



République Algérienne Démocratique et Populaire  
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique



**Université Mostefa Benboulaïd –BATNA 2**

Faculté de Technologie

Département d'Hydraulique

# THÈSE

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de

**DOCTORAT EN SCIENCES**

Option : Hydraulique

*Thème*

**Etude de l'évolution de la qualité des eaux du barrage de Babar (Sud-Est Algérien) et l'impact de la rupture de la digue sur l'environnement**

Présentée par :

**GAAGAI Aissam**

(Ingénieur d'État en Hydraulique. Magister en Hydraulique)

Soutenue publiquement le :

**18/11/2017**

**Devant le jury composé de :**

<b>MESSAID Belgacem</b>	MCB	Université de Batna 2	Président
<b>BOUDOUKHA Abderrahmane</b>	Professeur	Université de Batna 2	Rapporteur
<b>TIRI Ammar</b>	MCA	Université de Batna 2	Examineur
<b>BAALI Fethi</b>	Professeur	Université de Tebessa	Examineur
<b>FEHDI Chemceddine</b>	Professeur	Université de Tebessa	Examineur
<b>BOUMEZBEUR Abderrahmane</b>	Professeur	Université de Tebessa	Examineur

**Année universitaire 2016/2017**

## DEDICACE

*Je dédie cette thèse :*

- *A la mémoire de mon très cher Père ;*
- *A ma très chère Mère ;*
- *A ma femme et à mes enfants;*
- *A mes frères et sœurs ;*
- *A la mémoire de mon très cher collègue  
Abdelhak Abdesmed ;*
- *A tous ceux qui me sont chers.*

# **REMERCIEMENTS**

Merci à Dieu tout puissant de nous avoir donné la force, la volonté et le courage pour pouvoir réaliser ce modeste travail.

Je présente mes grands remerciements à Monsieur le Professeur A. BOUDOUKHA de l'université de Benboulaïd Batna 2 d'avoir accepté de m'encadrer et de suivre mon travail de près avec sa sérénité et sa rigueur scientifique et les conseils précieux qu'il m'a fourni au cours de mon travail. Je le remercie surtout pour sa disponibilité malgré ses responsabilités. Je lui remercie également pour la confiance et la compréhension qu'il a toujours manifestées à mon égard. Si ce travail est mené à terme, c'est grâce à son aide et soutien. Qu'il soit assuré de ma profonde estime. Qu'il trouve ici l'expression de ma profonde gratitude.

Je tiens vivement à remercier le Docteur TIRI Ammar, Professeur BAALI Fethi, Professeur BOUMEZBEUR Abderrahmane et Professeur FEHDI Chemceddine pour avoir accepté spontanément de se joindre au jury de la thèse ainsi que pour leurs lectures et corrections minutieuses. Je suis très reconnaissant à Monsieur le Docteur MESSAID Belgacem d'avoir accepté de présider mon jury de thèse.

J'ai l'agréable tâche de témoigner ma grande reconnaissance aux différents services techniques auprès desquels j'ai bénéficié d'un aimable appui, notamment ceux qui m'ont facilité l'accès aux données de mesures et à la documentation, en particulier :

- Aux responsables et cadres de l'ANRH Constantine.

- A toute l'équipe de l'Agence Nationale des Barrages et Transferts ANBT pour leur aide précieuse, je cite : Mr A. Chorfi directeur du barrage de Babar et Mr A. Jbaili directeur du barrage de Yabous.

Mes remerciements les plus sincères vont également aux membres de ma famille pour leur soutien moral et leur patience pendant les moments difficiles lors de la réalisation de ce travail. Grâce à eux, les moments de découragement furent rares et brefs. Qu'ils trouvent ici le témoignage de ma profonde gratitude.

Et enfin, je tiens à remercier tous les amis qui m'ont aidé et encouragé pour réaliser cette thèse.

## Résumé

Cette thèse est destinée à évaluer l'impact des eaux usées, de l'industrie et de l'agriculture sur la qualité des eaux de surface du barrage de Babar et leurs impacts environnementaux. La rupture de cet ouvrage est également abordée à l'aide du code HEC-RAS. Des techniques d'analyse telle que la classification hiérarchique ascendante, l'analyse des composantes principales et l'analyse des séries chronologiques ont été utilisées pour évaluer la variation de la qualité de l'eau de surface dans le bassin versant de Babar. Au total, 21 échantillons ont été collectés. Onze paramètres physicochimiques ont été déterminés sur trois stations d'échantillonnage. La salinité dans la partie orientale (S1) est élevée par contre dans la partie occidentale (S2) le TDS est faible et l'eau du barrage (S3) a une salinité intermédiaire. Le type d'eau est SO<sub>4</sub>-Na pour S1, HCO<sub>3</sub>-Ca-Mg pour S2 et SO<sub>4</sub>-Ca-Mg, pour l'eau du barrage. L'analyse de cluster a montré que sept variables ont été classées en deux groupes contrôlés par SO<sub>4</sub> et 21 échantillons sont regroupés en 3 groupes statistiques coïncidant avec la station S1, S2 et S3. L'analyse des facteurs montre que deux facteurs expliquent 87% de la variance totale de l'ensemble des données relatives à la qualité de l'eau. L'analyse des séries chronologiques a montré que Ca, Mg, Na, Cl et SO<sub>4</sub> ont une tendance très similaire avec TDS et K a un comportement similaire avec NO<sub>3</sub>, qui résultent de l'utilisation des engrais et des eaux usées domestiques. L'évolution temporelle des paramètres physicochimiques a été suivie pendant près de 39 mois ce qui a montré que la plupart des tendances sont négatives, sauf pour K (41.56%), NO<sub>2</sub> (5%) et NO<sub>3</sub> (35.62%). L'utilisation des engrais potassiques et le versement des rejets des villages directement dans la cuvette du barrage a probablement entraîné une augmentation de K<sup>+</sup>. L'augmentation des NO<sub>3</sub> est due essentiellement à l'apport par les engrais et la nitrification de l'ammonium (-61%) qui a été accompagné par la baisse des teneurs de l'oxygène dissous (-7.5%).

L'analyse de la rupture du barrage de Babar sur Oued el Arab a été réalisée pour montrer l'impact de l'onde de crue et sa vitesse sur les quatre villages situés à l'aval du barrage tel que Hella, Kherenne, Chebla et El Oueldj. Ce modèle est consacré à la description des inondations lors de la rupture du barrage suite à la formation d'une brèche dans la digue. Les principaux facteurs pris en compte dans cette simulation sont: le niveau de l'eau de la crue et l'hydrogramme de crue. Cette analyse des risques d'inondations a montré que le débit max de l'onde de crue enregistré au niveau de la brèche est de 9253 m<sup>3</sup>/s, et qu'il commence à s'atténuer à l'aval du barrage le long de Oued El Arab où il arrive au niveau du dernier village avec un débit plus faible, de l'ordre de 1110 m<sup>3</sup>/s. Cette simulation a permis de tracer une carte de risque qui montre les zones menacées par l'onde de submersion, qui résulterait d'une rupture totale de l'ouvrage. Par conséquent, on peut élaborer un plan de mesure de sécurisé pour atténuer autant que possible les conséquences de ces inondations. Une analyse de sensibilité a été effectuée pour voir l'impact des paramètres de la brèche sur le scénario 'rupture du barrage'.

**Mots clés:** Eau de surface, hydrochimie, analyse statistique, analyse chronologique, barrage Babar, modélisation, rupture, analyse de sensibilité, HEC-RAS.

## Abstract

This thesis is designed to assess the impact of wastewater, industry and agriculture on the quality of the Babar dam surface water and their environmental impacts. The rupture of this work is also discussed. Environmetric techniques such as cluster analysis, principal component analysis, and factor analysis and time series analysis were used to evaluate variations in surface water in the Baber watershed. A total of 21 samples were collected. Eleven parameters were determined on every sample representing three different sampling stations. The salinity in the Eastern part (S1) with high TDS, Western part (S2) with low TDS and in the dam (S3) with intermediate TDS. The water type is SO<sub>4</sub>-Na for S1, for S2 it is HCO<sub>3</sub>-Ca-Mg and SO<sub>4</sub>-Ca-Mg, mixed water in the dam. In the cluster analysis, seven variables were classified into two clusters controlled by SO<sub>4</sub> and 21 samples are grouped into 3 statistical groups coinciding with the station S1, S2 and S3. Factor analysis indicates two factors, which explained 87% of the total variance in water quality data set. Two factors which are salinization and sulfates explain 73% and 14% of the total variance respectively. Time series analysis showed that Ca, Mg, Na, Cl and SO<sub>4</sub> have very similar trend with TDS and K have similar pattern to NO<sub>3</sub>. It suggests that five components control TDS. K and NO<sub>3</sub> resulted from fertilizers and domestic sewages inputs from the tributaries of river. The temporal evolution of the physico-chemical parameters was followed for nearly 39 months, which showed that most of the trends were negative except for K (41.56%), NO<sub>2</sub> (5%) and NO<sub>3</sub> (35.62%). The use of potash fertilizers and the dumping of discharges from villages directly into the dam basin is likely to result in an increase in K<sup>+</sup>. The increase in NO<sub>3</sub> is mainly due to fertilizer input and nitrification of ammonium (-61%) which was accompanied by low dissolved oxygen contents (-7.5%).

A failure analysis of Babar dam on WADI EL ARAB was performed to demonstrate the impact of the flood wave and velocities on the four villages downstream of the dam as Hella, Kherenne, Chebla and El Oueldj. This model is dedicated to the description of the floods at the dam following a breach in the dike. The main factors taken into account in this simulation are: the flood water level and the flood hydrograph. This flood risk analysis succeeded results indicating that the maximum flood wave flow recorded at the breach is 9253.02 m<sup>3</sup> / s), and is beginning to minimize downstream of the dam along the Oued El Arab where it arrived at the last village with low flow (Q<sub>max</sub> = 1110.64m<sup>3</sup>/s). This simulation allowed drawing the risk map which shows the areas threatened by flood wave that would result from a total rupture of the work, and consequently can be developed a plan of security measures to moderate as much as possible the consequences of the floods. A sensitivity analysis was conducted to see the parameters of impact of the breach on the dam failure scenario, it confirmed that these parameters as formulation time, breach width and side slope have a great influence on the dam failure scenario.

**Keywords:** Dam; modelization; failure; sensitivity analysis; HEC-RAS; Surface water; hydrochemical, statistical analysis, time series analyses.

## ملخص

يهدف هذا البحث الى تقييم تأثيرات مياه الصرف الصحي و الصناعة و الزراعة على نوعية المياه السطحية لسد بابار و تأثيراتها البيئية. و تناولت أيضا الانهيار في هذا السد. تقنيات التحليل مثل المجموعة الهرمية, تحليل المكونات الرئيسية و تحليل السلاسل الزمنية, كلها استعملت لتقييم التغيرات في المياه السطحية لسد بابار. تم جمع 21 عينة و تم تحديد أحد عشر عنصر فيزي و كيميائي في ثلاث محطات مختلفة. الملوحة في الجزء الشرقي (S1) عالية ضد الجزء الغربي (S1) و TDS منخفضة, و في مياه السد (S3) لديه الملوحة متوسطة. نوع المياه من  $SO_4-Na$  ل (S1),  $HCO_3-Mg-Ca$  ل (S2) و  $SO_4-Ca-Mg$  ل (S3). تحليل المجموعات أثبت تصنيف سبع عناصر الى مجموعتين مراقبتين ب  $SO_4$  و 21 عينة جمعة في ثلاث مجموعات احصائية مع S1 و S2 و S3. تحليل العوامل يدل على أنه هناك عاملين أساسيين اللذان يفسران 87% من المجموعة الكاملة للعوامل على المعطيات المنسوبة الى نوعية المياه. تحليل السلاسل الزمنية يثبت أنه كل من  $SO_4$ , Ca, Mg, Cl لديهم اتجاه مماثل مع TDS و K لديه سلوك مماثل مع  $NO_3$  الناتج عن الأسمدة و مياه الصرف الصحي ذات الطابع انساني. التطور الزمني للعناصر الفيز و كيميائية خلال مدة 39 شهر أظهرت أن معظم اتجاهات سلبية باستثناء (41.5%) K و (5%)  $NO_2$  و (35.6%)  $NO_3$ . استخدام الأسمدة البوتاسية و الصب المباشر لتصريف المدن في السر و من المرجح أن يؤدي إلى زيادة في K. الزيادة في تركيز ( $NO_3$ ) كان بسبب أساسي و هو الحجم الكبير للأسمدة و النترجة الأمونيوم (-61%) و الذي كان يرافقه انخفاض مستويات الأوكسجين المذاب (-7.5%).

تحليل انهيار السد بآبار على واد العرب نفذ في هذه الدراسة لإثبات تأثير الموجة و سرعتها على أربعة مدن موجودة تحت السد و هي: هلة و خيران و شبلة و الولجة. هذا النموذج مخصص لتفسير و توضيح أثار الفيضانات أثناء انهيار السد مع تشكيل فتحة في السد. العوامل الأساسية المأخوذة بعين الاعتبار في التحليل هم: مستوى مياه الفيضانات و حجم الفيضانات. هذا التحليل لمخاطر الفيضانات توصل إلى نتائج تدل على أن هذه الفيضانات قد تصل إلى تدفق ( $9253.02m^3/s$ ) و الذي يبدأ بالانخفاض تحت السد على طول الواد أين يصل إلى آخر مدينة مع تدفق ضعيف نوعا ما ( $1110.6m^3/s$ ). هذا التحليل سمحت لنا بوضع خريطة المخاطر التي تبين جيدا المناطق المهتدة بهذا النوع من الفيضانات الناتجة عن انهيار السد بطريقة كلية و لذلك فانه يمكن وضع خطة لتأمين و تخفيف قدر الأماكن من الأثار الفيضانات. التحليل التحسيبي نفذ كذلك لرؤية التأثير العناصر هذه الفتحة على سيناريو انهيار السد.

**كلمات البحث:** المياه السطحية, الكيمياء, التحليل الإحصائي, تحليل السلاسل الزمنية, سد بابار, انهيار, تحليل الحساسية, النمذجة, HEC RAS.

# SOMMAIRE

<b>INTRODUCTION GENERALE</b> .....	02
<b><u>Chapitre 1 : synthèse bibliographique</u></b> .....	07
<b>I.1. la pollution des eaux de surface</b> .....	07
<b>I.1.1. Différents types d'eau pour la consommation humaine</b> .....	07
I.1.1.1. Les eaux naturelles .....	07
I.1.1.2. Les eaux souterraines .....	08
I.1.1.3. Les eaux de surface .....	09
I.1.1.4. Les eaux de mer .....	10
<b>I.1.2. La qualité de l'eau</b> .....	10
I.1.2.1. Impacts anthropiques sur la qualité de l'eau .....	11
I.1.2.2. Impacts de l'agriculture sur la qualité de l'eau.....	12
<b>I.1.3. Paramètres analysés</b> .....	14
I.1.3.1. Les principaux indicateurs physiques de la qualité de l'eau.....	14
I.1.3.1.1. Température (T) .....	14
I.1.3.1.2. La conductivité électrique .....	14
I.1.3.1.3. Potentiel d'hydrogène (pH).....	15
I.1.3.1.4. La turbidité.....	15
I.1.3.1.5. Couleur, odeur et goût.....	16
I.1.3.1.6. Les matières en suspension (MES).....	16
I.1.3.1.7. Oxygène dissous (O <sub>2</sub> ) <sub>dis</sub> .....	16
I.1.3.2. Les principaux indicateurs chimiques de la qualité de l'eau.....	16
I.1.3.2.1. Calcium.....	16
I.1.3.2.2. Magnésium.....	17
I.1.3.2.3. Sodium.....	17
I.1.3.2.4. Potassium.....	17
I.1.3.2.5. Chlorures .....	18
I.1.3.2.6. Sulfates .....	18
I.1.3.2.7. Les bicarbonates .....	18
I.1.3.3. <b>Les nutriments</b> .....	19
I.1.3.3.1. Nitrates .....	19
I.1.3.3.2. Nitrites .....	19
I.1.3.3.3. Ammonium .....	20
I.1.3.3.4. Orthophosphates .....	20

I.1.3.3.5. La Demande Chimique en Oxygène (DCO).....	21
I.1.3.3.6. La Demande Biologique en Oxygène (DBO <sub>5</sub> ) .....	21
I.1.3.4. Les éléments traces métalliques .....	22
I.1.3.4.1. Rappels généraux sur les métaux lourds .....	23
I.1.3.4.2. Les métaux dans l'environnement .....	25
I.1.3.4.3. Transfert des métaux lourds dans l'eau .....	25
I.1.3.4.4. Remobilisation des métaux lourds à partir des sédiments .....	25
I.1.3.4.5. Les effets biochimiques des métaux lourds .....	26
I.1.3.4.6. Les origines des métaux et leur toxicité .....	27
a/ Origine naturelle.....	27
b/ Origine anthropique.....	28
I.1.3.4.7. Contamination des écosystèmes aquatiques par les métaux lourds.....	29
I.1.3.4.8. Les caractéristiques générales des métaux les plus concentrés dans la cuvette du barrage de Babar .....	29
I.1.3.4.8.1. Le Fer (Fe) .....	29
I.1.3.4.8.2. Le Zinc (Zn) .....	32
I.1.3.4.8.3. Le Cuivre (Cu).....	33
I.1.3.4.8.4. Le Manganèse (Mn).....	35
<b>I.1.4. Les sources principales de la pollution .....</b>	<b>37</b>
I.1.4.1. Les sources ponctuelles.....	38
I.1.4.2. Les sources non ponctuelles.....	38
a. Sédiment.....	39
b. Eléments nutritifs.....	39
c. Pesticides.....	40
d. Salinité.....	41
e. Pathogènes.....	41
f. Température .....	41
<b>I.1.5. Les secteurs contribuent à la pollution des eaux de surface .....</b>	<b>42</b>
a/ Le secteur industriel.....	42
b/ Le secteur domestique et urbain.....	42
c/ Le secteur agricole .....	43
<b>I.2. Le risque de rupture du barrage.....</b>	<b>43</b>
<b>I.2.1. Rôle des barrages.....</b>	<b>45</b>
<b>I.2.2. Causes de rupture du barrage.....</b>	<b>45</b>
I.2.2.1. Causes techniques.....	45
I.2.2.2. Causes naturelles .....	45

I.2.2.3. Causes humaines .....	46
<b>I.2.3. Types de ruptures des barrages.....</b>	<b>46</b>
a/ Une rupture progressive.....	46
b/ Une rupture Brutale .....	47
<b>I.2.4. Les conséquences d'une rupture.....</b>	<b>47</b>
<b>I.2.5. Maitrise du risque .....</b>	<b>47</b>
a/ Objectifs de la surveillance .....	47
b/ Sécurité des populations .....	48
c/ Information et plan d'alerte .....	49
<b>Conclusion.....</b>	<b>49</b>
<b><u>Chapitre II. Matériel et Méthodes</u></b>	
<b>2.1. Les condition naturelles.....</b>	<b>51</b>
<b>2.1.1. Situation géographique.....</b>	<b>51</b>
<b>2.1.2. géologie.....</b>	<b>52</b>
2.1.2.1. La géologie générale de la Willaya de Khenchela .....	52
2.1.2.2. La géologie de la région d'étude.....	53
a. Le Crétacé supérieur.....	53
b. Le Crétacé moyen.....	55
c. Le Crétacé inférieur .....	55
d. Le Quaternaire .....	56
2.1.2.3. La tectonique .....	57
2.1.2.4. Perméabilité .....	58
<b>2.1.3. Le géomorphologie.....</b>	<b>58</b>
2.1.3.1. Le milieu physique.....	59
2.1.3.2. Le réseau hydrographique du bassin versant d'Oued El Arab.....	59
2.1.3.3. Profil en long d'Oued El Arab et ses affluents.....	60
<b>2.1.4. Hydroclimatologie .....</b>	<b>62</b>
2.1.4.1. climatologie de la zone d'étude .....	62
2.1.4.2. Caractéristiques climatiques de la région d'étude .....	62
2.1.4.3. Étude des paramètres climatologiques .....	63
a. Les précipitations .....	63
a.1. Les précipitations moyennes mensuelles, saisonnières et annuelles.....	64
b. La température .....	66
c. Régime de vents .....	66
2.1.4.4. Etude des crues.....	67
2.1.4.4.1. Les pluies de courte durée .....	67

2.1.4.4.2. Les débits.....	67
a. Formule de Mallet et Gautier.....	68
b. Formule de Giandotti.....	68
c. Formule de Possent .....	69
2.1.4.4.3. Hydrogramme de crue .....	70
<b>2.2. Méthode d'analyse de la qualité des eaux de surface.....</b>	<b>74</b>
<b>2.2.1. Echantillonnage d'eau.....</b>	<b>75</b>
<b>2.2.2. La méthode de traitement des données.....</b>	<b>76</b>
2.2.2.1. La méthode des tendances .....	76
2.2.2.2. La moyenne mobile .....	77
<b>2.2.2.3.. Analyse statistique des données .....</b>	<b>78</b>
a. Classification ascendante hiérarchique .....	78
b. Analyse factorielle .....	79
c. Analyse de la série temporelle .....	80
2.2.2.4. Différents diagrammes/rapports utilisés pour caractériser le chimisme des eaux du barrage de Babar.....	81
2.2.2.4.1. Diagramme de Piper.....	81
2.2.2.4.2. Rapport DCO/DBO5 (Indice de biodégradabilité) .....	82
2.2.2.4.3. Rapport de salinité.....	83
<b>2.3. Analyse de la rupture du barrage.....</b>	<b>83</b>
<b>2.3.1. La modélisation hydrodynamique unidimensionnelle.....</b>	<b>84</b>
<b>2.3.2. Description générale du Modèle HEC RAS.....</b>	<b>86</b>
<b>2.3.3. La résolution numérique des équations de Saint-Venant dans le logiciel HEC-RAS .....</b>	<b>87</b>
2.3.3.1. Les équations de Saint-Venant.....	87
2.3.3.2. Calcul de la propagation des crues en régime d'écoulement non permanent.....	87
a. Equation de Continuité .....	89
b. Équation de la quantité de mouvement .....	90
2.3.3.3. Application des équations d'écoulement non permanent dans HEC-R AS.....	94
a. Équation de continuité .....	98
b.Équation de la quantité de mouvement .....	99
<b>2.3.4. Les paramètres d'entrée pour le modèle HEC-RAS .....</b>	<b>101</b>
2.3.4.1. Les données topographiques .....	101
2.3.4.2. La géométrie.....	102
2.3.4.3. Les sections transversales.....	102
2.3.4.4. Le coefficient de rugosité de Manning.....	103

2.3.4.5. Conditions aux limites.....	103
<b>Conclusion.....</b>	<b>104</b>
<b><u>Chapitre III. Résultats et discussion</u></b>	
<b>3.1. Étude de qualité des eaux de surface du barrage de Babar .....</b>	<b>106</b>
<b>3.1.1. Résultats des analyses physico-chimiques (Octobre 2007-Avril 2008).....</b>	<b>106</b>
3.1.1.1. Classification des eaux de surface (Octobre 2007-Avril 2008).....	109
<b>3.1.2. Analyses statistiques (Octobre 2007- Avril 2008).....</b>	<b>110</b>
3.1.2.1. Statistiques élémentaires et matrice de corrélation.....	110
3.1.2.2. Classification ascendante hiérarchique.....	111
3.1.2.3. Analyse en composantes principales .....	113
3.1.2.4. Analyse des séries chronologiques.....	114
<b>3.1.3. Analyse des données de 2013-2016.....</b>	<b>117</b>
3.1.3.1. Statistiques élémentaires.....	117
3.1.3.2. Faciès chimique.....	117
3.1.3.3. Méthode des tendances .....	118
3.1.3.3.1. Température .....	119
3.1.3.3.2. pH.....	121
3.1.3.3.3. La turbidité (brute) .....	122
3.1.3.3.4. Conductivité électrique.....	123
3.1.3.3.5. Variation des paramètres carbonatés.....	123
3.1.3.3.6. Variation des paramètres salifères .....	125
3.1.3.3.7. L'origine de la salinité .....	126
3.1.3.3.8. Variation des paramètres de pollution .....	128
3.1.3.3.8.1. Matière en suspension (MES) .....	128
3.1.3.3.8.2. Oxygène dissous (O <sub>2</sub> ) .....	129
3.1.3.3.8.3. Demande biochimique en oxygène (DBO <sub>5</sub> ) .....	130
3.1.3.3.8.4. Demande chimique en oxygène (DCO) .....	131
3.1.3.3.8.5. Matière organique .....	132
3.1.3.3.8.6. Nitrates (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) .....	133
3.1.3.3.8.7. Nitrites (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) .....	134
3.1.3.3.8.8. Ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) .....	135
3.1.3.3.8.9. Les orthophosphates (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ).....	136
3.1.3.3.9. Influence du volume d'eau .....	138
3.1.3.3.10. Métaux lourds.....	140
3.1.3.3.10.1. Analyse de la tendance générale.....	140
3.1.3.3.10.2. Évolution de la concentration des métaux lourds selon la matière en	142

suspension et la turbidité.....	
3.1.3.3.10.2. Relation ML – pH.....	143
<b>3.1.4. Évaluation d'aptitude des eaux du barrage à l'irrigation.....</b>	<b>144</b>
3.1.4.1. La méthode du SAR .....	145
3.1.4.2. Pourcentage de sodium (Na%).....	146
3.1.4.3. Le risque de salinité.....	146
<b>Conclusion.....</b>	<b>147</b>
<b>3.2. Simulation de l'onde de crue due à une rupture du barrage de Babar .....</b>	<b>149</b>
<b>3.2.1. Collecte de données.....</b>	<b>149</b>
3.2.1.1. Les données du barrage de Babar.....	149
3.2.1.2. Les données géométriques et hydrauliques.....	151
3.2.1.2.1. Disposition de système géométrique .....	152
3.2.1.2.2. Données Hydrauliques .....	153
3.2.1.2.3. Estimation des paramètres de la brèche .....	154
<b>3.2.2. Résultats et discussion .....</b>	<b>160</b>
3.2.2.1. Scénario de brèche-rupture du barrage .....	160
3.2.2.2. Évolution de l'onde de crue .....	161
3.2.2.3. Évolution de débit/vitesse de l'onde de crue.....	162
3.2.2.4. Profil des surfaces d'eau maximums .....	165
3.2.2.5. Analyse des risques d'inondations.....	166
3.2.2.6. L'analyse de sensibilité .....	172
3.2.2.6.1. Impact de paramètres de brèche sur le scénario de rupture du barrage.....	173
<b>Conclusion.....</b>	<b>178</b>
<b>CONCLUSION GENERALE .....</b>	<b>180</b>
<b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....</b>	<b>185</b>

## LISTE DES FIGURES

<b>Figure I.1.</b> Les Oueds qui alimentent le barrage du Babar .....	10
<b>Figure I.2.</b> Devenir des ML dans un système aquatique.....	30
<b>Figure I.3.</b> Nature des précipités de Fe en fonction des variations de paramètres physico-chimiques .....	31
<b>Figure I.4.</b> Spéciation du Zn ( $10^{-6}$ M~635.8 $\mu\text{g/l}$ ) dans les eaux naturelles ( $C T^2 10^{-3}\text{M}$ ).....	33
<b>Figure I.5.</b> Spéciation du Cu dans des eaux naturelles d'après .....	34
<b>Figure I.6.</b> Les champs de stabilité des phases dissoutes et solides de Mn en fonction du pH et de l'Eh à 25 ° C et 1 atm dans le système Mn-Co <sub>2</sub> -H <sub>2</sub> O. Modifié par .....	36
<b>Figure I.7:</b> Les cinq principaux facteurs et leurs composantes qui comprennent l'intégrité des eaux de surface.....	37
<b>Figure I.8.</b> La complexité hiérarchique des problèmes de qualité de l'eau liés à l'agriculture.....	39
<b>Figure I.9 :</b> les grands barrages dans le monde selon (CIGB).....	44
<b>Figure II.1.</b> Carte de la situation géographique de la région d'étude.....	52
<b>Figure II.2.</b> La géologie de la région de Khenchela .....	54
<b>Figure II.3.</b> La géologie du bassin versant d'Oued El Arab .....	56
<b>Figure II.4.</b> Carte lithologique du bassin versant d'Oued El Arab.....	58
<b>Figure II.5.</b> Le réseau hydrographique d'Oued El Arab.....	60
<b>Figure II.6.</b> Profil en long d'Oued El Arab et ses affluents.....	61
<b>Figure II.7.</b> Carte simplifiée des zones bioclimatiques de l'Est algérien .....	63
<b>Figure II.8.</b> Carte des précipitations annuelles moyennes de l'Est algérien. ....	64
<b>Figure II.9.</b> Variation des précipitations moyennes annuelles (station Babar).....	65
<b>Figure II.10.</b> Variation des précipitations moyennes mensuelles.....	65
<b>Figure II.11.</b> Variation des précipitations moyennes saisonnières.....	66
<b>Figure II.12.</b> variation mensuelle des températures à la station de Babar (1980-2015).....	66
<b>Figure II.13.</b> Composantes de l'hydrogramme de crue.....	71
<b>Figure II.14.</b> Localisation des stations de prise des échantillons sur le bassin versant de l'Oued El Arab..	75
<b>Figure II.15 :</b> Volume élémentaire pour la dérivation des équations de continuité et de la quantité de mouvement.....	89
<b>Figure II.16.</b> Illustration des termes associés à la définition de la force de pression.....	91
<b>Figure II.17.</b> Caractéristiques bidimensionnelles de l'interaction entre le canal et la plaine d'inondation.....	95
<b>Figure II.18.</b> Maillage de Preissmann typique de différence finie.....	97
<b>Figure III.1.</b> Localisation des stations de prise des échantillons sur le bassin versant de l'Oued El Arab.....	106
<b>Figure III.2.</b> Variations temporelles des paramètres physiques dans la zone d'étude.....	108

<b>Figure III.3.</b> Variations temporelles des éléments contenus dans les formations évaporées dans la zone d'étude.....	108
<b>Figure III.4.</b> Variations temporelles des éléments contenus dans les carbonates et les nitrates dans la zone d'étude.....	108
<b>Figure III.5.</b> Diagramme de Piper appliqué sur les eaux de surface de Oued El Arab.....	110
<b>Figure III.6.</b> Classification des échantillons d'eau selon le mode R pris dans les eaux du barrage de Babar.....	112
<b>Figure III.7.</b> Classification des échantillons d'eau selon le mode Q pris dans les eaux du barrage de Babar.....	113
<b>Figure III.8.</b> Représente les résultats de l'ACP pour F1 vs F2.....	114
<b>Figure III.9.</b> Fonctions d'autocorrélation des composants hydrochimiques dans la zone d'étude.....	115
<b>Figure III.10.</b> Modèles de densité spectrale des composantes hydrochimiques dans la zone d'étude.....	116
<b>Figure III.11.</b> Fonctions de corrélation croisée des composants hydrochimiques dans la zone d'étude.....	116
<b>Figure III.12.</b> Diagramme de Piper appliqué aux eaux du barrage de Babar (Janvier 2013 à Mars 2016).....	118
<b>Figure III.13.</b> Variation de la température dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016. ....	119
<b>Figure III.14.</b> Variation de pH dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016. ....	121
<b>Figure III.15.</b> Variation de la turbidité dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016. ...	122
<b>Figure III.16.</b> Variation de la Conductivité électrique dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016. ....	123
<b>Figure III.17.</b> Variation de la salinité et des éléments carbonatés dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016.....	124
<b>Figure III.18.</b> Variation des éléments salifères dans l'eau durant la période de janvier 2013-mars 2016. ....	125
<b>Figure III.19 :</b> Origine de la salinité des eaux de surface du barrage de Babar. ....	126
<b>Figure III.20.</b> la corrélation entre la conductivité électrique et les éléments chimiques majeurs..	127
<b>Figure III.21.</b> Variation des matières en suspension dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016. ....	128
<b>Figure III.22.</b> Évolution de la turbidité en fonction des MES.....	129
<b>Figure III.23.</b> Variation d'Oxygène dissous dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016. ....	130
<b>Figure III.24.</b> Variation de DBO <sub>5</sub> dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016. ....	131
<b>Figure III.25.</b> Variation de DCO dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016. ....	131

<b>Figure III.26.</b> Le rapport DCO / DBO.....	132
<b>Figure III.27.</b> Variation des Matières organiques dans l'eau durant la période janvier 2013- mars 2016. ....	133
<b>Figure III.28.</b> Variation des Nitrates dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016. ....	134
<b>Figure III.29.</b> Variation des Nitrites dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016. ....	135
<b>Figure III.30.</b> Variation d'ammonium dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016. ....	136
<b>Figure III.31.</b> Variation d'orthophosphate dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016. ....	137
<b>Figure III.32.</b> Variation du volume d'eau durant la période janvier 2013-mars 2016.....	138
<b>Figure III.33.</b> Influence de volume d'eau du barrage sur la concentration des différents paramètres physico-chimiques .....	139
<b>Figure III.34.</b> Tendance des ETM dans les eaux du barrage de Babar en fonction du temps pendant la période d'étude (Janvier 2013 - Mars 2016).....	141
<b>Figure III.35.</b> Évolution des métaux lourds en fonction des MES pendant la période d'étude (Janvier 2013 - Mars 2016).....	142
<b>Figure III.36.</b> Évolution des métaux lourds en fonction de turbidité pendant la période d'étude (Janvier 2013 - Mars 2016).....	143
<b>Figure III.37.</b> Évolution des métaux lourds en fonction de pH pendant la période d'étude (Janvier 2013 - Mars 2016).....	144
<b>Figure III.38.</b> Aptitude de l'eau à l'irrigation selon le diagramme de Wilcox (SAR).....	146
<b>Figure III.39.</b> Carte géographique de la zone d'étude.....	150
<b>Figure III.40.</b> Profil en long d'Oued El Arab. ....	151
<b>Figure III.41.</b> La géométrie de zone étudiée.....	152
<b>Figure III.42.</b> Rivière et sections transversales.....	153
<b>Figure III.43.</b> Sections supplémentaires interpolées dans HEC-RAS.....	153
<b>Figure III.44.</b> Hydrogramme de crue entré dans le barrage.....	154
<b>Figure III.45.</b> Profil type de la brèche.....	156
<b>Figure III.46.</b> L'évolution de l'onde de crue par les trois méthodes empiriques.....	161
<b>Figure III.47.</b> La rupture du barrage et la propagation de l'onde de crue en fonction du temps... 162	
<b>Figure III.48.</b> Variation spatial de débit de pointe après la rupture du barrage.....	163
<b>Figure III.51.</b> Variation de la vitesse d'écoulement après la rupture du barrage.....	164
<b>Figure III.50.</b> Contrainte de cisaillement et régime de transport de lit d'Oued El Arab.....	165
<b>Figure III.51.</b> Puissance de courant d'eau de l'onde de crue.....	165
<b>Figure III.52.</b> La surface de l'eau pendant la crue.....	166
<b>Figure III.53.</b> Le niveau d'eau après la rupture au niveau des ponts 1 et 2.....	168
<b>Figure III.54.</b> Le niveau d'eau après la rupture au niveau des villages Hella et Khérenne.....	168

<b>Figure III.55.</b> Le niveau d'eau après la rupture au niveau des villages Chebla et Oueldja.....	168
<b>Figure III.56.</b> Carte d'inondation par la rupture du barrage de Babar.....	170
<b>Figure III.57.</b> la limite de la zone de risque pour la ville de hellia.....	171
<b>Figure III.58.</b> la limite de la zone de risque pour la ville de Khérenne.....	171
<b>Figure III.59.</b> la limite de la zone de risque pour la ville de Chebla.....	172
<b>Figure III.60.</b> la limite de la zone de risque pour la ville de Oueldja.....	172
<b>Figure III.63.</b> Analyse de la sensibilité à la rupture du barrage 1 (Ajustement du Temps de formation de brèche).....	175
<b>Figure III.64.</b> Analyse de la sensibilité à la rupture du barrage 2 (Ajustement de la pente de brèche) .....	176
<b>Figure III.65.</b> Analyse de la sensibilité à la rupture du barrage 3 (Ajustement de la largeur de brèche).....	177

## LISTE DES TABLEAUX

<b>Tableau I.1</b> : Rapport entre la conductivité et la minéralisation.....	15
<b>Tableau I.2</b> : Caractéristiques de qualité d'une eau minérale naturelle et d'une eau de source. Arrêté du 26 juillet 2000 (JO n° 51/00) .....	22
<b>Tableau I.3</b> : Valeurs limites maximales des paramètres de rejets des installations de déversements industriels. Annexe du décret exécutif 93-160 du 10 juillet 1993 (JO 46/93) .....	26
<b>Tableau II.1.</b> Paramètres morphométriques de bassin versant de Oued El Arab.....	60
<b>Tableau II.2.</b> Coordonnées de la station climatologique du bassin versant de Oued El Arab.....	62
<b>Tableau II.3.</b> Les précipitations à la station de Babar .....	64
<b>Tableau II.4.</b> Températures moyennes mensuelles à la station de Babar pour la période (1980- 2015).....	66
<b>Tableau II.5.</b> Les pluies de courte durée (station de Babar).....	67
<b>Tableau II.6.</b> Les débits maximums de l'Oued El Arab calculés à l'aide de la formule de Mallet et Gautier.....	68
<b>Tableau II.7.</b> Les valeurs de débits maximums selon la formule de GIANDOTTI.....	69
<b>Tableau II.8.</b> Les valeurs de $Q_{max}$ selon la formule de Possent .....	69
<b>Tableau II.9.</b> Les débits maximums des trois formules.....	70
<b>Tableau II.10.</b> Description générales de coefficient ( $\lambda$ ) du cours d'eau .....	72
<b>Tableau II.11.</b> Débits maximums de différentes fréquences.....	73
<b>Tableau II.12.</b> Caractéristiques techniques principales du barrage du Babar sur Oued El Arab.....	73
<b>Tableau III.1.</b> Intervalle, moyenne, écart-type, des paramètres de qualité de l'eau du barrage de Babar en 2007-2008.....	107
<b>Tableau III. 2.</b> Matrice des coefficients de corrélation des concentrations physico-chimiques pour les 21 échantillons d'eau.....	111
<b>Tableau III.3.</b> Variation expliquée et matrices de composantes.....	114
<b>Tableau III.4.</b> Caractéristiques statistiques des données chimiques du barrage de Babar à long terme (Janvier 2013 - Mars 2017).....	120
<b>Tableau III.5.</b> Caractéristiques statistiques des métaux lourds du barrage de Babar à long terme (Janvier 2013 - Mars 2017).....	141

<b>Tableau III.6.</b> Les résultats de différents paramètres d'estimation de l'aptitude de l'eau du barrage de Babar à l'irrigation .....	145
<b>Tableau III.7.</b> Classification des eaux du barrage de Babar sur la base de SAR, Na%, TDS et EC. Pendant la période de (Janvier 2013- Mars 2016).....	147
<b>Tableau III.8.</b> représente le coefficient de la taille de réservoir .....	160
<b>Tableau III.9.</b> Résultats de la simulation du débit par le mposéle HEC-RAS.....	161
<b>Tableau III.10.</b> Propagation de l'onde de crue simulée en aval du barrage.....	163
<b>Tableau III.11.</b> Analyse de la sensibilité à la rupture du barrage 1 (Ajustement du Temps de formation de brèche).....	175
<b>Tableau III.12.</b> Analyse de la sensibilité à la rupture du barrage 2 (Ajustement de la pente de brèche) .....	176
<b>Tableau III.13.</b> Analyse de la sensibilité à la rupture du barrage 3 (Ajustement de la largeur de brèche).....	177

# **INTRODUCTION GENERALE**

## **Introduction**

L'eau est essentielle pour la vie, elle est donc très précieuse et vitale car sans elle, il n'y aurait pas de vie sur Terre. Bien que 71% de la surface de la Terre soit couverte d'eau, sur les 1.36 milliards de km<sup>3</sup> d'eau qui couvrent notre planète, seulement 0,014 % est douce et utilisable par l'homme (Moudallal, 1997). Si cette quantité est suffisante pour répondre aux besoins futurs de l'humanité, l'altération de la qualité de l'eau rend la part compatible avec l'utilisation humaine, de plus en plus faible (Wheal, 1991). L'eau joue un rôle important dans le soutien des activités humaines productives telles que l'agriculture, l'énergie, l'industrie, l'assainissement, les services de transport, la pêche et le tourisme (UNEP, 2009). Ces différentes activités induisent une altération de la qualité de l'eau par une introduction d'une surcharge en matière organique, par des substances toxiques provenant des activités agricoles et par des effluents industriels et domestiques rejetés dans le milieu récepteur sans traitement. Ce milieu aquatique est un milieu chimique merveilleux qui a des propriétés uniques dans la dissolution et la mise en suspension de grandes variétés de produits chimiques par conséquent, il peut être contaminé facilement (Spellman et al., 1999). La qualité de l'eau a été toujours un problème majeur dans de nombreux pays (Moe et al., 2006). Partout dans le monde, des maladies contractées par l'eau potable tuent environ 5 millions d'enfants chaque année et rend un sixième de la population mondiale des malades (WHO, 2004). Environ 2-3 millions de personnes souffrent de maladies liées à l'eau (WHO, 1997). Les eaux de surface ont souvent des impuretés provenant de diverses sources. Les impuretés peuvent être mises en suspension comme les particules, les matières colloïdales et peuvent également être dissoutes comme les substances cationiques et anioniques. Diverses activités humaines, comme l'industrie, les activités domestiques, agricoles et d'autres, contribuent à la pollution de l'eau en particulier celle de surface mais également souterraine (Gardiner et Mance, 1984). La croissance rapide des zones urbaines a également affecté la qualité des eaux de surface en raison de la surexploitation des ressources et des pratiques d'élimination des déchets impropres.

La plupart des gens dans le monde n'ont pas accès à l'eau potable, ce qui a entraîné une augmentation des maladies transmises par l'eau (TWAS, 2002). L'eau utilisée pour la consommation doit être potable. La qualité de l'eau de surface est principalement influencée par la nature et les processus anthropiques en particulier dans les zones urbaines et les activités agricoles autour des zones rurales (Ayeni et al., 2011). Ces processus anthropiques conduisent à la contamination de l'eau. L'eau contaminée affecte non seulement la santé du

public, mais aussi la consommation d'eau polluée peut causer diverses maladies d'origine hydrique telles que la diarrhée, la dysenterie, les plaintes de la peau, des dents et d'autres maladies abdominaux (Bhardwaj, 2005). La transmission de la maladie par l'eau potable est donc l'une des principales préoccupations pour l'approvisionnement en eau potable (Ahmed et al., 2004). La demande mondiale de l'eau reste ascendante en raison de la croissance démographique, économique, l'urbanisation rapide et la demande croissante de produits alimentaires et de l'énergie (GWP, 2009). Par conséquent, l'évaluation de la disponibilité des ressources en eau à des échelles spatiales et temporelles pertinentes est importante (Yang et Zander, 2007), et donc une question d'importance majeure dans la plupart des pays et ce depuis plusieurs décennies (WMO 2012).

Une grande partie de l'eau potable provient des masses d'eau de surfaces telles que les barrages et les rivières. Pour des raisons de santé publique, il est très important que les sources d'eau potable soient propres. Les eaux de surface sont vulnérables à la pollution de leur environnement et la protection des eaux de surface est un processus complexe qui doit souvent être fait au niveau régional. Les eaux de surface peuvent être contaminées par la pollution de source ponctuelle ainsi que par la pollution de sources diffuses. Ces dernières peuvent être difficiles à localiser, quantifier et/ou réguler. La localisation de sources non ponctuelles de pollution à la surface des plans d'eau est difficile, car les sources peuvent être situées dans l'ensemble des bassins versants. Les eaux de ruissellement qui se déplacent sur diverses utilisations des terres dans un bassin versant sont des sources majeures de pollution et de sources non ponctuelles.

En Algérie, la demande en eau qu'elle soit destinée à l'alimentation en eau potable (AEP), à l'agriculture ou à l'industrie, ne cesse de croître et devient de plus en plus difficile à satisfaire les besoins à cause de l'accroissement de la population, du développement industriel, agricole et de l'insuffisance de cette ressource. Pour remédier à ce problème, les pouvoirs publics ont construit des ouvrages hydrauliques tels que les barrages, pour stocker les eaux des précipitations qui seront utilisées dans divers domaines. Les barrages sont donc des ouvrages artificiels dont la ressource dépend de la pluviométrie et parmi leurs fonctions : la régulation de cours d'eau, l'irrigation, l'alimentation en eau potable, la production d'énergie électrique, la retenue de rejets de mines ou de chantiers, le tourisme et les loisirs, la lutte contre les incendies etc . Pour satisfaire les besoins de ces différents secteurs, il est impératif de protéger cette ressource contre toutes formes de pollution (urbaine, industrielle, agricole...), et de prévenir les accidents et les dommages que la digue pourrait subir.

Situé à l'Est du pays, le bassin versant de l'Oued el Arab est caractérisé par un climat semi-aride et des ressources en eau limitées qui constituent un facteur contraignant de son développement socio-économique d'où la nécessité de développer des modes de gestion intégrés de cette ressource à l'échelle de l'ensemble du bassin. L'objectif de cette thèse s'inscrit dans cette optique, en s'intéressant au barrage de Babar qui se trouve au Sud de la ville de Khenchela dans le Sud-Est Algérien. Cet ouvrage a été construit pour satisfaire la demande en eau potable des villes de Babar, Checher, Ain Djerbaou, Bouhmama et Tamza et l'irrigation des terres agricoles se trouvant en aval de cet ouvrage. Ce barrage qui a été mis en service en 2000, constitue une source fondamentale et unique de cette région afin de retenir les eaux superficielles avec une capacité de stockage maximale de l'ordre de 42 millions m<sup>3</sup>. C'est une importante réserve d'eau destinée pour l'alimentation en eau potable des villages avoisinants et l'irrigation des terres qui se trouvent à l'aval. Ce barrage contribue également à la protection des zones avales contre les inondations. Ce plan d'eau constitue également un environnement touristique attrayant pour les pratiquants de la pêche et un refuge pour les oiseaux migrateurs. L'accroissement des activités humaines développées en amont, pourraient contribuer à la dégradation de la qualité des eaux de la retenue.

Cet ouvrage a été construit sur l'Oued El Arab ayant un bassin versant où dominant les marnes gypseuses et où sont déversés les effluents urbains des villes et villages limitrophes. La qualité de l'eau stockée dans le barrage est donc fortement influencée par cet environnement naturel et anthropique peu favorable, ce qui nécessite un suivi rigoureux pour déterminer l'origine de la pollution afin de pouvoir proposer des solutions adéquates lors de son traitement. En plus des problèmes de pollution qui peuvent affecter les barrages, ces derniers peuvent subir des dommages au niveau de la digue qui pourrait entraîner sa rupture partielle ou totale avec toutes les conséquences environnementales qui en découleraient, surtout à l'aval. Ainsi, l'onde de submersion, l'inondation de la partie avale, les matériaux transportés issus du barrage, l'érosion intense de la vallée, peuvent occasionner des dommages considérables à l'environnement avec des endommagement des constructions en général, la destruction de la flore et de la faune, la disparition du sol cultivable, des pollutions diverses, des dépôts de déchets, de boues, des débris, etc., voire des accidents technologiques, dus à l'implantation d'industries dans la vallée (déchets toxiques, explosions par réaction avec l'eau, etc.).

Par le biais de cette étude, nous chercherons à identifier le type de pollution qui affecte l'eau du barrage qui pourrait être d'origine domestique, industrielle, agricole ou dû à une

contamination naturelle et leurs impacts environnementaux. Nous nous pencherons également sur le problème d'une éventuelle rupture de la digue du barrage et son impact environnemental sur la zone avale. Pour atteindre ces objectifs, nous adopterons la méthodologie suivante :

- Dans le premier chapitre nous présentons une synthèse bibliographique rassemblant, dans un premier temps, les données essentielles sur les eaux destinées à la consommation humaine, les substances polluantes et les éléments indicateurs de la composition minérale. Nous donnons également quelques notions fondamentales nécessaires à la compréhension de l'effet des métaux lourds sur la qualité des eaux de surface du barrage de Babar. Dans ce chapitre, nous mettons également en évidence l'impact d'une éventuelle rupture du barrage sur l'environnement.
- Dans le deuxième chapitre nous résumerons l'ensemble des conditions naturelles du bassin versant de Oued El Arab. Nous examinerons principalement la géologie afin de voir l'influence de la lithologie sur la qualité des eaux de surface, les paramètres hydroclimatiques et l'hydrogramme de crue, qui influent sur les débits instantanés au niveau des stations de prélèvement d'eau destinées à l'analyse physicochimique. Dans ce chapitre, nous nous intéresserons également aux moyens et méthodes utilisés dans l'approche hydrochimique comme la méthode des tendances, les techniques statistiques multivariées et l'outil de modélisation d'une éventuelle rupture du barrage.
- Dans le troisième et dernier chapitre, nous aborderons la discussion des résultats obtenus dans le domaine de la chimie des eaux de surface de la retenue du barrage et son évolution spatiale et temporelle. Nous présenterons également la simulation par le modèle hydrodynamique unidimensionnel, la propagation de l'onde de crue à l'aval du barrage en cas de rupture de sa digue. Enfin nous présenterons une carte de la zone à risque en cas de rupture du barrage.
- Ce travail de recherche sera sanctionné par une conclusion générale, dans laquelle, nous mettrons en évidence les principaux résultats que nous avons obtenus et une proposition de solutions pour préserver cette ressource.

# **Synthèse Bibliographique**

## **Chapitre 1 : Synthèse bibliographique**

La ressource en eau de surface doit être protégée autant que possible de la contamination par des polluants nocifs qui comprennent les produits chimiques organiques, inorganiques et les microorganismes (EPA, 2005d). La protection complète de cette ressource n'est pas garantie étant donné que la pollution des eaux de surface émanant de l'atmosphère est inévitable. De même que l'utilisation des terres autour des eaux de surface peut induire la contamination des eaux de surface du bassin versant lui-même. Ce chapitre est le fruit d'une synthèse bibliographique au cours duquel nous allons présenter en première lieu une étude de la qualité des eaux en soulignant quelques notions fondamentales sur l'eau. Nous détaillerons également les différents types des eaux destinées à l'alimentation humaine, ainsi que les secteurs et les sources responsables de la pollution qui modifient la qualité de ces eaux. Cette qualité est en relation avec la teneur des éléments nutritifs et les métaux lourds qui représentent les principaux éléments utilisés surtout dans l'agriculture (les engrais, les pesticides...) et l'industrie. Dans la deuxième partie, nous présenterons une synthèse documentaire sur le risque de rupture du barrage et quelques accidents de rupture des barrages dans le monde.

### **I.1. la pollution des eaux de surface**

#### **I.1.1. Différents types d'eau pour la consommation humaine**

##### **I.1.1.1. Les eaux naturelles**

Les eaux destinées à la consommation humaine sont les eaux de distribution publique (eau du robinet), eaux conditionnées (les eaux de source, les eaux minérales naturelles et les eaux rendues potables par traitement) et les eaux de puits privés utilisées pour la boisson. L'eau prélevée des milieux naturels, n'est généralement pas utilisable directement pour la consommation humaine. Elle doit subir des traitements selon les exigences réglementaires de qualité en tous points du réseau, pour pouvoir être consommée sans danger par l'ensemble de la population. Toutes les eaux de consommation n'ont pas la même composition chimique, puisqu'elles ne contiennent pas toutes les mêmes substances minérales considérées comme des paramètres spatio-temporels. Avec l'accroissement de la population mondiale et le développement économique de la planète, la consommation d'eau a presque doublé au cours de ces cinquante dernières années (Rabiet, 2006).

Généralement, les réserves des eaux naturelles sont constituées des eaux de surfaces qui comprennent les eaux courantes des rivières et des canaux, des eaux de surfaces stagnantes ou plan d'eau (les lacs, retenues de barrages, étangs ...) des eaux des mers et des océans et des

eaux souterraines provenant de l'infiltration des eaux de pluie dans le sol qui constituent les nappes.

### **I.1.1.2. Les eaux souterraines**

Les eaux souterraines sont les eaux de sous-sol qui constituent une provision d'eau potable inestimable pour l'humanité. Les eaux souterraines sont en interaction avec les autres types de masses d'eau, d'une part les eaux douces continentales (cours d'eau, zones humides, lacs...) et d'autre part avec les eaux marines en bordure littorale. Le sens de ces transferts peut varier au cours de l'année en fonction des conditions hydrologiques. Elles assurent souvent le débit de base des systèmes d'eaux continentales superficielles et de ce fait influencent leur qualité. En d'autres termes, les effets de l'activité humaine sur la qualité des eaux souterraines et les débits des nappes peuvent se répercuter sur la pérennité et la qualité écologique des écosystèmes aquatiques associés et des écosystèmes terrestres directement dépendants (Kaid Rassou, 2009).

Les eaux souterraines sont traditionnellement les ressources en eau privilégiées pour l'eau potable, car elles sont plus à l'abri des pollutions que les eaux de surface (Guergazi et al., 2005). La protection des eaux souterraines est devenue un objectif majeur dès les années 1970 (Bohy, 2003). En outre, les eaux souterraines assurent le débit de base des réseaux hydrographiques de surface, en alimentant ces réseaux tout au long de l'année.

La composition et la qualité des eaux souterraines sont à l'origine liées à la nature géologique du terrain. Ils ont un impact direct sur celle des eaux de surface, ainsi que sur les écosystèmes aquatiques et terrestres associés. Les eaux usées domestiques et industrielles souvent déversées directement dans les oueds, participent fortement au changement de la qualité des eaux souterraines (Abdelbaki et al., 2007). Les eaux souterraines sont moins sensibles aux pollutions accidentelles, mais la croissance démographique et la modernisation de l'agriculture ainsi que le développement industriel entraînent un grand problème de détérioration de la qualité de cette ressource souterraine, déjà en quantité limitée.

Dans la zone étudiée, le développement agricole entraîne souvent une pollution rapide des eaux souterraines par les formes chimiques de l'azote, surtout par les nitrates, en raison de leur grande solubilité. Les autres formes chimiques de l'azote (nitrites et ammonium) apparaissent seulement dans des conditions réductrices. L'azote est présent au niveau de la zone d'étude sous trois formes chimiques (nitrates, nitrites et ammonium) (Gaagai, 2009). Sa

présence dans les eaux souterraines est liée souvent à l'utilisation intensive des engrais chimiques (Bouafia, 2015).

### I.1.1.3. Les eaux de surface

Les eaux de surface sont l'eau qui coulent ou qui stagnent à la surface du sol (rivières, lacs, étangs, barrages,...). Elles ont pour origine, soit des nappes souterraines dont l'émergence constitue une source, soit les eaux de ruissellement. Leur composition chimique dépend de la nature des terrains rencontrés durant leur parcours (Bohy, 2003). Ces eaux sont le siège, dans la plus part des cas, d'un développement d'une vie microbienne à cause des déchets rejetés dedans (à l'intérieur) et de l'importante surface de contact avec l'extérieur. Les ressources en eau douce sont essentielles pour l'homme qui les sollicite fortement, notamment dans le cadre de ses activités agricoles (Thiollet, 2004). Les estuaires sont des milieux de grande importance écologique et économique (Morhit *et al.*, 2008).

La contamination directe des eaux de surface des métaux dans les rejets provenant de l'extraction, de la fusion et de la fabrication industrielle est un phénomène à long terme. Aujourd'hui, il y a une contamination non seulement des eaux de surface, mais aussi des eaux souterraines, qui sont sensibles à la lixiviation des décharges de déchets, les résidus miniers et les sites de production industrielle (Daniel *et al.*, 1998). Plusieurs activités humaines en Sud-Est de la Wilaya de Khenchela peuvent provoquer la pollution de l'eau comme l'agriculture, l'irrigation, l'urbanisation et l'industrialisation. Certaines de ces activités ont été documentées pour avoir leurs impacts négatifs sur certaines eaux de surface spécifiques de la wilaya de Khenchela en particulier dans le sous bassin versant d'Oued El Arab. En outre, certaines de ces activités ont affecté les deux Oueds qui alimentent le barrage de Babar, tels que l'Oued el Htiba à l'Est de la région et Oued Tamagra à l'Ouest de la région. Figure I.1. Une étude de la qualité des eaux de surface sur la retenue du barrage de Babar a été menée par Gaagai (2009). Toutefois, cette étude a ciblé la qualité physico-chimique de la retenue du barrage et quelques points à l'amont du barrage (à l'aval de chaque village) pour déceler les sources de la pollution qui affecte le barrage, qu'elle soit urbaine, agricole, industrielle ou naturelle (géologique). Il est donc pertinent que d'une certaine manière, les sources d'eau entières qui se trouvent dans la région sélectionnée devraient être étudiées.

L'un des sous bassins versants le plus développé dans la Wilaya de Khenchela est le sous bassin versant d'Oued El Arab. L'élimination des déchets industriels, les eaux de drainages agricoles provenant des terres agricoles salées, les rejets des villages qui se trouvent à l'amont du barrage dans la nature, font l'objet d'une grande préoccupation environnementale. La

disponibilité de l'eau de bonne qualité dans cette région en raison de la croissance démographique rapide est devenue indispensable. L'irrigation et les agro-industries ont créé une grande inquiétude quant à la qualité de l'eau de la retenue du barrage (Gaagai, 2009).

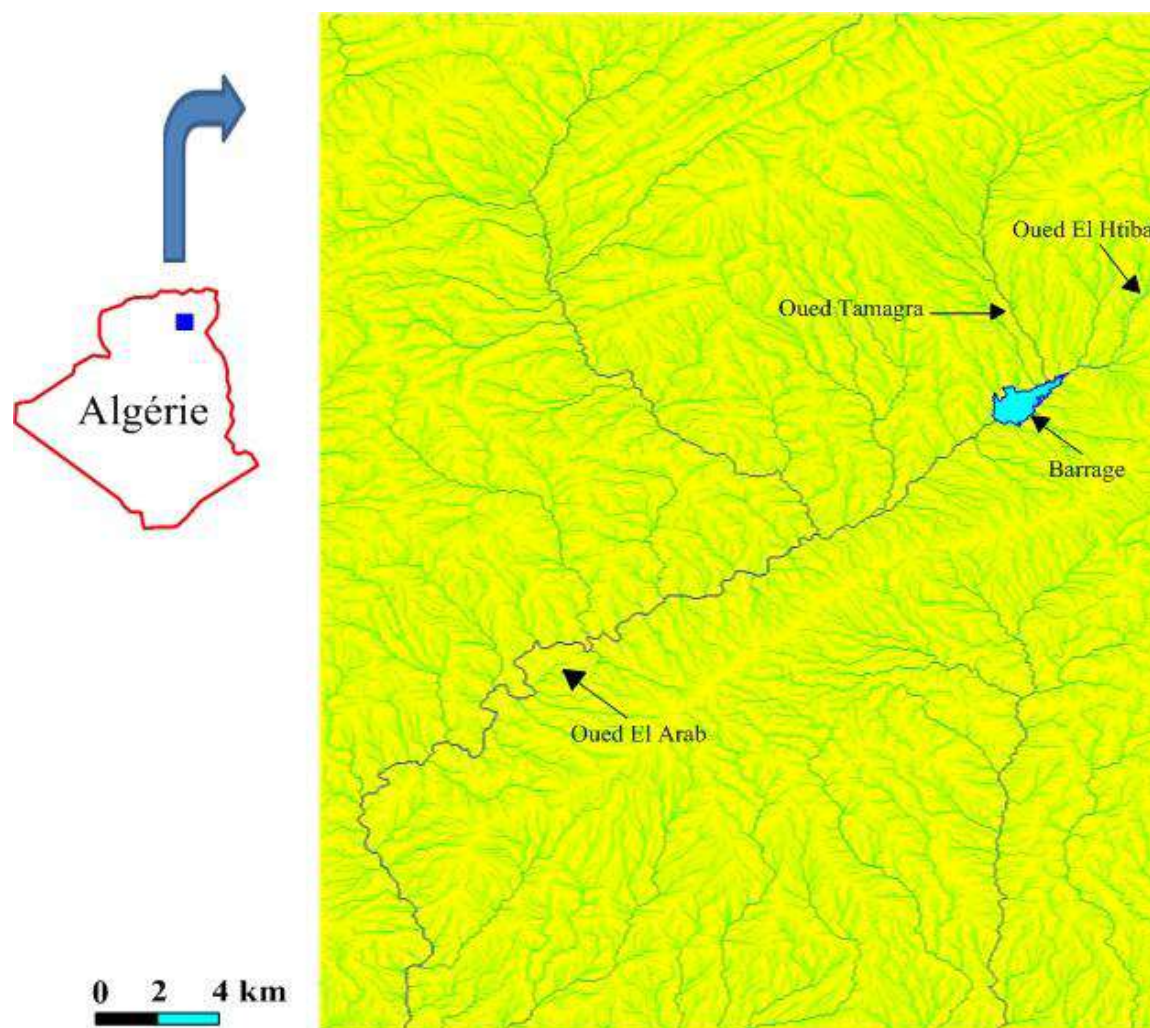


Figure I.1. Les Oueds qui alimentent le barrage de Babar

#### I.1.1.4. Eau de mer

Les mers sont les grandes masses d'eau salée qui recouvrent les deux-tiers de la surface du globe terrestre et elles représentent près de 97,4 % de la capacité des grands réservoirs d'eau à la surface de la terre (Dinnat, 2003). La teneur moyenne en sel varie en fonction de l'arrivée d'eau douce (pluies et fleuves), plus qu'il y a d'eau douce, moins qu'il y a de sel. Le dessalement de l'eau de mer et celui des eaux saumâtres constitue pendant les dernières années, la solution à la pénurie d'eau dans de nombreuses parties du monde. Cependant, le coût de dessalement demeure encore trop élevé.

#### I.1.2. La qualité de l'eau

La qualité de l'eau se réfère aux caractéristiques chimiques, physiques et biologiques de l'eau. Il s'agit du processus d'évaluation de la nature physique, chimique et biologique de la qualité naturelle, des effets humains et des utilisations prévues, en particulier celles qui peuvent affecter la santé humaine et le système aquatique. Les normes les plus courantes utilisées pour évaluer la qualité de l'eau sont liées à la santé des écosystèmes, à la sécurité des contacts humains et à l'eau potable. La qualité de l'eau dépend de la géologie et des écosystèmes locaux, ainsi que des utilisations humaines telles que l'usage des masses d'eau comme les puits (Johnson *et al.*, 1997). Les paramètres de qualité de l'eau sont déterminés par l'utilisation prévue. La qualité de l'eau tend à être axée sur l'eau traitée pour la consommation humaine, l'eau à usage industriel ou l'environnemental. Les contaminants de l'eau qui peuvent être présents dans l'eau non traitée comprennent les microorganismes tels que les virus et les bactéries, les contaminants inorganiques tels que les sels et les métaux, les contaminants chimiques organiques provenant des procédés industriels et de l'utilisation du pétrole, pesticides et herbicides et les contaminants radioactifs. Des normes de qualité de l'eau ont été établies pour réglementer les substances susceptibles d'affecter la santé humaine, l'environnement et les qualités esthétiques de l'eau. Les directives de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) pour les normes relatives à l'eau potable, les spécifications américaines pour l'eau potable et les spécifications de l'Union européenne pour l'eau potable figurent parmi les normes de qualité de l'eau reconnues. Les minéraux dissous peuvent affecter l'aptitude de l'eau pour toute une gamme d'usages industriels et domestiques.

### **I.1.2.1. Impacts anthropiques sur la qualité de l'eau**

Avec l'avènement de l'industrialisation et des populations de plus en plus croissantes, la gamme des exigences pour l'eau ont augmenté avec des exigences plus élevées pour la qualité de l'eau. Avec le temps, les besoins en eau demeurent indispensables notamment en eau potable, l'hygiène personnelle, aquaculture, agriculture, navigation pour le transport des marchandises, la production industrielle, refroidissement en combustibles fossiles (et plus tard aussi en nucléaire), centrales électriques, production d'énergie hydroélectrique et les activités récréatives comme la baignade ou la pêche. Heureusement, les exigences plus grandes pour la quantité d'eau, tels que l'irrigation agricole et le froid industriel, nécessitent le moins en termes de qualité de l'eau (c'est-à-dire des concentrations critiques peuvent uniquement être définies pour une ou deux variables). Fournir de l'eau potable et fabricants industriels spécialisés requièrent une rigueur avérée sur la qualité de l'eau, mais leurs besoins quantitatifs sont relativement modérés. Parallèlement à ces usages, l'eau a été considérée, depuis les temps

anciens, le moyen le plus approprié pour nettoyer, disperser, transporter et éliminer les déchets (déchets ménagers et industriels, les eaux de drainage des mines, des retours d'irrigation, etc). Chaque utilisation de l'eau, y compris son captage et les rejets de déchets, conduisent à des impacts spécifiques et généralement plutôt prévisibles, sur la qualité de l'environnement aquatique. En plus de ces utilisations intentionnelles de l'eau, il y a plusieurs activités humaines qui ont indirectement des effets indésirables, si ce n'est que dévastateurs, sur le milieu aquatique comme l'utilisation incontrôlable des terres pour l'urbanisation ou la déforestation, les rejets accidentels (ou non) de substances chimiques, les rejets de déchets non traités ou lessivage des liquides nocifs provenant de dépôts de déchets solides. De même, l'utilisation non contrôlée et excessive d'engrais et de pesticides ont des effets à long terme sur le terrain et les ressources en eaux superficielles.

### **I.1.2.2. Impacts de l'agriculture sur la qualité de l'eau**

L'agriculture et les déchets municipaux de l'eau des effluents représentent deux types de pollution différente. La pollution par les eaux usées municipales est considérée comme une source ponctuelle, émanant d'une source unique. Les sources ponctuelles de pollution sont relativement simples à surveiller et à régler et peuvent souvent être contrôlées par un traitement à la source parce que cette dernière peut être facilement identifiable. Par contre la pollution de l'agriculture est considérée, pour la plupart, comme source non ponctuelle, qui est diffuse à travers un paysage. Ces sources diffuses de pollution sont souvent intermittentes et liées à l'activité agricole saisonnière ou événements irréguliers tels que les fortes précipitations. Les sources diffuses de pollution proviennent souvent de vastes étendues de terre et sont transportées par voie terrestre, souterraine et à travers l'atmosphère dans les eaux réceptrices (Carpenter *et al.*, 1998). Ces sources diffuses sont donc difficiles à mesurer et à réguler.

Les activités agricoles sont parmi les sources les plus fréquemment citées pour la dégradation et la pollution des systèmes aquatiques (Griffith *et al.*, 2002). Il a été estimé que, dans 77% des rivières et des ruisseaux des grandes plaines, l'agriculture est une source de perte de valeur. L'agriculture est également le plus grand consommateur d'eau douce dans le monde (Novotny, 1999). Plus de 70% des prairies arables de la surface de bassin versant du barrage du Babar ont été convertis à la production de cultures de céréales et de l'élevage en utilisant des pratiques agricoles intensives. La conversion de zones riveraines et des prairies indigènes à des cultures et pâturages terrestres peuvent avoir une influence profonde sur la chimie des cours d'eau et affecte également la température, caractéristiques de canaux et apports de

matière organique (Osborne *et al.*, 1993). Ces changements physiques à leur tour affectent la faune et la flore présentant des changements dans la composition des espèces et la dégradation de l'habitat (Richards *et al.*, 1996 ; Wichert *et al.*, 1998 ; Cuffney *et al.*, 2000). Ces effets négatifs semblent augmenter aussi bien avec l'intensité agricole. Les principaux polluants provenant des terres agricoles sont des éléments nutritifs, les pesticides, les sédiments, les agents pathogènes et des substances perturbant l'écosystème (Environnement Canada, 2001 ; Chambers *et al.*, 2000b). La présence de ces substances peut rendre l'eau impropre à la consommation par les humains, et peut détruire l'habitat.

De nombreuses variables de qualité de l'eau sont sujettes à de grandes fluctuations dans l'espace et dans le temps et la compréhension de ces fluctuations dans l'environnement peut être une tâche difficile (Zarei et Bilondi 2013). Les facteurs d'influence naturelle peuvent être dus aux changements des précipitations, à l'érosion, à l'altération des matériaux de la croûte terrestre ou alors ils sont dus à l'action anthropique telles que les activités urbaines, industrielles et agricoles ainsi que l'exploitation excessive des ressources en eau (Sheela *et al.*, 2012). Ces facteurs agissent ensemble pour créer un type d'eau dont la composition chimique varie dans l'espace et dans le temps (Guler *et al.*, 2002). En outre, dans la surveillance des rivières, il est souvent nécessaire de déterminer si une variable doit être attribuée à des causes naturelles ou anthropiques (Razmkhah *et al.*, 2010). Selon Hamzaoui-Azaza *et al.* (2011), la connaissance de l'évolution géochimique de la qualité de l'eau pourrait conduire à une gestion efficace des ressources en eau. Ainsi, la qualité de l'eau est tout aussi importante que la quantité. Plusieurs études à travers le monde (Etchanchu et Probst 1988, Guillaud et Bouriel 2007) et en Algérie (Tiri *et al.*, 2011, Boudoukha *et al.*, 2012, Boudoukha et Boulaarak 2013, Tiri *et al.*, 2014, Guerraiche *et al.*, 2016) ont signalé les effets des effluents agricoles, industriels et urbains sur la qualité des eaux de surface.

Oued El arab contrôlé par le barrage de Babar, a été construit pour l'approvisionnement en eau potable et l'approvisionnement en eau industrielle et d'irrigation. L'eau stockée dans la cuvette de ce barrage connaît une dégradation de sa qualité due à différents types de pollution, en plus des processus naturels d'érosion et de lixiviation de divers éléments toxiques. L'application de techniques environnementales telles que l'analyse hiérarchique et l'analyse en composantes principales a considérablement augmenté ces dernières années (Shihab et Abdul Baqi 2010, Batayneh et Zumlot 2012). Ainsi, l'application de différentes techniques statistiques multivariées peut faciliter l'interprétation de matrices de données complexes permet d'améliorer la compréhension de fonctionnement de la qualité de l'écosystème d'eau

douce (Yang *et al.*, 2009, Sheela *et al.*, 2012). Il permet également d'identifier les facteurs possibles qui influent sur les systèmes d'eau, et peut être un outil précieux pour une gestion sûre des ressources en eau dans la zone considérée. Soixante-dix pour cent de la population algérienne est située dans le nord de l'Algérie représentant 25% de la superficie du territoire national. Cette population utilise en grande partie les barrages pour son approvisionnement en eau. La zone d'étude contient plus de 40 000 habitants répartis à travers le bassin hydrographique d'Oued El Arab. L'agriculture est la principale activité (Gaagai 2009). Cette activité nécessite l'utilisation d'engrais tels que le nitrate d'ammonium, l'urée, le phosphore, le potassium, le superphosphate, le chlorure de potassium et, dans une moindre mesure, le sulfate d'ammonium, le nitrate de sodium, le sulfate de calcium et de potassium (Boudoukha et Boulaarak 2013). Les ressources en eaux souterraines sont très limitées en raison de la présence de terrains imperméables. Dans la région de Babar, l'absence de station de traitement des eaux usées induit la décharge d'eau polluée dans la nature, provoquant la contamination des sols et de l'eau. La principale activité industrielle est le recyclage des batteries et la peinture.

### **I.1.3. Paramètres analysés**

#### **I.1.3.1. Les principaux indicateurs physiques de la qualité de l'eau**

##### **I.1.3.1.1. Température (T)**

La température de l'eau est un paramètre important pour la vie aquatique en rivière. En effet la majorité des paramètres physico-chimiques et biochimiques sont dépendants de la température (Nemoraw, 1985). Ainsi, un réchauffement entraîne l'apparition des algues flottantes et des organismes aquatiques indésirables (Belanger *et al.*, 2005). L'élévation de la température s'accompagne toujours d'une modification de densité, d'une réduction de la viscosité, d'une augmentation de la tension à vapeur saturante à la surface et la diminution de la solubilité de l'oxygène. Ainsi, les phénomènes de fermentation sont facilités par l'élévation de la température d'où l'apparition d'odeur nauséabonde dans les cours d'eau et les barrages. La température de l'eau varie en fonction de la température extérieure (l'air), des saisons, de la géologie et de la profondeur du niveau d'eau par rapport à la surface du sol (Gaujou, 1995). La température des eaux superficielles (rivières, lacs et retenues) est très variable selon les saisons et peut passer de 2°C en hiver à 30° C en été. La source principale de l'augmentation de la température d'origine anthropique est en liaison avec les centrales thermiques et nucléaires (70 à 80%), le reste étant lié à la métallurgie, aux industries chimiques et alimentaires (Guerraiche, 2017).

### I.1.3.1.2. La conductivité électrique

La conductivité électrique est une mesure de la capacité de l'eau ou de la solution à transporter un courant électrique. La conductivité électrique de l'eau est affectée par la présence d'éléments solides inorganiques dissous. Les composés organiques sont de mauvais conducteurs du courant électrique et induisent donc une faible conductivité électrique de l'eau. La conductivité électrique est également affectée par la température, plus l'eau est chaude, plus la conductivité est élevée. Pour cette raison, la conductivité électrique est rapportée à 25 °C. La conductivité électrique de l'eau des ruisseaux et des rivières est affectée principalement par la géologie de la zone à travers laquelle l'eau coule. Les rejets dans les cours d'eau peuvent modifier la conductivité électrique en fonction de leur composition. La mesure de la conductivité électrique permet d'apprécier rapidement mais très approximativement la minéralisation de l'eau et de suivre son évolution. [Tableau I.1](#). La conductivité électrique augmente avec la minéralisation et elle est dominée par les ions majeurs, tel que le calcium, le magnésium, le sodium, le potassium, les chlorures, les sulfates, les nitrates ... Toutefois, la détermination de la teneur de ces ions dans l'eau directement à partir de la conductivité semble complexe vu la forte variation de la teneur en ces ions.

**Tableau I.1** : Rapport entre la conductivité et la minéralisation ([Diallo, 1996](#))

Conductivité	Minéralisation
0-100 µS/cm	Minéralisation très faible
100-200 µS/cm	Minéralisation faible
200-333 µS/cm	Minéralisation moyenne accentuée
333-666 µS/cm	Minéralisation accentuée
666-1000 µS/cm	Minéralisation importante
> 1000 µS/cm	Minéralisation élevée

### I.1.3.1.3. Potentiel d'hydrogène (pH)

Le pH d'une eau est une mesure de son acidité ou de son alcalinité. C'est une mesure de l'activité de l'atome d'hydrogène ( $H^+$ ), qui donne une bonne représentation de l'acidité ou de l'alcalinité de l'eau. Pour l'eau potable, les directives de l'OMS fixent le pH entre 6,5 et 8,5 ([OMS, 2008](#)) de même que pour les normes algériennes. [Tableau I.2](#). Les activités humaines telles que les opérations industrielles et l'élimination des déchets toxiques ont un effet sur le pH des sources d'eau. Un changement du pH de l'eau peut avoir des conséquences sur la vie aquatique qui est extrêmement sensible aux changements de température et de composition de l'eau.

### I.1.3.1.4. La turbidité

La turbidité est la turbulence d'un fluide causé par des particules individuelles (solides en suspension). La turbidité dans l'eau libre peut être causée par la croissance du phytoplancton, des activités humaines qui conduisent à des niveaux élevés de sédiments entrant dans les plans d'eau pendant les tempêtes de pluie (USEPA, 2005).

#### **I.1.3.1.5. Couleur, odeur et goût**

Physiquement, la couleur de l'eau est affectée par des facteurs comme la source lumineuse, l'absorption et la diffusion de la lumière, ainsi que les matériaux en suspension dans l'eau. L'eau potable de qualité devrait être sans couleur (OMS, 2008). La couleur et la turbidité déterminent la profondeur à laquelle la lumière pénètre dans les systèmes aquatiques. Les odeurs et les goûts dans l'eau sont associés à la présence de diverses substances qui comprennent des organismes microscopiques vivants ou des matières en décomposition. Les réponses au goût sont souvent difficiles à différencier des réponses aux odeurs parce que les sens du goût et de l'odeur sont étroitement liés. Les odeurs peuvent être causées par des substances volatiles dans des concentrations trop petites pour être détectées par des techniques analytiques ordinaires.

#### **I.1.3.1.6. Les matières en suspension (MES)**

Les matières en suspension (MES) comprennent les matières insolubles qui sont en suspension dans le liquide, comme les matières organiques et minérales de taille importante. Ce paramètre est exprimé en mg/l.

#### **I.1.3.1.7. Oxygène dissous (O<sub>2</sub>)<sub>dis</sub>**

La présence d'oxygène dissous dans l'eau est indispensable au développement de la vie animale (en particulier pour les poissons) et végétale (la photosynthèse). Sa concentration est contrôlée par plusieurs processus physiques et biologiques variables dans l'espace et dans le temps tels que la température, la photosynthèse, l'échange avec l'atmosphère et la charge des eaux en matière organique (Cisse I et al., 2006). L'organisation mondiale de la santé (OMS) recommande pour l'eau destinée à la consommation humaine une valeur limite de 5 à 7 mg/l, exprimée en CaCO<sub>3</sub>. Tandis que les normes algériennes recommandent une valeur limite de 30 mg/l. [Tableau I.2.](#)

### **I.1.3.2. Les principaux indicateurs chimiques de la qualité de l'eau**

#### **I.1.3.2.1. Calcium**

Le calcium est un élément alcalinoterreux, il se trouve dans les eaux thermo-minérales circulant en milieu calcaire et aussi en particulier dans les roches calcaires sous forme de carbonate. Le calcium peut provenir également des formations gypsifères ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ), qui sont facilement solubles. Il résulte de la dissolution des carbonates en présence du gaz carbonique dans l'eau. Selon le processus suivant (I.1):



L'organisation mondiale de la santé (OMS) recommande pour l'eau destinée à la consommation humaine une valeur limite de 500 mg/l, exprimée en  $\text{CaCO}_3$ . Tandis que les normes algériennes recommandent une valeur limite de 200 mg/l. [Tableau I.2.](#)

#### I.1.3.2.2. Magnésium

C'est un élément qui accompagne souvent le calcium. La mise en solution de cet ion dans l'eau prend beaucoup de temps, il provient de la dissolution des roches magnésiennes, dolomitiques et des minéraux ferromagnésiens, il provient aussi des formations métamorphiques tels que les micaschistes. Le processus de dissolution se fait selon les formules suivantes (I.2, 3):



Il constitue un élément significatif de sa dureté, sa teneur dépend de terrain traversé, il dépasse rarement 15 mg/l dans les eaux naturelles, par contre dans les eaux minérales, il peut largement dépasser cette valeur. L'O.M.S recommande une valeur indicative globale (500 mg/l en équivalent  $\text{CaCO}_3$ ) de dureté incluant donc le calcium et le magnésium. Les normes algériennes recommandent une valeur limite de 150 mg/l. [Tableau I.2.](#)

#### I.1.3.2.3. Sodium

C'est un élément qui existe dans la totalité des eaux car la solubilité de ses sels est très élevée. En agriculture, le composé du sodium le plus important est le chlorure de sodium. Le sodium constitue un élément de maintien de la perméabilité du sol. Il provient du lessivage des formations riches en  $\text{NaCl}$ , des formations argileuses, argilo-marneuses et des rejets des eaux usées d'origine domestique. Pour les eaux de bonne qualité chimique, la teneur en sodium doit être inférieure à 100 mg/l. La valeur proposée par l'OMS est fixée dans la limite de 200 mg/l, la même valeur préconisée par les normes algériennes. [Tableau I.2.](#)

#### I.1.3.2.4. Potassium

C'est un élément alcalin, très réactif avec l'eau, on le retrouve dans les roches ignées et dans la nature sous forme de chlorure double dans de nombreux minerais. Il se retrouve aussi dans la végétation sous forme de carbonate. Le potassium provient de l'altération des formations silicatées (gneiss, schiste), des argiles potassiques et de la dissolution des engrais chimiques (NPK). C'est le 7<sup>ème</sup> élément le plus abondant à l'état naturel, beaucoup moins abondant que le sodium, et rarement présent dans l'eau à des teneurs supérieures à 20 mg/l. il ne représente aucun inconvénient particulier.

#### **I.1.3.2.5. Chlorures**

Généralement, les chlorures servent à désinfecter l'eau, la valeur directive est limitée à 350 mg/l pour les normes de l'OMS (OMS, 2008) et de 200 à 500 mg/l pour les normes algériennes. [Tableau I 2](#). Pour des concentrations supérieures à cette valeur, le chlorure donne un mauvais goût à l'eau et aux boissons préparées à partir d'eau. La présence de cet élément dans les eaux naturelles est due soit au lessivage des roches et des sols sédimentaires, soit à la désinfection des eaux domestiques et des procédés industriels qui emploient le chlorure comme agent de blanchissement, des agents de nettoyage domestique et du sel répandu sur les routes en hiver.

#### **I.1.3.2.6. Sulfates**

Les ions sulfates proviennent de la dissolution du gypse ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ), de l'anhydrite ( $\text{CaSO}_4$ ) et par l'oxydation des sulfures en sulfates dans les déchets miniers. Les principales sources industrielles sont les effluents des tanneries, des ateliers de décapage métallique, des usines de textile et des fabriques de pâtes et papiers. Les ions sulfates sont très solubles et leur concentration est très variable dans les eaux naturelles. La valeur admissible pour les sulfates est de 250 mg/l pour les normes de l'OMS (OMS, 2008) et 200 à 400 mg/l pour les normes algériennes. [Tableau I.2](#). Des teneurs limites en sulfates sont nécessaires pour certaines industries, ainsi des concentrations élevées en cet élément, peut poser des problèmes en agriculture, pour l'irrigation et l'abreuvement. Une teneur supérieure à 480 mg/l rend l'eau impropre à l'agriculture.

#### **I.1.3.2.7. Les bicarbonates**

Une concentration trop élevée en bicarbonate dans l'eau est susceptible d'avoir une incidence négative mais réversible sur la potabilité de l'eau. Ces ions hydrogénocarbonates sont dosés pour connaître leur effet dans la canalisation et les risques de corrosion du réseau de

distribution qu'ils peuvent provoquer. Les ions bicarbonates  $\text{HCO}_3^-$  constituent le tampon principal des systèmes d'eaux douces (Abdellaoui, 1990). Ils permettent le rétablissement des conditions initiales en cas de pollution par des déversements acides (Pesson, 1976).

### I.1.3.3. Les nutriments

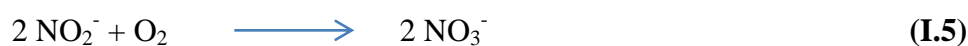
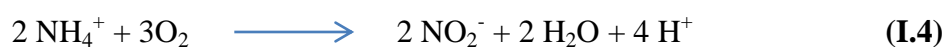
Les orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), les nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ), les nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) et l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) sont les sels nutritifs les plus utilisés en agriculture moderne et en industrie alimentaire. Présentes souvent en excès dans la nature, ces substances provoquent de sérieux problèmes environnementaux. Le besoin en détecteurs sensibles et sélectifs de ces composés est d'une importance cruciale. Ce besoin qu'entraîne la croissante sévérité des normes dans tous les domaines de chimie et biochimie (environnement, alimentation, pharmacie, sécurité domestique et industrielle...) a incité les scientifiques à développer des techniques chimiques et électrochimiques d'analyse de ces substances de plus en plus performantes (Idrissi, 2006). L'utilisation intensive des fertilisants artificiels en agriculture (engrais, minéraux, lisiers) ainsi que l'accroissement des rejets urbains ont augmenté notablement les apports terrigènes d'éléments nutritifs en milieu aquatique. Ces apports ont conduit, entre autres, à un enrichissement en nitrates (issu principalement du lessivage des terres agricoles), en ammonium et en phosphate (très abondants dans les rejets urbains), ce qui a causé un déséquilibre du milieu aquatique, appelé eutrophisation (Idrissi, 2006).

#### I.1.3.3.1. Nitrates

Les nitrates sont les formes d'azote les plus solubles dans l'eau. Par conséquent, leurs concentrations varient selon les événements hydrologiques atteignant ou dépassant parfois leurs critères respectifs de qualité pour l'eau brute d'alimentation humaine (Bchitou, 2001). La présence de ces ions dans une eau est un indicateur de la pollution. Ces ions proviennent soit naturellement du sol, soit de la pollution par l'industrie chimique, des décharges électriques ou des engrais azotés. Les eaux naturelles contiennent normalement des nitrates à des doses variant selon les saisons. Les concentrations de ces ions d'origine naturelle dans les eaux de surface et souterraines sont généralement de quelques milligrammes par litre. Dans de nombreuses eaux souterraines et de surfaces, on observe aujourd'hui une augmentation de la concentration de ces ions. La valeur maximale admissible en cet ion, d'après les normes mondiales de santé relatives à la qualité des eaux d'alimentation humaine, est de 40 mg/l (OMS, 2008) et 50 mg/l pour les normes algériennes. [Tableau I.2.](#)

#### I.1.3.3.2. Nitrites

Les nitrites ou azote nitreux, représentent une forme moins oxygénée et moins stable. C'est un passage entre les nitrates et l'ammonium, c'est une forme toxique. Les nitrites sont réponsus dans le sol, les eaux et dans les plantes mais en quantités relativement faibles. Dans les eaux de surface leurs teneurs excèdent rarement 0.1mg/l, il est toutefois important de signaler que les eaux de contact avec certains terrains peuvent contenir des nitrites indépendants de toute souillure (Rondeau, 2005). La valeur maximale admissible en cet ion, d'après les normes algériennes relatives à la qualité des eaux d'alimentation humaine, est de 0.1 mg/l. [Tableau I.2](#). La nitrification transforme les ions  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{NH}_3$  en nitrites et nitrates. C'est une réaction d'oxydation qui se fait par catalyse enzymatique reliée à des bactéries dans le sol et dans les eaux selon les réactions **I.4 et I.5**.



#### **I.1.3.3.3. Ammonium**

L'azote ammoniacal est assez souvent rencontré dans les eaux et traduit habituellement un processus de dégradation incomplète de la matière organique. Il constitue l'un des maillons du cycle de l'azote. L'ammonium est la forme d'azote la plus toxique. Sa présence dans l'eau est liée soit aux rejets urbains soit aux rejets industriels. L'azote ammoniacal des eaux superficielles peut avoir pour origine naturelle, la décomposition des déchets végétaux et animaux. Sa teneur dans les eaux de surface est normalement faible (inférieure à 0,2 mg/l). La présence de l'ammonium dans les eaux peut engendrer divers inconvénients comme la corrosion des conduites, la diminution de l'efficacité du traitement de désinfection au chlorure et le développement de microorganismes responsables de saveurs et d'odeurs désagréables. Elle peut donc révéler l'existence d'une décomposition de matières organiques dans le milieu, ce qui constitue un indice de pollution des nappes phréatiques (Idrissi, 2006). La valeur maximale admissible en cet ion, d'après les normes algériennes relatives à la qualité des eaux d'alimentation humaine, est située entre 0.05 – 0.5 mg/l. [Tableau I.2](#).

#### **I.1.3.3.4. Orthophosphates**

Le phosphore est naturellement présent dans les eaux superficielles en faible quantité, il est déterminant pour la productivité des écosystèmes aquatiques (Rousseau et al., 2004). Cet élément joue un rôle très important dans le développement des algues ; il est susceptible de favoriser leur multiplication dans les eaux des lacs où elles contribuent à l'eutrophisation. Les phosphates font partie des anions facilement fixés par le sol, leur présence naturelle dans l'eau

est liée aux caractéristiques des terrains traversés et à la décomposition de la matière organique. Des teneurs supérieures à 0.5 mg/l doivent constituer un indice de pollution (Sarkar *et al.*, 2007). La valeur maximale admissible en cet ion, selon les normes algériennes relatives à la qualité des eaux d'alimentation humaine, est de 0.5 mg/l. [Tableau I.2.](#)

#### **I.1.3.3.5. Demande Chimique en Oxygène**

La demande chimique en oxygène (DCO) est la concentration, exprimée en mg/l, d'oxygène équivalente à la quantité de dichromate consommée par la matière organique contenue dans l'échantillon soumis à l'oxydation par dichromate de potassium, dans des conditions précises (American Public Health Association and American Water Works Association and Water Environment Federation, 1998). La DCO représente la quantité de l'oxygène O<sub>2</sub> consommée par toutes les matières réductrices présentes dans les eaux. Elle est représentative de la majeure partie des composés organiques mais également de sels minéraux oxydables (sulfures, chlorures...). Les eaux résiduaires industrielles peuvent fréquemment atteindre des valeurs de plusieurs grammes par litre en demande chimique en oxygène. La DCO constitue un précieux paramètre indicateur de la présence de polluants dans les eaux résiduaires. La norme mondiale de santé relative à la qualité des eaux d'alimentation humaine et la norme algériennes, est de 30 mg/l (OMS, 2008). [Tableau I.3.](#)

#### **I.1.3.3.6. Demande Biologique en Oxygène**

La demande biologique en oxygène pendant 5 jours (DBO<sub>5</sub>) est la quantité, exprimée en mg/l, d'oxygène consommée par l'activité bactérienne pour dégrader les matières organiques biodégradables pendant 5 jours (à 20 °C et dans l'obscurité). La DBO<sub>5</sub> constitue une fraction de la DCO. Selon l'OMS, les eaux superficielles destinées à la production de l'eau alimentaire doivent avoir des limites raisonnables de 3-5 mg/l. Cependant, la valeur maximale admissible en cet ion, d'après les normes algériennes relatives à la qualité des eaux d'alimentation humaine, est de 7 mg/l. [Tableau I.3.](#) La DBO<sub>5</sub> peut être plutôt favorable à la vie aquatique et il est admis qu'une DBO<sub>5</sub> inférieure à 1 mg/l peut être considérée comme normale, entre 1 et 3 mg/l acceptable et au-delà de 7 mg/l comme douteuse ou anormale (Rousseau *et al.*, 2004).

**Tableau I.2:** Caractéristiques de qualité d'une eau minérale naturelle et d'une eau de source. Arrêté du 26 juillet 2000 (JO n° 51/00)

Paramètres	Teneur	Unité
<b>PARAMETRES ORGANOLEPTIQUES</b>		
Couleur	25	Mg/l
Odeur	Doit être accessible	Taux de dilution
Turbidité	5	NTU
Saveur	Doit être accessible	Taux de dilution
<b>PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES</b>		
Température	25	°C
pH	6.5 – 8.5	-
Conductivité électrique	2 800	$\mu\text{S.cm}^{-1}$
Résidu sec (110 °C)	2 000	mg/l
Oxygène dissous (O <sub>2</sub> ) <sub>dis</sub>	30	mg/l
Calcium	75 – 200	mg/l
Magnésium	150	mg/l
Sodium	200	mg/l
Potassium	12	mg/l
Chlorures	200 – 500	mg/l
Sulfates	200 – 400	mg/l
Carbonates – bicarbonates	-	-
<b>SUBSTANCES INDESIRABLES</b>		
Aluminium	0.2	mg/l
Nitrates	50	mg/l
Nitrites	0.1	mg/l
Ammonium	0.05 – 0.5	mg/l
Phosphates	0.5	mg/l
MO (permanganate)	3.5	mg/l
Bore	0.3	mg/l
Fer	0.3	mg/l
Cuivre	0.05 – 1.5	mg/l
Zinc	1 – 5	mg/l
Manganèse	0.5	mg/l
Baryum	0.7	mg/l
Phénols	-	-
Fluorures	0.8 – 2	mg/l
Argent	-	-
COT	-	-
Azote Kjeldahl	2	mg/l
<b>SUBSTANCES TOXIQUES</b>		
Arsenic	0.05	mg/l
Cadmium	0.01	mg/l
Cyanure	0.05	mg/l
Mercure	0.001	mg/l
Plomb	0.05	mg/l
Chrome	0.05	mg/l
Nickel	0.02	mg/l
Antimoine	0.005	mg/l
Sélénium	0.01	mg/l

#### I.1.3.4. Les éléments traces métalliques

Les éléments traces métalliques (ETM) sont ainsi nommés parce qu'ils se trouvent en faibles concentrations dans la croûte terrestre. Toutefois, des facteurs anthropiques comme

l'agriculture, peut générer une augmentation considérable des concentrations en ETM dans les eaux et les sédiments de la région affectée. L'utilisation du terme « métaux lourds » ne fait pas référence à une propriété intrinsèque des éléments : la densité ; selon Callender (2003), les métaux lourds sont les éléments dont la densité est supérieure à 5g/cm<sup>3</sup>.

#### **I.1.3.4.1. Rappels généraux sur les métaux lourds**

La contamination des eaux de surface et des sols par les métaux lourds croît de plus en plus avec le temps. Les métaux lourds ne sont pas biodégradables et la pollution de ces milieux est essentiellement liée à l'activité humaine. C'est un problème environnemental majeur et le traitement de ces effluents s'avère de plus en plus capital. Il est nécessaire de développer des techniques pour décontaminer les sites pollués. Les sources de pollution et les méthodes de traitement diffèrent selon la nature et l'origine de l'eau à traiter.

A la différence de la plupart des contaminants organiques, les métaux lourds sont des constituants naturels dans les roches et dans les gisements minéraux. Ainsi, normalement ces éléments sont présents à de faibles teneurs (à l'état de traces, moins de 0.1%) dans les sols, les sédiments, les eaux de surface et les organismes vivants (Alloway *et al.*, 1997 ; Callender, 2003). Ces faibles concentrations en métaux lourds constituent le fond géochimique d'un certain environnement. Pour évaluer l'impact d'un métal lourd dans l'environnement, sa seule présence n'est pas suffisante. Cet impact est potentiel si le métal donné se trouve à des niveaux des concentrations normalement élevées par rapport au fond géochimique (Alloway *et al.*, 1997). C'est pourquoi bien connaître le fond géochimique est essentiel pour déterminer la contamination en métaux lourds causée par l'activité minière (Runnells *et al.*, 1992).

Une fois que les métaux lourds ont été libérés dans le milieu, soit par des processus naturels (ex. altération) ou anthropiques (ex. exploitation minière) depuis leur source, ils peuvent être transportés par voie éolienne via des aérosols ou par voie aqueuse via l'eau. Dans la matière en suspension ou dans les sédiments de fond des cours d'eau, leur concentration est un paramètre important pour caractériser l'impact, toutefois il est très important de connaître la disponibilité de leurs concentrations dans le milieu vis-à-vis des organismes terrestres et aquatiques (Alloway *et al.*, 1997). Cette disponibilité d'un élément vis-à-vis des organismes (appelée parfois abusivement « biodisponibilité ») est très contrôlée par la dissolution et la mise en solution à partir des minéraux porteurs, et par la suite par l'adsorption et la précipitation de cet élément par des réactions géochimiques ayant lieu dans les eaux, les sédiments ou les aérosols. Le degré dans lequel un métal est absorbé ou précipité dépend

notamment de ses propriétés intrinsèques (état(s) d'oxydation, rayon atomique, etc.) (Alloway et al., 1997 ; Sigg et al., 2000).

En raison de leurs différentes caractéristiques spécifiques, les métaux lourds ont été largement utilisés dans les nouvelles technologies (métallurgiques et électroniques). En conséquence, leurs sources anthropiques sont vastes et leur introduction est plutôt récente dans l'environnement (Callender, 2003). Parmi les sources anthropiques de métaux lourds, nous pouvons signaler : l'activité minière, l'industrie métallurgique et sidérurgique, les engrais et pesticides appliqués dans la culture des sols, les incinérateurs et centres d'incinération des déchets, les déchets médicaux, les déchetteries de villes, les émissions des usines et moteur à explosion, les effluents des égouts et boues d'épuration (Cotran et al., 1990 ; Fergusson, 1990 ; Hong et al., 1994 ; Candelone et al., 1995 ; Du Bray, 1995 ; Alloway et Ayres, 1997 ; Freyssinet et al., 2002 ; Callender, 2003 ; Plumlee et Ziegler, 2003 ; Gavián García et al., 2004 ; Sukandar et al., 2006). Toutefois, il semble que la source anthropique principale de métaux lourds pour l'environnement est celle produite par l'activité agriculture et les industries associées et elle a été aussi identifiée comme un des premiers impacts environnementaux provoqué par l'homme (Nriagu, 1996 ; Larocque et Rasmussen, 1998 ; Leblanc et al., 2000).

Aujourd'hui, les métaux lourds représentent un groupe d'éléments qui a simultanément un poids économique considérable, mais un potentiel polluant indéniable. Certains métaux et plus particulièrement ceux que l'on regroupe parmi les métaux lourds qui constituent une préoccupation majeure dans la qualité des eaux de surface de la retenue du barrage de Babar et même dans le domaine de l'environnement de cette région. Parmi ces éléments, on peut distinguer le manganèse (Mn), le cuivre (Cu), le zinc (Zn) et le fer (Fr). Ils sont toxiques même à faible concentration et ont la capacité de s'accumuler tout au long de la chaîne alimentaire (Gaagai, 2009). Ces éléments sont présents en faibles concentrations dans l'environnement et l'augmentation de leurs teneurs résulte généralement des activités industrielles, humaines et naturelles (géologique). La majorité de ces éléments est toxique à forte concentration, mais certains d'entre eux sont très toxiques même lorsqu'ils sont en traces (Satoh et al., 2002 ; Papanikolaou et al., 2005). Par conséquent, il est recommandé de réduire ou d'éliminer totalement ces polluants des écosystèmes (Pagotto, 1999).

#### **I.1.3.4.2. Les métaux lourds dans l'environnement**

Les processus d'érosion naturels sont des sources importantes de la délivrance des ions métalliques qui peuvent être transportés vers les eaux de surface. De plus, la production de déchets par l'ensemble des activités humaines est en augmentation constante. La prise de conscience du problème des polluants d'origine agricole dans les eaux destinées à la consommation humaine a conduit les pouvoirs publics à mettre en place des législations de plus en plus sévères vis-à-vis des rejets d'origines diverses. [Tableau I.3](#). Ces polluants sont essentiellement les métaux lourds dotés de propriétés chimiques particulières leur conférant une réelle toxicité aussi bien vis à vis de l'être humain qu'à l'égard des organismes vivants du règne animal et végétal.

#### **I.1.3.4.3. Transfert des métaux lourds dans l'eau**

La plus grande partie des métaux lourds dissous transportés par les systèmes aquatiques naturels se fait dans les conditions physicochimiques normales. Ils sont fixés par la matière en suspension par adsorption. Ces métaux immobilisés dans les sédiments n'y restent pas définitivement mais peuvent se retrouver en solution dans l'eau sous l'action d'un acide dans le milieu, par exemple. A propos des teneurs métalliques dans la matière en suspension, des études ont montré une relation linéaire entre les teneurs en métaux lourds et la taille des particules pour des tailles inférieures à 16  $\mu\text{m}$  dans des échantillons récoltés au même endroit. Il a été noté que, dans la plupart des rivières, l'équilibre ne peut être complètement établi entre les deux phases solide et aqueuse à cause de la courte durée d'existence des métaux en solution et que ces derniers peuvent s'éliminer progressivement de la phase aqueuse en fonction de la distance parcourue ([Koppe, 1973](#) ; [Bowen et al., 1975](#)).

#### **I.1.3.4.4. Remobilisation des métaux lourds**

Les métaux lourds une fois associés aux sédiments, peuvent être relégués à la suite de certains changements chimique des milieux ([Forstner et al., 1981](#)). Il en est de même lors de l'augmentation de la teneur en sel, dans le milieu. Ainsi les cations alcalins et alcalinoterreux peuvent être en compétition avec les métaux lourds liés aux particules solides. Dans le cas de changements dans le potentiel Redox dus à la diminution de la quantité d'oxygène dissous, les hydroxydes de fer sont partiellement ou complètement dissous ainsi que les métaux lourds qui y sont incorporées. Les métaux lourds peuvent être relégués à la suite d'une diminution de pH ce qui permet d'une part de remettre en solution les métaux précipités sous forme de

carbonates ou d'hydroxydes et d'autre part d'augmenter la désorption des métaux liés aux particules solides.

Les bactéries peuvent également intervenir dans la remobilisation des métaux lourds à partir des sédiments. En effet, certaines bactéries sont capables de transporter le mercure contenu dans les sédiments par méthylation et de le remettre ainsi en solution (Wood, 1973).

**Tableau I.3 :** Valeurs limites maximales des paramètres de rejets des installations de déversements industriels. Annexe du décret exécutif 93-160 du 10 juillet 1993 (JO 46/93).

Paramètres	Unités	Valeurs maximales
MES	mg/l	25
DBO <sub>5</sub>	mg/l	7
DCO	mg/l	30
Azote Kjeldahl	mg/l	40
Phosphates	mg/l	02
Cyanures	mg/l	0.1
Aluminium	mg/l	5
Cadmium	mg/l	0.2
Chrome 3+	mg/l	3
Chrome 6+	mg/l	0.1
Fer	mg/l	5
Manganèse	mg/l	1
Mercure	mg/l	0.01
Nickel	mg/l	5
Plomb	mg/l	1
Cuivre	mg/l	3
Zinc	mg/l	5
Huiles et graisses	mg/l	20
Hydrocarbures	mg/l	20
Phénols	mg/l	0.5
Solvants organiques	mg/l	20
Chlore actif	mg/l	1
PCB	mg/l	2
Détergents	mg/l	2
Tensio-actifs anioniques	mg/l	10

#### I.1.3.4.5. Les effets biochimiques des métaux lourds

Les métaux considérés dans notre cas ont des effets très différents sur le milieu vivant. Quelques-uns sont nécessaires pour les organismes, ils sont dits « essentiels », bien qu'à des fortes concentrations, elles peuvent être nocives pour les organismes. Parmi ces éléments qui sont essentiels (micronutriments) dont l'absence entrave le fonctionnement ou empêche le

développement d'un organisme. On trouve Fe, Mn, Zn et Cu pour les plantes et les animaux, Co, Cr et Se qui sont essentiels pour les animaux, alors que Mo est un micronutriment pour les végétaux. Ces éléments constituent des enzymes et protéines qui sont très importantes dans les processus métaboliques des organismes (Alloway et Ayres, 1997). Toutefois, si ces éléments essentiels se trouvent en fortes concentrations, ils peuvent devenir toxiques pour les organismes; c'est pourquoi ils existent des guides pour la qualité des eaux et des sédiments. Ces guides de qualité sont déterminés en fonction d'un organisme ponctuel par exemple: l'homme pour le guide de qualité de l'eau (OPS, 1987). Quand le guide de qualité cherche à avoir un caractère général, les organismes choisis sont les plus simples possibles, en bout de chaîne trophique, comme c'est le cas des guides de qualité des sédiments (Ingersoll et al., 2000). Ces guides fixent également des limites sur la présence des autres métaux lourds qui ne sont pas considérés comme essentiels. La présence de ces métaux n'est pas rare dans le milieu vivant (Freiberg et al., 1979). Ces éléments qui ne présentent pas une fonction métabolique, sont connus comme «non-essentiels» et généralement ont un seuil de concentration beaucoup plus bas pour devenir toxiques (Freiberg et al., 1979 ; OPS, 1987 ; Alloway et Ayres, 1997; Ingersoll et al., 2000). Ces éléments non essentiels sont: As, Cd, Pb, U, Hg, Sb, Tl et Pu.

#### **I.1.3.4.6. Les origines des métaux et leur toxicité**

Les métaux lourds sont des composants naturels de la biosphère. Ils se retrouvent dans tous les compartiments de l'environnement, dans les roches drainées par les eaux de surface et les nappes aquifères. Suite aux modifications menées par l'action humaine, l'exploitation des gisements de métaux, la dissémination et l'amplification de ces derniers ont été alarmants vu leurs teneurs élevées dans les différents écosystèmes de la biosphère. Les activités humaines sont à l'origine d'une augmentation des métaux lourds dans l'atmosphère, le sol et l'eau. Les industries métallurgiques et chimiques ainsi que des pratiques aussi variées que la combustion d'énergies fossiles ou l'épandage d'engrais, de pesticides et de boue de stations d'épurations dans les champs apportent dans la biosphère des quantités importantes de métaux. De ce fait, il a été distingué deux origines des métaux lourds: origine naturelle et origine anthropique.

##### **a/ Origine naturelle**

Les métaux lourds, comme tout minerai, sont présents dans les roches et sont diffusés avec l'érosion. Les métaux lourds en surface ne viennent cependant pas tous de la roche, puisqu'ils peuvent y avoir cumuls entre ce qui vient du sous-sol et ce qui est apporté par l'air, qui peut provenir de très loin (plomb dans les glaces des pôles) (Senat, 2009). Selon Thévenot et al., (1998), les milieux aquatiques contiennent des métaux lourds provenant directement de

l'altération chimique et l'érosion mécanique des roches mères et des matériaux géologiques dont les produits dissous, colloïdaux et particuliers atteignent les eaux de surface par ruissellement, érosion ou apports souterrains. En règle générale, les métaux lourds sont fixés dans les roches sous deux formes. Il y a d'une part, les oxydes et silicates, peu altérables en climat tempéré. Les oxydes sont libérés de la roche par l'érosion et transportés tels quels dans les sols et sédiments. Il y a d'autre part, les sulfures et carbonates, très altérables, qui seront attaqués chimiquement. Les métaux lourds peuvent changer de support. Une partie soluble sera évacuée avec l'eau, vers les sols, les sédiments ou la nappe phréatique. Une partie sera piégée dans les argiles et sédiments de ruisseau. Dans les climats tempérés, le passage des métaux lourds de la roche vers le sol s'accompagne d'une diminution des concentrations du métal dans son environnement par un mécanisme de dilution. Le taux de dilution, qui dépend de la solubilité de métaux lourds et des caractéristiques de la roche, est souvent supérieur à 80 %. Les retombés atmosphériques constituent une autre source d'apport naturel en métaux lourds. Ces derniers sont représentés par des poussières qui peuvent avoir pour origine marine, volcanique et ou terrestre (feux de forêt, incinération des déchets,...) (Ineris, 2004).

### **b/ Origine anthropique**

L'activité humaine constitue une origine artificielle des métaux lourds. Elle a surtout changé la répartition des métaux lourds, les formes chimiques et les concentrations par l'introduction de nouveaux modes de dispersion (fumées, égouts, voitures...). Si une partie des métaux lourds part directement dans le sol et les eaux, l'essentiel est d'abord émis dans l'atmosphère avant de rejoindre les deux autres lieux. En général, quatre sources principales pouvant conduire à une contamination de l'environnement par les métaux lourds dont la provenance est anthropique :

- Industries et les émissions atmosphériques ;
- Le lessivage des zones d'épandage et de stockage de déchets industriels et domestiques ;
- L'extraction des minerais ;
- La métallurgie et les cimenteries.

En effet, de nombreuses industries utilisent des métaux lourds afin de réaliser des industries de transformation. Selon Baize (1997), les métaux lourds issus des sources anthropiques possèdent un comportement différent de ceux présents naturellement, car ils sont apportés sous forme chimique réactive.

#### **I.1.3.4.7. Contamination des écosystèmes aquatiques par les métaux lourds**

La contamination par les métaux lourds des écosystèmes est une préoccupation justifiée par les risques que ces éléments constituent pour l'équilibre d'un écosystème et ceci même à des concentrations très faibles en raison de leurs puissantes activités biologiques et de leurs tendances à s'accumuler dans les organismes vivants. Plusieurs approches ont été développées pour évaluer ces risques. Il est important de rappeler que les polluants se répartissent entre les différents compartiments des sédiments. On distingue deux phases principales qui sont l'eau interstitielle et les particules. Les liaisons entre micropolluants et particules sont de nature assez variée où se forment des résidus non extractibles. Les effets toxiques sont donc les risques pour l'écosystème découlant d'une manière ou d'une autre de cette répartition des micropolluants entre les phases du sédiment (Bahut et Alzieu, 2003). Il s'agit donc d'établir des relations de causes à effet, dans le but d'interpréter convenablement les relations concentrations-effets, d'où il est nécessaire de comprendre la cinétique des métaux lourds. Les métaux lourds, dans les eaux de surface subissent plusieurs cycles de transformations, de complexation, de précipitation et peuvent expliquer le comportement de ces métaux dans le milieu aquatique. [Figure I.2](#). La complexation avec le carbone organique dissous, les particules en suspension, les particules solides et les réactions avec les sulfures des sédiments dans les processus, contrôlent la persistance des métaux et par conséquent le niveau de l'exposition de la faune aquatique (Di Toro, 2001). Comme le montre [la Figure I.2](#), les métaux se trouvent distribués sous les mêmes formes que celles de la colonne d'eau, mais avec des concentrations différentes. Les métaux fixés sur les particules des sédiments sont absorbés avec les sulfures et seule la fraction assimilable par la faune benthique peut avoir un effet biologique et de ce fait leur spéciation peut apporter des éléments de réponse.

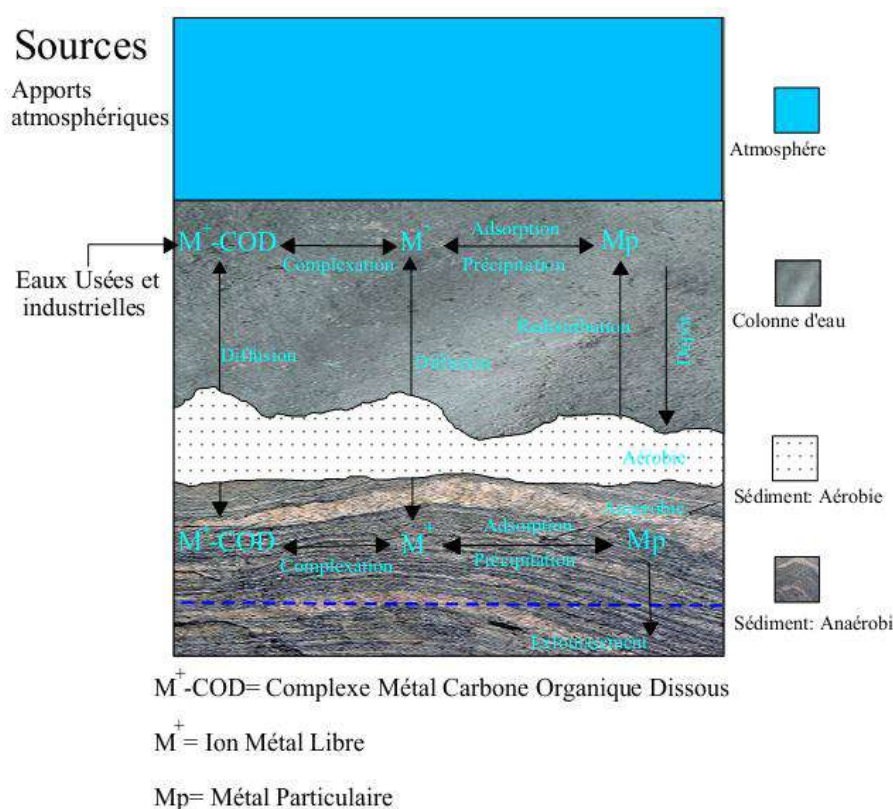
#### **I.1.3.4.8. Les caractéristiques générales des métaux les plus concentrés dans la cuvette du barrage de Babar**

Seront détaillées dans ce qui suit, certaines caractéristiques générales des éléments les plus contaminants qui ont été dosées dans les eaux de la retenue du barrage de Babar.

##### **I.1.3.4.8.1. Le Fer (Fe)**

Le fer du latin « *ferrum* », est un élément métallique blanc argenté, de symbole Fe, magnétique et malléable. C'est un élément de transition de numéro atomique 26. Le noyau de l'atome de fer 56 est l'isotope le plus stable de tous les éléments chimiques, car il possède l'énergie de liaison par nucléon la plus élevée (Mahan, 1987). A l'état libre, le fer métallique

se trouve dans les météorites, en général allié au nickel. Le métal est largement présent dans certains composés chimiques. Il occupe la quatrième place juste après l'aluminium dans la classification d'abondance des éléments dans la croûte terrestre (Belabed, 2010). Proche de l'aluminium par ses propriétés, c'est le plus abondant des métaux. De petites quantités de fer sont présentes sous formes combinées dans les eaux naturelles, les plantes et le sang. Le fer se trouve généralement à l'état divalent dans les eaux qui ne se trouvent pas en contact avec l'air par contre dans les eaux superficielles exposés à l'air, le fer est entièrement ou partiellement à l'état ferrique +3 (Belabed, 2010).



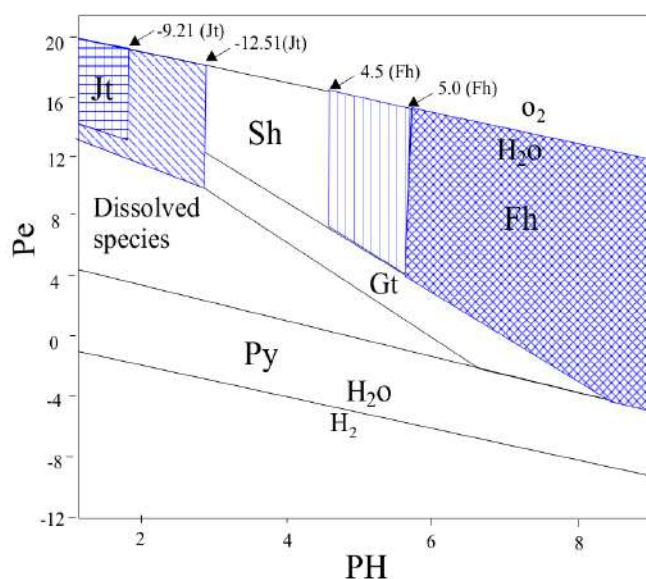
**Figure I.2.** Devenir des métaux lourds dans un système aquatique (Di Toro *et al.*, 2001)

Le fer est ferromagnétique : les moments magnétiques des atomes s'alignent sous l'influence d'un champ magnétique extérieur et conservent leur nouvelle orientation après la disparition de ce champ (Mahan, 1987). Laisse à l'air libre en présence d'humidité, il se corrode en formant de l'hématite  $Fe_2O_3$  (Hurlbut et Klein, 1982). L'hématite étant un matériau poreux, la réaction d'oxydation peut se propager jusqu'au cœur du métal, contrairement à l'aluminium et au cuivre qui forme une couche fine d'oxyde imperméable. En solution, il présente deux valences principales (Matías Miguel, 2008):

- $\text{Fe}^{2+}$  (le fer ferreux) qui présente une pale couleur verte ;
- $\text{Fe}^{3+}$  (le fer ferrique) qui possède une couleur rouille caractéristique.

Cette réaction est au cœur de la génération des drainages acides (Rimstidt et Vaughan, 2003). En effet, la génération des drainages acides produit des eaux très enrichies en fer et en sulfates. Ces solutions très concentrées débouchent selon les paramètres physico-chimiques sur plusieurs types de minéraux tertiaires : goethite; jarosite; schwertmannite; rozénite; copiapite (Bigham et Nordstrom, 2000 ; Jambor *et al.*, 2000 ; Stoffregen *et al.*, 2000 ; Velasco *et al.*, 2005). La Figure I.3 montre comment les paramètres physico-chimiques peuvent être déterminants dans le champ de stabilité des minéraux de fer.

Les besoins journaliers en fer sont estimés à environ 10 mg par jour, selon l'âge et le sexe. Les seules intoxications remarquées ont été liées à l'absorption de sels de fer chez les enfants. La symptomatologie quelque fois sévère est essentiellement à caractère digestif. Aucune toxicité n'a été observée chez l'homme, et ce même à des doses élevées (5 mg/l). Le fer entraîne, à des concentrations supérieures à 0,3 voire même 0,1 mg/l, des effets indirects gênants (Guerraiche Z, 2017).



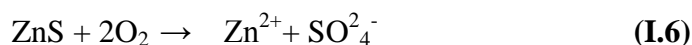
Légende :

Jt: K-jarosite; Sh: schwertmannite, Fh: ferrihydrite, Gt: goethite, Py: pyrite

**Figure I.3.** Nature des précipités de Fe en fonction des variations de paramètres physico-chimiques reconstitués à partir de Bigham et Nordstrom (2000) ; Jambor *et al.*, (2000) ; Stoffregen *et al.*, (2000) et Matías Miguel S.A. (2008).

### I.1.3.4.8.2. Le Zinc (Zn)

Le Zinc de numéro atomique 30 et de masse atomique 65.409 g/mole, est un métal de couleur bleu gris. Son état d'oxydation le plus commun est +2 (appelé ion zincique). Il provient des mines, de l'industrie métallurgiques ou des opérations de traitement des métaux. Les sources naturelles de zinc dans l'environnement sont l'altération de roches (56%), le volcanisme (22%) et la végétation (Lantzy et Mc Kenzie, 1979 ; Phelan et al., 1982 ; Horowitz, 1985). Cependant, Nriagu (1991 ; 1996) a calculé que ces sources naturelles ne représentent qu'environ 7% des émissions totales de cet élément dans l'environnement, étant donné que la production et le traitement de minerai et les activités industrielles représenteraient 75% et 18% respectivement, des émissions du Zn dans le milieu naturel (Matías Miguel, 2008). Il peut réagir avec les éléments ambiants : humidité, oxygène, dioxyde de carbone, etc., pour former une patine. Cette patine se traduit par une diminution progressive de l'éclat métallique de la surface. La couche formée, insoluble, adhérente et protectrice, a comme constituant principal du carbonate basique de zinc. Le  $Zn^{2+}$  domine à un pH acide et il commence à s'hydrolyser à pH 7.5 en formant l'hydroxyde de zinc ( $Zn(OH)_2$ ). Le zinc divalent peut s'adsorber sur les suspensions minérales et se complexer ainsi avec les matières organiques (Kemmer, 1984). Ce métal peut contenir des impuretés métalliques, telles que du fer (blendes foncées) : la marmatite,  $(Zn,Fe)S$ , contient jusqu'à 14 % de fer (Hurlbut Jr. et Klein, 1982). Dans la nature, la sphalérite est associée à d'autres sulfures, comme la galène ( $PbS$ ). La wurtzite a la même composition chimique mais cristallise dans le système hexagonal : c'est le polymorphe de haute température de  $ZnS$  (Hurlbut Jr. et Klein, 1982). L'altération des sulfures par oxydation produit la libération de l'ion zincique (I.6) (Matías Miguel, 2008).



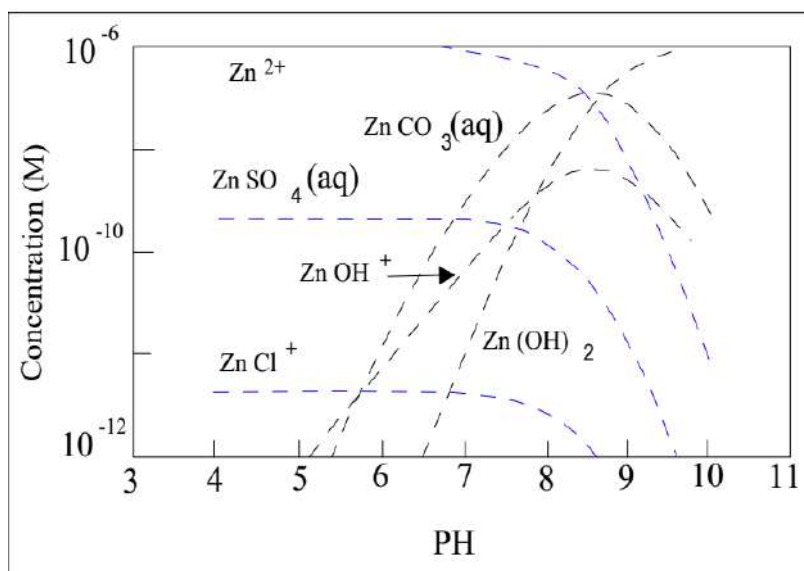
L'oxydation de la sphalérite (I.6) ne génère théoriquement pas d'acidité (Jennings et al., 2000), cependant Zn est très souvent substitué par Fe dans les sphalérites. Dans ce cas, leur oxydation, libère de l'acidité (Dold, 1999). D'autres cas de génération d'acidité peuvent provenir des oxydations par des drainages acides (I.7 à I.11) (Matías Miguel, 2008. Guerrache, 2017).





Le cation libre  $\text{Zn}^{2+}$  prévaut dans les eaux de surface pour les conditions environnementales de pH au-dessous de 8. [Figure I.4](#), tandis que l'espèce neutre  $\text{ZnCO}_3$  (smithsonite) est abondant dans les eaux à pH supérieur à 8 ([Hem, 1972](#) ; [Stumm et Morgan, 1996](#)). Sous l'ancien vocable de calamine, on trouve ce carbonate de zinc (smithsonite) et l'hémimorphite ( $\text{Zn}_4\text{Si}_2\text{O}_7(\text{OH})_2, \text{H}_2\text{O}$ ). Les deux minéraux peuvent être associés et le premier était une des premières sources exploitées pour l'obtention de Zn. En outre, quand les eaux sont acides, Zn va être complexé avec les sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ). Si les conditions environnementales sont extrêmes en acidité ou en évapotranspiration, elles peuvent provoquer la précipitation de sels sulfatés ([Nordstrom et Alpers, 1999](#) ; [Jambor et al., 2000](#) ; [Swedlund et Webster, 2001](#) ; [Callender, 2003](#) ; [Hammarstrom et al., 2005](#)).

Les besoins quotidiens vont de 4 à 10 mg/j, voire 16 mg pour les femmes enceintes et les nouveaux nés. Le zinc dans l'eau de boisson ne présente pas d'effets toxiques pour l'homme. Les manifestations d'intoxication aigue se traduisent entre autres par des troubles digestifs. Des accidents rénaux aigus ont été attribués au chlorure de zinc. Les effets gênants du zinc sont essentiellement d'ordre organoleptique. Des concentrations de zinc supérieures à 5 mg/l procurent à l'eau une saveur astringente déplaisante ([Guerraiche, 2017](#)).



**Figure I.4.** Spéciation du Zn ( $10^{-6}$  M ~ 635.8  $\mu\text{g/l}$ ) dans les eaux naturelles ( $\text{C T}^2 10^{-3}$  M) selon [Stumm et Morgan \(1996\)](#).

#### I.1.3.4.8.3. Le Cuivre (Cu)

Le cuivre est extrait d'une grande variété de minerais. Il se rencontre surtout sous forme de sulfures  $\text{CuS}$  et  $\text{Cu}_2\text{S}$  et sous forme d'oxydes ([Belabed, 2010](#)). La teneur en cuivre dans les

minerais varie de 0,5 à 5 %. Elle est de 0,01 % dans les roches volcaniques et de 0,0055 % dans les roches cristallines. Métal de couleur rougeâtre, le cuivre possède une haute conductivité thermique et électrique à température ambiante, (Hurlbut et Klein, 1982 ; Mahan, 1987). Sa couleur rougeâtre le diffère au même titre que l'or par la couleur grise générale grise des métaux. Le cuivre est un des rares métaux qui existe à l'état natif (Hurlbut et Klein, 1982). Il peut être présent dans l'eau à partir du contact avec des minéraux porteurs de cuivre ou de déchets minéraux provenant de la production de cuivre (Kemmer, 1984). Il peut se concentrer dans les eaux naturelles généralement à des teneurs inférieures à 1mg/l et ses principales sources anthropiques sont les industries, les traitements agricoles et la corrosion des tuyauteries (0,5 à 1 mg/l) (Rodier et al., 2005). Le cuivre peut être relâché dans l'environnement par des sources naturelles et par les activités humaines. C'est un métal malléable et ductile. Quand le cuivre se trouve dans le sol, il se lie fortement aux matières organiques et aux animaux. Par conséquent, il ne voyage pas très loin et il ne pénètre presque jamais dans les eaux souterraines. Dans les eaux de surface, le cuivre peut parcourir de longues distances, que ce soit suspendues sur des particules de boue ou comme ion libre. Généralement, Cu est moyennement abondant dans la croûte terrestre pour être un métal lourd (Wedepohl, 1995). Les modèles chimiques pour les eaux naturelles montrent que Cu reste à l'état d'ion  $2+$  jusqu'à un pH de 6 unités (I.12). Pour la plupart des eaux neutres,  $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2^{2-}$  et  $\text{CuCO}_3^0$  sont également importants (Millero, 1975), le second est plus important entre pH : 7 et 8. Figure I.5. Ensuite, à pH au-dessus de 8 le complexe de dihydroxide de cuivre ( $2+$ ) prédomine. Le cuivre forme aussi plusieurs complexes avec des ligands organiques (Callender, 2003).

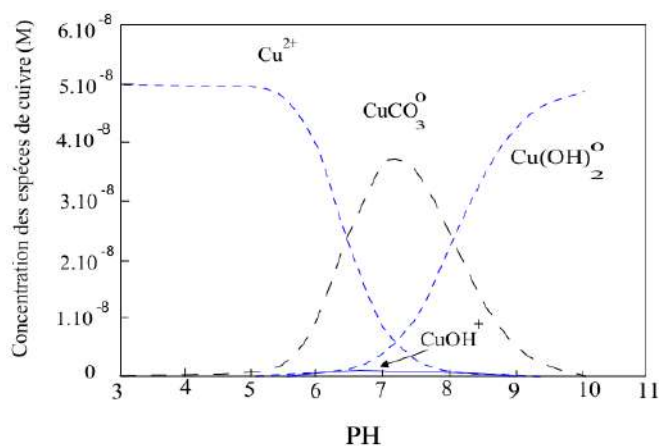
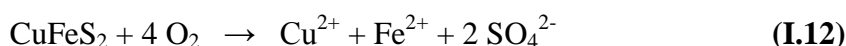


Figure I.5. Spéciation du Cu dans des eaux naturelles d'après Sigg et al., (2000).

En ce qui concerne les humains, le cuivre contribue à la production d'hémoglobine dans le sang. Il est utilisé dans la production de semences, la résistance aux maladies et la régulation de l'eau (Wuana et Okieimen, 2011). Il est également utilisé dans les alliages métalliques, le câblage électrique, les conservateurs pour le bois, le cuir et les tissus (Hardy et al., 2008). Le cuivre n'est pas agrandi dans le corps ni bioaccumulé dans la chaîne alimentaire. Des doses élevées de cuivre causent des anémies, des lésions hépatiques et rénales, des irritations intestinales, des complications neurologiques, de l'hypertension et des dysfonctionnements hépatiques et rénaux (Bhagure et Mirgane, 2010; Lenntech, 2010; Wuana et Okieimen, 2011). On peut aussi le décrire comme désagréable pour la consommation (Adelekan et Abegunde, 2011).

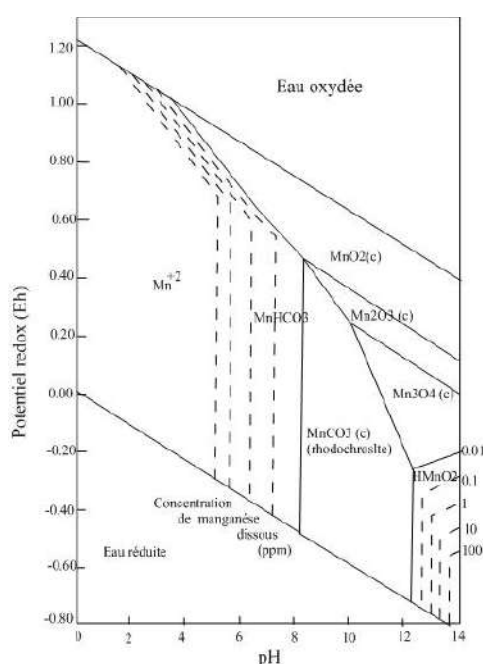
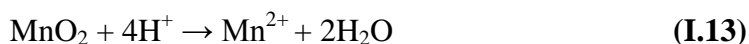
La quantité de cuivre nécessaire à l'organisme d'un adulte est d'environ 3 mg/j et de 2 mg/j pour les enfants. La toxicité du cuivre par l'ingestion d'eau est inhabituelle chez l'homme. De plus, les sels de cuivre ayant une saveur très désagréable, de forte teneur n'incitent pas le consommateur à boire une telle eau. La concentration du cuivre pour laquelle est détectée une mauvaise saveur est située entre 1 et 2 mg/l et des concentrations supérieures à 5 mg/l rendent l'eau imbuvable. Par ailleurs, le cuivre augmente la corrosion des ustensiles et des accessoires en zinc et en aluminium (Guerraiche, 2017).

#### **I.1.3.4.8.4. Le Manganèse (Mn)**

Le manganèse est connu depuis la préhistoire. Des peintures de plus de 17000 ans utilisent le dioxyde de manganèse comme pigment. Les Égyptiens et les Romains utilisaient des composés de manganèse dans la fabrication du verre pour le colorer (Anonyme, 2007). Vers le début du XIX siècle, des scientifiques commençaient à étudier l'utilisation du manganèse dans la fabrication de l'acier. Etant donné que c'est un micronutriment, il est souvent trouvé dans la composition des engrais (Anonyme, 2007). Le manganèse est le onzième constituant le plus abondant de la croûte terrestre et le troisième métal de transition le plus abondant (Taylor, 1964). Il s'agit d'un nutriment essentiel de trace pour la plupart des organismes vivants et peut être trouvé dans la lithosphère, l'atmosphère et l'hydrosphère dans les états d'oxydation suivants: Mn (2), Mn (3) et Mn (4) (Morgan, 2000; Stumm et Morgan, 1996). Le manganèse a un aspect important de comportement biogéochimique à la surface de la terre et son changement radical de solubilité car, il modifie son état d'oxydation (Burdige, 2006). Dans des environnements toxiques, sous un pH neutre ou alcalin, le manganèse est facilement oxydé et forme essentiellement des oxydes Mn (3/4) hautement insolubles (Dominique, 2011). Dans les milieux acides et anoxiques, le manganèse est présent sous la forme réduite et

plus soluble, Mn (2) (Post, 1999; Morgan, 2000). Dans les milieux aquatiques, à température et pression fixes, le comportement biogéochimique du manganèse est contrôlé par le pH, Eh et la présence de ligands inorganiques (par exemple,  $\text{CO}_3^{2-}$ ) et organiques. Figure I.6. (Dominique, 2011).

Les minerais les plus abondants du manganèse sont la pyrolusite ( $\text{MnO}_2$ ), la psilomélane ( $[(\text{Ba},\text{H}_2\text{O})_2\text{Mn}_5\text{O}_{10}]$ ) et la rhodochrosite ( $\text{MnCO}_3$ ). (Hurlbut et Klein, 1982). Ces minéraux ne sont pas stables dans des conditions acides (I.13, 14) (Tessier et al., 1996).



**Figure I.6.** Les champs de stabilité des phases dissoutes et solides de Mn en fonction du pH et de l'Eh à 25 ° C et 1 atm dans le système Mn-Co2-H2O. Modifié par Hem (1972).

L'excès de manganèse dans l'eau peut causer une cirrhose du foie chez l'homme. Toutefois l'inhalation est beaucoup plus dangereuse parce qu'elle génère pneumonie, et si l'exposition est chronique, il peut causer des problèmes neurologiques (Plumlee et Ziegler, 2003). La quantité moyenne nécessaire pour assurer le fonction physiologique normale est évaluée entre 2 et 5 mg/j pour un adulte et moins de 1,5 mg/j pour un enfant. Les intoxications sont extrêmement rares et en dehors d'une absorption accidentelle en quantités importantes, le risque est exclusivement d'origine professionnelle. Dans ce cas, les organes cibles sont les poumons et le système nerveux central. À des concentrations supérieures à 0,15 mg/l, le manganèse entraîne des effets indirects gênants (Guerraiche, 2017).

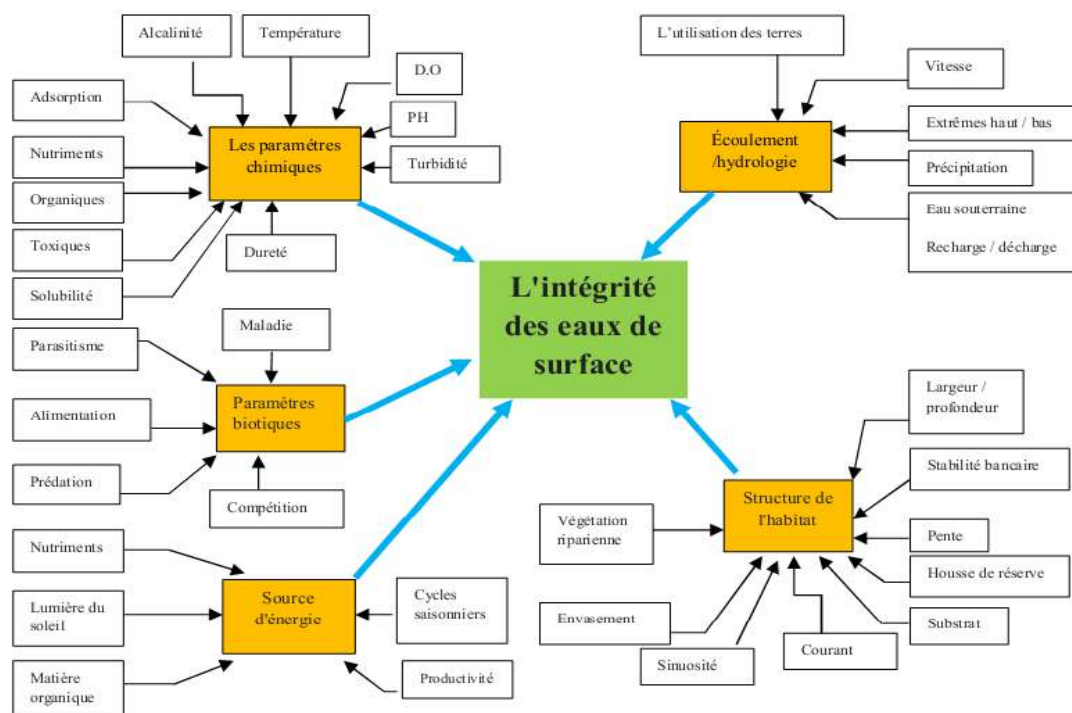
### I.1.4. Les sources principales de la pollution

La qualité de l'eau reflète la composition de l'eau, telle qu'elle est affectée par la nature et des activités culturelles et humaines, exprimée en termes de quantités mesurables et déclarations descriptives. L'état de la qualité de la réception des plans d'eau et leurs polluants pourraient être comprises d'une manière plus globale.

La Figure I.7 représente le plan d'eau de tous les facteurs de principe et de leurs paramètres de composant qui forment son intégrité. Les sources ou les causes de la pollution de l'eau peuvent être classées en deux types:

- L'altération de l'état du plan d'eau, qui dégrade son intégrité et crée de la pollution ;
- Ajout des charges polluantes allochtones dans le plan d'eau provenant de l'extérieur.

La première cause de pollution peut inclure une modification hydraulique des plans d'eau (canalisation et redressement qui réduisent l'habitat, la construction de barrages et les retenues, détournement les cours d'eau, drainage des terres humides riveraines, développement urbain qui modifie l'hydrologie des cours d'eau et provoque l'érosion des cours d'eau, la contamination in situ des sédiments par les activités humaines). La deuxième cause, les sources allochtones de pollution (déchargées de l'extérieur du plan d'eau), sont identifiées comme des sources ponctuelles et non ponctuelles.



**Figure I.7:** Les cinq principaux facteurs et leurs composantes qui comprennent l'intégrité des eaux de surface. (Karra *et al.*, 1986)

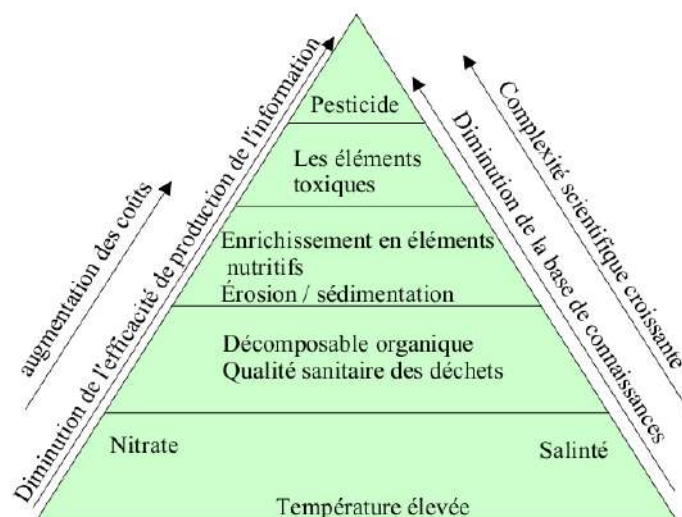
#### **I.1.4.1. Les sources ponctuelles**

Par définition, *une source ponctuelle* de pollution est une entrée de la pollution qui peut être liée à une seule sortie. Non traitée, ou mal traitée, l'évacuation des eaux usées est probablement la source ponctuelle principale de pollution des eaux dans le monde. D'autres sources ponctuelles importantes comprennent les mines et les effluents industriels.

Comme sources ponctuelles localisés, les profils spatiaux de la qualité du milieu aquatique peuvent servir à les localiser. Certaines sources ponctuelles sont caractérisées par une décharge relativement constante des substances polluantes avec le temps, tels que les égouts domestiques, alors que d'autres sont des rejets occasionnels ou fluctuants, tels que les fuites et les déversements accidentels. Une usine de traitement des eaux usées desservant une population, peut offrir une charge continue de nutriments à un plan d'eau. Par conséquent, une augmentation du débit de la rivière provoque une plus grande dilution et une diminution caractéristique de concentration de la rivière. Cela contraste avec les dépôts atmosphériques et autres sources diffuses où le ruissellement de terres provoque souvent des concentrations de polluants élevées dans le système recevant de l'eau.

#### **I.1.4.2. Les sources non ponctuelles**

*La pollution d'origine non ponctuelle* ou diffuse provient d'un large groupe d'activités humaines pour lesquelles les polluants n'ont pas de points d'entrées évident dans les cours d'eau récepteurs. La pollution diffuse est difficile à identifier. Un exemple majeur de sources non ponctuelles est le ruissellement et l'infiltration des eaux usées agricoles. En contrepartie, la pollution par source ponctuelle représente les activités où les eaux usées sont acheminées directement vers les plans d'eau récepteurs, où elles peuvent être facilement mesurées et contrôlées. Tandis que, la pollution par des sources non ponctuelles est beaucoup plus difficile à identifier, à mesurer et à contrôler que les sources ponctuelles. Les polluants de sources non ponctuelles se retrouvent finalement dans les eaux souterraines, les zones humides, les rivières, les lacs et enfin, dans les océans sous forme de charges sédimentaires et chimiques transportées par les rivières. L'impact écologique de ces polluants va de simples substances nuisibles à de graves impacts écologiques impliquant les poissons, les oiseaux, des mammifères et surtout la santé humaine. L'agriculture est l'une des diverses causes de sources non ponctuelles de pollution ; toutefois, il est généralement considéré comme le plus grand contributeur de polluants de toutes les catégories. [La Figure I.8](#) illustre la gamme et la complexité relative de la pollution de source non ponctuelle agricole.



**Figure I.8.** La complexité hiérarchique des problèmes de qualité de l'eau liés à l'agriculture (Rickert, 1993)

Parmi les activités qui peuvent causer la pollution par les sources de pollution non ponctuelle dans l'agriculture irriguée, on peut citer le développement de nouvelles terres, les pratiques culturales pour la production, les stratégies de lutte antiparasitaire et les pratiques d'irrigation. Les principales sources de pollution non ponctuelles associées à l'agriculture irriguée et leurs effets sur les eaux de surface peuvent être résumées dans les points suivants:

#### a. Sédiment

L'érosion des sols et les dépôts de sédiments sont les principales causes d'impacts négatifs sur la qualité des eaux de surface. L'érosion est un processus naturel qui peut être accéléré par les activités humaines. Les pentes s'érodent naturellement, surtout lorsque la végétation est artificiellement enlevée. Le dépôt de sédiment se produit lorsque la quantité de sédiments (matière solide qui a été transportée de son site ou de l'air, de l'eau ou de la gravité) dépasse la capacité de charge de la force qui la déplace. Les terres agricoles deviennent généralement une source non ponctuelle de pollution lorsque les exploitations agricoles enlèvent une quantité importante de couverture végétale, exposant la surface du sol à l'action érosive de l'eau et du vent. Les sols érodés deviennent ensuite des sédiments, créant un potentiel de dégradation de l'eau.

#### b. Eléments nutritifs

La lixiviation des éléments nutritifs des bassins hydrographiques dans les cours d'eau, les lacs et les eaux souterraines fait naturellement partie du cycle des éléments nutritifs. Lorsque les cultivateurs manipulent le système sol-eau-plante pour augmenter la production agricole et

changer l'équilibre naturel du cycle des nutriments. Les sources de nutriments associées aux pratiques de production agricole comprennent les engrais, la biodégradation des résidus de culture, les déchets agricoles, municipaux appliqués à la terre et les déchets générés directement par les animaux. Les éléments nutritifs provenant de ces sources deviennent des polluants lorsqu'ils sont transportés hors du site dans les cours d'eau et les lacs situés à proximité ou lorsqu'ils infiltrent en quantités excessives dans les eaux souterraines. Les éléments nutritifs, qu'ils soient dissous ou attachés aux particules du sol, sont transportés par l'eau. Les formes solubles d'éléments nutritifs laissent leurs sources par dissolution dans l'eau et en se déplaçant en solution avec l'eau de ruissellement ou par l'infiltration de l'eau dans le sol. D'autres formes de substances nutritives qui sont attachées au sol, telles que la matière organique, doivent être détachées par l'érosion (pollution de l'eau de surface seulement) avant qu'elles ne puissent être transportées. Les deux nutriments les plus significatifs affectant la qualité de l'eau sont l'**azote** (sous forme de nitrate) et le **phosphore** (sous forme de phosphate). Les masses d'eau de surface contribuent à un environnement riche en éléments nutritifs, une condition appelée **eutrophisation**. Ce processus d'augmentation des nutriments entraîne une augmentation des plans aquatiques et des proliférations d'algues, ce qui, à son tour, épuise l'oxygène dissous et affecte ainsi les organismes aquatiques.

### c. Pesticides

Les pesticides (insecticides, herbicides, fongicides) qui se déplacent de leur site d'application vers les eaux de surface ou souterraines peuvent affecter l'utilité de l'eau en raison de leur potentiel d'impact sur les organismes autres que leurs principales cibles. La présence et la biodisponibilité des pesticides dans le sol peuvent avoir un impact négatif sur la santé humaine, sur les plantes, les organismes du sol bénéfiques, sur la végétation aquatique et sur les animaux. Les herbicides peuvent endommager et détruire la végétation lorsqu'ils sont entraînés dans le système aquatique. Étant donné que la végétation est la couverture et la nourriture pour les organismes aquatiques, les herbicides peuvent affecter une communauté entière. Les niveaux d'oxygène dissous qui soutiennent la vie aquatique sont parfois réduits en raison de l'utilisation de la décomposition des plantes, tués par les herbicides.

Il existe trois principaux modes de dégradation dans les sols: la dégradation biologique (par microorganismes), la décomposition chimique (par des réactions chimiques telles que l'hydrolyse et les réactions redox) et la décomposition photochimique (au moyen de la lumière ultraviolette ou visible).

#### **d. Salinité**

L'eau contient naturellement une certaine quantité de minéraux dissous (sels). La quantité de sel dans l'eau dépend de sa source lorsque l'eau, quelle que soit sa teneur en sel, est appliquée aux cultures, les sels s'accumulent dans le sol, tandis que l'eau d'irrigation appliquée est consommée par les plantes ou perdue à l'évaporation. Pour maintenir la productivité des terres irriguées, les sels accumulés doivent être lessivés au-dessous de la zone des racines. Pour cette raison, l'irrigation est censée toujours dépasser la consommation de la récolte attendue.

#### **e. Pathogènes**

Les pathogènes sont des microorganismes et des parasites qui peuvent causer des maladies chez les humains et chez les animaux. Un petit sous-ensemble de tous les pathogènes, les agents pathogènes zoonotiques, sont versés dans les matières fécales du bétail et de nombreuses espèces sauvages et peuvent infecter d'autres animaux ainsi que les humains. Il s'agit notamment de *Salmonella*, *Giardia* et *Cryptosporidium parvum*. Ils sont les pathogènes qui préoccupent la salubrité des aliments et la qualité de l'eau. Le potentiel de pollution des eaux de surface augmente lorsque le flux résultant d'irrigation ou les pluies proviennent de terre qui a reçu des déchets humains ou animaux non traités ou lorsque l'eau d'irrigation contient du fumier animal. La contamination localisée des eaux de surface, des eaux souterraines et du sol lui-même peut résulter de la présence d'animaux dans les parcs d'engraissement, les chorales, les cours d'exercice, les pâturages et les parcours.

#### **f. Température**

La pollution thermique des eaux de surface a trois sources de base qui se rapportent à l'agriculture irriguée:

- Le développement et les opérations culturelles subséquentes dans l'agriculture irriguée peuvent entraîner la perte de végétation riveraine qui obscurcit les cours d'eau et contribuer à maintenir les températures d'eau froide requises par de nombreux poissons d'eau froide ;
- Le drainage de l'eau d'irrigation s'est réchauffé alors que le franchissement d'un champ de ferme peut élever la température d'un courant d'eau froide.
- Dérivations de cours d'eau pour la gestion de l'irrigation et des zones humides peuvent entraîner une diminution dans l'ensemble.

### **I.1.5. Les secteurs contribuant à la pollution des eaux de surface**

La dégradation de la qualité de l'eau est un problème majeur dans la région étudiée. La gravité des problèmes actuels de la qualité de l'eau varie selon les différents plans d'eau en fonction du débit, du profil d'utilisation, de la densité de population, de l'industrialisation, de la disponibilité des systèmes d'assainissement et des conditions sociales et économiques existantes dans la zone. Déversement d'eaux usées industrielles et domestiques non traitées ou partiellement traitées, lessivage de pesticides et résidus d'engrais et la navigation sont souvent des facteurs qui affectent la qualité de l'eau dans les différents plans d'eau et notamment dans la cuvette du barrage. On distingue trois secteurs qui ont un effet important sur le changement de la qualité des eaux de surface : industriel, domestique et urbain et agricole.

#### **a/ Le secteur industriel**

Le secteur industriel est un important utilisateur des ressources naturelles et contribue à la pollution de l'eau et du sol. La pollution industrielle a débuté avec l'essor des activités industrielles. Les impacts des rejets industriels dans le milieu aquatique sont surtout d'ordre local et dépendent du débit du cours d'eau, du lieu des rejets par rapport à des zones sensibles. Les industries agroalimentaires induisent d'importants rejets de matières organiques qui sont à l'origine de la prolifération des bactéries et autres organismes, entraînant une diminution et un appauvrissement du milieu aquatique en oxygène ce qui entraîne la disparition des espèces qui ont besoins d'oxygène. Les rejets dus à la production de biens intermédiaires sont à l'origine d'une grande partie des rejets toxiques dont des matières inhibitrices et les métaux lourds.... Les principaux effets des rejets industriels agissent sur la consommation d'oxygène, le phénomène d'eutrophisation (azote, phosphore) et sur la toxicité dues à certaines substances.

Les produits chimiques qui peuvent être lâchés dans les cours d'eau, quand ils sont toxiques, modifient de façon plus ou moins importante l'écosystème aquatique. La toxicité des produits et les quantités déversées peuvent causer la mort des individus les plus sensibles ou même tuer toute vie existante voire détruire l'écosystème tout entier.

#### **b/ Le secteur domestique et urbain**

Les eaux usées municipales, d'après les études sur la population et les taux de consommation d'eau, le total de la pollution par les eaux usées municipales est considérée comme une source unique émanant d'une source domestique et urbaine. Bien que le plafond de capacité des eaux usées soit important, il ne suffira pas de faire face à l'augmentation future de la production d'eaux usées provenant des sources municipales, par conséquent, les charges non traitées qui

atteindront les plans d'eau ne devraient pas diminuer dans les années à venir. Les constituants préoccupants des eaux usées domestiques et municipales sont: les pathogènes, les parasites, les nutriments, les composés exigeants en oxygène et les solides en suspension. Comme ces substances toxiques (métaux lourds et micropolluants organiques) sont principalement attachées à des matières en suspension, la plupart d'entre elles s'accumulent dans les boues. Une élimination et/ou une réutilisation inadéquate des boues peuvent entraîner la contamination des eaux de surface. En général, la majeure partie des eaux usées traitées et non traitées est acheminée dans les drains agricoles.

### **c/ Le secteur agricole**

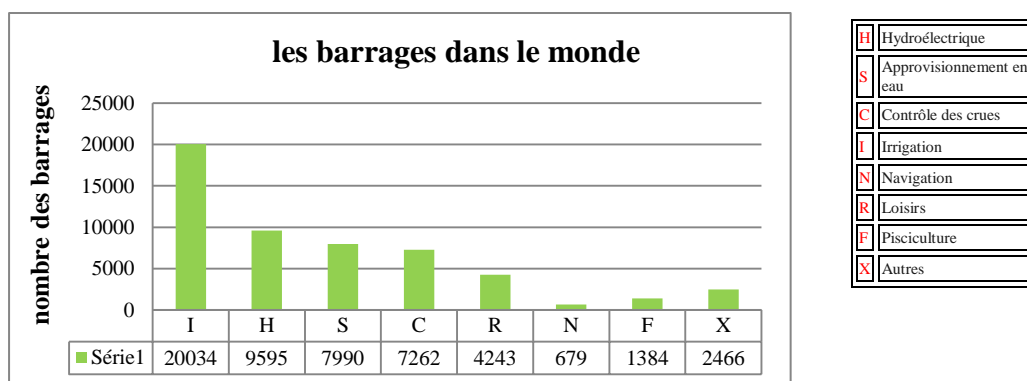
Les eaux de drainage agricole sont toutefois collectées et concentrées dans les drains agricoles et deviennent des sources ponctuelles de pollution pour le barrage et les canaux d'irrigation en cas de mélange d'eau pour réutilisation. En outre, ces sources de pollution non ponctuelles peuvent également influencer sur la qualité des eaux de surface. Les principaux polluants dans les drains agricoles sont les nutriments, les résidus de pesticides (provenant des champs irrigués) et les agents pathogènes (provenant des eaux usées domestiques).

### **I.2. Le risque de rupture du barrage**

Un barrage est un ouvrage artificiel ou naturel, établi en travers du lit d'un cours d'eau pour retenir l'eau. Les barrages ont plusieurs fonctions, qui peuvent s'associer : la régulation de cours d'eau (écrêtage des crues, maintien de niveau minimum des eaux en période de sécheresse), l'irrigation des cultures, l'alimentation en eau potable des villes, la production d'énergie électrique, la retenue de rejets de mines ou de chantiers, le tourisme et les loisirs, la lutte contre les incendies ...

On distingue différents types de barrages selon les matériaux qui les composent et leur profil : Remblais de terre et d'enrochements avec profil triangulaire, barrages en maçonnerie ou en béton de type poids ou de type voûte (courbure convexe). Un barrage n'est pas inerte il vit, travaille et vieillit en fonction des efforts auxquels il est soumis. Le risque majeur lié à la présence d'un barrage est la rupture, entraînant l'inondation de la vallée en aval.

Dans le monde, on compte 58402 grands barrages enregistrés selon la Commission internationale des grands barrages (CIGB) dont 80 % ont une hauteur inférieure à 30 m et seulement 1 % ont une hauteur supérieure à 100 m (CIGB, 2017). [Figure I.9](#). D'après la CIGB, tout ouvrage de plus de 15 m de haut au-dessus de la surface générale des fondations est considéré comme « grand barrage » ainsi que tout ouvrage dont la hauteur serait comprise entre 10 et 15 m.



**Figure I.9** : les grands barrages dans le monde selon (CIGB)

Comme tout ouvrage de génie civil, les barrages peuvent connaître des défaillances de sécurité et peuvent aboutir à des accidents plus ou moins graves. Le taux de rupture moyen annuel est d'environ 3 pour l'ensemble des barrages construits dans le monde, mais actuellement le nombre de ruptures va en diminuant (Marche, 2008). Les conséquences de ces ruptures peuvent être catastrophiques, provoquant des centaines, voire des milliers de morts. Les accidents les plus marquants durant les cinquante dernières années sont les suivants:

- ✚ Malpasset (Var, France): le 2 décembre 1959, le barrage-voûte barrant la rivière Reyran cède à cause d'un défaut géologique dans le massif où s'ancrait la voûte. Une vague de 40 mètres déferle sur la vallée et atteint la ville de Fréjus. Des blocs rocheux (jusqu'à 60 t) sont entraînés et détruisent le quartier de Malpasset. En tout, ce sont 423 victimes qui sont déplorées.
- ✚ Vajont (Italie) : le 9 octobre 1963 un glissement de terrain a mobilisé 260 Mm<sup>3</sup> de terres et de roches dans la retenue du Vajont barrée par un barrage-voûte achevé en 1959 (Panizzo et al., 2005a). Deux vagues d'une hauteur prodigieuse (15–20 m) se sont engouffrées dans l'étroit ravin à l'aval du barrage de 150 mètres de haut. La masse d'eau dévaste Longarone, Pirago, Rivalta, Villanova et Faè et de nombreux petits villages aux alentours. On estime à 1909 le nombre de personnes tuées.
- ✚ Le barrage de Molare (bordure sud des Alpes italiennes au Nord-Est de Gênes) céda en août 1935 après des pluies diluviennes. Les évacuateurs de crue furent dans l'impossibilité d'évacuer le débit de crue généré par des pluies d'une intensité exceptionnelle (environ 500 mm dans la journée du 13 août 1935), ce qui entraîna la rupture de la digue de Zerbino. Une vague d'une hauteur de 20 mètres dévasta la vallée de l'Orba, causant la mort d'environ de 100 personnes (Visentini, 1936);
- ✚ Août 1975, barrages de Banquiao et de Shimantan (Chine), barrages en remblai, d'une centaine de mètres de hauteur, ont été submergés par les pluies diluviennes d'un

ouragan, ont cédé, créant une lame d'eau de 6 mètres de hauteur sur 12 km de large et faisant plusieurs dizaines de milliers de victimes directes, plusieurs centaines de milliers de victimes indirectes, et environ 11 millions de personnes affectées par la catastrophe.

- ✚ Août 1979, barrage de Morvi (Inde) : Ce barrage en remblai de 25 mètres de hauteur a lui aussi été submergé par la montée du niveau de la retenue suite à de fortes pluies. Sa rupture a créé une vague de 5 à 10 mètres qui a atteint la ville de Morvi à 5 km en aval, faisant plusieurs milliers de victimes.
- ✚ Aux États-Unis, à Taum Sauk dans les collines du Missouri, une retenue d'environ 5 millions de m<sup>3</sup> implantée à 1500 m d'altitude a cédé en décembre 2005 et a généré une onde de submersion dévastatrice (dénivellation de l'ordre de 700 m).
- ✚ En Algérie, les accidentologies de rupture de barrages furent rares, seulement deux accidents de rupture ont été recensés et documentés; la rupture à deux reprises du barrage Fergoug en 1881 et en 1927 à cause de l'insuffisance du déversoir.

### **I.2.1. Rôle des barrages**

L'eau de surface est une ressource naturelle pour les nations. Le stockage de l'eau est souvent vital et reste en tout cas le seul moyen d'exploiter économiquement cette ressource naturelle. Les réservoirs d'eau donnent une garantie d'approvisionnement en eau pendant les sécheresses, pour l'irrigation, l'usage domestique et industriel. Ils réduisent les conséquences négatives des inondations.

### **I.2.2. Causes de rupture du barrage**

Les causes de rupture d'ouvrage peuvent être de différents ordres.

#### **I.2.2.1. Causes techniques**

Les causes techniques peuvent se résumer dans le défaut de fonctionnement des vannes permettant l'évacuation des crues ou bien d'un vice de conception, de construction ou de matériaux. Le type de barrage, les matériaux utilisés, la nature des fondations, l'infiltration d'eau ou des phénomènes de « renard » dans les remblais, par des fuites dans les conduites d'eau sous pression, la capacité insuffisante de l'évacuateur (35 % des ruptures documentées), ainsi que l'âge de l'ouvrage vont avoir une influence sur l'apparition de ces problèmes. Cependant, l'évolution des techniques de construction rend les barrages modernes beaucoup plus sûrs.

#### **I.2.2.2. Causes naturelles**

Il en est ainsi des crues exceptionnelles, d'intensité supérieure à celle retenue pour le dimensionnement des ouvrages évacuateurs, appelée crue de projet. Le niveau de sécurité retenu est généralement compris entre la crue millénaire et la crue décennalaire. Les barrages en remblai ne supportent pas la submersion et sont donc plus vulnérables aux débordements. La phase de chantier pour les barrages en construction est une période sensible aux risques de crue, car les ouvrages d'évacuation ne sont pas encore opérationnels.

On peut citer également l'érosion provoquée par une surverse intempestive en cas de trop-plein résultant d'une crue ou bien d'une arrivée d'eau mal contrôlée. En décembre 2005, le barrage de Taum Sauk dans les collines du Missouri aux États-Unis s'est ainsi rompu à la suite de défaillances de plusieurs systèmes de contrôle et de pompage, qui ont amené le niveau d'eau, trop important dans la retenue.

Les glissements de terrains, soit de l'ouvrage lui-même dans le cas de barrages en remblai, soit des terrains entourant la retenue sont également une cause de rupture. L'ouvrage peut être déstabilisé par un glissement (barrage de Malpasset, 1959) ou bien submergé par la vague engendrée par un glissement en amont de la retenue (barrage du Vajont, 1963).

La surverse induite par une seiche, une avalanche, ou un mouvement de terrain entraînant une grande masse d'eau par-dessus du barrage ce qui induit sa destruction. La catastrophe du Vajont résulta d'un glissement de terrain, qui en pénétrant dans le lac de retenue a provoqué une vague qui submergea le barrage-voûte et s'engouffra dans un ravin étroit.

Enfin les séismes peuvent causer des dommages à ne pas négliger (déformations, tassements, fissures, etc.). Les ruptures de barrages dues aux séismes sont d'ailleurs très rares.

### **I.2.2.3. Causes humaines**

Les causes humaines peuvent enfin être à l'origine d'accidents comme des études préalables mal faites, contrôle d'exécution insuffisant, erreurs d'exploitation, défaut de surveillance et d'entretien ou encore actes de malveillance, sabotage, attentat, guerre.

### **I.2.3. Types de ruptures des barrages.**

La rupture d'un barrage est liée à une évolution plus ou moins rapide d'une dégradation de l'ouvrage susceptible d'être détectée par la surveillance et l'auscultation. Les barrages en remblai peuvent être touchés par :

- *Une rupture progressive*, causée par un phénomène d'érosion externe ou interne. L'érosion externe est engendrée par des circulations d'eau sur la crête de l'ouvrage. Le

phénomène peut durer quelques minutes à quelques heures selon la taille des matériaux, leur cohésion, le revêtement de la crête et la hauteur de l'eau qui s'écoule au-dessus du barrage. L'érosion interne correspond à l'entraînement des matériaux au sein du corps de l'ouvrage ou de sa fondation. Elle est provoquée par des percolations excessives à travers l'ouvrage. Le conduit de fuite s'agrandit par érosion jusqu'à provoquer l'effondrement de la structure.

- **Une rupture Brutale** dans le cas des barrages en béton, par renversement ou par glissement d'un ou plusieurs plots.

Les barrages en maçonnerie ou en béton sont menacés par une rupture instantanée partielle ou totale, produite par renversement ou par glissement d'un ou de plusieurs plots.

#### I.2.4. Les conséquences d'une rupture

Une rupture de barrage entraîne la formation d'une onde de submersion se traduisant par une élévation brutale du niveau de l'eau à l'aval. La carte du risque représente les zones menacées par l'onde de submersion qui résulterait d'une rupture totale de l'ouvrage. Obligatoire pour les grands barrages, cette carte détermine dans le projet de construction, les caractéristiques de l'onde de submersion en tout point de la vallée: hauteur et vitesse de l'eau, délai de passage de l'onde, etc. Les enjeux et les points sensibles (hôpitaux, écoles, etc.) y figurent également. L'onde de submersion ainsi que l'inondation et les matériaux transportés, issus du barrage et de l'érosion intense de la vallée, peuvent occasionner des dommages considérables :

- ✚ **Sur les hommes** : noyade, ensevelissement, personnes blessées, isolées ou déplacées ;
- ✚ **Sur les biens** : destructions et détériorations des habitations, des entreprises, des ouvrages (ponts, routes, etc.), du bétail, des cultures, paralysie des services publics, etc ;
- ✚ **Sur l'environnement** : endommagement, destruction de la flore et de la faune, disparition du sol cultivable, pollutions diverses, dépôts de déchets, boues, débris, accidents technologiques, dus à l'implantation d'industries dans la vallée de déchets toxiques, explosions par réaction avec l'eau, etc.

#### I.2.5. Maitrise du risque

##### I.2.5.1. Objectifs de la surveillance

La surveillance des barrages a trois grands objectifs :

- **L'objectif principal**, pendant la construction et la première mise en eau, consiste à comparer le comportement de l'ouvrage par rapport aux prévisions du projet, que ce soit pour vérifier certaines hypothèses de calcul, pour valider les résultats de ces calculs ou pour vérifier la pertinence de tel ou tel choix technique. Mentionnons en particulier le suivi des pressions interstitielles pendant la construction des remblais en matériau humide qui ont été à l'origine des ruptures de talus. La première mise en eau, doit faire l'objet de consignes particulières de gestion de la retenue, de surveillance visuelle et de suivi d'auscultation. En règle générale, la présence permanente de l'exploitant est exigée pendant toute cette phase. Dans les six mois qui suivent l'achèvement de la mise en eau, le propriétaire (ou le concessionnaire) doit rédiger un rapport de première mise en eau qui indique les éventuelles modifications par rapport au projet et analyse le comportement réel du barrage.
- **Les objectifs essentiels**, en phase d'exploitation, sont la sécurité de l'ouvrage et la maîtrise des coûts d'exploitation. Pour cela, il faut chercher à déceler tout signe avertisseur de changement dans le comportement de l'ouvrage, ce qui amène à s'intéresser d'une part à l'apparition de nouveaux phénomènes et d'autre part aux évolutions lentes liées au vieillissement. Il faut garder en mémoire que, passée la première épreuve de la mise en eau et en dehors d'événements exceptionnels tels que crues et séismes, la rupture d'un barrage en exploitation est toujours précédée de signes avertisseurs.
- **Le dernier objectif**, commun aux deux phases de la vie de l'ouvrage, citées ci-dessus, est le retour d'expérience pour l'ingénierie, ce retour d'expérience étant valorisé autant sur les futurs projets que sur le suivi des autres barrages d'une même famille (un phénomène constaté sur un barrage peut se produire sur un autre barrage semblable). Cela concourt à garantir, à long terme, d'une part la sûreté des ouvrages, et d'autre part la maîtrise des coûts par une maintenance qui peut être programmée et optimisée. L'aspect sécurité prime avant toute autre considération, mais il est évident que plutôt une anomalie est détectée, moindres en sont les conséquences en termes de travaux ou de coût d'exploitation.

### **I.2.5.2. Sécurité des populations**

Etant donné, l'importance des pertes en vies humaines et matérielles qui résultent d'une rupture d'un barrage, la mise sur pied d'un plan d'évacuation de la zone inondée est

nécessaire afin de diminuer les conséquences d'un tel accident. Ce plan d'évacuation consiste en :

- La détermination des caractéristiques physiques de la région située en aval du barrage du point de vue topographique, géologique et utilisation du territoire.
- Etablissement d'un modèle physique ou mathématique de rupture conduisant à la préparation de carte de submersion.

La superposition de cartes montrant d'une part les limites de la submersion et d'autre part la répartition de la population permet de situer très clairement les zones critiques dans les régions fortement habitées.

### **I.2.5.3. Information et plan d'alerte**

Le premier remplissage de la retenue est un point délicat dans la vie d'un barrage. Il est donc important avant d'en arriver à cette étape de tenir compte des réunions d'informations avec les responsables de la sécurité dans la région. Un local de surveillance doit être établi au meilleur endroit possible quel que soit les circonstances. Quant à l'organisation de l'évacuation, elle doit comprendre les moyens de transports et de communications (routes, chemins de fer, téléphone, radio...etc).

### **Conclusion**

Il ressort donc que les sources de pollution ou de contamination sont très variées et peuvent altérer d'une manière substantielle la qualité surtout des eaux de surface. Les ouvrages de stockage de cette eau, sont également vulnérables si les mesures de sécurité ne sont pas prises en considération d'une manière sérieuse.

# **Matériel et Méthodes**

## Chapitre II. Matériel et Méthodes

La méthodologie adoptée pour notre travail se résume en trois étapes, la première consiste à passer en revue les conditions naturelles telles que: la géologie, la géomorphologie et l'hydroclimatologie. Ceci permettra la mise en évidence des conditions qui peuvent influencer la qualité des eaux de surface de la région. La deuxième étape consiste à présenter les outils qui nous permettront l'étude de la variation spatiale et temporelle de la qualité des eaux de surface de la retenue du barrage. La troisième étape consiste à développer la modélisation hydrodynamique unidimensionnelle d'une éventuelle rupture du barrage. Cette dernière comporte deux phases, la première phase porte une attention particulière sur les équations de base qui conceptualisent les processus physiques à modéliser et leur schéma numérique de résolution, la deuxième phase consiste en une construction du modèle hydrodynamique unidimensionnel dont nous détaillerons la résolution de la forme implicite de différence finie des équations d'écoulement non permanent dans le modèle HEC-RAS.

### 2.1. Les conditions naturelles

#### 2.1.1. Situation géographique

La zone étudiée est située dans le Sud-Est de l'Algérie, dans les confins Est de l'Atlas saharien et précisément au niveau de la chaîne montagneuse de Djebel Djehfa appartenant aux monts de Nememcha. La plupart des habitants (plus de 20 000 habitants) sont concentrés dans la ville de Babar. La surface du sous bassin hydrographique est de 567 km<sup>2</sup>, le barrage de Babar a une capacité de 42 Mm<sup>3</sup>, construit pour retenir les eaux de Oued Tamagra à l'Ouest et Oued El Htiba à l'Est. Le barrage de Babar est situé à 35° 10 '10"N et 7° 01'41"E et la ville de Babar est située à 35° 10'4"N et 7° 06'7"E. [Figure II.1](#). Une augmentation de la population et des systèmes inadéquats d'égouts domestiques ont un potentiel d'influence sur la qualité de l'eau du barrage. L'Oued El Arab fournit l'eau pour les villes avoisinantes et irrigue des milliers d'hectares de terres agricoles. L'augmentation de la demande d'eau à l'étape du développement, y compris l'agriculture, pourrait entraîner un avenir sombre pour la qualité de l'eau du barrage.

La partie aval de la vallée du barrage est située entre deux chaînes montagneuses dans lesquelles se sont développés des villages le long de l'Oued El Arab tels que Hella, Kheranne, Chebla et El Ouelga. Ce plan d'occupation du sol a permis le développement le long du cours d'eau, d'un réseau routier avec des ponts et des terres agricoles. La concentration fréquente des activités humaines sur la proximité de lit moyen de l'Oued El Arab, nécessite la prise en

charge des problèmes posés par les crues induites dans le cas d'une rupture partielle ou totale du barrage. Pour la sûreté de cet ouvrage hydraulique contre n'importe quels aléas ainsi que la sécurité des biens et des personnes habitant à l'aval du barrage contre ces crues, il est impératif de prendre des mesures de sécurités adéquates. L'onde de propagation produite par une éventuelle rupture du barrage comme le montre l'expérience, s'apparente dans un premier temps comme une onde dynamique par l'effet prépondérant de l'inertie, puis comme une onde de continuité, au fur et à mesure que l'inondation s'atténue en évoluant vers l'aval.

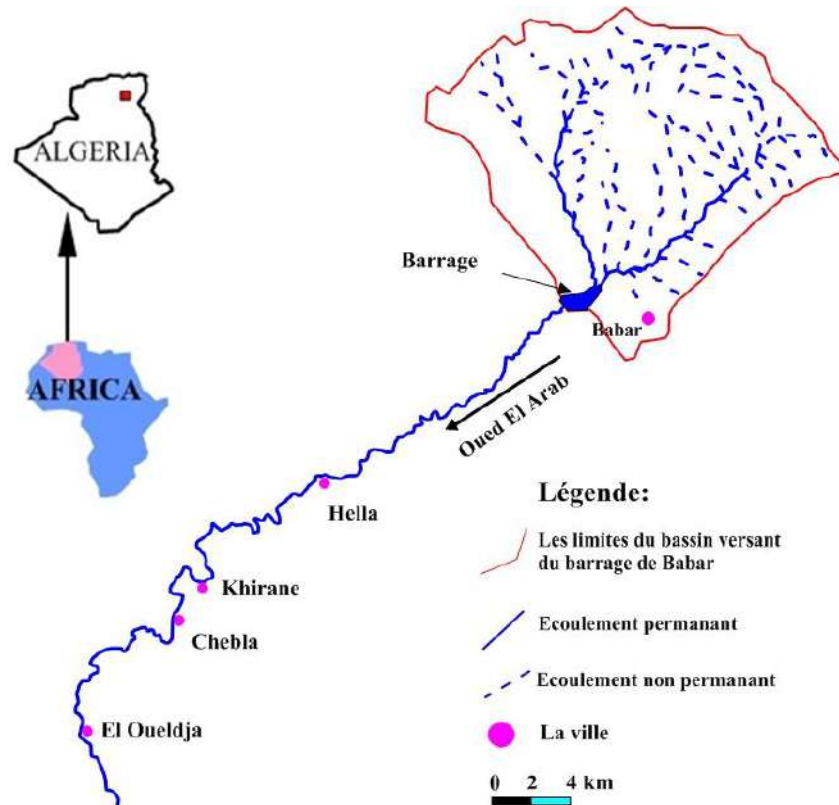


Figure II.1. Carte de la situation géographique de la région d'étude.

### 2.1.2. Géologie

La géologie est une partie très importante dans toute étude hydrologique et hydrochimique. Ainsi, la lithologie et la structure géologique jouent un rôle primordial sur la qualité des eaux suite à la dissolution des minéraux qui se trouvent dans la roche et sur la quantité d'eau qui ruissèle ou s'infiltre selon le type du terrain (perméable ou imperméable).

#### 2.1.2.1. La géologie générale de la Willaya de Khenchela

Le comportement géologique de la région d'étude a été inspiré des travaux et études antérieurs réalisés sur le massif des Aurès, sur les hautes plaines steppiques et sur les zones humides. La plupart de ces études ont été axées sur les caractères stratigraphiques,

géomorphologiques, sédimentologiques et structurales (Laffitte, 1939 ; Guiraud, 1973 ; Vila 1977 ; Houha, 1996 et 2007). D'après l'inventaire stratigraphique dressé par plusieurs géologues et en particulier par Laffitte (1939), les terrains les plus anciens sont attribués au Trias et les plus récents au Quaternaire. Selon Laffitte (1939) depuis le Trias, la région est le siège de dépôts épicontinentaux à faciès divers et d'épaisseur variable. Dans cette période, la région présaharienne représentait une plate-forme qui se caractérisait par l'accumulation de différents sédiments. Du point de vue tectonique, la région présaharienne se rapporte à l'Atlas tunisien séparé de l'Atlas saharien par le massif des Aurès avec un point culminant à 2328 m. La région de Khenchela se caractérise par la présence de trois (03) zones différentes qui peuvent être distinguées comme suit (Figure II.2):

- Au Nord: on a le bassin miocène de Timgad et de Douffana. C'est une zone plate, steppique qui correspond à la bordure méridionale de la grande dépression de Garat El Taref ;
- Les parties occidentales et centrales constituent la terminaison périclinale Nord-Est de la chaîne des Aurès, région caractérisée par les Diapirs triasiques ;
- La zone méridionale au Sud constitue les monts des Nememcha; et plus au Sud, c'est la zone plate qui correspond à la bordure septentrionale du pays des chotts.

Du point de vue tectonique, le territoire de la Wilaya de Khenchela est situé au Nord de la flexure Sud atlasique. Les reliefs montagneux sont très accidentés caractérisée par la présence de plusieurs failles. On rencontre deux principales familles: la première correspond aux plus grandes failles de direction Est-Ouest à Nord-Est=Sud-Ouest. La seconde celle des plus petites failles de direction Nord-Ouest=Sud-Est. Ces deux types de failles sont verticales. Il est à noter que les Diapirs ou dômes triasiques se trouvant dans la partie orientale, empruntent généralement les zones de failles et de faible résistance pour remonter à la surface du sol et affleurer. Du point de vue lithologie, on rencontre des calcaires, des marnes, des argiles, du gypse, des sables, des grès et des conglomérats (Khabtane, 2010).

#### **2.1.2.2. La géologie locale**

Les formations représentées dans la zone d'étude sont (Figure II.3) :

##### **a. Le Crétacé supérieur**

Il occupe une grande superficie à l'affleurement dans les Aurès et forme l'essentiel des affleurements Mésozoïques des confins des Aurès. Dans la région, il affleure au Djebel Aurès, Djebel Djahfa, Khenchela, Djebel Chettaia.

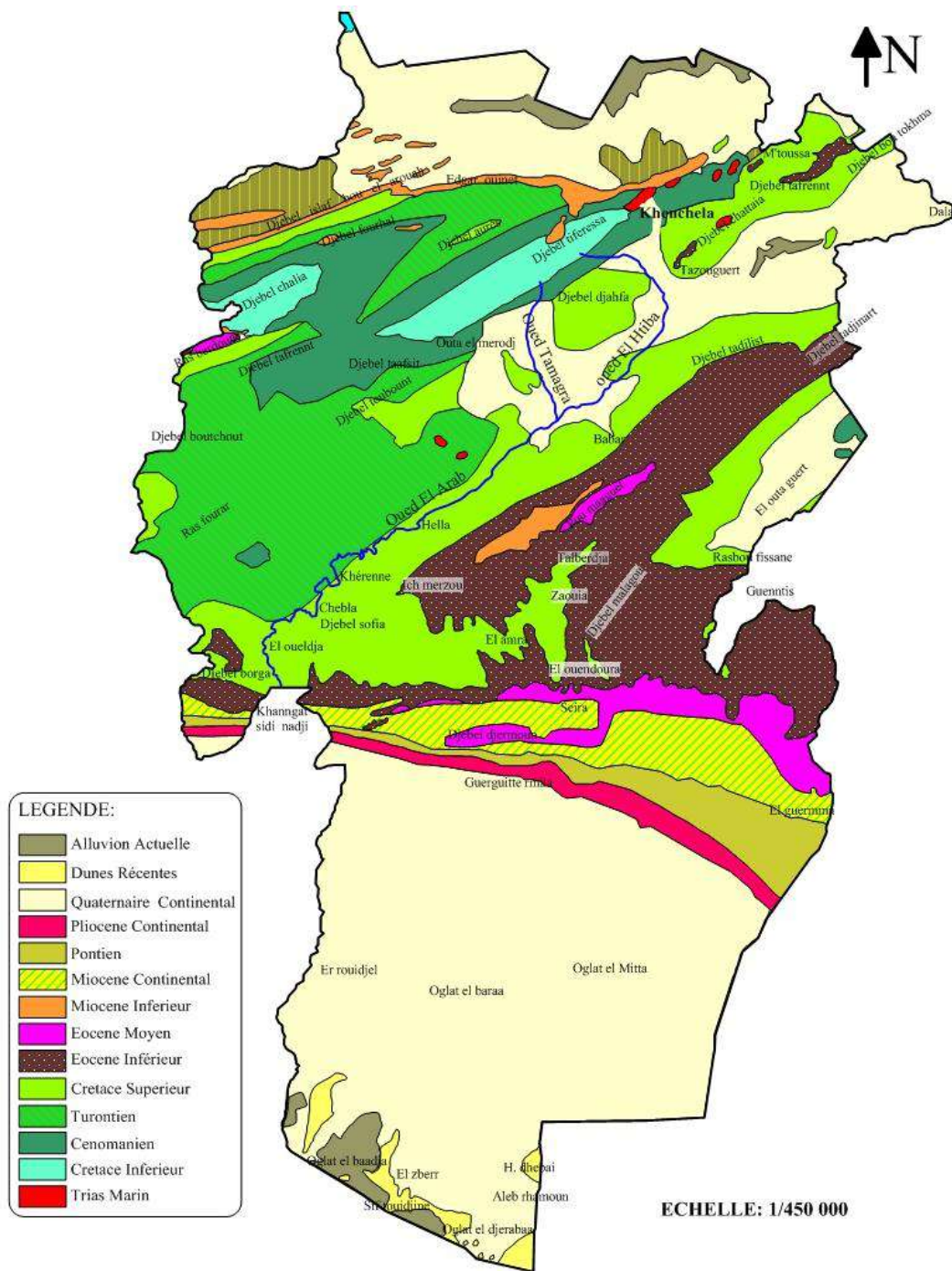


Figure II.2. La géologie de la région de Khenchela (R Laffitte, 1939).

Le Maestrichtien supérieur est une assise constante et homogène de calcaires massifs blanchâtres grumeleux, en bancs décimétriques ou métriques, à large stratification oblique avec les empreintes d'inocérames. Cette formation contient des modules de silex et des tests de lamellibranches. Les principaux affleurements constituent le Djebel Tadleste et Djebel Bouzendag et le sommet de Djebel Djahfa. L'épaisseur de ces formations ne dépasse pas les 95 m. Cependant, le Maestrichtien inférieur est constitué par une alternance de marnes beiges et de calcaires ocres ou beiges avec une épaisseur de 40 m. Tandis que le

Campanien comporte à sa base une barre de marnes crayeuses, en bancs décimétriques ou métriques. A la fin on a un passage de marne avec une épaisseur de 65 m. Au-dessus se développe 150 m de marne noire à microfaune comparable qui est bien visible dans les différentes parties du bassin versant surtout sur les limites Sud. Le Santonien et le Coniacien comportent de la marne avec à la base et au sommet quelques barres de marno-calcaires. Cette formation se trouve essentiellement sur le flanc Sud du Djebel Djehfa et ne dépasse pas les 100 m (Vila, 1981).

### **b. Le Crétacé moyen**

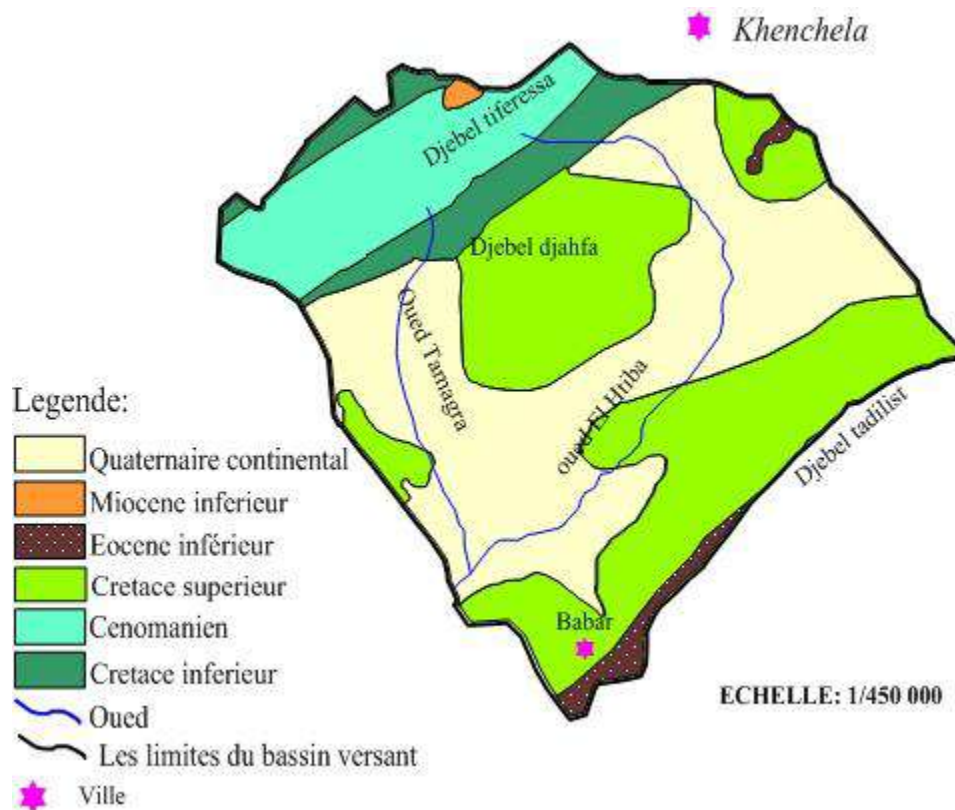
Le Turonien occupe des intercalations calcaires et crée une barre bien visible dans la morphologie au Nord-Ouest du bassin. Le Turonien comporte, en effet, au-dessus des marno-calcaires de base, un ensemble de marnes beiges et des calcaires. Le Turonien est schisteux à la base, calcaire dans la partie moyenne et marno-calcaire au sommet. L'épaisseur du Turonien peut atteindre 800 m dans les faciès marno-calcaires se trouvant du cœur des Aurès (Bouafia H, 2015). Tandis que, le Cénomaniens, il est présent dans tous les grands anticlinaux des Aurès. Il est essentiellement calcaire-marneux. La partie inférieure est surtout marneuse. La partie supérieure est constituée de bancs calcaires massifs mais peu épais. L'épaisseur de cette formation est très variable, elle peut atteindre 500 à 600 m au cœur des Aurès. Le Cénomaniens comporte une série de marnes grises dans lesquelles s'intercalent des calcaires fins argileux, une partie médiane formée de marnes grises, verts ou ocre, contenant parfois du gypse diffus ainsi que des passées argileuses. Une série terminale constituée de marne et de calcaires formant une corniche (Bouafia, 2015).

### **c. Le Crétacé inférieur**

Il couvre une grande partie des anticlinaux du Djebel Chelia, il affleure aussi au Kef Tifekressa, Ras Serdoun, Djebel Chenntgouma, Djebel Faraoun et Djebel Aidel. Laffitte (1939) a soigneusement décrit la plupart des faciès et c'est à partir de ses descriptions, modifiées ou complétées en quelques points, par Guiraud (1973) qui résume de façon schématique les principales variations observables.

Le Barrémien affleure au Nord-Ouest du bassin versant à (Dj. Aidel) sous forme d'une petite bande locale. Sa lithologie est constituée essentiellement de matériaux détritiques (grès, calcaires, gréseux, grès quartzeux, conglomérat et marnes vertes ou rouges). Cependant, l'Albien entoure régulièrement l'anticlinal de Khenchela en formant une ceinture plus au moins continue au-dessus de l'Aptien. Il s'agit d'une alternance de grès et de marne grise, des

dolomies et des argiles grises. La limite inférieure correspond à une surface minéralisée dans les limites Nord-Ouest du bassin à Djebel El Aidel et Tadlist avec une épaisseur totale de 160 m. Alors que, l'Aptien est formé essentiellement à la partie basse par une alternance d'oomicrite, d'oosparite et de calcaire marneux. Cet étage est caractérisé par des calcaires dolomitiques fortement minéralisés (fer, azurite, malachite, barytine) largement développés au sommet des montagnes au N-W avec une épaisseur totale est de 330 m.



**Figure II.3.** La géologie du bassin versant d'Oued El Arab (Laffitte, 1939)

#### d. Le Quaternaire

Il couvre une très vaste surface (60%) de la surface totale du bassin avec une épaisseur assez limitée. Figure II.3. Ceci induit des processus érosifs intenses qui provoquent le délavage des formations superficielles sur les pentes raides (Gaagai, 2009). Les formations récentes sont largement répandues dans cette zone. Elles forment en périphérie, de larges et d'épaisses nappes alluviales. Les dépôts quaternaires recouvrent la majeure partie des plaines, ce sont des éboulis à blocs, alluvions récentes ou actuelles, terres arables, alluvions anciennes, glaci polygénique nappant les reliefs et des croûtes calcaires (Bouafia, 2015). Leur déplacement permet leur accumulation sur les terrasses basses des Oueds ou sur les versants doux moins érodés. Les alluvions de la vallée sont représentées par le Néopleistocène et le Holocène. Tandis que, les alluvions des terrasses supérieures de l'Oued sont limitées et ne composent de

terrains argileux et graveleux (au limon argileux), leur épaisseur totale ne dépasse pas les 5 m. Cependant, les alluvions de la première terrasse de l'Oued sont représentées par les terrains argileux et plus rarement par les formations galets-graviers, des limons sableux et argileux, avec une épaisseur de 7 m. (Anonyme, 1973).

### 2.1.2.3. La tectonique

La région présaharienne se rapporte à l'Atlas Tunisien séparé de l'Atlas saharien par le massif des Aurès avec le plus haut sommet à 2328 m où la direction des plis change de Nord-Est au Nord-Nord-Est. À partir de la carte géologique de Khenchela, on peut remarquer une opposition entre deux secteurs: à l'Ouest, le style tectonique ressemble à celui des Aurès. À l'Est, l'organisation plissée perd sa prédominance et les structures sont compliquées par la présence de diapirs triasiques. À la lumière des résultats acquis dans les domaines de la chaîne Atlasiques, principalement par (Guiraud, 1973 et Vila, 1977) et en particulier, les divers documentations publiés par Laffitte (1939) font état d'un très petit nombre de failles affectant les anticlinaux de Khenchela, Djebel Aidel et Chelia), orientées presque exclusivement NW-SE (Bouafia, 2015). En fait les structures sont nombreuses dans cette zone et elles se répartissent très généralement suivant des directions voisines de NW-SE (les plus fréquents), E-W. Du Nord vers le Sud on a :

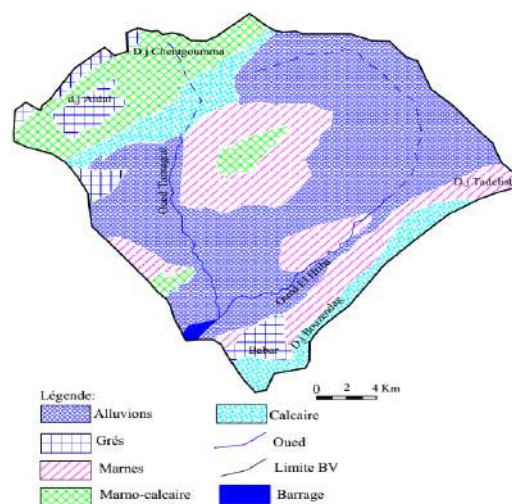
- **Les grands plis de l'Ouest:** On a l'anticlinal de Djebel Chelia dont la voûte est visible à l'Est, et au Sud-Est du Djebel Tirkabine. Cet anticlinal paraît effondré et son extrémité Sud-Est est affectée par des accidents cassants orientés selon une direction NW-SE qui peuvent être d'anciens coulissements alpins. Le synclinal des Aurès s'enfonce sous le Miocène gréseux sans terminaison périclinale visible. On signale également l'anticlinal de Khenchela, puissamment fracturé par des failles directionnelles ou sensiblement E-W.
- **Les diapirs de l'Est et du Nord-Est :** Ce sont des zones en forme d'anticlinale. Il s'agit: du diapir de Khenchela qui a une forme très allongée. Le Trias recoupe des terrains allant du Cénomaniens inférieur au Coniacien; du diapir de Djebel El-Kroume et Knif qui possèdent une forme plus complexe qui peut être induite par la présence des corps récifaux et des compartiments bousculés par la phase Alpine. Le Trias découpe des terrains allant de l'Albien au Maestrichtien supérieur; du diapir d'El-Mahmal qui est le plus développé malgré le recouvrement Quaternaire qui empêche d'évaluer son tracé et ses dimensions. Le Trias n'est en contact qu'avec le Crétacé

supérieur. Entre ces diapirs, les terrains ont gardé une disposition subtabulaire ou faiblement synclinale comme Djebel Djehfa.

- **Synclinal de Tihéza Ferradj /Djehfa** : Il se trouve au centre du bassin et parallèle à l'anticlinal de Khenchela. Il prolonge la partie Sud du synclinal de Rhassira. Il est formé par le Turonien supérieur (calcaires à rudistes). Plus au Nord, c'est le Sénonien avec des marnes noires et des marnes crayeuses. (Mohammed, 2010).

#### 2.1.2.4. Perméabilité

La diversité lithologie et tectonique du bassin versant de Oued El Arab conditionne le ruissellement et la capacité de rétention. Il en résulte donc une dynamique variable de lessivage des roches et une diversité de la nature des éléments chimiques contenus dans les eaux de ruissellement et dans les aquifères du bassin versant de l'Oued El Arab. Ainsi, l'exploitation de l'ensemble des données géologiques du bassin versant a permis de distinguer trois classes de formations ayant des perméabilités différentes : **(i)** Les formations à perméabilité élevée représentent 13 % de la superficie totale du bassin versant, elles se situent au Sud-Est et au Nord-Ouest du bassin versant sous forme de bandes parallèles aux chaînes de montagne formant les limites du bassin versant. **(ii)** Les formations à perméabilité moyenne sont formées essentiellement par des dépôts quaternaires qui occupent la majorité de la surface du bassin versant surtout au centre. Elle représente 67% de la surface totale du bassin versant. **(iii)** Les formations à perméabilité faible à moyenne représentent 20% de la surface totale du bassin, et se manifestent au Nord-Ouest et Sud-Est du bassin versant et au sommet de Dj-Djahfa. . [Figure II.4.](#)



**Figure II.4.** Carte lithologique du bassin versant d'Oued El Arab

#### 2.1.3. La géomorphologie

L'étude des caractéristiques morphologiques associée à une analyse hydrologique d'un bassin versant constitue une plate-forme très importante pour la compréhension du comportement hydrologique.

### 2.1.3.1. Le milieu physique

**a. Les montagnes:** Ces reliefs on les retrouve au Nord-Ouest sur le massif des Aurès représentés par: DJ-Aidel (2092m), Dj-Chentgomma (2115m), Dj-Bezez (2141m) et à l'Est dans les massifs de Nememcha représentés par Dj –Bouzendag (1390m), Dj-Sguiguine (1453m), Dj-Tedliste (1507m). Au centre du bassin, on retrouve les massifs de Djebel Djahfa (1707m). L'ensemble ne constitue que 14% de la surface totale du bassin versant.

**b. Les piedmonts:** C'est une zone de translation entre les montagnes et la plaine; ils se situent au Sud-Est et au Nord-Ouest entre les altitudes 1200 m -1400 m avec une pente moyenne de 9%. Ces zones sont occupées par les forêts et ne représentent que 17% de la surface totale du bassin versant.

**c. La plaine:** Elle occupe la grande partie du bassin avec 60% de la surface totale du bassin versant. Elle se situe entre les deux chaînes montagneuses du bassin versant sur des altitudes inférieures à 1200 m. Dans ces zones ont cultive les céréalicultures (orge, blé) et elles sont drainées par Oued El Htiba à l'Est et Oued Tamagra à l'Ouest.

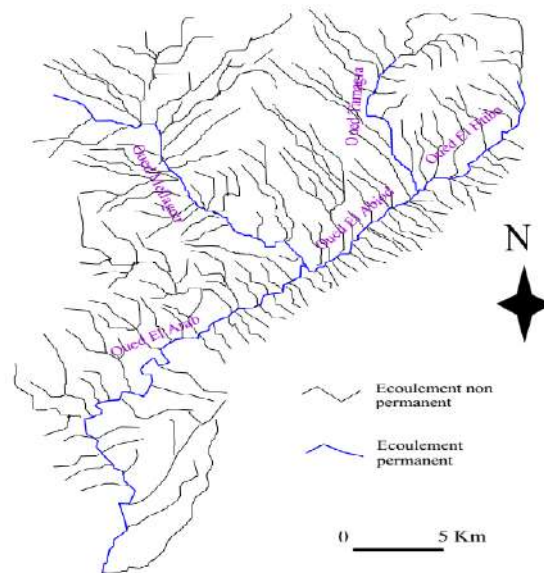
**d. Le couvert végétal:** Le bassin versant de Oued El Arab est caractérisé par un couvert végétal moyen à faible. Ce couvert végétal ne dépasse pas les 12% de la surface totale ce qui favorise l'érosion. Le couvert végétal est bien conservé sur les monts qui portent des forêts de pins, de chênes verts et de cèdre. Les zones basses sont couvertes par des steppes à Halfa quand elles ne sont pas livrées à la culture des céréales.

### 2.1.3.2. Le réseau hydrographique du bassin versant d'Oued El Arab

On désigne par réseau hydrographique un ensemble hiérarchisé et structuré de chenaux qui assurent le drainage superficiel, permanent ou temporaire, d'un bassin versant ou d'une région donnée. Le réseau hydrographique fait référence aux caractéristiques géographiques et physiques du bassin versant. Avec ses 567 Km<sup>2</sup> et ses différentes structures, le bassin versant de Oued El Arab ne peut qu'avoir un réseau hydrographique très dense. Le bassin versant de Oued El Arab a un écoulement endoréique mais son action hydrologique se différencie nettement par son étendue sa topographie. [Figure II.5](#). Ceci comprend des Oueds à écoulement permanent et à écoulement temporaire mais selon une seule direction, N-S à NE-

SW. Ce réseau hydrographique est formé par Oued El Htiba à l'Est et Oued Tamagra à l'Ouest qui se rejoignent pour former Oued El Abiod.

Cependant, Oued El Arab résulte de la jonction de Oued Mellagou et de Oued El Abiod qui prennent leurs sources respectivement au Djebel Chélia et au Djebel Aïdel. [Figure II.5](#). Son tracé à l'Est, est la limite exacte du massif qui le délimite des monts des Nememchas. Cet Oued a écoulement permanent qui a justifié d'ailleurs la construction du barrage de Babar, irrigue une série d'Oasis notamment après la sortie du massif. Nous pouvons citer entre autres Hella, Kheirane, Chebla, Oueldja, Khenguët Sidi Nadji, Zéribet El-Oued. Plus au Sud à 150 Km environs de ses sources, comme tous les Oueds qui se dirigent vers le Sud, son débit diminue au fur et à mesure que nous nous dirigeons vers le Sud ([Mohammed, 2010](#)).

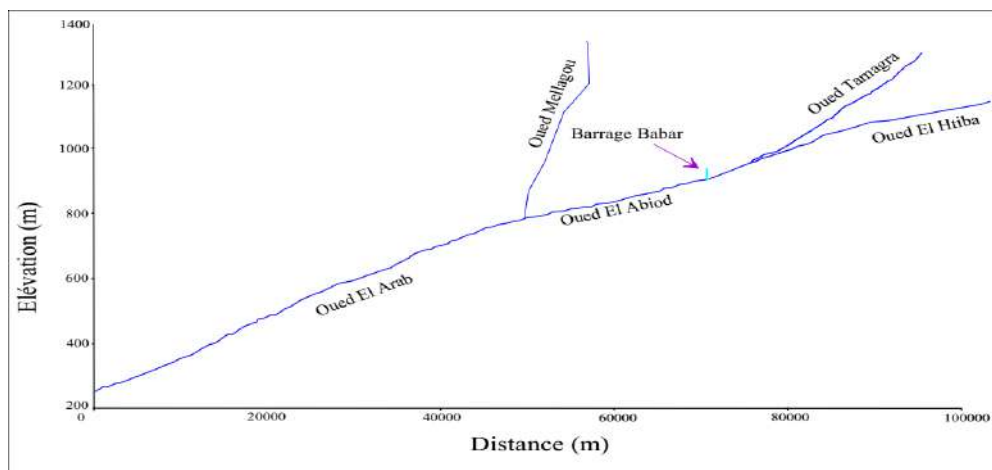


**Figure II.5** : Le réseau hydrographique d'Oued El Arab (Source : [Carte topographique IGN](#))

### 2.1.3.3. Profil en long d'Oued El Arab et ses affluents

L'étude du profil en long de Oued Tamagra et celui de Oued El Htiba montre des ruptures de pente très fortes dues à l'existence de seuils rocheux particulièrement résistants. [Figure II.6](#). On peut distinguer les ruptures suivantes: **(i)** la première rupture importante sur l'Oued Tamagra est observée à l'altitude de 1095m. **(ii)** La deuxième rupture est observée sur Oued El Htiba à l'altitude de 1050m, où la pente est plus accentuée faisant augmenter la vitesse d'écoulement. **(iii)** La troisième sur Oued El Htiba à l'altitude de 1025m, et Oued Tamagra à l'altitude de 970m, puis la pente du terrain devient plus douce ce qui permet à l'eau de s'infiltrer. Le profil en long d'Oued el Arab est plus long et il draine un chevelu plus

important ce qui augmente son débit en période de crue. Ce cours d'eau prend source à Djebel Aïdel et Oued Mellagou prend source à 2300m à Djebel Chélia. Oued El Arab ne présente donc pas d'accidents majeurs, il est donc aéré et par conséquent n'est que très peu exposé aux processus érosifs. [Figure II.6](#) et [Tableau II.1](#).



**Figure II.6.** Profil en long de Oued El Arab et ses affluents

**Tableau II.1.** Paramètres morphométriques de bassin versant d'Oued El Arab ([Gaagai, 2009](#))

caractéristiques	Unités	Symboles	Valeurs
Surface	Km <sup>2</sup>	S	567
Périmètre	km	P	95,24
Altitude maximale	m	H <sub>max</sub>	2326
Altitude minimale	m	H <sub>min</sub>	900
Altitude moyenne	m	H <sub>moy</sub>	1190
H5%	m	H <sub>5%</sub>	1695
H95%	m	H <sub>95%</sub>	975
Indice de compacité	-	K <sub>c</sub>	1,12
Longueur du rectangle équivalent	km	L	23,81
Largeur du rectangle équivalent	km	l	23,81
Indice de pente globale	m/km	I <sub>g</sub>	30,24
Indice de pente moyenne	m/km	I <sub>m</sub>	59,89
Altitude médiane	m	H <sub>50%</sub>	1130
Dénivelée spécifique	m	D <sub>s</sub>	720,07
Longueur du talweg principal	km	L <sub>p</sub>	51
Densité de drainage	Km/km <sup>2</sup>	D <sub>d</sub>	4,8
Coefficient de torrentialité	/	C <sub>t</sub>	34,9
Temps de concentration	heurs	T <sub>c</sub>	13.01
Vitesse de concentration	Km/heurs	V <sub>c</sub>	4,04

### 2.1.4. Hydroclimatologie

Le réseau hydrographique et les paramètres climatiques ont une influence capitale sur l'évolution des paramètres physico-chimiques des eaux de surface du barrage de Babar. Le débit d'écoulement des Oueds, les changements climatiques notamment les crues exceptionnelles jouent un rôle dans le transport et la dissolution des éléments chimiques. Par conséquent le barrage c'est le récepteur de toute évolution physique ou chimique ayant lieu dans le bassin versant.

Le bassin versant d'Oued El Arab appartient au grand bassin versant de Chott Melrhir, il possède un climat semi-aride, peu pluvieux en hiver et très chaud et sec en été avec des vents parfois violents. L'étude des données climatiques permettant d'analyser les facteurs du climat de cette zone qui nous renseignera sur le type du climat et le comportement hydroclimatologique du bassin versant.

#### 2.1.4.1. Climatologie de la zone d'étude

La région de Babar se caractérise par des pluies moyennes annuelles de l'ordre de 305 mm (Gaagai, 2009). Cette lame d'eau moyenne annuelle a été obtenue à partir des données de la station climatologique de Babar. Cette dernière se trouve juste à la limite Est de la région d'étude, à l'exutoire du bassin versant. Les données s'étalent sur la période allant de 1969 à 2015, dont les coordonnées sont résumées dans le [Tableau II.2](#). Cette station est gérée par l'ANRH.

**Tableau II.2.** Coordonnées de la station climatologique du bassin versant de Oued El Arab

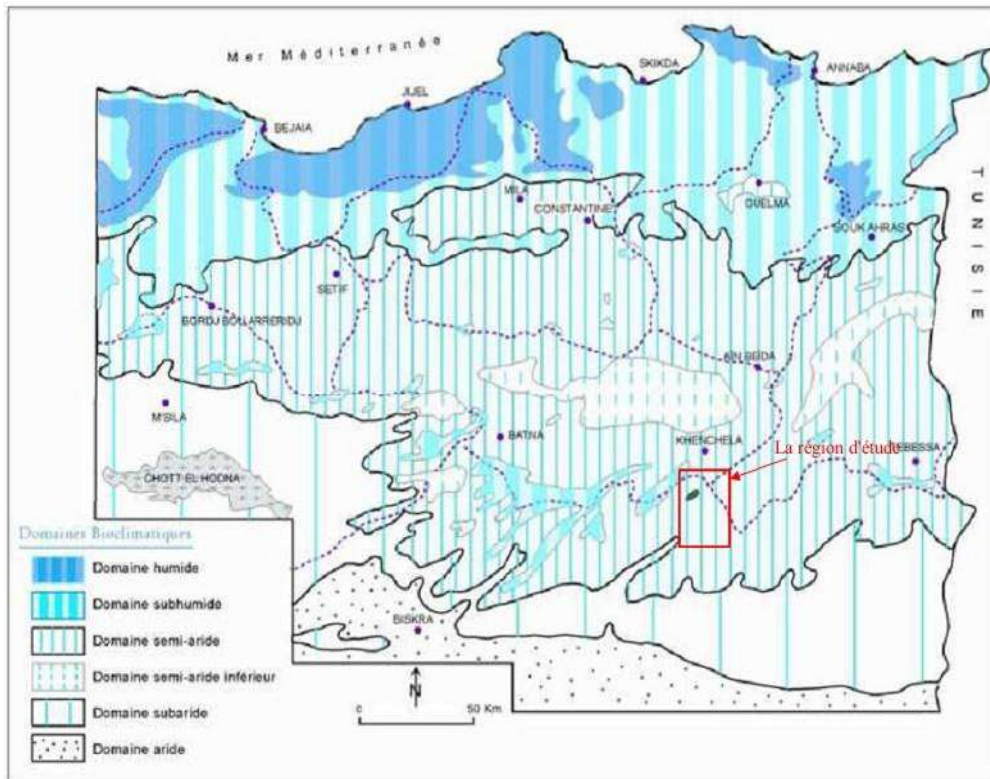
Stations	latitude	longitude	Altitude (m)	Bassin versant
Babar	35°10N	7°09E	1145	Oued El Arab

#### 2.1.4.2. Caractéristiques climatiques de la région d'étude

Selon la situation géographique de l'Algérie, on peut distinguer trois zones climatiques; la première à climat méditerranéen au Nord, la seconde à climat semi-aride vers l'intérieur du pays et enfin un climat aride qui caractérise le grand Sahara. [Figure II.7](#).

La région d'étude fait partie de la deuxième zone semi-aride, marquée par les risques et les aléas. Dans ce qui suit, nous pouvons voir un aperçu hydroclimatique qui est indispensable à la compréhension des processus de changement climatique. Ceci nous permettra d'avoir une

vision générale sur le comportement hydrologique des cours d'eau et la variation des réserves des eaux de surfaces (Mébarki, 2005). Ainsi, la variation des paramètres climatiques influe sur l'évolution des concentrations des éléments chimiques, en fonction des saisons.

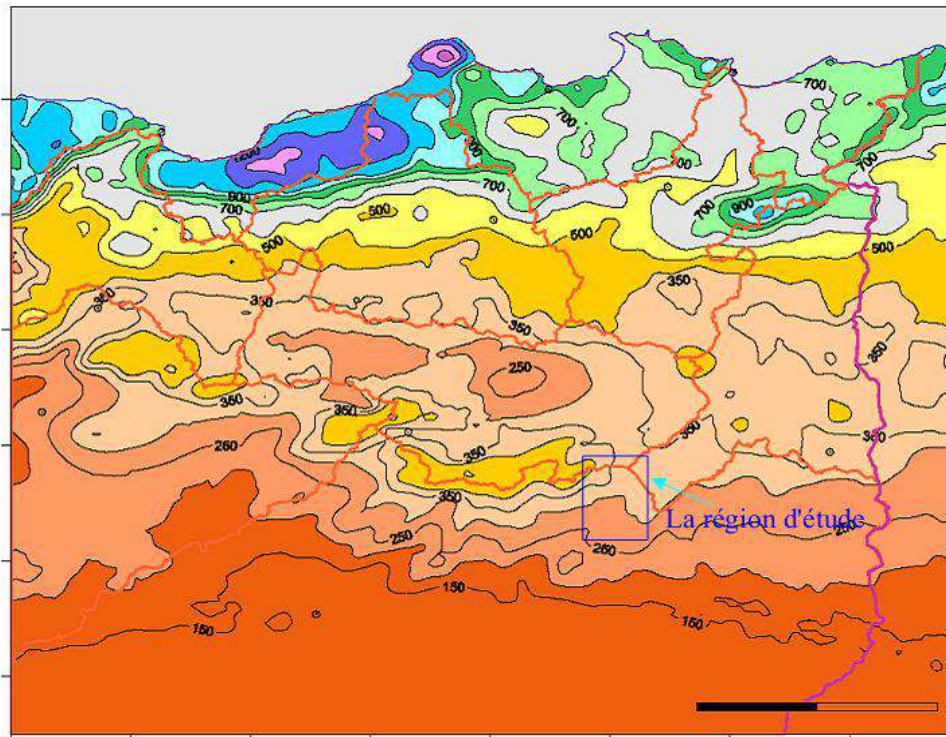


**Figure II.7.** Carte simplifiée des zones bioclimatiques de l'Est algérien (établie d'après Côte, 1998a in Mébarki, 2005).

### 2.1.4.3. Étude des paramètres climatiques

#### a. Les précipitations

La répartition spatiale des pluies obéit à deux paramètres, la répartition hypsométrique et la disposition du relief (Meharzi, 2010). Selon la carte des précipitations annuelles moyennes de l'Est algérien établie par l'A.N.R.H (1993), il a été constaté que la région Sud de Khenchela apparaît à un secteur sec dont les précipitations moyennes annuelles oscillent entre 250 et 400 mm selon un gradient Nord-Sud. (Mébarki, 2005). [Figure II.8.](#)



**Figure II.8.** Carte des précipitations annuelles moyennes de l'Est algérien. (A.N.R.H, 1993).

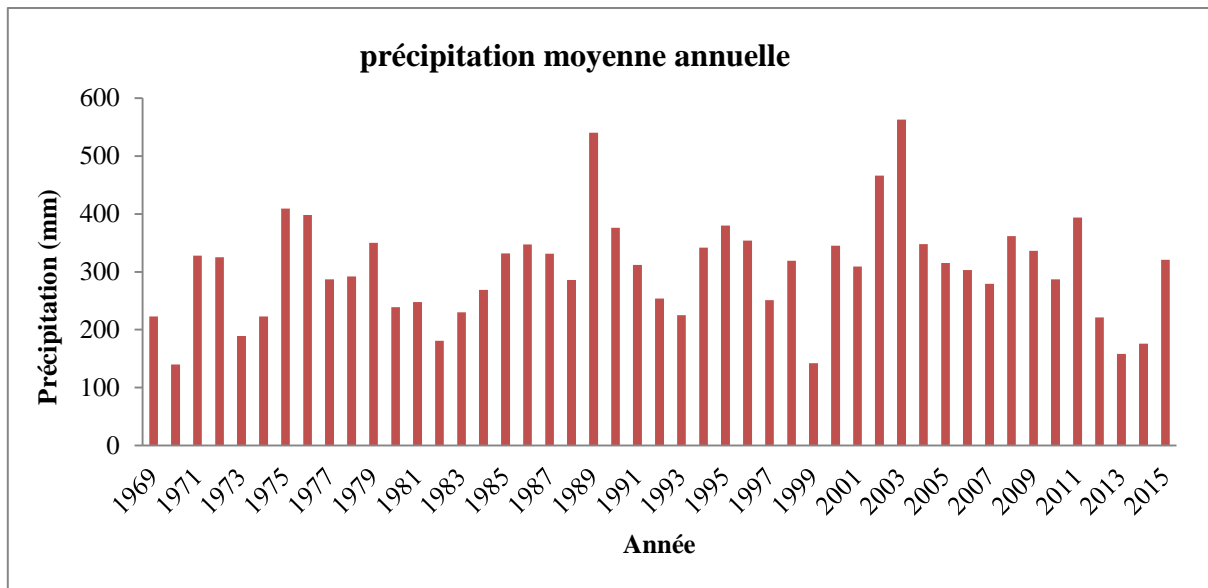
### a.1. Les précipitations moyennes mensuelles, saisonnières et annuelles

Les données climatiques recueillies au niveau de la station pluviométrique de Babar (Tableau II.3) s'étalent sur la période allant de 1969 à 2015, permettent de voir les caractéristiques climatiques locales de la région d'étude et de voir également les répartitions moyennes mensuelles, saisonnières et annuelles de cette région.

**Tableau II.3.** Les précipitations à la station de Babar.

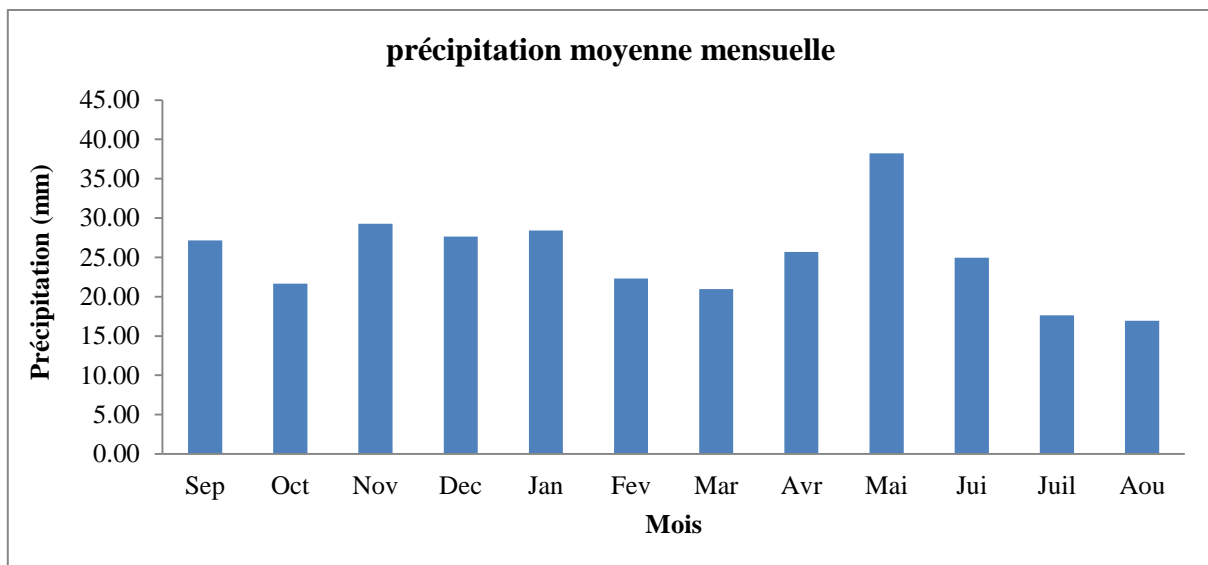
Mois	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aou
<b>P (mm)</b>	27.15	21.67	29.28	27.63	28.43	22.33	20.97	25.67	38.24	24.95	17.61	16.94
<b>Saison</b>	Automne			Hiver			Printemps			Eté		
<b>Mois</b>	Sep - Oct - Nov			Déc - Jan - Fev			Mar - Avr - Mai			Jui - Juil - Aou		
<b>P (mm, %)</b>	mm	%		mm	%		mm	%		mm	%	
	78.1	25.96		78.39	26.05		84.88	28.21		59.5	19.78	

L'analyse de la Figure II.09, montre que l'année la plus humide est 2002-2003, avec une moyenne annuelle de 563 mm alors que l'année la plus sèche est 1969-1970 avec une moyenne annuelle de 140 mm.



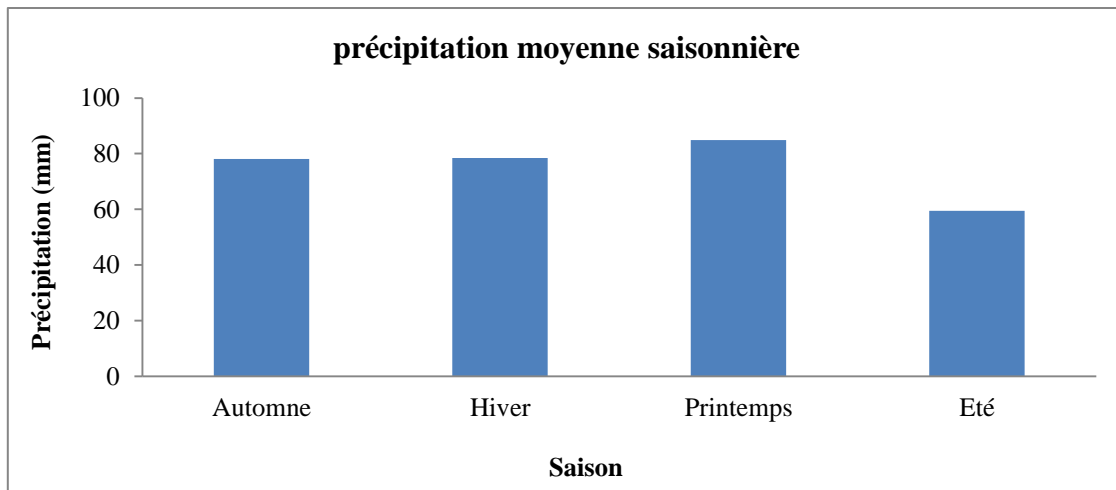
**Figure II.09.** Variation des précipitations moyennes annuelles (station Babar)

L'analyse de la [Figure II.10](#) relative à la variation des précipitations mensuelles montre que le maximum est enregistré au mois de Mai, alors que le minimum est enregistré au mois de Août.



**Figure II.10.** Variation des précipitations moyennes mensuelles

La [Figure II.11](#) montre les variations saisonnières des précipitations pendant la période d'étude. On constate deux périodes, la première où les précipitations sont maximales alors que la deuxième où les précipitations sont minimales. La répartition saisonnière des pluies pour cette région montre que le maximum est enregistré uniquement pendant le Printemps par contre le minimum est enregistré en Eté.



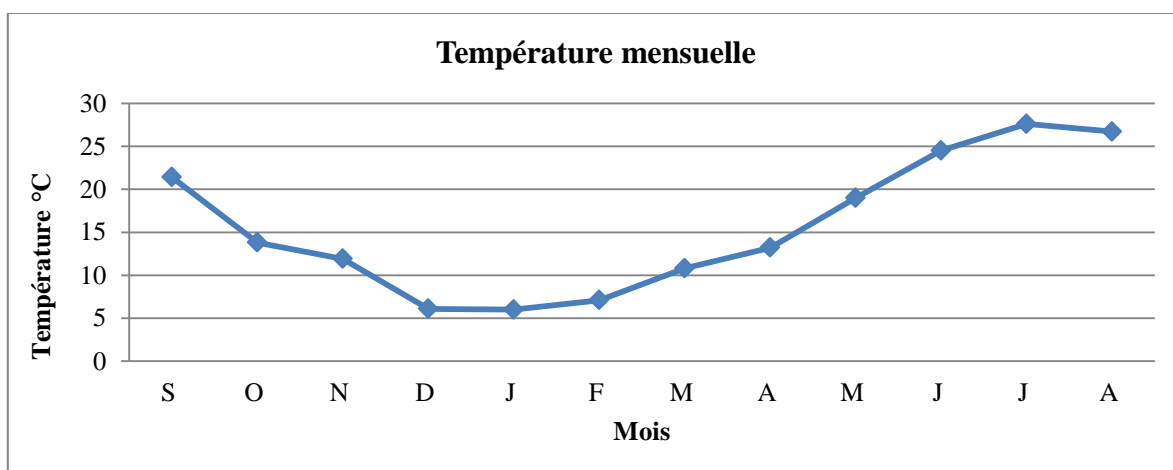
**Figure II.11.** Variation des précipitations moyennes saisonnières

### b. La température

La station de Babar dispose de données de température qui s'échelonnent entre 1980 et 2015. (Tableau II.4, Figure II.12). Le mois le plus froid est Janvier ayant une température moyenne de 6°C. Le mois le plus chaud est Juillet ayant une température moyenne de 27.6°C

**Tableau II.4.** Températures moyennes mensuelles à la station de Babar pour la période (1980-2015)

Station	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Jun	Jul	Aou
T°C moy	21.4	13.8	11.9	6.1	6	7.1	10.8	13.2	19	24.5	27.6	26.7



**Figure II.12.** Variation mensuelle des températures à la station de Babar (1980-2015)

### c. Régime des vents

Le vent est un déplacement d'air à peu près horizontalement qui agit surtout sur la pluviométrie, l'évaporation, la température et l'humidité de l'air, il est donc un élément

déterminant pour le climat. Dans cette région, les vents dominants au cours de l'année ont une direction Nord Est. Ils sont fréquents pendant l'automne, et l'hiver. Ils ont généralement un caractère pluvieux et une vitesse assez impotente. Les vents du Sud-Ouest ont une vitesse qui s'échelonne entre 15m/s et 29m/s, sont secs et chauds, ils soufflent fréquemment pendant le mois de Juillet rarement pendant le printemps.

#### 2.1.4.4. Etude des crues

L'écoulement dans le bassin versant d'Oued El Arab est caractérisé par des crues exceptionnelles, le module annuel est dépendant dans une large mesure des débits extrêmes. De ce fait, l'étude d'écoulement est très importante, car elle conditionne le module annuel. L'impact de l'écoulement extrême est important notamment pour la connaissance du potentiel hydrologique et de ses variations, mais aussi sa conséquence sur les phénomènes de turbidité, de salinité, et des dégâts qu'ils engendrent.

##### 2.1.4.4.1. Les pluies de courte durée

Les pluies de courte durée correspondent aux précipitations dont la durée est égale au temps de concentration du bassin versant. Elles sont estimées par la formule (II.1):

$$P_{tc} = p_{max} \left( \frac{T}{24} \right)^b \quad (\text{II.1})$$

Avec :

$P_{tc}$  : pluie de courte durée en heure de fréquence donnée.

$b$  : exposant climatique ( $b=0.28$ ).

$P_{jmax}$  : pluie journalière maximale de fréquence donnée (station de Babar).

$T_c$  : temps de concentration ( $T_c = 13.01h$ )

Les pluies de courte durée sont répertoriées dans le [Tableau II.5](#).

**Tableau II.5.** Les pluies de courte durée (station de Babar)

Fréquences	0.1	0.5	1	2	5	10
Période de retour	1000	200	100	50	20	10
$P_{jmax}$ (mm)	106.81	89.81	82.44	75.21	65.18	57.73
$P_{tc}$ (mm)	89.98	75.65	69.45	63.35	54.91	48.63

##### 2.1.4.4.2. Les débits

L'intérêt de la détermination des débits maximums probables d'un cours d'eau est important en raison des effets bien connus sur les événements hydrologiques. Lorsqu'on projette la construction d'un ouvrage hydraulique, il faut déterminer le débit maximum probable de la crue auquel l'ouvrage devra faire face. En l'absence d'observations réelles sur le régime des crues, les valeurs maximales de débit et les apports des crues au niveau du site du barrage ont été définies à l'aide des formules empiriques tel que formule de Mallet et Gautier (II.2), Giandotti (II.3) et Possent (II.4) tout en tenant compte des particularités régionales.

### a. Formule de Mallet et Gautier

$$Q_{1\%} = 2K \log(1 + AP) \frac{S}{\sqrt{L}} \sqrt{1 + \log T - \log S} \quad (\text{II.2})$$

Avec :

$Q_{\max}$  : débit max, m<sup>3</sup>/s ;

S : superficie du bassin versant, km<sup>2</sup> ;

L : longueur de l'Oued, km ;

T : période de fréquence, année ;

P : précipitation moyennes annuelles, m ;

K et A : coefficients dépendant des coordonnées géographiques (K=1.5, A=20)

Les résultats obtenus sont donnés dans [le Tableau II.6](#).

**Tableau II.6.** Les débits maximums de l'Oued El Arab calculés à l'aide de la formule de Mallet et Gautier

Formule	10	50	100	1000
Q (m <sup>3</sup> /s)	306.06	458.54	510.36	653.66

### b. Formule de Giandotti

Selon la formule de Giandotti, le débit est estimé à l'aide de la forme suivante :

$$Q_{\max} = 166 S P_{tc} (H_{moy} - H_{min}) / (\sqrt{S} + 1.5L) \quad (\text{II.3})$$

Avec :

$P_{tc}$  : pluie de courte durée

S : surface du bassin (567 km<sup>2</sup>)

$H_{moy}$  : altitude moyenne (1109.98m)

$H_{\min}$  : altitude minimale (900m)

L : longueur du talweg principale (51km)

C : Coefficient topographique (c=166) pour le bassin versant d'Oued El Arab

Les résultats de calcul des débits maximums de l'Oued El Arab par la formule de Giandotti sont récapitulés dans le [Tableau II.7](#).

**Tableau II.7.** Les valeurs de débits maximales selon la formule de GIANDOTTI

Fréquences	0.1	0.5	1	2	5	10
Période de retour	1000	200	100	50	20	10
$P_{j\max}$ (mm)	106.81	89.81	82.44	75.21	65.18	57.73
$P_{tc}$ (mm)	89.98	75.66	69.45	63.36	54.91	48.63
$Q_{\max}$ (m <sup>3</sup> /s)	714.56	600.83	551.53	503.16	436.06	386.22

### c. Formule de Possent

La formule de Possent donne une estimation du débit à l'aide de la formule II.4.

$$Q_{\max} = \left( C \frac{P_{j\max}}{L} \right) * \left( S_m + \left( \frac{1}{3} \right) * S_p \right) \quad (\text{II.4})$$

Avec :

$P_{j\max}$  : pluie journalière maximales de fréquence donnée (station de Babar).

C : Coefficient régionale (700 à 800), on prend (C = 750).

$S_m$  : superficie montagneuse (190.90 km<sup>2</sup>).

$S_p$  : superficie des pleines (376.1km<sup>2</sup>).

L : la longueur de talweg (51km).

Les valeurs de  $Q_{\max}$  obtenues sont récapitulées dans le [Tableau II.8](#).

**Tableau II.8.** Les valeurs de  $Q_{\max}$  selon la formule de Possent

Fréquences	0.1	0.5	1	2	5	10
Période de retour	1000	200	100	50	20	10
$P_{j\max}$ (mm)	106.81	89.81	82.44	75.21	65.18	57.73
$Q_{\max}$ m <sup>3</sup> /s	496.77	417.70	383.43	349.80	303.15	268.50

Les valeurs des débits maximaux des trois formules sont récapitulées dans le [Tableau II.9](#).

**Tableau II.9.** Les débits maximaux ( $m^3/s$ ) selon les différentes formules.

Fréquences	0.1	1	2	10
Période de retour	1000	100	50	10
Formule de Giandotti	496.77	383.43	349.80	268.50
formule de Possent	714.56	551.53	503.16	386.22
Formule de Mallet et Gautier	653.66	510.36	458.54	306.06

Les résultats des calculs des débits maximums de Oued El Arab à l'aide des trois formules empiriques montrent que les résultats sont concordants pour les débits de différentes fréquences.

#### 2.1.4.4.3. Hydrogramme de crue

Les propriétés propres de l'hydrogramme de crue, telles que la hauteur de ruissellement, les paramètres de forme, le temps de montée et les débits de pointe jouent un rôle très important dans la simulation de rupture du barrage. L'hydrogramme de crue est la représentation graphique du débit instantané d'un cours d'eau en fonction du temps à l'exutoire d'un bassin versant. L'hydrogramme de crue constitue le concept de base en hydrologie de ce fait il est utilisé lors des études de projets de construction des barrages (NRCS, 2007). Ce dernier organisme a établi une classification des hydrogrammes selon les données de base utilisées pour la construction de la courbe de l'hydrogramme. On a :

- Hydrogramme naturel (HN): hydrogramme obtenu directement à partir des débits mesurés d'une rivière ou d'un ruisseau;
- Hydrogramme synthétique (HS): hydrogramme obtenu en utilisant les paramètres du bassin versant et les caractéristiques de l'évènement pluvieux pour simuler un hydrogramme naturel;
- Hydrogramme unitaire (HU): hydrogramme de débit produit par un ruissellement direct d'un pouce ou d'un millimètre, distribué uniformément sur la surface du bassin à un taux uniforme durant une période de courte durée;

Les trois paramètres fondamentaux qui définissent l'hydrogramme de crue (Bhunya, 2011) sont les suivants ([Figure II.14](#)) :

- $t_p$  (Temps de montée) : correspond à la durée de la partie montante (courbe de crue) ou le temps que met le débit depuis le début du ruissellement de surface pour atteindre son maximum. Ce temps, qui représente une caractéristique de l'hydrogramme, peut être mesuré lors de précipitations de courte durée provoquant un hydrogramme simple typique ;
- $t_b$  (Temps de base) : correspond à la durée totale de la courbe de montée ( $t_p$ ) et de la partie décroissance rapide, dite courbe de décrue. Ceci est équivalent à l'intervalle du temps durant lequel on a le ruissellement de surface et l'écoulement hypodermique;
- $q_p$  ( $Q_{max}$ ): Débit de pointe : Débit maximal instantané d'un hydrogramme donné.

La Figure II.13 illustre ces trois paramètres fondamentaux en liaison avec les principales composantes de l'hydrogramme, incluant :

- ✓ **Courbe de concentration** : qui correspond à la partie de hydrogramme qui s'étend entre le débute de la crue et le débit maximu;
- ✓ **Courbe de décrue** : représente l'écoulement de la pluie excédentaire. Cette partie de l'hydrogramme décrit la diminution naturelle du débit, produite par le drainage de surface.
- ✓ **Courbe de tarissement** : représente la décroissance lente du débit. Le débit est alors associé à la vidange des nappes d'eau souterraine lorsque le ruissellement de surface a cessé. La phase de tarissement résulte d'une absence de précipitations et elle intervient après la phase de décrue. La décroissance du débit se fait de manière exponentielle de plus en plus lentement.

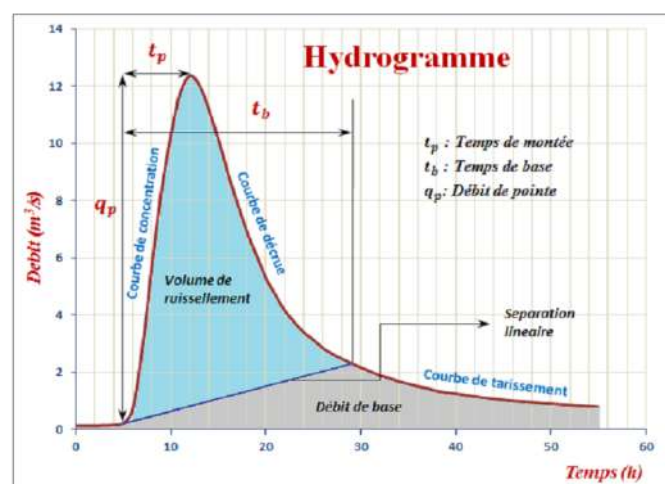


Figure II.13. Composantes de l'hydrogramme de crue.

La forme de l'hydrogramme de crue est déterminée selon la méthode de Sokolovski qui assimile l'hydrogramme à deux équations paraboliques. **II.5** et **II.6**.

$$Q_t = Q_{max} * \left(\frac{T}{T_p}\right)^2 \quad (\text{II.5})$$

$$Q_{dt} = Q_{max} * \left(\frac{T_h - T}{T_d}\right)^2 \quad (\text{II.6})$$

Où :

$T_p$  : temps de montée de la crue ( $T_p = T_c = 13.01$  heure)

$T_d$  : temps de descente de crue ( $T_d = \lambda * T_p$ ).

$Q_t$  : débit partiel à l'instant (t).

$Q_{max}$  : débit maximum d'une fréquence donnée (x).

$\lambda$  : coefficient évalué en fonction de la taille du cours d'eau, de la perméabilité et du taux de boisement du bassin versant. Les descriptions générales de ce coefficient sont détaillées dans le [Tableau II.10](#).

**Tableau II.10.** Description générales de coefficient ( $\lambda$ ) du cours d'eau

description du cours d'eau	$\lambda$
Petit cours d'eau et valons dans le bassin versant faiblement perméable	2 à 2.5
Petit cours d'eau et valons dans les bassins versants boisés ou perméables moyen de cours d'eau avec terrasses de lit majeur normales.	3 à 4
Grands et moyen cours d'eau avec des terrasses de débordements étendues	4 à 7

Comme le bassin versant d'Oued El Arab a une perméabilité moyenne, donc la valeur prise pour ( $\lambda$ ) est égale 3.

Donc :

$$T_d = y T_p \longrightarrow T_d = 39.03 \text{ h}$$

$$T_h = T_p + T_d \longrightarrow T_h = 52.04 \text{ h}$$

Les résultats de calcul des débits maximums de différentes fréquences de Oued El Arab sont récapitulatifs dans le [Tableau II.11](#).

**Tableau II.11.** Débits maximums de différentes fréquences

temps	Q (10%) en m <sup>3</sup> /s	Q (2%) en m <sup>3</sup> /s	Q (1%) en m <sup>3</sup> /s	Q (0.1%) en m <sup>3</sup> /s
2	9.127	11.891	13.034	16.887
4	36.509	47.563	52.136	67.547
6	82.145	107.017	117.305	151.980
8	146.036	190.253	208.542	270.187
10	228.181	297.270	325.848	422.167
12	328.581	428.069	469.221	607.920
<b>13.01</b>	<b>386.220</b>	<b>503.160</b>	<b>551.530</b>	<b>714.560</b>
14	357.570	465.835	510.617	661.553
16	304.084	396.155	434.238	562.597
18	256.217	333.794	365.883	474.036
20	213.657	278.348	305.106	395.294
24	143.210	186.571	204.507	264.958
28	90.249	117.575	128.877	166.973
32	52.280	68.109	74.656	96.724
36	26.807	34.924	38.281	49.597
40	11.338	14.770	16.190	20.976
44	3.376	4.398	4.821	6.246
48	0.428	0.558	0.612	0.792
52.04	0.000	0.000	0.000	0.000

**Tableau II.12.** Caractéristiques techniques principales du barrage du Babar sur Oued El Arab

<b>Coordonnées</b>	
X=	893.9755
Y=	216.015
Z=	930.00
<b>Barrage</b>	
Type	En terre
Cote de la crête	940m
Longueur de la crête	673m
Largeur de la crête	8.00m
Hauteur du barrage	37.00m
Volume des remblais	1.493.000m <sup>3</sup>
Volume du béton	13.000m <sup>3</sup>
<b>Evacuateur de crue</b>	
Type	Canal
Longueur du canal	270m
Longueur de tracé d'évacuateur	1200m
Largeur de l'ouvrage	160m
Débit d'évacuation	310m
Volume des terrassements	233.000m <sup>3</sup>
Volume du béton	1000m <sup>3</sup>
<b>Dérivation provisoire</b>	
Type	galerie



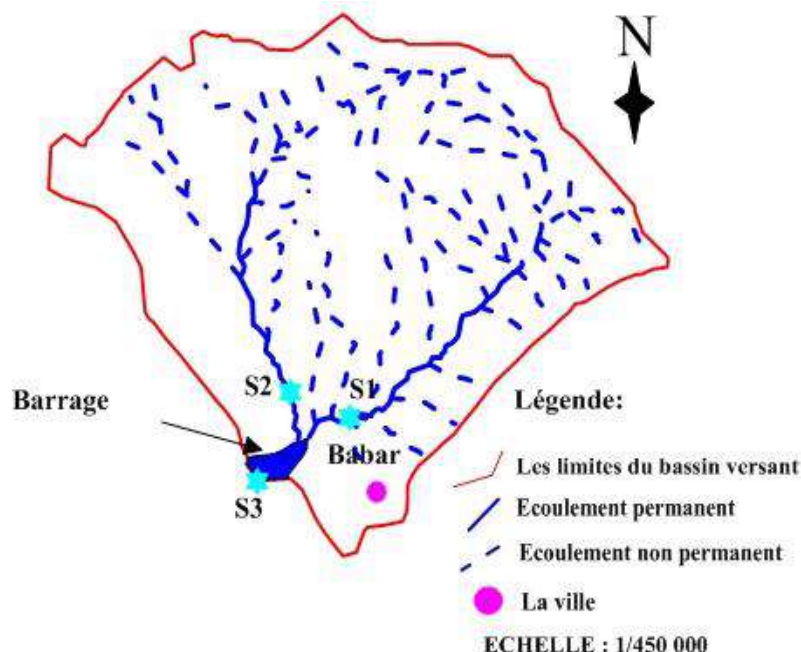
- Déterminer le type du réseau des rejets (combiné ou séparatif),
- Faire une visite préliminaire au site pour déterminer les moyens et les conditions de transport des échantillons, l'accessibilité aux rejets, la disponibilité et l'équipement de sécurité requis.

### 2.2.1. Echantillonnage d'eau

Le choix du lieu de prélèvement a été fixé sur la base de la répartition spatiale de différentes sources des charges polluantes (eau usée et rejets industriels). Tous les prélèvements sont faits soit à l'aval de chaque rejet, soit à l'amont. Après une campagne de prospection sur le site, trois (03) stations ont été sélectionnées dont deux stations à l'amont du barrage, l'une des deux sur Oued El Htiba, exactement à l'aval de la ville de Babar et l'autre station sur Oued Tamagra et la troisième station au niveau de la retenue du barrage. [Figure II.14.](#)

Au cours de cette étude deux séries de campagnes d'échantillonnage ont été effectuées.

- La première série qui s'étale sur sept mois d'octobre 2007 à avril 2008, pour les trois (03) stations. Ce qui nous a permis de suivre l'évolution de la qualité des eaux pendant les deux périodes (basses et hautes eaux).
- La deuxième série qui a été faite uniquement pour la troisième station (la retenue du barrage (S3) et qui s'étale sur 36 mois (de Janvier 2013 jusqu'au Mars 2016).



**Figure II.14.** Localisation des stations de prise des échantillons sur le bassin versant de l'Oued El Arab

Pour chaque campagne sur le terrain, certains paramètres tels que la température, le pH et la conductivité électrique ont été mesurés *in-situ* afin d'éviter une modification significative de

ces paramètres dû aux échanges éventuels que pourraient avoir les échantillons avec l'extérieur. Les échantillons sur le site ont été prélevés dans des bouteilles en plastique de 1.5L. Ces flacons ont été préalablement lavés et rincés à l'eau distillée, afin d'éviter une éventuelle contamination (Derwich *et al.*, 2008 ; Merzoug, 2009). Les échantillons prélevés sont conservés dans une glissière pour toutes les analyser dans les 48 heures qui suivent. Les analyses au laboratoire ont concerné les paramètres qui n'affectent pas la conservation des échantillons d'eau, à condition que leurs analyses soient faites dans de bonnes conditions et dans un délai ne dépassant pas les 48h après le prélèvement.

Les analyses physico-chimiques de la première série (octobre 2007 à avril 2008) ont été faites dans le laboratoire de science de la terre de l'université de Constantine, tandis que la deuxième série (Janvier 2013 jusqu'au Mars 2016) ont été faites au niveau de l'agence nationale des ressources hydriques de Constantine (ANRH). Dans cette étude, nous nous sommes basés beaucoup plus sur la deuxième série qui est longue (39 échantillons). Les protocoles d'analyse utilisés sont ceux proposés par l'American Public Health Association (APHA, 2005). L'équilibre ionique respectif est généralement autour de 5%.

## **2.2.2. La méthode de traitement des données**

### **2.2.2.1. La méthode des tendances**

Une tendance correspond à une certaine orientation prise par les valeurs d'une série de données en fonction du temps, c'est-à-dire à une évolution du processus observé en fonction du temps. Les premiers exemples d'évaluation des tendances d'évolutions temporelles à partir de données de qualité des eaux issues d'un réseau de mesure sont reportés par Steele *et al.*, (1974) et Lettenmaier (1978). Ces auteurs avaient déjà présenté le problème que pouvait engendrer la corrélation des signaux de qualité avec les phénomènes climatiques, mais les techniques employées pour décrire les tendances étaient encore essentiellement visuelles, par création de catégories de corrélation toutefois pour Steele *et al.*, (1974). Les méthodes visuelles ont été les premières utilisées et sont aujourd'hui encore largement employées pour décrire les évolutions des paramètres de la qualité des eaux. Boyer *et al.*, (2000) démontrent ainsi l'efficacité de la représentation de méthode des tendances pour valoriser les informations issues d'un réseau de suivi de la qualité des eaux.

Hirsch *et al.*, (1982) de (l'US Geological Survey) parmi les premiers qui ont défini clairement la problématique de l'évaluation des tendances dans le domaine de la qualité des eaux et à proposer des méthodes statistiques adaptées. Les auteurs ont montré que les caractéristiques

qui compliquent l'analyse des tendances de chroniques temporelles de qualité des eaux sont les distributions non normales des données, les fluctuations saisonnières des concentrations, les phénomènes d'autocorrélation, les valeurs manquantes dans les séries et les données reportées inférieures aux seuils de quantification (Lopez *et al.*, 2011).

L'analyse des données de qualité de l'eau pour tenir compte des tendances sur une certaine période de temps a récemment fait l'objet d'une attention considérable. L'intérêt des méthodes des tendances de qualité de l'eau se pose pour deux raisons. La première est l'intérêt intrinsèque dans la question de l'évolution de la qualité de l'eau résultant de l'activité et les préoccupations environnementales. La deuxième raison est que, tout récemment, il y a eu une quantité importante de données susceptibles d'être soumises à une telle analyse. L'analyse des tendances détermine si les valeurs mesurées d'une variable de qualité de l'eau augmentent ou diminuent pendant une période de temps. Il serait utile de décrire la quantité ou le taux de ce changement, en termes d'évolution de certaines valeurs centrales de la distribution telle que la moyenne ou la médiane (Hirsch *et al.*, 1982; 1984). Les tendances des séries temporelles de la qualité de l'eau variant selon les saisons; cela est souvent appelé le test saisonnier (Hirsch *et al.*, 1982). Les auteurs ne reconnaissent pas avoir pris en compte ni l'autocorrélation des données, ni l'éloignement à la normalité des résidus. D'une manière globale, les auteurs soulignent l'intérêt de travailler sur les facteurs explicatifs des variations observées, que ce soit sur les causes des périodicités observées ou bien sur les raisons des valeurs qui sortent manifestement de la moyenne de la série. Ce travail permet à la fois de comprendre le comportement hydrochimique des eaux de surface de la retenue du barrage, mais aussi, dans la plupart des cas, les méthodes statistiques pour l'analyse de l'évolution de la qualité des eaux sont très complexes et difficiles à mettre en œuvre. L'analyse des tendances appliquée ici est déterminée par régression linéaire, en utilisant la méthode de moindres carrés suivants aux séries temporelles des paramètres de qualité de l'eau, c'est une méthode simple et facile à mettre en œuvre.

#### **2.2.2.2. La moyenne mobile**

La moyenne mobile est un outil permettant de rectifier (lisser) les valeurs des tendances pour les représenter sous forme d'une courbe continue. Elle permet en fait de filtrer les mouvements erratiques des valeurs pour ne montrer que la tendance en cours. Une moyenne mobile est essentiellement un outil de suivi de tendance. Son objectif est de suivre le progrès de la tendance. En faisant la moyenne des valeurs, une ligne moins erratique, moins nerveuse est produite, ce qui rend beaucoup plus facile la lecture de la courbe des valeurs. La moyenne

mobile est un indicateur reflétant la valorisation moyenne d'un titre sur une période donnée. Sur des méthodes statistiques, une moyenne mobile donne la valeur moyenne des cours sur une période donnée. Cet indicateur permet de s'affranchir des aberrations des cours en les « lissant ».

### 2.2.2.3. Analyse statistique des données

L'application des techniques statistiques environnementales multivariées a augmenté considérablement ces dernières années pour l'analyse des données (Shihab *et al.*, 2010 ; Batayneh *et al.*, 2012). Ainsi, l'application de différentes techniques statistiques multivariées peut faciliter l'interprétation de matrices de données complexes et la compréhension de façon à augmenter la qualité de l'eau et l'état écologique d'un système aquatique. Elle permet également d'identifier les facteurs possibles influençant ces systèmes aquatiques, tout en étant un outil précieux pour une gestion fiable des ressources en eau dans la zone considérée. Ainsi les techniques statistiques multivariées permettent de simplifier et d'organiser de grands ensembles de données pour fournir un aperçu significatif (Laaksoharju *et al.*, 1999). Dans cette étude, les données de la qualité des eaux de surface de la retenue du barrage de Babar ont été soumises à trois techniques multivariées telles que la classification ascendante hiérarchique (CAH), analyse factorielle (FA) et analyse de la série temporelle (Wunderlin *et al.*, 2001 ; Simeonov *et al.*, 2003 ; Singh *et al.*, 2004, 2005). Tous les calculs statistiques ont été effectués à l'aide de l'Excel 2010 (Microsoft Office ®) et STATISTICA 6 (StatSoft, Inc. ®).

#### a. Classification ascendante hiérarchique

La CAH permet de construire une hiérarchie entière des objets sous la forme d'un "arbre" dans un ordre ascendant appelé *dendrogramme*. On commence en considérant chaque individu comme une classe et on essaye de fusionner deux ou plusieurs classes appropriées (selon une similarité) pour former une nouvelle classe. Le processus est itéré jusqu'à ce que tous les individus se trouvent dans une même classe. Cette classification génère un arbre que l'on peut couper à différents niveaux pour obtenir un nombre des classes plus ou moins grand. Différentes mesures de la distance interclasses peuvent être utilisées : la distance euclidienne, la distance inférieure (qui favorise la création de classes de faible inertie) ou la distance supérieure (qui favorise la création de classes d'inertie plus importante). Dans cette étude, on a utilisé la distance quadratique euclidienne, qui est l'une des mesures les plus couramment adoptées (Fovell *et al.*, 1993). L'avantage de cette méthode c'est qu'elle n'est soumise à aucune initialisation particulière de paramètre(s) ce qui la rend déterministe, et en outre, que

le nombre de classe n'a pas à être fixé a priori. Cependant, ce type de méthode impose le calcul de la matrice des distances de tous les points d'observation avec tous les autres, et cette masse de calculs est beaucoup trop importante compte tenu du temps que nous voulons consacrer à cette étape (Belkhiri et al. 2010 ; Gamble et al., 2011). Parmi ses avantages également est qu'on travaille à partir des dissimilarités entre les objets que l'on veut regrouper. On peut donc choisir un type de dissimilarité adapté au sujet étudié et à la nature des données. L'un des résultats est le dendrogramme, qui permet de visualiser le regroupement progressif des données. On peut alors se faire une idée du nombre adéquat de classes dans lesquelles les données peuvent être regroupées. La méthode d'analyse de classification hiérarchique, qui est utilisée dans cette étude, a l'avantage de ne demander aucune connaissance préalable du nombre de regroupement, qui fait la méthode non hiérarchique. Ward, (1963) suggère que la méthode de regroupement qu'il a proposé donne une plus grande proportion d'observations classifiées correctes que la plupart des autres méthodes. Par conséquent, la méthode de gestion des groupes de *Ward* est utilisée dans cette étude. Dans le présent travail, le CAH a été appliqué en utilisant la distance *euclidienne* comme mesure de distance entre les échantillons et la méthode de *Ward* comme règle de liaison pour la classification des données hydrochimiques de la région de Babar.

### **b. Analyse factorielle**

La méthode d'analyse factorielle est incontestablement un outil fondamental de l'analyse des tableaux de données qui ne présentent pas de structure particulière. Elle vise essentiellement un but descriptif, en condensant l'information contenue dans un tableau, constitué souvent d'un nombre élevé de lignes et de colonnes, en quelques représentations graphiques à deux dimensions, accompagnées de tableaux reprenant les valeurs numériques de caractéristiques destinées à aider l'utilisateur lors de l'interprétation. L'analyse en composantes principales (ACP) et l'analyse factorielle des correspondances (AFC) sont sans doute les deux méthodes factorielles les plus couramment utilisées, mais d'autres méthodes peuvent encore être envisagées.

L'analyse en composantes principales et l'analyse des correspondances présentent un certain nombre de points communs et peuvent être considérés comme des applications particulières d'une méthode générale. La AF/ACP est une technique d'ordination qui crée des combinaisons linéaires de variables pour construire des vecteurs non corrélés qui décrivent les modèles dominants de variance dans les données (Goodall, 1954; Giraudel et al., 2001). Cette méthode est efficace pour identifier les variables qui expliquent le plus de variance et par

conséquent, contiennent le plus d'informations, en particulier pour les ensembles de données avec un grand nombre de variables (Smith *et al.*, 2006).

L'analyse des composantes principales (ACP) fournit une meilleure compréhension de la structure sous-jacente pour l'ensemble de données. L'utilisation de cette technique pourrait nécessiter des analyses supplémentaires pour identifier des groupes distincts (Tiri *et al.*, 2014). AF est liée à l'ACP, mais les deux ne sont pas identiques (Zarei *et al.*, 2013). L'ACP est beaucoup plus couramment utilisée que l'analyse factorielle principale (AFP). Cependant, il est courant d'utiliser des «facteurs» de façon interchangeable avec des «composants» dans l'analyse multivariée (Belkhir *et al.*, 2010). AF suit ACP. L'objectif principal de la AF est de réduire la contribution des variables moins significatives pour simplifier la structure des données provenant de l'ACP en faisant tourner l'axe défini par l'ACP selon des règles bien établies et en construisant de nouvelles variables appelées varifacteurs (VF). L'ACP est une combinaison linéaire de variables observables de la qualité de l'eau, tandis que VF peut inclure des variables latentes non observables, hypothétiques (Helena *et al.*, 2000).

### c. Analyse de la série temporelle

L'analyse des séries temporelles utilisées pour examiner les eaux de ruissellement et des rivières (Rao *et al.*, 1982 ; Papamichail *et al.*, 2001 ; Yurekli *et al.*, 2005), de l'eau dans les lacs (Irvine *et al.*, 1992), les sédiments (Sheng *et al.*, 2011), rendement et l'érosion (Hassan *et al.*, 2010) et de l'eau (Papamichail *et al.*, 2000 ; Lehmann *et al.*, 2001 ; Faruk, 2010 ; Hassan *et al.*, 2010 ; Voudouris *et al.*, 2010). Principalement des techniques de séries chronologiques graphiques et statistiques ont été utilisées pour analyser les tendances et les changements de temps spécifiés, dans les données sur la qualité de l'eau (AbdollahTaheri T *et al.*, 2014). Une telle étude peut maintenant être appliquée à des stations plus rurales afin de comparer l'évolution de la qualité de l'eau et peut-être des valeurs moyennes mensuelles historiques pour évaluer l'effet de la saisonnalité sur les tendances annuelles (Gun *et al.*, 1997).

Un aperçu de la théorie de l'autocorrélation, de la densité spectrale et de l'analyse de corrélation croisée est présenté. Les expressions mathématiques des fonctions sont présentées en détail dans Jenkins *et al.*, (1968) ; Mangin (1984) ; Box *et al.*, (1994) ; Padilla *et al.*, (1994) ; Laroque *et al.*, (1998). L'analyse d'autocorrélation simple quantifie la dépendance linéaire des valeurs successives sur une période de temps. La fonction d'autocorrélation est exprimée en autocovariance et en variance des données de séries temporelles. Le point de coupe est généralement déterminé en fonction de l'intervalle de l'analyse et de la circonstance donnée. Si la série temporelle a une forte interdépendance et un long effet mémoire, la

fonction d'autocorrélation montre une pente doucement décroissante et des valeurs non nulles sur un long décalage. Cependant, si la série chronologique n'est pas corrélée comme la pluviométrie, la fonction d'autocorrélation diminue très rapidement et atteint une valeur nulle dans un temps court (Lee et al., 2000).

L'analyse de densité spectrale simple est complémentaire à l'analyse d'autocorrélation. La fonction de densité spectrale correspond au passage d'un mode temps à un mode fréquence par une transformation de Fourier de la fonction d'autocorrélation. L'interprétation de la fonction de densité spectrale par l'identification des différents pics représentant des phénomènes périodiques conduit à la caractérisation du système. L'analyse de corrélation croisée est utilisée pour établir une liaison entre les séries temporelles d'entrée et de sortie. Si la série temporelle d'entrée est aléatoire, la fonction de corrélation croisée correspond à la réponse impulsionnelle du système. Dans d'autres cas, la fonction de corrélation croisée fournit des informations sur les relations occasionnelles et non occasionnelles entre l'entrée et la sortie ainsi que l'importance de ces relations.

#### **2.2.2.4. Différents diagrammes/rapports utilisés pour caractériser le chimisme des eaux du barrage de Babar**

##### **2.2.2.4.1. Diagramme de Piper**

Le diagramme de Piper est une combinaison de triangles anioniques et cationiques qui se situent sur une ligne de base commune. Les côtés adjacents des deux triangles sont à  $60^\circ$  d'écart. Une forme de diamant entre eux est utilisée pour replacer les analyses comme des cercles dont les zones sont proportionnelles à leur TDS. La position d'une analyse qui est tracée sur un diagramme de piper peut être utilisée pour conclure de manière provisoire quant à l'origine de l'eau représentée par l'analyse. Cependant, le rapport de bicarbonate à silice doit également être pris en considération lors de cette déduction. Quatre conclusions fondamentales peuvent être dérivées d'analyses multiples tracées sur les diagrammes de piper. Il s'agit du type d'eau, de la précipitation ou de la solution, le mélange et l'échange d'ions. L'étude du [papier de 1944](#) est vivement recommandée pour tous ces lots.

Un diagramme de Piper est une représentation graphique de la chimie d'un ou plusieurs échantillons d'eau. Le diagramme de Piper utilise les éléments majeurs pour représenter les différents faciès des eaux de surface. Il s'agit d'une approche descriptive et comparée qui permet de représenter sur même graphique un grand nombre de stations de suivi autorisant des regroupements par famille présentant des faciès similaires. Il permet également 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 (cations pour le triangle de gauche, anions pour le triangle de droite). 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 d'intersection représente l'analyse globale de l'échantillon, sa position relative permet de préciser le faciès de l'eau concernée.

### *Avantages*

- ❖ De nombreuses analyses d'eau peuvent être tracées sur le même diagramme.
- ❖ Peut être utilisé pour classer les eaux.
- ❖ Peut être utilisé pour identifier le mélange d'eaux.

### *Désavantage*

- ❖ Les concentrations sont renormalisées.
- ❖ Il ne peut pas facilement accueillir les eaux où d'autres cations ou anions peuvent être significatifs.

#### **2.2.2.4.2. Rapport DCO/DBO5 (Indice de biodégradabilité)**

La biodégradabilité traduit l'aptitude d'un effluent à être décomposé ou oxydé par les micro-organismes qui interviennent dans le processus d'épuration biologique des eaux (Metahri M.s, 2012). La biodégradabilité est exprimée par un rapport K, tel que  $K = \text{DCO} / \text{DBO}_5$ .

Le rapport DCO/DBO5 détermine la possibilité et le rendement de dégradation que l'on peut espérer par un traitement d'oxydation biologique. Il donne une première estimation de la biodégradabilité de la matière organique d'un effluent donné. C'est un indicateur des possibilités d'autoépuration de l'eau. On convient généralement sur des limites suivantes :

- ❖  $K < 1.5$  : cela signifie que les matières oxydables sont constituées en grande partie de matières fortement biodégradable ; un traitement biologique devant être capable d'éliminer l'essentiel de la pollution ;
- ❖  $1.5 < K < 2.5$  : cela signifie que les matières oxydables sont moyennement biodégradable ;
- ❖  $2.5 < K < 3$  : cela signifie que les matières oxydables sont peu biodégradable ;

❖  $K > 3$  : cela signifie que les matières oxydables sont non biodégradables ;

Un coefficient K très élevé traduit la présence dans l'eau d'éléments inhibiteur de la croissance bactérienne, tels que, les sels métalliques, les détergent, les phénols, les hydrocarbures....etc. la valeur du coefficient K détermine le choix de la filière de traitement à adopter, si l'effluent est biodégradable on applique un traitement biologique, sinon on applique un traitement physicochimique (Metahri M.s, 2012).

#### 2.2.2.4.3. Rapport de salinité $Ca^{2+} + Mg^{2+} + HCO_3^- / Na^+ + Cl^- + SO_4^{2-}$

La salinité peut avoir deux origines, soit carbonatée soit salifère. Pour les différencier nous avons établi un rapport  $Ca^{2+} + Mg^{2+} + HCO_3^- / Na^+ + Cl^- + SO_4^{2-}$  vs CE. Si le rapport  $Ca^{2+} + Mg^{2+} + HCO_3^- / Na^+ + Cl^- + SO_4^{2-} > 1$ , ce qui traduit que l'influence des minéraux carbonatés sur la salinité des eaux de barrage. Tandis que, si le rapport  $Ca^{2+} + Mg^{2+} + HCO_3^- / Na^+ + Cl^- + SO_4^{2-} < 1$ , ce qui traduit que l'influence des minéraux évaporées sur la salinité des eaux de barrage.

### 2.3. Analyse de la rupture du barrage

Dans le monde entier, plusieurs villes ont été développées le long des rivières, généralement situés à l'aval des ouvrages hydrauliques tels que les digues et les réservoirs. Bien entendue ces structures ont fourni de nombreux avantages mais ils exposent également des vies et des propriétés à des risques d'inondations plus élevés en raison de l'échec potentiel de ces structures (Lei et al., 2003 ; Liang et al., 2014 ; Chai et al., 1995), au Japon (Swanson et al., 1986), Canada (Clague et al., 1994), le nord des Apennins en Italie (Casagli et al., 1999) et la New-Zélande (Korup, 2005). Afin d'assurer une bonne protection à ces villes contre les inondations catastrophiques et dévastatrices, la gestion des risques intégrée au niveau du bassin hydrographique devient une part très importante dans l'étude d'impact. De nombreux projets dans ce sens ont été réalisés au cours des dernières années pour protéger les barrages contre le problème de rupture (NHRI, 2010 ; Almeida, 2002). Chacune de ces ruptures des barrages a entraîné des dommages des propriétés et des pertes humaines. Le contenu de ces études est basé sur l'analyse de scénario de rupture du barrage et leur impact à l'aval (Yi Xiong, 2011 ; Li Changzhi et al., 2014). L'onde de submersion peut occasionner des dommages sur l'environnement par conséquent l'endommagement ou la destruction de la flore, de la faune et des pollutions diverses (Margo et al., 2009 ; Almeida et al., 1997 ; Lima et al., 1997 ; Gebregiorgis, 2012 ; Almeida, 2000 ; Almeida, 2009).

Plusieurs accidents ont été enregistrés dans le monde entier comme en 1960 à Oros au Brésil, en 1963 à Quebrada La Chapa, en 1983 à Cundinamarca en Colombie, en 1961 à Sunchon-Hyokin en Corée du Sud, en 1977 à Limpopo au Mozambique, en 1978 à Bakhera au Népal, en 1979 à Morvi-Macchu et en 1980 à Oressa en Inde, aux États-Unis en Pennsylvanie, en 1889 (Marche, 2008 ; Zerrouk *et al.*, 2005). D'autres ruptures de barrages ont été enregistrés tel que celui de Francis St. (Californie, 1928), le barrage Buffalo Creek (Virginie-occidentale, 1972), le barrage Canyon Lake (Dakota du Sud, 1972), le barrage Teton (Idaho, 1976), le barrage Kelly Barnes (Georgia, 1977) et le barrage Lawn Lake (Colorado, 1982) (Cameron T *et al.*, 2011) et en Algérie, comme le barrage de Fergoug I, en 1881 qui a causé la mort de près de 200 personnes dans la région de Mascara (Semcha A *et al.*, 2008). Cette rupture a été causée par une crue de  $850 \text{ m}^3/\text{s}$ . Dans le 20<sup>ème</sup> siècle, environ 200 défaillances des barrages provoquent une perte de plus de 8000 vies humaines et dommages de plusieurs millions d'euros (SINGH, 1996). Des études de cas montrent que la rupture du barrage peut survenir pour différentes raisons. Le document de recherche USACE Hydrologic Engineering Centre (HEC, 1997) émet une liste des causes les plus complètes comme suit: 1) Tremblement de terre; 2) Glissement de terrain; 3) tempête extrême; 4) érosion interne; 5) mauvais fonctionnement de l'équipement; 6) dommages de la structure; 7) échec de la Fondation; 8) Sabotage. Les quasi-totalités des ruptures commencent avec une formation de la brèche soit par ouverture à ciel ouvert par débordement, soit par ouverture interne sous l'érosion interne. Fondamentalement, une brèche est définie comme étant l'ouverture formée dans le corps du barrage qui conduit ce dernier à l'échec et ce phénomène provoque l'eau concentration de l'eau derrière le barrage de se propager vers la zone en aval (T Dincergok, 2007). Une inondation produite par une rupture du barrage est très différente d'une inondation produite par un événement de précipitations comme l'a signalé Yi Xiong, (2011).

### 2.3.1. La modélisation hydrodynamique unidimensionnelle

De nombreux modèles pour la simulation de la propagation d'écoulement ont été développés dans le temps et exploitent de façon plus ou moins satisfaisante les processus hydrodynamiques des écoulements. Le recours à la modélisation numérique de la propagation des écoulements devient de plus en plus incontournable en égard aux avantages qu'elles procurent pour la rapidité des calculs. Depuis plusieurs années, les modèles Mike-11 (DHI, 2001), ISIS (HR Wallingford, 1997), FLDWAV (Fread *et al.*, 1998) et HEC-RAS (USACE, 2002), sont les principaux outils de simulation de rupture du barrage et d'ondes de submersion. Récemment, le modèle de simulation hydraulique fortement répandu HEC-RAS,

a incorporé une nouvelle fonction pour l'analyse de la rupture des barrages. Étant donné que le modèle HEC-RAS (version nouvelle de l'ancien HEC-2) fut le modèle standard pour les études d'inondations du lit majeur des rivières. Au cours des dernières décennies, plusieurs cours d'eau furent modélisés avec HEC-RAS. L'utilisation de HEC-RAS permet de simuler l'onde de submersion suite à une rupture du barrage ce qui permettrait d'économiser du temps et des ressources considérables. Par conséquent, HEC-RAS pourrait remplacer les modèles cités au-dessus, là où ces programmes peuvent s'appliquer. Cette nouvelle fonction, implantée afin d'évaluer les conséquences des ruptures de barrages, s'avère adéquate pour représenter précisément le phénomène d'inondation des barrages.

Dans cette étude, le modèle hydraulique utilisé est HEC-RAS. Le HEC-RAS est un modèle de domaine public développé par la US Army Corp of Engineers (USACE, 2002). Il effectue des calculs d'écoulement permanent et non permanent sur un réseau de canaux ouverts naturels ou artificiels. Probablement l'un des modèles unidimensionnels avec une plus grande utilisation dans le monde, avec la possibilité d'une série d'applications différentes et depuis 2003, il a été développé et utilisé pour la simulation de la propagation des écoulements dans les rivières (Walton, 2008). Nous insistons sur la présentation des schémas numériques adoptés par ce modèle, dans la mesure où la compréhension des paramètres intervenant dans les équations qui conceptualisent les processus à modéliser et qui constituent la clé de base vers une meilleure optimisation des résultats. Le modèle numérique unidimensionnel HEC-RAS est de plus en plus adopté pour simuler et comprendre les phénomènes hydrauliques. En outre, les systèmes des informations géographiques sont désormais indispensables à la bonne gestion dans ce domaine comme dans d'autres. Notre étude, vise à délimiter les zones inondables qui se trouvent à l'aval du barrage et qui sont exposées à des inondations provoquées par des crues exceptionnelles afin de déterminer en particulier la diffusion des eaux du barrage de Babar polluées sur ces zones inondées et de voir également leurs impacts environnementaux. La modélisation numérique est une méthode de résolution des équations mathématiques conceptualisant la réalité dans les limites de notre intérêt (Graf et al., 2000). La théorie utilisée pour ce modèle pour la simulation de la propagation de l'onde de crue dans les cours d'eau est basée sur les équations de Saint-Venant qui décrivent les écoulements variés, non permanents et non uniformes. Bien que les équations de Saint-Venant impliquent déjà des approximations afin de simplifier la formulation mathématique du phénomène, la propagation demeure encore un problème complexe pour les cours d'eau à surface libre.

### 2.3.2. Description générale du modèle HEC RAS

Le modèle HEC-RAS est conçu pour une utilisation interactive dans un environnement multitâches et multi-utilisateurs. Le système comprend une interface utilisateur graphique, des composants d'analyse hydraulique distincts, les capacités de gestion et de stockage des données, les graphiques et les installations de production de rapports. Le système comprend finalement quatre composantes d'analyse hydraulique unidimensionnelle tels que: (1) calculs du profil de surface de l'eau à écoulement permanent; (2) qualité de l'eau, (3) les calculs mobiles de transport des sédiments limitrophes et (4) simulation d'écoulement non permanent. Un élément clé est que les quatre composantes utiliseront une représentation de données géométriques communes et des routines de calcul géométriques et hydrauliques communes. En plus des quatre composantes d'analyse hydraulique, le système contient plusieurs caractéristiques de conception hydraulique qui peuvent être invoquées une fois que les profils de surface d'eau de base sont calculés. La version actuelle de HEC-RAS prend en charge les calculs du profil de surface d'écoulement régulier et non stabilisé. (HEC, 2015). Ce système de modélisation de HEC-RAS est capable de simuler un écoulement unidimensionnel non permanent à travers un réseau complet de canaux ouverts. Pour les écoulements non permanents, le modèle résout l'ensemble dynamique des équations de Saint-Venant par la méthode des différences finies. HEC-RAS est capable de modéliser un réseau de canaux, un système hydrographique dendritique ou une simple partie d'un cours d'eau. Certaines simplifications doivent être réalisées pour modéliser les situations d'écoulements complexes avec HEC-RAS. À écoulement non permanent, le modèle HEC-RAS est capable de simuler des écoulements sous-critiques et supercritiques, tous les deux sont produits dans les simulations. Pour la plupart des passages modélisés, le débit était sous-critique, la vitesse d'écoulement étant plus lente que la vitesse qu'une onde se propagerait. Cependant, un écoulement supercritique c'est un écoulement avec une vitesse plus rapide que la vitesse de propagation de l'onde, était susceptible de se produire près de l'emplacement de la rupture du barrage dans les deux modèles.

Le stockage des données s'effectue à l'aide de fichiers (ASCII), ainsi que du HEC-DSS. Les données d'entrée des utilisateurs sont stockées dans des fichiers d'écoulement sous des catégories séparées de projections, de plans, de géométries, d'écoulements permanents et d'écoulements non permanents. Les données de sortie sont principalement stockées dans des fichiers distincts. Les données peuvent être transférées entre HEC-RAS et d'autres programmes en utilisant le HEC-DSS. La gestion des données s'effectue via l'interface

utilisateur. Le modélisateur est sollicité pour entrer un nom de fichier unique pour le projet en cours de développement. Une fois le nom de fichier du projet saisi, tous les autres fichiers sont automatiquement créés et nommés par l'interface selon les besoins. L'interface permet de renommer et de supprimer des fichiers projet par projet. Les graphiques incluent des diagrammes X-Y du schéma du réseau de la rivière, des sections, des profils, des courbes de classement, des hydrogrammes et bien d'autres variables hydrauliques. Un graphique tridimensionnel de sections multiples est également fourni. Une sortie tabulaire est disponible. Toutes les sorties graphiques et tabulaires peuvent être affichées à l'écran. Les rapports peuvent être personnalisés en fonction de la quantité et du type d'information souhaité.

### **2.3.3. La résolution numérique des équations de Saint-Venant dans le modèle HEC-RAS**

#### **2.3.3.1. Les équations de Saint-Venant**

Les équations dites “de Barré de Saint-Venant”, publiées par [Saint-Venant](#) (1871), occupent encore aujourd'hui une place primordiale dans les études en hydraulique. Ces équations décrivent les écoulements à surface libre en eaux peu profondes, d'où leur appellation anglaise “Shallow Water Equations”. Elles sont obtenues à partir d'une intégration verticale des équations de Navier-Stokes en utilisant un certain nombre d'hypothèses. Les lecteurs peuvent trouver les détails de la dérivation des équations de Saint-Venant dans les littératures. On peut citer, parmi elles, les travaux de [[Hervouet , \(2003, 2001 ;Thual, 2003b ; Tan, 1992 ; Ryhming, 1985\)](#)]. On peut trouver également la dérivation complète des équations de base de Saint-Venant dans un certain nombre d'études ([Chow, 1959 ; Cunge et al., 1980 ; Graff et al., 1996 ; Strelkoff, 1970\)](#)).

Les équations les plus souvent utilisées pour la modélisation de la propagation d'une onde créée par la rupture d'un barrage sont les équations de Saint-Venant monodimensionnelles. Ces équations écrites sous forme conservative sont résolues au moyen d'un schéma numérique explicite. Dans sa version initiale, le système d'équations décrivait l'écoulement dans un canal rectangulaire à fond horizontal en une dimension d'espace ([Hervouet, 2003](#)). Ces équations découlent de l'application des lois de conservation sur un élément fluide sous l'hypothèse d'eau peu profonde. Il faut également souligner que ces équations aux dérivées partielles peuvent être trouvées par l'adaptation des équations de Navier-Stokes suivant la direction verticale. ([Atar, 2007](#)).

#### **2.3.3.2. Calcul de la propagation des crues en régime d'écoulement non permanent**

Le modèle de Saint-Venant est le modèle le plus utilisé pour effectuer une modélisation en régime des écoulements non permanent à surface libre. Il apparaît sous deux formes fondamentales, si l'on considère ses variables d'état: la forme conservative et la forme non conservative. Les deux formes diffèrent principalement par le fait que la forme conservative utilise la variable débit pour traiter le mouvement de la propagation du fluide, tandis que la forme non conservative utilise la variable primitive vitesse. La forme conservative des équations de Saint-Venant reflète directement le principe général de la conservation de la masse et de la quantité de mouvement sur un volume de contrôle. La forme non conservative n'est pas recommandée là où les solutions discontinues sont possibles comme les changements brutaux dans le canal ou les ressauts hydrauliques (Ancy, 2010). Il existe plusieurs méthodes de discrétisation des équations de Saint-Venant, dont les trois plus utilisées sont la méthode aux différences finies, la méthode aux volumes finies et la méthode des éléments finis. La discrétisation consiste à diviser le domaine de calcul en éléments jointifs ou mailles et à approximer les équations aux dérivées par des équations algébriques ayant des inconnues les valeurs des fonctions à calculer aux nœuds du maillage (Zacharie, 2012).

Le modèle HEC-RAS 4.1 utilise les équations de Saint Venant dérivées par Barkau (1982) pour calculer les écoulements en régime non permanent à partir du concept de la séparation de l'écoulement dans le lit mineur et dans les plaines inondables initialement proposé par Fread (1976) et Smith (1978). Le modèle hydraulique HEC-RAS résout les équations de Saint Venant en utilisant des approximations de différences finies implicite et schéma de second ordre de Preissman. De nombreux schémas numériques soit implicites ou explicites ont été utilisés pour résoudre les équations 1D Saint-Venant. Ces méthodes incluent la différence finie explicite (Stoker, 1957b), la méthode des caractéristiques (Abbott, 1966), les méthodes des différences finies (Cunge et al., 1980 ; Fread, 1985 ; Richard, 1976). Exemples de modèles de Saint-Venant largement utilisés la méthode de différences finies implicite: Mike-11 (DHI, 2001), ISIS (Wallingford, 1997), FLDWAV (Fréad et al., 1998) et HEC-RAS (HEC, 2002).

Les lois physiques qui régissent l'écoulement de l'eau dans un canal sont : (1) le principe de la conservation de la masse (continuité), et (2) le principe de la conservation de la quantité de mouvement. Ces lois sont exprimées mathématiquement sous forme d'équations différentielles partielles, qui ci-après sont désignées sous le nom des équations de continuité et de la quantité de mouvement. HEC-RAS résout l'équation de continuité qui désigne

l'équilibre entre l'entrée, le stockage et la production dans une section de rivière et une équation de la quantité de mouvement qui relie la variation de la quantité de mouvement aux forces appliquées (Liggett, 1975 ; Becker *et al.*, 1990 ).

### a. Equation de Continuité

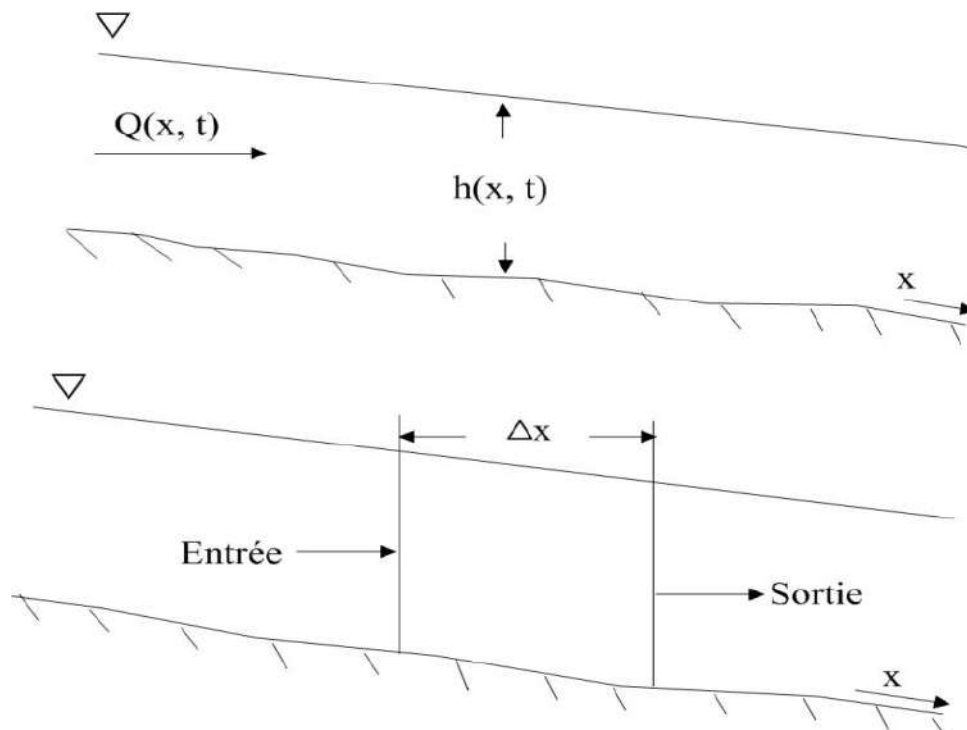
Considérons le volume élémentaire représenté sur la Figure II.15. Dans cette figure, la distance  $x$  est mesurée le long du canal. Au point médian du volume, l'écoulement et toute la surface d'écoulement sont dénotés  $Q(x, t)$  et  $A_T$ , respectivement. La surface totale d'écoulement est la somme de la surface active du canal  $A$  et de la zone de stockage  $S$ .

La conservation de la masse pour un volume de contrôle indique que le taux net de débit dans le volume est égal au taux de variation du stockage à l'intérieur du volume. Le débit d'entrée au volume de contrôle peut s'écrire (II.7):

$$Q - \frac{\partial Q}{\partial x} \frac{\Delta x}{2} \quad (\text{II.7})$$

Le taux d'écoulement est donné par l'équation (II.8):

$$Q + \frac{\partial Q}{\partial x} \frac{\Delta x}{2} \quad (\text{II.8})$$



**Figure II.15 :** Volume élémentaire pour la dérivation des équations de continuité et de la quantité de mouvement

Et le taux de variation en stockage est donné par l'équation (II.9):

$$\frac{\partial A_T}{\partial t} \Delta x \quad (\text{II.9})$$

En supposant que  $\Delta x$  est petit, la variation de la masse du volume de contrôle est donnée par l'équation (II.10):

$$\rho \frac{\partial A_T}{\partial t} \Delta x = \rho \left[ \left( Q - \frac{\partial Q}{\partial x} \frac{\Delta x}{2} \right) - \left( Q + \frac{\partial Q}{\partial x} \frac{\Delta x}{2} \right) + Q_l \right] \quad (\text{II.10})$$

Où  $Q_l$  est le débit latéral entrant dans le volume de contrôle et  $\Delta x$ , la densité du fluide. Simplifiée et en divisant par  $\rho \Delta x$ , on obtient la forme finale de l'équation de continuité (II.11):

$$\frac{\partial A_T}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} - q_l = 0 \quad (\text{II.11})$$

Où  $A_T$  est la surface d'écoulement,  $Q$  est le débit ( $\text{m}^3/\text{s}$ ),  $x$  est la distance le long de l'axe longitudinal du canal et de la plaine inondable (m),  $t$  est le temps et  $q_l$  est l'apport latéral par unité de longueur.

### b. Équation de la quantité de mouvement

Conservation de la quantité de mouvement est exprimée par la seconde loi de Newton (II.12):

$$\sum F_x = \frac{d\bar{M}}{dt} \quad (\text{II.12})$$

La conservation de la quantité de mouvement pour un volume de contrôle indique que le débit net de la quantité de mouvement entrant dans le volume plus la somme de toute la force de l'axe exercée sur le volume est égal à la vitesse d'accumulation d'écoulement de quantité de mouvement. C'est l'équation vectorielle appliquée dans la direction  $x$ . Le débit de la quantité de mouvement est la masse de fluide multipliée par le vecteur de vitesse dans la direction d'écoulement. Trois forces sont prises en compte : (1) pression, (2) gravité et (3) force de frottement.

(i) **Forces de pression:** la Figure II.16 illustre le cas général d'une section transversale irrégulière. On suppose que la distribution de pression est hydrostatique et que la force de pression totale est l'intégrale du produit de surface sous pression sur la section transversale. Après la [shames \(1962\)](#), la force de pression en tout point peut être écrite selon l'équation (II.13):

$$F_p = \int \rho g (h - y) T(y) dy \quad (\text{II.13})$$

Où  $h$  est la profondeur,  $y$  est la distance au-dessus du canal inversé et  $T(y)$  une fonction de largeur qui relie la largeur de la section à la distance au-dessus du canal inversé.

Si  $F_P$  est la force de pression dans la direction  $x$  au milieu du volume de contrôle, la force à l'extrémité amont du volume de contrôle peut s'écrire selon la formule (II.14):

$$F_P - \frac{\partial F_P}{\partial x} \frac{\Delta x}{2} \quad (\text{II.14})$$

Et à l'extrémité aval est écrit selon l'équation (II.15):

$$F_P + \frac{\partial F_P}{\partial x} \frac{\Delta x}{2} \quad (\text{II.15})$$

La somme de la force de pression pour le volume de contrôle peut donc s'écrire selon l'équation (II.16):

$$F_{Pn} = \left| F_P - \frac{\partial F_P}{\partial x} \frac{\Delta x}{2} \right| - \left| F_P + \frac{\partial F_P}{\partial x} \frac{\Delta x}{2} \right| + F_B \quad (\text{II.16})$$

Où  $F_{Pn}$  est la force de pression nette pour le volume de commande, et  $F_B$  la force exercée par les bancs dans la direction  $x$  sur le fluide. Cela peut être simplifié pour aboutir à l'équation (II.17):

$$F_{Pn} = \frac{\partial F_P}{\partial x} \Delta x + F_B \quad (\text{II.17})$$

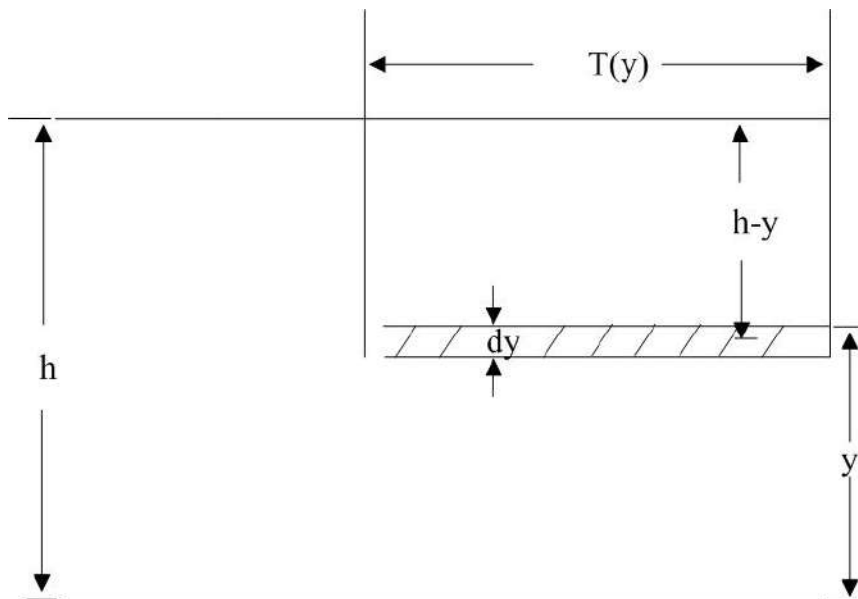


Figure II.16. Illustration des termes associés à la définition de la force de pression

La simplification de l'équation (II.13) en utilisant la règle de *Leibnitz*, puis en remplaçant dans l'équation (II.17) nous obtenons l'équation (II.18):

$$F_{Pn} = -\rho g \Delta x \left[ \frac{\partial h}{\partial x} \int_h^h T(y) dy + \int_0^h (h-y) \frac{\partial T(y)}{\partial x} dy \right] + F_B \quad (\text{II.18})$$

La première intégrale dans l'équation (II.18) est la section transversale **A**. la deuxième intégrale (multiplié par  $\Delta x$ ) est la pression exercée par le fluide sur les berges, qui est exactement égale en grandeur, mais opposée en direction de  $F_B$ . Par conséquent, la force de pression nette peut s'écrire selon l'équation (II.19):

$$F_{Pn} = -\rho g A \frac{\partial h}{\partial x} \Delta x \quad (\text{II.19})$$

(ii) **Force de gravité**: la force due à la gravité sur le fluide dans le volume de contrôle dans la direction  $x$  est écrite selon l'équation (II.20):

$$F_g = \rho g A \sin \theta \Delta x \quad (\text{II.20})$$

Ici,  $\theta$  est l'angle que fait le canal inverse avec l'horizontale. Pour les rivières naturelles  $\theta$  est petit et  $\sin \theta = \tan \theta = -\partial Z_0 / \partial x$ , où  $Z_0$  est l'élévation inversée. Par conséquent, la force gravitationnelle peut s'écrire selon l'équation (II.21):

$$F_g = -\rho g A \frac{\partial z_0}{\partial x} \Delta x \quad (\text{II.21})$$

Cette force sera positive pour les pentes négatives.

(iii) **Les forces de frottement** entre le canal et le fluide peuvent être écrite selon l'équation (II.22):

$$F_f = -\tau_0 P \Delta x \quad (\text{II.22})$$

Où  $\tau_0$  est la contrainte de cisaillement limite moyenne agissant sur les limites de fluide, et  $P$  le périmètre mouillé. Le signe négatif indique qu'avec un écoulement dans la direction  $x$  positive, la force agit dans la direction  $x$  négative. À partir de l'analyse dimensionnelle,  $\tau_0$  peut être exprimé en termes de coefficient de frottement  $C_D$ , selon l'équation (II.23):

$$\tau_0 = \rho C_D V^2 \quad (\text{II.23})$$

Le coefficient de frottement peut être lié au coefficient de *Chezy C*, par la formule (II.24):

$$C_D = \frac{g}{C^2} \quad (\text{II.24})$$

En outre, l'équation de **Chezy** peut s'écrire selon l'équation **(II.25)**:

$$V = C\sqrt{RS_f} \quad (\text{II.25})$$

En remplaçant les équations **(II.23)**, **(II.24)** et **(II.25)** par **(II.22)** et en simplifiant, on obtient la limite de force de frottement selon l'équation **(II.26)**:

$$F_f = \rho g A S_f \Delta x \quad (\text{II.26})$$

Où  $S_f$  est la pente de frottement, qui est positive pour l'écoulement dans la direction  $x$ . La pente de frottement doit être liée au débit. Traditionnellement, les équations de Manning et de frottement de **Chezy** ont été utilisées. L'équation de Manning est également utilisée dans HEC RAS.

L'équation de Manning s'écrit selon l'expression **(II.27)**:

$$S_f = \frac{Q|Q|n^2}{2.208R^{4/3}A^2} \quad (\text{II.27})$$

Où  $R$  est le rayon hydraulique et  $n$  est le coefficient de frottement de Manning.

Le débit de quantité de mouvement est exprimé avec les trois forces définis, mais il reste seulement le débit de quantité de mouvement. Le débit entrant dans le volume de contrôle peut être écrite selon l'équation **(II.28)**:

$$\rho \left[ QV - \frac{\partial QV}{\partial x} \frac{\Delta x}{2} \right] \quad (\text{II.28})$$

Le débit sortant du volume peut s'écrire selon l'équation **(II.29)**:

$$\rho \left[ QV + \frac{\partial QV}{\partial x} \frac{\Delta x}{2} \right] \quad (\text{II.29})$$

Par conséquent, le taux net de quantité de mouvement (flux de quantité de mouvement) entrant dans le volume de contrôle est écrit selon l'équation **(II.30)** :

$$- \rho \frac{\partial QV}{\partial x} \Delta x \quad (\text{II.30})$$

Puisque la quantité de mouvement du volume de contrôle du fluide est  $\rho Q \Delta x$ , la vitesse d'accumulation de la quantité de mouvement peut s'écrire **(II.31)**:

$$\frac{\partial}{\partial t} \rho Q \Delta x = \rho \Delta x \frac{\partial Q}{\partial t} \quad (\text{II.31})$$

Réaffirmant le principe de la conservation de la quantité de mouvement, le taux net de la quantité de mouvement entrant dans le volume (II.30) plus la somme de toutes les forces externes agissant sur le volume (II.19), (II.21) + (II.26), est égal au taux d'accumulation de la quantité de mouvement (II.31). Par conséquent :

$$\rho \Delta x \frac{\partial Q}{\partial t} = -\rho \Delta x \frac{\partial QV}{\partial t} - \rho g A \frac{\partial h}{\partial x} \Delta x - \rho g A \frac{\partial z_0}{\partial x} \Delta x - \rho g A S_f \Delta x \quad (\text{II.32})$$

L'élévation de la surface de l'eau  $Z$ , est égale à  $Z_0 + h$ . selon l'équation (II.33):

$$\frac{\partial z}{\partial x} = \frac{\partial h}{\partial x} + \frac{\partial z_0}{\partial x} \quad (\text{II.33})$$

Où  $\partial z / \partial x$  est la pente de la surface de l'eau. En substituant (II.33) à (II.32), en divisant par  $\rho \Delta x$  et en déplaçant tous les termes vers la gauche, on obtient l'équation finale de la quantité de mouvement selon l'équation (II.34):

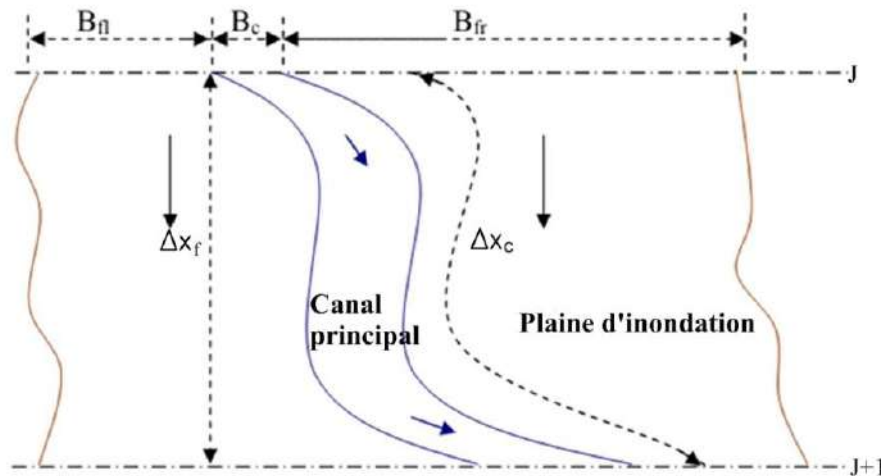
$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial QV}{\partial x} + gA \left( \frac{\partial z}{\partial x} + S_f \right) = 0 \quad (\text{II.34})$$

Les modèles hydrodynamiques qui incluent tous les termes de la quantité de mouvement de l'équation de Saint-Venant sont appelés les modèles d'onde dynamique.

### 2.3.3.3. Application des équations d'écoulement non permanent dans HEC-R AS

Puisque la direction primaire de l'écoulement est orientée le long du canal, ce champ bidimensionnel d'écoulement peut souvent être exactement rapproché par une représentation unidimensionnelle. Les surfaces d'accumulation peuvent être modélisées avec les zones de stockage qui s'échangent l'eau avec le canal. L'écoulement dans les rives peut être rapproché comme un écoulement à travers un canal séparé.

Les caractéristiques bidimensionnelles de l'interaction entre les débits du canal et la plaine d'inondation sont illustrées à la Figure II.17. Lorsqu'il y a une augmentation subite des niveaux d'eau des rivières, l'eau se déplace latéralement loin du canal principal, inondant la plaine inondable et trouvant les zones des stockages disponibles. Au fur et à mesure que la profondeur augmente, la plaine d'inondation commence à transporter l'eau en aval, généralement le long d'un chemin plus court que le canal principal.



**Figure II.17.** Caractéristiques bidimensionnelles de l'interaction entre le canal et la plaine d'inondation

En HEC-RAS, le canal principal et la plaine d'inondation sont décrits comme deux canaux séparés avec des propriétés inégales. Les équations de continuité et de quantité de mouvement sont écrites pour chaque canal (Fread, 1974b ; Smith, 1978). Pour simplifier le problème, on suppose que :

- 1) une surface d'eau horizontale à chaque section perpendiculaire à la direction d'écoulement,
- 2) l'échange de l'élan entre le canal et la plaine d'inondation a été négligeable,
- 3) le débit a été distribué selon le moyen de transport selon l'équation (II.35):

$$Q_c = \phi Q \quad (\text{II.35})$$

Où :

$$\phi = \frac{K_c}{K_c + k_f} \quad (\text{II.36})$$

$$K = \frac{1}{n} AR^{2/3} \quad (\text{II.37})$$

$$Q = KS^{1/2} \quad (\text{II.38})$$

Avec

$\phi$  : est le facteur de distribution d'écoulement (sans dimension),

$Q_c$  : écoulement dans le canal principal ( $m^3/s$ ),

**Q** : Écoulement total (m<sup>3</sup>/s),

**K** : est le moyen de transport (une mesure de la capacité de charge d'un canal),

**K<sub>c</sub>** : est le moyen de transport dans le canal,

**K<sub>f</sub>** : est le moyen de transport dans la plaine inondable,

**n** : est le coefficient de rugosité de Manning (sans dimension),

**A** : est la zone d'écoulement (m<sup>2</sup>),

**R** : est le rayon hydraulique (m).

Avec ces hypothèses, les équations unidimensionnelles du mouvement peuvent être combinées en série simple selon les équations (II.39 et II.40):

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial(\phi Q)}{\partial x_c} + \frac{\partial[(1-\phi)Q]}{\partial x_f} = 0 \quad (\text{II.39})$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial(\phi^2 Q^2/A_c)}{\partial x_c} + \frac{\partial[(1-\phi)^2 Q^2/A_f]}{\partial x_f} + gA_c \left[ \frac{\partial Z}{\partial x_c} + S_{fc} \right] + gA_f \left[ \frac{\partial Z}{\partial x_f} + S_{ff} \right] = 0 \quad (\text{II.40})$$

Avec les indices **c** et **f** se rapportant au canal et à la plaine d'inondation, respectivement. Ces équations ont été approximées en utilisant des différences finies implicites, et résolues numériquement en utilisant la technique d'itération *Newton-Raphson*. Des oscillations numériques, cependant, peuvent se produire et il n'y a pas de débit à l'autre nœud.

En développant les travaux antérieurs de [fread et smith. Barkau \(1982\)](#) qui ont manipulé l'équation des différences finies pour le canal et la plaine d'inondation et ils ont défini un nouvel ensemble d'équations mathématiquement plus pratiques. ([Barkau, 1992](#)).

Les équations dérivées par [Barkau \(1992\)](#) sont à la base de la solution d'écoulement non permanent dans le modèle HEC-RAS. Ces équations ont été obtenues ci-dessous.

La résolution des équations d'écoulement non permanent unidimensionnelles est la forme implicite de quatre-points. [Figure II.18](#). Dans ce schéma, les dérivées spatiales et les valeurs de fonction sont évaluées à un point intérieur,  $(n+\theta)\Delta t$ . Ainsi, les valeurs de  $(n+1)\Delta t$  entrent dans tous les termes de l'équation. Pour une portion de rivière, un système d'équations simultanées est résolu. La solution simultanée est un aspect important de ce schéma car elle permet à l'information de toute la portée d'influencer la solution en un point quelconque. Par conséquent, l'intervalle de temps peut être nettement plus important qu'avec des schémas numériques explicites. Les analyses de stabilité **Von Neumann** effectuées par [fread \(1974a\)](#) et [liggett et cunge \(1975\)](#) montrent que le schéma implicite est inconditionnellement stable



$$f_j^{n+1} = f_j + \Delta f_j \quad (\text{II.43})$$

Les formes générales de différence finie implicite sont décrites par l'équation (II.44):

1- Dérivé de temps

$$\frac{\partial f}{\partial t} \approx \frac{\Delta f}{\Delta t} = \frac{0.5(\Delta f_{j+1} + \Delta f_j)}{\Delta t} \quad (\text{II.44})$$

2- Dérivé de l'espace selon l'équation (II.45):

$$\frac{\partial f}{\partial x} \approx \frac{\Delta f}{\Delta x} = \frac{(f_{j+1} - f_j) + \theta(\Delta f_{j+1} - \Delta f_j)}{\Delta x} \quad (\text{II.45})$$

3- La valeur de la fonction selon l'équation (II.46):

$$f \approx \bar{f} = 0.5(f_j + f_{j+1}) + 0.5\theta(\Delta f_j + \Delta f_{j+1}) \quad (\text{II.46})$$

### a. Équation de continuité

L'équation de continuité décrit la conservation de la masse pour le système unidimensionnel. A partir du texte précédent, avec l'ajout d'un terme de stockage  $S$ , l'équation de continuité peut être écrite selon l'équation (II.47):

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial S}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} - q_l = 0 \quad (\text{II.47})$$

Où :

$x$  : distance le long du canal,

$t$  : temps,

$Q$  : débit,

$A$  : section transversale,

$S$  : stockage de certaines parties de la section transversale,

$q_l$  : l'apport latéral par unité de distance.

L'équation ci-dessus peut être écrite pour le canal et la plaine inondable (II.48, 49):

$$\frac{\partial Q_c}{\partial x_c} + \frac{\partial A_c}{\partial t} = q_f \quad (\text{II.48})$$

Et :

$$\frac{\partial Q_f}{\partial x_f} + \frac{\partial A_f}{\partial t} + \frac{\partial S}{\partial t} = q_c + q_l \quad (\text{II.49})$$

Les indices  $c$  et  $f$  se rapportent au canal et la plaine d'inondation, respectivement,  $q_l$  est l'apport latéral par unité de longueur de la plaine d'inondation, et  $q_c$  et  $q_f$  sont les échanges de l'eau entre le canal et la plaine d'inondation.

En utilisant des différences finies de forme implicites on obtient les équations (II.50 et II.51):

$$\frac{\Delta Q_c}{\Delta x_c} + \frac{\Delta A_c}{\Delta t} = \bar{q}_f \quad (\text{II.50})$$

$$\frac{\Delta Q_f}{\Delta x_f} + \frac{\Delta A_f}{\Delta t} + \frac{\Delta S}{\Delta t} = \bar{q}_c + \bar{q}_l \quad (\text{II.51})$$

Les échanges entre le canal et la plaine d'inondation sont égaux, mais opposés tels que  $\Delta x_c q_c = -q_f \Delta x_f$ , on obtient l'équation de continuité finale par la méthode des différences finies de forme implicites selon l'équation (II.52):

$$\Delta Q + \frac{\Delta A_c}{\Delta t} \Delta x_c + \frac{\Delta A_f}{\Delta t} \Delta x_f + \frac{\Delta S}{\Delta t} \Delta x_f - \bar{Q}_l = 0 \quad (\text{II.52})$$

Où  $\bar{Q}_l$  est l'apport latéral moyen.

### b. Équation de la quantité de mouvement

L'équation de la quantité de mouvement indique que la vitesse de changement de moment est égale aux forces externes agissant sur le système, pour un seul canal écrite selon l'équation (II.53):

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial (VQ)}{\partial x} + gA \left( \frac{\partial Z}{\partial x} + S_f \right) = 0 \quad (\text{II.53})$$

Où :

$g$  : accélération de la gravité,

$S_f$  : pente de frottement,

$V$  : vitesse.

L'équation ci-dessus peut être écrite pour le canal et pour la plaine inondable selon l'équation (II.54 et II.55):

$$\frac{\partial Q_c}{\partial t} + \frac{\partial (V_c Q_c)}{\partial x_c} + gA_c \left( \frac{\partial Z}{\partial x_c} + S_{fc} \right) = M_f \quad (\text{II.54})$$

$$\frac{\partial Q_f}{\partial t} + \frac{\partial (V_f Q_f)}{\partial x_f} + gA_f \left( \frac{\partial Z}{\partial x_f} + S_{ff} \right) = M_c \quad (\text{II.55})$$

Où  $M_c$  et  $M_f$  sont la quantité de mouvement par unité de distance échangée entre le canal et la plaine d'inondation, respectivement.

Notez que dans les équations (II.54) et (II.55), l'élévation de surface de l'eau n'est pas indiquée. L'hypothèse utilisée dans ces équations, c'est que la surface de l'eau est horizontale avec une section transversale perpendiculaire à l'écoulement. Par conséquent, l'élévation de surface de l'eau est la même pour le canal et la plaine d'inondation à une section donnée. Utilisant l'équation (II.44) par (II.46), les équations sont approchées à l'aide de différences finies selon les équations (II.56 et II.57):

$$\frac{\Delta Q_c}{\Delta t} + \frac{\Delta(V_c Q_c)}{\Delta x_c} + g \bar{A}_c \left( \frac{\Delta Z}{\Delta} + \bar{S}_{fc} \right) = M_f \quad (\text{II.56})$$

$$\frac{\Delta Q_f}{\Delta t} + \frac{\Delta(V_f Q_f)}{\Delta x_f} + g \bar{A}_f \left( \frac{\Delta Z}{\Delta x_f} + \bar{S}_{ff} \right) = M_c \quad (\text{II.57})$$

Avec :

$$\Delta x_c M_c = -\Delta x_f M_f \quad (\text{II.58})$$

L'addition et le réarrangement de l'équation ci-dessus donnent l'équation (II.59):

$$\frac{\Delta(Q_c \Delta x_c + Q_f \Delta x_f)}{\Delta t} + \Delta(V_c Q_c) + \Delta(V_f Q_f) + g(A_c + A_f) \Delta Z + g \bar{A}_c \bar{S}_{fc} \Delta x_c + g \bar{A}_f \bar{S}_{ff} \Delta x_f = 0 \quad (\text{II.59})$$

Les deux derniers termes définissent la force de frottement des bancs agissant sur le fluide.

Une force équivalente peut être définie selon l'équation (II.60):

$$g \bar{A} \bar{S}_f \Delta x_e = g \bar{A}_c \bar{S}_{fc} \Delta x_c + g \bar{A}_f \bar{S}_{ff} \Delta x_f \quad (\text{II.60})$$

Où:

$\Delta x_e$  = Chemin d'écoulement équivalent,

$S_f$  = Pente de frottement pour toute la section transversale,

$\bar{A} = \bar{A}_c + \bar{A}_f$

Or, les termes convectifs peuvent être réécrits en définissant un facteur de distribution de vitesse selon l'équation (II.61) :

$$\beta = \frac{(V_c^2 A_c + V_f^2 A_f)}{V^2 A} = \frac{(V_c Q_c + V_f Q_f)}{QV} \quad (\text{II.61})$$

Avec :

$\beta$  : est le facteur de distribution de vitesse.

Donc :

$$\Delta(\beta V Q) = \Delta(V_c Q_c) + \Delta(V_f Q_f) \quad (\text{II.62})$$

La forme finale de l'équation de quantité de mouvement est donnée par l'équation (II.63):

$$\frac{\Delta(Q_c \Delta x_c + Q_f \Delta x_f)}{\Delta t} + \Delta(\beta V Q) + g \bar{A} \Delta z + g \bar{A} \bar{S}_f \Delta x_e = 0 \quad (\text{II.63})$$

Une forme plus familière est obtenue en divisant par  $\Delta x_e$  ce qui permet d'avoir l'équation

(II.64):

$$\frac{\Delta(Q_c \Delta x_c + Q_f \Delta x_f)}{\Delta t \Delta x_e} + \frac{\Delta(\beta V Q)}{\Delta x_e} + g \bar{A} \left( \frac{\Delta z}{\Delta x_e} + \bar{S}_f \right) = 0 \quad (\text{II.64})$$

### 2.3.4. Les paramètres d'entrée pour le modèle HEC-RAS

HEC-RAS utilise un certain nombre de paramètres d'entrée pour l'analyse hydrodynamique relatifs à la géométrie des canaux du cours d'eau et au débit. Ces paramètres sont utilisés pour établir une série de sections transversales le long de la rivière par lesquelles on peut aboutir à l'élévation de niveau d'eau, la vitesse, le débit et la hauteur pour chaque section transversale. Ceci permettra de tracer la carte de risque à l'aval du barrage. La fonction de HEC-RAS est de déterminer les élévations de surface de l'eau à tout endroit d'intérêt. Les données requises pour la réalisation de la modélisation hydrodynamique 1-D en HEC-RAS sont :

- ✚ Les données topographiques ;
- ✚ Données géométriques (sections transversales détaillées de la rivière) ;
- ✚ Le coefficient de rugosité de Manning ;
- ✚ Les conditions aux limites.

#### 2.3.4.1. Les données topographiques

Le développement de modèles hydrauliques nécessite des données topographiques précises. Des données exactes sur l'élévation de la surface terrestre déterminent la géométrie qui définit

les conditions hydrauliques à partir desquelles le modèle calcule les élévations des crues le long de la rivière. Les sections transversales ont été obtenues à partir d'une surface sous la forme d'un maillage irrégulier d'un réseau triangulé par logiciel Autocade Civil 3d. La cartographie topographique est créée en utilisant les données traitées (MNT) de l'enquête à l'aide de logiciel Autocade Civil 3d. Ce même logiciel, après la finalisation de cette carte topographique de la zone d'étude, doit l'exporter directement au modèle HEC RAS.

#### **2.3.4.2. La géométrie**

La géométrie de HEC-RAS dans le Mappeur RAS est synchronisée avec la géométrie dans l'éditeur géométrique RAS. Les calques sont créés dans le Mappeur RAS pour la ligne principale de l'Oued, les sections croisées et les zones de stockage pour chaque fichier géométrique. Ces étapes sont alors disponibles pour l'interpolation et la cartographie des résultats de simulation. La version 4.1 du modèle HEC RAS a introduit les capacités de cartographie d'inondation. La forme de la ligne principale du cours d'eau et les emplacements des sections transversales servent à créer des lignes de transition entre les sections transversales. Ces lignes de transition relient les sections transversales le long de la ligne principale du cours d'eau et à la fin, ces sections transversales sont stockées dans un format de fichier pour permettre aux utilisateurs de modifier les lignes en dehors de RAS. Les lignes de transitions et les lignes de sections transversales sont fusionnées et triangulées pour créer une surface d'interpolation qui est des sections d'interpolations entre chaque deux sections transversales.

#### **2.3.4.3. Les sections transversales**

HEC-RAS nécessite de créer des sections transversales pour les calculs eau-surface. Les sections transversales sont tracées perpendiculairement à l'écoulement. Chaque section transversale ne peut intercepter le canal principal qu'une seule fois et ne peut pas croiser une autre section (HEC, 2010). Cependant, le maintien des sections transversales parfaitement perpendiculaires à l'écoulement n'était pas possible en certains endroits. Des coupes transversales interpolées ont été insérées dans des zones ayant subi des changements majeurs dans l'hydraulique pour chaque section transversale. HEC-RAS ne peut gérer que 500 points d'élévation par section. Ainsi, l'outil de filtrage en points de coupe de HEC-RAS a été utilisé pour ré-échantillonner à la fois les sections là où il y a des changements de la pente et les sections interpolées jusqu'à 490 points. L'utilisation de l'outil de filtrage en points de coupe préserve la forme générale de la section transversale en filtrant le nombre de points jusqu'à 490 points d'élévation.

#### 2.3.4.4. Le coefficient de rugosité de Manning

Dans HEC-RAS, le coefficient de rugosité de Manning ( $n$ , qui est un coefficient du frottement créé par la rugosité du canal) peut être modifié horizontalement à travers n'importe quelle section transversale donnée selon la nature de sol. Les valeurs des coefficients de rugosité de Manning ont été déterminées par des techniques décrites par Barnes (1967), Arcement et Schneider (1989), Bureau of Reclamation (1996) et Coon (1998). Les valeurs des coefficients de rugosité de Manning dérivés ont été déterminées par des techniques par lesquelles, HEC-RAS ne peut traiter que 20 valeurs  $n$  différentes par section. Les coefficients de rugosités de l'équipage doivent être saisis pour chaque section transversale. HEC RAS utilise l'équation de Manning pour calculer les pertes de frottement dans l'Oued.

#### 2.3.4.5. Conditions aux limites

Comme les applications d'écoulement permanent, les données d'écoulement non permanent définissent les conditions de débit au départ pour la simulation. Le modèle simule un processus hydrodynamique sur un segment d'un réseau fluvial. Pour effectuer les calculs hydrauliques à l'intérieur du segment, les conditions aux limites doivent être définies pour les limites extrêmes. Concernant les données d'écoulement non permanent, l'utilisateur est tenu d'entrer des conditions aux limites à toutes les limites externes du système, ainsi que tout emplacement interne souhaité, et de définir les conditions initiales d'écoulement dans le système au début de la période de simulation. De ce fait, l'écoulement non permanent offre les options pour définir: **(i) Conditions initiales :** En plus des conditions aux limites, l'utilisateur doit établir des conditions initiales qui consistent à donner des valeurs initiales de débit d'écoulement sur chacune des sections transversales, ainsi que des élévations pour toutes les zones de stockage définies dans le système. Il faut connaître avant la simulation le niveau d'eau et le débit à chaque section transversale ainsi que les élévations pour toutes les zones de stockage. Il devrait entrer les données de débit pour chaque section et le programme effectuera des calculs de niveaux correspondants à chaque section. La sortie de la première période est utilisée en tant que condition initiale pour la prochaine période. **(ii) Un hydrogramme de crue :** peut être utilisé soit comme limite amont, soit comme condition limite en aval, mais il est le plus couramment utilisé comme condition aux limites en amont. **(iii) Profondeur normale :** ne peut être utilisée qu'en tant que condition limite en aval pour une portée ouverte. Pour utiliser cette méthode, l'utilisateur est tenu d'entrer une pente de frottement pour la portée au voisinage de la condition aux limites. La pente de la surface de l'eau est souvent une bonne estimation de la pente de frottement. **(iv) Série chronologique**

**d'ouvertures de grille** (vidange de fond) : Cette option permet à l'utilisateur de saisir une série temporelle d'ouvertures de grille pour un déversoir en ligne, un déversoir à grille latérale ou un déversoir reliant deux zones de stockage.

Généralement, ce sont les données requises et qui devraient être préparées préalablement pour faire une simulation d'une onde de crue à l'aval du barrage en cas d'une rupture.

### **Conclusion**

Il ressort à la fin de ce chapitre que les formations prédominantes sont celles du Quaternaire avec une épaisseur assez limitée; ce qui explique que la zone d'étude a une perméabilité moyenne mais l'action de l'érosion reste importante sur la majorité de la surface du bassin. Cette action est surtout active sur les fortes pentes dépourvues de végétation.

Le réseau hydrographique du bassin versant de Oued El Arab est très dense. Nous n'avons cité que les Oueds permanents ainsi que leur sens d'écoulement qui reste généralement selon la direction Nord- Sud (écoulement endoréique). Nous notons aussi l'importance du débit et la longueur de Oued El Arab qui se déverse dans Chott Melghir au Sud. La ligne de partage des eaux, formant un axe, passe exactement par les sommets des Djebels Chélia à l'Ouest et Nemmamecha à l'Est. Le profil en long des principaux Oueds montre que la pente est très forte, ce qui favorise le ruissellement.

La zone d'étude est caractérisée par un climat semi-aride avec un hiver froid, et un été chaud et sec. L'examen de la série des précipitations pour la période (1969-2015) a révélé une précipitation moyenne annuelle de l'ordre de 305 mm pour le bassin d'Oued El Arab. L'étude des valeurs extrêmes de l'écoulement sur Oued El Arab a permis de confirmer le caractère irrégulier de ce régime d'écoulement pendant la période d'étude. Le débit maximum de Oued El Arab est défini par les différentes méthodes empiriques a permis d'avoir une valeur moyenne de 714.56 m<sup>3</sup>/s pour la période millénaire. L'hydrogramme de crue représente la variation des débits d'un cours d'eau en fonction du temps a permis de voir que le temps de concentration est de 13.01 heures, le temps de décente est de 39.03 heures et le temps de base est de 52.04 heures. Celui-ci va servir comme condition aux limites pour la simulation de propagation de l'onde de crue à l'aval du barrage en cas de rupture par le modèle hydrodynamique unidimensionnel (HEC RAS).

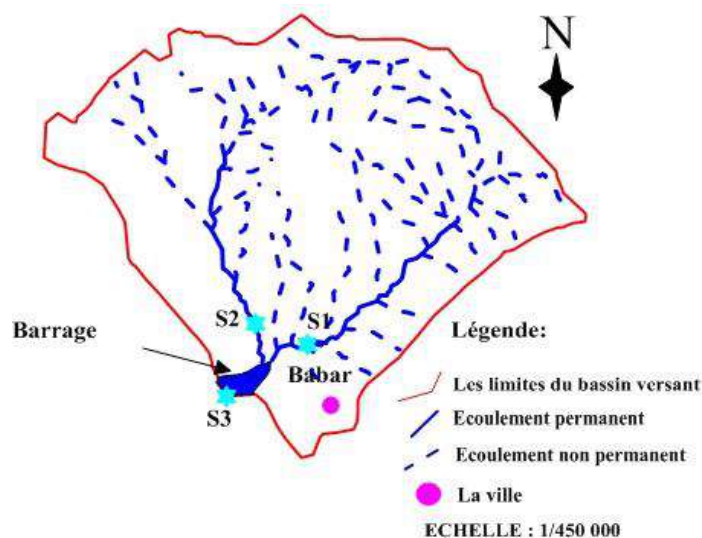
Les données hydrochimiques seront traitées à l'aide de plusieurs outils tel que les statistiques en l'occurrence la classification hiérarchique et l'analyse en composantes principales.

# **Résultats et Discussion**

### Chapitre III. Résultats et discussion

#### 3.1. Étude de qualité des eaux de surface du barrage de Babar

Ce chapitre est consacré à l'interprétation des résultats des analyses physico-chimiques des eaux de surface du barrage de Babar et les deux oueds qui l'alimentent, tels que l'Oued El Htiba et Oued Tamagra. Ces analyses ont été effectuées sur deux campagnes, la première campagne s'étale sur huit (08) mois, d'octobre 2007 à avril 2008, avec trois (03) stations qui ont été sélectionnées. Les deux stations se trouvent à l'amont du barrage, la station (S1) est située sur Oued El Htiba, à l'aval de la ville de Babar, la station (S2) est située sur Oued Tamagra et la troisième station (S3) a ciblé les eaux de la retenue du barrage. [Figure III.1.](#) Tandis que, la deuxième campagne s'étale sur 39 mois, de janvier 2013 à mars 2016 et concerne uniquement les eaux de la retenue du barrage. Ce travail permet d'aborder : La nature et la qualité physico-chimique des eaux de surface de la retenue du barrage, mettre en évidence les faciès chimiques de ces eaux de surface, les problèmes de potabilité de l'eau dans la région, les origines des éléments chimiques et l'impact des facteurs anthropiques sur la qualité physico-chimique des eaux de surface.



**Figure III.1.** Localisation des stations de prise des échantillons sur le bassin versant de l'Oued El Arab

##### 3.1.1. Résultats des analyses physico-chimiques (Octobre 2007-Avril 2008)

Onze paramètres physico-chimiques ont été déterminés au cours de cette étude ([Tableau III.1](#)). Les tendances de ces paramètres sont présentées dans [les Figures III.2, 3 et 4](#). Pendant la période étudiée, le changement de température de l'eau est similaire dans les trois stations et est largement influencé par le climat général de la région. Les basses températures coïncident avec la période froide et les températures élevées coïncident avec la période

chaude. La valeur du pH des échantillons d'eau variait de 7,4 à 8,9 indiquant une eau légèrement alcaline. Les valeurs de pH de la station S2 sont supérieures à celles des deux autres stations en association avec la présence de formations carbonates qui se trouvent dans cette partie de la région. On sait que le processus de mise en mémoire tampon de la calcite et la dolomite est dominant pour la plage de pH de 6,5 à 7,5 (Geller *et al.*, 2000). Pour la salinité, le S1 est caractérisée par un TDS élevée ( $2837,1 \pm 285,3$  mg / l), S2 par un TDS faible ( $917 \pm 201,5$  mg / l) et S3 par un TDS intermédiaire et moyen ( $1557,1 \pm 295$ mg / l). L'ordre suivant  $S1 > S3 > S2$  est respecté dans la salinité. Figure III.2. La concentration en éléments dissous est plus élevée dans S1 et S3, en raison de l'impact de la solubilité des éléments évaporitiques comme le gypse, l'anhydrite et l'halite (Nas *et al.*, 2010 ; Pacini *et al.*, 2013). Des concentrations élevées des éléments évaporitiques (Na, K, Cl et  $SO_4$ ) sont enregistrées à S1 avec respectivement 908, 7,7, 293,2 et 966,1mg/l. Figure III.3. Ceci est principalement dû à la présence de formations salées dans la région. Une autre raison de l'augmentation de la concentration de Na, Cl et  $SO_4$  est liée à l'apport des effluents du secteur industriel et urbain (Kura *et al.*, 2014). Il convient également de noter que les eaux du barrage sont fortement influencées par celles de S1. La teneur en Ca et Mg est plus grande dans S1, c'est en rapport avec la dissolution du gypse et de l'epsomite. Contrairement à la concentration de  $HCO_3$  qui est plus élevée dans S2 en raison de la dissolution des formations carbonatées. La variation de la concentration de  $NO_3$  semble être similaire dans les trois stations. Cependant, nous notons que les valeurs élevées sont enregistrées en période de sécheresse alors que les faibles concentrations enregistrées pendant les inondations (Sæbø, 1991).

**Tableau III.1.** Intervalle, moyenne, écart-type, des paramètres de qualité de l'eau du barrage de Babar en 2007-2008.

	T	pH	TDS	Ca	Mg	Na	K	CL	$SO_4$	$HCO_3$	$NO_3$
Station	<b>S1 (n=7)</b>										
Min	3.7	7.6	2320.0	224.4	148.9	811.9	6.7	255.6	880.0	190.3	50.0
Moy	10.9	7.9	2837.1	261.5	168.3	908.0	7.7	293.2	966.1	216.6	81.4
Max	20.5	8.1	3200.0	284.6	194.6	1019.0	9.6	308.9	998.0	262.3	120.0
ET	5,5	0.2	285.3	20.3	17.2	73.0	0.9	16.9	41.3	23.5	27.0
Cv(%)	51	3	10	7	10	8	11	6	4	10	33
Station	<b>S2 (n=7)</b>										
Min	3.0	7.5	700.0	92.1	55.2	53.3	3.8	35.3	32.5	229.4	5.0
Moy	10.7	7.9	917.1	110.7	72.5	66.2	5.7	57.8	38.9	262.3	10.1
Max	20.6	8.3	1250.0	149.7	104.4	80.8	7.0	71.0	46.0	298.9	16.0
ET	6.0	0.2	210.5	18.6	15.1	11.4	1.1	12.2	4.4	26.3	3.9
Cv(%)	56	3	22	17	21	17	18	21	11	10	38
Station	<b>S3 (n=7)</b>										
Min	4.0	7.4	1000.0	120.2	71.9	490.6	6.9	113.6	650.0	222.0	10.0
Moy	10.9	7.8	1557.1	147.4	93.2	574.0	7.6	158.4	726.3	303.1	42.9
Max	20.6	8.1	1890.0	176.4	117.1	679.8	8.1	205.9	770.0	384.3	90.0
ET	57.0	0.3	295.0	18.1	16.8	60.5	0.5	30.8	40.7	47.2	24.9

Cv(%)	52	3	19	12	18	11	7	19	6	16	58
<b>Total (n=21)</b>											
Min	3.0	7.4	700.0	92.1	55.2	53.3	3.8	35.3	32.5	190.3	5.0
Moy	10.8	7.8	1770.4	173.2	111.3	516.1	6.9	169.8	577.1	260.6	44.8
Max	20.6	8.3	3200.0	284.6	194.6	1019.0	9.6	308.9	998.0	384.3	120.0
ET	5.9	0.2	862.2	68.6	45.4	359.1	1.3	101.2	404.1	50.2	36.9
Cv(%)	54	3	48	39	40	69	18	59	70	19	82

Toutes les valeurs sont en mg / l sauf pH et T (° C).

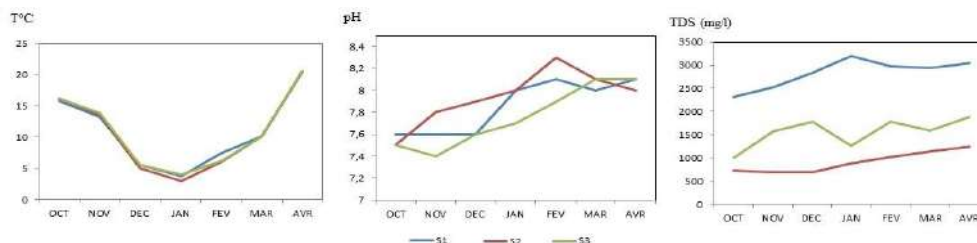


Figure III.2. Variations temporelles des paramètres physiques dans la zone d'étude.

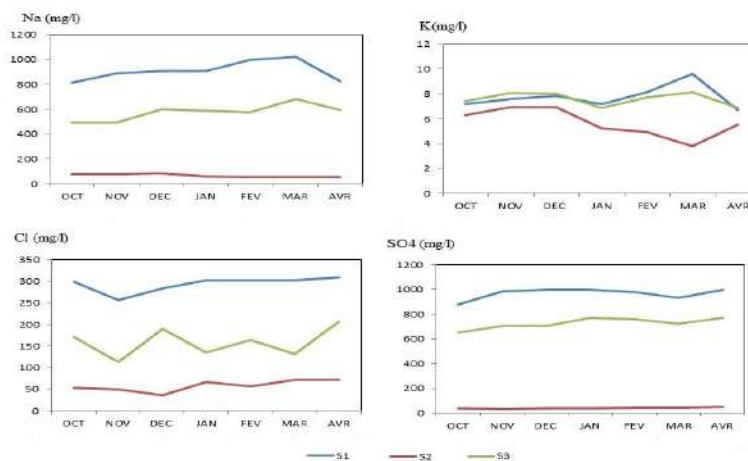


Figure III.3. Variations temporelles des éléments contenus dans les formations évaporées dans la zone d'étude.

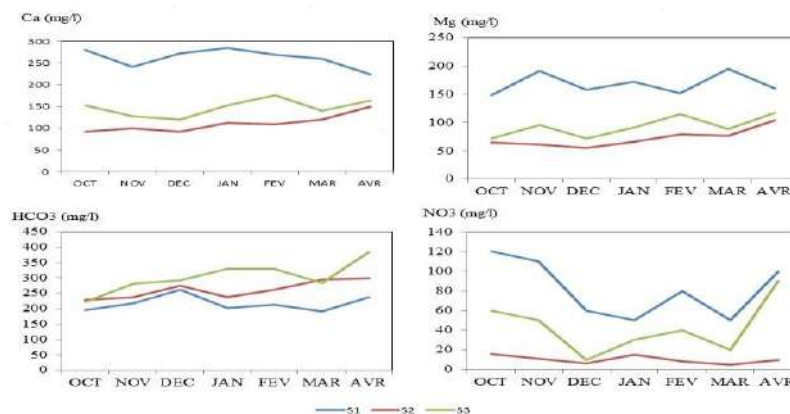


Figure III.4. Variations temporelles des éléments contenus dans les carbonates et les nitrates dans la zone d'étude.

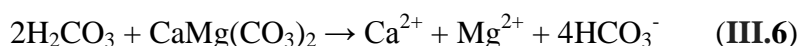
### 3.1.1.1. Classification des eaux de surface (Octobre 2007-Avril 2008)

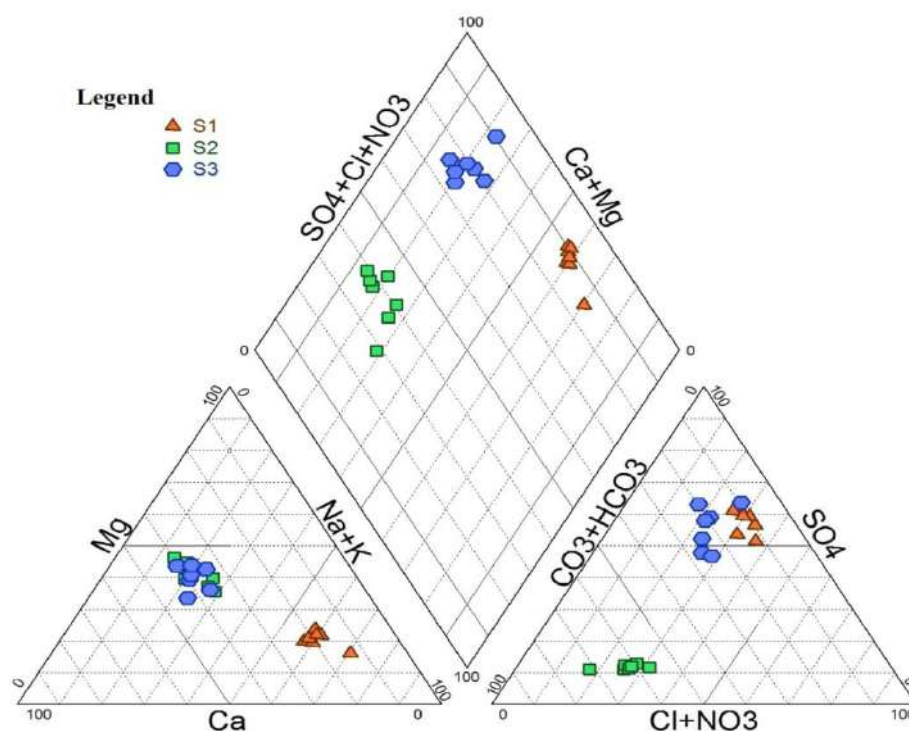
L'application du diagramme de Piper (Piper, 1994) pour l'eau de surface de cette région peut montrer trois faciès chimiques. Figure III.5. Le type d'eau de surface prédominant dans le bassin versant de Babar est SO<sub>4</sub>-Na pour S1. Ce type d'eau est en fait le reflet du gypse prédominant, de l'anhydrite et de la halite dans la partie orientale de la zone d'étude. Le type d'eau dans S2 est HCO<sub>3</sub>-Ca-Mg, il reflète le matériau carbonaté prédominant dans la partie occidentale de la zone d'étude. Le type d'eau dans S3 est SO<sub>4</sub>-Ca-Mg qui est la caractéristique de l'eau mélangée dans le barrage. Figure III.5. Sur la base de ce diagramme, nous pouvons classer ces eaux en trois groupes distincts. Le premier groupe d'eaux, S1, dans la partie orientale, le deuxième groupe d'eaux, S2 dans la partie occidentale et le troisième groupe d'eaux, S3, dans le barrage de Babar. Ainsi, la salinité peut être classée dans l'ordre S1 > S3 > S2. Pour S1, l'abondance des principaux anions en meq/l est SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> > Cl<sup>-</sup> > HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> et l'abondance des principaux cations est Na<sup>+</sup> > Mg<sup>2+</sup> > Ca<sup>2+</sup>. Pour S2, l'abondance des principaux anions en meq/l est HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> > Cl<sup>-</sup> > SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> et l'abondance des principaux cations est Mg<sup>2+</sup> > Ca<sup>2+</sup> > Na<sup>+</sup>. Pour S3, l'abondance des principaux anions en meq/l est SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> > Cl<sup>-</sup> > HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> et l'abondance des principaux cations est Na<sup>+</sup> > Mg<sup>2+</sup> > Ca<sup>2+</sup>.

La présence de la séquence évaporitique dans la partie orientale de la zone d'étude permet la dissolution de l'epsomite, du gypse, de l'anhydrite et de la halite selon les réactions (III.1), (III.2) et (III.3) (Stumm *et al.*, 1996).



Dans la partie occidentale, la présence de la séquence carbonate permet la dissolution de la calcite et de la dolomie selon les réactions (III.4) à (III.6) (Bakalowicz *et al.*, 1980).





**Figure III.5.** Diagramme de Piper appliqué sur les eaux de surface de Oued El Arab.

### 3.1.2. Analyses statistiques (Octobre 2007- Avril 2008)

#### 3.1.2.1. Statistiques élémentaires et matrice de corrélation

Le nombre des échantillons des eaux de surface était de 21 échantillons. Les statistiques descriptives de tous les paramètres sont données dans le [Tableau III.1](#). Les grands écarts de la plupart des paramètres ont révélé des concentrations aléatoires fluctuant dans les eaux de surface. En fait, le pH a le plus faible coefficient de variation (3%). Le Cv le plus élevé varie de 51 à 56% représenté par T, ce qui explique la grande variation du climat. Le deuxième Cv le plus élevé varie de 33 à 58% correspondant à  $\text{NO}_3$ . La valeur maximale de  $\text{NO}_3$  est de 120 mg/l, ce qui est largement supérieur à la valeur maximale de 50 mg/l autorisée par [OMS, \(2004\)](#). Cependant, ces valeurs de nitrates reflètent la présence de pollution par l'azote ([Valeriani et al., 2015](#)).

La matrice de corrélation des données physico-chimiques des échantillons, montre des corrélations négatives modérées (0,51-0,59) entre pH, Ca, Mg et  $\text{HCO}_3$ . [Tableau III.2](#). Ceci est en liaison avec l'équilibre calco-carbonique où le pH influence la dissolution des roches carbonatées ([Olive, 1976](#)). On remarque également une forte valeur de corrélation (0,84-0,98) entre TDS et tous les paramètres à l'exception de  $\text{NO}_3$ . Cela indique que ces éléments sont les principales composantes de la salinité. Des valeurs positives de corrélation ont été observées

entre Cl, Na, K, Ca et Mg. Ceci est attribué à l'effet du lessivage et de la dissolution des sels solubles de Trias (Freeze et al., 1979).

**Tableau III. 2.** Matrice des coefficients de corrélation des concentrations physico-chimiques pour les 21 échantillons d'eau.

	pH	TDS	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO <sub>4</sub>	HCO <sub>3</sub>	NO <sub>3</sub>
pH	1.00									
TDS	0.47	1.00								
Ca	<b>-0.51</b>	<b>0.98</b>	1.00							
Mg	<b>-0.57</b>	<b>0.98</b>	<b>0.99</b>	1.00						
Na	0.47	<b>0.98</b>	<b>0.99</b>	<b>0.98</b>	1.00					
K	0.43	<b>0.84</b>	<b>0.84</b>	<b>0.85</b>	<b>0.85</b>	1.00				
Cl	0.48	<b>0.98</b>	<b>0.99</b>	<b>0.98</b>	<b>0.98</b>	<b>0.85</b>	1.00			
SO <sub>4</sub>	-0.36	<b>0.90</b>	<b>0.79</b>	-0.32	-0.32	-0.34	-0.35	1.00		
HCO <sub>3</sub>	<b>-0.59</b>	<b>0.95</b>	<b>0.92</b>	<b>0.95</b>	<b>0.45</b>	0.49	0.44	-0.23	1.00	
NO <sub>3</sub>	-0.24	-0.44	-0.50	-0.45	-0.45	0.70	<b>0.67</b>	0.77	-0.38	1.00

Les données en gras représentent les données avec corrélation.

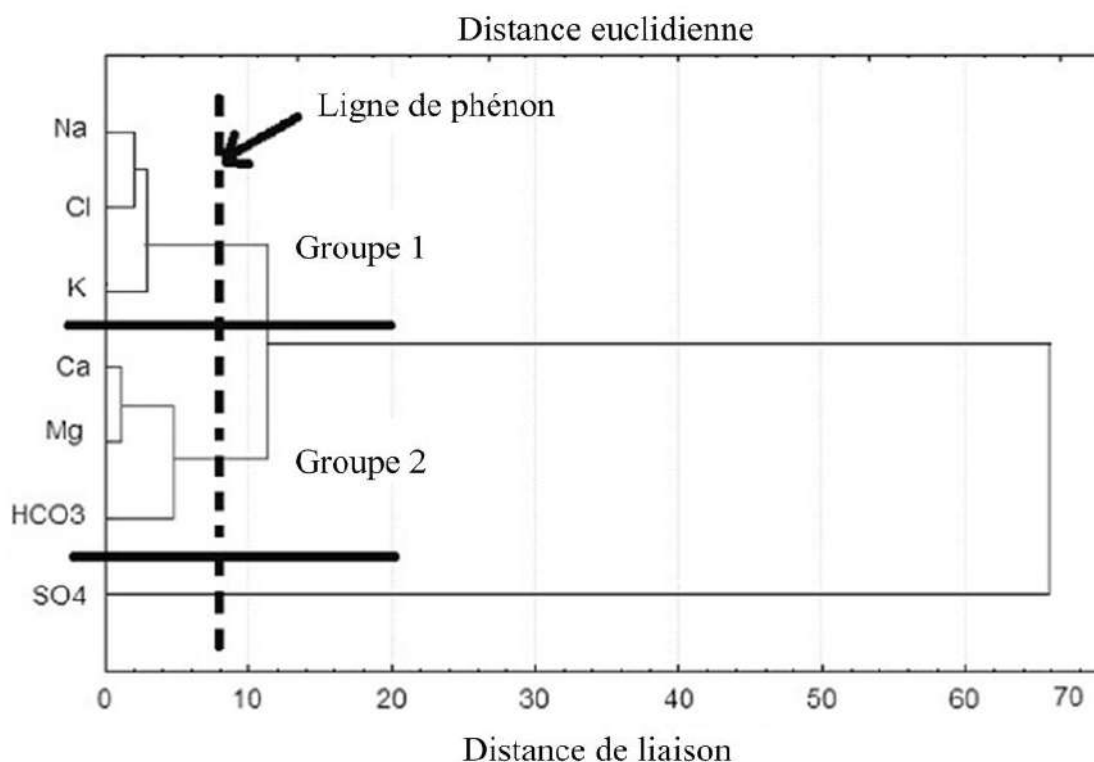
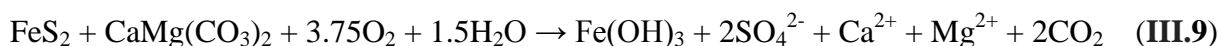
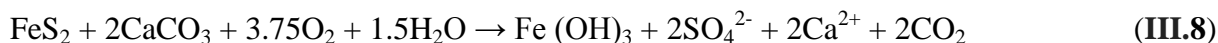
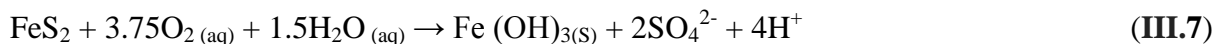
### 3.1.2.2. Classification ascendante hiérarchique (CAH)

Deux méthodes différentes peuvent être appliquées pour identifier les groupes, les modes R ou Q. Le mode R est généralement appliqué aux variables de qualité de l'eau pour révéler les interactions entre eux, tandis que le mode Q révèle les interactions entre les échantillons étudiés. L'avantage de l'utilisation de la méthode d'analyse hiérarchique appliquée dans ce travail ne demande aucune connaissance préalable du nombre de groupes (Tiri et al., 2014). La CAH a été appliquée en utilisant la distance euclidienne comme distance mesurée entre les échantillons et la méthode de *Ward* comme règle de liaison pour la classification de l'hydrogéochimie issu du bassin versant de Babar. Dans cette analyse, on a utilisé sept variables hydrochimiques (Ca, Mg, Na, K, Cl, SO<sub>4</sub> et HCO<sub>3</sub>). Pour des objectifs statistiques, toutes les variables ont été transformées en forme logarithmique et correspondent plus étroitement aux données normalement distribuées. Par la suite, ils ont été normalisés à leurs résultats standards (z-scores) comme décrit par Güler et al., (2002).

Comme il n'existe aucun test pour déterminer le nombre optimal de groupes dans l'ensemble de données (Güler et al., 2002), l'inspection visuelle est le seul critère pour sélectionner les groupes dans le dendrogramme. Figure III.6. La définition de la lignée de *phénons* (Sneath et al., 1973) a été choisie à une distance de liaison de 8. A cette distance, on peut distinguer les groupes en fonction de leurs variables hydrochimiques. Par le mode R, sept variables ont été classés en deux groupes contrôlés par SO<sub>4</sub>. Figure III.6. Ces groupes sont : Groupe 1 avec des éléments évaporés : Na, Cl et K, Groupe 2 avec des éléments carbonate : Ca, Mg et HCO<sub>3</sub>.

Deux origines distinctes du SO<sub>4</sub> sont clairement mises en évidence : la première est la

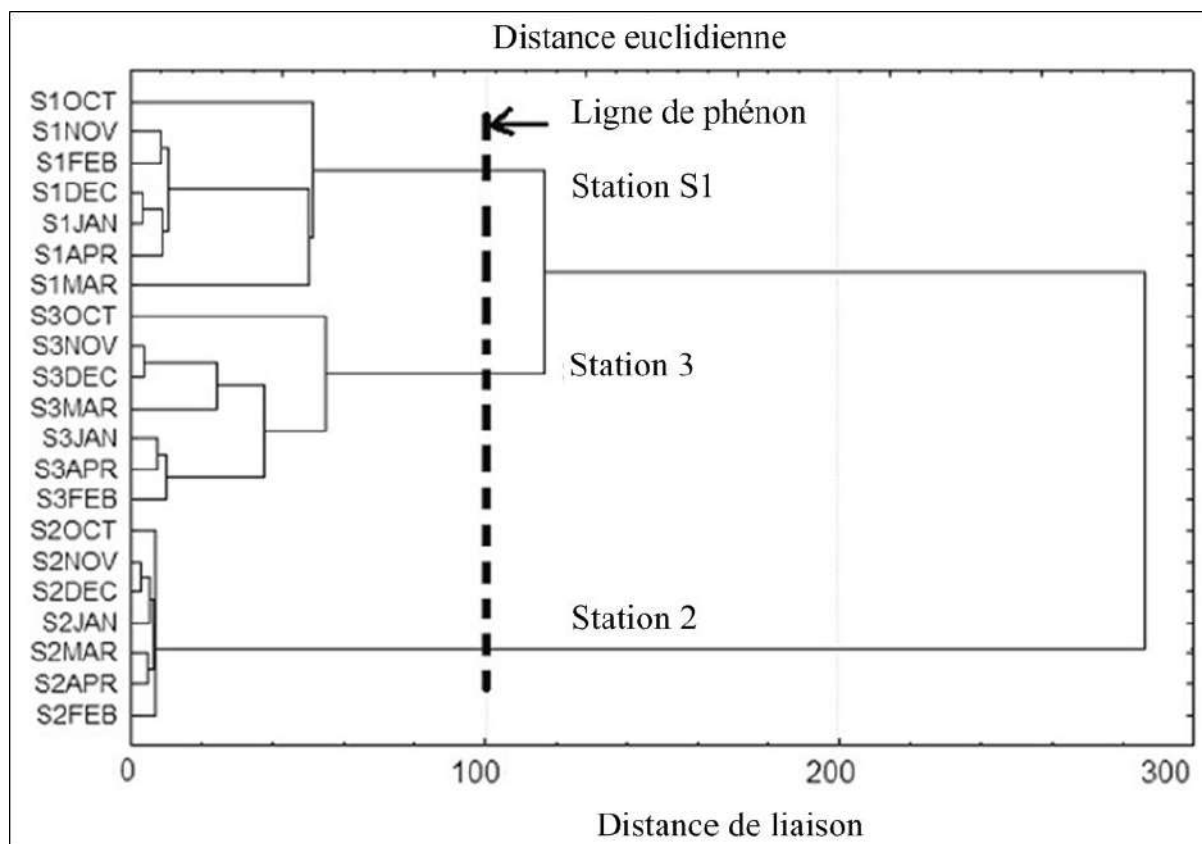
dissolution du gypse et l'epsomite, cependant, la seconde est l'oxydation de la pyrite (André et al., 2002). L'oxydation de la pyrite peut se produire en présence de carbonate permettant un enrichissement environnemental en  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  et  $\text{SO}_4^{2-}$  selon les réactions III.7 à III.9 (Nordstrom, 1982).



**Figure III.6.** Classification des échantillons d'eau selon le mode R pris dans les eaux du barrage de Babar

En mode Q, 21 échantillons ont été classés en trois groupes. Figure III.7. Le premier groupe est constitué par les échantillons appartenant à la station S1. Ce type d'eau est salé avec un TDS moyen de  $2837,1 \pm 285,3$  mg/l, qui est la caractéristique de l'eau de salinité élevée et il est influencé seulement par les éléments évaporitiques. Le groupe 2 est représenté par les échantillons appartenant à la station S2. Le TDS pour ce groupe est de  $917,1 \pm 210,5$  mg/l, qui est la caractéristique de l'eau de faible salinité et il est influencé seulement par les éléments carbonatés. Le troisième groupe est constitué par les échantillons appartenant à la station S3. Ce type d'eau est relativement salé et il est influencé par le mélange des eaux provenant de S1

et S2 mais sa composition chimique est très influencée par celle de S1. Le TDS pour ce troisième groupe S3 est de  $1557,1 \pm 285$  mg / l.



**Figure III.7.** Classification des échantillons d'eau selon le mode Q pris dans les eaux du barrage de Babar.

### 3.1.2.3. Analyse en composantes principales

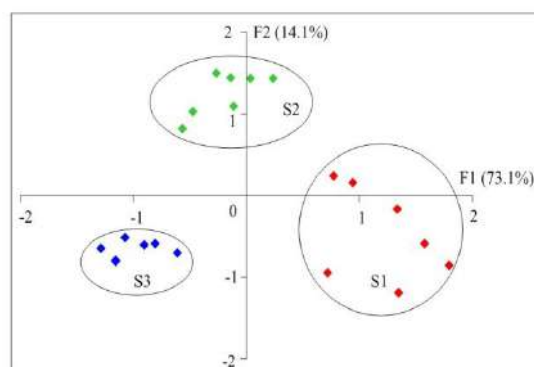
Une analyse de composante principale a été effectuée pour 21 échantillons et 10 variables. Le [Tableau III.3](#) montre les valeurs propres des facteurs extraits et la proportion de la variance totale de l'échantillon qui sont expliqués par les facteurs. L'analyse génère 10 facteurs et seulement deux facteurs significatifs représentent 87,2% de la variance totale. Les résultats de l'ACP sont plus efficaces lorsque le nombre de facteurs est faible ([Kraiem et al., 2014](#)). Le [Tableau III.3](#) présente la liaison des variables avec les deux facteurs de la ACP. Le pH, TDS, Ca, Mg, Na, Cl, HCO<sub>3</sub> et NO<sub>3</sub> marquent le facteur 1 qui explique 73,1% de la variance. Le facteur 1 est lié négativement avec le pH, le TDS, le Ca, le Mg, le Na, le Cl, le HCO<sub>3</sub> et le NO<sub>3</sub> avec respectivement -0,554, -0,982, -0,985, -0,984, -0,984, -0,882, -0,987 et -0,931. Les coefficients positifs élevés indiquent une forte corrélation linéaire entre le facteur et les paramètres. Ainsi, le facteur 1 peut être qualifié de facteur de salinisation. F1 est le facteur de la contamination naturelle. F2 explique 14,1% de la variance totale de l'ensemble de données

et montre un fort coefficient négatif avec  $\text{SO}_4$  (-0,847) et  $\text{NO}_3$  (-0,731). Ce qui traduit que, F2 est celui de la pollution organique, des eaux usées domestiques et celui de la contamination naturelle par le gypse et les minéraux salins. Le ruissellement est un phénomène saisonnier et largement influencé par le climat dans cette région. La pollution des eaux de surface du barrage de Babar est générée par les déchets ménagers en déversant des polluants organiques biodégradables et des nutriments. Outre les rejets d'effluents industriels par la libération de matières organiques et inorganiques. Les polluants agricoles proviennent également des zones d'élevage.

**Tableau III.3.** Variation expliquée et matrices de composantes.

Variabes	F1	F2
pH	<b>-0.554</b>	0.161
TDS	<b>-0.982</b>	-0.155
Ca	<b>-0.985</b>	-0.066
Mg	<b>-0.984</b>	-0.141
Na	<b>-0.984</b>	-0.141
K	<b>-0.882</b>	-0.064
Cl	<b>-0.987</b>	-0.111
$\text{SO}_4$	0.442	<b>-0.847</b>
$\text{HCO}_3$	<b>-0.931</b>	-0.219
$\text{NO}_3$	0.551	<b>-0.731</b>
Valeur propre	7.302	1.412
% Totale - variance	73.1	14.1
Cumule - %	73.1	87.2

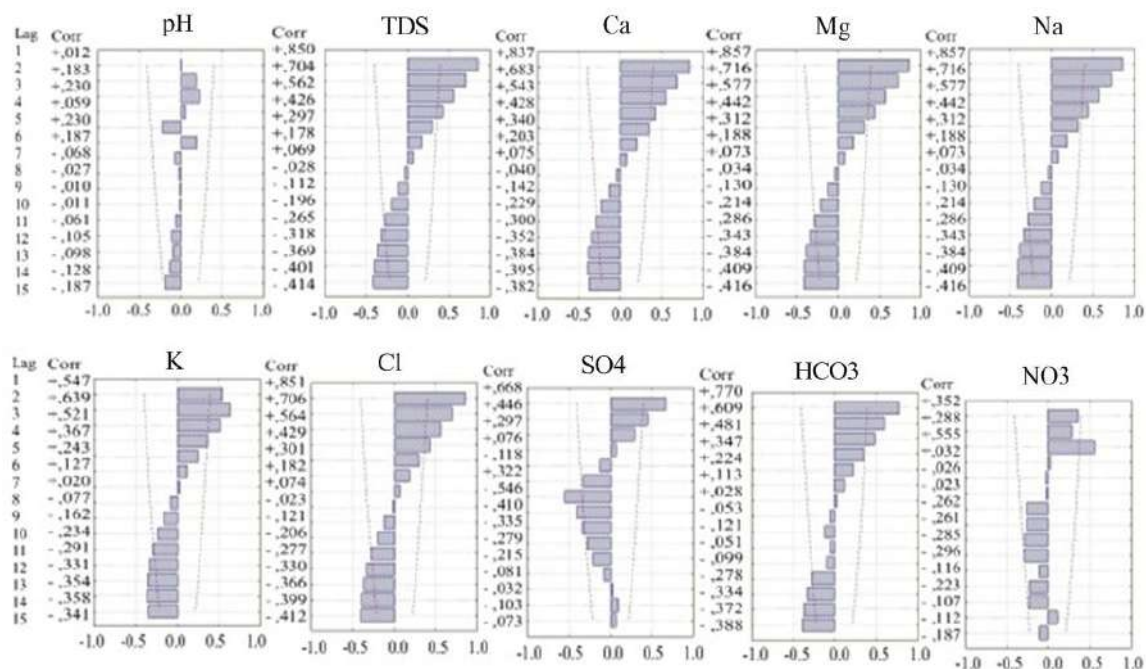
La Figure III.8 montre la projection des résultats de deux facteurs (F1 vs F2) pour l'ensemble de données. La distribution des résultats des facteurs pour les ensembles de données suggère une variation continue des propriétés chimiques et physiques des échantillons. Ainsi S1, S2 et S3 sont bien séparés dans l'espace des facteurs et complètement cohérents avec les groupes issus de la CAH. Par conséquent F1 et F2 sont supposés être représentatifs du processus d'acquisition de la chimie de l'eau liée au mélange d'eau, d'intempéries minérales et de pollution agricole.



**Figure III.8.** Représente les résultats de l'ACP pour F1 vs F2.

### 3.1.2.4. Analyse des séries chronologiques

Pour étudier l'autocorrélation entre les dix variables, on a calculé les variogrammes expérimentaux pour chacune des variables ainsi que l'autovariogramme. Figure III.9. Les fonctions d'autocorrélation du pH et du  $\text{NO}_3$  atteignent une valeur nulle. Ceci est un indicateur des caractéristiques non corrélées du pH et du  $\text{NO}_3$  avec d'autres paramètres (Kim *et al.*, 2005). Le reste des paramètres ont de fortes interrelations avec une période d'investigation constante (Lu *et al.*, 2014). Cependant, les coefficients d'autocorrélation moyenne diminuent lentement de 0,8 à -0,4 pour le pH,  $\text{NO}_3$  et  $\text{SO}_4$ . Ces résultats de l'autocorrélation indiquent que le TDS, Ca, Mg, Na, K, Cl et  $\text{HCO}_3$  ont une forte corrélation linéaire, et ils sont soumis à des sources d'enrichissement continu. En effet, le  $\text{NO}_3$  et le  $\text{SO}_4$  sont affectés par les sources anthropiques, l'action urbaine et l'état géologique (Aflatoon *et al.*, 2011) et le reste ont une origine naturelle.



**Figure III.9.** Fonctions d'autocorrélation des composants hydrochimiques dans la zone d'étude.

Les fonctions de densité spectrale de tous les paramètres hydrochimiques sont présentées à la Figure III.10. Les comportements de ces fonctions sont similaires les uns aux autres, et leurs pics les plus élevés ont un ou deux points. La fonction Ca, Mg, Na, Cl et  $\text{HCO}_3$  a une tendance quasi similaire avec le TDS. Il suggère que le TDS a été affecté par ces éléments et que le TDS a joué un rôle plus vital dans la qualité de l'eau de surface. Le pH, K,  $\text{SO}_4$  et  $\text{NO}_3$  présentent des pics multiples, ce qui signifie que plusieurs mécanismes cycliques distincts sont présents (Chung *et al.*, 2015). Les pics multiples de ces éléments proviennent des

engrais, de l'activité humaine et des apports d'eaux usées domestiques des affluents d'Oued El Arab (Venkatramanan *et al.*, 2014). Les corrélations croisées de tous les paramètres hydrochimiques sont représentées sur la Figure III.11 et qui ont été calculées pour vérifier la relation entre les paramètres de la qualité de l'eau de surface et le TDS. Le corrélogramme de Ca, Mg, Na, Cl et SO<sub>4</sub> présente des tendances très similaires avec le TDS tandis que le K présente un modèle similaire au NO<sub>3</sub>. Il suggère que cinq composantes sont les facteurs de contrôle de TDS. K et NO<sub>3</sub> représentent une corrélation négative avec le TDS, ils résultent des engrais d'activité humaine et des apports d'eaux usées domestiques des affluents d'Oued El Arab.

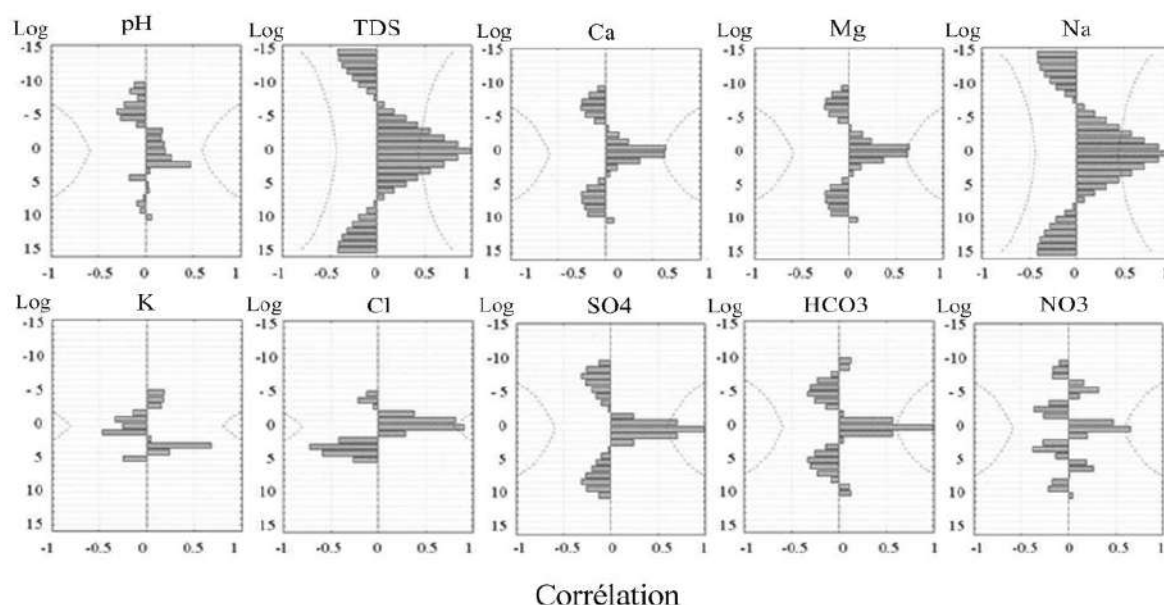


Figure III.10. Modèles de densité spectrale des composantes hydrochimiques dans la zone d'étude

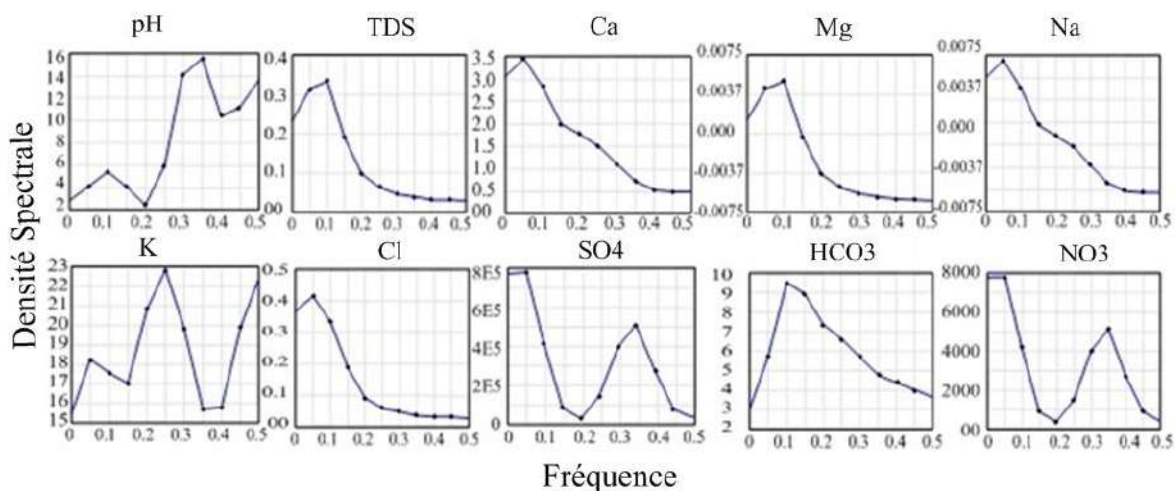


Figure III.11. Fonctions de corrélation croisée des composantes hydrochimiques dans la zone d'étude.

### 3.1.3. Analyse des données de 2013-2016

#### 3.1.3.1. Statistiques élémentaires

L'examen de l'écart type et du coefficient de variation, montre que (Tableau III.4):

- $T_{\text{eau}}$ , pH, DCO,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{HCO}_3$ , Ca et  $\text{O}_{2\text{dis}}$  sont affectés d'une faible variation (< 20%);
- MES, MO,  $\text{DBO}_5$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{SO}_4$ , Cl et Na présentent une variation autour de la moyenne oscillée entre 20 et 40% ;
- Le reste des éléments (Turbidité, CE,  $\text{PO}_4$ , Mg et K) présentent une forte variation autour de la moyenne (> 40%).

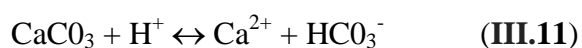
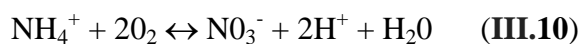
Ces fortes variations résultantes des effluents et du lessivage des terrains suite à des précipitations torrentielles, mal réparties surtout dans le temps.

L'examen de ces données, montre également que les concentrations des différents éléments, sont inférieures aux normes algériennes à l'exception de :

- $\text{SO}_4$  où 66.6% des données dépassent la norme pendant la période d'étude;
- $\text{NO}_2$  où 5.12% des données dépassent la norme.
- La turbidité où 36.46% des données dépassent la norme. Avec des valeurs maximales enregistrées pendant l'année 2013.
- MES où 35.89% des données dépassent la norme. Elle a une évolution similaire que la turbidité.

#### 3.1.3.2. Faciès chimique

Le diagramme de Piper appliqué aux ces eaux montre que les échantillons ont un faciès sulfaté-calcique à magnésien. Figure III.12. La première des choses que nous avons remarqué entre la première campagne (octobre 2007 à avril 2008) et la deuxième campagne (janvier 2013 à mars 2016), aucune changement n'a été apparu sur les caractéristiques chimiques des eaux du barrage. Selon Faurie (1977) et Durand (1978), le calcium peut provenir des apports d'engrais azotés qui participent à la dissolution des carbonates selon les équations. III.10 et III.11 (Boudoukha et al., 2014).



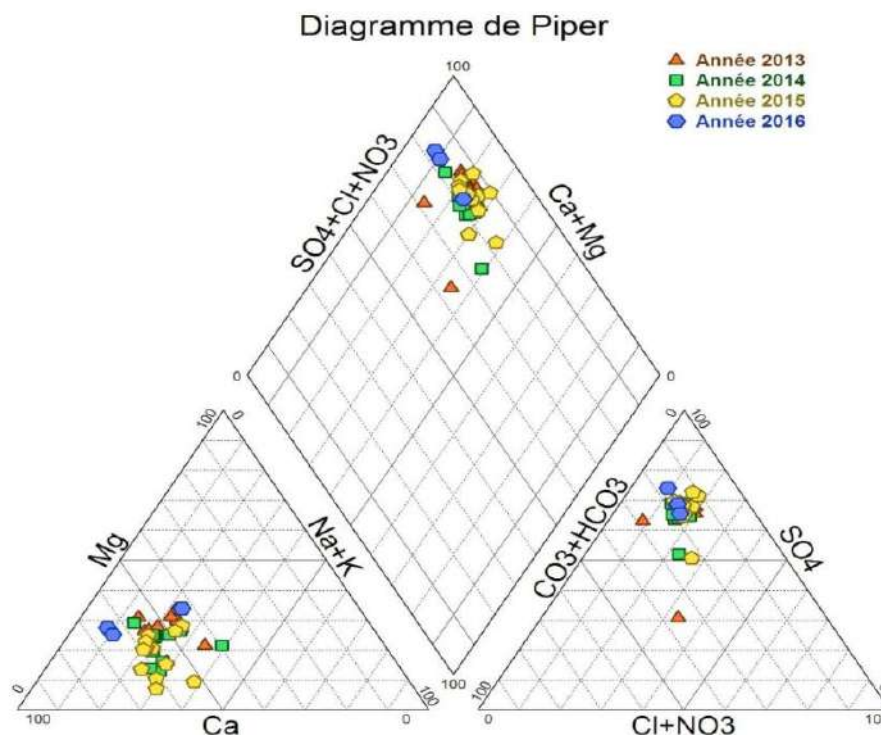
L'équation globale (III.12) peut être écrite de la manière suivante :



Selon la relation (III.12), le rapport molaire entre  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{HCO}_3^-$  lors de la nitrification est égal à 1, alors que selon l'équation (III.13), le rapport molaire  $\text{Ca}^{2+}/\text{HCO}_3^-$  est égal à 2, quand la dissolution des carbonates est en liaison avec le  $\text{CO}_2$  atmosphérique (Boudoukha *et al.*, 2014).



Les eaux de surface du barrage de Babar, présentent un rapport molaire  $\text{Ca}^{2+}/\text{HCO}_3^-$  compris entre 1 et 1.5 dans 72% des cas et un rapport  $\text{Mg}^{2+}/\text{HCO}_3^-$  sont  $< 1$  dans 100% des cas. Ceci correspond à la proportion donnée par l'équation (III.12). Donc l'augmentation de  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  dans l'eau du barrage de Babar au cours de la période de Janvier 2013 à Mars 2016 peut donc être due à l'apport des engrais qui provoque la dissolution des carbonates.



**Figure III.12.** Diagramme de Piper appliqué aux eaux du barrage de Babar (Janvier 2013 à Mars 2016)

### 3.1.3.3. Méthode des tendances

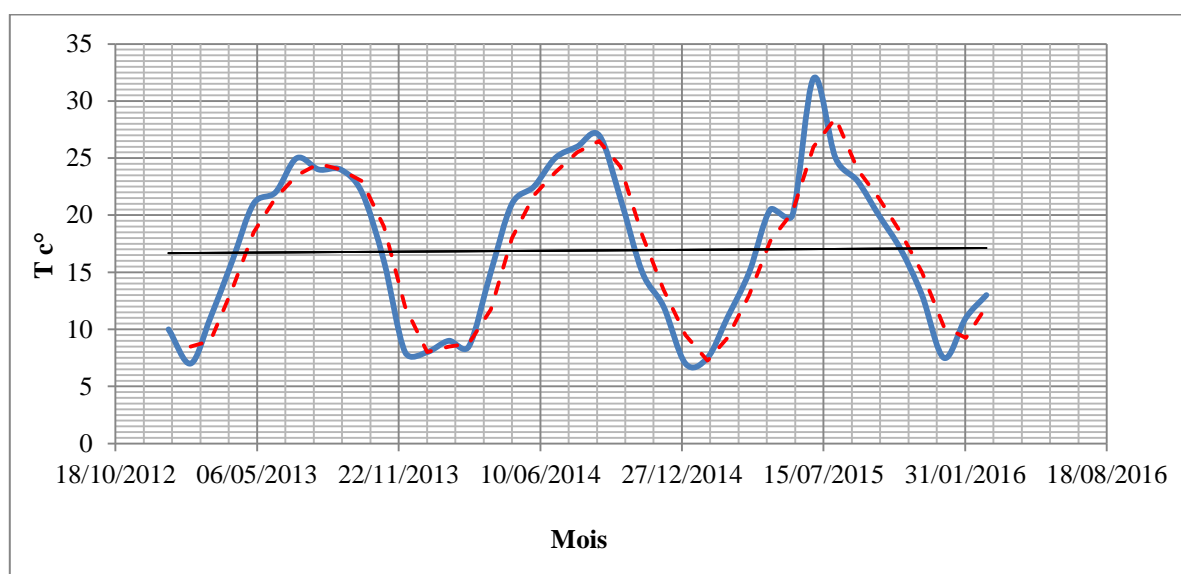
La méthode des tendances a été appliquée sur les données des analyses physico-chimiques des eaux de surface du barrage de Babar durant la période qui s'étale sur 39 mois, de Janvier 2013 à Mars 2016. [Tableau III.4.](#)

Dans cette étude, nous présenterons les tendances des paramètres physicochimiques selon une régression linéaire. Quel que soit le cas obtenu, trois classes de tendances seront définies : une tendance positive, aucune tendance significative n'a détecté et une tendance négative. L'utilisation de cette technique permet ainsi de mettre en évidence les effets possibles d'une pollution à long terme. (Etchanchu *et al.*, 1988).

### 3.1.3.3.1. Température

La température joue un rôle primordial dans la solubilité des sels et des gaz, donc sur la conductibilité. Elle permet de différencier entre les eaux qui circulent en profondeur et celles qui circulent près de la surface, c'est l'un des facteurs qui influe sur la vitesse des réactions chimiques. Les eaux du barrage de Babar montrent des valeurs de la température oscillant entre 7 C° à 32 C° avec une température moyenne mensuelle est de l'ordre de 16.90 C°. **Tableau III.4.** Ces valeurs sont en parfaite concordance avec le climat semi-aride de la région. La température maximale de l'eau du barrage ( $T_{\max} = 32 \text{ C}^\circ$ ) est enregistrée pendant le mois de juillet 2015 durant la période estivale, elle dépasse les normes algériennes des rejets (**JO 46/93**). **Tableau III.4.** Ce qui favorise par conséquent l'augmentation de la salinité de l'eau par l'évaporation.

À long terme, l'effet saisonnier est très remarquable pendant la période d'étude, l'analyse de la droite de tendance montre clairement que la température est stable avec une pente très faible de 2.96%. **Figure III.13.** Cette faible augmentation est dû probablement au changement climatique qui pouvant concerner cette région pendant la période d'analyse.



**Figure III.13.** Variation de la température dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016. **Trait continu** : les données, **trait discontinu** : moyenne mobile, **droite** : tendance linéaire.

**Tableau III.4.** Caractéristiques statistiques des données chimiques du barrage de Babar à long terme (Janvier 2013 - Mars 2017).

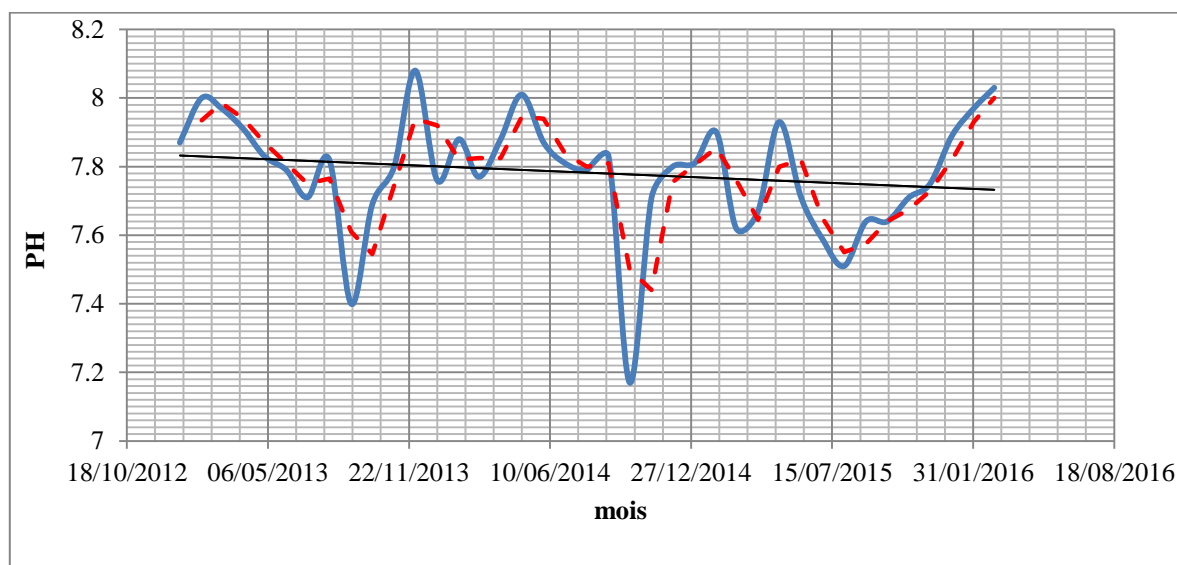
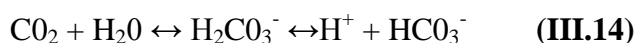
Paramètres	y=at+b	T %	Min.	Max.	Moy.	Méd.	σ	CV	R	NA
Vr (Mm <sup>3</sup> )	Vr= 0.001t-20.06	3.41	30.222	38.005	35.29	35.564	35.12	0.276	/	/
T °C	T= 0.000.1t+1.377	2.69	7	32	16.90	16	6.88	0	/	25
Turbidité (NTU)	C= - 0.47t+16.47	-108.13	0.2	45.6	7.38	3.42	10.16	0.51	/	5
MES mg/l	C= - 0.344t+29.46	-42.81	8	44	22.51	18	10.81	0.34	-0.35	25
pH	pH= -9E-0.5t+11.4	-1.24	7.17	8.08	7.78	7.8	0.175	0.170	-0.001	6.5-8.5
CE (µs/cm)	C= -0.202t+9704	-17.54	1070	1400	1222.05	1220	86.82	0.81	-0.81	2800
O2 dissous mg/l	C= -0.0001t+34.5	-7.50	5.7	13.6	9.63	9.6	9.61	0.12	0.06	30
MO mg/l	C= -0.001t+66.92	-24.52	3.5	9	6.28	6.5	6.29	0.37	-0.21	/
DCO mg/l d' O2	C= -0.003t+199	-11.84	18	48	35.64	35	35.66	0.184	-0.24	30
DBO <sub>5</sub> mg/l d'O2	C= -0.001t+72.49	-38.33	0	6	2	2	2.08	0.22	-0.41	7
PO <sub>4</sub> mg/l	C= -4E -0.5t+1.765	-80.00	0	0.13	0.036	0.03	0.036	0.41	-0.20	0.5
NH <sub>4</sub> mg/l	C= -7E-0.5t+2.903	-61.91	0	0.43	0.095	0.07	0.035	0.28	-0.11	0.05 -0.5
NO <sub>2</sub> mg/l	C= 1E-06t-0.015	5.00	0	0.230	0.041	0.029	0.041	0	0.21	0.1
NO <sub>3</sub> mg/l	C= 0.0001t-14.79	35.62	0	9	1.74	1	1.80	0.071	-0.04	50
HCO <sub>3</sub> mg/l	C= -0.024t+1156	-18.95	79.3	384.3	137.47	128.1	137.90	0.184	0.13	/
SO <sub>4</sub> mg/l	C= -0.05t+2511	-13.10	260	502	407.05	412	407.51	0.332	-0.55	400
Cl mg/l	C= -0.028t+1254	-34.21	30	205	78.33	75	78.58	0.373	-0.07	500
Ca mg/l	C= -0.004t+334.6	-4.29	81.06	169.24	137.17	139.22	138.05	0.084	-0.18	200
Mg mg/l	C= -0.017t+782.8	-44.37	9.84	51.89	36.06	39.93	35.51	0.534	-0.35	150
Na mg/l	C= -0.014t+674.5	-22.04	19	134	66.38	67	67.01	0.263	-0.08	200
K mg/l	C= 0.001t-44.29	41.56	1	5	3.86	4	3.87	0.437	0.51	12

**Légende:**

y=at+b: Relation : Concentration/temps. T (%): Tendance (%). Min. : Minimum. Max. : Maximum. Moy. : Moyenne. Méd. : Médiane. σ : Écart type. NA : Normes algériennes. CV : coefficient de variation. R : Corrélation (Vr-Paramètres).

### 3.1.3.3.2. Potentiel hydrogène (pH)

Le pH est une mesure de la concentration des ions  $H^+$  libres. Le pH conditionne un grand nombre d'équilibre physico-chimique, il dépend de l'origine des eaux, de la nature géologique du bassin versant et presque tous les paramètres de la qualité de l'eau. L'étude de l'évolution temporelle du pH au niveau de la retenue du barrage de Babar (Tableau III.4 et Figure III.14) montre de faibles variations de ce paramètre. Les valeurs de pH sont variées entre 7.17 à 8.08, avec une moyenne de 7.78 et un écart de 0.175, ce qui explique qu'il n'y a pas de grands écarts entre les différents échantillons. Les valeurs ne dépassent pas les normes algériennes requises pour les eaux de consommation (6,5-8,3). Elles sont légèrement au-dessus de  $pH = 7$ , donc l'eau de cette région est alcaline. Les valeurs de pH sont identiques pour l'eau de cette région et pratiquement stable dans le temps. La pente de la droite de tendance est légèrement négative (-1.24%). Figure III.14. Cela traduit la présence des concentrations peu élevées de matière organique, où l'augmentation de la pression du  $CO_2$ , conduit à une diminution du pH selon la formule (III.14) proposée par Kempe (1982). En général, le pH est lié à la nature des terrains traversés.



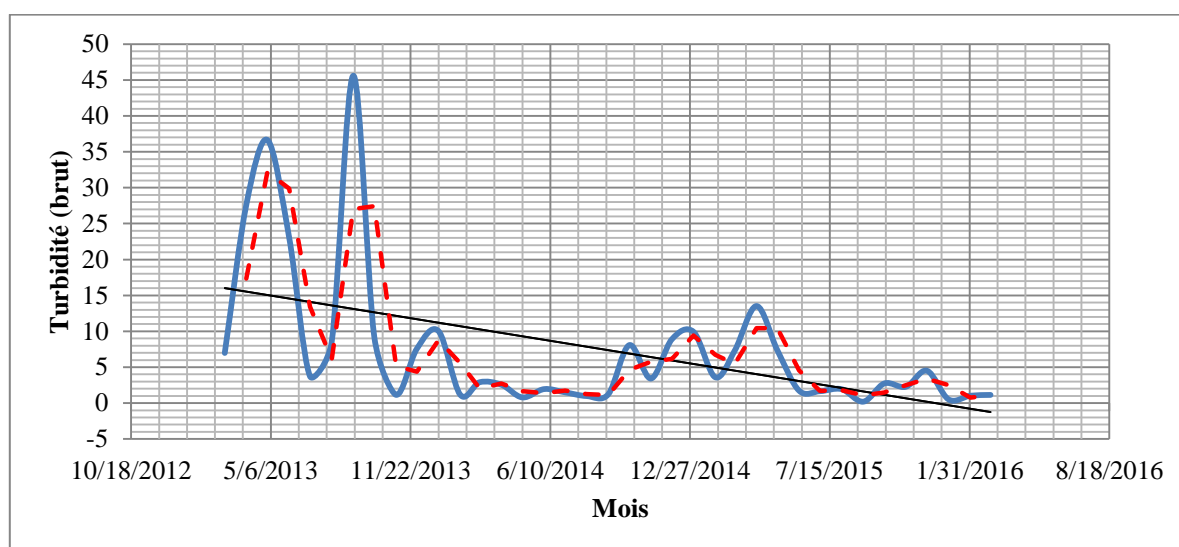
**Figure III.14.** Variation de pH dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016. **Trait continu** : les données, **trait discontinu** : moyenne mobile, droite : tendance linéaire.

### 3.1.3.3.3. La turbidité

La turbidité est un paramètre physique très important pour le contrôle de la qualité des eaux. C'est la réduction de la transparence de l'eau due à la présence de matière non dissoute. Les

mesures de turbidité ont donc un grand intérêt dans le contrôle de l'épuration des eaux brutes (Rodier, 2005). La turbidité se mesure en unité néphelométrique (NTU). Pendant des précipitations, le ruissellement permet d'apporter de la boue, des débris de végétaux, de cadavres d'animaux, etc ... rendant ainsi l'eau des Oueds très chargée en matières en suspension.

L'analyse de la turbidité des eaux du barrage de Babar, a montré l'existence d'une très forte turbidité avec une valeur maximale atteignant les 45.6 NTU, une moyenne de  $7.38 \pm 10.16$  NTU. [Tableau III.4](#). Cette valeur dépasse largement la norme algérienne qui recommande fixée à 5 NTU au maximum. L'analyse de la droite de tendance montre une diminution ( $T = -108.13\%$ ) de ce paramètre durant la période d'étude. [Figure III.15](#). Les plus fortes valeurs ont été enregistrées entre le mois de Juin 2013 et le mois de Novembre 2013, pendant la saison pluvieuse ce qui permet le transport des éléments en suspension. Ainsi, l'augmentation du débit du cours d'eau entraîne une forte érosion des sols. On note également une diminution de la turbidité de l'eau pendant les trois dernières années (2014, 2015 et 2016), ceci est en relation avec les travaux d'aménagement au niveau de bassin versant ce qui a permis de réduire le phénomène d'érosion.



**Figure III.15.** Variation de la turbidité dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016. **Trait continu** : les données, **trait discontinu** : moyenne mobile, droite : tendance linéaire.

#### 3.1.3.3.4. Conductivité électrique

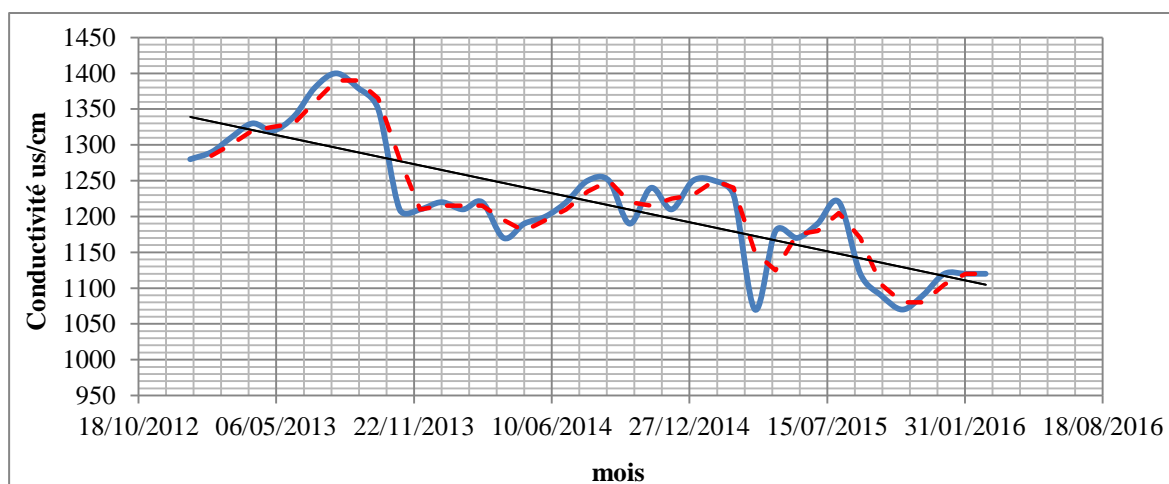
La mesure de la conductivité constitue une bonne appréciation du degré de minéralisation d'une eau où chaque ion agit par sa concentration et sa conductivité spécifique. Les valeurs moyennes enregistrées ne présentent pas une grande variation de ce paramètre. Les valeurs de

la conductivité fluctue entre un minimum de 1070  $\mu\text{s}/\text{cm}$  et un maximum de 1400  $\mu\text{s}/\text{cm}$  avec une moyenne de  $1222 \pm 86.82$   $\mu\text{s}/\text{cm}$ . [Tableau III.4](#). Ces valeurs ne semblent pas dépasser les normes algériennes (2800  $\mu\text{s}/\text{cm}$ ).

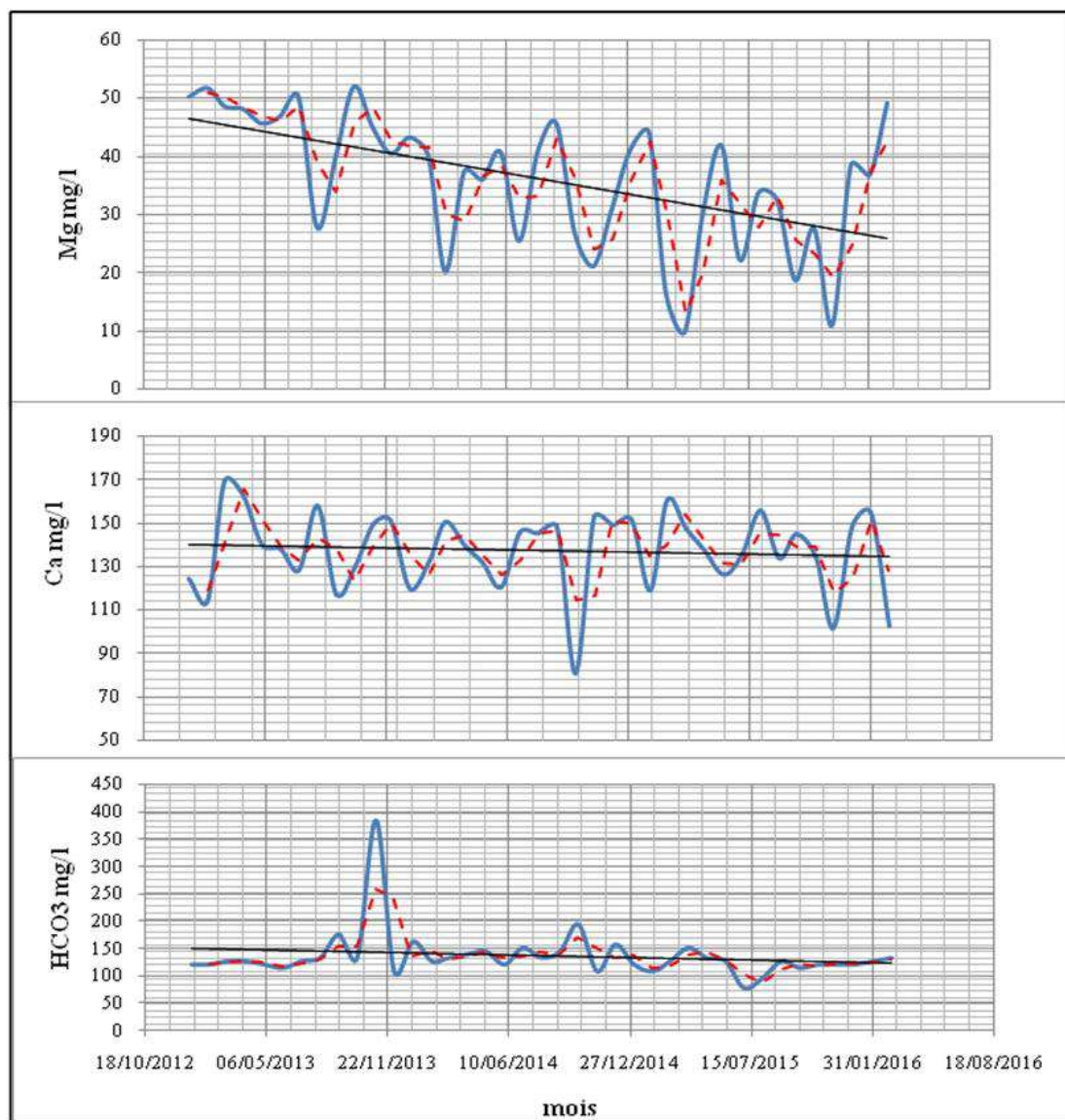
La salinité de l'eau représentée par la conductivité électrique, enregistre une tendance négative de (-17,57 %), cela est dû à l'augmentation du volume d'eau dans le barrage pendant la période d'échantillonnage. [Figure III.16](#).

### 3.1.3.3.5. Variation des paramètres carbonatés

Les éléments carbonatés présentent une pente qui diffère significativement de zéro. Ils ont enregistré des tendances négatives allant de -4.29 % pour ( $\text{Ca}^{2+}$ ), -18.95% pour ( $\text{HCO}_3^-$ ) et -44.37 % pour ( $\text{Mg}^{2+}$ ). Ces tendances sont à mettre en relation avec l'état d'équilibre des différents minéraux dans l'eau et l'augmentation du volume d'eau du barrage. Ces variations des paramètres carbonatés ont contribué à la baisse de la salinité globale (CE) de -17,57 % et une baisse du pH de -1.24 %. [Figure III.17](#).



**Figure III.16.** Variation de la Conductivité électrique dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016. [Trait continu](#) : les données, [trait discontinu](#) : moyenne mobile, droite : tendance linéaire.

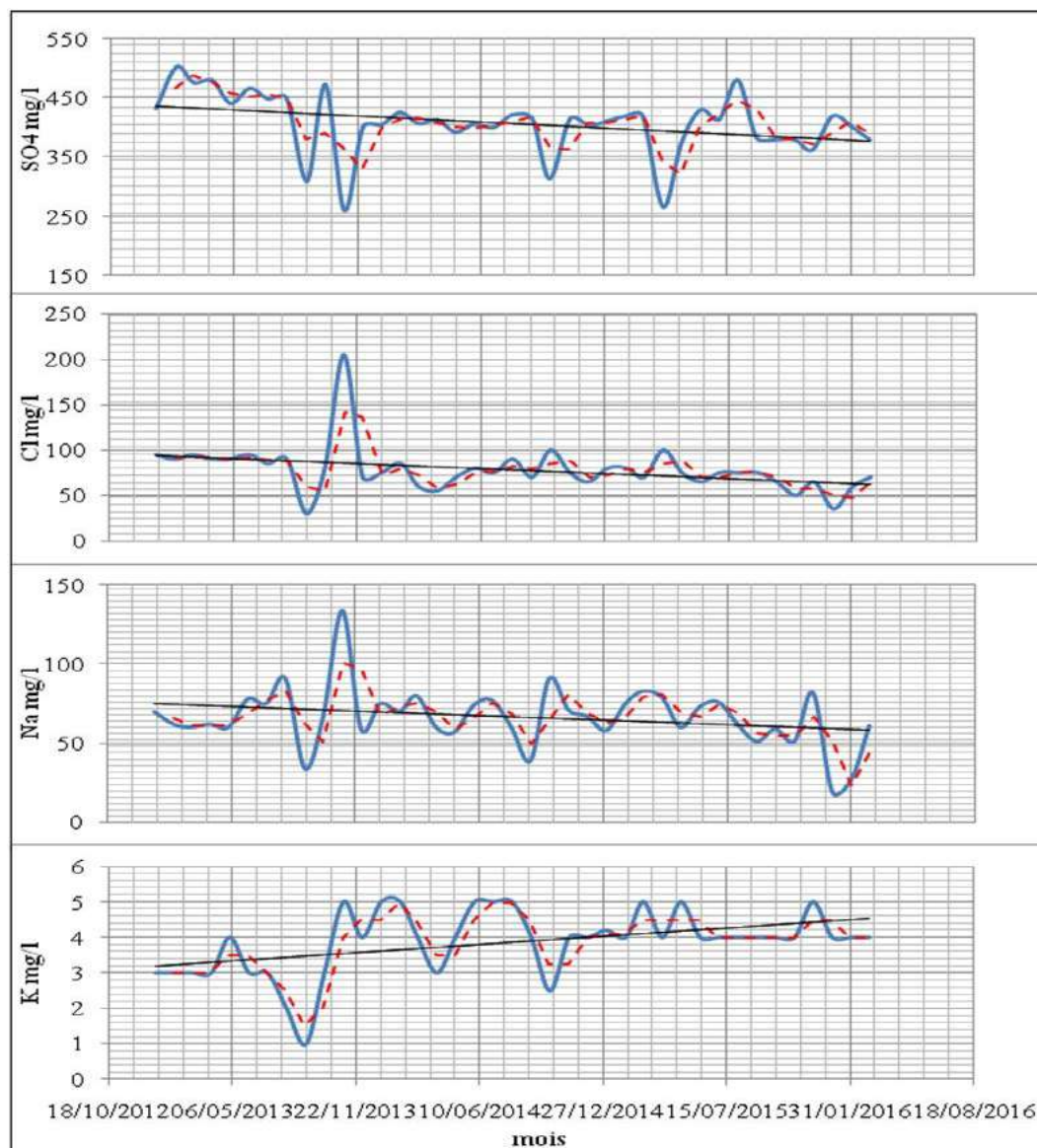


**Figure III.17.** Variation des éléments carbonatés dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016.

Trait continu : les données, trait discontinu : moyenne mobile, droite : tendance linéaire.

### 3.1.3.3.6. Variation des paramètres salifères

Pour la plupart des éléments salifères, l'analyse des tendances a montré une pente négative allant de -34.21% pour (Cl<sup>-</sup>), -22.04% pour (Na<sup>+2</sup>), -13.10% pour (SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>). Par contre une tendance positive a été enregistrée pour le K<sup>+</sup> (+41.56%). [Figure III.18](#). Ces tendances sont en relation avec l'augmentation du volume d'eau du barrage ce qui permet une dilution des différents éléments chimiques. Par contre l'utilisation des engrais potassiques et le déversement des rejets des eaux usées des villages directement dans le cours d'eau principal, entraînent l'augmentation de K<sup>+</sup>.



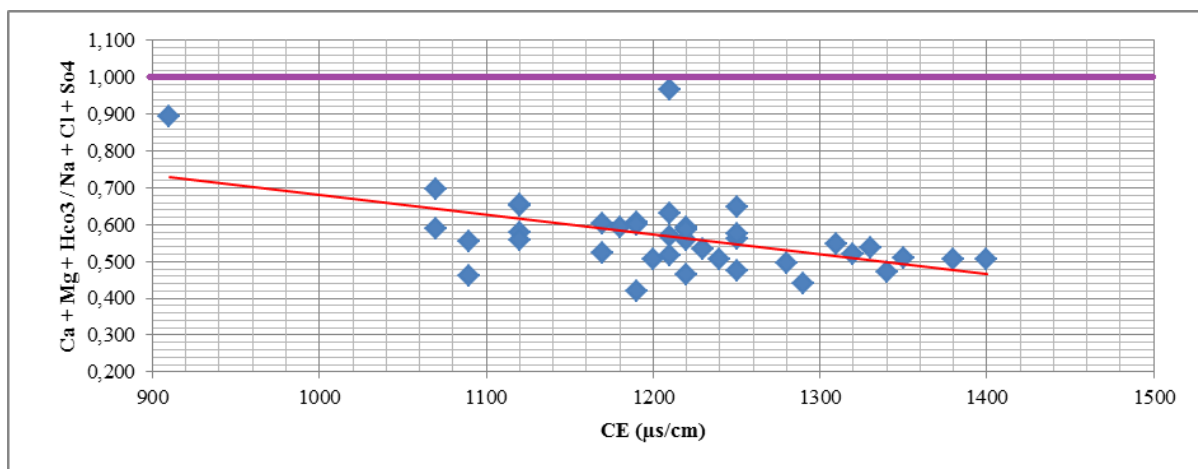
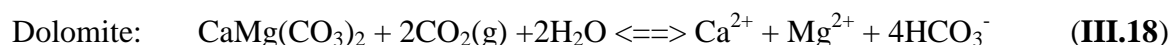
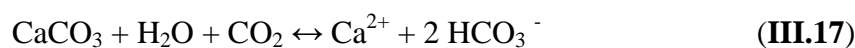
**Figure III.18.** Variation des éléments salifères dans l'eau durant la période de janvier 2013-mars 2016. **Trait continu** : les données, **trait discontinu** : moyenne mobile, **droite** : tendance linéaire.

### 3.1.3.3.7. L'origine de la salinité

La salinité de l'eau est représentée par la conductivité électrique et la variation de ce paramètre permet de suivre l'évolution de la salinité globale et de la chimie de l'eau. À long terme, on a enregistré une baisse de -17.54%, suite à l'augmentation du volume d'eau dans le barrage. La salinité peut avoir deux origines, soit carbonatée soit salifère. Pour déterminer cette origine, nous avons établi le rapport  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{HCO}_3^- / \text{Na}^+ + \text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$  vs CE. Le rapport  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{HCO}_3^- / \text{Na}^+ + \text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-} < 1$ . Ce qui traduit l'influence des minéraux salifères sur la salinité. **Figure III.19.** L'augmentation de la teneur des éléments salifères

permet l'augmentation de la salinité. Ceci s'est traduit par une tendance négative de la relation  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{HCO}_3^- / \text{Na}^+ + \text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$  vs CE.

La conductivité électrique des différents échantillons, montre une bonne corrélation avec les éléments (Na, Ca, Mg,  $\text{SO}_4$ , Cl) avec un coefficient de corrélation respectif de (0.34, 0.27, 0.43, 0.68, 0.4). **Figure III.20**. Ces fortes corrélations indiquent la contribution directe de ces éléments dans la salinité des eaux de surface du barrage. Par contre le potassium ( $R = -0.1$ ) et les bicarbonates (-0.11) ne semblent pas trop influencer la salinité de l'eau. **Figure III.20**. La dissolution des minéraux carbonatés et évaporés se fait selon les réactions (**III.15 à III.20**). (Appelo *et al.*, 1993).



**Figure III.19** : Origine de la salinité des eaux de surface du barrage de Babar.

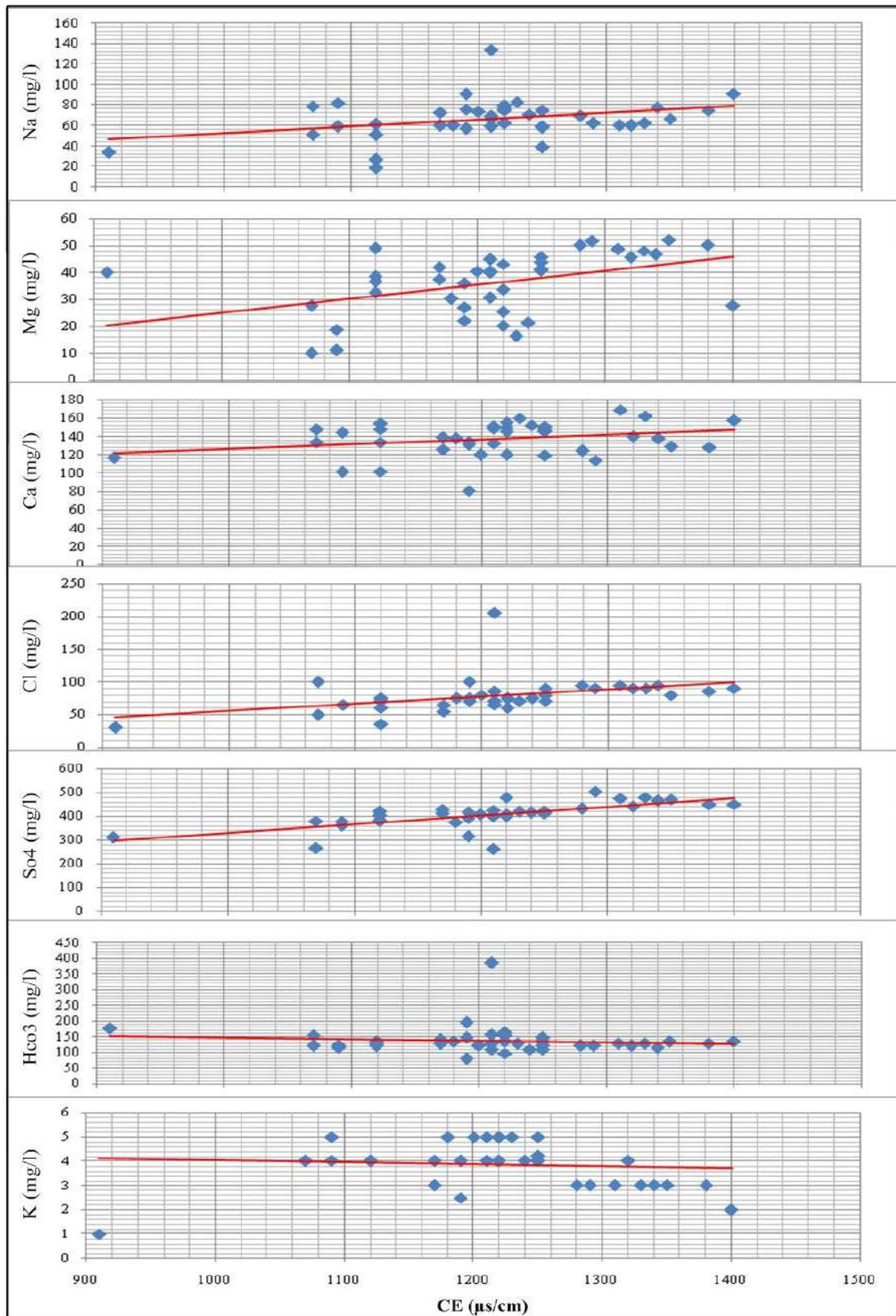


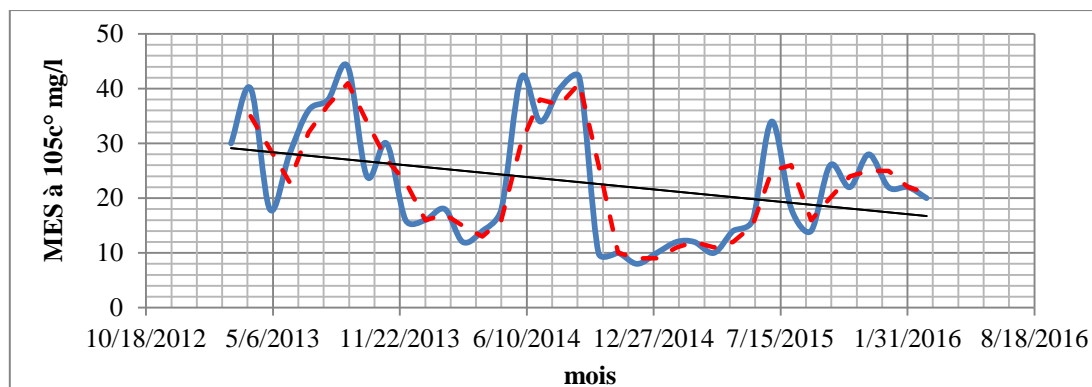
Figure III.20. La corrélation entre la conductivité électrique et les éléments chimiques majeurs

### 3.1.3.3.8. Variation des paramètres de pollution

#### 3.1.3.3.8.1. Matière en suspension (MES)

Les matières en suspension, représentent l'ensemble des particules minérales et organiques contenues dans les eaux. Elles sont fonction de la nature des terrains traversés, de la saison, de la pluviométrie, du régime d'écoulement des eaux, de la nature des rejets, etc. (Ould Mohameddou, 2006). La mesure des teneurs en MES des échantillons prélevés au niveau de la cuvette du barrage montre des teneurs maximales égales à 44 mg/l, donc supérieures aux normes algériennes (25 mg/l) [Tableau III.4](#). Lorsque la concentration des MES est inférieure à 25 mg/l, l'eau est considérée comme limpide, alors qu'une eau sera turbide lorsque cette concentration est supérieure à 25 mg/l. Il a été enregistré plus 35% des résultats de ces analyses qui sont > 25mg/l. Par contre 64% de ces résultats sont < 25mg/l. Donc généralement on peut penser que l'eau est quasiment limpide. Les teneurs élevées en matières en suspension peuvent être considérées comme une forme de pollution. Une telle hausse peut aussi entraîner un réchauffement de l'eau (Hébert et al., 2000). Les valeurs des matières en suspension en période de crue (hiver) sont élevées par rapport à celles de la période d'étiage. Ceci est dû à des pluies abondantes qui entraînent une très forte érosion des terrains (lessivage des sols).

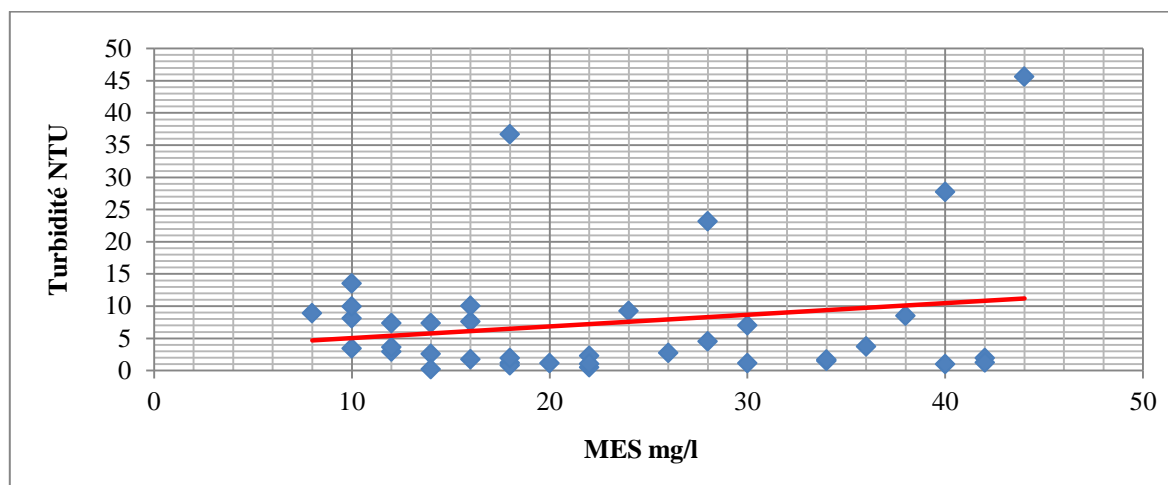
A long terme, la tendance linéaire des analyses obtenues a connu une baisse de (-42.81%), cela est en liaison avec la stabilité de niveau d'eau de la retenue du barrage. [Figure III.21](#).



**Figure III.21.** Variation des matières en suspension dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016. **Trait continu** : les données, **trait discontinu** : moyenne mobile, droite : tendance linéaire.

L'évolution de la turbidité selon les matières en suspension, montre une corrélation un peu importante entre les deux paramètres ( $r = 0.20$ ). [Figure III.22](#). Généralement, une hausse de la concentration des MES est accompagnée d'une hausse de la turbidité, ce qui rend le

traitement de l'eau pour brute pour l'approvisionnement en eau potable plus complexe et plus coûteux. (Hébert *et al.*, 2000).



**Figure III.22.** Évolution de la turbidité en fonction des MES

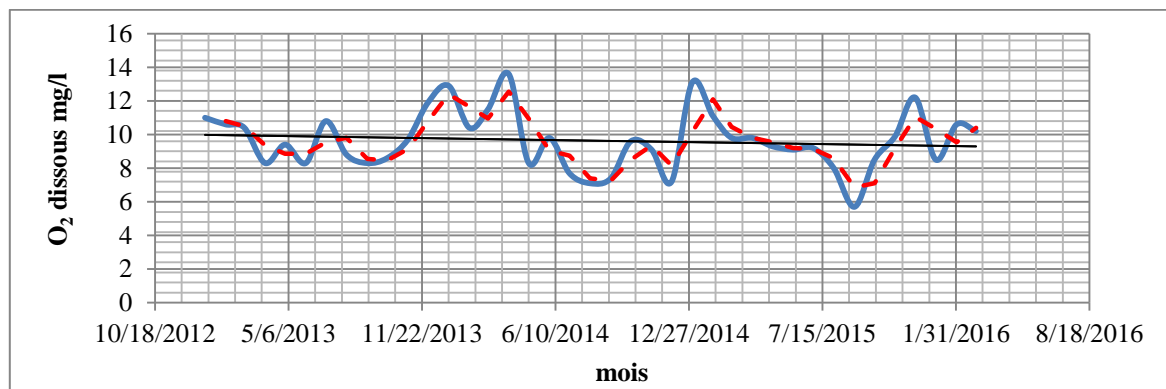
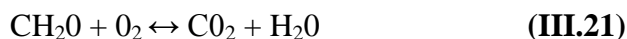
### 3.1.3.3.8.2. Oxygène dissous (O<sub>2</sub>)

L'oxygène dissous dans les eaux de surface, provient essentiellement de l'atmosphère et de l'activité photosynthétique des algues et des plantes aquatiques. La concentration en oxygène dissous varie de manière journalière et saisonnière car elle dépend de nombreux facteurs telles que la pression partielle en oxygène de l'atmosphère, la température de l'eau, la salinité, la pénétration de la lumière, l'agitation de l'eau et la disponibilité en nutriments. Cette concentration dépend également de la vitesse d'appauvrissement du milieu en oxygène par l'activité des organismes aquatiques et les processus d'oxydation et de décomposition de la matière organique présente dans l'eau.

Les teneurs en O<sub>2dis</sub> des eaux du barrage varient entre 5.7 mg/l et 13.6 mg/l, elles sont inférieures aux normes algériennes (30 mg/l). [Tableau III.4](#). Les teneurs minimales ont été enregistrées pendant la saison estivale, où le réchauffement de l'eau et le faible débit des cours d'eau, provoquent une diminution de la teneur de l'oxygène dissous, à cause de la consommation élevée de l'oxygène par les organismes de l'écosystème. Ces teneurs faibles provoquent également une augmentation de la solubilité des éléments toxiques qui se libèrent des sédiments. Cependant, les teneurs maximales ont été enregistrées pendant la saison hivernale, où, il y a un écoulement important qui influence positivement la concentration en oxygène dissous par l'échange de l'oxygène avec l'atmosphère.

A l'échelle saisonnière et à long terme, les teneurs en oxygène dissous ont enregistré une tendance négative de -7.5%. ([Tableau III.4](#), [Figure III.23](#)) qui peut être cela due à l'oxydation

de la matière organique (Metahri M, 2012) selon la réaction (III.21) proposée par (Kempe, 1982).



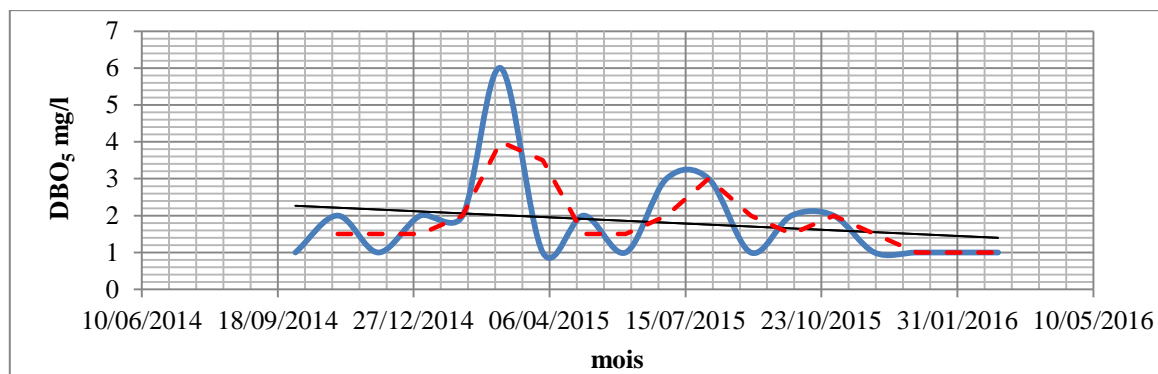
**Figure III.23.** Variation d'Oxygène dissous dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016.  
 Trait continu : les données, trait discontinu : moyenne mobile, droite : tendance linéaire.

### 3.1.3.3.8.3. Demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)

La demande biochimique en oxygène pendant 5 jours (DBO), représente la quantité d'oxygène utilisée par les bactéries, pour décomposer partiellement ou pour oxyder totalement les matières biochimiques oxydables présentes dans l'eau pendant 5 jours. Plus la DBO<sub>5</sub> est élevée, plus la quantité de matière organique présente dans l'échantillon est élevée (Villers J et al., 2005). Les teneurs de la DBO<sub>5</sub> des eaux du barrage de Baber, varient entre un minimum de (1 mg/l) et un maximum de (6 mg/l) avec une moyenne de (2 mg/l). Ces concentrations sont inférieures aux normes algériennes (7 mg/l). Tableau III.4. Selon le classement de (Bremond R et al., 1973), la plupart des teneurs de la DBO<sub>5</sub> pendant la période d'étude sont < 3 mg/l, ce qui qualifie les eaux de surface du barrage de qualité moyenne à bonne.

A long terme, on a enregistré une baisse de -38.33 % de ce paramètre pour les eaux du barrage. Figure III.24. Ceci peut être expliqué par la dégradation de la matière organique sous les phénomènes d'oxydation par voie aérobie, qui s'accompagne toutefois par une diminution de l'oxygène dissous (-7.5%) et pH (-1.24%) et par une augmentation du volume d'eau dans le barrage. Cette dégradation peut être donnée sous la réaction chimique (III.22):

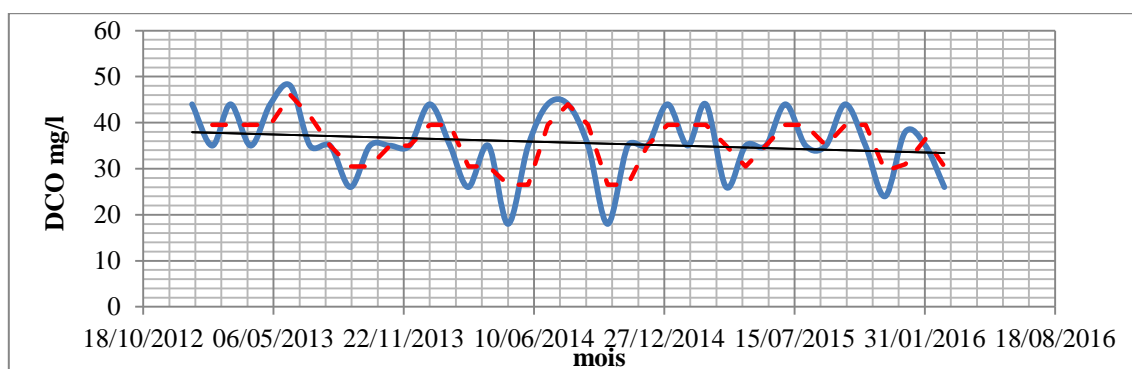




**Figure III.24.** Variation de  $DBO_5$  dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016. **Trait continu** : les données, **trait discontinu** : moyenne mobile, droite : tendance linéaire.

#### 3.1.3.3.8.4. Demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en Oxygène (DCO) est la mesure de la quantité d'oxygène nécessaire pour la dégradation chimique de toute la matière organique biodégradable à l'aide du bichromate de potassium à  $150^{\circ}\text{C}$ . A l'échelle saisonnière, les teneurs de la DCO oscillent entre 18 et 48 mg/l avec une moyenne de 35.64 mg/l. [Tableau III.4](#). La plupart des teneurs élevées de la DCO sont enregistrées durant les saisons estivales à cause de la baisse du débit des oueds et le réchauffement des eaux du barrage pendant cette période. À long terme, la tendance des teneurs de la DCO a connu une baisse (- 11.08%). Cette tendance négative peut être expliquée de la même manière que celle de la  $DBO_5$  par la dégradation de la matière organique sous les phénomènes d'oxydation qui s'accompagne toutefois par une diminution de l'oxygène dissous et l'augmentation du volume d'eau dans le barrage. [Figure III.25](#).



**Figure III.25.** Variation de DCO dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016. **Trait continu** : les données, **trait discontinu** : moyenne mobile, droite : tendance linéaire.

La biodégradabilité traduit l'aptitude d'un effluent à être décomposé ou oxydé par les micro-organismes qui interviennent dans le processus d'épuration biologique des eaux. La biodégradabilité est exprimée par un rapport  $K$ , tel que  $K = DCO/DBO_5$ . Si  $K < 1.5$  : cela signifie que les matières oxydables sont constituées en grande partie de matières fortement

biodégradable ; Si  $1.5 < K < 2.5$  : cela signifie que les matières oxydables sont moyennement biodégradable ; Si  $2.5 < K < 3$  : cela signifie que les matières oxydables sont peu biodégradable ; Si  $K > 3$  : cela signifie que les matières oxydables sont non biodégradables (Metahri M.s, 2012). Dans notre cas, ce rapport est supérieur à 3 pour l'ensemble des échantillons (Figure III.26) cela signifie que la matière organique est non biodégradable et donc d'origine industrielle.

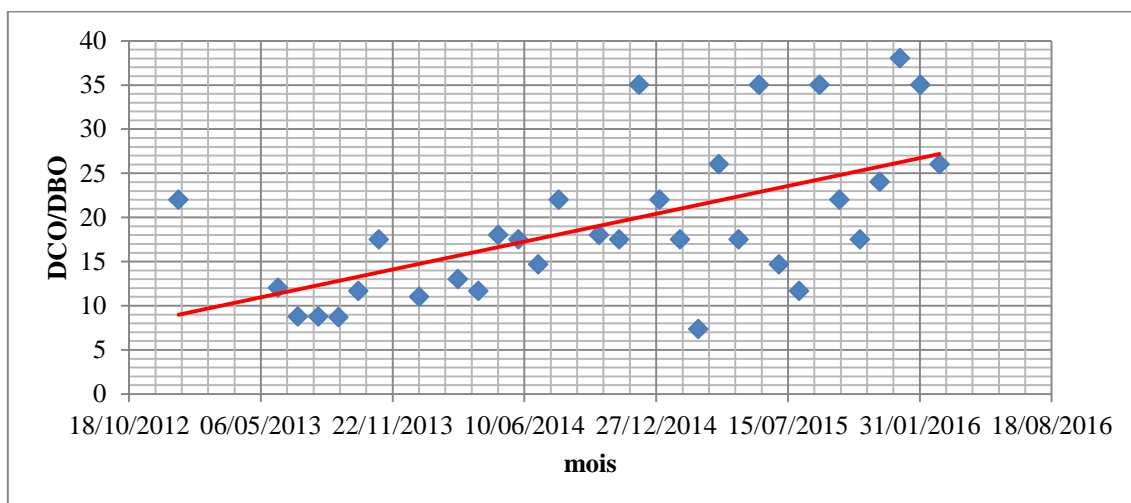
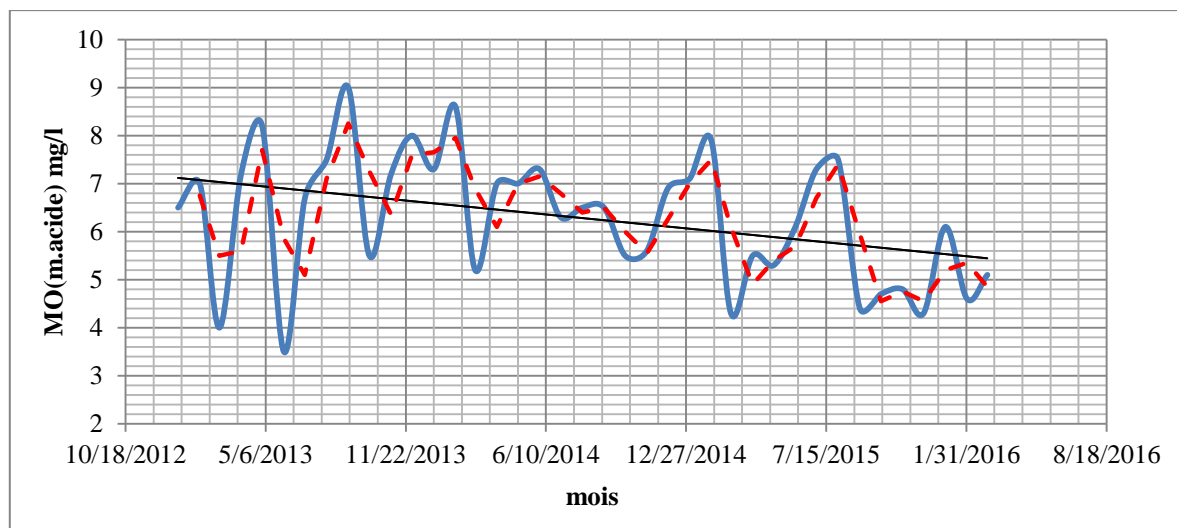


Figure III.26. Le rapport DCO/DBO

### 3.1.3.3.8.5. Matière organique (MO)

Les valeurs de MO fluctuent entre 3.5 et 9 mg/l avec une moyenne de  $6.28 \pm 6.29$  mg/l. [Tableau III.4](#). La pollution par la matière organique est le résultat de certaines industries alimentaires hautement polluantes et des rejets des eaux usées des villages existant à l'amont du barrage en particulier, le village de Babar. Additivement à ces sources, la concentration de la matière organique est parfois enregistrée par la forte érosion des terrains lors des précipitations torrentielles, le faible couvert végétal et la grande surface des terres agricoles qui peuvent justifier ces valeurs (Boudoukha et al., 2014).

À long terme, la tendance négative de MO (-24.52 %) est en accord avec la tendance de la MES (-42.81%), DCO (-11.08 %) et celle de la  $DBO_5$  (-38.33 %). [Figure III.27](#). Ce qui peut être expliquées par l'installation des conditions de dégradation de la matière organique par les microorganismes. Cette dégradation s'est accompagnée par une diminution de l'oxygène dissous de (-7.5) % et une diminution de pH (-1.24%).

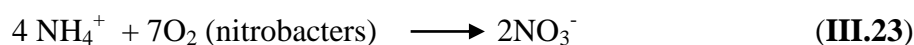


**Figure III.27.** Variation des Matières organiques dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016.  
 Trait continu : les données, trait discontinu : moyenne mobile, droite : tendance linéaire.

### 3.1.3.3.8.6. Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ )

L'azote est l'un des nutriments indispensables pour le développement des êtres vivants. Il est présent dans les eaux usées sous les différentes formes chimiques : ion ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), ion nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ) et ion nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ). En effet, la pollution azotée sous toutes ses formes, se justifie par le déversement abusif, direct ou indirect, d'impuretés dérivées de l'azote dans l'atmosphère, dans les eaux naturelles et dans le sol. L'introduction accrue de cet élément dans les différents milieux récepteurs est préjudiciable à la santé humaine, nuisible aux ressources biologiques terrestres comme aquatiques et à l'ensemble des écosystèmes naturels. Présentes en excès dans la nature, ces substances provoquent de sérieux problèmes environnementaux.

Lors du rejet d'azote organique (acides aminés, urée...), les molécules sont tout d'abord transformées en ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) qui est ensuite oxydé en nitrites puis en nitrates sous l'action de bactéries nitrifiantes. Ces processus d'oxydation, également appelés «nitrification», sont très sensibles à la présence de matières toxiques (métaux, pesticides) et aux températures basses (villers J et al., 2005). Donc les nitrates constituent le produit final de l'oxydation de l'azote organique dans l'eau par l'action des nitrobacters en transformant les nitrites en nitrates selon la réaction (III.23) :

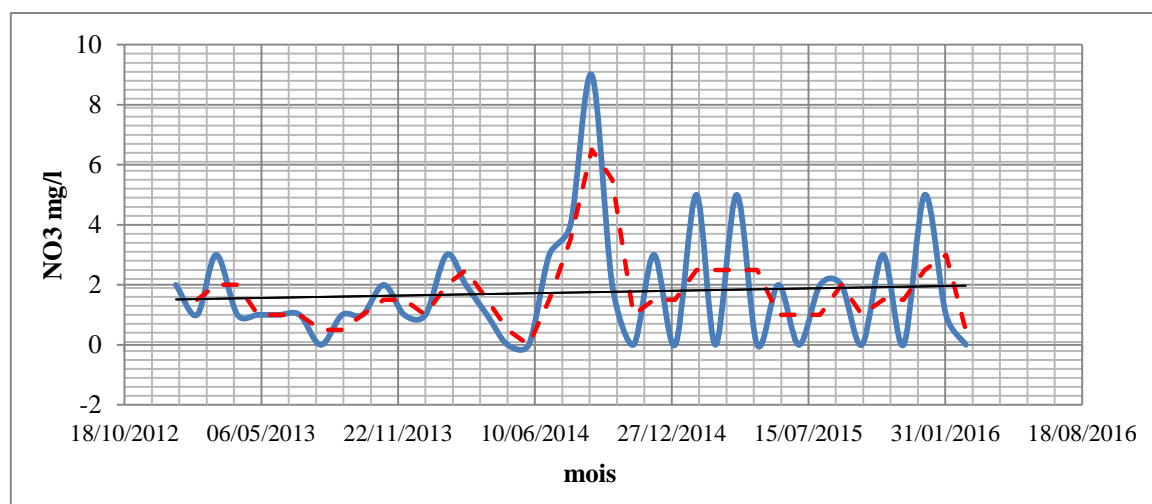


Dans les eaux du barrage de Babar, les valeurs maximales sont de l'ordre de 9 mg/l et inférieures aux normes algériennes (50 mg/l). [Tableau III.4.](#)

A long terme, l'analyse des données montre une tendance positive (35.62%). [Figure III.28](#). Cela est dû essentiellement au développement de production agricole d'une manière intensive à l'amont du barrage et aux rejets urbains ([Queneau et al., 2009](#)) dans le cours d'eau principal sans aucun traitement préalable. Par ailleurs cette augmentation progressive de la concentration en  $\text{NO}_3^-$ , correspond au rendement de la nitrification, en présence de l'oxygène par voie aérobie selon les réactions [\(III.24\)](#) et [\(III.25\)](#) ([Martin, 1979](#)). Cette oxydation a permis une diminution de l'oxygène de -7.5%.



Cette tendance positive est également en relation avec l'utilisation des fertilisants sur ces sols agricoles, cela a été mise en évidence à travers le monde par [El Achheb, \(2002\)](#), [Fischer et al., \(2000\)](#), [Grenz et al., \(1992\)](#), [Travi et al., \(1997\)](#) et en Algérie par plusieurs auteurs comme [Boudoukha et al., \(2013\)](#).



**Figure III.28.** Variation des Nitrates dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016. [Trait continu](#) : les données, [trait discontinu](#) : moyenne mobile, droite : tendance linéaire.

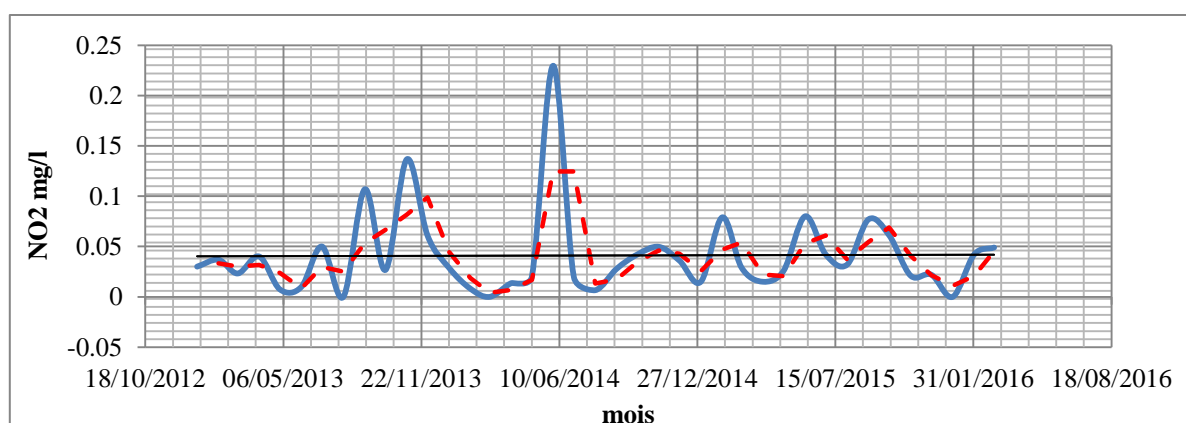
### 3.1.3.3.8.7. Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ )

Les nitrites constituent une étape importante dans le métabolisme des composés azotés ; ils s'insèrent dans le cycle de l'azote entre l'ammoniac et les nitrates. Les ions nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ) sont le produit soit de l'oxydation de l'ion ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) dans les conditions d'aérobie par les nitrosomonas, soit de la réduction des ions nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) en anoxie par les bactéries hétérotrophes. Ils ne représentent qu'un stade intermédiaire et sont facilement oxydés en nitrates (par voie chimique et bactérienne). Les nitrites sont surtout nuisibles pour les jeunes poissons. On considère que la situation est très critique à partir d'une concentration de plus de

3 mg/l. En absence d'oxygène, des bactéries anaérobies transforment les nitrates et produisent de l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) (villers J *et al.*, 2005).

Dans les eaux du barrage de Babar, les teneurs en  $\text{NO}_2^-$  sont comprises entre 0 et 0.23 mg/l avec une moyenne de 0.041 mg/l. Il a été noté de constater que les valeurs maximales sont supérieures aux normes algériennes (0.1mg/l). [Tableau III.4](#). Cette concentration élevée est le résultat de deux réactions en série d'oxydo-réduction (l'oxydation de  $\text{NH}_4^+$  et la réduction de  $\text{NO}_3^-$ ). Des concentrations élevées en nitrites, témoignent souvent de la présence de matières toxiques (Mehtahri M.S, 2012).

À long terme, il a été enregistré une tendance positive de (5%). [Figure III.29](#). Cette augmentation progressive de la teneur en  $\text{NO}_2^-$  est observée, elle correspond à un rendement de la nitrification. En effet la forme de nitrite est très toxique tant pour l'homme que pour le monde aquatique. Ce qui explique que le rejet de l'azote sous cette forme constitue un risque potentiel pour l'environnement (Mehtahri M.S, 2012).



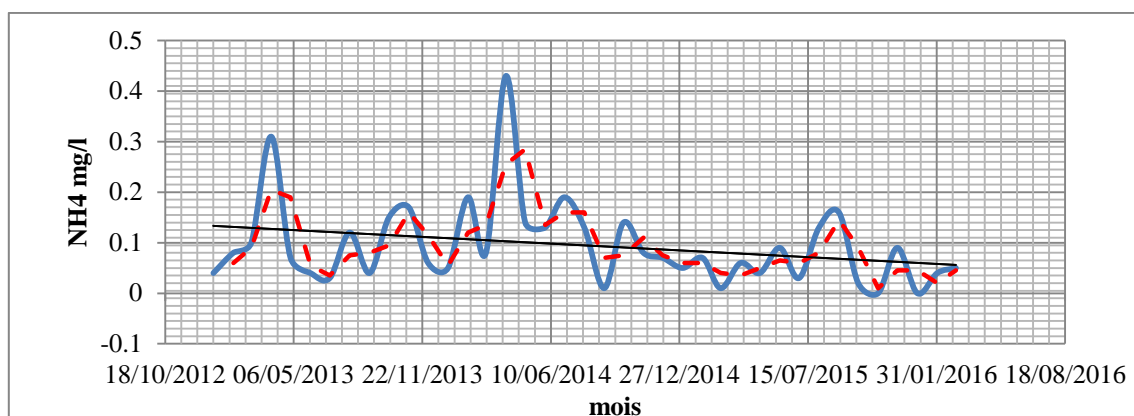
**Figure III.29.** Variation des Nitrites dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016. **Trait continu** : les données, **trait discontinu** : moyenne mobile, droite : tendance linéaire.

### 3.1.3.3.8.8. Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ )

L'azote ammoniacal est assez souvent présent dans les eaux superficielles. Il a pour une origine la matière organique végétale et animale se trouvant dans les cours d'eau. La nitrification des ions ammonium se fait en milieu aérobie faible. En général, l'ammonium se transforme assez rapidement en nitrites et nitrates par oxydation bactérienne. L'ammonium lui-même n'est pas nuisible, lorsque le pH augmente, on le retrouve sous forme de gaz soluble dans l'eau qui est toxique pour la vie aquatique.

Les eaux du barrage de Babar contiennent des teneurs en  $\text{NH}_4^+$  comprises entre (0 à 0.43 mg/l) avec une moyenne de  $0.095 \pm 0.035$  mg/l. [Tableau III.4](#). À long terme, cette tendance est

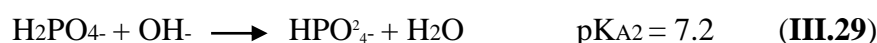
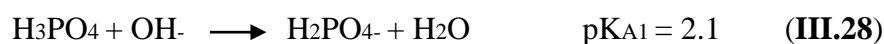
négative (-61.91 %). La tendance des teneurs en ammonium semble évoluer en sens inverse avec les nitrates et les nitrites. [Figure III.30](#). Cette tendance a révélé une grande efficacité de déroulement des étapes de nitrification avec un taux important de l'oxydation et la transformation de  $\text{NH}_4^+$ . Cette transformation se fait assez rapidement en nitrites et nitrates par oxydation bactérienne selon les réactions (III.26) et (III.27). (Martin, 1979). Ce passage est marqué par la forte diminution des formes ammonium dans les eaux du barrage.



**Figure III.30.** Variation d'ammonium dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016. [Trait continu](#) : les données, [trait discontinu](#) : moyenne mobile, droite : tendance linéaire.

### 3.1.3.3.8.9. Les orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ )

La forme chimique sous laquelle les phosphates apparaissent dans les eaux usées dépend de la source de phosphate et de l'équilibre avec les autres ions. Dans les rejets domestiques, le phosphate est constitué de 50-70 % d'orthophosphates. Les autres composés de phosphate sont des polyphosphates et du phosphate organique, provenant de la matière organique. Pendant le transport vers le traitement biologique, les polyphosphates et le phosphate organique sont facilement hydrolysés, cependant, le phosphate est retrouvé à 90 % sous la forme d'orthophosphates (Meganck et al., 1988). Dans les eaux, le phosphore se trouve principalement sous forme d'orthophosphate ( $\text{H}_x\text{PO}_4^{x3}$ ), de polyphosphates (polymères d'acide phosphorique) et de forme organique du phosphore. La forme orthophosphate est la prépondérante, en raison de l'hydrolyse des deux autres espèces. L'ion d'orthophosphate peut se trouver sous trois réactions de protonisation (III.28) à (III.30): (Idrissi L, 2006):



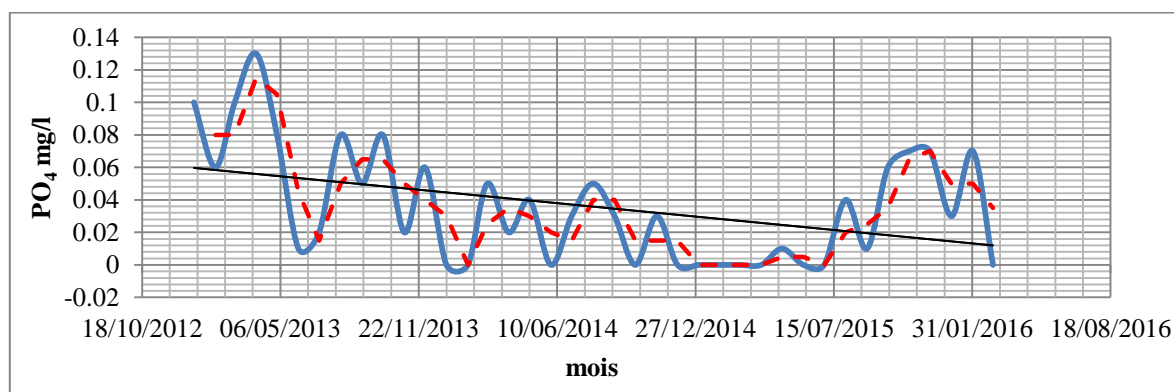


$K_{\text{Ai}}$  désigne les constantes d'acidité des espèces  $\text{H}_3\text{-iPO}_4^{\text{i}}$ .

Les orthophosphates font généralement l'objet d'un suivi particulier. Une forte teneur en orthophosphates peut indiquer une pollution agricole suite à une lixiviation des fertilisants. Les teneurs élevées de cet élément dans les eaux de surface peuvent entraîner leur eutrophisation. Cependant, en absence d'intervention humaine, les eaux de surface contiennent très peu de phosphates. *Meybeck et al., (1989)* estiment que la teneur naturelle en  $\text{PO}_4^{3-}$  des cours d'eau est inférieure à 0,025 mg/l et dépend principalement de la nature du substratum géologique.

Les eaux du barrage de Babar enregistrent des valeurs maximales en orthophosphates de 0.13 mg/l. Les concentrations en orthophosphates dans les eaux du barrage sont bien au-dessous du seuil tolérable et des normes algériennes. *Tableau III.4*. Ces valeurs permettent de classer ces eaux dans la classe modérée à bonne selon *Meybeck et al., (1989)*.

À long terme, on a enregistré une tendance négative (-80%) pendant la période d'échantillonnage. *Figure III.31*. On remarque que le phosphore ne suit pas la même tendance que les nitrates et les nitrites, cette situation peut être expliquée par l'immobilité de cet élément d'une part, et d'autre part, l'élimination du phosphore par les processus d'érosion mécanique à partir d'adsorption de ce dernier par les colloïdes du sol (*Boudoukha A et al., 2014 ; Bougarne A, 2017*). Elle peut concerner également par la régularisation des concentrations en phosphore dans les eaux des Oueds par plusieurs processus biogéochimiques comme la précipitation sous forme d'apatite  $[(\text{PO}_4)_3(\text{F,Cl,OH})\text{Ca}_5]$  (*Golterman et al., 1985*) et la consommation par les plantes aquatiques (*Johnson et al., 1976 ; Probst, 1985 ; Kattan et al., 1987 ; Pilleboue et al., 1986*).

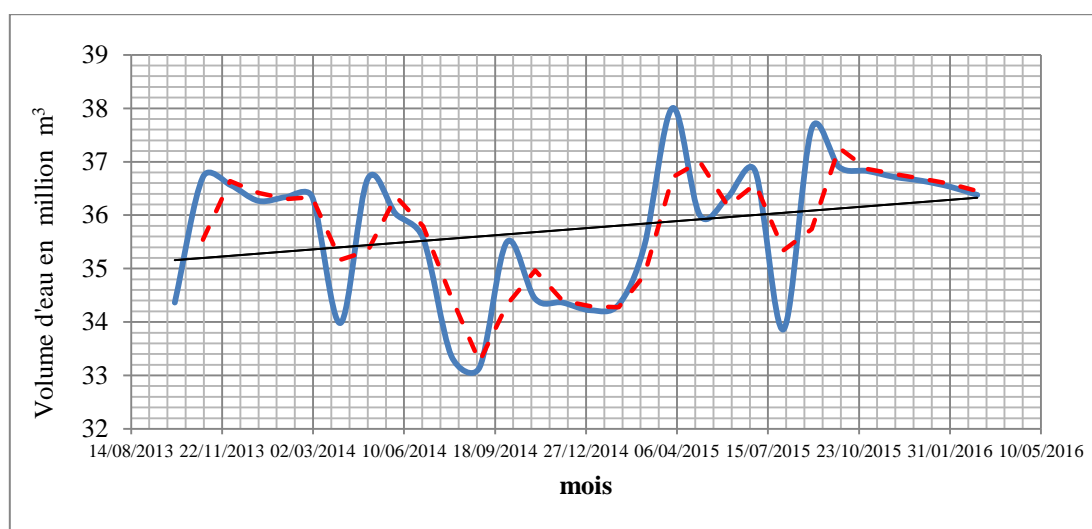


**Figure III.31.** Variation d'orthophosphate dans l'eau durant la période janvier 2013-mars 2016. *Trait continu* : les données, *trait discontinu* : moyenne mobile, droite : tendance linéaire.

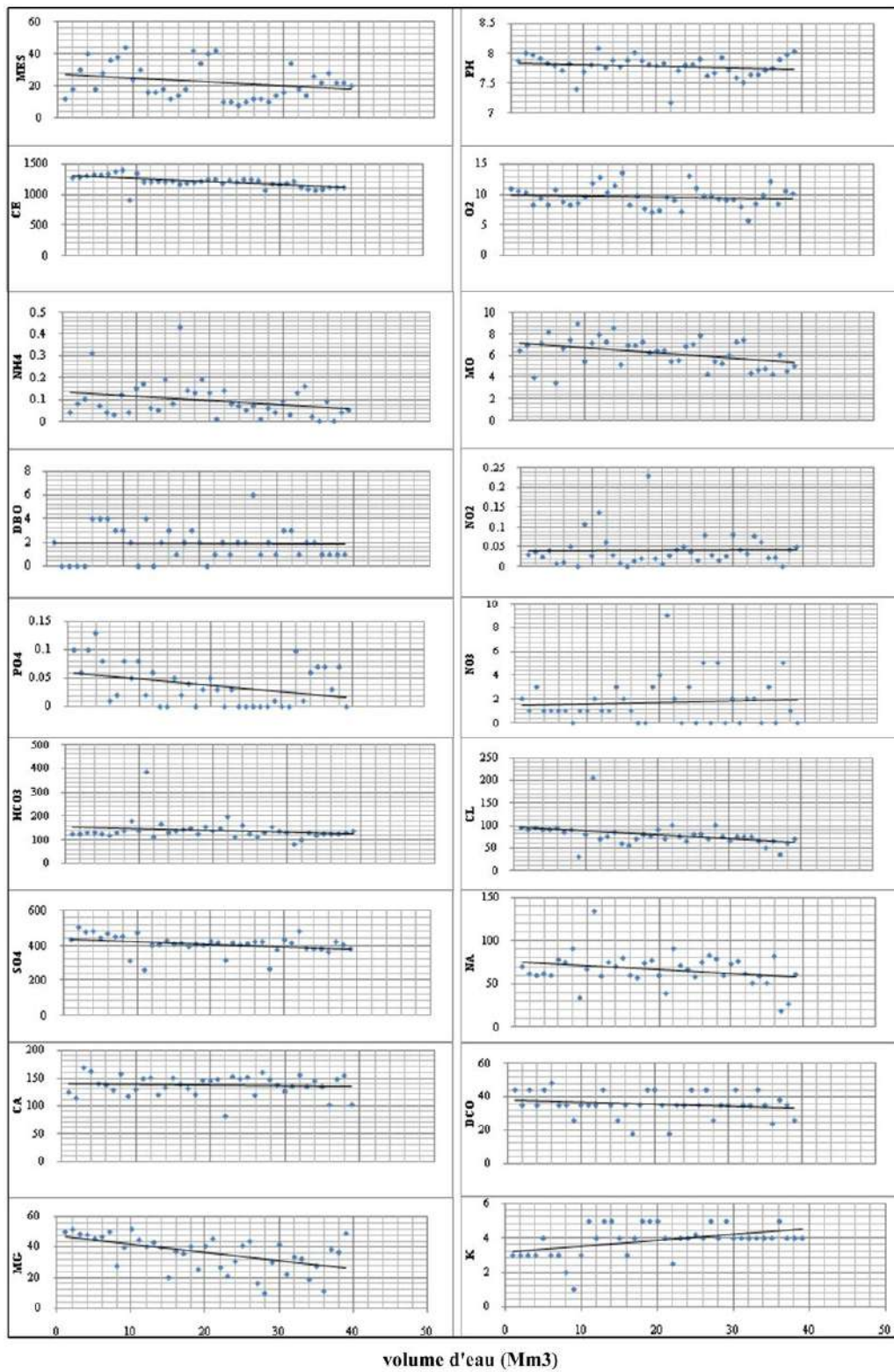
### 3.1.3.3.9. Influence du volume d'eau

Le barrage de Babar est actuellement non exploité. De ce fait, le seul paramètre qui peut influencer le volume d'eau du barrage est le phénomène de l'évaporation des eaux durant la période estivale. L'examen de la droite des tendances montre une tendance positive (+3.41%), étant donné que les entrées représentées par les précipitations sont supérieures aux sorties représentées par l'évaporation. [Figure III.32](#).

L'analyse de l'évolution du volume d'eau selon les différents paramètres hydrochimiques ([Figure III.33](#)) met en évidence une corrélation linéaire très significative entre le volume d'eau et les paramètres avec une plus forte liaison négative (-0.35 à -0.81) pour (MES, CE, DBO<sub>5</sub>, SO<sub>4</sub>, DCO, Mg), une faible liaison négative (-0.001 à -0.21) pour (pH, MO, NO<sub>3</sub>, Na, Ca, NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub>, Cl) et pour le reste on a enregistré des liaisons positives tels que HCO<sub>3</sub> (0.129), NO<sub>2</sub> (0.22), K (0.51), O<sub>2</sub> (0.06). Sur cette base, on remarque que la plupart des liaisons sont significatives au seuil de 10%, sauf (pH, NO<sub>3</sub>, Na, O<sub>2</sub>) ce qui met en évidence soit un phénomène de dilution ou de concentration selon les cas.



**Figure III.32.** Variation du volume d'eau durant la période janvier 2013-mars 2016. **Trait continu** : les données, **trait discontinu** : moyenne mobile, droite : tendance linéaire.



**Figure III.33.** Influence de volume d'eau du barrage sur la concentration des différents paramètres physico-chimiques (y : représente les paramètres, x : représente le volume d'eau)

### 3.1.3.3.10. Métaux lourds (ML)

#### 3.1.3.3.10.1. Analyse de la tendance générale

Les métaux lourds sont des éléments dont la densité atomique est supérieure à  $6 \text{ g/cm}^3$ , se sont l'un des polluants les plus persistants dans les eaux usées et les effluents industriels. La libération de quantités élevées de métaux lourds dans les plans d'eau crée de graves problèmes de santé et d'environnement. Les métaux lourds se retrouvent aussi naturellement en petites quantités et peuvent entrer dans le système aquatique par le lessivage des roches, la poussière en suspension dans l'air, les feux de forêt et la végétation (Fernandez et Olalla, 2000, Ogoyi et al., 2011). Les métaux sont utilisés par l'homme comme matériaux mais également comme réactifs dans l'industrie (traitement de surface, intermédiaire réactionnel...) et l'agriculture (phytosanitaires). Les activités industrielles, ainsi que le trafic routier émettent de fines particules métalliques dans l'atmosphère, principalement dans les zones urbaines (Azimi et al., 2005). Plusieurs études dans le monde et en particulier en Algérie, (Tiri et al., 2011 ; Tiri et Boudoukha, 2007 et 2010 ; Bouguerne et al., 2010 ; Belhadj et al., 2011 ; Boudoukha et al., 2012 ; Boudoukha et Boulaarak, 2013 et Guerraiche Z, 2017) sont rapportées sur les effets des rejets industriels et urbains chargés en ces éléments sur la qualité des eaux de surface.

Pour le développement durable des ressources naturelles dans le bassin versant, il est nécessaire d'étudier l'impact de ces activités sur l'environnement. Ainsi nous allons suivre l'évolution des métaux lourds tels que (cuivre (Cu), le zinc (Zn), le fer (Fe) et le manganèse (Mn)). [Tableau III.5](#). 39 échantillons d'eau ont été prélevés pour chaque élément pendant la période de Janvier 2013 à Mars 2016, par les services de l'ANRH de Constantine.

Les teneurs maximales des métaux lourds qui ont été enregistrées au niveau des eaux du barrage de Babar où pour le Cu on a  $0.008 \text{ mg/l}$ , le Fe  $1.966 \text{ mg/l}$ , le Zn  $0.096 \text{ mg/l}$  et le Mn  $0.201 \text{ mg/l}$ . [Tableau III.5](#). Les normes de l'OMS en matière de l'eau destinée à la consommation humaine, pour les métaux lourds tels que le Cu, le Fe, le Zn et le Mn sont respectivement de  $1 \text{ mg/l}$ ,  $0.4 \text{ mg/l}$ ,  $1 \text{ mg/l}$  et  $0.4 \text{ mg/l}$  (OMS, 1996). Pour les normes algériennes sont respectivement de  $3 \text{ mg/l}$ ,  $5 \text{ mg/l}$ ,  $5 \text{ mg/l}$  et  $1 \text{ mg/l}$ . Nous constatons que cette eau ne présente pas une pollution métallique, dans la mesure où les concentrations en métaux enregistrées sont au-dessous du seuil fixé aussi bien par l'OMS (1996) que par la norme algérienne.

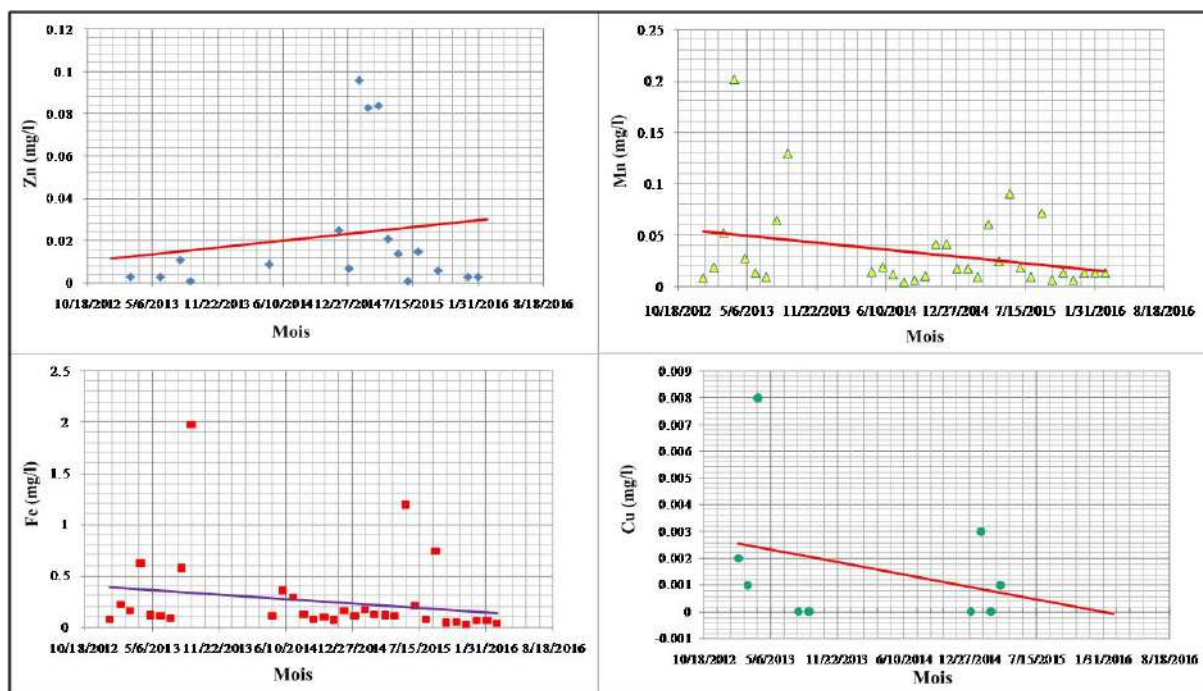
**Tableau III.5.** Caractéristiques statistiques des métaux lourds du barrage de Babar (Janvier 2013 - Mars 2017).

ML	y=at+b	Min	Max	Moy	$\sigma$	T (%)	CV	R1	R2	R3	NA
Fe mg/l	Fe = -0.000 t + 9.513	0.023	1.966	0.26	0.40	-62.5	0.2	0.32	0.52	-0.3	5
Mn mg/l	Mn = -3E-05 t + 1.471	0.004	0.201	0.03	0.04	-72.73	0.3	0.24	0.57	-0.07	1
Cu mg/l	Cu = -2E-06 t + 0.099	0	0.008	0.00	0.00	-119.23	0.31	0.26	0.19	0.44	3
Zn mg/l	Zn = 2E-05 t - 0.651	0.001	0.096	0.02	0.03	150	0.17	-0.56	-0.08	-0.05	5

**Légende:**

y=at+b: Relation : Concentration/temps. T (%) : Tendence (%). Min. : Minimum. Max. : Maximum. Moy. : Moyenne.  $\sigma$  : Écart type. NA : Normes algériennes. CV : Corrélation de Variables Paramètres. R1 : Corrélation ML vs MES. R2 : Corrélation ML vs Turbidité. R3 : Corrélation ML vs pH.

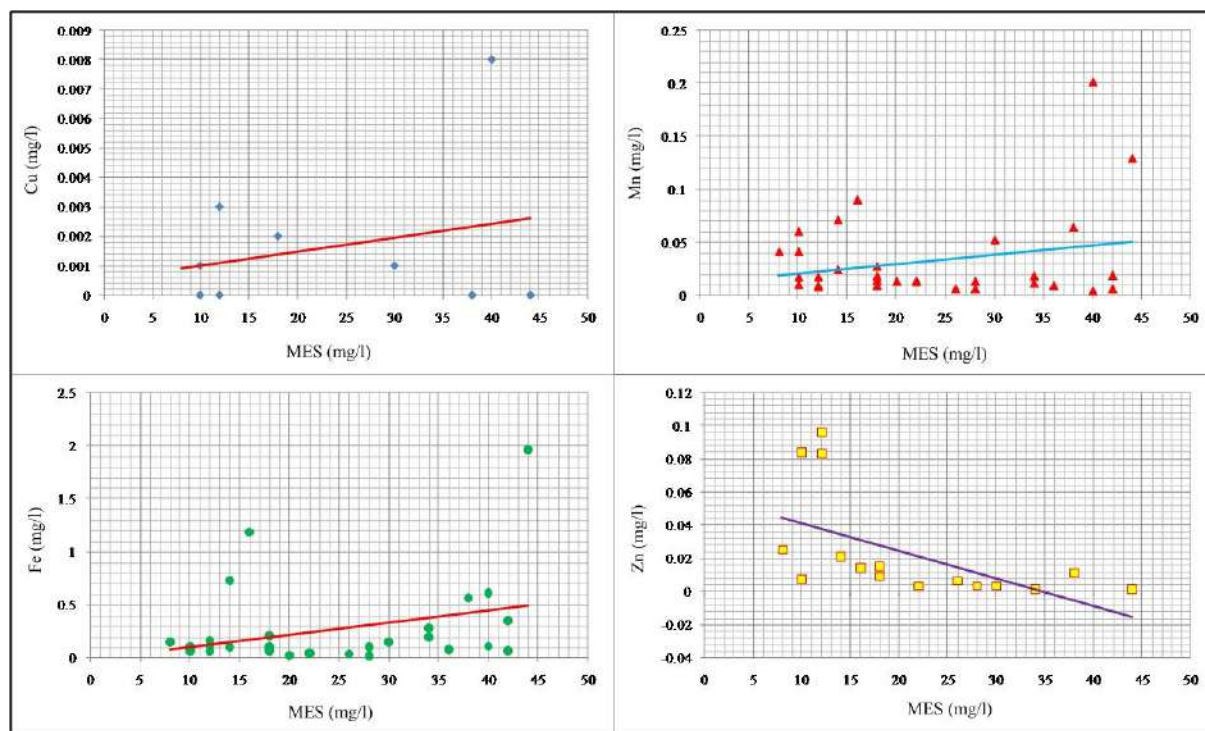
À long terme, l'analyse des tendances des ML selon le temps montre que les teneurs moyennes de Zn sont à l'ordre de 0.02 mg/l avec un coefficient de variation de 0.17 et une tendance positive de 150 %, ce qui traduit une augmentation de la concentration par un apport de cet élément. Les teneurs moyennes de Cu sont à l'ordre de 0.004 mg/l avec un coefficient de variation de 0.31 et une baisse de -119%. Les teneurs moyennes en Fe sont à l'ordre de 0.26 mg/l avec un coefficient de variation de 0.2 et une tendance négative de -62.5%. De même que pour les teneurs en Mn, la valeur moyenne est de l'ordre de 0.03 mg/l avec un coefficient de variation de 0.3 et une baisse de tendance de -72.73%. Ceci est en liaison avec l'augmentation du volume d'eau dans le barrage. [Figure III.34.](#)



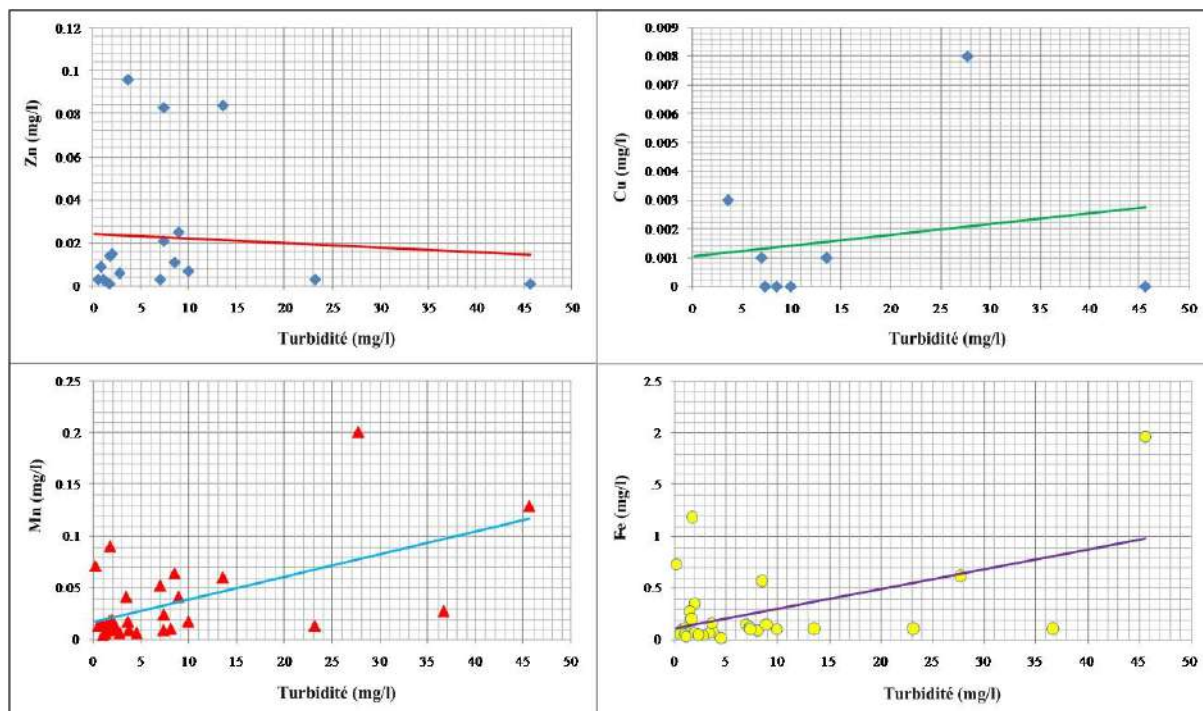
**Figure III.34.** Tendence des ETM dans les eaux du barrage de Babar en fonction du temps pendant la période d'étude (Janvier 2013 - Mars 2016).

### 3.1.3.3.10.2. Évolution de la concentration des métaux lourds selon la matière en suspension et la turbidité

La liaison ML-MES-Turbidité a été analysée sur une période de 39 mois. Ce qui permet de déterminer la liaison des ML avec le reste des paramètres de pollution. Les résultats obtenus montrent que les ML tels que (Fe, Cu, Mn) présentent des corrélations positives de 0.32, 0.26 et 0.24 avec la MES par contre le Zn présente une corrélation négative (-0.56) [Figure III.35](#). De même que pour la liaison ML- turbidité on constate qu'il existe une corrélation significative entre ces deux paramètres. [Figure III. 36](#). En effet, la plupart des métaux dans les eaux de ruissellement sont associés à la matière en suspension ou aux colloïdes ([Makepeace et al., 1995](#)) qui permet le transport ou la libération de ces éléments selon l'acidité ou l'alcalinité du milieu.



**Figure III.35.** Évolution des métaux lourds en fonction des MES pendant la période d'étude (Janvier 2013 - Mars 2016).

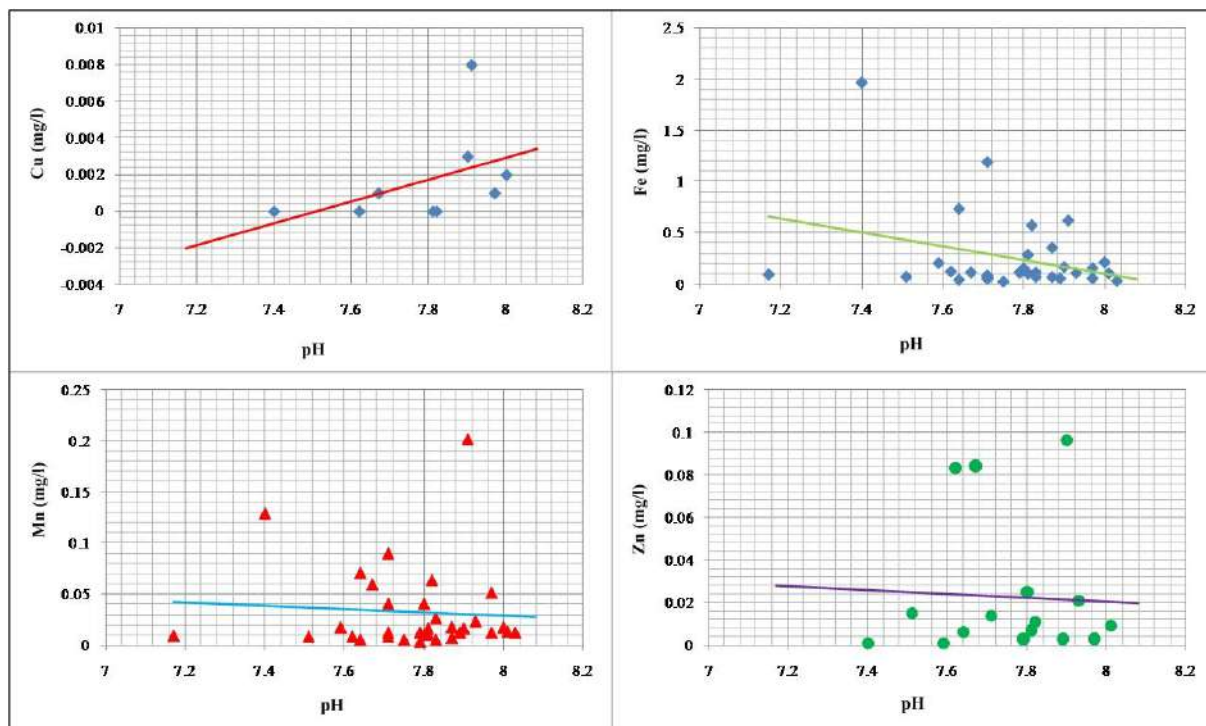


**Figure III.36.** Évolution des métaux lourds en fonction de turbidité pendant la période d'étude (Janvier 2013 - Mars 2016).

### 3.1.3.3.10.3. Relation ML – pH

De façon générale, le pH joue un rôle important dans la disponibilité des métaux en contrôlant l'absorption dans les différentes fractions. La variation de pH semble être le facteur dont l'action sur la mobilité des métaux est la plus déterminante. L'abaissement du pH favorise la mobilité des ML, notamment par la mise en solution de sels métalliques ou destruction de la phase de rétention. Inversement, l'augmentation du pH provoque l'immobilisation des ML par formation de composés insolubles ou accroissement de la capacité d'échange canonique (Perrono P, 1999).

Le cas des eaux du barrage de Babar, on constate une diminution de la concentration des trois éléments à l'exception du cuivre, selon le pH. [Figure III.37](#). Ce qui permet de dire que les plus fortes concentrations en Cu, coïncident avec les plus faibles valeurs du pH traduisant des phénomènes de complexation. [Tableau III.5](#). Il semble que le contrôle du pH soit l'une des rares voies de contrôle de la mobilité des ML.



**Figure III.37.** Évolution des métaux lourds en fonction de pH pendant la période d'étude (Janvier 2013 - Mars 2016).

### 3.1.4. Évaluation de l'aptitude des eaux du barrage à l'irrigation

Diverses techniques sont utilisées pour caractériser l'effet de la salinité de l'eau d'irrigation. Le plus souvent, l'irrigation est accompagnée par l'apparition de processus de sodisation, de salinisation ou d'alcalinisation des sols (Gouaidia L *et al.*, 2013). Il est à noter que les sels minéraux contenus dans l'eau ont un impact sur le sol et les plantes. En effet, les sels peuvent causer des changements dans la structure du sol (sur sa perméabilité et son aération), affectant directement le développement des plantes (Person, 1978). Les principaux paramètres testés qui ont été retenus dans ce travail pour évaluer l'aptitude des eaux du barrage de Babar à l'irrigation sont : (i) Le taux d'adsorption de sodium (SAR) qui est utilisé pour évaluer le taux d'infiltration du sodium dans le sol. (ii) le rapport du pourcentage du sodium (Na%) et (iii) le Total de solides dissous (TDS) qui est une mesure de la salinité en masse souvent déterminée indirectement par la mesure de la conductivité électrique de l'eau. TDS et CE sont utiles pour évaluer les effets osmotiques des sels sur la croissance de la production agricole. Bien que ces trois méthodes de mesures de salinité puissent donner une évaluation générale de l'aptitude de l'eau à la production végétale, les principaux cations et anions doivent également être déterminés pour savoir quel type de sels est présent dans l'eau. [Tableau III.6.](#)

**Tableau III.6.** Les résultats de différents paramètres d'estimation de l'aptitude de l'eau du barrage de Babar à l'irrigation (Janvier 2013- Mars2016).

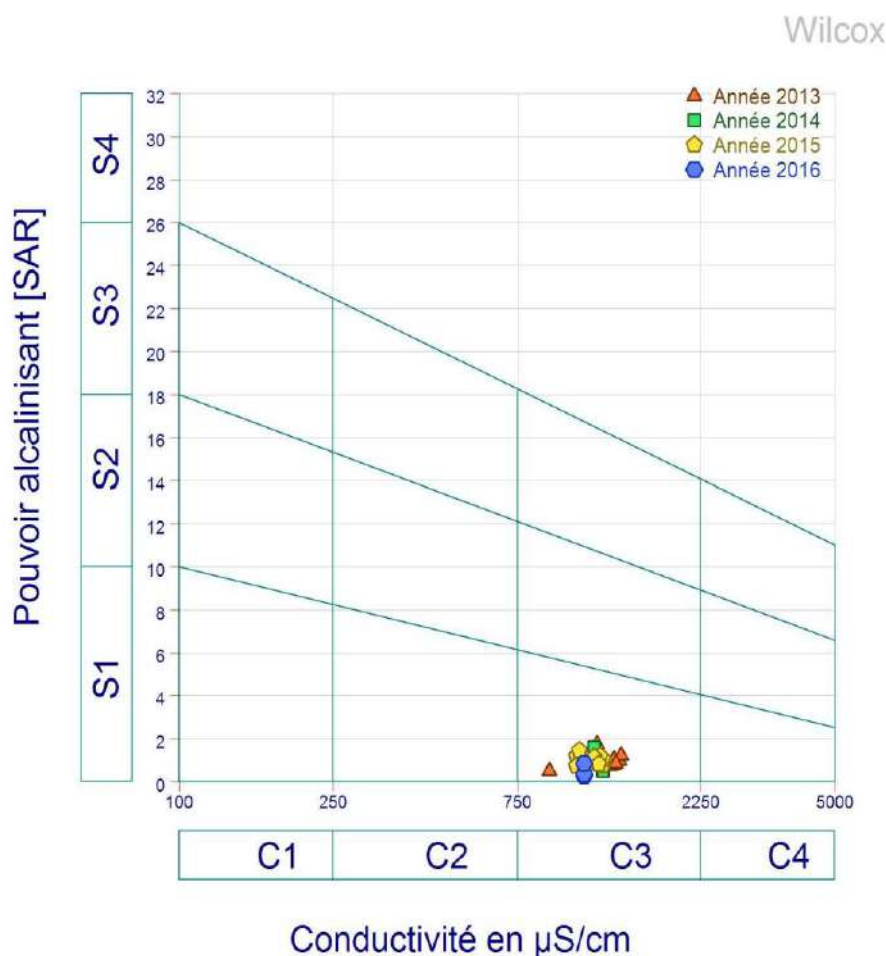
Méthodes	Unité	Min	Max	Moy
SAR	méq/l.	1.97	13.60	7.21
Na %	méq/l.	9.06	45.20	27.21
CE	( $\mu$ S/cm)	1070	1400	1222.05
TDS	méq/l.	710	1185	869

### 3.1.4.1. La méthode du SAR

Parmi les sels dissous dans l'eau, le sodium (Na) requiert plus d'attention. De hautes concentrations en sodium peuvent être dommageables pour le gazon en modifiant les conditions physiques du sol. L'analyse de la concentration du sodium dans l'eau d'irrigation ne peut être faite seule. En effet, l'influence du sodium dépend des concentrations en calcium et en magnésium. Aussi, plutôt que de parler de concentration en sodium, nous parlerons plutôt d'une valeur qui tient compte des effets mutuels du sodium, du calcium et du magnésium. Il s'agit du taux d'adsorption du sodium par le sol, le SAR (Sodium adsorption ratio). Ainsi le SAR est utilisé pour classer les risques lié au sodium dans l'eau d'irrigation. Le risque de sodium/alcalis est généralement exprimé sous forme de valeur d'adsorption de sodium (SAR). Cet indice quantifie la proportion d'ions sodium ( $\text{Na}^+$ ), en calcium ( $\text{Ca}^{++}$ ) et en magnésium ( $\text{Mg}^{++}$ ) dans un échantillon. (Richard, 1954). Les valeurs du rapport d'adsorption du sodium (SAR) pour chaque échantillon d'eau ont été calculées en utilisant l'équation (III.31) (Richard, 1954). Les concentrations sont rapportées en meq/l.

$$\text{SAR} = \frac{\text{Na}}{\sqrt{\frac{\text{Ca} + \text{Mg}}{2}}} \quad (\text{III.31})$$

Les valeurs du SAR oscillent entre 1.97 et 13.6 meq / l avec une valeur moyenne du SAR, égale à 7.21 méq/l. [Tableau III.6](#). On s'aperçoit que la plupart des échantillons sont caractérisés par de faibles teneurs en sodium (92%). [Tableau III.7](#). Le diagramme de [Wilcox, \(1948\)](#), montre que toutes les eaux appartiennent à la classe **C3S1**. [Figure III.38](#). Cette classe désigne les eaux admissibles pour l'irrigation des cultures tolérantes aux sels, sur des sols bien drainés ou de bonne perméabilité.



**Figure III.38.** Aptitude de l'eau à l'irrigation selon le diagramme de Wilcox (SAR).

### 3.1.4.2. Pourcentage de sodium (Na%)

La teneur en sodium dans l'eau exprimée en pourcentage suivant la formule (III.32). Ici toutes les concentrations sont exprimées en meq/l :

$$\text{Na \%} = \frac{\text{Na}}{\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Na} + \text{K}} \quad \text{(III.32)}$$

Les valeurs du pourcentage de sodium varient de 9.06 à 45.20 meq/l avec une moyenne de 27.21 meq/l. Tableau III.6 et III.7. Les valeurs de pourcentage de sodium montrent que 10% des eaux du barrage se trouvent dans la classe 1 (< 20 meq/l), donc des eaux de qualité excellente qui sont légèrement minéralisées. Cependant, la classe 2 (20-40 meq/l) correspond aux eaux de bonne qualité et regroupe 82% des eaux du barrage de Babar. Par contre la classe 3 (40-60 meq/l) ne regroupe que 8% qui qualifient les eaux de bonne qualité pour l'irrigation.

### 3.1.4.3. Le risque de salinité

La conductivité électrique est une bonne mesure du risque de salinité. Les valeurs de la CE varient entre 1070 et 1400  $\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$  avec une moyenne de 1222.05  $\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ . [Tableau III.6](#). Tous les points d'échantillonnage ont été jugés appropriés en ce qui concerne la CE pour l'irrigation. Selon la classification de Wilcox ([Wilcox, 1955](#)), les eaux du barrage de Babar appartiennent à la classe passable et donc autorisées pour les utilisations d'irrigation. [Tableau III.7](#).

**Tableau III.7.** Classification des eaux du barrage de Babar sur la base de SAR, Na%, TDS et CE. Pendant la période de (Janvier 2013- Mars 2016).

paramètres	intervalle	Classification des eaux	Échantillons %
Na%	20	Excellent	10
	20-40	Bonne	82
	40-60	passable	8
	60-80	Douteuse	nul
	80	Inapproprié	nul
SAR	10	Excellent	92
	18	Bonne	8
	18-26	Douteuse	nul
	26	Inapproprié	nul
CE	250	Excellent	
	250-750	Bonne	nul
	750-2000	passable	100
	2000-3000	Douteuse	nul
	3000	Inapproprié	nul
TDS	<1000	douce	97
	1000-3000	Légèrement salé	3
	3000-10000	Modérément saline	nul
	10000-35000	Saline élevée	nul

En général, l'application de ces méthodes pour évaluer l'aptitude des eaux du barrage de Babar à l'irrigation, on s'aperçoit que le risque de salinité est généralement passable pendant la période d'échantillonnage et le risque de sodicité est faible, il ne semble pas être un danger pour les eaux du barrage. Nous concluons que cette eau peut être utilisée pour l'irrigation sur presque tous les types de sol.

### Conclusion

Dans cette étude de cas, des techniques environnementales et des analyses de séries chronologiques ont été utilisées pour évaluer les variations temporelles des eaux de surface dans le bassin hydrographique de Ouel El Arab contrôlé par le barrage de Babar. Les sources de pollution de l'eau dans ce bassin versant pourraient dériver des eaux usées industrielles et urbaines, des activités d'irrigation et des intempéries. Pendant la période étudiée, le

changement de température de l'eau est similaire dans les trois stations et ce paramètre est largement influencé par le climat général de la région. Pour la salinité, la partie Est (S1) a un TDS élevée, la partie Ouest (S2) a un TDS faible et les eaux du barrage (S3) ont un TDS intermédiaire et à moyen. Ainsi, la salinité peut être classée selon l'ordre suivant :  $S1 > S3 > S2$ . L'application du diagramme de Piper pour cette eau a montré la présence de trois faciès chimiques. Le type d'eau dans S1 est  $SO_4$ -Na, dans S2 est  $HCO_3$ -Ca-Mg et il est  $SO_4$ -Ca-Mg dans le barrage. Ces types d'eau sont en fait le reflet de l'influence prédominante du gypse, de l'anhydrite et de l'halite dans la partie orientale de la zone d'étude. L'influence prédominante de la matière carbonatée est dans la partie occidentale de la zone d'étude et l'eau mélangée dans le barrage. Dans l'analyse de cluster en mode R, les sept variables ont été classées en deux groupes contrôlés par  $SO_4$ . Ces groupes sont : groupe 1 formés par les éléments évaporitiques (Na, Cl et K), le groupe 2 formés par les éléments carbonatés (Ca, Mg et  $HCO_3$ ). En mode Q, les 21 échantillons ont été classés en trois groupes. Le premier groupe est constitué par les échantillons appartenant à la station S1. Le deuxième groupe est représenté par les échantillons appartenant à la station S2. Le troisième groupe est constitué par les échantillons appartenant à la station S3. L'ACP, a permis d'expliquer 87,2% de la variance totale. L'analyse des séries chronologiques a également donnée les mêmes résultats. L'autocorrélation montre que TDS, Ca, Mg, Na, K, Cl et  $HCO_3$  ont une forte interrelation linéaire, et ils sont soumis à des sources changeant périodiquement. En effet, le  $NO_3$  et le  $SO_4$  sont liés à des sources anthropiques et géologiques. Les fonctions de densité spectrale de Ca, Mg, Na, Cl et  $HCO_3$  ont montré une tendance presque similaire avec le TDS ce qui suggère que le TDS est étroitement lié à la salinité. Les pics multiples des fonctions de densité spectrale du pH, K,  $SO_4$  et  $NO_3$  résultent de l'activité humaine, des engrais et des eaux usées domestiques. Les corrélations croisées de Ca, Mg, Na, Cl et  $SO_4$  ont une tendance très similaire avec TDS. Par contre K a évolution similaire à  $NO_3$  ceci suggère que ces éléments résultent de l'activité humaine, des engrais et des apports d'eaux usées domestiques provenant des affluents de Oued El Arab. Les résultats de cette étude démontrent clairement l'utilité de l'analyse statistique multivariée en hydrochimie.

À long terme, l'application de la méthode des tendances sur les données physicochimiques des eaux du barrage, permet d'avoir leurs évolutions temporelles sur une période de 39 mois. Les résultats obtenus montrent que la plupart des paramètres suivent des tendances négatives, à l'exception de K (41.56%),  $NO_2$  (5%) et  $NO_3$  (35.62%). L'utilisation des engrais potassiques et le déversement des rejets des villages directement dans la cuvette du barrage

sans aucun traitement préalable, entraîne une augmentation de K. L'augmentation des  $\text{NO}_3$  est due essentiellement à l'apport par les engrais et la nitrification de l'ammonium (-61%) qui a été accompagné par la baisse des teneurs de l'oxygène dissous (-7.5%). La baisse de la teneur d'orthophosphate (-80%) est due à sa faible mobilité d'une part, et à l'élimination du phosphore d'autre part par les processus d'érosion mécanique à partir d'adsorption de ce dernier par les colloïdes du sol. Nous constatons également que cette eau ne présente pas une pollution métallique, dans la mesure où les concentrations en métaux lourds enregistrées sont au-dessous du seuil fixé par l'OMS et la norme algérienne. L'évolution des métaux lourds en fonction des MES et de la turbidité montre clairement la relation significative entre les métaux lourds et les MES / et la turbidité car ils sont associés à la matière en suspension ou aux colloïdes. L'application du SAR, Na% et salinité, montre que les eaux du barrage peuvent être utilisées pour l'irrigation sans danger.

### **3.2. Simulation de l'onde de crue due à une rupture du barrage de Babar**

#### **3.2.1. Collecte de données**

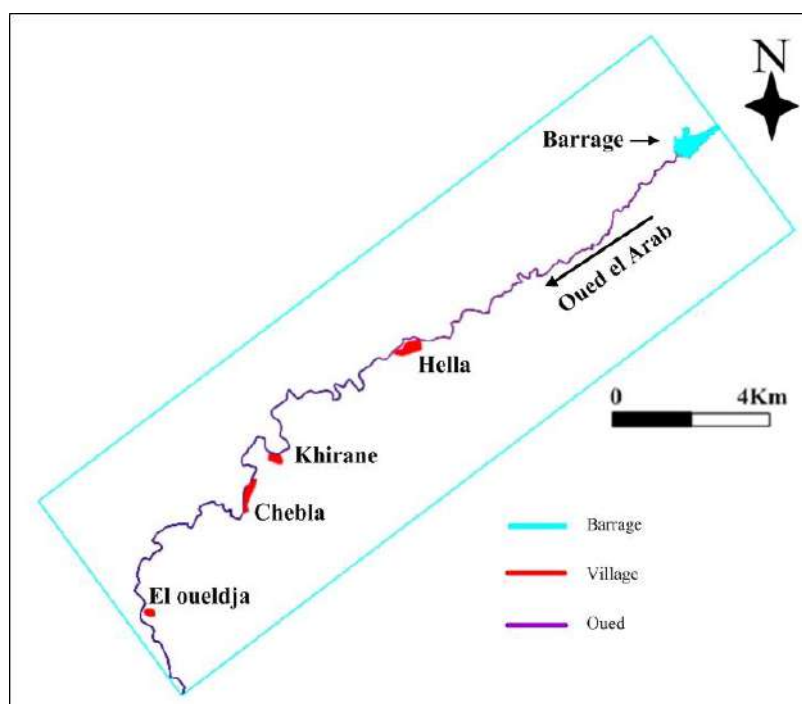
Cette simulation a été réalisée à l'aide du modèle numérique HEC-RAS qui a nécessité un certain nombre de données que nous allons passer en revue.

##### **3.2.1.1. Les données relatives au barrage**

Le barrage a été construit sur Oued El Arab qui draine un bassin versant d'une superficie de  $567 \text{ km}^2$ . Les précipitations enregistrées pendant 45 ans (1970-2015) varient entre 563 mm en 2003 et 140 mm en 1970. (Gaagai, 2009). Ce barrage a une hauteur de 37 m, une largeur de 1503 m et une capacité de  $41.000.000 \text{ m}^3$ . L'évacuateur de crue est prévu dans une selle qui se trouve à 650 m de la rive gauche et d'une largeur de 160 m. (Zrari, 2004). La région est soumise à un régime hydroclimatique irrégulier aussi bien à l'échelle saisonnière qu'à l'échelle interannuel. Cette irrégularité peut avoir de graves conséquences sur l'état de réservoir du barrage d'une part et sur la sécurité de corps du barrage d'autre part. La région peut recevoir 60 mm en un jour alors que la moyenne annuelle est de 310 mm. (Mebarki, 2009). La retenue reçoit aussi une grande part des apports liquides annuels en quelques jours. La majeure partie des terrains (67 %) du bassin versant est formée par des alluvions du Quaternaire et le barrage construit en 1990, est composé d'une digue en terre avec un noyau central en argile reposant sur des marnes vertes imperméables du Danien.

Au vue de la concentration fréquente des activités humaines sur le long de l'oued el Arab [Figure III.39](#), ce qui nécessite la prise en charge des problèmes posés par les crues induites

dans le cas d'une rupture partielle ou totale du barrage, pour la sûreté de cette ouvrage hydraulique contre n'importe quelles aléas ainsi que la sécurité des biens et des personnes habitant à l'aval du barrage contre ces crues. Ces ondes de propagations produites lors d'une rupture du barrage, s'apparentent dans un premier temps comme des ondes dynamiques par l'effet prépondérant de l'inertie, puis comme une onde de continuité, à mesure que l'inondation s'atténue en évoluant vers l'aval. La détermination de la propagation de l'onde résultant de la rupture doit donc permettre de prévoir en temps réel leur évolution à partir des données enregistrées en amont comme l'hydrogramme de crue à l'amont du barrage pour pouvoir prendre des mesures de protection appropriées contre ces crues. En cas de crue exceptionnelle qui aboutit à une rupture de la digue, la catastrophe est inévitable avec des pertes humaines, des biens et un impact négatif sur l'environnement [Figures III.39 et 40](#).



**Figure III.39.** Carte géographique de la zone d'étude

Le barrage de Babar ( $41 \text{ hm}^3$ ) était rempli à plus de 84 % durant toute l'année 2001 et à plus de 90 % en 2002, 2003 et 2004 pour connaître un léger fléchissement en 2005 et 2006 (plus de 86 %). Il se redressa à 88 % en 2007 et 2008 et à 90 % en 2009 (ANBT, 2015). En somme, son remplissage moyen (2001-2009) est de 90 %. Bien évidemment, selon l'apport de l'année 2001 (84%), il s'est avéré que ce dernier est très important, et qui peut exposer le barrage au problème des inondations graves, par conséquent la rupture du barrage en est une éventualité. De ce fait, ce barrage semble être plus affecté par le risque de rupture. Selon [la Figure III.40](#) qui représente le profile en long du Oued El Arab à l'aval du barrage y compris

l'emplacement des quatre villages et le barrage, il a été constaté que la pente de cet Oued va influencer directement sur l'acheminement de l'onde de crue vers les villages dans une courte durée, ce qui par conséquent va minimiser le temps pour l'évacuation des personnes. La modélisation de la rupture du barrage est habituellement effectuée dans un contexte d'étude plus vaste qui développe des hydrogrammes de crue provenant de diverses tempêtes, évalue l'adéquation du déversoir du barrage, estime les paramètres de rupture et effectue la cartographie de l'inondation qui en résulte (HEC, 2008). Cette simulation à l'aide du modèle HEC RAS, nous permet de constater la vitesse, le débit, le temps, la hauteur et la surface de l'onde de crue dans chaque point à l'aval du barrage, afin de nous permettre de tracer une carte de risque d'une part, et d'autre part, d'élaborer un système de sécurité qui répond à ces conditions en cas de rupture du barrage. Nous avons au total, deux ponts et quatre villages qui peuvent être exposés à cette onde de crue avant de se déverser dans Chott Melghir. Le premier pont se trouve à 903 m du barrage, le deuxième à 18.50 km, le premier village (Hella) à 19 km, Khérenne à 29.30 km, Chebla à 32.9 km et Oueldjat à 41.4 km par rapport au barrage.

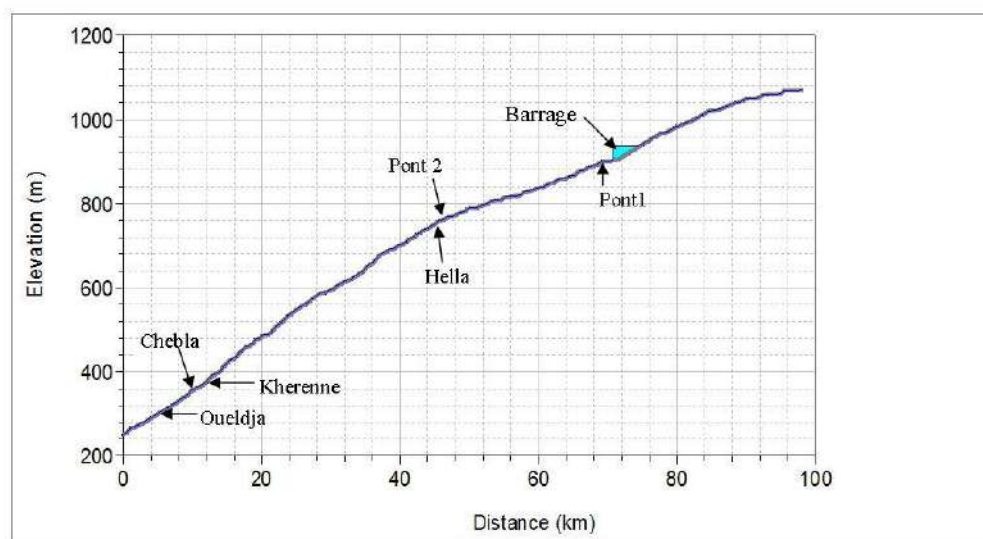


Figure III.40. Profil en long d'Oued El Arab.

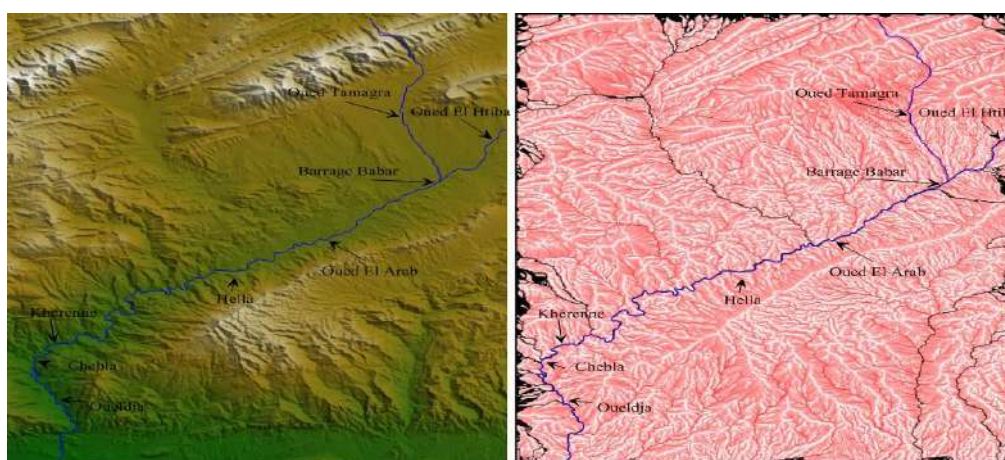
### 3.2.1.2. Les données géométriques et hydrauliques

Ce modèle hydraulique de la rivière ne va être aussi rentable que si les données utilisées et le personnel pour le développer soient disponibles. Les informations de terrain pour le canal principal et les zones inondées sont les principales données nécessaires pour la création d'un modèle hydraulique de la rivière. Pour la modélisation de la rupture du barrage, la taille et le moment de la brèche sont nécessaires. Cette section du document traite des données considérables pour l'élaboration d'un modèle hydraulique de la rivière pour effectuer l'analyse

de la rupture du barrage. Les données de la section transversale peuvent être modifiées pour correspondre à l'élévation courbe-volume du réservoir. Ceci est possible en exécutant une série de profils d'écoulement régulier du barrage à l'extrémité amont du réservoir, à l'aide d'un faible débit et modifiant la condition de départ en aval pour les différentes élévations du réservoir. Les exigences en matière de données de base pour effectuer les calculs du débit dans HEC-RAS sont classées comme suit :

### 3.2.1.2.1. Disposition de système géométrique

La description géométrique d'une rupture du barrage doit être évaluée pour simuler l'onde de crue qui en résulte et les conséquences en aval. Les données géométriques de base ont consisté en des données de sections transversales et des longueurs d'extension, des coefficients de perte d'énergie (pertes par contraction et pertes d'expansion) ainsi que des données de structure hydraulique (ponts, déversoirs, etc.). L'étude de rupture du barrage sur la longueur de la rivière de (98 km), a été acheminée par un total de 176 sections transversales situées à une distance moyenne d'environ (500m-1000m) qui s'étendent à partir de 30km avant le site du barrage jusqu'à la ville de Oueldja [Figures III.41, 42](#). Les sections transversales ont été obtenues à partir d'une surface sous la forme d'un réseau triangulé irrégulier, la cartographie topographique est ainsi créée en utilisant les données traitées (MNT) de l'enquête à l'aide de logiciel Autocade Civil 3D. 1300 sections supplémentaires ont été interpolées dans HEC-RAS pour améliorer la stabilité de calcul. [Figure III.43](#). Quatre villages et les deux ponts ont été inclus dans le modèle. Ces ponts sont modélisés comme des ouvrages hydrauliques à chaque fois que les données nécessaires étaient disponibles. 176 sections transversales utilisées pour le modèle de rupture du barrage ont été sélectionnées avec des intervalles de 0.5 km.



**Figure III.41.** La géométrie de zone étudiée

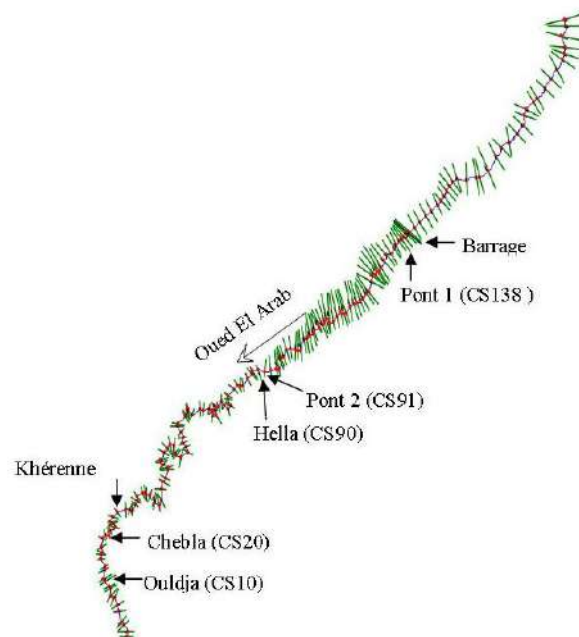


Figure III.42. Rivière et sections transversales

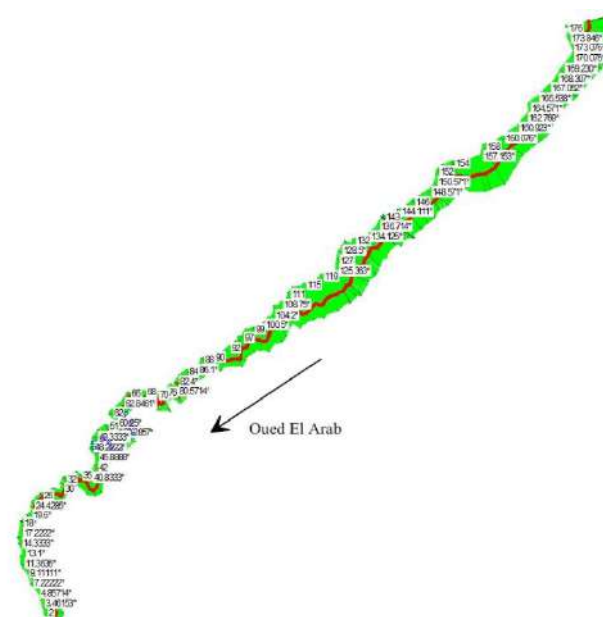


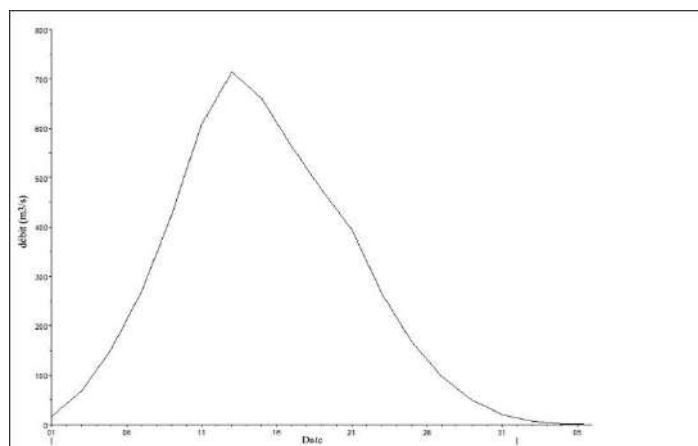
Figure III.43. Sections supplémentaires interpolées par HEC-RAS

### 3.2.1.2.2. Données Hydrauliques

Le modèle d'écoulement turbulent nécessite au minimum deux formes hydrauliques, coefficients de perte d'énergie (coefficient de Manning), et des conditions aux limites d'écoulement turbulent. La détermination du coefficient de Manning du lit et les côtés des différentes gammes de la rivière ont été réalisés en utilisant la géométrie de la rivière, la végétation sur les côtés du lit d'Oued et la quantité de la matière du lit. Deux formes du

coefficient de Manning ont été choisies lors de la sortie sur le terrain, qui sont de 0,035 sur le lit d'Oued et 0.1 sur les rives gauche et droite. Les pertes de charges liées aux contractions et expansions du lit, naturelles ou liées à des obstacles, sont prises en compte dans le modèle avec des coefficients respectifs de 0.1 et 0.3.

Cette partie nous permet également de définir les conditions aux limites et poser le cadre de la simulation avec le modèle de calcul HEC RAS. Les conditions aux limites doivent être établies à toutes les extrémités ouvertes l'eau fluviale modélisée. Dans cette étude, les conditions aux limites qui découlent qui sont utilisées dans le modèle numérique sont déterminées à l'aide de l'hydrogramme de crue construit grâce à l'analyse hydrologique du bassin versant d'Oued El Arab qui est introduit à la limite amont de l'Oued EL Arab. [Figure III.44](#). La condition à la limite aval utilisée dans le modèle numérique est une pente normale entre les deux dernières sections de la rivière. Pour la condition initiale, dans ce premier cas, on suppose que le débit à l'entrée soit constant et continu, la sortie journalière moyenne du réservoir était ( $16 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Ce débit a été estimé avant la rupture du barrage et à la sortie du barrage. Le type de rupture choisi pour cette étude est une brèche centrale à ciel ouvert sur la crête, lorsque le niveau d'eau atteint la côte de crête, cette brèche va se créer systématiquement d'une manière progressive avec le passage de l'onde de crue sur cette brèche.



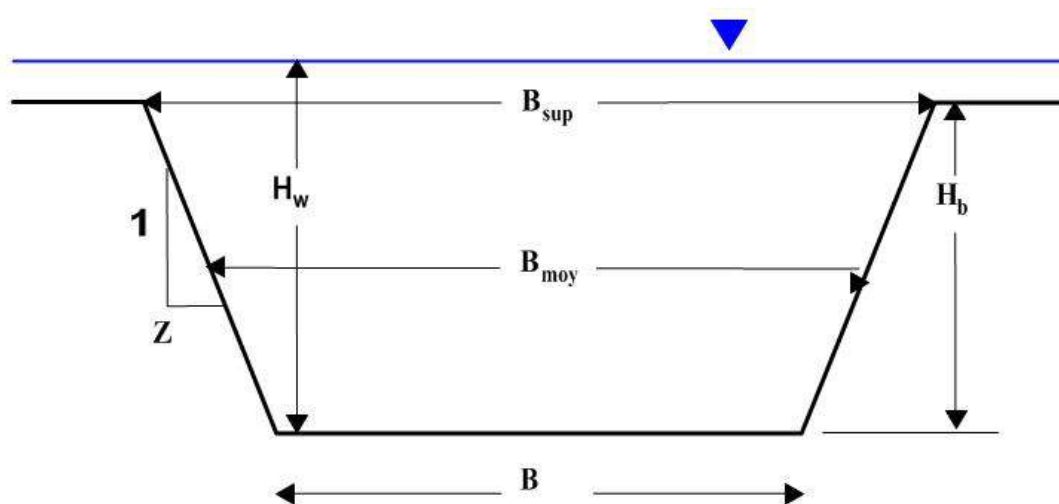
**Figure III.44.** Hydrogramme de crue entré dans le barrage

### 3.2.1.2.3. Estimation des paramètres de la brèche

Le modèle de simulation à l'aide de HEC-RAS nécessite les paramètres suivants pour décrire une rupture du barrage :

**(I)** Emplacement de rupture : Il s'agit de l'emplacement transversale de l'axe de rupture. Ceci est choisi en fonction de nombreux facteurs (type et forme du barrage, type de problème et le

mode). En général, il faut tenir compte de tous les facteurs concernant le barrage, y compris toute connaissance historique des problèmes d'infiltration et de fondation et placer l'emplacement de rupture dans l'emplacement le plus probable pour chaque type de problème. Généralement, le centre de la brèche est fixé à l'axe du canal principal aval (Michael et al., 2010). (II) Mode de rupture : Les calculs hydrauliques de brèche dans le HEC-RAS incluent les modes de forme de brèche soit à ciel ouvert, soit une ouverture interne dans le corps du barrage (due à une érosion interne). Tout autre mode de rupture peut être approché avec l'une de ces deux méthodes. Le mode de rupture est le mécanisme par lequel la brèche se produit. La rupture sous forme de brèche à ciel ouvert commence au sommet du barrage et atteint le maximum, tandis qu'une rupture sous une ouverture interne dans le corps du barrage peut commencer à n'importe quelle élévation / emplacement et atteindre les limites maximales. La taille de la brèche ultime et le temps de brèche sont beaucoup plus critiques dans l'estimation de l'hydrogramme de sortie que le mode de rupture. Dans cette étude, l'accent est mis ici sur une rupture sous forme de brèche à ciel ouvert qui commence au sommet du barrage. (III) Définition de la forme de brèche : La description de la forme de la brèche dans HEC-RAS concentre sur l'effort de calcul de l'acheminement de l'hydrogramme de crue dans la sortie de la brèche. La brèche dans les barrages en remblai est généralement supposée être trapézoïdale, de sorte que la forme et la taille de la brèche sont définies par la hauteur de la brèche, par sa largeur moyenne de la brèche, un angle d'inclinaison de la largeur (les pentes) et le temps de formation de la brèche. Ces valeurs représentent la taille maximale de la brèche (Michael et al., 2010). Un diagramme général montrant cette brèche est représenté sur la Figure III.45. La largeur de la brèche est décrite comme la largeur moyenne de brèche ( $B_{\text{moy}}$ ) dans plusieurs des équations empiriques. HEC-RAS utilise la largeur inférieure de la brèche pour l'entrée. La hauteur de la brèche ( $h_b$ ) est l'étendue verticale depuis le haut du barrage jusqu'à l'élévation inversée de la brèche. De nombreuses publications et des équations utilisent également la hauteur de l'eau ( $h_w$ ), qui est l'étendue verticale de la surface d'eau maximale à l'élévation inversée de la brèche. (VI) Temps de formation de la brèche : HEC-RAS exige qu'un temps de formation de la brèche soit défini. Le temps de formation de la brèche est décrit comme suit (HEC, 2008) : Ce temps représente la durée à partir de laquelle la brèche commence à avoir une certaine érosion, jusqu'au développement complet de la brèche. L'utilisation de modèles de processus devrait diminuer de façon significative l'incertitude dans l'estimation de ce paramètre car un modèle de processus peut être adapté pour simuler une structure spécifique plutôt que d'utiliser une estimation pour une classe de structures.

**Légende :**

- $B_{moy}$  : la largeur moyenne.
- $H_b$  : la hauteur de brèche.
- $H_w$  : la hauteur d'eau.
- $Z$  : la pente du talus de la brèche.
- $B_{sup}$  : la largeur supérieure.
- $B$  : la largeur inférieure.
- $T_f$  : temps de formation de la brèche.

**Figure III.45.** Profil type de la brèche.

Les dimensions de rupture, ainsi que le temps de formation de la brèche, doivent être estimés en dehors de HEC RAS. De nombreuses études de cas ont été réalisées sur des données issues des ruptures des barrages historiques conduisant à des directives, des équations de régression et des méthodes de modélisation pour estimer la taille de rupture du barrage et le temps de formation. L'un des résumés les plus complets de la littérature sur les ruptures de barrage historiques est un rapport du Bureau de Réclamation (Wahl, 1998). Bien que ce rapport traite de tous les types de barrages, il se concentre sur les barrages en terre.

Pour effectuer une simulation de propagation de l'onde de crue à partir d'une rupture du barrage, tous les paramètres doivent être estimés et fournis comme entré à la rupture du barrage. Pour la prédiction des paramètres de brèche, de nombreux chercheurs ont proposé des méthodes simplifiées pour prédire les pics de sortie d'une digue construite (Marche, 2004). Ces méthodes sont utilisées pour un travail au niveau de reconnaissance et de vérifier le caractère raisonnable d'une rupture du barrage et l'hydrogramme d'écoulement pour développer les paramètres d'estimation de la brèche. L'accent de ce travail a été mis sur l'interprétation et l'application des résultats de ces méthodes pour les échecs de modélisation avec le modèle HEC RAS. Plusieurs auteurs ont réalisé des études sur des cas réels et ont constaté que la forme de brèche la plus fréquente est celle d'un trapèze. Par exemple, Wahl,

(1998)a utilisé plusieurs essais pour déterminer les paramètres de la brèche dont 108 cas. Un certain nombre d'équations de régression qui estiment les paramètres de brèche ont été évalués en utilisant HEC-RAS. L'accent a été mis sur l'interprétation et l'application des résultats des méthodes empiriques de modélisation des ruptures sous forme de brèche à ciel ouvert qui commence au sommet du barrage (Gee et Brunner, 2007; Gee, 2009a ; Gee, 2009b). Dans ce travail nous avons choisi trois équations de régression sur la base de leur utilisation pour plusieurs études sur la sécurité des barrages, pour dimensionner la brèche, comme celle réalisées par Froehlich, (1995a) équations III.33 à 34, de MacDonald et Langridge-Monopolis, (1984) équations III.35 à III.37 et celle de Von Thun et Gillette, (1990) III.38 à 39.

$$B_{moy} = 0.1803K_0V_w^{0.32}h_b^{0.19} \quad \text{(III.33)}$$

$$t_f = 0.00254V_w^{0.53}h_b^{-0.9} \quad \text{(III.34)}$$

Où :

$B_{moy}$  = largeur moyenne de brèche (mètres)

$K_0$  = constante (1,4 pour les brèches avec une ouverture sur la crête, 1,0 pour les brèches avec une ouverture à l'intérieure du corps du barrage (érosion interne).

$V_b$  = volume du réservoir en cas de rupture ( $m^3$ )

$H_b$  = hauteur de la brèche finale (m)

$T_f$  = temps de formation de rupture (heure)

Froehlich déclare que les pentes latérales moyennes devraient être :

1.4 H : 1V pour les brèches avec une ouverture sur la crête

0,9 H : 1V pour les brèches avec une ouverture à l'intérieure du corps du barrage (érosion interne).

$$V_{érodé} = 0.00348(V_{ext} * h_w)^{0.852} \quad \text{(III.35)}$$

$$t_f = 0.0179(V_{érodé})^{0.364} \quad \text{(III.36)}$$

Où

$V_{érodé}$  : volume de matériau érodé du talus du barrage ( $m^3$ )

$V_{ext}$ : volume d'eau qui traverse la brèche ( $m^3$ ); Par exemple, le volume de stockage du déversoir et le volume d'eau entré après le commencement de la rupture.

$H_w$ : profondeur d'eau au-dessus du seuil de la brèche (m).

$T_f$ : temps de formation de brèche (heure)

$$B_{inf} = \frac{V_{\text{érodé}} - h_b^2(CZ_b + \frac{h_b Z_b Z_3}{3})}{h_b(C + \frac{h_b Z_3}{2})} \quad (\text{III.37})$$

Où:

$B_{inf}$ : largeur inférieure de la brèche (m)

$h_b$ : hauteur du haut du barrage au bas de la brèche (m)

$C$ : largeur de crête du haut du barrage (m)

$Z_3$ :  $Z_1 + Z_2$

$Z_1$ : pente moyenne ( $Z_1$ : 1) de la face amont du barrage

$Z_2$ : pente moyenne ( $Z_2$ : 1) de la face aval du barrage

$$b_{moy} = 2.5h_w + C_b \quad (\text{III.38})$$

Où :

$B_{moy}$ : largeur de rupture moyenne (m)

$H_w$ : profondeur d'eau au-dessus du bas de la brèche (m)

$C_b$  : coefficient, avec une fonction de la taille du réservoir, voir le [Tableau III.8](#).

$$t_f = \frac{B_{moy}}{4h_w} \quad (\text{III.39})$$

Le débit maximum est donné par la formule suivante :

$$Q_p = 0.607v_w^{0.295}h_w^{1.24} \quad (\text{III.40})$$

Ces équations de régression ont été établies à partir de plusieurs études de rupture de barrages et pour donner une gamme raisonnable de valeurs pour les barrages en terre avec un noyau en argile. Ainsi :

**Froehlich (1995)** a utilisé 63 essais sur les barrages en terre avec un noyau d'argile, et des ensembles de données pour développer un ensemble d'équations pour prédire la largeur moyenne de la brèche, les pentes latérales et le temps de formation de la brèche. Les données de Froehlich a utilisé les données suivantes :

- **Hauteur des barrages** : 3,66 à 92,96 mètres (avec 90% <30 mètres et 76% <15 mètres)
- **Volume d'eau au moment de la rupture** :  $0,013-660 \text{ m}^3 * 10^6$  (avec 87% < $25 \text{ m}^3 * 10^6$  et 76% < $15 \text{ m}^3 * 10^6$ )

Bien qu'il ne soit pas précisé dans le document de Froehlich, la hauteur de la brèche est normalement calculée en supposant que la brèche va du haut du barrage vers le bas à l'élévation du sol naturel à l'endroit de la rupture.

**Macdonald et Langridge-Monopolis (1984)**: ont proposé un facteur de formation de la brèche, défini comme le produit du volume de sortie de la brèche (y compris le stockage initial) et la profondeur d'eau au-dessus de la brèche est inversée au moment de rupture. Ils ont rapporté le volume de matériaux de remblais enlevés à ce facteur pour les barrages à terre (par exemple, la roche ou le remplissage de terre avec un noyau résistant à l'érosion). En outre, ils ont conclu à partir de l'analyse des 42 études de cas citées dans leur document selon lequel, les pentes de la brèche pourraient être supposées être 1H : 2V. Dans la plupart des cas : la forme de rupture était triangulaire ou trapézoïdale, selon que la brèche atteignait la base du barrage ou non. Le temps de formation de rupture en fonction du volume de matériau érodé a également été présenté pour les barrages de mise à la terre. Les données que MacDonald et Langridge-Monopolis utilisaient pour leur analyse de régression les fourchettes suivantes :

- **Hauteur des barrages** : 4.27-92.96 mètres (avec 76% <30meters et 57% <15meters)
- **Volume d'eau au moment de la rupture** :  $0,0037-660 \text{ m}^3 * 10^6$  (avec 79% < $25 \text{ m}^3 * 10^6$  et 69% < $15 \text{ m}^3 * 10^6$ ).

**Von Thun et Gillette (1990) et Dewey et Gillette (1993)** ont utilisé les données de Froehlich (1987) et MacDonald et Langridge-Monopolis (1984) pour élaborer des méthodes afin d'estimer les pentes latérales, la largeur de rupture et le temps de rupture. La méthode proposée utilise des pentes latérales de 1,0 H:1,0 V, à l'exception des barrages à sols cohésifs, où les pentes latérales devraient être de 0,5H:1 V à 0,33H: 1V. Les données que Von Thun et Gillette utilisaient pour leur analyse de régression avaient les fourchettes suivantes :

- **Hauteur des barrages** : 3,66 à 92,96 mètres (avec 89% <30 mètres et 75% <15 mètres)

- **Volume d'eau au moment de la rupture** :  $0,027-660 \text{ m}^3 * 10^6$  (avec 89%  $<25 \text{ m}^3 * 10^6$  et 84%  $<15 \text{ m}^3 * 10^6$ )

**Tableau III.8.** Représente le coefficient de la taille de réservoir

Taille de barrage	$C_b(m)$
$<1.23 * 10^6$	6.1
$1.23 * 10^6 - 6.17 * 10^6$	18.3
$6.17 * 10^6 - 1.23 * 10^7$	42.7
$>1.23 * 10^7$	54.9

Nous avons réalisé trois simulations différentes utilisant chacune de ces formules pour :

- comparer le débit maximum sortant de la brèche avec celui donné par les formules empiriques.
- choisir la simulation qui va servir à la réalisation de la carte d'inondation.

### 3.2.2. Résultats et discussion

#### 3.2.2.1. Scénario de brèche-rupture du barrage

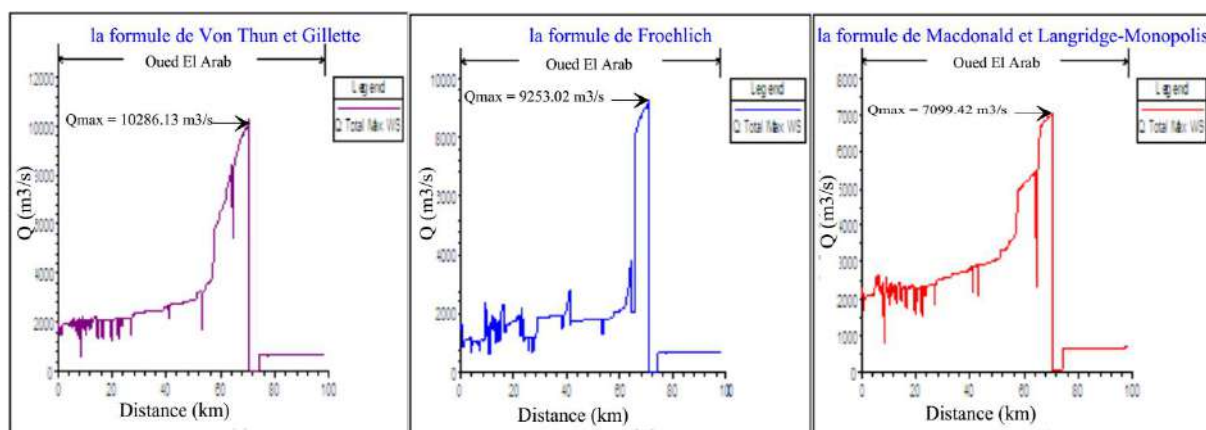
L'analyse quantitative des trois méthodes pour prédire les paramètres de la brèche dans le remblai du barrage et les sorties de la brèche permet de calculer la largeur de la brèche, le temps de rupture et le débit de pointe. Le calcul de la largeur de la brèche par les trois méthodes de Froehlich, Von Thun et Gillette et Macdonald et Langridge-Monopolis sont respectivement, 136.82 m, 147.4 m et 147.2 m. Le temps de formation de la brèche pour Froehlich (1.06 heure), pour Von Thun et Gillette (0.99 heure) et pour Macdonald et Langridge-Monopolis (1.604 heure). Le débit de pointe calculé après la simulation pour chaque formule donne  $9253.02 \text{ m}^3/\text{s}$  pour Froehlich,  $10286.13 \text{ m}^3/\text{s}$  pour Von Thun et Gillette et  $7099.42 \text{ m}^3/\text{s}$  pour Macdonald et Langridge-Monopolis. [Tableau III.9.](#) [Figure III.46.](#) L'application de ces trois formules permet d'avoir des résultats relativement proches. L'analyse de ces résultats montre que les débits issus de la brèche sont très proches avec un débit moyen calculé par la formule empirique égale à  $9566.62 \text{ m}^3/\text{s}$ . Dans l'ensemble, il apparaît que la formule de Froehlich peut fournir des estimations raisonnables de la limite supérieure de sortie de la pointe. Pour cette application, les résultats de la méthode Froehlich étaient considérés comme la meilleure estimation du pic d'écoulement de sortie. Toutefois, on peut l'adopter pour les raisons que la formule de Froehlich est la plus adaptée aux barrages en

terre, la plus récente et elle est déterminée à partir d'étude de nombreux cas réels (63 cas) (Wahl, 2004), par contre les autres formules représentent une estimation préliminaire.

**Tableau III.9.** Résultats de la simulation du débit par le modèle HEC-RAS.

Formules	Nombre de cas étudiés	Binf (m)	Bmoy (m)	Bsup (m)	Z	Tf (heure)	Qmax (m <sup>3</sup> /s)
Macdonald et Langridge-Monopolis	42	105.6	147.2	188.9	0.9	1.604	7099.42
Von Thun et Gillette	57	93.8	147.4	201	0.7	0.99	10286.13
Froehlich	63	75.16	136.82	198.5	0.6	1.06	9253.02

Les résultats obtenus par l'application du modèle HEC RAS ont été rassurants, parce qu'ils tombent dans la gamme des valeurs obtenues à partir de la base de la régression des méthodes. Cependant, dans le même temps, ils ont également contribué à montrer que les méthodes même basées sur la physique peuvent être très sensibles à l'hypothèse de l'analyse concernant la morphologie de la brèche et l'emplacement du développement initial de la brèche. L'application de cette analyse par le modèle HEC RAS à l'aide de ces méthodes de prévisions de la brèche a montré la possibilité de limiter le mécanisme de rupture qui n'a pas été révélé. Cette analyse des paramètres de la brèche a fait usage d'une base de données d'informations sur une rupture de nombreux barrages à partir de nombreuses sources réelles. L'étude de cas présentée ici montre que cette analyse significative de jugement doit être exercée dans l'interprétation des prévisions des paramètres de la brèche.

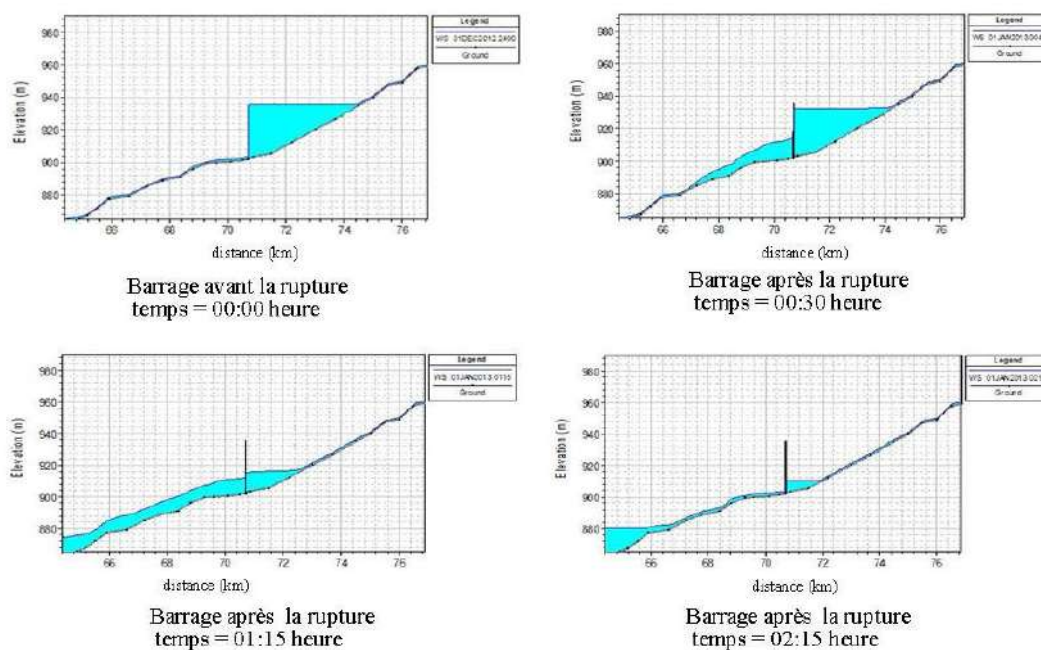


**Figure III.46.** L'évolution de l'onde de crue par les trois méthodes empiriques

### 3.2.2.2. Évolution de l'onde de crue

L'hydrogramme de crue au niveau de la sortie de la brèche calculé à partir du barrage est représenté sur la Figure III.47. Il montre qu'après environ 30 minutes de la rupture du

barrage, le pic du débit de sortie serait égal à  $9253.02 \text{ m}^3/\text{s}$  et il commence de s'atténuer jusqu'à un débit de  $124.53 \text{ m}^3/\text{s}$  après environ 02 :15 heures de la rupture du barrage. La totalité du volume du réservoir sera vidé et se déversera dans la rivière soit un volume de  $41 \cdot 10^6 \text{ m}^3$  (au minimum) qui sera acheminé vers l'aval du barrage pendant une durée très courte de 02 :15 heure ce qui traduit l'importance des conséquences de cette onde de crue. L'hydrogramme de crue montre que le réservoir et le corps du barrage ont été épuisés à la fin du temps de simulation. Ce changement grave des caractéristiques de la brèche dans le barrage et les paramètres géométriques existants en aval de la rivière ont entraîné une augmentation significative dans les débits de pointe sur la digue du barrage et dans la zone aval. Le débit de pointe de différentes sections n'est pas uniforme à l'aval du barrage. Cette observation indique que les débits de pointe étaient sensibles aux changements de la pente latérale de la brèche, du coefficient de Manning et en particulier de la géométrie du lit de Oued El Arab à différents degrés pour limiter la rupture dans le temps.



**Figure III.47.** La rupture du barrage et la propagation de l'onde de crue en fonction du temps

### 3.2.2.3. Évolution de débit/vitesse de l'onde de crue

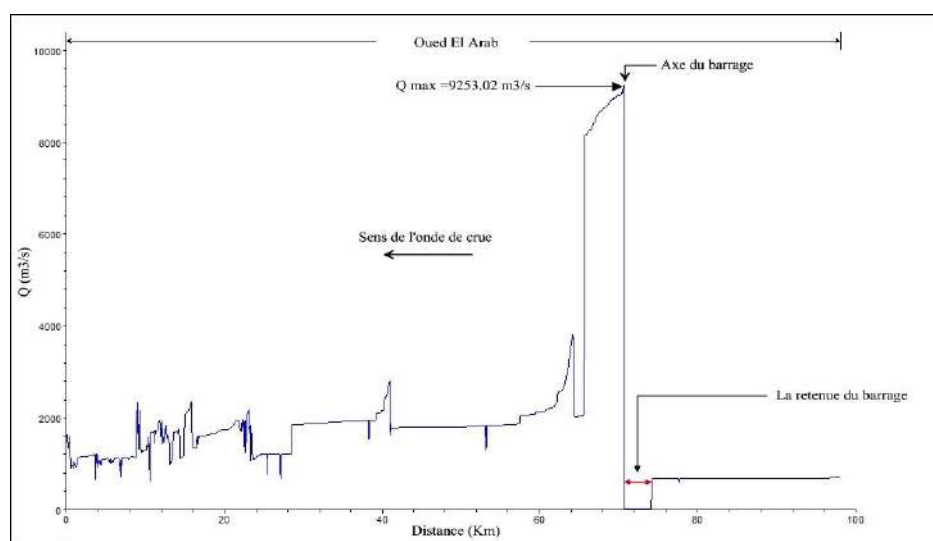
L'étude de propagation de l'onde de rupture a été menée sur plus de 75 km dans la vallée de Oued El Arab. Compte tenu de la particularité de ce barrage lié à son bassin versant d'une surface de  $567 \text{ km}^2$ , une rupture progressive a été simulée à l'aval du barrage. Après la rupture, l'évolution spatial du débit sur le long de Oued El Arab a enregistré un pic de  $9253.02 \text{ m}^3/\text{s}$  juste après quelques minutes de rupture du barrage, et puis il commence à

s'atténuer de pour arriver au dernier village (Oueldja) avec un débit de 1110.64 m<sup>3</sup>/s. Cette évolution peut nous donner une image sur l'importance de cette onde de crue et les conséquences qu'elle peut engendrer à l'aval du barrage.

Selon les résultats obtenus par le modèle HEC RAS, le débit max ( $Q_{max} = 9253.02 \text{ m}^3/\text{s}$ ), un temps d'épuisement de réservoir du barrage ( $t = 2 : 15 \text{ heure}$ ) et un volume de réservoir du barrage ( $v = 41 * 10^6 \text{ m}^3$ ), montrent que la rupture du barrage peut constituer un réel danger pour tous les villages, les infrastructures et les populations qui se trouvent à l'aval du barrage. Il s'agit de la zone située en aval du barrage et dans laquelle l'élévation du niveau des eaux est supérieure aux plus fortes crues connues. **Tableau III.10.** Les **Figures. III.48 et 49** représentent respectivement le débit de pointe en m<sup>3</sup>/s suite à la rupture du barrage et la variation des vitesses d'écoulement maximales atteintes en m/s.

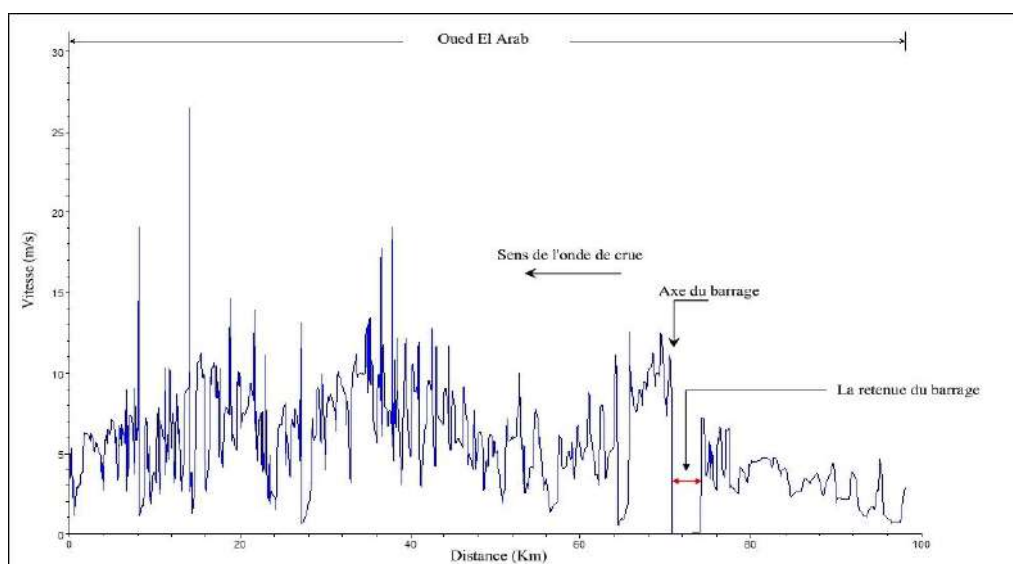
**Tableau III.10.** Propagation de l'onde de crue simulée en aval du barrage.

stations	section	profile	Qmax (m <sup>3</sup> /s)	Min Ch El(m)	W.S. Elev(m)	E.G. Elev(m)	E.G. pente	Vitesse (m/s)	débit Area (m <sup>2</sup> )	Largeur (m)	Temps d'arrivé (heure)	hauteur d'eau (m)	Froude
pont1	138	Max WS	<b>8989.01</b>	900	911.07	913.24	0.008019	<b>11.97</b>	2471.6	399.52	<b>00 :15</b>	<b>11.07</b>	1.16
pont2	91	Max WS	<b>1805.89</b>	760.71	766.77	767.28	0.004337	<b>5.39</b>	1014.2	323.47	<b>06 :40</b>	<b>6.06</b>	0.75
hella	90	Max WS	<b>1804.56</b>	757	762.09	762.67	0.007279	<b>5.67</b>	943.87	399.65	<b>06 :45</b>	<b>5.09</b>	0.92
khérene	26	Max WS	<b>1458.34</b>	392.73	401.66	402.31	0.002	<b>4.69</b>	731.92	154.64	<b>07 :45</b>	<b>8.93</b>	0.54
chebla	20	Max WS	<b>1395.65</b>	357.22	364.08	364.32	0.001404	<b>3.15</b>	1065.1	269.09	<b>08 :00</b>	<b>6.86</b>	0.43
oueldja	10	Max WS	<b>1110.64</b>	305.23	310.43	311.66	0.0101	<b>6.03</b>	525.3	476.63	<b>08 :45</b>	<b>5.2</b>	1.06



**Figure III.48.** Variation spatiale de débit de pointe après la rupture du barrage.

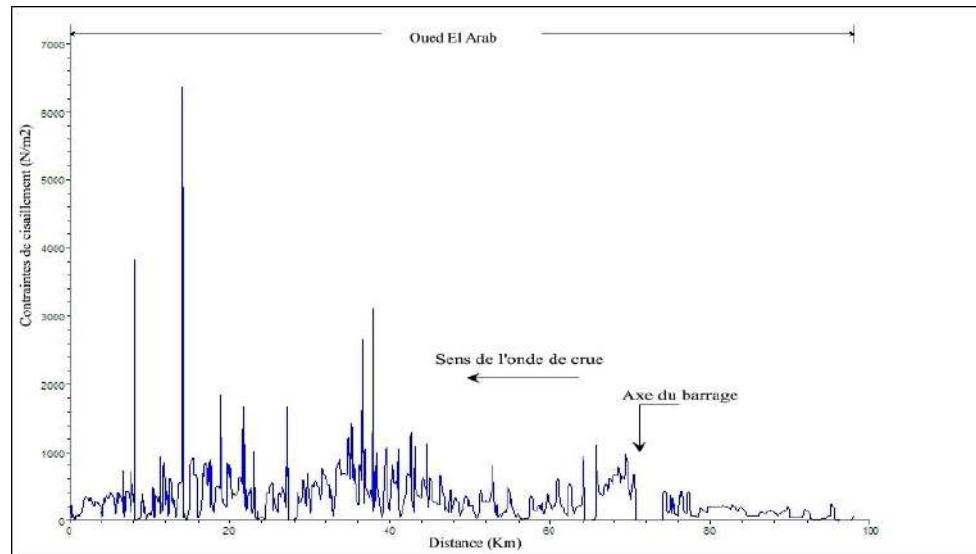
Les valeurs de la vitesse d'écoulement montre la violence de l'écoulement et contribue à l'estimation de la quantité de mouvement qui repose sur la modélisation numérique des équations de Saint Venant. Dans ces équations, les inconnues sont la vitesse et la hauteur d'eau. Les vitesses d'écoulement sont très importantes et peuvent produire des dégâts importants même avec une faible hauteur d'eau. La propagation de l'onde de crue simulée en aval du barrage, montre la variation instable et irrégulière de la vitesse d'écoulement après la rupture du barrage. Cette variation dépend essentiellement de la géométrie de la vallée accidentée le long de Oued El Arab et de la pente de la rivière. [Tableau III.10](#). [Figure III.49](#). Selon les résultats de la simulation obtenus à l'aide du modèle HEC-RAS, l'onde de crue permet de former une brèche très large dans la digue et elle a déferlé à l'aval avec de fortes vitesses. Selon la courbe de vitesse qui apparaît sur la [Figure III.49](#), cette onde de crue peut avoir des pics de vitesse de près de 26.5 m/s, qui commence à s'atténuer à partir de 27 km du barrage.



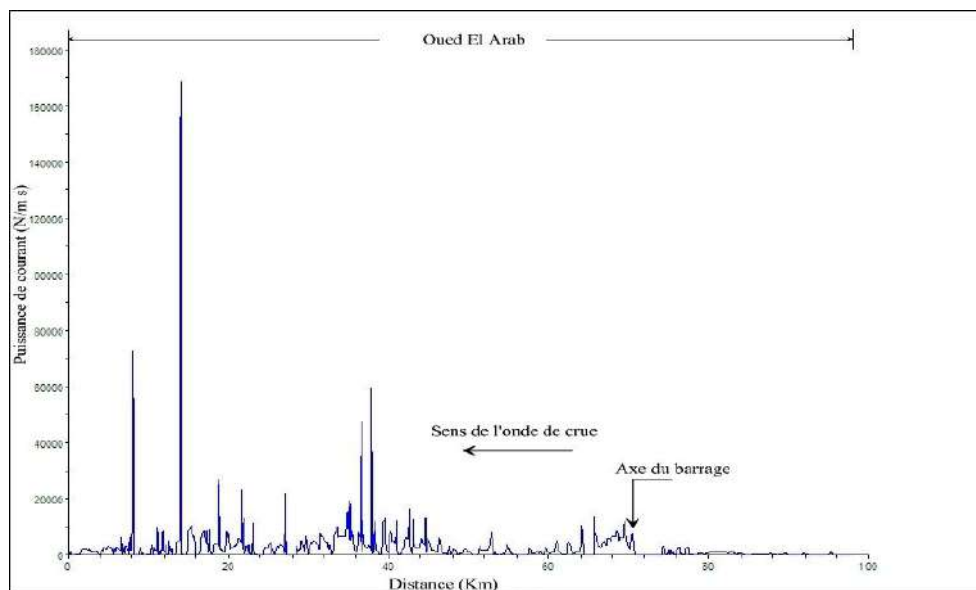
**Figure III.49.** Variation de la vitesse d'écoulement après la rupture du barrage.

L'évolution spatiale de la vitesse de l'onde de crue a enregistré trois pics sur trois stations différentes tels que (pic 1 : station N° 75.125\*,  $V= 19.10\text{m/s}$ ), (pic 2 : station N° 27.1666\*,  $V= 26.5\text{m/s}$ ) et (pic 3 : station N° 15.5\*,  $V= 19.02\text{m/s}$ ). [Figures III.50 et 51](#). Il a été constaté que la variation spatiale de la vitesse de l'onde de crue est similaire aux deux facteurs tels que : Le facteur de contrainte de cisaillement, de transport de lit de Oued El Arab et le facteur de puissance de courant d'eau qui est fonction de type de sol, la géométrie et en particulier avec les pentes raides de l'Oued. Selon la [Figure III.49](#), la variation spatiale de la vitesse de l'onde de crue qui apparaît d'une manière aléatoire. Ceci est dû à la géométrie de terrain

accidenté de la vallée de Oued El Arab, qui se trouve entre deux chaînes montagneuses de l'Aurès et de Nemmamecha.



**Figure III.50.** Contrainte de cisaillement et régime de transport de lit d'Oued El Arab

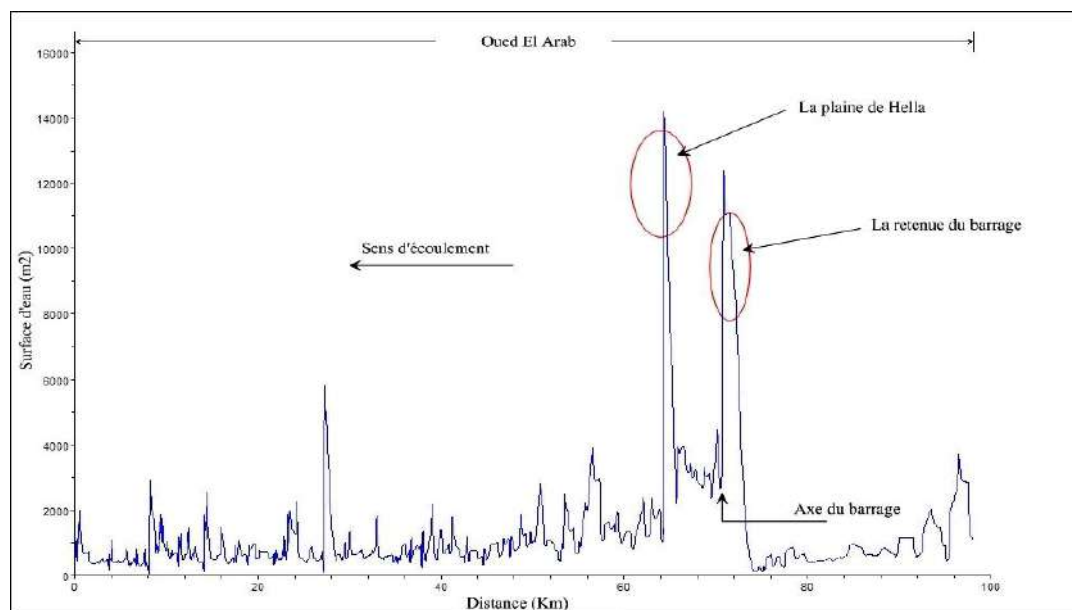


**Figure III.51.** Puissance de courant d'eau de l'onde de crue

#### 3.2.2.4. Profil des surfaces d'eau maximum

La rupture du barrage de Babar engendrera une onde de crue qui permettra l'apparition de niveaux d'eau maximums sur l'ensemble d'Oued El Arab. Le premier pic est représenté par la surface de la retenue du barrage juste après quelques seconds de rupture. Tandis que les deux autres pics sont liés à des pentes très faibles comme la plaine de Hella. [Figure III.52](#). Par contre le reste de l'écoulement est lié à la morphologie des vallées très étroites et très accidentées. D'après les résultats obtenus par le modèle de HEC-RAS, la variation des

niveaux d'eaux dans cette zone présente une fluctuation très importante le long de l'Oued El Arab.



**Figure III.52.** La surface de l'eau pendant la crue

### 3.2.2.5. Analyse des risques d'inondations

La simulation de l'onde de propagation à l'aval du barrage par le modèle hydrodynamique unidimensionnel HEC-RAS, peut prédire la rupture du barrage, avec une onde de crue très dangereuse pour toute la partie aval du barrage, plus particulièrement sur tout ce qui se trouve au bord de Oued El Arab. La crue qui sort du barrage par la brèche avec un débit de  $9253.02 \text{ m}^3/\text{s}$  constitue un danger permanent sur la zone étudiée qui est exposée à cette onde de submersion. Cette onde peut atteindre le premier pont d'ouverture de  $(3\text{m} \times 3\text{m})$  (section 138) situé à une distance de 903 m de l'axe du barrage avec un débit de  $8989.01 \text{ m}^3/\text{s}$  et une hauteur d'eau égale 11.07 m dans un temps très court soit 00 :20 heures. [Figure III.53](#). Le pont sera inévitablement submergé et endommagé totalement, entraînant par conséquent des coupures de la route qui lie la ville de Babar avec les autres villages (Hella, Khérenne, Chebla et Ouldja) situés à l'aval du barrage de Babar. Pour anticiper de telles situations, il y a lieu de prévoir un dispositif d'alerte pour évacuer les habitants des villages situés à l'aval du barrage avant l'arrivée de l'onde de crue. Le réseau routier est un facteur de développement économique qui doit être également géré en tenant compte du risque de rupture d'une digue de barrage. Actuellement notre vie se développe par la réalisation des projets qui nécessitent des moyens humains et matériels engendrant des déplacements et des mouvements très importants de populations. Cependant, afin d'éviter le risque de coupure des routes, il faut

mettre en place des protocoles de communication avec les autorités concernées en cas d'urgence.

Le deuxième franchissement de l'oued est celui par un pont situé au niveau de la section 91 se trouvant à une distance de 18.50 km de l'axe du barrage à l'entrée de la ville de Hella. L'onde de propagation qui arrivera au niveau du pont dans un temps de 06 :40 heures aura un débit de  $1805.89\text{m}^3/\text{s}$  et une hauteur d'eau égale à 6.06 m. [Figure III.53](#). Le village de Hella est le premier village exposé à cette crue (section 90) avec un débit de  $1804.56\text{m}^3/\text{s}$ , et une hauteur d'eau de 5.09m dans un temps de 06:45 heures. [Figure III.54](#). Cette onde avec ce débit submergera une partie de la ville de Hella et aura un impact violent et destructeur. Le deuxième pont situé à l'aval de la ville de Hella (section 89) sera aussi endommagé par l'onde de crue et ne permettra pas d'évacuer les populations de la rive gauche de l'Oued vers les monts de Nemamcha.

Le deuxième village de Khérenne (section 26) est situé à 29.83 km (à vol d'oiseau) à partir de l'axe du barrage. L'onde de submersion atteindra ce village dans un temps de 07 :45 heures avec un débit de  $1458.34\text{m}^3/\text{s}$  et une hauteur d'eau égale à 8.93m. [Figure III.54](#). De même que pour Hella, le village Khérenne, sera touché en partie par cette onde de crue qui inondera les terrains agricoles qui se trouvent sur la rive droite de l'oued et qui détruira totalement les arbres et les palmiers de cette zone.

Le troisième village de Chebla (section 20) est situé en aval à 32.90 km de l'axe du barrage (à vol d'oiseau). Cette onde de crue atteindra le village dans un temps de 08 :00 heures avec un débit de  $1395.65\text{m}^3/\text{s}$  et une hauteur d'eau de 6.86 m [Figure III.55](#). Compte tenu de la morphologie topographique similaire avec la ville précédente (Khérenne), le village de Chebla sera confronté aux mêmes conséquences de l'onde de crue sur la ville et sur les terrains agricoles.

Le dernier village de Oueldja (section 10) est situé à 41.4 km de l'axe du barrage (à vol d'oiseau). D'après la [Figure III.55](#), l'onde crue ayant un débit de  $1110.64\text{m}^3/\text{s}$  n'a pas d'effet sur ce village, qui a une dénivelée de 8m par rapport au lit de l'oued El Arab, étant donné que la hauteur de l'onde de crue n'a qu'une hauteur de 5.2 m.

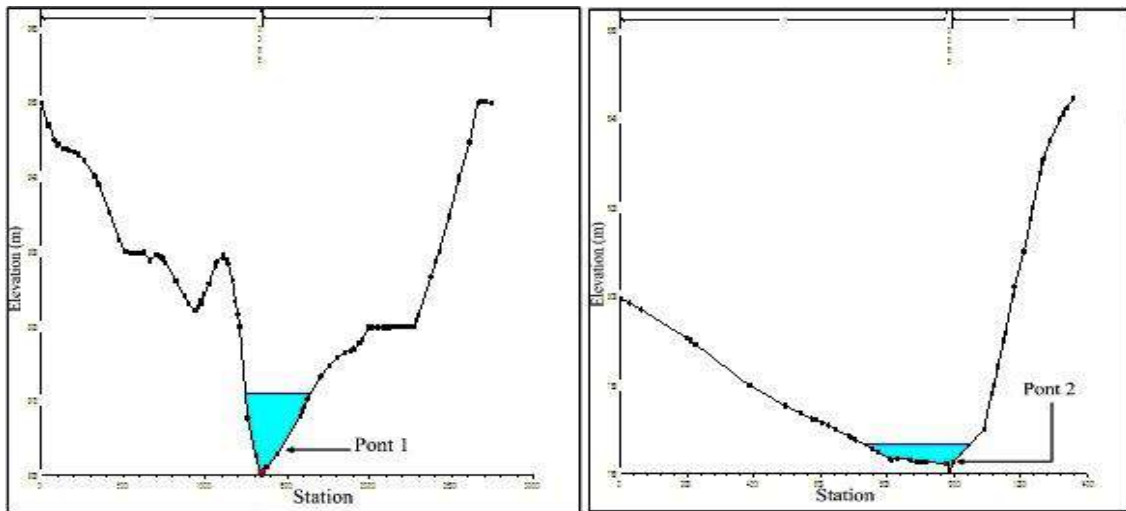


Figure III.53. Le niveau d'eau après la rupture au niveau des ponts 1 et 2

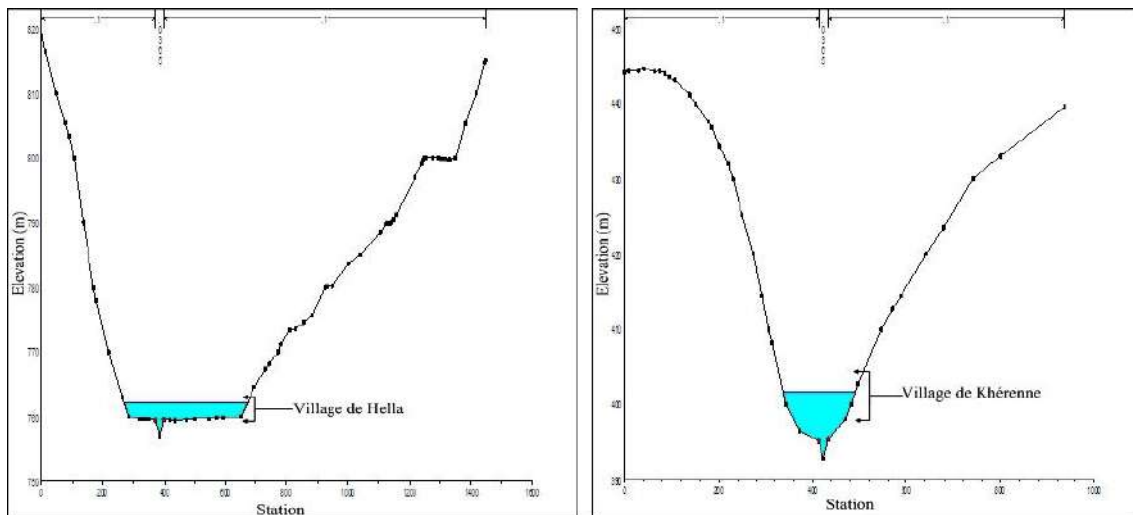


Figure III.54. Le niveau d'eau après la rupture au niveau des villages Hella et Khérenne

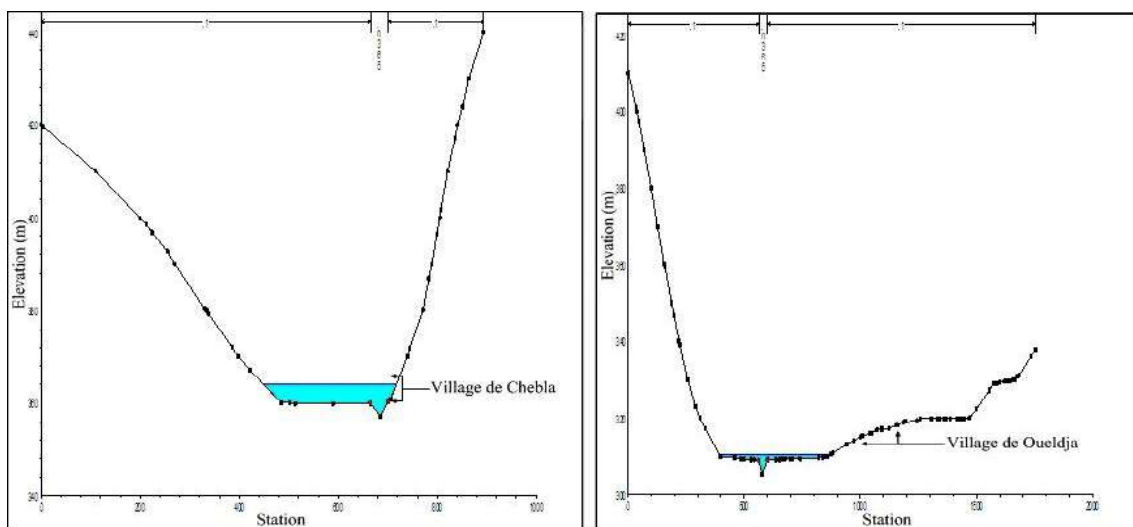


Figure III.55. Le niveau d'eau après la rupture au niveau des villages Chebla et Oueldja

D'après la simulation de la rupture du barrage effectuée à l'aide du modèle HEC-RAS, l'onde de propagation, peut engendrer des pertes humaines, matériels et des conséquences négatives sur l'environnement jusqu'au village de Ouldja. La position des villages situés à l'aval du barrage et au bord du cours d'eau délimité par les bassins versants de deux chaînes montagneuses favorise l'orientation de l'onde de crue vers l'aval et ne permet pas d'écarter la crue. Cette rupture de la digue du barrage entraîne la formation d'une onde de submersion qui se traduit par une élévation brutale du niveau de l'eau à l'aval. La carte du risque représente les zones menacées par l'onde de submersion qui résulteraient d'une rupture totale de l'ouvrage [Figure III.56](#). Cette crue inondera une grande partie des villages situés à l'aval du barrage et endommagera une grande partie de la route et des terrains agricoles. Cette simulation nous permet de conclure que les villages de Hella, Kheranne et Chebla sont fortement exposés à l'onde de crue, par contre le village de Ouldja est totalement protégé en cas de rupture du barrage.

Cette analyse de rupture du barrage nous permet de démontrer que le phénomène de la rupture serait très dangereux et dévastateur sur la zone aval du barrage. Selon la carte de risque que nous avons établie à l'aide du modèle HEC RAS, on peut mettre en œuvre une stratégie intégrée de la gestion des ondes de crue à l'aval du barrage en cas de rupture du barrage par laquelle on peut sauver autant que possible les villages qui se trouvent sur le lit de l'oued, avec cette carte de risque. Il semblerait que les trois premiers villages (Hella, Khérenne et Chebla) sont les plus exposés à cette onde de submersion et en particulier les villages de Hella et Chebla [Figures III.57, 58, 59 et 60](#). Ceci nous permet de proposer une série de mesures pour tenter d'atténuer le risque d'inondation de ces villages en cas de rupture du barrage. Il sera indispensable de maintenir le bon fonctionnement du barrage et prévoir un système d'alerte et d'établir aussi un plan d'évacuation de la population. Ce dispositif doit être efficace, efficient et très rapide avant l'arrivée de l'onde de crue. Cette analyse de risque d'inondation par ce modèle, nous permet d'évaluer le temps nécessaire pour que cette onde de submersion atteigne les villages. Selon le temps simulé de la formation de la brèche (1.06 heure) et le temps de propagation de l'onde de crue à l'aval du barrage, on s'aperçoit que le premier village sera atteint par la crue au bout de 6 :45 h et le dernier village, au bout de 8 :45 h, ce qui permet de mettre en œuvre le plan d'alerte d'une manière efficace. [Tableau III.10](#).

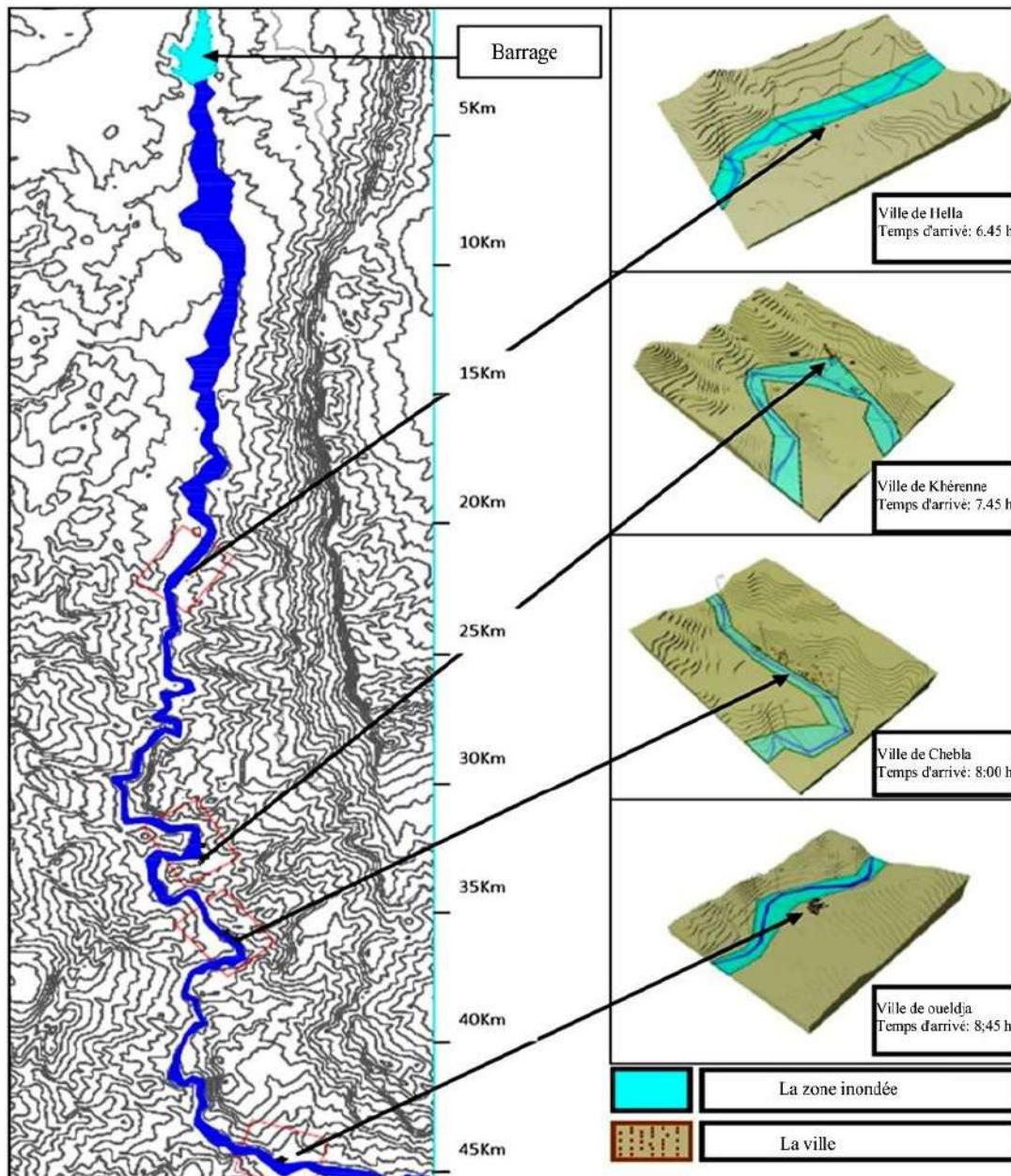


Figure III.56. Carte d'inondation par la rupture du barrage de Babar.

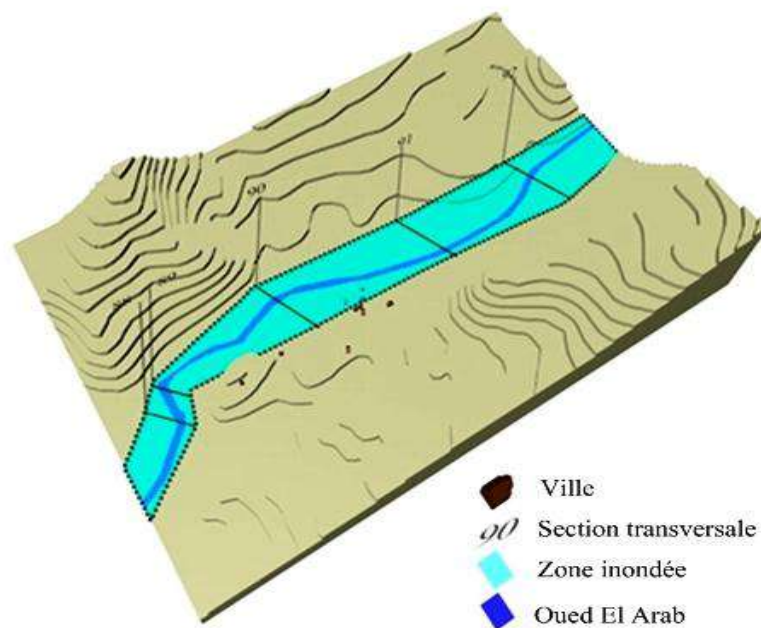


Figure III.57. la limite de la zone de risque pour la ville de hella

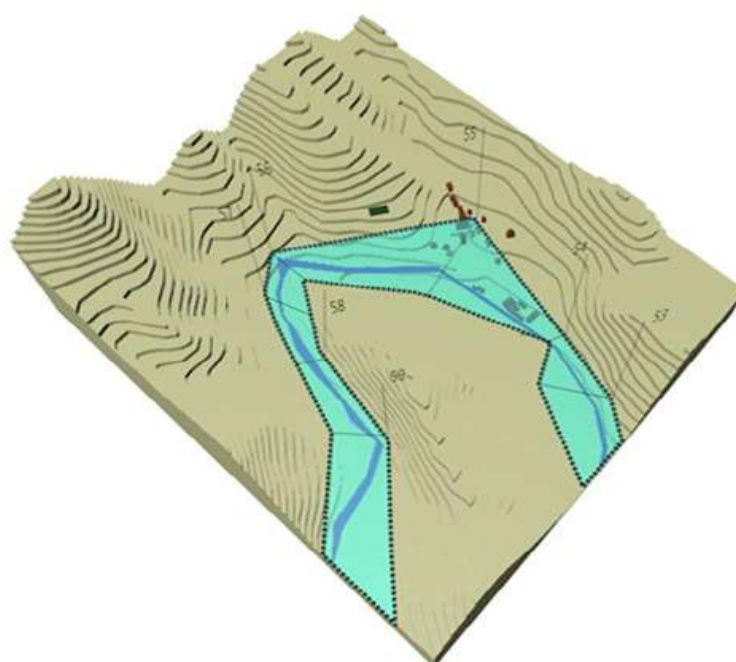
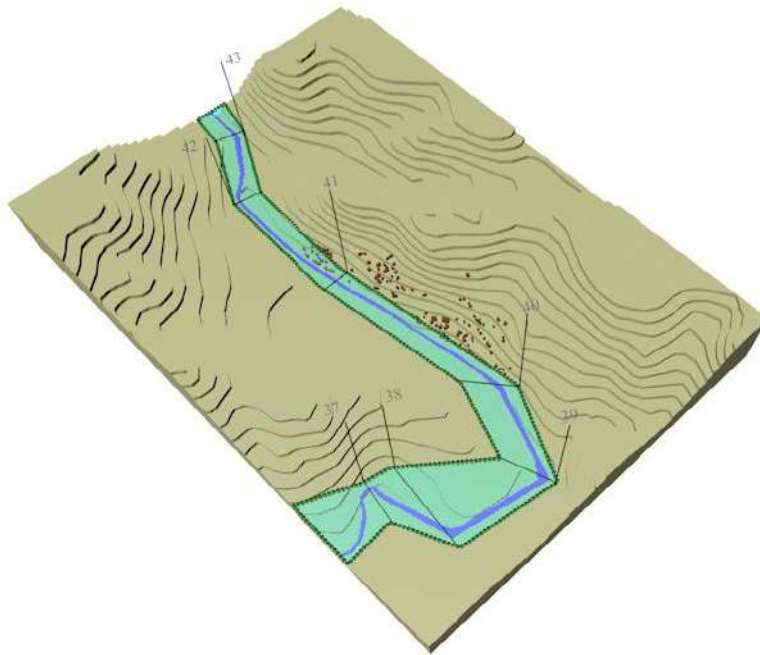
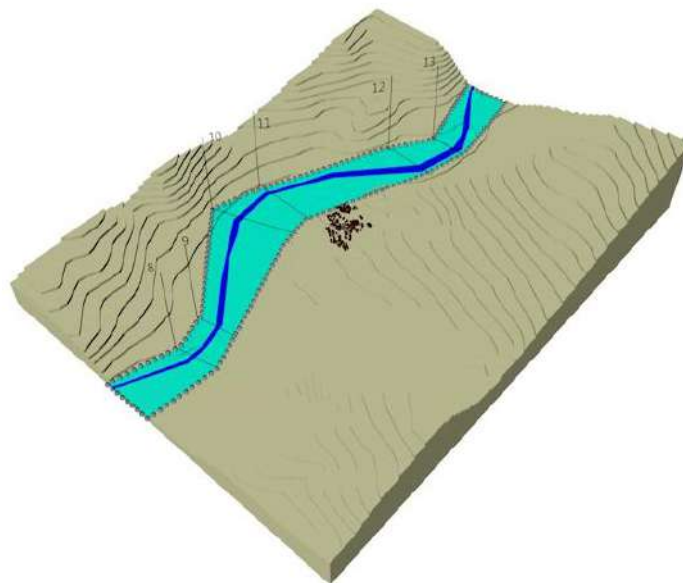


Figure III.58. la limite de la zone de risque pour la ville de Khérenne



**Figure III.59.** la limite de la zone de risque pour la ville de Chebla



**Figure III.60.** la limite de la zone de risque pour la ville de Ouedja

### 3.2.2.6. L'analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité est un outil efficace pour identifier comment la variation des paramètres d'entrée d'un code de calcul contribue qualitativement et quantitativement à la

variation de la sortie. (Saltelli *et al.*, 2000; Helton *et al.*, 2006). Ainsi, l'analyse de sensibilité peut aider à valider, simplifier et mieux comprendre le fonctionnement du modèle afin de guider les efforts de caractérisation des paramètres d'entrée (Simon N, 2015). L'analyse de sensibilité est utilisée pour obtenir une évaluation globale sur la précision du modèle de HEC RAS, lorsqu'il est utilisé pour analyser l'impact de rupture du barrage pour les scénarios alternatifs, ainsi que des informations générales détaillées concernant l'importance d'interactions entre les paramètres de formation de brèche en cas de rupture. Une méthode basée sur la variance suppose une distribution de probabilité pour tenir compte de l'incertitude sur les paramètres d'entrée. Dans ce qui suit, nous présentons une étude de sensibilité des résultats des différents paramètres mis en jeu, et ce pour les différents scénarios de rupture. Nous cherchons également à évaluer l'influence de chaque paramètre sur l'évolution de la rupture du barrage pour chaque scénario. Pour cela nous calculons un coefficient de sensibilité qui égale la différence entre la valeur ajustée ( $\pm 20$  et  $\pm 50$ ) et la valeur initiale, à chaque paramètre qui évalue la variation de l'onde de crue engendrée par une augmentation ou diminution de l'unité du paramètre étudié.

#### **3.2.2.6.1. Impact de paramètres de brèche sur le scénario de rupture du barrage**

Cette analyse a été effectuée pour évaluer l'impact de l'ensemble des paramètres sur les résultats du modèle. Il s'agit de trois paramètres de brèche qui peuvent influencer sur le scénario de rupture du barrage et qui comprennent : le temps de formation de la brèche, la largeur de la brèche et la pente de la brèche. Dans cette étude nous avons exécuté douze (12) simulations pour le scénario de rupture du barrage avec trois paramètres et chaque paramètre avec quatre ajustements ( $\pm 20$  et  $\pm 50$ ). L'analyse de sensibilité de rupture du barrage est résumée dans [les Tableau III. 11, 12 et 13](#).

[Les Tableau III. 11, 12 et 13](#) représentent l'analyse de sensibilité de rupture du barrage avec deux scénarios qui sont comparés à quatre endroits différents (village de Hella, Khérenne, Chebla et Oueldja). Nous avons constaté qu'il y a un changement significatif avec tous les scénarios et tous les ajustements des paramètres correspondant à cette simulation tels que : l'ajustement du temps de formation de la brèche, l'ajustement de la largeur de la brèche et l'ajustement de la pente de la brèche sur trois dimensions qui représentent l'onde de crue telles que : la hauteur, la vitesse et la largeur de l'onde de crue à chaque emplacement identifié.

Le Tableau III. 11 et la Figure III.61 représentent l'analyse de sensibilité à la rupture du barrage (i) le cas de l'ajustement du temps de formation de la brèche, deux scénarios sont comparés à quatre endroits différents avec quatre ajustements ( $\pm 20$  et  $\pm 50$ ). Il a été constaté qu'il y a une différence significative entre les valeurs ajustées et la valeur initiale. Les valeurs d'ajustements (+50) sont généralement inférieures aux autres ajustements ( $\pm 20$  et -50), ce qui traduit par conséquent que le grand temps de formation de la brèche peut retarder la sortie de l'eau du barrage vers l'aval. Cependant, pour l'ajustement du temps de formation de la brèche, la largeur de l'onde de crue est grande à celle de la hauteur et de la vitesse de cette onde. Par contre, la hauteur de l'onde de crue pour cet ajustement est un légèrement inférieure par rapport aux autres. Il semblerait qu'il existe plusieurs paramètres critiques de la brèche correspondant à un minimum de la hauteur de l'onde de crue. Le Tableau III.12 et la Figure III.62 représentent l'analyse de sensibilité à la rupture du barrage (ii) le cas d'ajustement de la pente de brèche, il montre également que la hauteur de la crue n'est pas sensible aux ajustements de paramètres de la brèche.

Le Tableau III.13 et la Figure III.63 montre l'analyse sensibilité de rupture de barrage (iii) le cas d'ajustement de la largeur de brèche. Une variation négative observée pour l'ensemble des ajustements ( $\pm 20$  et +50), mis à part un léger changement positif pour l'ajustement (-50). Il a été conclu pour l'analyse de rupture du barrage, que la hauteur de l'onde de crue est insensible à la variation des paramètres de rupture du barrage donnée.

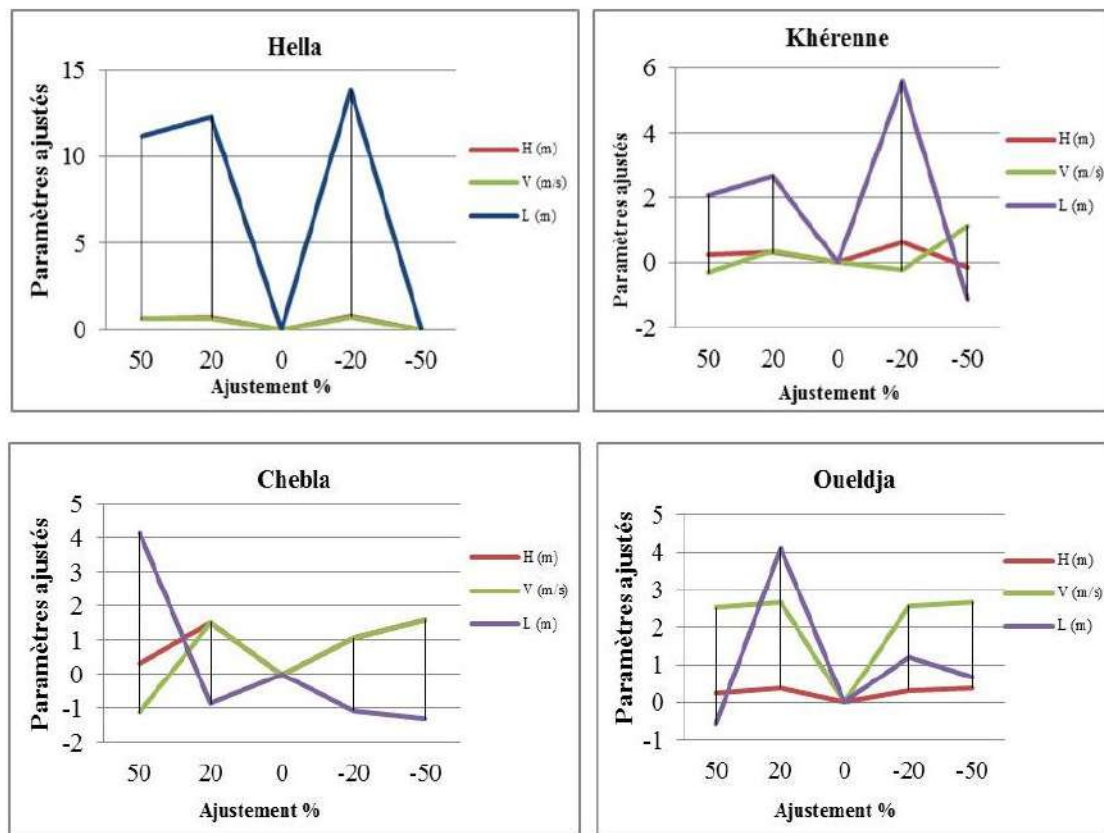
Cette analyse de sensibilité de la rupture du barrage avec les quatre ajustements ( $\pm 20$  et  $\pm 50$ ) pour chaque paramètre tels que : le temps de formation de la brèche, la largeur de brèche et la pente de la brèche, révèle des changements significatifs de l'onde de crue avec ces dimensions (la hauteur, la vitesse et la largeur) dans les quatre endroits (Hella, Khérenne, Chebla et Oueldja). Elle montre également que tous les paramètres de la brèche ont une influence soit positive soit négative sur les résultats de simulation de scénario de rupture du barrage par le modèle HEC RAS, et en particulier pour l'ajustement du temps de formation de la brèche, qu'il semble être le paramètre le plus sensible. Par contre les autres ajustements de paramètres ont un faible impact sur les résultats du modèle.

Ceci permet de dire qu'après cette simulation qui a été effectuée à l'aide de quatre d'ajustement ( $\pm 20$  et +50), l'analyse de sensibilité du scénario de rupture du barrage est une étape très importante dans l'évaluation des paramètres et qui ont eu un impact significatif sur la rupture du barrage et qui peut aider dans le futur de mettre un terme à des dommages causés par la rupture du barrage.

**Tableau III.11.** Analyse de la sensibilité à la rupture du barrage (i) (Ajustement du Temps de formation de brèche)

Ajustement du Temps de formation de brèche					
stations	section	ajustement	hauteur (m)	Vitesse (m/s)	Largeur (m)
hella	90	+50	0.68	0.64	11.17
	90	+20	0.75	0.7	12.32
	90	0	0	0	0
	90	-20	0.84	0.77	13.83
	90	-50	0	0.01	0.05
khérene	26	+50	0.24	-0.32	2.09
	26	+20	0.31	0.37	2.67
	26	0	0	0	0
	26	-20	0.65	-0.24	5.57
	26	-50	-0.13	1.16	-1.13
chebla	20	+50	0.33	-1.14	4.15
	20	+20	1.53	1.53	-0.88
	20	0	0	0	0
	20	-20	1.06	1.06	-1.07
	20	-50	1.59	1.59	-1.31
oueldja	10	+50	0.25	2.52	-0.57
	10	+20	0.39	2.68	4.12
	10	0	0	0	0
	10	-20	0.31	2.58	1.23
	10	-50	0.39	2.68	0.69

Les valeurs obtenues sont les différences entre les valeurs ajustées et la valeur initiale

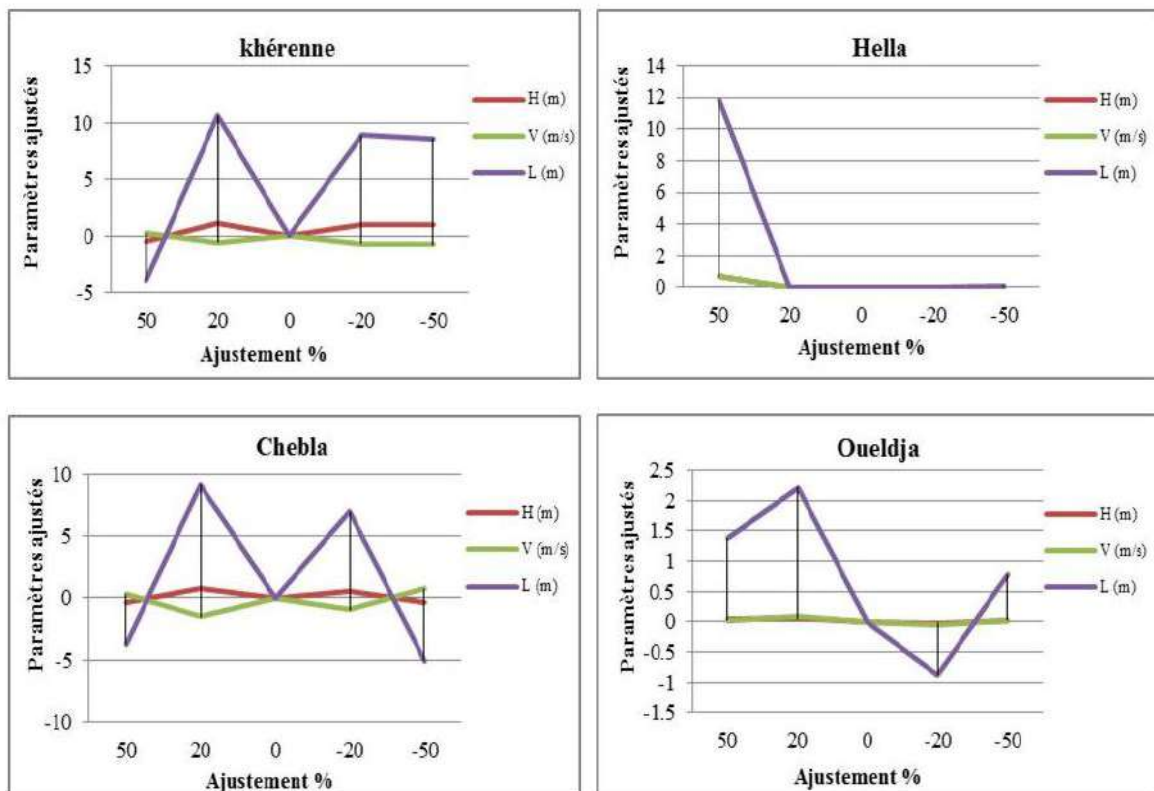


**Figure III.61.** Analyse de la sensibilité à la rupture du barrage (i) (Ajustement du Temps de formation de brèche)

**Tableau III.12.** Analyse de la sensibilité à la rupture du barrage (ii) (Ajustement de la pente de brèche)

Ajustement de la pente de brèche					
stations	section	ajustement	hauteur (m)	Vitesse (m/s)	Largeur (m)
hella	90	+50	0.71	0.68	11.8
	90	+20	0	0	0.01
	90	0	0	0	0
	90	-20	0	0	0
	90	-50	0	0.01	0.12
khérene	26	+50	-0.45	0.27	-3.9
	26	+20	1.2	-0.57	10.58
	26	0	0	0	0
	26	-20	1.03	-0.68	8.87
	26	-50	0.99	-0.76	8.57
chebla	20	+50	-0.29	0.28	-3.72
	20	+20	0.73	-1.51	9.15
	20	0	0	0	0
	20	-20	0.55	-0.96	6.93
	20	-50	-0.4	0.76	-5.04
oueldja	10	+50	0.04	0.03	1.38
	10	+20	0.06	0.1	2.22
	10	0	0	0	0
	10	-20	-0.02	-0.04	-0.87
	10	-50	0.02	0.02	0.78

Les valeurs obtenues sont la différence entre les valeurs ajustées et la valeur initiale

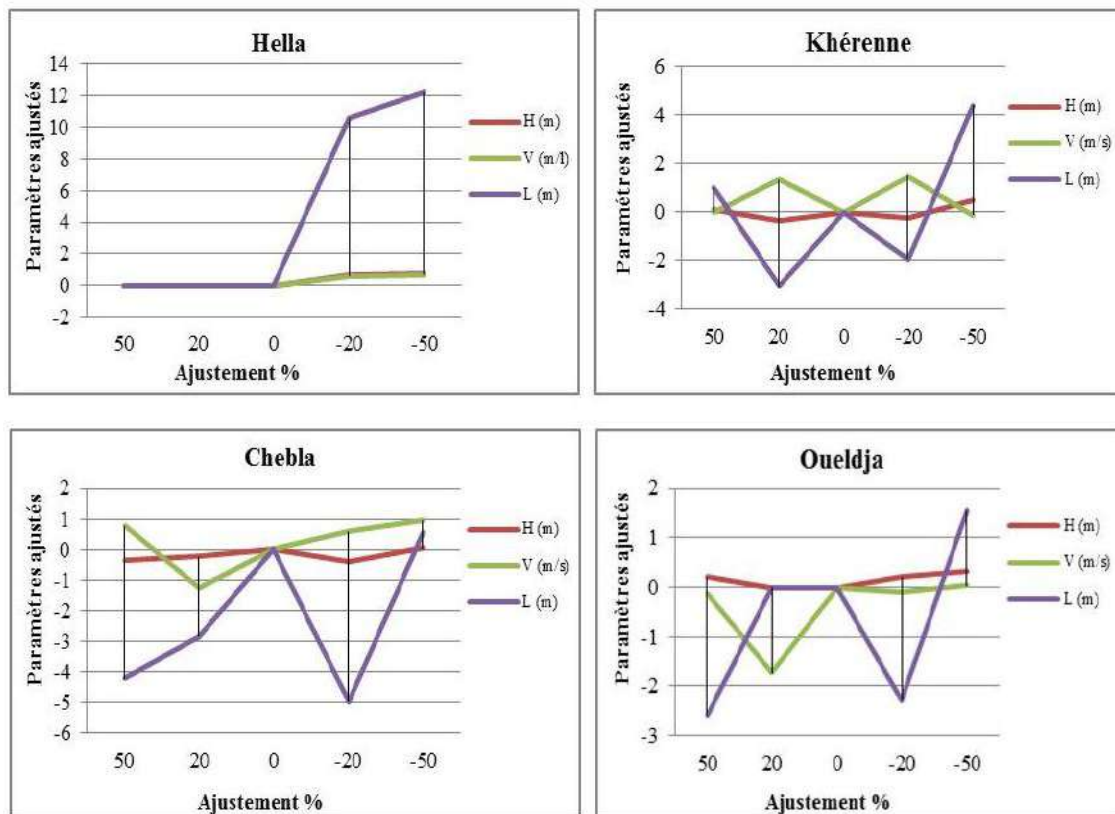


**Figure III.62.** Analyse de la sensibilité à la rupture du barrage (ii) (Ajustement de la pente de brèche)

**Tableau III.13.** Analyse de la sensibilité à la rupture du barrage (iii) (Ajustement de la largeur de brèche)

Ajustement de la largeur de brèche					
stations	section	ajustement	hauteur (m)	Vitesse (m/s)	Largeur (m)
hella	90	+50	0	0	-0.01
	90	+20	0	0	0
	90	0	0	0	0
	90	-20	0.64	0.62	10.57
	90	-50	0.74	0.69	12.22
khérene	26	+50	0.11	0	0.98
	26	+20	-0.35	1.33	-3.06
	26	0	0	0	0
	26	-20	-0.22	1.47	-1.93
	26	-50	0.51	-0.11	4.37
chebla	20	+50	-0.33	0.77	-4.21
	20	+20	-0.22	-1.24	-2.82
	20	0	0	0	0
	20	-20	-0.39	0.59	-4.96
	20	-50	0.04	0.95	0.57
oueldja	10	+50	0.2	-0.12	-2.58
	10	+20	-0.02	-1.73	0
	10	0	0	0	0
	10	-20	0.21	-0.11	-2.28
	10	-50	0.31	0.04	1.55

Les valeurs obtenues sont les différences entre les valeurs ajustées et la valeur initiale



**Figure III.63.** Analyse de la sensibilité à la rupture du barrage (iii) (Ajustement de la largeur de brèche)

## Conclusion

La simulation de la rupture du barrage de Babar a montré la formation d'une onde de crue qui se traduit par une élévation brutale du niveau de l'eau à l'aval du barrage. Cette simulation a permis de déterminer les caractéristiques de l'onde de submersion en tous points de la vallée : hauteur, vitesse de l'eau et le temps d'arrivée de l'onde de crue aux points sensibles (villes, ponts, etc.). La brèche choisie à une forme trapézoïdale et elle a été dimensionnée à l'aide de la formule du Froehlich, ce qui a permis d'engendrer un débit moyen de  $9253.02 \text{ m}^3/\text{s}$ . Ceci a permis de tracer la carte du risque qui montre les zones menacées par l'onde de submersion qui résulterait d'une rupture totale de l'ouvrage. Les vitesses maximales peuvent alors être de l'ordre de  $26.5 \text{ m/s}$ . Cette onde de crue commence à s'atténuer à partir de  $27 \text{ km}$  du barrage. L'onde de crue arrivera au premier village au bout de  $06 :45 \text{ h}$  alors que le dernier village sera touché au bout de  $8,45 \text{ h}$ . Ceci permet alors une organisation de l'alerte et de l'évacuation préventive des populations. Donc, cette étude a montré que la simulation hydraulique par le modèle de HEC RAS permet de donner une visualisation et une analyse spatiale des résultats (limites des zones inondables, niveaux d'eau de la crue..) et par conséquent, il est considéré comme étant un outil de prise de décision par excellence dans le domaine de la gestion des risques liés aux inondations. Le modèle HEC RAS est bien adapté pour aider à la réalisation d'analyses de rupture du barrage. L'analyse correcte des risques associés à une rupture de barrage aideront à développer les plans des interventions d'urgence pour aider à atténuer la perte catastrophique de la vie humaine et des biens. Ce document présente la méthodologie utilisée pour effectuer la rupture, ainsi que les options disponibles. Les problèmes de stabilité du modèle sont également abordés, des solutions à certains problèmes typiques sont fournies. Avec l'analyse de sensibilité, nous avons confirmé que les paramètres de brèche tels que le temps de formation de la brèche, la largeur de la brèche et la pente de la brèche ont une grande influence sur le scénario de rupture du barrage, ce qui peut engendrer une élévation du niveau de l'onde de crue à l'aval du barrage, par conséquent un changement dans les limites de la zone de risque.

# **Conclusion Générale**

## **Conclusion générale**

Cette thèse est destinée à évaluer l'impact des eaux usées, de l'industrie et de l'agriculture sur la qualité des eaux de surface du barrage de Babar sans omettre l'effet environnemental occasionné à l'aval du barrage en cas de rupture de ce dernier. La zone d'étude est située dans l'Est de l'Algérie et au Sud de la wilaya de Khenchela. Elle se caractérise par un climat semi-aride et la plupart des habitants sont concentrés dans la ville de Babar avec plus de 20 000 personnes, la principale activité de cette région est l'agriculture céréalière (orge, blé).

Dans la zone d'étude, les formations géologiques prédominantes sont celle du Quaternaire avec une épaisseur assez limitée ce qui explique que la zone d'étude a une perméabilité moyenne mais l'action de l'érosion reste importante sur la majorité de la surface du bassin. Cette action est surtout active sur les fortes pentes dépourvues de végétation. L'étude géomorphologique et hydrologique, montre que le réseau hydrographique du bassin versant de Oued El Arab est endoréique, très dense ayant un écoulement général vers le Sud. Notons aussi l'importance du débit en cas de crue et la longueur de Oued El Arab. Le profil en long de Oued El Arab montre que la densité de drainage et la pente des oueds sont très fortes, ce qui favorise le ruissellement. L'analyse des données climatiques de la région, a mis en évidence un climat semi-aride, avec des étés chauds et secs et des hivers froids et humides. Les précipitations et les températures moyennes annuelles sont de l'ordre de 305 mm /an et 15.68°C respectivement. L'étude des valeurs extrêmes des écoulements de Oued El Arab a permis de confirmer le caractère irrégulier de ce régime d'écoulement pendant la période d'étude. Le débit moyen maximum de Oued El Arab calculé par différentes méthodes est de 714 m<sup>3</sup>/s pour la période millénaire. L'hydrogramme de crue montre que le temps de concentration est de 13.01 heures, le temps de descente est de 39.03 heures et le temps de base est de 52.04 heures.

Pour quantifier la pollution, des techniques environnementales et des analyses de séries chronologiques ont été utilisées pour évaluer les variations temporelles des eaux de surface dans le bassin hydrographique de Babar. Les sources de pollution de l'eau dans le bassin versant de Babar pourraient dériver des eaux usées industrielles et urbaines, de l'activité agricole et des intempéries. Pendant la période étudiée, le changement de température de l'eau est similaire dans les trois stations et elle est largement influencée par le climat général de la région. Pour la salinité, la partie Est (S1) a un TDS élevée, la partie Ouest (S2) a un TDS faible et au barrage (S3) le TDS est intermédiaire et moyen. Ainsi, la salinité peut être classée selon l'ordre suivant : S1 > S3 > S2. L'application du diagramme de Piper aux eaux de surface

de la région montre trois faciès chimiques. Le type d'eau dans S1 est SO<sub>4</sub>-Na, dans S2 est HCO<sub>3</sub>-Ca-Mg et il est SO<sub>4</sub>-Ca-Mg dans le barrage. Ces types d'eau sont en fait le reflet de l'influence prédominante du gypse, de l'anhydrite et de l'halite dans la partie orientale de la zone d'étude. L'influence prédominante des formations carbonatées se fait sentir dans la partie occidentale de la zone d'étude et l'eau est mélangée dans le barrage. L'analyse de cluster en mode R, a montré que sept variables ont été classées en deux groupes contrôlés par SO<sub>4</sub>. Ces groupes sont : le groupe 1 est constitué par les éléments évaporitiques : Na, Cl et K et le groupe 2 est constitué par les éléments carbonatés : Ca, Mg et HCO<sub>3</sub>. En mode Q, 21 échantillons ont été classés en trois groupes. Le premier groupe est constitué par les échantillons appartenant à la station S1, le deuxième groupe est représenté par les échantillons appartenant à la station S2. Le troisième groupe est constitué par les échantillons appartenant à la station S3. L'ACP a montré que les deux composantes principales expliquent 87,2% de la variance totale. L'analyse des séries chronologiques a également donné des résultats similaires. L'autocorrélation montre que TDS, Ca, Mg, Na, K, Cl et HCO<sub>3</sub> ont une forte interrelation linéaire et ils sont soumis à des sources changeant périodiquement. En effet, le NO<sub>3</sub> et le SO<sub>4</sub> sont liés à des sources anthropiques, l'action urbaine et à la géologie. Les fonctions de densité spectrale de Ca, Mg, Na, Cl et HCO<sub>3</sub> ont une tendance presque similaire avec le TDS. Ceci suggère que le TDS est lié à ces éléments et qu'il joue un rôle important dans la qualité de l'eau de surface. Les pics multiples des fonctions de densité spectrale du pH, K, SO<sub>4</sub> et NO<sub>3</sub> résultent de l'activité humaine, des engrais et des eaux usées domestiques. Les corrélations croisées de Ca, Mg, Na, Cl et SO<sub>4</sub> ont une tendance très similaire avec le TDS. Par contre K a un comportement similaire avec NO<sub>3</sub>. Les résultats de cette étude montrent clairement l'utilité de l'analyse statistique multivariée en hydrochimie. L'évolution temporelle des paramètres physico-chimiques a été réalisée également à l'aide de la méthode des tendances avec les données de 39 mois. Les résultats obtenus montrent que la plupart des paramètres ont des tendances négatives, sauf pour K (41.56%), NO<sub>2</sub> (5%) et NO<sub>3</sub> (35.62%). L'utilisation des engrais potassiques et le déversement des rejets des villages directement dans la cuvette du barrage est la principale cause de cette augmentation de K. L'augmentation de NO<sub>3</sub> est due essentiellement à l'apport par les engrais et la nitrification de l'ammonium qui a été accompagné par la baisse des teneurs de l'oxygène dissous (-7.5%). La baisse de la teneur d'orthophosphate (-80%) est due à sa faible mobilité et à l'élimination du phosphore par les processus d'érosion mécanique par adsorption de ce dernier par les colloïdes du sol. Cette baisse peut concerner également la régularisation des concentrations en phosphore dans les eaux des oueds par plusieurs processus biogéochimiques comme la précipitation sous forme

d'apatite  $[(\text{PO}_4)_3 (\text{F}, \text{Cl}, \text{OH}) \text{Ca}_5]$  et la consommation par les plantes aquatiques du barrage. Nous constatons également que cette eau ne présente pas une pollution métallique, dans la mesure où les concentrations en métaux enregistrées sont au-dessous du seuil fixé par l'OMS et par les normes algériennes. Par conséquent, ces basses concentrations de métaux lourds dans les eaux du barrage ne posent pas de dangers pour la santé humaine et l'environnement. La relation des métaux lourds avec les MES et la turbidité, est très significative. En effet, la plupart des métaux dans les eaux de ruissellement sont associés à la matière en suspension ou aux colloïdes. L'application des trois méthodes (SAR, Na% et TDS) pour évaluer la qualité de l'eau pour l'irrigation montre que les eaux du barrage peuvent être utilisées pour l'irrigation sans danger apparent si cette eau est utilisée pour des cultures tolérant le sel, sur des sols bien drainés et où la salinité est contrôlée.

La simulation de la rupture du barrage de Babar a montré la formation d'une onde de crue se traduisant par une élévation brutale du niveau de l'eau à l'aval du barrage. Cette simulation a permis de déterminer les caractéristiques de l'onde de submersion en tous points de la vallée : hauteur, vitesse de l'eau et le temps d'arrivée de l'onde de crue aux points sensibles (villages, ponts, etc.). La brèche choisie, a une forme trapézoïdale et elle a été dimensionnée à l'aide de la formule du Froehlich, ce qui a permis de produire un débit moyen de  $9253 \text{ m}^3/\text{s}$ . Cela a permis de tracer la carte du risque qui montre les zones menacées par l'onde de submersion qui résulterait d'une rupture totale de l'ouvrage. Les vitesses maximales peuvent alors être de l'ordre de  $26.5 \text{ m/s}$  qui commence à s'atténuer à partir de  $27 \text{ km}$  du barrage. L'onde de crue arrivera au premier village au bout de  $06 :45 \text{ h}$  alors que le dernier village sera touché au bout de  $8,45 \text{ h}$ . Ceci permet alors une organisation de l'alerte et de l'évacuation préventive de la population. Donc, cette étude a montré que la simulation hydraulique par le logiciel de HEC RAS permet une visualisation et une analyse spatiale des résultats (limites des zones inondables, niveaux d'eau de la crue..) et par conséquent il est considéré comme étant un outil de prise de décision par excellence dans le domaine de la gestion des risques liés aux inondations. Le modèle HEC RAS est bien adapté pour aider à la réalisation d'analyses de rupture du barrage. L'analyse des risques associés à une rupture de barrage aidera à développer les plans des interventions d'urgence pour aider à atténuer la perte de vies humaines et des biens. Ce document présente la méthodologie utilisée pour interpréter le scénario de rupture du barrage, ainsi que les options disponibles. Les problèmes de stabilité du modèle sont également abordés, ainsi que l'apport de solutions à certains problèmes typiques. Avec l'analyse de sensibilité, nous avons confirmé que les paramètres de brèche tels

que : le temps de formation de brèche, la largeur de brèche et la pente de brèche ont une grande influence sur le scénario de rupture du barrage, ce qui peut engendrer une élévation sur le niveau de l'onde de crue à l'aval du barrage, par conséquent un changement dans les limites de la zone à risque.

**PRODUCTION SCIENTIFIQUE  
DANS LE  
CADRE DE LA THESE**

## **Publications:**

1/Aissam Gaagai, Abderrahmane Boudoukha, Abderrahmane Boumezbeur & Lahcen Benaabidate., 2017. Hydrochemical characterization of surface water in the Babar watershed (Algeria) using environmetric techniques and time series analysis. *International Journal of River Basin Management*, DOI:10.1080/15715124.2017.1299157.

2/ Aissam Gaagai, Abderrahmane Boudoukha & Lahcen Benaabidate., 2017. Failure Simulation of Babar Dam-Algeria and Its Impact on the Valley Downstream Section. *Journal of Water and Land Development*.

## **Communications Internationales**

1. Aissam Gaagai, Abderrahmane Boudoukha, Messaoud Ghodbane . 2016. Impact of breach parameters to dam failure scenario using the methods to Sensitivity analysis. International conference on integrated environmental management for sustainable development 27-30-2016-Sousse- Tunisia
2. Aissam Gaagai, Abderrahmane Boudoukha, Messaoud Ghodbane . 2016. Differential damage assessment due to dam failure. International conference on integrated environmental management for sustainable development 27-30-2016-Sousse- Tunisia
3. Aissam Gaagai, Abderrahmane Boudoukha, Messaoud Ghodbane 2016. The effect of the discharge of waste water from the city on the physico-chemical water quality in the dam of wadi el arab, eastern Algeria. 2nd International Conference on Water Resources (ICWR). Evaluation, Economy and Protection 21-11-2016. University Kasdi Merbah-Ouargla
4. Aissam Gaagai, Abderrahmane Boudoukha, Abderrahmane Boumezbeur . 2016. Simulation, breaking, babar dam, algeria. International conference on applied geology and environment-(ICAGE) - Mahdia-Tunisia-19-21/05/2016
5. Aissam Gaagai, Abderrahmane Boudoukha, Abderrahmane Boumezbeur. 2016. Assessment of the physicochemical quality of babar dam surface water on wadi el arab - east Algeria. International conference on applied geology and environment-(ICAGE) – Mahdia-Tunisia-19-21/05/2016

# Références

## **Références**

- Abbott, M.B., 1966. An introduction to the method of characteristics. Elsevier, New York.
- Abdelbaki, C., et Boukli Hacène, F., 2007. Etude du phénomène de dégradation des eaux souterraines du groupement urbain de Tlemcen, *Revue des Energies Renouvelables*, 10, 257- 263.
- Abdellaoui, A., 1990. Contribution à l'étude de la pollution des cours d'eau marocains par les métaux lourds - cas de l'oued Boufekrane. Thèse de doctorat, Faculté des sciences de Meknès, Université Moulay Ismail.
- Adelekan, B.A., and Abegunde, K.D., 2011. Heavy Metals Contamination of Soil and Groundwater at Automobile Mechanic Villages in Ibadan, Nigeria. *International Journal of the Physical Sciences* vol. 6(5), 1045-1058.
- Aflatooni, M., and Mardaneh, M., 2011. Time series analysis of groundwater table fluctuations due to temperature and rainfall change in Shiraz plain. *International Journal of Water Resources and Environmental Engineering*, 3, 176–188.
- Ahmed, T.K., Tahir, S.S. and Rauf, N., 2004. Bacteriological analysis of water collected from different dams of Rawalpindi/Islamabad region in Pakistan. *Pak. J. Biol. Sci.* 7:662-666.
- Alloway, B.J. et Ayres, D.C., 1997. *Chemical Principles of Environmental Pollution*. Blackie Academic and Professional, an imprint of Chapman and Hall, London, 394 pp.
- Almeida, A.B., 2000. Flood Plain Dam Risk Management Downstream Dams. A Research Project and a Case Study. In *New Trends in Water and Environmental Engineering for Safety and Life: Ecocompatible Solutions for Aquatic Environments* (à paraître), Rotterdam, Balkema.
- Almeida, A.B., 2002. Dam-Break Flood Risk Management. An integrated project final report.
- Almeida, A.B., 2009. La gestion du risque barrage - vallée du Portugal. Université Technique de Lisbonne, IST, Cehidro. *La Houille Blanche*, 7-8, 53-57.
- Almeida, A.B., and Viseu, T., 1997. Dam-Break Flood Risk and Safety Management at Downstream Valleys: a Portuguese Integrated Research Project. *Proceedings 19th ICOLD Congress, Florence, Italy, Vol IV, (Q. 75-R. 25): 331-347.*
- American Water Works Association and Water Environment Federation (APHA), 2005. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington, DC 20001-3710.
- Ancy, C., 2010. *Hydraulique à surface libre*. Écublens, CH-1015 Lausanne: Laboratoire Hydraulique Environnementale, École Polytechnique de Lausanne.
- André, L., Franceschi, M., Pouchan, P., and Atteia, O., 2002. Origin and evolution of sulfur in the aquifer infra-molassic Sands of Aquitaine Basin. *C. R. Geosc.*, 334, 749-756.
- Anonyme., 1973. Notice explicative de la carte géologique de la Wilaya de Khenchela au 1/50000 ,Sonatrach, Division hydrocarbures, Direction exploration, 13p.
- Anonyme., 2001. Monographie de la Wilaya de Khenchela, Direction Générale du Budget DPAT de la Wilaya de Khenchela, 166p.
- Anonyme., 2007. *Britannica Encyclopedia*. Sociedad Comercial y Editorial santiago Ltda., Lima, 2800 pp.

- ANRH (Agence Nationale des Ressources Hydriques), 1993. Annuaire hydrologique de l'Algérie.
- Appelo, C.A.J., et Postma, D., 1993. Geochemistry, groundwater and pollution. *Journal of Hydrology*, 155 (1-2), 295-296.
- Arcement, G.J., and Schneider, V.R., 1989. Guide for selecting Manning's roughness coefficients for natural channels and flood plains: U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2339 [variously paged].
- Ata, R., 2007. développement de méthodes particulières pour la résolution des écoulements à surface libre. Thèse de doctorat, école de technologie supérieure. Montréal, 198p.
- Ayeni, A.O., Balogun, I.I., and Soneye, A.S.O., 2011. Seasonal assessment of physico-chemical concentration of polluted urban River: A case of Ala River in south western Nigeria. *Res. J. Environ. Sci*, 5(1), 21-35.
- Azimi, s., Rocher, V., Muller, M., Moilleron, R., and Thevenot, D.R., 2005. Sources, distribution and variability of hydrocarbons and metals in atmospheric deposition in an urban area (Paris, France). *Science of the Total Environment* 337(1-3), 223-239.
- Bahut, M., Alzieu., 2003. De la compréhension des phénomènes à la gestion des problèmes : approches et stratégies d'élaboration et utilisation des critères de qualités. 291-327. In Montuelle B., Qualité et gestion des sédiments d'eau douce. *Éléments physico-chimiques et biologiques*. Cemagref Edition, 332p.
- Baize., 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols de France. Ed. Inra. Versailles, 408p.
- Barbiero, L., 1992. Aspects géochimiques de l'alcalinisation des sols dans la Vallée du Dallol Bosso (République du Niger). *Cah. ORSTOM, Sér. Pédol; Vol. XX VII (2)*, 143-152.
- Bakalowicz, M., and Mangin, A., 1980. The karst aquifer. Its definition, its characteristics and its identification. *Mém. h. série Soc. géol. France*, 11, 71-79.
- Barkau, R. L., 1982. Simulation of the July 1981 Flood along the Salt River. Tiré de Report for CE695BV, Special Problems in Hydraulics, Department of Civil Engineering, Colorado State University.
- Barkau, R. L., 1992. UNET one-dimensional unsteady flow through a full network of open channels. Us army corps of engineers, institute for water resources, hydrologic engineering centre (HEC) 609 second street, Davis, CA 95616-4687
- Barnes, H.H., 1967. Roughness characteristics of natural channels: U.S. Geological Survey Water Supply Paper 1849 [variously paged].
- Batayneh, A., and Zumlot, T., 2012. Multivariate statistical approach to geochemical methods in water quality factor identification; application to the shallow aquifer system of the Yarmouk Basin of north Jordan. *Research Journal of Environmental and Earth Sciences*, 4 (7), 756-768.
- Bchitou, R., 2001. Le suivi des métaux lourds dans les eaux et les sédiments du moyen Sebou : Elaboration d'un plan d'expérience afin d'éliminer le chrome. Thèse de doctorat d'Etat, Faculté des Sciences Université Mohammed V-Agdal Rabat.
- Becker, A., and Serban, P., 1990. Hydrological models for water-resources systems design and operation. WMO Operational Hydrology Report No. 34.

- Belanger, M., Eljabi., Caisse, D., ashcar, F., et Ribi.j.M., 2005. Estimation de la température de l'eau en rivière en utilisant les réseaux des nœuds et la régression linéaire multiple. *Revue de science de l'eau*, 18, 403-421.
- Belabed, B.E., 2010. La pollution par les métaux lourds dans la région d'Annaba « Sources de contamination des écosystèmes aquatiques ».thèse de doctorat. Université Badji Mokhtar –Annaba. 199p.
- Belhadj, M.Z., Boudoukha, A., et Mezedjri, L., 2011. Qualité des eaux de surface et leur impact sur l'environnement dans la wilaya de Skikda (Nord-est de l'Algérie). Contamination naturelle par le mercure. *European Journal of Scientific Research*, 56(2), 204-211.
- Belkhiri, L., Boudoukha, A., and Mouni, L., 2010 Groundwater quality and its suitability for drinking and agricultural use in Ain Azel plain, Algeria *Journal of Geography and Regional Planning*, Vol. 3(6), 151-157.
- Belkhiri, L., Boudoukha, A., Mouni, L., and Baouz, T., 2010. Application of multivariate statistical methods and inverse geochemical modeling for characterization of groundwater, A case study, Ain Azel plain (Algeria). *Geod.*, 159, 390-398.
- Bhagure, G. R., and Mirgane, S. R., 2010. Heavy Metals Contaminations in groundwater and soils of Thane Region of Maharashtra, India, *Environ Monit Assess* pp. 1-10.
- Bhardwaj, R.M., 2005. Water quality monitoring in India achievements and constraints. *International work session on water statistics*, Vienna. 2(1): 20-22.
- Bhunya, P. K., Panda, S. N. and Goel, M. K., 2011. Synthetic Unit Hydrograph Methods: A Critical Review. *Open Hydrology Journal*, 5, 1-8.
- Bigham, J.M., et Nordstrom, D.K., 2000. Iron and Aluminum Hydroxysulfates from Acid Sulfate Waters. In: C.N. Alpers, J.L. Jambor et D.K. Norstrom (Eds.), *Sulfate Minerals-Crystallography, Geochemistry and Environmental Significance*. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*. Mineralogical Society of America, Washington, D.C., pp. 351-404.
- Bohy, M., 2003. Caractérisation de sources de pollution composées d'un mélange de solvants chlorés en aquifère alluvial, Expérimentations en laboratoire et sur site contrôlé associées à la simulation numérique. Thèse de Doctorat, Université Louis Pasteur de Strasbourg.
- Bouafia, H., 2015. Hydrodynamique souterraine et transfert des réservoirs profonds (couplage architecture stratigraphique vulnérabilité et risque de pollution) dans la région de Khenchela. Mémoire de magister. Université badji mokhtar-annaba. 133p.
- Boudoukha, A., et Athamena, M., 2012. Caractérisation des eaux thermales de l'ensemble sud sétifien. Est algérien. *Revue des Sciences de l'Eau*, 25(2) 103-119.
- Boudoukha, A., Belhadj, M.Z., Benkadja, R. 2012. Impact d'une pollution anthropique et d'une contamination naturelle sur la qualité des eaux du barrage de Zit Emba. Est algérien. *La Houille Blanche*, 4,34-41.
- Boudoukha, A., Bouguerne, A., et Mebarkia, A., 2014. Impact du changement climatique et de l'activité anthropique sur la qualité des eaux du barrage Ain Zada. Algérie. *International journal for environment & global climate change*, 2 (3), 74- 85.
- Boudoukha, A., Boulaarak, M., 2013. Pollution des eaux du barrage de Hammam Grouz par les nutriments (Est algérien). *Bull. Serv. Géol. Nat*, V 24 (2), 1-11.

- Bouguerne, Ammar., 2017. Relation pluie- débit et concentration des polluants dans les Oueds. Boussalem et Rhumel. Est Algérien. Thèse Doctorat En Sciences. Université Batna 2. 249p.
- Bouguerne, Ammar., Boudoukha, Abderrahmane., Benkhaled, Abdelkader., and Mebarkia Abdel-Hafid. 2017. Assessment of surface water quality of Ain Zada dam (Algeria) using multivariate statistical techniques. *International Journal of River Basin Management*. 15( 2), 133–143. DOI:10.1080/ 15715124.2016.1215325
- Bouguerne, A., Boudoukha, A., et Tiri, A., 2010. Evaluation des Eaux de Surface à L'échelle des Bassins Versants Par le Code HBV Light et Risque de Pollution Par les Metaux Lourds: Cas de Deux Bassins Versant de L'est Algerien. *Journal International Network Environmental Management Conflicts*, Santa Catarina – Brazil, 1(1), 120-127.
- Box, G.E.P., Jenkins, G.M., and Reinsel, G.C., 1994. *Time Series Analysis: Forecasting and Control*. Third ed, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Boyer, J. N., Sterling, P., and Jones, R. D., 2000. Maximizing Information from a water quality monitoring Network through visualization techniques. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 50: 39-48.
- Bremond, r., et vuichard, r., 1973. Paramètres de la qualité des eaux, OSPEPE, Paris Bureau of Reclamation., 1996. Downstream hazard classification guidelines: Denver Colo., U.S.Department of the Interior, Bureau of Reclamation, ACER Technical Memorandum No. 11, 57 p.
- Callender, E., 2003. Heavy Metals in the Environment-Historical Trends. In: B.S. Lollar (Ed.), *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 67-105.
- Candelone, J-P., Hong, S., Pellone, C., et and Boutron, C.F., 1995. Post-Industrial Revolution changes in large-scale atmospheric pollution of the northern hemisphere by heavy metals as documented in central Greenland snow and ice. *Journal of Geophysical Research*, 100(8), 605-616.
- Cameron, T., Ackerman, P.E., and Gary, W., Brunner, P.E. 2012. dam failure analysis using hec-ras and hec-georas. Hydraulic Engineer and Senior Technical Hydraulic Engineer, Hydrologic Engineering Center, Davis, CA 95616.
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., and Smith, V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3), 559-568.
- Casagli, N., and Ermini, L., 1999. Geomorphic analysis of landslide dams in the Northern Apennine, *Trans. Jpn. Geomorph. Union*, 20, 219-249.
- Chai, H., Liu, H., and Zhang, Z., 1995. The catalog of Chinese landslide dam events, *Journal of Geological Hazards and Environment Preservation*, 6, 1-9.
- Chambers, P.A., Dale, A.R., Scrimgeour, G.J., and Bothwell, M.L., 2000b. Nutrient enrichment of northern rivers in response to pulp mill and municipal discharges. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress Recovery*, 8, 53-66.
- Chen, Y.H., 1973, *Mathematical modeling of water and sediment routing in natural channels*, Ph.D. Dissertation, department of civil engineering, colorado state university, ft collins, CO.
- Chow, V.T., 1959. *Open Channel Hydraulics*. McGraw Hill Company Inc., New York.

- Chung, SY., Venkatramanan, S., Park, N., Rajesh, R., Ramkumar, T., and Kim, BW., 2015. An assessment of selected hydrochemical parameter trend of the Nakdong River water in South Korea, using time series analyses and PCA. *Environ. Monit. Assess.*, doi 10.1007/s10661-014-4192-9.
- Cisse, I., Fall, S.T., Badiane, M., Diop, Y., et Diouf, A., 2006. Horticulture et usage des pesticides dans la zone périurbaine des niayes au Sénégal. Institut sénégalais de recherches agricoles. 255p.
- Clague, J. J., and Evans, S. G., 1994. Formation and failure of natural dams in the Canadian Cordillera, *Geol. Surv. Canada Bull.*, 464, 1-35.
- Coon, W.F., 1998. Estimation of roughness coefficients of natural stream channels with vegetated banks: U.S Geological Survey Water-Supply Paper 2441 [variously paged].
- Cote, M., 1998a (in Mébarki Azzedine., 2005). Les régions bioclimatiques de l'Est algérien, *Rhumel*, n° 6, pp. 57-71.
- Cotran, R.S., Kumar, V., et Robbins, S.L., 1990. *Patologia ambiental, Patologia Estructural y Funcional*. Interamericana-Mc Graw-Hill, Madrid, pp. 499-546.
- Cuffney, T.F., Meador, M.R., Porter, S.D., and Gurtz, M.E., 2000. Responses of physical, chemical and biological indicators of water quality to a gradient of agricultural land use in the Yakima River basin, Washington. *Environmental Monitoring and Assessment*, 64, 259-270.
- Cunge, J.A., Holly, F.M., and Verwey, A., 1980. *Practical aspects of computational river hydraulics*. Pitman Publishing Ltd. London, (17 CUN).
- D, Michael Gee., 2010. Use of breach process models to estimate hecras dam breach parameters. 2nd Joint Federal Interagency Conference, Las Vegas, NV.
- Daniel, T.C., Edward, D.R., Gilmour, J.T., Moore, P.D., Shereve, B.R., and Wood, B.H., 1998. Decreasing Metal Runoff from Poultry Litter with Aluminium Sulfate. *J. Env. Qual*, 27, 92-99.
- Danielsson, A., Cato, I., Carman, R., and Rahm, L., 1999. Spatial clustering of metals in the sediments of the skagerrak/kattegat. *Applied Geochemistry*, 14, 689-706.
- Derwich, E., Beziane, Z., Benaabidate, L., Belghyti, D. 2008. Evaluation de la qualité des eaux de surface des oueds Fès et Sebou utilisées en agriculture maraichère au Maroc. *Larhyss Journal*, (7), 59-77.
- De villers, J., Squilbin, M., et Yourassowsky, C. 2005. Qualité physicochimique et chimique des eaux de surface. Institut Bruxellois pour la gestion de l'environnement.
- Dewey, Robert L., and Gillette, D. R., 1993, "Prediction of Embankment Dam Breaching for Hazard Assessment, Proceedings, ASCE Specialty Conference on Geotechnical Practice in Dam Rehabilitation, Raleigh, North Carolina.
- DHI Water and Environment., 2001. MIKE11 Hydrodynamic Reference Manual, DHI, Horshølm, Denmark.
- Di, Toro., Kavvados, D.M., Matheu, C.D., Paquin, R., and Winfield R.P., 2001. The persistence and availability of metals in aquatic environments. ICME (International Council on Metal and the Environment), 67p.
- Diallo, B., 1996. Analyse et contrôle de la pollution des eaux du fleuve Niger par les rejets liquides urbains et industriels du district de Bamako, Mémoire DEA de Biologie, Ensup Bamako.

- Dincergok, T., 2007. The Role of Dam Safety in Dam-Break Induced Flood Management, International Conference on River Basin Management , Kos, 683-691p.
- Dinnat, E.P., 2003. La détermination de la salinité de surface des océans à partir de mesures radiométriques hyperfréquences en bande L. Thèse de Doctorat. Université Paris VI.
- Dold, B., 1999. Mineralogical and geochemical changes of copper flotation tailings in relation to their original composition and climatic setting - implications for acid mine drainage and element mobility, Université de Genève, Genève, 229 pp.
- Dominique, R., 2011. Kinetics of Manganese Adsorption, Desorption and Oxidation in Coastal Marine Sediments. Master of Science. McGill University Montreal, Canada.p84
- Durand, R., 1978. La pédogénèse en pays de craie dans le Nord-Est de la France. Thèse de Doctorat. Univ Louis Pasteur Strasbourg.
- El achheb, A., 2002. Essai de bilan des flux azotés percolant vers les eaux souterraines sous climat semi-aride (cas des périmètres irrigués des Doukkala, Maroc). Revue française de Géotechnique, 101, 105-111.
- El Morhit, M., Fekhaoui, M., Serghini, A., El Blidi, S., El Abidi, A., Bennaakam, R., Yahyaoui, A. et Jbilou, M., 2008. Impact de l'aménagement hydraulique sur la qualité des eaux et des sédiments de l'estuaire du Loukkos (côte atlantique, Maroc), Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Terre, 30, 39-47.
- Environment Canada, 2001. Threats to Sources of Drinking Water and Aquatic Ecosystem Health in Canada. National Water Research Institute, Burlington, Ontario. NWRI Scientific Assessment Report Series No. 1. 72 p.
- Etchanchu, D., and Probst, J.L., 1988. Evolution of the chemical composition of the Garonne River water during the period 1971-1984. Journal des Sciences Hydrologiques, 33,3, 243-256-8eme édition: Dunod, Paris.
- Faruk, D.O., 2010. A hybrid neural network and ARIMA model for water quality time series prediction, Engineering Applications of Artificial Intelligence, 23, 586-594.
- Faurie, G., 1977. Etude in vitro du rôle de la nitrification sur la lixiviation du calcium dans les sols calcaires. Science du Sol no. 4, 204-218.
- Fergusson, J.E., 1990. The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects, 1. Pergamon Press, Oxford, 614 pp.
- Fernandez, LG., and Olalla, HY., 2000. Toxicity and bioaccumulation of lead and cadmium in marine protozoan communities, Ecotoxicology and Environmental Safety, 47, 266-276.
- Fischer, J.C., Boughriet, A., Ouddane, B., Bodineau, L., 2000. Comportement des polluants métalliques et de la matière organique en Manche. Revue Océans, 23 (1), 89-111.
- Forstner, U., And Wittmann, G.T.W., 1981. Metal pollution in aquatic environment. Ed. Springer Verlag. 486p.
- Fovell, R., and Fovell, M.Y., 1993. Climate zones of the conterminous United States defined using cluster analysis. J. Climate, 6, 2103-2135.
- Fread, D. L., 1974a. Implicit Dynamic Routing of Floods and Surges in the Lower Mississipi. American Geophysical Union Spring Meeting, Washington, D.C.

- Fread, D. L., 1974b. Numerical properties of Implicit Four-Point Finite Difference Equations of Unsteady Flow. Silver Spring, M.D: HRL-45, NOAA Tech. Memo NWS HYDRO-18, Hydrologic Research Laboratory, National Weather Service.
- Fread, D. L., 1976. Theoretical Development of an Implicit Dynamic Routing Model. Hydrologic Research Laboratory, Office of Hydrology, U.S. Department of Commerce, NOAA, NWS, Silver Spring, MD., presented at Dynamic Routing Seminar, Lower Mississippi River Forecast Center, Slidell, LA.
- Fread, D. L., 1976. Theoretical Development of an Implicit Dynamic Routing Model. Hydrologic Research Laboratory, Office of Hydrology, U.S. Department of Commerce, NOAA, NWS, Silver Spring, MD., presented at Dynamic Routing Seminar, Lower Mississippi River Forecast Center, Slidell, LA.
- Fread, D.L., 1985. Channel Routing', Hydrological Forecasting. Edit by M.G.Anderson and T.P.Burt, 437-503.
- Fread, D.L., and Lewis, J.M., 1998. NWS FLDWAY MODEL, Hydrologic Research Laboratory, Office of Hydrology, National Weather Service, NOAA.
- Freeze, RA., and Cherry, J.A., 1979. Groundwater" Prentice Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey, U.S.A.
- Freiberg, L., Nordberg, G.F., et Vouk, B., 1979. Handbook on the toxicology of metals. Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam, New York, Oxford.
- Freyssinet, P., Piantone, P., Azaroual, M., Itard, Y., Clozel-Leloup, B., Guyonnet, D. et Baubron, J.C., 2002. Chemical changes and leachate mass balance of municipal solid waste bottom ash submitted to weathering. Waste Management, 22(2), 159-172.
- Froehlich, David C., 1995a. Peak Outflow from Breached Embankment Dam, Journal of Water Resources. Planning and Management, vol. 121(1), 90-97.
- Gaagai, A., 2009. Étude hydrologique et hydrochimique du bassin versant du barrage de Babar sur Oued El Arab région est de l'Algérie, mémoire de magistère. Université de Batna 117p.
- Gaagai, A., Boudoukha, A., Boumezbeur, A., Benaabidate, L. 2017. Hydrochemical characterization of surface water in the Babar watershed (Algeria) using environmetric techniques and time series analysis. International Journal of River Basin Management. 15(3), 361-372. DOI: 10.1080/15715124.2017.1299157
- Gamble, A., and Babbar-Sebens, M., 2011. On the use of multivariate statistical methods for combining in-stream monitoring data and spatial analysis to characterize water quality conditions in the White River Basin, Indiana, USA. Environmental Monitoring and Assessment, 184(2), 845-875
- Gardiner, J., and Mance, G., 1984. United Kingdom Water Quality Standards Arising from European Community Directives, Technical Report 204. Medmenham: Water Research Centre.
- Gaujou, D., 1995. Pollution des milieux aquatiques ; aide – mémoire . 2 émé édition TEC et DOC. Paris. 458p.
- Gavilán García, I., Gavilán García, A., et Castro Díaz, J., 2004. Organometales. In: A. Fernandez Bremauntz, M. Yarto Ramirez et J. Castro Díaz (Eds.), Las sustancias tóxicas persistentes. Instituto Nacional de Ecología, México, pp. 1-64.

- Gebregiorgis, A., and Hossain, F., 2012. Hydrological Risk Assessment of Old Dams: Case Study on Wilson Dam of Tennessee River Basin. *Journal of Hydrologic Engineering* 17 (1): 201-12.
- Geller, W., Friese, K., Herzsprung, P., Kringel, R., and Schultze, M., 2000. Limnology of sulphuric acid mining lakes. II Chemical properties: The main constituents and buffering systems. *Verh. Inter. Ver. Limnol.*, 27, 2475-2479.
- Giraudel, J.L., and S. Lek., 2001. A comparison of self-organizing map algorithm and some conventional statistical methods for ecological community ordination. *Ecol. Modell.*, 146, 329-339.
- Golterman, H. L., and Meyer, M.L., 1985. The geochemistry of two hard water rivers, the Rhine and the Rhone: Part 4: The determination of the solubility product of hydroxy-apatite. *Hydrobiologia*, 126, 25-29.
- Goodall, D.W., 1954. Objective methods for the classification of vegetation. *Aust. J. Bot.*, 2, 304-324.
- Graff, W., and Altinakar, M.S., 1996. *Ecoulement non permanent et phenomenes de transport*. Presse Polytechnique et Universitaires Romandes, Lausanne.
- Graf, W. H., et Altinakar, M. S., 2000. *Hydraulique fluviale : écoulement et phénomènes de transport dans les canaux à géométrie simple (2nde éd.)*. Lausanne: Presses polytechniques et universitaires romandes.
- Grenz, C., Alliot, Z., Baudinet, D., Helis, L., et Masse, H., 1992. "Influence des opérations de dévasage sur les flux de nutriments à l'interface eau sédiment (bassin de Thau, France)". *Revue vie milieu*, 42(2), 157-164.
- Griffith, J.A., Martinko, E.A., Whistler, J.L. and Price, K.P., 2002. Interrelationships among landscapes, NDVI, and stream water quality in the U.S. central plains. *Ecological Applications*, 12(6), 1702-1718.
- Guergazi, S., et Achour, S., 2005. Caractéristiques physico-chimiques des eaux d'alimentation de la ville de Biskra. *Pratique de la chloration, Larhyss Journal*, 4,119-127.
- Guerraiche, Z., 2017. *Impact de la pollution urbaine sur les eaux de surface du Grand Constantinois*. Thèse de doctorat en sciences. Université Mohamed Khider – Biskra. 182p.
- Guerraiche, Z., Boudoukha, A., and Rachid Benkadja, 2016. Variation of the chemical composition of Grouz dam waters, Eastern Algeria. *Desalination and Water Treatment* 57 (2016) 4878-4887.
- Guillaud, JF., and Bouriel, L., 2007. Concentration-time evolution of the flow and nitrate in 25 rivers in Brittany (France). *Rev. Sci. Eau*, 20(2), 213-226.
- Guiraud, R., 1973. *Evolution post-Triasique de l'Avant pays de la chaine alpine en Algérie d'après l'étude du bassin du Hodna et des régions voisines*. Thèse Sci. Univ. Nice, 270 p.
- Guler, C., Thyne, G.D., McCray, J.E., and Turner, A.K., 2002. Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. *J. Hydrogeol.* 10,455-474.
- Gun, C., and Vilagines, R., 1997. Time series analysis on chlorides, nitrates, ammonium and dissolved oxygen concentrations in the Seine, *The Science of the Total Environment*, 208,59-69.
- Gouaidia, L., Guefaïfia., O, Boudoukha., A et Hemila, M.L., 2013. Évaluation de la salinité des eaux souterraines utilisées en irrigation et risques de dégradation des sols : Exemple de la plaine de Meskiana, nord-est algérien. *Geo-Eco-Trop*, 37(1), 81-92.

- GWP (Global Water Partnership), 2009. A handbook for Integrated Water Resources Management in Basins.
- Hamzaoui-Azaza, F., Ketata, M., Bouhlila, R., Gueddari, M., and Riberio, L., 2001. Hydrogeochemical characteristics and assessment of drinking water quality in Zeuss–Koutine aquifer, southeastern Tunisia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 174, 283-298.
- Hardy, D. H., Myers, J. and Stokes, C., 2008. Heavy Metals in North Carolina Soils Occurrence and Significance. N.C. Department of Agriculture and Consumer Services, pp. 1-2.
- Hassan, P.T.M., 2010. Analysis of variation and relation of climate, hydrology and water quality in the lower Mekong river, *Water Science and Technology*, 62 (7), 1587-1594.
- Hebert, S., et Legre, S., 2005. Suivi de la qualité de l'eau des rivières et petits cours d'eau. Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère de l'Environnement Gouvernement du Québec, 5 p.
- HEC., 2010. River analysis system (HEC-RAS) user's manual. Hydrologic Engineering Center (HEC), U.S. Army Corps of Engineers, 609 second street , Davis, California 95616.
- Helena, B., Pardo, B., Vega, M., Barrado, E., Fernandez, JM., and Fernandez, L., 2000. Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga River, Spain) by principal component analysis, *Water research*, 34(3), 807-816.
- Helton, J., Johnson, J., Sallaberry, C. et Storlie, C., 2006. Survey of sampling-based methods for uncertainty and sensitivity analysis. *Reliability Engineering & System Safety*, 91(10-11), 1175-1209.
- Hem, J.D., 1972. Geochemical controls on lead concentrations in stream water and sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 40(6), 599-609.
- Hervouet, J.M., 2003. Hydrodynamique des écoulements à surface libre: Modélisation numérique avec la méthode des éléments finis, Paris: Presses de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.312p.
- Hervouet, J.M.,2001. Hydrodynamique des écoulements à surface libre, modélisation numérique avec la méthode des éléments finis. Thèse Habilitation à diriger des recherches. Caen, France, Université de Caen.
- Hinkle, D.E., Wiersma, W., and Jurs, S.G., 2003. Applied statistics for the behavioral sciences. Houghton Mifflin, Boston, MA.
- Hirsch, R.M., and Slack, J.R., 1984. A nonparametric trend test for seasonal data with serial dependence, *Water Resour. Res.* ,20, 727-732.
- Hong, S., Candelone, J.-P., Patterson, C.C., et Boutron, C.F., 1994. Greenland ice evidence of Hemispheric Lead Pollution two millennia ago by Greek and Roman civilizations. *Science*, 265, 1841-1843.
- Horowitz, A., 1985. A primer on Trace Metal Sediment Chemistry, United States Geological Survey.
- Houha, B., 2007. Étude du fonctionnement hydrodynamique et salin d'un bassin semi-aride .Remila – Khenchela.
- Houha, B., 1996. Quantité et qualité des eaux souterraines de la région de Khenchela (Garât Tarf). Mémoire de Magister, F.S.T.
- Hurlbut, Jr., et Klein, C., 1982. Manual de Mineralogía de Dana. Editorial Reverté, Barcelona, 564 pp.

- Hydrologic Engineering Center., 2015. HEC-RAS River Analysis System, Hydraulic Reference Manual. Version 1.0. Institute for Water Resources: Washington DC. Retrieved January 22, 2016, from <http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ras/documentation.aspx>.
- Jambor, J.L., Nordstrom, D.K., et Alpers, C.N., 2000. Metal-sulfate salts from sulfide mineral oxidation. In: C.N. Alpers, J.L. Jambor et D.K. Nordstrom (Eds.), Sulfate Minerals - Crystallography, Geochemistry and Environmental Significance. Reviews in Mineralogy and Geochemistry. Mineralogical Society of America, Washington, D. C., pp. 303-350.
- Jenkins, G. M., and Watts, D. G., 1968. Spectral analysis and its applications. San Francisco: HoldenDay Inc.
- Jennings, S.R., Dollhopf, D.J., et Inskeep, W.P., 2000. Acid production from sulfide minerals using hydrogen peroxide weathering. Applied Geochemistry, 15(2), 247-255.
- Johnson, A. H., Bouldin, D.R., Goyette, E.A., and Hedges, A.M., 1976. Phosphorus loss by stream transport from a rural watershed: quantities, processes and sources. Environmental Journal Quality, 5(2), 148-157.
- Johnson, D.L., Ambrose S.H., Bassett T.J., Bowen M.L., Crummey D.E., Isaacson J.S., Johnson D.N., Lamb, P., Saul, M., and Winter-Nelson, A.E., 1997. Meanings of environmental terms. Journal of Environmental Quality, 26, 581-589.
- Idrissi, L., 2006, étude et développement de nouvelles méthodes électrochimiques pour la détermination des ions orthophosphate, nitrite, nitrate et ammonium. Thèse de doctorat d'état. Université Mohammed v – agdal.146p.
- Ingersoll, C.G., MacDonald, D.D., Wang, N., Crane, J.L., Field, L.J., Haverland, P.S., Kemble, N.E., Lindskoog, R.A., Severn, C., et Smorong, D.E., 2000. Prediction of sediment toxicity using consensus-based freshwater sediment quality guidelines, U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), Chicago.
- INERIS., 2004. Devenir et comportement des métaux lourds dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLMDRC-03-46822-FLg/JL-03.0693.
- Irvine, K.N., and Eberhardt, A.J., 1992. Multiplicative, seasonal ARIMA models for Lake Erie and Lake Ontario water levels. Water Resources Bulletin, 28 (2), 385-396.
- Laaksoharju, M., Skarman, C., and Skarman, E., 1999. Multivariate mixing and mass balance (M3) calculations, a new tool for decoding hydrogeochemical information. Applied Geochemistry, 14, 861-871.
- Laffitte, R., 1939. Etude géologique de l'Aurès. Bull. Serv. Carte géol. Algérie, 2ème sér., Stratigr. Descript. Région. N°15, 451p.
- Lamikanra, A., 1999. Essential Microbiology for students and Practitioners of Pharmacy, Medicine and Microbiology. 2nd Edn. Amkra books, 406 p.
- Lantzy, R.J., et Mc Kenzie, F.T., 1979. Atmospheric trace metals: global cycles and assessment of man's impact. Geochimica et Cosmochimica Acta, 43, 511-523.
- Larocque, A.C.L., et Rasmussen, P.E., 1998. An overview of trace metals in the environment, from mobilization to remediation. Environmental Geology, 33(2-3), 85-91.
- Larocque, M., Mangin, A., Razack, M., and Banton, O., 1998. Contribution of correlation and spectral analysis to the regional study of a large karst aquifer (Charente, France). J. Hydrology, 205, 217-231.

- Leblanc, M., Morales, J.A., Borrego, J., et Elbaz-Poulichet, F., 2000. 4,500 Years-old mining pollution in the Southwestern Spain, Long-term implications for modern mining pollution. *Economic Geology*, 95(3), 655-662.
- Lee, J.Y., and Lee, K.K., 2000. Use of hydrologic time series data for identification of recharge mechanism in a fractured bedrock aquifer system. *J. Hydrology*, 229, 190-201.
- Lehmann, A., and Rode, M., 2001. Long-term behavior and cross-correlation water quality analysis of the River Elbe, Germany, *Water Research* 35, 2153-2160.
- Lei, L., and Lu, Y., 2003. Reservoir and Dam Safety Management Practices and Challenges Faced by China." *China Water Resources*, 11 (5), 59-62.
- Lenntech., 2010. Heavy Metals. [www.lenntech.com](http://www.lenntech.com). Accessed on 2nd July, 2012. pp.1-3.
- Lettenmaier, M., 1978. Design and considerations for ambient stream quality monitoring. *Water resources Bulletin*, 14 (4), 804-902.
- Li, C., Wang, H., Chi, Z., Yang, Y., Rao, Z., and Cope, M., 2014. Dam Break Flood Risk Assessment for Laiyang City. *Journal of Geological Resource and Engineering*, 4, 189-199.
- Liang, R., and Li, L., 2014. Review on Pros and Cons of Dam Construction. *Technology Innovation and Application* 26: 198.
- Liggett, J.A., 1975. Basic equations of unsteady flow, in *Unsteady Flow in Open Channels*, K. Mahmood, and V. Yevjevick (Eds.), Fort Collins, Colorado, Water Resources Publications, V1, 29-62.
- Liggett, J.A., and Cunge, J.A., 1975. Numerical methods of solution of the unsteady flow equation, in *unsteady flow in open channels*, edited by k. mahmood and V. yevjevich, Vol.I, chapitre 4. Water resources Publication, Ft. Collins, CO.
- Lima, M. L., 1997. From Risk Analysis to Risk Perception : Developing a Risk Communication Strategy for a Dam-Break Flood Risk. In C. Guedes Soares (ed.), *Advances in Safety and Reliability*, Vol. 1, Oxford, Pergamon: 53-60.
- Liu, C.W., Lin, K.H., and Kuo, Y.M., 2003. Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a Blackfoot disease area in Taiwan. *Science in the Total Environment* 313, 77-89.
- Lopez, B., leynet, A., blum, A., et baran, N., 2011. Evaluation des tendances d'évolution des concentrations en polluants dans les eaux souterraines. *Revue des méthodes statistiques existantes et recommandations pour la mise en œuvre de la DCE. Rapport final*. Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA).
- Lu, W. X., Zhao, Y., Chu, H. B., and Yang, L.L., 2014. The analysis of groundwater levels influenced by dual factors in western Jilin Province by using time series analysis method. *Applied Water Science*, 4(3), 251-260.
- Kaid Rassou, K., 2009. Etude des interactions entre les eaux souterraines et les eaux de surface dans le bassin côtier d'Oualidia, Thèse de doctorat, Faculté des Sciences Semlalia - Marrakech.
- Karr, J. R., Fausch, K.D., Angermeier, P.L., Yant, P.R., and SCHL-aosser, I.J., 1986. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. *Special Publ. 5. Illinois Natural History survey*.

- Kattan, Z., Salleron, J.L., et Probst, J.L., 1987. Bilans et dynamique de transfert de l'azote et du phosphore sur le bassin de la Moselle (Nord-Est de la France), *Sciences de l'Eau*, 5(4), 437-461.
- Kemmer, N.F., 1984. Manuel de l'eau Technique et Documentation (Lavoisier).
- Kempe, S., 1982. Long-term records of the C07 pressure fluctuations in fresh water. *Mediterranean Geology Palaontology Institut*, 52, 91-332.
- Khabtane, A., 2010. Contribution à l'étude du comportement écophysiological du genre Tamarix dans différents biotopes des zones arides de la région de Khenchela. Mémoire de magister. Univ Constantine. p06.
- Kim, J., Lee, J., Cheong, T., Kim, R. H., Koh, D. C., Ryu, J. S., and Chang, S.W., 2005. Use of time series analysis for the identification of tidal effect on groundwater in the coastal area of Kimje, Korea. *J. Hydrol*, 300, 188-198.
- Koppe, P., 1973. Untersuchungen über das Verhalten von Inhaltsstoffen der Abwasser der metallverarbeitenden Industrie im Wasserkreislauf und ihren Einfluss auf die Wasserversorgung. *G W F wasser Abwasser*, 114, 170-175.
- Korup, O., 2005. Geomorphic hazard assessment of landslide dams in South Westland, New Zealand: Fundamental problems and approaches, *Geomorphology*, 66, 167-188.
- Kraiem, Z., Zouari, K., Chkir, N., and Agoune, A., 2014. Geochemical characteristics of arid shallow aquifers in Chott Djerid, south-western Tunisia. *J. Hydro-env. Res*, 8, 460-473.
- Kura, N.U., Ramli, M.F., Ibrahim, S., Sulaiman, W.N.A., and Aris, A.Z., 2014. An integrated assessment of seawater intrusion in a small tropical island using geophysical, geochemical, and geostatistical techniques. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(11), 7047-7064.
- MacDonald, T.C., and Jennifer L.M., 1984. Breaching Characteristics of Dam Failures, *Journal of Hydraulic Engineering*, 110(5), 567-586.
- Mahan, B.H., 1987. Química. Curso Universitario. Fondo Educativo Interamericano S. A.
- Makepeace, D.K., Smith, D.W., and Stanley, S.J., 1995. Urban Stormwater quality: summary of contaminant data. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 25(2), 93-139
- Mangin, A., 1984. For a better understanding of hydrological systems `from corrélatore and spectral analysis. *J. Hydrology*, 67, 25-43.
- Marche, C., 2008. Barrage: crues de rupture et protection civil. Presse internationale polytechnique. Canada, 388p.
- Marche, C., 2004. Barrages, crues de rupture et protection civile, presses Internationales polytechnique, Canada, 388p.
- Margo, D.A., Hunter, J.W., and Needham, J.T., 2009. "Dam Failure Analysis and Consequence Estimation." In *Proceedings of the US Society on Dams. Annual Lecture*, 1181-90.
- Martin, G., 1979. Le problème de l'azote dans les eaux. Technique et Documentation. Paris éd. 279 p.
- Matias, M.S.A., 2008. Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique. Thèse de doctorat de l'université de toulouse. p491.

- Mebarki, A., 2005. Hydrologie des bassins de l'Est Algérien : ressources en eaux, aménagement et environnement thes doc Univ Mnetouri ; pp 349.
- Mebarki, A., 2009. Ressources en eau et aménagement en Algérie. Les bassins hydrographiques de l'Est. Office des Publications Universitaires, Algérie, 389 p.
- Meganck., and Faup., 1988. Enhanced biological phosphorus removal from wastewater. In; wise DL (ed) biotreatment system 3111-203.CRC. Press Boca. Ratn. Fla.
- Meharzi, M.K.E., 2010. Forêts, géosystèmes et dynamique du milieu : Le cas de l'Aurès. Université des frères Mentouri faculté des sciences de la terre, de la géographie.258p.
- Merzoug S., 2009. Etude de la qualité microbiologique et physicochimique de l'eau de l'écosystème lacustre Garaet Hadj-Taher (Benazzouz, Wilaya Skikda). Mémoire de Magister. Université 08 Mai 1945 de Guelma. 3-13p.
- Metahri, M.S., 2012. élimination de la pollution azotée phosphatée des eaux usées traitées, par des procédés mixtes, cas de la STEP Est de la ville de Tizi Ouezou . Thèse de Doctorat, univ Tizi Ouezou.172p.
- Meybeck, M., kuusisto, E., makela A., and malkki E., 1996. A practical guide to the design and implementation of fresh water quality studies and monitoring programme, E & F.N. Spon, Water quality Monitoring. In : J. Bartram, R. Balance, London. 9-34.
- Millero, F.J., 1975. The physical chemistry of estuaries. In: T. Church (Ed.), Marine Chemistry in the Coastal Environment. ACS Symposium Series 18. American Chemical Society, pp. 25-55.
- Moe, C., and Rheingans, R., 2006. Global challenges in water, sanitation and health. Journal Water Health, 4, 41-57.
- Morgan, J.J., 2000. Manganese in natural waters and Earth's crust: Its availability to organisms. In: Metal Ions in Biological Systems, Manganese and Its Role in Biological Processes, A. Sigel, H. Sigel, (Eds), NewYork: Marcel Dekker, 37, 1-33.
- Moudallal, S., 1997. Les ressources hydrauliques au liban. 1re ed., dar el fekr el arabi (éditeur), beyrouth, liban, 62 p.
- Nas, B., and Berkta, A., 2010. Groundwater quality mapping in urban groundwater using GIS. Environmental Monitoring and Assessment, 8, 215-227.
- Natural Resources Conservation Service (NRCS)., 2010. National Engineering Handbook, Part 630, Chapter 15, Time of concentration. U.S. Department of Agriculture, Washington, DC.
- Nemoraw, N.L., 1985. Stream lake estuary and ocean pollution van nostrand reihold company incnetwork.
- NHRI (Nanjing Hydraulic Research Institute), IWHR (China Institute of Water Resources and Hydropower), Changjiang Institute of Survey, Planning, Design and Research, Hohai University., 2010. Study on Key Technologies for Reservoir and Dam Safety Guarantee and Their Application . Project report. (in Chinese).
- Nordstrom, DK., 1982. Aqueous Pyrite Oxidation and the Consequent Formation of Secondary Iron minerals. In Acid Sulphate Weathering; Kittrick, J.A., Fanning, D.S., Eds.; Soil Science Society of America: Madison, WI, USA.

- Novotny, V., 1999. Diffuse pollution from Agriculture - A worldwide outlook. *Water Science and Technology*, 3(3), 1-13.
- Nriagu, J.O., 1991. Human influence on the global cycling of trace metals. In: J.D. Farmer (Ed.), *Heavy Metals in the Environment*. CEP Consultants, Edinburgh, pp. 1-5.
- Nriagu, J.O., 1996. A History of Global metal Pollution. *Science*, 272, 223-224.
- O.-P.-S., 1987. *Guías para la Calidad del Agua Potable. Criterios relativos a la salud y otra información de base*. Publicación científica 506. Organización Panamericana de la Salud, Washington, 350 pp.
- Ogoyi, D.O., Mwita, C.J., Nguu, E.K., and Shiundu. P.M., 2011. Determination of heavy metal content in water, sediment and microalgae from Lake Victoria, East Africa. *The Open Environmental Engineering Journal*, 4, 156-161.
- Olive, P., 1976. The system CO<sub>2</sub>/H<sub>2</sub>O\*CaCO<sub>3</sub> and sulfate-sulfide system. *Practical handbook*, C. R. G. Thonon les Bains.
- OMS., 2008. *Guidelines for Drinking Water Quality*, 3rd ed. Vol 1. Incorporating the first and Second Addenda, WHO, Geneva (2008): ISBN 978 92 4 154761 1.
- OMS., 1996. *Rapport sur la santé dans le monde, résumé d'orientation*. <URL:[http:// www.oms.ch/whr/1998/exum98f.htm](http://www.oms.ch/whr/1998/exum98f.htm).
- Osbourne, L.L., and Kovacic, D.A., 1993. Riparian vegetated buffer strips in water- quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*, 29, 243-258.
- Ould Mohameddoue., 2006. *Évaluation de la qualité physicochimique et métallique des eaux du fleuve sénégal: cas du delta mauritanien localisé dans la ville de rosso*. Mémoire de la faculté des sciences, université ibn tofail maroc.
- Pacini, N., Donabaum, K., De Villeneuve, P.H., Konecny, R., Pineschi, G., Pochon, Y., Salerno, F., Schwaiger, K., Tartari, G., Wolfram, G., and Zieritz, I., 2013. Water-quality management in a vulnerable large river: the Nile in Egypt. *International Journal of River Basin Management*, 11(2), 205-219.
- Padilla, A., Pulido-Bosch, A., and Mangin, A., 1994. Relative importance of baseflow and quickflow from hydrographs of karst springs. *Groundwater*, 32, 267-277.
- Pagotto, C., 1999. *Etude sur l'émission et le transfert dans les eaux et les sols les éléments traces métalliques et des hydrocarbures en domaine routier*. Thèse de Doctorat, Université de Poitiers.
- Panizzo, A., De Girolamo, P., Di Risio, M., Maistri, A., and Petaccia, A. (2005a). Great landslide events in italian artificial reservoir. *Natural Hazards and Earth System Science*, 5, 733-740.
- Papamichail, D.M., and Georgiou, P.E., and Seasonal, A., 2001. Inflow models for reservoir sizing. *Journal of American Water Resources Association*, 37, 877-885.
- Papamichail, D.M., Antonopoulos, V.Z., and Georgiou, P.E., 2000. Stochastic models for Strymon river flow and water quality parameters. *Proc. of International Conference "Protection and Restoration of Environment V"*, I, 219-226.
- Papanikolaou N.C., Hatzidaki E.G., Belivanis S., Tzanakakis G.N. and Tsatsakis A.M., (2005). Lead toxicity update, A brief review. *Med. Sci. Monitoring*, 11, 329-336.

- Perrono, P., 1999. Les micropolluants métalliques des boues de stations d'épuration urbaine et l'épandage agricole. Mém. D.U.E.S.S., D.E.P., Univ. Picardie, Amiens.
- Person, J., 1978. Irrigation et drainage en Tunisie : problème posé par la salinité des sols et des eaux. Bull. BRGM (2<sup>ème</sup> série) section III, 2, 143-151.
- Pesson, P., 1976. La pollution des eaux continentales. Indice sur les biocénoses aquatiques – Gauthier-Villars, Bordas, Paris.
- Phelan, J.M., Finnegan, D.L., Ballantine, D.S., Zoller, W.H., Hart, M.A., et Moyers, J., 1982. Airbone aerosols measurements in the quiescent plume of Mount St. Helen in September, 1980. Journal of Geophysics Research, 90, 1093-1096.
- Pilleboue, E., and Dorioz, J.M., 1986. Mass balance and transfer mechanisms of phosphorus in a rural watershed of lac Léman, France. In: Sediment and Water Interaction (Proc. 3rd Sediment, Freshwater Symp.) (ed. by P. G. Sly), 91-102.
- Piper, A.M., 1994. A graphic procedure in geochemical interpretation of water analyses, American Geophysical Union. Transactions, 25, 914-923.
- Piper, A.M., 1994. A graphic procedure in geochemical interpretation of water analyses, American Geophysical Union. Transactions, 25, 914-923.
- Plumlee, G.S., et Ziegler, T.L., 2003. The medical geochemistry of dust, soils and other earth materials. In: B.S. Lollar (Ed.), Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry. Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 264-310.
- Post, J.E., 1999. Manganese oxide minerals: Crystal structures and economic and environmental significance. Proceedings of the National Academy of Sciences USA, 96, 3447-3454.
- Probst, J. L., 1985. Nitrogen and phosphorus exportation in the Garonne basin (France). Hydrology, 76, 281-305.
- Queneau, P., et Hubert, J., 2009. Place des eaux minérales dans l'alimentation. Rapport de l'académie nationale de médecine. Société française de l'hydrologie et climatologie médicale. France. pp 175-220.
- Rabiet, M., 2006. Contamination de la ressource en eau par les eaux usées dans un bassin versant méditerranéen apport des éléments majeurs, traces et terres rares. Thèse de Doctorat, Université Montpellier II.
- Rao, AR., Kashyap, RL., and Mao, LT., 1982. Optimal choice of type and order of river flow time models . water resources research, 18, 1097-1109.
- Razmkhah, H., Abrishamchi, A., and Torkian, A., 2010. Evaluation of spatial and temporal variation in water quality by pattern recognition techniques: a case study on Jajrood River (Tehran, Iran). J Environ Manage, 91,852–860.
- Richards, C., Johnson, L., and Host, G., 1996. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 53, 295-311.
- Richard, L.C., 1976. Finite Element Solution of Saint-Venant Equations. Journal of the Hydraulics Division, ASCE, 102(6), 759-775.
- Richard, LA., 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Agric. handbook 60, Wash., USDA, DC, p. 160.

- Rimstidt, J.D., et Vaughan, D.J., 2003. Pyrite oxidation: a state-of-the-art assessment of the reaction mechanism. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 67(5), 873-880.
- Rodier, J., 2005. L'analyse de l'eau: Eaux naturelles, Eaux résiduaires, Eau de mer.
- Rodier, J., Bazin, C., Broutin, J. P., Champsaur, H., et Rodi, L., 2005. L'analyse de l'eau. Eaux naturelles. Eaux résiduaires. Eau de mer. 8ème Ed. DUNOD. Paris, 1383 pp.
- Rondeau, B., 2005. La qualité de l'eau du secteur fluvial-la contamination par les toxique 2ème édition. Environnement canada-région du Québec et ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs du Québec., 2000. Fiche d'information de la collection, saint laurent, ISBN 0-662-88163-X, En4-20/2002F,6p.
- Rousseau, N., Roy, N., Cantin, P., et Cardinal, P., 2004. Etude de la qualité de l'eau potable dans sept bassin versant et impact potentiels que la santé. Méthodologie. MENV, MESS, MAPAQ, ISBN 2-550-43507, Envrodoq ENV/2004/0311, 35p.
- Runnels, D.D., Sheperd, T.A., et Angino, E.E., 1992. Metals in water, determining natural background concentrations in mineralized areas. *Environmental Science and Technology*, 26(12), 2316-2323.
- Ryhming, I.L., 1985. Dynamique des fluides. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes.
- Sæbø, HV., 1991. Statistical analysis of effects of measures against agricultural pollution. *Environmental Monitoring and Assessment*, 17(2), 137-146.
- Saint-Venant, A.J.C., 1871. Théorie du mouvement non-permanent des eaux, avec application aux crues des rivières et à l'introduction des marées dans leur lit. *Compte-Rendu à l'Académie des Sciences de Paris*, 73, 147-154.
- Saltelli, A., Chan, K., et Scott, E., 2000. Sensitivity analysis. *Wiley series in probability and statistics*. Wiley.
- Sarkar, S.K., Saha, M., Takada, H., Bhattacharya, A., Mishra, P., and Bhattacharya, B., 2007. Water quality management in the lower stretch of the river Ganges, east coast of India: an approach through environmental education. *J. Clean Prod*, 15, 1559-1567.
- Satoh, M., Koyama, H., Kaji, T., Kito, H., and Tohyama, C., 2002. Perspectives on cadmium toxicity research, *Tohoku Journal of Experimental Medicine*, 196, 23-32.
- Semcha, A., Mekerta, B., Troalen, J.P., 2008. Conséquences environnementales du dragage du barrage de fergoug (algerie). *Journées Nationales de Géotechnique de Géologie de l'Ingénieur JNGG'08 – Nantes*.
- SENAT, 2009. La pollution de la Méditerranée: état et perspectives à l'horizon 2030. Rapport n°652 par Roland Courteau. Sur [www.Senat.fr/rap/r10-652/html](http://www.Senat.fr/rap/r10-652/html).
- Shames, I., 1962. *Mechanics of Fluids*, 555 pp., McGraw-Hill, New York.
- Sheela, A.M., Letha, J., Joseph, S., Chacko, M., Sanal kumar, S. P., and Thomas, J., 2012. Water quality assessment of a tropical coastal lake system using multivariate cluster, principal component and factor analysis. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 17,143–159.
- Sheng, H., and Chen, Y.Q., 2011. Farima with stable innovations model of Great Salt Lake elevation time series. *Signal Processing*, 91, 553-561.

- Shihab, A.S., and Abdul Baqi, Y.T., 2010. Multivariate analysis of ground water quality of Makhmor plain/north Iraq. *Damascus University Journal*, 26 (1), 19-26.
- Sigg, L., Behra, P., et Stumm, W., 2000. *Chimie des Milieux aquatiques*. Dunod, Paris, 592 pp.
- Simeonova, P., Simeonov, V., and Andreev, G., 2003. Environmetric analysis of the Struma River water quality. *Central European Journal of Chemistry*, 2, 121-126.
- Simon, N., 2010. Quantification des incertitudes et analyse de sensibilité pour codes de calcul à entrées fonctionnelles et dépendantes. Thèse de Doctorat. Université de Grenoble. 176p
- Singh, V.P., 1996. *Dam breach modeling technology*. Kluwer Academy Publishers. Dordrecht. ISBN 0-7923-3925-8 pp. 242.
- Singh, K.P., Malik, A., Mohan, D., and Sinha, S., 2004. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India): a case study. *Water Research*, 38, 3980-3992.
- Singh, K.P., Malik, A., and Sinha, S., 2005. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques: a case study. *Analytica Chimica Acta*, 538, 355-374.
- Smith, M.C., and Wachob, D.G., 2006. Trends associated with residential development in the riparian breeding bird habitat along the Snake River in Jackson Hole, WY, USA: Implications for conservative planning. *Biol. Conserv.*, 128, 431-446.
- Smith, R. H., 1978. *Development of a Flood Routing Model for Small Meandering Rivers*. Ph.D Dissertation, Department of Civil Engineering, University of Missouri, Rolla, MO.
- Sneath, P.H.A., and Sokal, R.R., 1973. *Numerical Taxonomy, the Principles and Practice of Numerical Classification*. Ed. Freeman, W.H, San Francisco.
- Sonawane, V.Y., and Khole, A.M., 2010. Water quality of some drinking waters in Parbhani city: A case study. *J. Chem. Pharmaceut. Res.*, 2(5), 104-107.
- Spellman, F.R., and Nancy, E., 1999. *Whiting, Water Pollution Control Technology: Concepts and Applications*, Government Institutes, Rockville, MD. Moe, C. and R. Rheingans, 2006. Global challenges in water, sanitation and health. *Journal Water Health*, 4, 41-57.
- STATISTICA® 6.0 for Windows., 1998. StatSoft, Inc., Tulsa OK. USDA, Natural Resources Conservation Services, 1999. *Soil taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. Agriculture Handbook No. 436, p. 871.
- Steele, T. D., 1974. Converting water quality information goals into statistical design criteria. *Monitoring to Detect Changes in Water Quality Series (Proceedings of the Budapest Symposium, July 1986)*. IAHS Publ. no. 157.
- Strelkoff, T., 1970. Numerical solution of Saint-Venant equations. *Journal of hydraulic Division. ASCE*, 96.
- Stoffregen, R.E., Alpers, C.N. et Jambor, J.L., 2000. Alunite-Jarosite Crystallography, Thermodynamics, and Geochronology. In: C.N. Alpers, J.L. Jambor et D.K. Norstrom (Eds.), *Sulfate Minerals -Crystallography, Geochemistry and Environmental Significance*. Reviews in Mineralogy and Geochemistry. Mineralogical Society of America, Washington, D.C., pp. 453-479.

- Stoker, J.J., 1957b. Water waves: The mathematical theory with applications. Pure and Appl. Math., vol. 4, Interscience, New York.
- Stumm, W., and Morgan, J.J., 1996. Aquatic Chemistry—Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters, third ed. Wiley & Sons, New York.
- Sukandar, S., Yasuda, K., Tanaka, M., et Aoyama, I., 2006. Metals leachability from medical waste incinerator fly ash: A case study on particle size comparison. Environmental Pollution, 144(3), 726-735.
- Swanson, F. J., Oyagi, N., and Tominaga, M. 1986. Landslide dams in Japan, in: Landslide dams: process, risk, and mitigation New York: American Society of Civil Engineers Special Publication, edited by: Schuster, R. L., 3, 273-378,
- Tan, W.Y., 1992. Shallow water hydrodynamics, Amsterdam, The Netherlands: Elsevier.
- Taylor, S.R., 1964. Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. Geochimica et Cosmochimica Acta, 28 (8), 1273-1285.
- Tessier, A., Fortin, D., Belzile, N., DeVitre, R.R., et Leppard, G.G., 1996. Metal sorption to diagenetic iron and manganese oxyhydroxides and associated organic matter: Narrowing the gap between field and laboratory measurements. Geochimica et Cosmochimica Acta, 60(3), 387-404.
- Thévénot, D., Meybeck, M., Chesterikoff, A., Chervreuil, M., Huang, W.W., Estèbe, A., Idlafkih, Z., Jairy, A., Bussy, A. L., Garnaud, S., et Mouchel, J. M., 1998. Pourquoi tant de métaux La Seine en son bassin. (Ed.) Meybeck. Elsevier. 44pp.
- Thiollet Scholts, M., 2004. Construction d'un indicateur de qualité des eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires à l'échelle du bassin versant viticole. Thèse de Doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine.
- Thual, O., 2003b. Dérivation des équations de Saint-Venant. <http://www.enseeiht.fr/~thual/otapm/ondderisv/index.htm>.
- Tiri, A., Belkhiri, L., Boudoukha, A., and Lahbari, L., 2011. Characterization and evaluation of the factors affecting the geomistry of surface water of Koudiat Medouar basin, Algéria. African Journal of environmental Science and Technology, Vol.5(5), 355-362.
- Tiri, A., and Boudoukha, A., 2007. Influence of the industrial and urban waste water on the quality of water (case of Koudiat Medouar watershed. Journal of Engineering and Applied sciences, 2(11), 1592-1597.
- Tiri, A., and Boudoukha, A., 2010. Hydrochemical Analysis and Assessment of Surface Water Quality in Koudiat Medouar Reservoir, Algeria. Euro Journals Publishing, Vol.41 (2), 273-285.
- Tiri, A., Lahbari, N., and Boudoukha, A., 2014. Hydrochemical characterization of surface water in the Timgad watershed, Eastern Algeria. Desalination and Water Treatment, doi: 10.1080/19443994.2014.972983.
- Tiri, A., Lahbari, N., and Boudoukha, A., 2014. Multivariate Statistical Analysis and Geochemical Modeling to Characterize the Surface Water of Oued Chemora Basin, Algeria. Natural Resources Research, 33(4), 379-391.

- Tiri, A., Lahbari, N., Boudoukha, A. 2015. Assessment of the quality of water by hierarchical cluster and variance analyses of the Koudiat Medouar Watershed, East Algeria. *Appl. Water Sci.* DOI 10.1007/s13201-014-0261-z
- Tiri, A., Lahbari, N., Boudoukha, A., 2016. Hydrochemical characterization of surface water in the Timgad watershed, East Algeria. *Desalination and Water Treatment.* 57(2),562-571.
- Tizro, AT., Ghashghaie, M., Georgiou, P., Voudouris, K., 2014. Time series analysis of water quality parameters. *Journal of Applied Research in Water and Wastewater*, 1, 43-52.
- Travi, Y., et Mudry, J., 1997. Méthode pour l'évaluation du risque nitrate dans les aquifères de socle de la zone sahéenne d'Afrique de l'Ouest. *Revue hydrogéologie*, 1, 13-21.
- TWAS., 2002. Safe drinking water, the need, the problem, solutions and action plan. 3rd World Academic of sciences, Italy, 8-12.
- U.S. Army Corps of Engineers., 1997. Engineering and Design-Hydrologic Engineering Requirements for Reservoirs. Australian: Military Bookshop.
- U.S. Army Corps of Engineers., 2002. HEC-RAS River Analysis System , Hydraulic Reference Manual, USACE Hydrologic Engineering Center, Davis CA.
- U.S. Army Corps of Engineers. 2008. HEC-RAS (Version 4.1) [Hydraulic Reference Manuel]. Davis , CA: Hydrologic Engineering Center, U.S. Army Corps of Engineers.
- U.S. Environmental Protection Agency Home Page (EPA)., 2005b. Biological Indicators of Watershed Health. <http://www.epa.gov/bioindicators/html/about.html>.
- UNEP., 2009. Water Security and Ecosystem Services. The Critical Connection. A Contribution to the United Nations World Water Assessment Programme (WWAP). Country done this study (Unit Nation Environmental Programme (UNEP).
- USEPA., 2005. Washington, D.C. National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Urban Areas., Chapters 7 and 8. Document No. EPA 841-B-05-004.
- Valeriani, F., Zinnà, L., Vitali, M., Spica, V.R., and Carmela Protano, C., 2015. River water quality assessment: comparison between old and new indices in a real scenario from Italy. *International Journal of River Basin Management*, 13(3), 325-331.
- Velasco, F., Alvaro, A., Suarez, S., Herrero, J.-M. et Yusta, I., 2005. Mapping Fe-bearing hydrated sulphate minerals with short wave infrared (SWIR) spectral analysis at San Miguel mine environment, Iberian Pyrite Belt (SW Spain). *Journal of Geochemical Exploration*, 87(2), 45-72.
- Venkatramanan, S., Chung, S. Y., Lee, S. Y., and Park, N., 2014. Assessment of river water quality via environmentric multivariate statistical tools and water quality index: a case study of Nakdong River basin, Korea. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 9, 125-132.
- VILA, J.M., 1977. Carte géologique de l'Algérie et notices explicatives. Institut national de cartographie. Algérie
- Visentini, M., 1936. International Association of Hydrological Science (IAHS). Publication, 22, 119-137.
- Von Thun, J.L., and Gillette, D.R., 1990. Guidance on Breach Parameters, unpublished internal document, U.S. Bureau of Reclamation, Denver, Colorado, March 13, 1990, 17 p.

- Voudouris, K., Georgiou, P., Stiakakis, E., and Monopolis, D., 2010. Comparative analysis of stochastic models for simulation of discharge and chloride concentration in Almyroskartsic spring in Greece. e-Proceedings of the 14th Annual Conference of the International Association of Mathematical Geosciences, IAMG , Budapest, Hungary, 1-15.
- Wahl, T.L., 2004. Uncertainty of prediction of embankment dam breach parameters of hydraulic engineering.
- Wahl, T.L., 1998. Prediction of Embankment dam breach parameters a literature review and needs assessment, report No.DSO-98-04. U.s. department of the interior bureau of reclamation dam safety office.
- Wallingford, H.R., 1997. ISIS user reference manual, HR Wallingford, Wallingford, OXON.
- WALTON, H.U., 2008. Advanced Guidance on Use of Steady HEC-RAS. In: world environmental and water resources. ahupua'a. 2008, Ahupua'a, Hawaii, USA. Ahupu'a: ASCE, 2008.
- Wang, X., Cai, Q., Ye, L., and Qu, X., 2012. Evaluation of spatial and temporal variation in stream water quality by multivariate statistical techniques, a case study of the Xiangxi River Basin, China, Quatern Int, 282, 137-144.
- Wedepohl, H.K., 1995. The composition of the continental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 59(7), 1217-1232.
- Wheal, C., 1991. Freshwater pollution. Nairobi . United Nations Environnement Programme. UNEP/GEMS Environment Library No 6, Montréal, Canada, 36 p.
- WHO., 1997. Guidelines for drinking-water quality. Addendum to vol. 1. Recommendations, 2nd ed. Geneva: World Health Organisation., p. 10 -11.
- WHO., 2004. Guidelines for Drinking Water Quality. Recommendations, 3rd ed., Vol. 1. WHO, Geneva.
- WHO., 1997. Water Sanitation and Health Programme. Managing water in the home: accelerated health gains from improved water sources. World Health Organization. [www.who.int](http://www.who.int).
- Wichert, G., and Rapport, D., 1998. Fish community structure as a measure of degradation and rehabilitation of riparian systems in an agricultural drainage basin. *Environmental Management*, 22(3), 425-443.
- Wilcox, L.V., 1955. Classification and use of irrigation waters. U.S. Dept. Agric. Circular 969 , Wash., U.S. Dept. Agric., DC, p. 19.
- Wilcox, L.V., 1948. The quality of water for irrigation use. U.S. Dept. Agric., Tech. Bull. 962, Wash., U.S. Dept. Agric., DC, p. 40.
- Winter, T. C., Rosenberry, D. O., and Sturrock, A. M., 1995. Evaluation of 11 equations for determining evaporation for a small lake in the north central United States, *Wat. Resour. Res.*, 31(4), 983-993.
- World Meteorological Organization (WMO)., 2012. Technical Material for Water Resources Assessment (WMO-No. 1095), Geneva.
- Wood, J.M., 1973. Metabolic cycles for toxic elements in aqueous systems. *Rev. Int. Oceanogr. Med.* 31/32, 7-17.

- Wuana, R. A., and Okieimen, F.E., 2011. Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation, *ISRN Ecology*, vol. 2011, Article ID 402647, 20 pages, doi:10.5402/2011/402647.
- Wunderlin, D.A., Diaz, M.P., Ame, M.V., Pesce, S.F., Hued, A.C., and Bistoni, M.A., 2001. Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality. A case study: Suquia river basin (Cordoba, Argentina). *Water Research*, 35, 2881-2894.
- Xiong, Yi., 2011. A Dam Break Analysis Using HEC-RAS. *Journal of Water Resource and Protection*, 3, 370-379.
- Yang, H., and Zehnder, A., 2007. Virtual Water: An unfolding concept in integrated water resources management, *water resources Research*, 43, W12301.
- Yurekli, K., and Kurunc, A., 2005. Performance of stochastic approaches in generating low streamflow data for drought analysis. *Journal of Spatial Hydrology*, 5, 20 –32.
- Zacharie, S., 2012. modélisation numérique du transport des sédiments en suspension dans une rivière en aménagement : cas de la rivière-aux-sables au Québec; Mémoire de maîtrise école polytechnique de Montréal, 104p.
- Zarei, H., and Bilondi, M.P., 2013. Factor analysis of chemical composition in the Karoon River basin, southwest of Iran. *Appl., Water Sci*, 3,753–761.
- Zerrouk, N.-E., et Marche, C., 2005. Une contribution expérimentale à l'étude de l'érosion d'une digue par submersion et son analyse, *Revue des Sciences de l'Eau*, vol. 18 (3), 361-401.
- Zrari, R, 2004. Etude de faisabilité d'un barrage en terre, Babar, Mémoire de fin d'étude, département de l'hydraulique, université de Batna, Algérie. 176p.