



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEURET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

جامعة باجي مختار - عنابة

UNIVERSITE BADJI MOKHTAR - ANNABA

FACULTE DES SCIENCES

DEPARTEMENT DE BIOLOGIE

THESE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE DOCTORAT

SPECIALITE: BIOLOGIE VEGETALE

INTITULE

**Evaluation de la pollution des sols et des eaux de  
la plaine de Bounamoussa et essais de  
dépollution**

Présentée par: M<sup>me</sup> ZAOUI Lilia

Membres de Jury:

Pr. DJAMAI Rachid	Président	Université Badji Mokhtar Annaba
Pr. BENSLAMA Mohamed	Directeur de Thèse	Université Badji Mokhtar Annaba
Pr. LAIFA Aziz	Examinateur	Université Badji Mokhtar Annaba
Pr. NASRI Hichem	Examinateur	Université Chadli Bendjedid El Tarf
Dr. LABAR Sofiane	Examinateur	Université Chadli Bendjedid El Tarf
Dr. SLIMANI Ali	Examinateur	Université Chadli Bendjedid d'El Tarf

Année universitaire: 2016 / 2017

## Remerciements

Avant tout, je tiens à exprimer ma profonde gratitude et je remercie ALLAH le tout puissant qui m'a donné le courage, la patience et la force pour réaliser ce travail.

Au terme de ce travail, c'est avec plaisir et reconnaissance que je remercie toutes les personnes qui tout au long de ces années m'ont aidé par leur soutien scientifique et moral.

Je tiens à remercier vivement et profondément Monsieur le Professeur **BENSLAMA M.** Directeur du laboratoire de recherche Sols et Développement durable, pour son encadrement efficace, sa disponibilité, sa patience et surtout son aide et son soutien sans relâche tout au long de la réalisation de ce travail. Je le remercie pour n'avoir jamais mesuré son temps au laboratoire et pour la correction du manuscrit. Son grand savoir m'a été d'une grande aide dans mon travail de recherche et ses idées scientifiques précieuses. Qu'il veuille bien trouver ici l'expression de ma profonde reconnaissance et de mon respect le plus sincère.

Je tiens également à remercier **M<sup>r</sup> DJAMAI R.** Professeur à l'université Badji Mokhtar d'Annaba de m'avoir fait l'honneur de présider le jury de ma soutenance.

Vifs remerciements à **M<sup>r</sup> LAIFA A.** Professeur à l'université Badji Mokhtar d'Annaba d'avoir accepté d'examiner ce travail et de participer au jury.

Je suis sensible à l'honneur que m'ont fait **M<sup>r</sup> NASRI H.** Professeur à l'université Chadli Bendjedid d'El Tarf, **M<sup>r</sup> LABAR S.** Maître de Conférences à l'université Chadli Bendjedid d'El Tarf et **M<sup>r</sup> SLIMANI A.** Maître de Conférences à l'université Chadli Bendjedid d'El Tarf pour m'avoir honorée de leurs présences en acceptant de jury cette thèse.

Je tiens également à exprimer ma gratitude et ma reconnaissance au Professeur **HURSTHOUSE S Andrew.** Director of Spatial Pattern Analysis Research and Development Laboratory for Innovative years Technolog (SPAR LAB). School of Science & Sport, University of the West of Scotland - Paisley (UK), pour son aide pour le dosage des métaux lourds et son accueil au sein de son équipe.

Je remercie tout particulièrement **KAHIT Fatima Zahra** pour l'attention qu'elle a témoignée à mon égard, pour son soutien et pour son aide tout au long de cette thèse et pendant les périodes les plus difficiles.

## ***DÉDICACE***

*Après de longues années ce modeste manuscrit  
Voit enfin le jour.  
J'exprime mon immense gratitude  
Tout mon amour à Mes chers parents,  
Qui n'ont jamais cessé de me soutenir et de m'encourager  
Mon Mari,  
Mes frère et sœurs,  
Mon petit fils Mohamed Dhia Eddie  
Ma belle famille,  
Toutes mes amies  
Et que ce manuscrit soit utile pour tous ceux  
Qui en auront besoin.  
Merci pour tous...*

<b>Remerciements</b> .....	I
<b>Table des matières</b> .....	II
<b>Liste des figures</b> .....	VI
<b>Liste des tableaux</b> .....	IX

## TABLE DES MATIERES

<b>Introduction générale</b> .....	1
<b>Chapitre 1: Synthèse bibliographique</b>	
1. Les sols et leur utilisation en agriculture.....	3
1.1. Le sol, une ressource non renouvelable.....	3
1.2. Particularités des sols agricoles.....	4
1.3. Les Eléments Traces Métalliques dans les sols agricoles.....	4
1.4. Les engrais agricoles.....	5
1.5. Généralités sur la fertilité du sol.....	5
1.6. Facteurs de pollution.....	6
1.7. Essais de dépollution.....	7
2. Impact des eaux d'irrigation sur l'aquifère superficiel.....	7
2.1. L'eau du surface.....	7
2.2. Qualité des eaux d'irrigation.....	8
2.2.1 Aptitude des eaux de l'oued Bounamoussa a l'irrigation.....	8
2.2.2. Le risque de salinité.....	8
2.2.3. Le risque de sodicité.....	8
<b>Chapitre II : Matériels et Méthodes</b>	
II.1. Présentation de la zone d'étude.....	9
1.1 Situation géographique.....	9
1.2 Situation géomorphologique.....	10
1.3 Situation climatique.....	10
1.1. Stations de mesure.....	11
1.2. Facteurs climatiques.....	11
I.2.1. Températures (T).....	11
I.2.2. Précipitations (P) .....	12
1.2.3. Le coefficient pluviométrique (CP).....	13
1.2.4. L'indice de De Martonne.....	14
1.2.5. Le Vent.....	15
1.2.6. L'humidité relative .....	16
1.2.7. Synthèse bioclimatique.....	17
1.2.8. Calcul du bilan hydrique.....	17
1.4 Couverture pédologique.....	19
1.5 Occupation du sol et le couvert végétal.....	23
1.6 Activité socio-économique .....	23
II.2. Présentation des sites d'études.....	26
II.3 Protocole d'échantillonnage.....	27
3.1. Eau.....	27
3.2. Sol.....	27
II.4 Techniques analytiques.....	28
4.1 Eau.....	28

4.2 Sol.....	28
II.5 Méthodes de traitements des données.....	29

### Chapitre III : Résultats et Discussion

#### III.1. Les caractéristiques physicochimiques des eaux et leurs aptitudes à l'irrigation

Introduction.....	30
I. Evolution spatio-temporelle des paramètres physicochimiques.....	30
1. La conductivité électrique (CE).....	32
2. Le Potentiel hydrogène (pH).....	33
3. Le Résidu sec (RS) .....	33
4. Les Matières en Suspension (MES).....	34
5. L'Extrait sec (ES).....	35
6. Les Cations et les Anions .....	36
7. La minéralisation.....	46
8. Analyses en composantes principales (AC).....	47
9. Les faciès chimiques.....	51
10. Aptitude des eaux de surfaces p'irrigation.....	56
10.1. Le pourcentage de sodium (Na%).....	60
10.2. L'indice d'adsorption du sodium (SAR).....	60
10.3. L'indice d'adsorption du magnésium (MAR).....	60
10.4. Pourcentage de sodium soluble (SSP).....	61
10.5. Le Carbonate du Sodium Résiduel (RSC).....	61
10.6. Total des Sels Dissous (TDS).....	61
Discussion.....	63
Conclusion.....	68

#### III.2. Analyses physicochimiques des sols

Introduction.....	70
1. Les caractéristiques physiques des sols.....	71
1.1. La granulométrie .....	71
1.2. La porosité .....	73
1.2.1. La densité apparente.....	73
1.2.2. La densité réelle .....	74
2. Caractéristiques physicochimiques des sols.....	75
2.1. La matière organique (MO).....	76
2.2. L'Humidité (H).....	77
2.3. Le Calcaire total (Cal Tot).....	77
2.4. L'acidité du sol (pH).....	78
2.5. La conductivité électrique (CE).....	81
2.6. La capacité d'échange cationique (CEC).....	82
2.7. Les bases échangeables .....	83
2.7.1. Le Calcium ( $Ca^{+2}$ ) .....	83
2.7.2. Le Magnésium ( $Mg^{+2}$ ).....	84
2.7.3. Le Sodium ( $Na^{+}$ ).....	85
2.7.4. Le Potassium ( $K^{+}$ ).....	86
2.8. La taux de saturation.....	87
3. Les éléments traces métalliques (ETMs).....	87
3.1. Le Fer .....	88

3.2. Le Zinc .....	89
3.3. Le Plomb.....	90
3.4. Le Manganèse .....	90
4. L'analyse statistique des données des sols.....	91
4.1. Analyses en Composantes Principales (ACP).....	91
4.2. La matrice de corrélation.....	92
Discussion.....	97
Conclusion.....	105
<b>Conclusion Générale</b> .....	
Conclusion générale .....	108
Recommandations et Perspectives.....	112
ملخص .....	113
Abstract.....	114
Résumé .....	115
Références Bibliographiques .....	116

## LISTES DES FIGURES

<b>N°Fig.</b>	<b>Nom du Figure</b>	<b>Page</b>
<b>Chapitre 1: Synthèse bibliographique</b>		
<b>1</b>	Organisation du sol et principales relations avec les autres compartiments	<b>3</b>
<b>Chapitre II: Matériels et Méthodes</b>		
<b>2</b>	Carte de la situation géographique de l'oued Bounamoussa	<b>9</b>
<b>3</b>	Histogramme des températures moyennes mensuelles aux stations de Ben M'hidi et la Cheffia (1980 /2014)	<b>12</b>
<b>4</b>	Histogramme des précipitations moyennes mensuelles aux stations de Ben M'hidi et la Cheffia (1980 /2014)	<b>13</b>
<b>5</b>	Les variations du coefficient pluviométrique pour les stations de Ben M'hidi et la Cheffia (1980 – 2014).	<b>14</b>
<b>6</b>	Courbe des vitesses moyennes mensuelles des vents (Annaba-Les Salines : 1982-2011)	<b>16</b>
<b>7</b>	Courbe des moyennes mensuelles de l'humidité relative (Annaba-Les Salines : 1982-2011)	<b>16</b>
<b>8A</b>	Diagramme Ombrothermique de la Station de Ben M'Hidi (1980/2014)	<b>17</b>
<b>8B</b>	Diagramme Ombrothermique de la Station La Cheffia (1980/2014)	<b>17</b>
<b>9A</b>	Graphique du bilan hydrologique selon la méthode de Thornthwaite de la station de Ben M'Hidi (1980-2014)	<b>20</b>
<b>9B</b>	Graphique du bilan hydrologique selon la méthode de Thornthwaite de la station de la Cheffia (1980-2014)	<b>20</b>
<b>10</b>	Carte du couvert végétal de la région d'étude	<b>25</b>
<b>11</b>	Situation géographique des stations de prélèvements	<b>26</b>
<b>Chapitre III: Résultats et Discussion</b>		
<b>III.1. Les caractéristiques physico-chimiques des eaux et leurs aptitudes à l'irrigation</b>		
<b>12</b>	Variation de la conductivité électrique des eaux durant les deux saisons	<b>33</b>
<b>13</b>	Variation du pH des eaux durant les deux saisons	<b>33</b>
<b>14</b>	Variation du résidu sec durant les deux saisons	<b>34</b>
<b>15</b>	Variation des matières en suspension durant les deux saisons	<b>35</b>
<b>16</b>	Variation de l' extrait sec durant les deux saisons	<b>36</b>
<b>17</b>	Variation du sodium durant les deux saisons	<b>37</b>
<b>18</b>	Variation du calcium durant les deux saisons	<b>38</b>
<b>19</b>	Variation du magnésium durant les deux saisons	<b>39</b>
<b>20</b>	Variation de la dureté (en mg/l) durant les deux saisons	<b>39</b>
<b>21</b>	Variation de la dureté (en F°) durant les deux saisons	<b>40</b>
<b>22</b>	Variation du potassium durant les deux saisons	<b>41</b>
<b>23</b>	Variation des chlorures durant les deux saisons	<b>42</b>
<b>24</b>	Variation des sulfates durant les deux saisons	<b>42</b>
<b>25</b>	Variation des nitrates durant les deux compagnes	<b>43</b>
<b>26</b>	Variation des nitrites durant les deux saisons	<b>44</b>
<b>27</b>	Variation de l'ammonium durant les deux saisons	<b>45</b>
<b>27 A</b> <b>27 B</b>	Teneurs des cations et des anions des eaux prélevées (saison humide)	<b>46</b>
<b>28 A</b> <b>28 B</b>	Teneurs des cations et des anions des eaux prélevées (saison sèche)	<b>46</b>
<b>29</b>	Répartition des éléments chimiques sur le plan factoriel (saison humide)	<b>48</b>
<b>30</b>	Répartition des échantillons sur le plan factoriel (saison humide)	<b>49</b>
<b>31</b>	Répartition des éléments chimiques sur le plan factoriel (saison sèche)	<b>51</b>
<b>32</b>	Répartition des échantillons sur le plan factoriel (saison sèche)	<b>51</b>
<b>33 A</b>	Diagramme de Piper des eaux de la saison humide	<b>52</b>
<b>33 B</b>	Diagramme de Piper des eaux de la saison sèche	<b>53</b>

<b>34 A</b>	Classification des eaux d'irrigation de l'oud Bounamoussa selon la méthode de SAR (saison humide)	<b>54</b>
<b>34 B</b>	Classification des eaux d'irrigation de l'oud Bounamoussa selon la méthode de SAR (saison sèche)	<b>55</b>
<b>35 A</b>	Diagramme de Schoeller-Berkaloff (saison humide)	<b>56</b>
<b>35 B</b>	Diagramme de Schoeller-Berkaloff (saison sèche)	<b>56</b>
<b>36 A</b>	Variation des TDS des eaux de surface de l'oued Bounamoussa durant la saison humide	<b>62</b>
<b>36 B</b>	Variation des TDS des eaux de surface de l'oued Bounamoussa durant la saison sèche	<b>62</b>
<b>III.2. Analyses physico-chimiques des sols</b>		
<b>37</b>	Teneurs de l'analyse granulométrique des sols de la zone d'étude	<b>72</b>
<b>38</b>	Variation de la densité réelle et apparente des sols de la zone d'étude	<b>74</b>
<b>39</b>	Variation de la porosité des sols de la zone d'étude.	<b>75</b>
<b>40</b>	Variation du carbone organique des échantillons des sols de la zone d'étude	<b>75</b>
<b>41</b>	Variation de la matière organique des sols de la zone d'étude	<b>76</b>
<b>42</b>	Variation de l'humidité des échantillons des sols de la zone d'étude	<b>77</b>
<b>43</b>	Variation du Calcaire total des échantillons des sols de la zone d'étude	<b>78</b>
<b>44</b>	Variation du pH <sub>eau</sub> des échantillons des sols de la zone d'étude	<b>79</b>
<b>45</b>	Variation du pH <sub>KCl</sub> des échantillons des sols de la zone d'étude	<b>79</b>
<b>46 A</b>	Variation du pH des échantillons des sols de la campagne d'Avril de la zone d'étude	<b>80</b>
<b>46 B</b>	Variation du pH des échantillons des sols de la campagne de septembre de la zone d'étude	<b>81</b>
<b>47</b>	Variation de la conductivité électrique des échantillons des sols de la zone d'étude	<b>82</b>
<b>48</b>	Evolution de la CEC dans les sols de la région d'étude	<b>83</b>
<b>49</b>	Variation du Calcium dans les sols de la zone d'étude	<b>84</b>
<b>50</b>	Variation du Magnésium dans les sols de la zone d'étude	<b>84</b>
<b>51</b>	Evolution du Rapport d'équilibre entre les cations Ca <sup>+2</sup> et Mg <sup>+2</sup>	<b>85</b>
<b>52</b>	Variation du Sodium dans les sols de la zone d'étude	<b>86</b>
<b>53</b>	Variation du Potassium dans les sols de la zone d'étude	<b>87</b>
<b>54</b>	Variation du taux de saturation des sols de la zone d'étude	<b>87</b>
<b>55</b>	Variation des teneurs en Fer des échantillons des sols de la zone d'étude	<b>89</b>
<b>56</b>	Variation des teneurs en Zinc des échantillons des sols de la zone d'étude	<b>89</b>
<b>57</b>	Variation des teneurs en Plomb des échantillons des sols de la zone d'étude	<b>90</b>
<b>58</b>	Variation des teneurs en Manganèse des échantillons des sols de la zone d'étude	<b>91</b>
<b>59</b>	Répartition des paramètres physico-chimiques sur le plan factoriel (saison humide)	<b>94</b>
<b>60</b>	Répartition des échantillons sur le plan factoriel (saison humide)	<b>94</b>
<b>61</b>	Répartition des paramètres physico-chimiques sur le plan factoriel (saison sèche)	<b>95</b>
<b>62</b>	Répartition des échantillons sur le plan factoriel (saison sèche)	<b>96</b>

## LISTE DES TABLEAUX

N° Tab	Nom du Tableau	Page
<b>Chapitre II: Matériels et Méthodes</b>		
1	Les stations, leur période d'observation et les coordonnées géographiques	11
2	Températures moyennes mensuelles en °C (1980/2014).	11
3	Précipitations moyennes mensuelles en mm (1980/2014).	12
4	L'indice annuel d'aridité (A)	14
5	L'indice mensuel d'aridité (a)	15
6	Vitesses moyennes mensuelles des vents en m/s (Annaba-Les Salines : 1982-2011).	15
7	Moyennes mensuelles de l'humidité relative en % (Annaba-Les Salines : 1982-2011).	16
8A	Bilan hydrique selon la méthode de Thornthwaite de la station de Ben M'Hidi (1980-2014)	18
8B	Bilan hydrique selon la méthode de Thornthwaite de la station de la Cheffia (1980-2014)	19
9	Vocation du Périmètre	24
10	Données géographiques des stations de prélèvements pour les deux saisons	26
<b>Chapitre III : Résultats et Discussion</b>		
<b>III.1. Les caractéristiques physico-chimiques des eaux et leurs aptitudes à l'irrigation</b>		
11	Statistique descriptive pour la chimie des eaux	31
12	Classes de minéralisation d'après la conductivité électrique	32
13	Classification des eaux selon le résidu sec	34
14	Classes de dureté en fonction du titre hydrotimétrique (°F)	40
15	Les résultats de calcul de l'indice d'échanges des bases pour les deux saisons	45
16	Matrice de corrélation des différents paramètres de la saison humide	47
17	Corrélations entre les variables et les facteurs (saison humide)	48
18	Matrice de corrélation des différents paramètres de la saison sèche	50
19	Corrélations entre les variables et les facteurs (saison sèche)	50
20	Paramètre des eaux à usage agricole	58
21	Résultats du SAR, %Na, MAR, SSP, RSC, TDS et de la conductivité CE des deux périodes sèche et humide	58
22	Classification des échantillons des eaux de surface sur la base de SAR, MAR, SSP, Na%, RCS et TDS	59
<b>III.2. Analyses physico-chimiques des sols</b>		
23	Résultats de l'analyse granulométrique des sols	71
24	Les différentes classes texturales	72
25	Les résultats de l'analyse physico-chimiques des sols de la zone d'étude	73
26	Teneurs moyennes de la densité et de la porosité.	73
27	Echelle d'interprétation du pourcentage de la porosité des sols	74
28	Classification des sols d'après leurs teneurs en matière organique	76
29	Normes d'interprétation du taux du calcaire du sol	77
30	La gamme de pH des sols	80
31	Classe de la qualité des sols	81
32	Barème d'appréciation de l'équilibre entre les cations $Ca^{+2}$ et $Mg^{+2}$	85
33	Résultats des teneurs moyennes des ETMs dosés sur les sols superficiels de la zone d'étude.	88
34 A	Matrice de corrélation des différents paramètres physico-chimiques du sol (saison humide)	92

<b>34 B</b>	Matrice de corrélation des différents paramètres physico-chimiques du sol (saison sèche)	<b>93</b>
<b>35 A</b>	Corrélations entre les variables et les facteurs (saison humide)	<b>96</b>
<b>35 B</b>	Corrélations entre les variables et les facteurs (saison sèche)	<b>96</b>

## **Introduction générale**

La pollution des eaux et des sols, accidentellement ou volontairement, par certains produits chimiques d'origine industrielle (métaux lourds, colorants, phénols...) ou agricole (pesticides, engrais...) constitue une source de dégradation de l'environnement et suscite à l'heure actuelle un intérêt particulier à l'échelle internationale.

Cependant, l'eau est une ressource naturelle indispensable à la vie dans tout écosystème. Le maintien de sa qualité est une préoccupation majeure pour une société qui doit subvenir à des besoins en eau de plus en plus importants. Bien que l'on se tourne vers les eaux souterraines pour l'approvisionnement en eau potable, les eaux de surfaces demeurent une ressource très capitale pour le développement durable. Les cours d'eau contribuent à l'installation des barrages-réservoirs à court, moyen et long terme ainsi qu'à l'aménagement des zones humides afin de préserver ces ressources hydriques. Ces zones humides sont souvent le siège d'un large éventail d'activités socioéconomiques comme: les cultures, le maraichage, l'élevage, la pêche, l'horticulture et le tourisme. Ce développement socio-économique et l'urbanisation rapide ont eu un impact néfaste sur la qualité des ressources en eau. De nombreux cas de pollution industrielle et urbaine ont été observés en l'occurrence au niveau des barrages, ces derniers étant l'exutoire de rejets extrêmement polluants. En effet, L'utilisation des eaux non conventionnelles peut engendrer un risque de contamination à la fois pour le sol, les eaux souterraines et les cultures.

Ainsi, dans les zones humides les sols agricoles connaissent une dégradation de leur qualité sous l'effet de l'exploitation excessive. Cette dégradation conduit inévitablement à la dégradation des sols et des eaux, qui se traduisent par des problèmes de salinisation, de sodification, de détérioration de la structure des sols, de l'engorgement et de la pollution.

La pollution des sols notamment par les métaux lourds représente un risque important pour la santé publique en raison des pathologies variées que peuvent engendrer ces éléments. Les sols sont un vecteur important du transfert des métaux de l'environnement vers l'organisme vivant.

Les sources bibliographiques qui ont servi à réaliser cette thèse sont essentiellement des rapports internationaux, nationaux ou régionaux, réalisés par des équipes d'experts (gestion des sols, agronomie,...etc) ainsi que des articles scientifiques dont le foisonnement témoigne des discussions et des recherches intenses que suscite la question de la pollution des eaux et des sols.

Pour cette raison nous avons effectué cette étude pour faire le point sur l'état actuel des différents rejets et leurs impacts sur les eaux superficielles et les sols de la plaine de Bounamoussa, wilaya d'El Tarf (l'extrême Nord-est Algérien) et afin de mettre en évidence l'état de qualité et le degré de pollution de l'eau et du sol, de situer les sources de pollution et d'établir un gradient de perturbation ou de dégradation. Cette région est drainée par l'oued Bounamoussa, à engendrer un sérieux problème de pollution. Les nombreuses données de notre disposition ont permis de comprendre que la situation est critique surtout en période estivale et en présence des lâchées du barrage de la Cheffia. Cette pollution est le résultat des rejets : domestiques, industriels et surtout agricole.

Dans cette optique notre travail est structuré en Quatre chapitres qui sont les suivants:

**Chapitre 1:** constitue la partie de synthèse bibliographique qui présente un état des connaissances relatives à la problématique de recherche scientifique envisagée.

**Chapitre 2:** une analyse du contexte général de la région d'étude sous différents points de vue: situation géographique et géomorphologique, aperçu socio-économique et conditions climatologiques. Ainsi qu'une prise en compte de la méthodologie élaborée, traitera les

méthodes et le matériel utilisés pour la caractérisation des eaux superficielles de la plaine de Bounamoussa et la détermination des teneurs en métaux lourds dans le sol.

**Chapitre 3:** expose les résultats obtenus et comprend deux parties principales :

Définir les caractéristiques physico-chimiques des eaux et la détermination de leurs faciès chimiques, ainsi que leurs aptitudes à l'irrigation.

Les analyses physico-chimiques des sols de l'agro-système et de mettre en relief la présence de pollution métallique en relation avec les sites étudiés.

**Enfin** on reprend les acquis fondamentaux obtenus au cours de la thèse et on présente différentes perspectives d'avenir en matière de recherche scientifique appliquée. Finalement, nous donnerons une conclusion générale sur l'ensemble de l'étude dans laquelle, nous mentionnerons:

- Les difficultés rencontrées en suggérant, dans le cas d'une étude approfondie, un plan de suivi et de travail complémentaire
- Une détermination des actions qui vont réduire le risque pour le rendre acceptable.
- Des recommandations générales et des perspectives qui seront proposées à la fin de cette étude pour conclure ce travail.

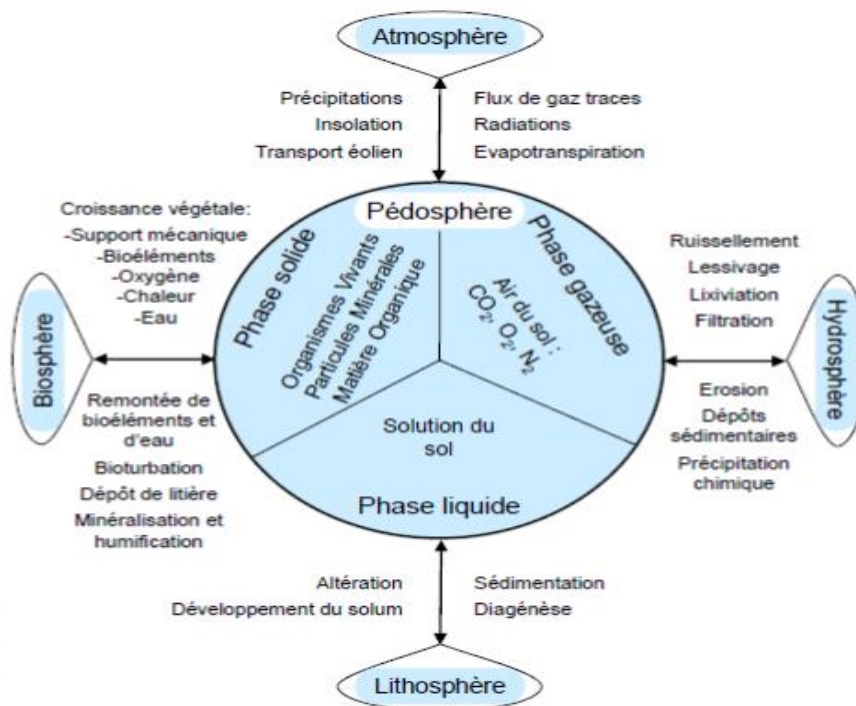
## I- Les sols et leur utilisation en agriculture

### I.1. Le sol, une ressource non renouvelable

Le sol est un compartiment complexe, un carrefour multifonctionnel, en relation avec la lithosphère, l'hydrosphère, l'atmosphère et la biosphère (Fig. 1). Il est le résultat de l'altération, du remaniement et de l'organisation des couches supérieures de la croûte terrestre sous l'action de la vie et des échanges d'énergie qui s'y manifestent (Gobat *et al.*, 1998; Lozet & Mathieu, 1997).

Le sol est une entité vivante et dynamique, qui est nécessaire au fonctionnement des écosystèmes terrestres. La notion de sol vivant n'apparaît pas discutable, si l'on considère que le nombre d'organismes présents dans une cuillère à café (10 g) de sol fertile peut excéder 9 milliards, et est supérieur au nombre d'êtres humains présents sur la planète (Doran *et al.*, 1999). Le sol est une ressource considérée comme non renouvelable, car sa vitesse de formation est habituellement comprise entre 100 et 400 an.cm<sup>-1</sup>, et donc, à la différence de l'eau, le renouvellement du sol n'est pas visible à échelle de temps humaine.

Le sol est une ressource fragile, et la nécessité de le protéger a incité la commission européenne à dresser la liste des huit (08) principales menaces présentes sur ce milieu. Celles-ci concernent, par gravité décroissante: l'érosion, la diminution des concentrations en matières organiques, la contamination diffuse et locale, la salinisation, la diminution de la biodiversité, le tassement, l'imperméabilisation et les inondations et glissements de terrain.



**Figure 1: Organisation du sol et principales relations avec les autres compartiments (Gobat *et al.*, 1998)**

L'érosion et la diminution des teneurs en matières organiques sont des processus entraînant une baisse de la productivité des sols que ce soit au sens agricole ou en termes de déficiences des écosystèmes hébergés. La protection de la biodiversité vise à préserver les organismes du sol, pour leur utilité dans la formation du sol (amélioration de la structure, dégradation des débris

végétaux), mais aussi pour leur diversité génétique. Le tassement, l'imperméabilisation et les mouvements des terrains sont des processus concernant la dynamique physique du sol. Ils ont des conséquences importantes sur la perméabilité du milieu ce qui implique des perturbations fortes de ces écosystèmes (**Ben Seghier, 2012**)

## **1.2. Particularités des sols agricoles**

Outre l'intérêt évident des sols dans le fonctionnement des écosystèmes, ils présentent des utilités diverses pour les sociétés humaines: support des individus et des constructions, production de nourriture et bois, ressources en matériaux divers, épuration et stockage des déchets, production d'énergie, protection contre les radiations, puits de carbone... Parmi ces usages la production de nourriture est certainement celle qui concerne la part la plus importante des surfaces de la planète (**Ben Seghier, 2012**)

Les modes de production sont variés et nous nous focaliserons sur les pratiques agricoles des pays occidentaux développés qui affectent le sol et les écosystèmes qui y sont établis par différentes voies :

- Maîtrise de la couverture végétale ;
- Travail régulier du sol (généralement labour) ;
- Apport d'amendements, de fertilisants, de produits phytosanitaires et des substances associées ;
- Export de tout ou partie des végétaux cultivés.

## **1.3. Les Éléments Traces Métalliques dans les sols agricoles**

L'estimation des effets des ETMs sur le sol nécessite donc une bonne connaissance de leur disponibilité et de la manière dont ils peuvent affecter les différents niveaux d'organisation des écosystèmes. Pour parvenir à comprendre les potentiels effets néfastes des métaux sur le sol, il apparaît nécessaire de définir à la fois les concentrations présentes dans un environnement non contaminé, et les voies de contaminations potentielles. Le paragraphe suivant détaille ces deux informations pour le cas des sols agricoles (**Gombert et al., 2005**).

Cependant La pollution des sites et des sols par les métaux lourds représente un risque important de santé publique en raison des pathologies variées que peuvent engendrer ces éléments. L'exposition aux métaux lourds prend en effet deux formes: l'inhalation de particules, et l'ingestion, directe (de poussières) ou par l'intermédiaire d'aliments contaminés. Dans les deux cas, les sols sont un vecteur important du transfert des métaux de l'environnement vers l'organisme. Pour cette raison, il est essentiel de disposer de moyens de mesure de la teneur en métaux lourds dans les sols.

En effet, dans le cas des métaux lourds, les techniques actuellement utilisées afin de mesurer leur concentration dans les sols, comme l'ICP-MS ou l'ICP-AES, sont très lourdes à mettre en œuvre en termes de temps (de l'ordre de l'heure), de complexité (liée à la préparation de l'échantillon) et de coût de la mesure. Surtout, elles ne sont pas mobiles et nécessitent donc d'effectuer un prélèvement d'échantillons et de transférer ceux-ci vers un laboratoire d'analyse. Si les résultats fournis par ces techniques de référence sont fiables, il n'en demeure pas moins que la méthodologie de mesure, de par les délais qu'elle impose, restreint considérablement les possibilités d'analyse, et freine par conséquent le processus global de décision et d'action en matière de sites et sols pollués.

Les métaux lourds font partie des éléments toxiques pour la santé qui passent des champs vers les eaux des écosystèmes. On les retrouve principalement dans les eaux usées industrielles et municipales (Cd, Cu, Pb, Zn), les précipitations atmosphériques, et les eaux provenant de l'activité agricole (Hg, Cu, Pb). On pensait jusqu'alors que les engrais minéraux et les composés chimiques utilisés pour la protection des plantes étaient source d'oligo-

éléments de corps simples dans les terres, particulièrement à la surface des sols. Des doses élevées d'engrais au phosphore ont enrichi le sol en cadmium. L'utilisation à long terme de certains composés chimiques pour la protection des plantes a mené à l'augmentation des quantités de cuivre, de mercure, de cadmium et de plomb dans les sols.

La teneur d'un sol en métaux lourds est une donnée relativement accessoire si ce n'est pour déterminer le danger global (concentration maximale mobilisable). L'important est de déterminer la fraction biodisponible, c'est-à-dire la partie accessible au végétal ou à la mobilisation vers les ressources en eau. La biodisponibilité est l'aptitude d'un élément trace à être transférée à la plante (**Ben Seghier, 2012**).

#### **1.4. Les engrais agricoles**

Les substances apportées au sol dans le cadre de l'activité agricole contiennent toutes des ETMs, mais en quantités variables. Les types d'intrants sont présentés ci-après et proviennent d'origines diverses; néanmoins, il faut retenir que les concentrations les plus faibles sont généralement observées pour les intrants fabriqués par synthèse chimique.

- *Les fertilisants inorganiques* de synthèse (azotés) sont massivement utilisés dans la région et contiennent généralement peu d'ETMs, alors que les fertilisants inorganiques provenant de minerais (phosphatés et potassiques) renferment des ETMs dont la quantité est souvent importante et varie en fonction du gisement dont ils sont extraits.
- *Les amendements et fertilisants organiques* (fumier, compost, lisier) sont particulièrement riches en Cu et Zn, car ils sont ajoutés à l'alimentation du bétail.
- *Les produits phytosanitaires* contiennent généralement peu d'ETMs car ils sont produits par synthèse chimique, à l'exception des sulfates et hydrates de Cu, et du fongicide (mancozèbe) utilisant Cu et Zn comme élément actif.
- *Les amendements calcaires* contiennent peu d'ETMs, bien qu'ils soient généralement tirés de gisements naturels. Ils peuvent cependant modifier le comportement des ETMs dans les sols en élevant le pH.

Les apports en ETMs dans les sols agricoles réalisés en lien avec des activités humaines, doivent être contrôlés, du fait des effets néfastes qu'ils peuvent potentiellement engendrer. La réglementation relative à ces pratiques est cependant peu abondante concernant l'épandage des déchets provenant des activités agricoles, notamment les effluents issus de l'élevage (**Baize, 2000**).

#### **1.5. Généralités sur la fertilité du sol**

##### **A. Fertilité chimique du sol**

L'importance des réserves totales et leur passage sous forme assimilable, déterminent la capacité d'un sol à se maintenir chimiquement fertile. Ainsi un sol chimiquement fertile doit permettre de fixer les éléments nutritifs et assurer leurs échanges entre la phase liquide et solide et aussi entre la plante et le sol (**Pieri, 1989**).

Il convient de distinguer l'abondance des éléments nutritifs dans le sol due à la nature de la roche mère et à la quantité d'éléments mobilisables, qui dépend de l'ambiance physicochimique et biologique. Par ailleurs, la baisse du niveau des éléments chimiques s'accompagne d'une acidification et des toxicités diverses (**Boyer, 1983**).

Cependant, l'importance des substances assimilables et la facilité d'absorption de ces substances permet de définir l'état de fertilité chimique (**Pieri, 1989**).

##### **B. Fertilité physique du sol**

Les facteurs physiques essentiels de la fertilité des sols constituent l'état structural et la capacité de rétention de l'eau. L'état structural d'un sol correspond au mode d'assemblage des

constituants minéraux et organiques du sol, elle détermine l'aération dont dépendent la croissance du végétal et l'activité biologique du sol. Le niveau d'épanouissement du système racinaire ainsi que le niveau de transfert de l'eau, oxygène et les éléments minéraux justifient l'état structural d'un sol. Elle est en fonction d'une part de la texture et de la structure et d'autre part des facteurs agro-climatiques et anthropiques ainsi que de la topographie, de la profondeur et de la disposition des horizons (**Soltner, 1996**).

### **C. Fertilité biologique du sol**

La fertilité biologique d'un sol est la résultante de l'activité de plusieurs micro-organismes qui assurent la transformation de la matière organique et des substrats minéraux. Elle est liée aux actions spécifiques de fixer l'azote et de dénitrifier ainsi qu'aux actions diverses à savoir la modification du pH, le rôle sur la structure. Ces activités donnent un état de sol favorable à la nutrition de la plante.

La fertilité biologique est d'une importance capitale et dépend de la fertilité chimique ainsi que de la fertilité physique. Selon **Pieri (1989)**, l'activité biologique est partie prenante dans la fertilité du sol soit directement pour la nutrition des plantes et la fixation biologique de l'azote de l'air par les légumineuses, soit indirectement par son impact sur l'évolution du stock organique des sols et les conséquences multiples qui en résultent (structure des sols, complexe argilo-humique, développement des racines, etc.). Les amendements (minéraux et/ou organiques) peuvent être apportés en vue d'améliorer la qualité physique, chimique et biologique du sol. De par leur nature et leur qualité, ils peuvent agir sur tous les paramètres de la fertilité:

- ❖ La fertilité chimique, par la minéralisation qui est un processus conditionné par le climat et la structure du sol. En effet, la minéralisation est rapide sous un climat tropical semi-aride chaud selon **Traore (2008)** et constitue une importante source d'azote pour les plantes.
- ❖ La fertilité physique, par la formation du complexe argilo-humique qui permet de retenir la solution du sol, Donc certains éléments minéraux destinés à la nutrition des cultures (**Soltner, 1996**).
- ❖ La fertilité biologique, par apport de faune minéralisatrice qui est un aspect très important dans la minéralisation de la matière organique et la structuration du sol (la porosité) (**Pieri, 1989**)

## **1.6. Facteurs de pollution**

### **A. Pollution Urbaine**

Une menace réelle sur le milieu naturel se distingue dans la wilaya d'El Tarf par : Environ 2 096 l/s d'eaux usées domestiques sont rejetées dans les oueds et même parfois à ciel ouvert sans traitement préalable en raison de certains réseaux défectueux et de dysfonctionnement des stations d'épurations (**Bahroun, 2006**).

### **B. Pollution Industrielle**

Un nombre de (06) six unités de conserverie de Tomate (Direction de l'environnement) rejettent chaque saison plus de 124 m<sup>3</sup>/h, l'unité Carajus rejette à elle seul environ 2 m<sup>3</sup>/h et en fin l'unité de production de Tubes galvanisés rejette vers l'Oued Bounamoussa plus de 400 m<sup>3</sup>/h. Ces rejets sont à l'origine d'une pollution organique des eaux, caractérisée par des valeurs excessives de matières en suspension (MES), et de matières oxydables (**Bahroun, 2006**).

### **C. Pollution Agricole**

La région d'étude est à vocation agricole, on note la présence de plusieurs fermes à élevage important, qui ne dispose pas d'équipement de sécurité contre la pollution provoquée par les différents rejets. La zone d'étude est une vaste plaine agricole cultivée à plus de 70%.

On note une polyculture soumise à l'utilisation intensive des épandages d'engrais et de pesticides riches en  $\text{NO}_3$ ,  $\text{PO}_4$  et  $\text{SO}_2$ , lessivés par les eaux de surface. Ces matières peuvent atteindre les nappes superficielles ou profondes par échanges verticaux ou horizontaux (**Bahroun, 2006**).

### **1.7. Essais de dépollution :**

De multiples activités humaines (industrielles, minières, agricoles, urbaines, de transport, etc.) sont à l'origine de la pollution des sites, des sols et des eaux souterraines. À l'heure actuelle, la prise de conscience de cette pollution, l'évolution des pratiques industrielles et la disparition de certaines activités ont mis un frein à la dissémination de polluants dans les sols et la plupart des cas traités sont des héritages du passé. De nombreux sites sont affectés par des pollutions multiples, de natures variées (organiques et/ou minérales), superposées ou séparées géographiquement. La nature et la répartition des polluants dépendent des produits chimiques impliqués dans un procédé ou dans les procédés qui se sont succédé en différents points des sites. Ces sites pollués peuvent alors présenter des risques de transfert de polluants vers des cibles sensibles, comme la ressource en eau, les écosystèmes et la santé humaine. Ils peuvent également avec le temps se disperser dans l'environnement, augmentant ainsi la taille des surfaces polluées. La décision de dépolluer ou non repose sur différents critères, incluant le risque sanitaire, la localisation du site, l'usage ultérieur envisagé ainsi que le coût et les délais. Ces mêmes critères orientent le choix des techniques à mettre en œuvre. Parmi ces techniques, certaines visent à immobiliser la pollution, d'autres à l'extraire ou à la détruire. On les classe généralement en trois familles: les traitements physiques, chimiques et biologiques (**Simoninot & Croze, 2008**).

## **2. Impact des eaux d'irrigation sur l'aquifère superficiel**

### **2.1. L'eau de surface**

Elle englobe toutes les eaux circulantes ou stockées à la surface des continents (rivières, lacs, étangs, barrages,...). La composition chimique des eaux de surface dépend de la nature des terrains traversés par ces eaux durant leurs parcours dans l'ensemble des bassins versants. Cette composition se trouve également modifiée suite à l'évaporation intense au niveau des plans d'eau libre. Ces eaux sont le siège, dans la plupart des cas, d'un développement d'une vie microbienne à cause des déchets jetés dans le milieu aquatique et de l'importante surface de contact avec le milieu extérieur. Ceci rend les eaux rarement potables avant traitement (**Degremont, 1989**).

Les ressources en eaux de surface constituent une richesse capitale du pays. Mais l'eau reste une ressource limitée et vulnérable qui est indispensable à la vie, au développement et à l'environnement. Sa protection et sa bonne gestion sont donc une nécessité. L'augmentation démographique en zone littorale s'accompagne d'un développement des activités agricoles, économiques, touristiques et urbaines. Le plus souvent, ces activités se développent dans les zones pourvues des ressources hydriques, ce qui se traduit par un besoin en eau croissant. Face à l'augmentation sans cesse des besoins par rapport à des ressources mobilisées relativement limitées, à la pollution de ces ressources, qu'elles soient superficielles ou souterraines, l'Algérie, comme tout les autres pays du monde, est contrainte à mener une politique de l'eau. Une prise de conscience est actuellement traduite la mise en œuvre d'un ambitieux programme de projets de réalisation de barrages-réservoirs et de transferts à court, moyen et long termes (**Chouit, 2015**).

L'organisation mondiale de la sante estime, en effet que 80% des maladies qui affectent la population mondiale sont directement associées a l'eau (**Chouit, 2015**).

Cependant, l'utilisation des eaux de l'oued Bounamoussa pour l'irrigation des terres agricoles impose la prise en considération des risques sanitaires liés à la présence potentielle de composés chimiques toxiques et des germes infectieux, qui peuvent dégrader la qualité des sols et des eaux souterraines. De ce fait, il est important de connaître la qualité de ces eaux d'irrigation et de chercher le degré de chaque type de pollution et de diagnostiquer les origines et les sources responsables de ces apports anthropiques, dans les limites de la région d'étude (**Boukhouna, 2008**).

## **2.2. Qualité des eaux d'irrigation**

### **2.2.1 Aptitude des eaux de l'oued Bounamoussa à l'irrigation**

On définit généralement l'irrigation comme étant l'apport d'eau au sol dans le but d'assurer l'humidité nécessaire au développement des plantes. Les eaux de surface sont menacées en permanence par des apports polluants étant donné qu'il est le milieu récepteur final de tous types de pollution, ce qui nous pousse à s'interroger si ces eaux de surface sont conformes ou non aux normes et est-ce qu'elles peuvent être utilisées pour l'irrigation des terres agricoles sans aucun risque pour les cultures, les sols, et les eaux souterraines ?

Il y a quatre critères majeurs à considérer lors de l'évaluation de la qualité des eaux d'irrigation :

1. La concentration en sels dissous (risque de salinité).
2. La quantité de sodium dans l'eau comparé à d'autres cations (risque de sodicité).
3. La concentration des éléments toxiques qui inhibe la croissance des plantes ou devient un danger environnemental.
4. Le bénéfice nutritionnel résultant de nutriments (nitrates, phosphates et sulfates).

### **2.2.2. Le risque de salinité**

La salinité a eu des effets sur l'agriculture depuis très longtemps. Les sels ont été reconnus comme un problème depuis des milliers d'années, particulièrement dans les régions arides et semi arides où il n'y a pas suffisamment de pluie pour lessiver les sels au-delà de la zone racinaire.

Les plantes et l'évaporation prélèvent l'eau du sol en y abandonnant une large part des sels apportés par l'eau d'arrosage, ce qui conduit à augmenter la salinité de l'eau du sol. La pression osmotique de l'eau du sol augmentant avec sa concentration en sels dissous, la plante consacre alors l'essentiel de son énergie non pas à se développer, mais à ajuster la concentration en sel de son tissu végétal de manière à pouvoir extraire du sol l'eau qui lui est nécessaire (**Faby et al., 2000 in Boukhouna, 2008**).

### **2.2.3. Le risque de sodicité**

L'accumulation du sodium sur le complexe adsorbant des sols peut dégrader les propriétés physiques des sols, leur capacité de drainage, donc leur perméabilité, conditionne la productivité des terres irriguées. Un excès de sodium par rapport aux alcalino-terreux ( $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ...) dans le complexe adsorbant provoque la défloculation des argiles, une destruction du sol qui se traduit par une réduction de la perméabilité et de la porosité des couches superficielles du sol. L'eau d'irrigation stagne alors à la surface du sol et ne parvient plus jusqu'aux racines. D'autre part, à proportion égale de sodium et d'alcalino-terreux dans la solution, la tendance à la sodisation du sol est d'autant plus forte que la concentration en cations totaux dans la solution est plus élevée. Ainsi, le risque de sodisation relatif à une eau d'irrigation est caractérisé par deux paramètres : le SAR (Sodium Adsorption Ratio) qui rend compte du rapport entre la concentration en sodium et en alcalino-terreux, et la conductivité de l'eau appliquée (**Faby et al., 2000 in Boukhouna, 2008**).



Selon les statistiques agricoles (2007) le secteur de l'agriculture occupe une superficie totale (SAT) de 84 031 ha qui se répartit comme suit :

- ✓ Surface agricole utile : 74 173 ha, soit 88,3 % de la SAT.
- ✓ Terres improductives : 1340 ha,
- ✓ Parcours : 8 518 ha.

La Wilaya d'El-Tarf se caractérise par 2 principales vocations :

- L'agriculture en sec (céréaliculture et cultures industrielles et maraîchères en sec) au Nord, dans la zone de la plaine et les zones humides, favorisée par une abondante pluviométrie (jusqu'à 1000 mm/an) ;
- La forestière dans les Monts de la Medjerda, au Sud.

Le grand périmètre d'irrigation de Bounamoussa (GPI), situé sur la plaine du même nom que se partagent les Wilayas d'El-Tarf et Annaba, répartis à 90% dans la Wilaya d'El Tarf, au niveau des communes de Besbes, Echatt, Zerizer, Asfour, Ben M'Hidi et Chebaita Mokhtar et à 10% dans celle de Annaba, localisés dans les communes d' El Hadjar et El Bouni. Il est limité au Nord par le cordon dunaire côtier, au Sud par les monts de la Medjerda, à l'Est par la Montagne et à l'Ouest par la RN 16 (Annaba, Souk- Ahras).

Sur le plan de l'hydrographie, le périmètre est traversé par deux oueds principaux :

- A l'Est : Oued Bounamoussa ;
- A l'Ouest : Oued Seybouse et son affluent l'Oued Boukamira.

## 1.2. Situation géomorphologique

### • Les Basses Montagnes des Monts de la Cheffia

Une première barrière topographique constitue la limite Sud de l'aval du bassin de la Mafragh où l'altitude s'élève à 569 m à Bougloub, pour atteindre les 739 m à Djebel Bou-Abed, puis s'abaisse à 367 m à Kef Medina. Il s'agit là d'une série de basses montagnes des monts de la Cheffia (**Affoun, 2006**).

### • Les Monts de la Cheffia

Parallèlement à la chaîne des Monts de la Medjerda, les Monts de la Cheffia constituent une deuxième barrière topographique, mais plus modérée, d'orientation SW-NE où l'altitude varie entre 996 m à Bled Djemaat El Guerfi (Forêt de l'Oued Soudan), en allant vers le NE et 808 m à Djebel Souani, 659 m à Djebel Oum Ali et 463 m à Ras El Ourda. Elle est de l'ordre de 396 m à Kef Rhorf Dbeïa et ne dépasse pas les 179 m à Kef El M'kouz.

• **Le Bassin de la Cheffia**, creusé dans des roches tendres, il présente deux parties avec au centre une ligne de hauteur qui joue le rôle de ligne de partage des eaux. La partie méridionale, occupée par le Lac du Barrage de la Cheffia (570 ha), est drainée par l'Oued Bounamoussa. La partie septentrionale, drainée par Oued Cheffia, présente une topographie de glaciaire. L'ensemble est dominé, sur toutes ses bordures, par des escarpements gréseux. Le bassin est drainé par Oued Cheffia qui rejoint Oued Boulathane par des gorges vers le Nord.

## 1.3. Situation climatique

### 1. Introduction

L'établissement d'un bilan hydrique est nécessaire pour comprendre le fonctionnement d'un système hydraulique de surface, implique la connaissance des paramètres suivants : les températures, les précipitations, ... etc, qui conditionnent le bilan et la détermination du type de climat qui règne dans la région concernée. Cette étude est nécessaire pour bien comprendre les mécanismes d'échange et de circulation des eaux superficielles.

L'étude des caractéristiques climatologiques joue un rôle primordial dans la connaissance des comportements des cours d'eaux, les variations des réserves, la compréhension des

mécanismes d'alimentation et de circulation des eaux naturelles. Pour cela, l'élaboration du bilan hydrique est indispensable pour mieux comprendre le fonctionnement et les influences d'un système hydraulique de surface.

De plus, toute étude climatologique nécessite une analyse bien détaillée des précipitations, car la pluie est un facteur qui conditionne l'écoulement saisonnier et par conséquent, le régime des cours d'eaux ainsi que celui des nappes.

Dans les mécanismes de pollution, l'infiltration et le ruissellement entraînent de manière très différente les polluants, aussi dans le domaine agricole l'infiltration permet l'entraînement en profondeur des fertilisants et des pesticides. Dans le cas de ruissellement les déchets liquides sont entraînés dans les cours d'eau (les oueds) avec une dilution proportionnelle aux précipitations.

Sous l'influence conjuguée de la mer, du relief, du sol et de la latitude, des zones climatologiques. Le climat de la zone d'étude est de type méditerranéen, caractérisé par deux saisons distinctes, une humide et douce, et l'autre chaude et sèche.

### I.1. Stations de mesure

Le choix des stations de mesure est basé sur la représentativité de la zone d'étude. Pour réaliser notre travail, nous sommes basés essentiellement sur les données des stations de Ben M'hidi et de la Cheffia, qui couvre une période de **35 ans**.

Le tableau 1 nous renseigne sur les périodes d'observation et les coordonnées géographiques des stations de mesure.

**Tableau 1 : Les stations, leurs périodes d'observation et les coordonnées géographiques**

Stations	Périodes d'observation	Longitude	Latitude	Altitude (m)
Ben M'Hidi	1980 / 2014	36°46'37.13''N	7°53'12.763'' E	07
La Cheffia	1980 / 2014	36°36'41.02 ''N	8° 2'25.69 ''E	171

### I.2. Facteurs climatiques

L'étude du climat se base sur les mesures aux différentes stations d'éléments météorologiques divers et parmi les plus importants nous citons les précipitations et la température.

#### I.2.1. Températures (T)

Les températures sont le deuxième facteur important dans l'étude climatique en agissant directement sur le phénomène d'évapotranspiration et donc le déficit d'écoulement annuel et saisonnier.

Les températures utilisées se rapportent aux stations de Ben M'hidi et de la Cheffia (35 ans d'observation). Les températures moyennes mensuelles mesurées dans les deux stations sur une période d'observations de 1980 au 2014 sont reportés dans le tableau 2 :

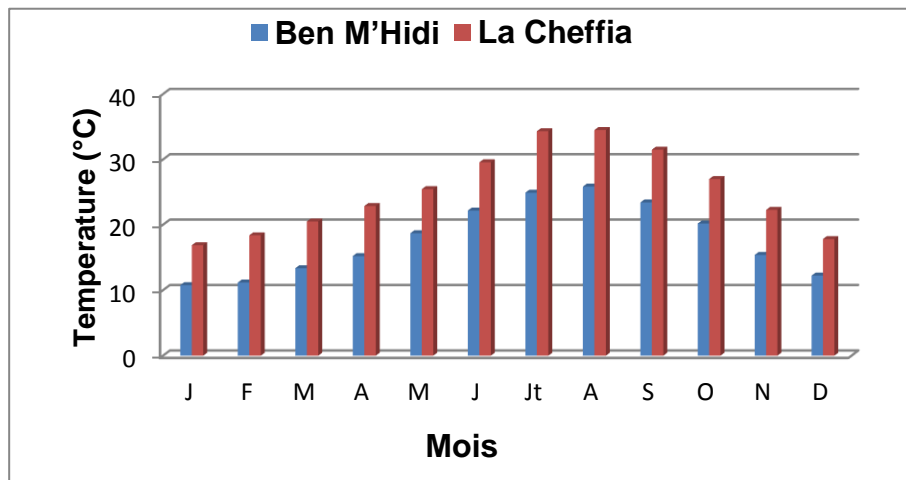
**Tableau 2: Températures moyennes mensuelles en °C (1980/2014).**

	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D
<b>Ben M'Hidi</b>	10,77	11,17	13,36	15,21	18,70	22,17	24,90	25,84	23,41	20,19	15,39	12,23
<b>La Cheffia</b>	16,87	18,38	20,49	22,86	25,45	29,56	34,32	34,50	31,49	27,00	22,27	17,81

**Source : Station de Ben M'Hidi et de la Cheffia (2014)**

L'histogramme des températures moyennes mensuelles (Fig. 3) nous montre une différence assez proche des valeurs de la température entre les deux stations. Nous remarquons aussi que

le mois le plus chaud est le mois d’Août avec une température de l’ordre de 25,84 °C à la station de Ben M’Hidi et 34,50 °C à la station de la Cheffia. Le mois le plus froid est le mois de Janvier avec 10,77 °C à la station de Ben M’Hidi et 16,87 °C à la station de la Cheffia.



**Figure 3: Histogramme des températures moyennes mensuelles aux stations de Ben M’Hidi et de la Cheffia (1980 /2014)**

### I.2.2. Précipitations (P)

Le terme précipitation désigne tout type d'eau qui tombe du ciel, sous forme liquide ou solide. Cela inclut la pluie, la neige, la grêle, etc. La précipitation est un facteur très important, qui conditionne l'écoulement saisonnier et influence directement sur le régime des cours d'eaux et l'alimentation des nappes aquifères.

Notre région d'étude est classée parmi les régions les plus pluvieuses dans notre pays l'Algérie et pour l'interprétation des données pluviométriques, nous avons utilisé des séries de précipitation allant de 1980 jusqu'aux 2014, soit 35 ans d'observations.

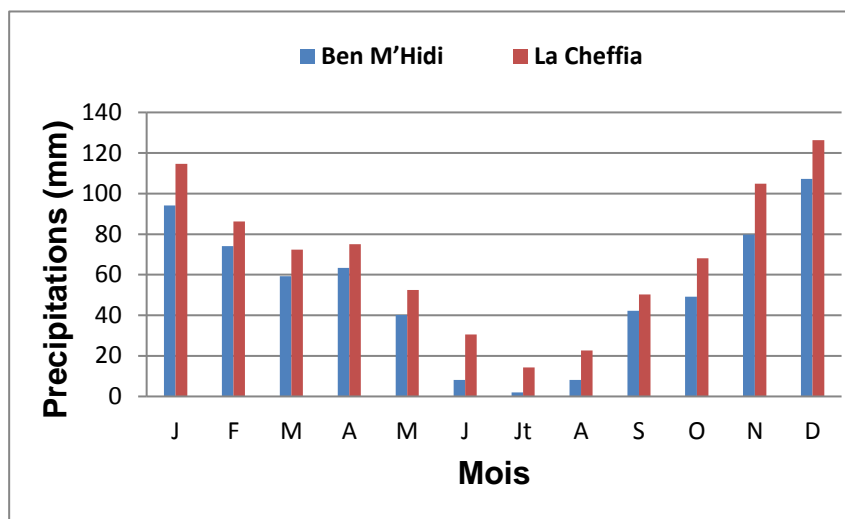
Les hauteurs des pluies moyennes mensuelles enregistrées durant les périodes d'observation (1980/2014) sont illustrées dans le tableau ci-dessous.

**Tableau 3: Précipitations moyennes mensuelles en mm (1980/2014).**

	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D
<b>Ben M’Hidi</b>	94,12	74,13	59,23	63,35	40,19	8,16	2,04	8,20	42,27	49,22	79,79	107,23
<b>La Cheffia</b>	114,68	86,26	72,40	75,10	52,40	30,54	14,24	22,68	50,24	68,04	104,91	126,29

**Source : Station de Ben M’Hidi et de la Cheffia (2014)**

L’histogramme des précipitations moyennes mensuelles (Fig. 4) des stations de Ben M’Hidi et de la Cheffia montre une hétérogénéité importante des précipitations d’un mois à l’autre avec un maximum de l’ordre 107,23 mm à Ben M’Hidi et 126,29 mm à la Cheffia au mois de Décembre, et avec un minimum de 2,04 mm à Ben M’Hidi et 14,24 mm à la Cheffia pendant le mois de Juillet.



**Figure 4: Histogramme des précipitations moyennes mensuelles aux stations de Ben M'hidi et de la Cheffia (1980 /2014)**

### 1.2.3. Le coefficient pluviométrique

La variabilité interannuelle des précipitations est exprimée par le coefficient pluviométrique (CP). Ce paramètre est très important dans la détermination des années excédentaires et déficitaires. Il est obtenu par le rapport de la pluviométrie d'une année (P) à la pluviométrie moyenne ( $p$ ) d'une série à une station donnée.

Le coefficient pluviométrique est en relation proportionnelle avec la pluviométrie. Il est obtenu par la formule suivante :  $CP = P / p$

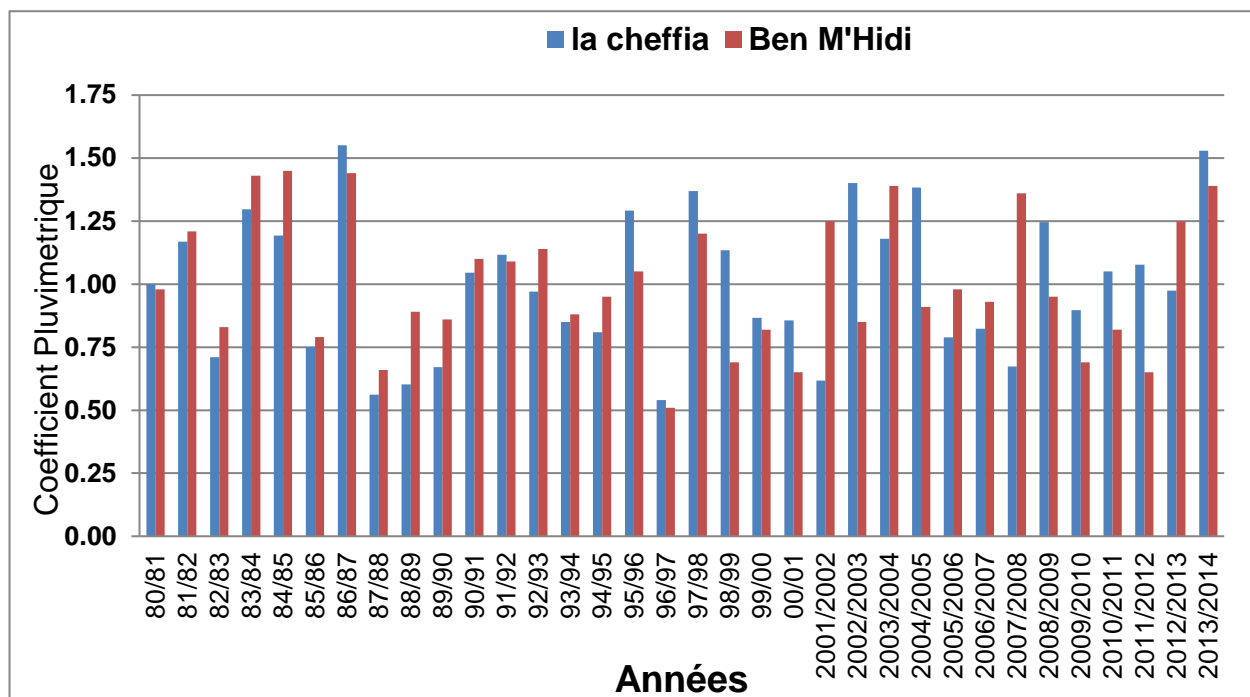
Nous avons deux cas :

- $CP > 1$ : Année excédentaire (AE)
- $CP < 1$ : Année déficitaire (AD)

**Remarque** : les pluviométries annuelles moyennes ( $p$ ) de chaque station sont :

- Station de Ben M'hidi : **627,9 mm**
- Station de la Cheffia : **813,12 mm**

D'après ce diagramme (Fig. 5), nous remarquons que les années déficitaires pour les deux stations de Ben M'hidi et de la Cheffia sont plus nombreuses que les années excédentaires.



**Figure 5: Les variations du coefficient pluviométrique pour les stations de Ben M'hidi et de la Cheffia (1980 – 2014).**

#### 1.2.4. L'indice de De Martonne

La formule climatique de De Martonne est appelée *indice d'aridité*, il est en fonction de la température et de la précipitation. Il est possible de déterminer un indice annuel « A » ou des indices mensuels « a » pour les périodes en comptes.

➤ **L'indice d'aridité annuel** : calculé par la formule suivante :  $A = P / T + 10$

Avec :

**P** : précipitation moyenne annuelle (mm).

**T** : température moyenne annuelle (C°).

**A** : indice d'aridité annuelle.

Selon De Martonne : -si  $A < 5$  le climat est hyperaride.

-si  $5 < A < 10$  le climat est très sec.

-si  $10 < A < 20$  le climat est sec.

-si  $20 < A < 30$  le climat est tempéré.

-si  $A > 30$  l'écoulement est abondant (climat humide)

**Tableau 4: Résultats du calcul de l'indice annuel d'aridité (A):**

Stations	P (mm)	T (C°)	A
<b>Ben M'Hidi</b>	627,90	17,69	<b>22,68</b>
<b>La Cheffia</b>	813,12	25,72	<b>22,76</b>

➤ **L'indice d'aridité mensuel**: calculé par la formule suivante :  $a = 12 \cdot P / t + 10$

Avec :

**P**: total des précipitations annuelles (mm).  
**t**: températures moyennes mensuelles (°C).

**Tableau 5: Résultats du calcul de l'indice mensuel d'aridité (a)**

		J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D
<b>Ben M'Hidi</b>	<b>P (mm)</b>	94,12	74,13	59,23	63,35	40,19	8,16	2,04	8,2	42,27	49,22	79,79	107,23
	<b>T (C°)</b>	10,77	11,17	13,36	15,21	18,7	22,17	24,9	25,84	23,41	20,19	15,39	12,23
	<b>a</b>	<b>54,38</b>	<b>42,02</b>	<b>30,43</b>	<b>30,15</b>	<b>16,8</b>	<b>3,04</b>	<b>0,7</b>	<b>2,75</b>	<b>15,18</b>	<b>19,56</b>	<b>37,71</b>	<b>57,88</b>
<b>La Cheffia</b>	<b>P (mm)</b>	114,68	86,26	72,4	75,1	52,4	30,54	14,24	22,68	50,24	68,04	104,91	126,29
	<b>T (C°)</b>	16,87	18,38	20,49	22,86	25,45	29,56	34,32	34,5	31,49	27	22,27	17,81
	<b>a</b>	<b>51,22</b>	<b>36,47</b>	<b>28,49</b>	<b>27,43</b>	<b>17,74</b>	<b>9,26</b>	<b>3,86</b>	<b>6,12</b>	<b>14,53</b>	<b>22,07</b>	<b>39,01</b>	<b>54,49</b>

La tendance à la sécheresse s'affirme entre 10 et 20; en dessous de 10, c'est l'aridité. Les deux stations montrent que le climat est un climat tempéré pour une valeur d'aridité annuel A comprise entre 20 et 30 (Tableau 4). Concernant les indices d'aridité mensuels (a), la tendance à la sécheresse s'étale de Mai au Septembre, avec des indices variant entre 1 et 16. L'aridité concerne surtout les mois de Juin, Juillet et Aout (Tableau 5). Donc le climat de notre région d'étude correspond à un climat suffisamment humide.

### 1.2.5. Le Vent

Le vent est l'un des facteurs les plus déterminants des régimes pluvieux, de l'évaporation et par conséquent du climat. La connaissance de ce paramètre est très importante dans la limite des propositions de l'irrigation pour une meilleure utilisation de la double ressource sols et eaux.

L'absence de données dans la région étudiée, nous oblige à adopter les données disponibles sur le vent et l'humidité relative de la station météorologique d'Annaba (Aéroport-Les Salines), qui peut être considérée comme étant la station la plus proche de la zone d'étude (Fekrache, 2015).

Les données de la station des Salines portent sur **29 ans** et concernent les moyennes mensuelles (vitesse des vents et l'humidité relative) de la période **1982-2011** (Tableau 6 et 7).

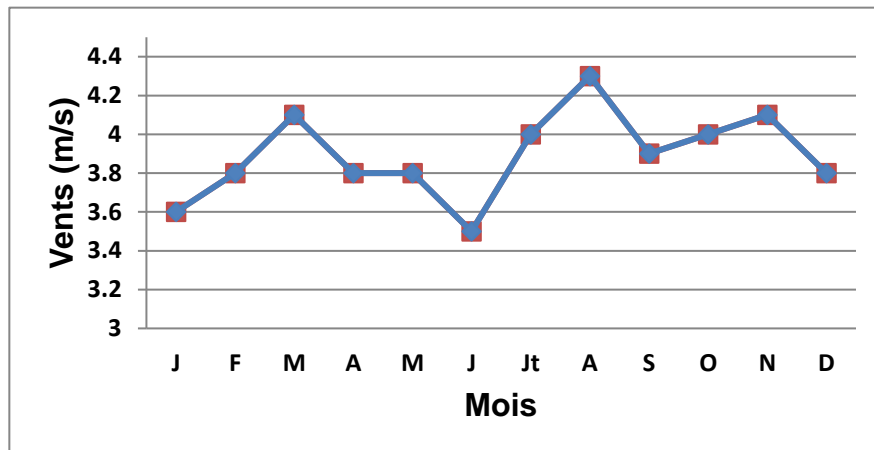
**Tableau 6: Vitesses moyennes mensuelles des vents en m/s (Annaba-Les Salines : 1982-2011).**

	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D
<b>Les salines</b>	3.6	3.8	4.1	3.8	3.8	3.5	4	4.3	3.9	4.1	4	3.8

(Fekrache, 2015)

Nous remarquons dans la figure 6 que les vents dominant sont de direction Nord et Nord-Ouest, les vitesses moyennes varient entre 3 et 3.8 m/s. Les vitesses les plus élevées sont enregistrées aux mois d'Octobre, Mars et Août avec des vitesses oscillant entre 4.1 et 4.3 m/s,

par contre le mois de Juin reste le mois venteux avec 3.5 m/s. Par contre la période allant du mois d’Août au mois d’Octobre, se caractérise par des vitesses atteignant 3.6 à 3.8 m/s.



**Figure 6 : Courbe des vitesses moyennes mensuelles des vents (Annaba-Les Salines : 1982-2011)**

### I.2.6. L’humidité relative

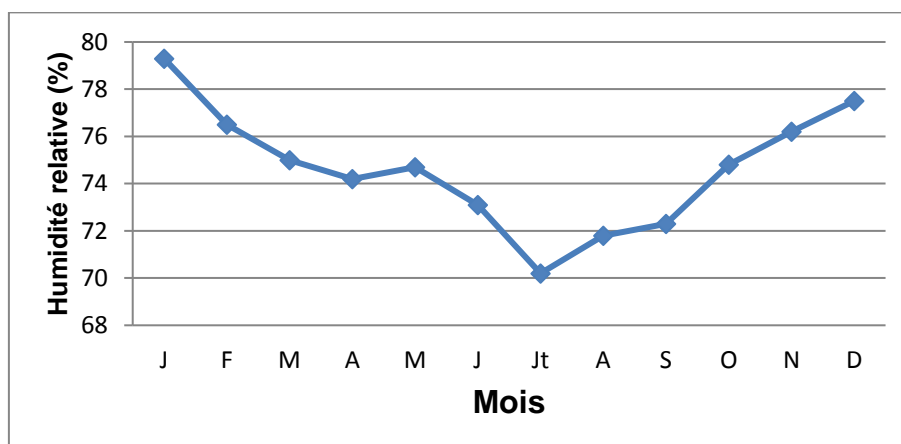
L’humidité relative est le rapport exprimé en pourcentage de la tension de vapeur au maximal correspondant à la température mesurée au thermomètre sec. En général, les moyennes mensuelles ne descendent pas au-dessous de 70 %. (Fekrache, 2015).

**Tableau 7: Moyennes mensuelles de l’humidité relative en % (Annaba-Les Salines: 1982-2011).**

	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D
<b>Les salines</b>	79.3	76.5	75	74.2	74.7	73.1	70.2	71.8	72.3	74.8	76.2	77.5

(Fekrache, 2015)

On a pu remarquer dans la figure 7 que l’humidité maximale à la station des Salines est de l’ordre de 77.5 % au mois de Décembre, par contre l’humidité minimale est de 70.2 % au mois de Juillet, avec une moyenne annuelle de l’ordre de 74.65 %.



**Figure 7: Courbe des moyennes mensuelles de l’humidité relative (Annaba-Les Salines : 1982-2011)**

### 1.2.7. Synthèse bioclimatique

Le diagramme ombrothermique selon **Bagnouls et Gaussen (1953, 1957)** est établi, en combinant les températures et les précipitations moyennes mensuelles (avec :  $P=2T$ ) pour déterminer les périodes sèches et humides.

D'après ces diagrammes mentionnés en figures 8 A et 8 B, nous pouvons déduire deux périodes bien distinctes :

- **Une saison sèche et chaude** qui s'étale du mois de Mai (18.70 °C à Ben M'hidi et 25,45 °C à la Cheffia) jusqu'au mois de Septembre (23.41 °C à Ben M'hidi et 31,49 °C à la Cheffia)
- **Une saison humide** qui s'étend du mois de Septembre au mois de Mai.

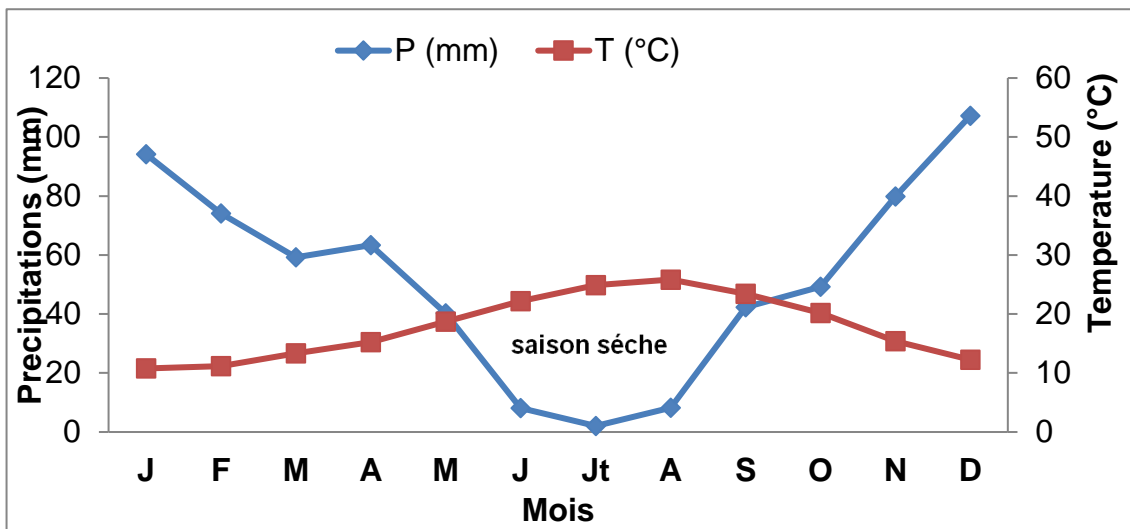


Figure 8 A: Diagramme Ombrothermique de la station de Ben M'Hidi (1980/2014)

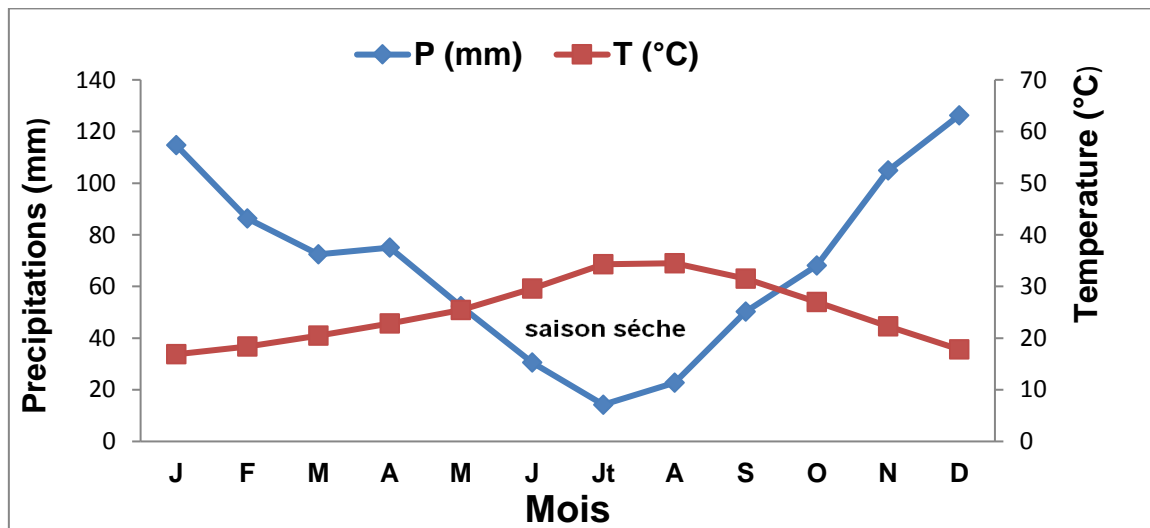


Figure 8 B: Diagramme Ombrothermique de la station de la Cheffia (1980/2014)

### 1.2.8. Calcul du bilan hydrique

Le bilan hydrique a pour but principal d'établir une équation d'équilibre entre les apports et les pertes qui influent directement sur la variation des réserves d'eau au dessus d'une surface

donnée. Pour cela, le calcul sera effectué sur la base des données (les précipitations et les températures) accueillies des stations de Ben M'hidi et de la Cheffia, qui possèdent des séries d'observations homogènes et continues sur une période de 35 ans (1980 - 2014).

Le bilan hydrique est calculé selon la formule de Thornthwaite (1955) et vise à déterminer la répartition des précipitations reçues par une surface.

Lorsque la réserve facilement utilisable (RFU) est totale, il y a un surplus d'eau accompagné par un écoulement et dès que la RFU diminue, il y a un épuisement du stock au point où la RFU sera complètement vide, il y aura un déficit agricole (DA).

Pour le calcul du bilan hydrique, la valeur de la RFU a été choisie en fonction de la nature du terrain (RFU=100 mm), (Rapport **SOGREAH, 2000**).

Il tient compte de:

- **T** : Température moyenne mensuelle (°C) ;
- **P** : Précipitation moyenne mensuelle (mm) ;
- **i** : Indice thermique ;
- **RFU**: Réserve facilement utilisable (mm) ;
- **K** : Coefficient de latitude ;
- **ETR** : Evapotranspiration réelle (mm) ;
- **ETP** : Evapotranspiration potentielle (mm) ;
- **DA** : Déficit agricole (mm) ;  $DA = ETP - ETR$
- **EXD** : Excédent (mm)

La méthode du bilan d'eau selon Thornthwaite est basée sur la notion de la réserve en eau facilement utilisable (RFU). On admet que le sol est capable de stocker une certaine quantité d'eau (RFU), cette eau peut être reprise par l'évaporation par l'intermédiaire des plantes. Pour notre cas on prend  $RFU = 100$  mm.

La satisfaction de l'ETP est prioritaire sur l'écoulement, c'est-à-dire avant qu'il y ait écoulement il faut avoir satisfait ce qu'on appelle le pouvoir évaporant ( $ETP = ETR$ ), par ailleurs le remplissage de la RFU est également prioritaire sur l'écoulement. On établit ainsi un bilan à l'échelle mensuelle à partir de la pluie du mois, de l'ETP et de RFU.

**Tableau 8 A: Bilan hydrique selon la méthode de Thornthwaite de la station de Ben M'Hidi (1980-2014)**

Mois	T (°C)	i	K	P	ETP (mm)	P-ETP (mm)	RFU (mm)	ETR (mm)	DA (mm)	EXD (mm)
Janv	10,77	3,16	0,73	94,12	5,16	88,96	100,00	5,16	0,00	68,03
Févr	11,17	3,34	0,78	74,13	6,10	68,03	100,00	6,10	0,00	46,03
Mars	13,36	4,37	1,02	59,23	13,20	46,03	100,00	13,20	0,00	41,92
Avrl	15,21	5,31	1,15	63,35	21,43	41,92	100,00	21,43	0,00	0,00
Mai	18,7	7,23	1,32	40,19	43,95	-3,76	96,24	40,19	3,76	0,00
Juin	22,17	9,34	1,33	8,16	71,45	-63,29	0,00	8,16	63,29	0,00
Juil	24,9	11,11	1,33	2,04	99,01	-96,97	0,00	2,04	96,97	0,00
Aout	25,84	11,75	1,24	8,2	102,45	-94,25	0,00	8,20	94,25	0,00
Spet	23,41	10,13	1,05	42,27	65,73	-23,46	0,00	42,27	23,46	0,00
Oct	20,19	8,11	0,91	49,22	37,58	11,64	0,00	37,58	-11,64	3,21
Nov	15,39	5,40	0,75	79,79	14,45	65,34	62,13	14,45	0,00	62,29
Dec	12,23	3,83	0,7	107,23	7,07	100,16	100,00	7,07	0,00	88,96
<b>Total</b>	<b>/</b>	<b>83,08</b>		<b>627,90</b>	<b>487,57</b>	<b>/</b>	<b>/</b>	<b>205,85</b>	<b>270,09</b>	<b>310,44</b>

**Tableau 8 B: Bilan hydrique selon la méthode de Thornthwaite de la station de la Cheffia (1980-2014)**

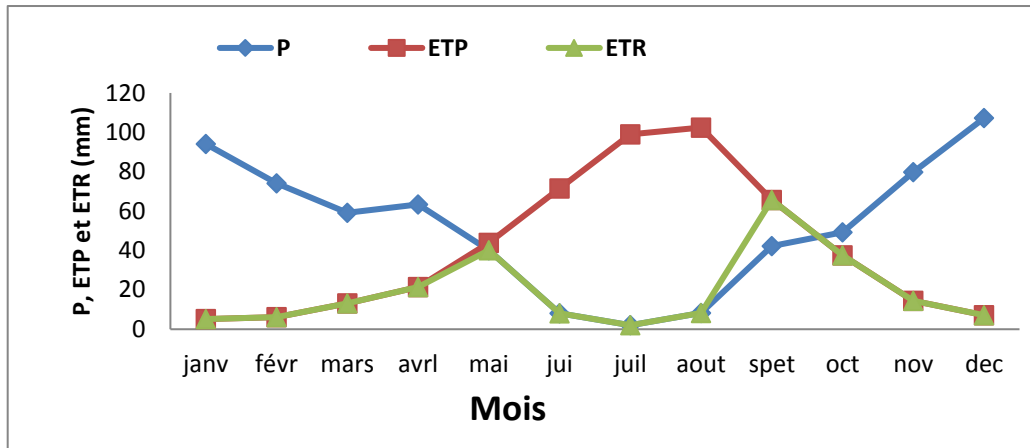
Mois	T° C	I	K	P (mm)	ETP (mm)	P-ETP (mm)	RFU (mm)	ETR (mm)	DA (mm)	EXD (mm)
Janv	16,87	6,20	0,73	114,68	18,20	96,48	100,00	18,20	0,00	61,52
Févr	18,38	7,05	0,78	86,26	24,74	61,52	100,00	24,74	0,00	28,49
Mars	20,49	8,30	1,02	72,4	43,91	28,49	100,00	43,91	0,00	7,77
Avrl	22,86	9,78	1,15	75,1	67,33	7,77	100,00	67,33	0,00	0,00
Mai	25,45	11,48	1,32	52,4	104,49	-52,09	47,91	52,40	52,09	0,00
Juin	29,56	14,37	1,33	30,54	160,35	-129,81	0,00	30,54	129,81	0,00
Juil	34,32	17,98	1,33	14,24	243,93	-229,69	0,00	14,24	229,69	0,00
Aout	34,5	18,12	1,24	22,68	230,79	-208,11	0,00	22,68	208,11	0,00
Spet	23,41	10,13	1,05	50,24	65,73	-15,49	0,00	50,24	15,49	0,00
Oct	20,19	8,11	0,91	68,04	37,58	30,46	0,00	37,58	-30,46	28,33
Nov	15,39	5,40	0,75	104,91	14,45	90,46	62,13	14,45	0,00	81,35
Dec	12,23	3,83	0,7	126,29	7,07	119,22	100,00	7,07	0,00	96,48
<b>Total</b>	/	<b>120,75</b>	/	<b>813,12</b>	<b>1018,57</b>	/	/	<b>383,38</b>	<b>604,73</b>	<b>303,94</b>

#### **Interprétation du bilan de Thornthwaite**

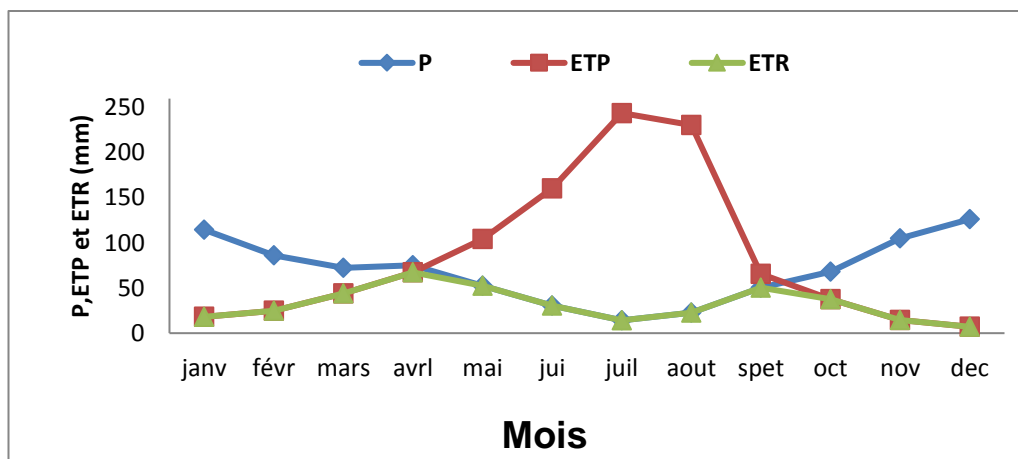
Les tableaux 8 A et 8 B résument les calculs du bilan hydrologique pour les deux stations: Ben M'Hidi et la Cheffia (Fig 9A et 9 B).

L'interprétation du bilan hydrologique calculé par la méthode de Thornthwaite pour les deux stations, nous a permis de constater qu'il y a deux périodes.

- Une période hivernale s'étale du mois de Septembre au mois de Mai, caractérisée par des précipitations importantes d'ordre de 627.9 mm à la station de Ben M'Hidi et 813.12 mm à la Cheffia,
- Une période estivale qui s'étale du mois Mai de au mois de Septembre où l'évapotranspiration potentielle (ETP) est nettement supérieure aux précipitations.
- L'ETP atteint son maximum au mois d'Aout (102,45 mm) à la station de Ben M'Hidi et au mois de Juillet (243.93 mm) à la station de la Cheffia alors que le minimum est atteint au mois de Janvier (5,16 mm) à la station de Ben M'hidi et au mois de Décembre (7.07 mm) à la station de la Cheffia. L'ETP totale est de 487,57 mm à la station de Ben M'hidi et de 1018,57 mm à la station de la Cheffia.
- L'observation des valeurs totales de l'ETR montre que la valeur de la station de la Cheffia (383,38 mm) est supérieure à celle de la station de Ben M'Hidi (205,85 mm) durant la période (1980-2014).
- L'excédent total (EXD) est de 303,94 mm à la station de Ben M'hidi et de 310,44 mm la station de la Cheffia.
- Le stock commence à épuiser pour se vider complètement en Juin, accompagné d'un déficit agricole, qui atteint son maximum en Juillet pour les deux stations (respectivement 96,97 mm et 229,69 mm), ce qui signifie que l'irrigation devient indispensable en Juillet, Août et Septembre. Afin de rattraper ce déficit les agriculteurs puisent de l'eau des oueds souvent pollués et font contaminer non seulement leurs cultures mais aussi les eaux souterraines.



**Figure 9 A: Graphique du bilan hydrologique selon la méthode de Thornthwaite de station de Ben M'Hidi (1980-2014)**



**Figure 9 B: Graphique du bilan hydrologique selon la méthode de Thornthwaite de la station de la Cheffia (1980-2014)**

#### 1.4. Couverture pédologique:

La plaine d'El Tarf s'inscrit dans les auréoles du prolongement oriental de la chaîne numidique de direction générale N/NE-S/SW. Son sous-sol est essentiellement constitué de terrains sédimentaires s'étageant de l'Eocène au Néo-Pléistocène, à forte proportion de roches plus au moins perméables.

On distingue deux terrains sédimentaires différents :

- Le complexe argilo-gréseux du Numidien représentant la nappe Numidienne.
- Les dépôts du Quaternaire qui sont d'origines différentes, remplissant tous les bas fonds des dépressions comme celles de Bouteldja et El Tarf.

Ainsi, deux grands ensembles lithologiques se distinguent :

- ❖ Le complexe argilo-gréseux du Numidien Tertiaire à base marneuse du Secondaire constituant le substratum général de la région.
- ❖ Les remblaiements du Quaternaire qui eux seuls constituent un système géologique.

Les constitutions lithologiques de la vallée d'oued Guergour (l'un des principaux affluents Sud d'oued Kébir Est distant d'au moins de 2 km à l'Est de la ville d'El Tarf) sont essentiellement des grès de Numidie (Lattorfien : en géologie, étage marin qui correspond au sous-étage du Sannoisien de la série Oligocène) formant la masse principale des reliefs couverts de forêts de chêne liège. C'est un grès quartzeux plus ou moins consolidé, affleurant sur tous les bords de la vallée par des roches abrupts. A leur base, des argiles par l'intermédiaire des quelles s'effectue un passage insensible aux argiles de Numidie (Eocène supérieur). Cette formation est développée surtout sur les pentes et dans le fond de la vallée. Les argiles sont verdâtres ou brunâtres, plus ou moins schisteuses et parfois marneuses au dessus de ces dernières, sur les bordures on rencontre des alluvions de hautes terrasses et moyennes terrasses d'âges Pléistocène constituées par des sables et cailloux roulés situés vers 30 mètres au dessus du talweg en se dirigeant vers le milieu de la vallée, on a des alluvions des basses terrasses d'âge Pléistocène récent constituées de sable et cailloux roulés.

La général la géologie de la plaine d'El Tarf ne sort pas du contexte géologique régional du Nord-est Algérien qui se résume en une chrono-stratigraphie révélant des terrains géologiques d'âges différents allant du Secondaire au Quaternaire récent à actuel, ainsi la lithostratigraphie de la région d'El Tarf en allant des terrains enceins au plus récents se classe comme suit :

**A) Le Secondaire:** Il affleure à l'Est du bassin versant de la Mafragh au niveau de Boussouagui en territoire Tunisien, il affleure également dans les différents endroits du mont de La Chaffia et Cap Rosa (Crétacé supérieur). Il est représenté par des marnes, marno-calcaires et des schistes légèrement argileux avec des intercalations de calcaires. Il va de l'étage du L'Hauterivien jusqu'à l'étage du Maestrichtien (Crétacé inférieur à supérieur).

**B) Le Tertiaire:** Il est largement représenté par des formations gréseux-argileuses du Numidien qui couvrent d'Ouest en Est particulièrement les secteurs de montagnes allant d'Ain Berda à El Kala, ainsi il est le plus répandu affleurant sous les systèmes et séries suivant :

**a) Paléogène :** Se distingue par l'achèvement total de l'étape géosynclinale (fin du remplissage du bassin sédimentaire) du développement orogénique (système montagneux a plis). Se compose du :

**1. Paléocène :** Composé des assises de l'étage Danien et du Montien indifférenciées. Ces dépôts affleurent aux bassins des Oueds Bounamoussa, Kébir, Chaffia, Zitouna et Bougous. Ces affleurements constituent des fenêtres d'érosion dans l'allochtone Numidien. Il est constitué d'argile foncée finement silicifiée à intercalations rares (jusqu'à 0.30 m) de calcaire argileux, d'aleurolites, de grès quartzeux finement grenus, et grès quartzeux a mélange de tuf. L'épaisseur du Paléocène est de 140 m.

**2. Eocène :** Présente des traits caractéristiques dans sa structure et sa composition lithologique, à savoir silicification syngenitique, présence de roches volcaniques (Liparito-dacite). Les dépôts de l'Yprésien participent à la structure du socle de la série Numidienne aux bassins des oueds. Ses assises sont composées d'une alternance d'argiles finement stratifiées, d'aleurolites calcareuses et de calcaires dont l'épaisseur apparente atteint 50 m, avec des horizons volcano-siliceux constitués de marnes argileuses foncées et d'argiles à intercalations minces (jusqu'à 0.2 m) de tufs, de liparites. L'épaisseur de l'Yprésien est de 260 m. Le Lutétien, se rencontre sur une épaisseur supérieure de 230 m. Il est constitué de marnes argileuses et calcareuses de teinte foncée à rares intercalations de calcaires.

Le Priabonien est constitué de dépôts de phases finales du développement de la région. Ils sont reconnus comme des « Argiles Numidiennes ». Celles-ci sont répandues et associées au mur de l'allochtone Numidien. Elles affleurent aux bassins d'oued Kébir, Seybouse et

Bouamoussa. Elles renferment des intercalations de grés et des aleurites (aleuros: poussière). L'épaisseur du Priabonien dépasse 250 m.

**3. Oligocène :** Il comprend un groupe original de dépôts connus sous le nom de « grés Numidiens ». Le terme Numidien fut introduit par **Fischer (1989)** pour désigner les faciès typiques des roches Oligocènes largement répandues au Nord du continent africain. Ces formations constituent la plus grande partie d'une structure charriée importante « allochtone Numidien ». Son développement régional, complique considérablement les possibilités de l'étude en profondeur vu que la série allochtone des dépôts n'est accessible à l'observation que dans les fenêtres d'érosion de la nappe. Les formations des grés Numidiens sont largement répandues, les traits particuliers de ces dépôts sont : la structure et la persistance de la composition lithologique. Ils servent comme un bon repère géologique. Ils sont en contact tectonique avec les argiles de l'Eocène supérieure. L'épaisseur apparente totale des grés Numidiens dépasse 400 m).

**B) Néogène :** caractérisé par l'accumulation des assises de molasses fixant nettement le début de la nouvelle étape (Post-orogénique) du développement de la région. Ces dépôts font partie de la série post nappe composée de conglomérats et de sable de la série du Miocène et de l'étage du Pontien (Miocène terminal). Les zones représentant le Miocène sont, dans leurs quasi-totalités, détruites par le processus de dénudation. Les molasses ne sont conservées qu'en petites surfaces. Elles se trouvent en amont de l'Oued Cheffia et au bord droit de la vallée de l'Oued Bougous. La coupe est généralement constituée de conglomérats gravélo-blocageux à lentilles de grés quartzeux et argileux de teinte brune. Les galets roulés et les blocs de dimensions jusqu'à 0.5 m, sont constitués par les grés du Numidien supérieur. La molasse du Pontien est constituée à sa base de conglomérats bien cimentés par une matière sablo-carbonatée sur une épaisseur de 300 m. Vers le sommet, on rencontre une alternance lenticulaire de conglomérats ainsi que des grés stratifiés obliquement et faiblement cimentés par du sable et d'argiles rouges. L'épaisseur totale de la molasse du Pontien atteint 70 m.

**C) Le Quaternaire :** Les dépôts Quaternaires sont largement répandus, ils sont constitués de limons, de sables et graviers sur les rives des oueds. On distingue :

☞ **Quaternaire ancien :** Il caractérise les plaines de la région qui sont une vaste zone d'épandage des oueds Bouamoussa et Kébir Est.

☞ **Quaternaire moyen :** Il est présent le long des versants des oueds, défini généralement par des matériaux alluvionnaires, des limons et des cailloux ; on distingue de dans le :

1. Pléistocène ancien : il définit les hautes terrasses et se caractérise par des formations avec des cailloux roulés et des blocs de grés Numidiens enrobés ensemble dans une matrice argileuse.

2. Pléistocène moyen : il correspond aux moyennes terrasses qui traversent la région d'El Tarf jusqu'à Ain Assel et parfois les rives de l'oued Kébir Est et qui sont constituées de cailloux roulés, de sables et de limons.

3. Pléistocène récent : correspond aux basses terrasses, aux versants des oueds et présente un granoclassement naturel défini par les galets à la base, surmontés par les graviers et à la surface se trouvent les sables et les limons

☞ **Quaternaire récent :** Il correspond aux dépôts alluvionnaires, sables, cailloux et limons fins avec dominance d'argiles parfois canalisant ainsi les lits des oueds. Il caractérise les lagunes marines dans la région d'El Kala (lac Tonga, Oubeira et Mellah).

☞ **Quaternaire actuel :** Généralement, il constitue les lits des oueds par des dépôts

alluvionnaires (sables, cailloux) et les plages actuelles (cordon dunaire) constituées par des sables d'origine marine.

**1.5.Occupation du sol et le couvert végétal :** Deux groupes de sols sont à signaler :

- Les sols Numidiens principalement gréseux à végétation persistante, occupés par les forêts de chênes lièges et maquis,
- Les sols Quaternaires où s'effectuent les différentes cultures saisonnières.

Les sols dérivés du Numidien, qui s'étendent amplement autour de la plaine d'El Tarf présentent une surface bien protégée en permanence surtout en relief.

L'horizon argileux de base se montre dans les collines par suite de l'érosion des petits bancs gréseux, plus ou moins désagrégés, permettant l'amélioration des caractères physiques de ces terres souvent crevassées et améliorant ainsi la pénétration de l'eau. Ces terrains occupent le fond des vallonnements occupés par d'assez beaux pâturages tandis que les pentes à sols plus légères restent nues. Les strates gréseuses sont ondulées ou horizontales sur les grands plateaux occupés par les forêts de chênes lièges.

Le chêne liège garnit tous les reliefs qui n'ont pas été déboisés ou ravagés par les incendies. Il évolue sur des sols dont les propriétés physiques remarquables et notamment la fraîcheur et la légèreté ont permis l'important développement des forêts persistantes.

Ces sols à couverture pour l'essentiel permanente et presque continue, sont donc protégés tant en saison chaude qu'en saison froide et reçoivent une tranche d'eau annuelle de plus de 900 mm, le ruissellement superficiel direct étant freiné grâce aux phénomènes d'interception et l'entraînement des matériaux fins sur les versants étant lui même contrarié par le rôle fixateur de la végétation. Ce couvert végétal est par ailleurs sérieusement menacé par le pâturage et l'élevage (**Hamzaoui, 2011**).

**1.6.Activité socio-économique :**

**A. Agriculture :**

La Plaine de Bounamoussa, s'étend sur 17 000 ha équipés dont 16 500 ha sont localisés dans la wilaya d'El Tarf. Soit 29 % de la superficie irriguée physique, où l'on retrouve près de 32% des cultures maraîchères et 45 % de l'arboriculture. Il est à noter cependant qu'avec le GPI de Bounamoussa, cette région concentre la majeure partie de l'irrigation de la wilaya.

L'alimentation du périmètre est assurée en totalité à partir du barrage de la Cheffia situé sur l'oued Bounamoussa, à 20 km en amont. Le réseau d'irrigation a été conçu de façon à ce que l'irrigation se fasse en gravitaire par le biais de la conduite principale destinée à l'alimentation en eau potable (AEP) de la ville d'Annaba. Le débit alloué au périmètre est réparti entre les deux (02) prises de Zerizer et d'Asfour. Le complément d'eau est assuré par pompage (par le biais de la station de pompage) sur l'oued Bounamoussa alimenté par les lâchés du barrage (**Kheireddine, 2012**).

La région d'El Tarf par sa vocation agricole, et ses conditions pédoclimatiques, est un important pôle agricole dans l'Est algérien.

Les pratiques culturelles recensées sont les suivantes :

- ❖ La plaine de Bounamoussa est caractérisée par des cultures maraîchères, industrielles, fourragères et arboricoles ainsi que l'élevage de bovins.
- ❖ Les terres de l'arrière pays où dominent les céréalicultures associées l'élevage de bovin.

En outre, il y a eu lieu l'émergence de labels ; tels que le concentré de tomate, les vignobles des coteaux de Bouteldja et du périmètre de Bounamoussa. Nous ajoutons aussi le melon de Bouteldja et la dinde de Ramel Souk.

Toute fois pour élargir la surface agricole utile, la direction des services agricoles envisage dans une vision globale :

- La récupération et l'amélioration des terres marginales.
- L'extension des superficies irriguées.
- Le développement de l'arboriculture et de la viticulture respectivement dans les piments et les zones montagneuses.

Cependant, près de 20 000 ha, soit 28 % de la surface agricole utile sont sujet à de fréquentes inondations se prolongeant par fois au delà du mois d'avril, causant une perte de 7 500 ha de cultures variées) (**Bahroun, 2006**).

**Tableau 9: Vocation du Périmètre (ONID, 2013)**

Cultures	Superficie en (ha)	Taux en (%)
<b>Céréalière</b>	8500	61
<b>Jachère</b>	2000	14.4
<b>Maraichère</b>	1000	7.4
<b>Industrielle</b>	1500	10.8
<b>Fourragère</b>	15	0.6
<b>Arboriculture</b>	800	5.8

## **B. Forêts**

Le patrimoine forestier s'étend sur une superficie totale de 166 311 ha (Fig. 10) soit 57% du territoire de la wilaya (Conservation des forêts 2006).

Il est composé principalement de chêne liège, de chêne zen, de pins maritimes et d'eucalyptus.

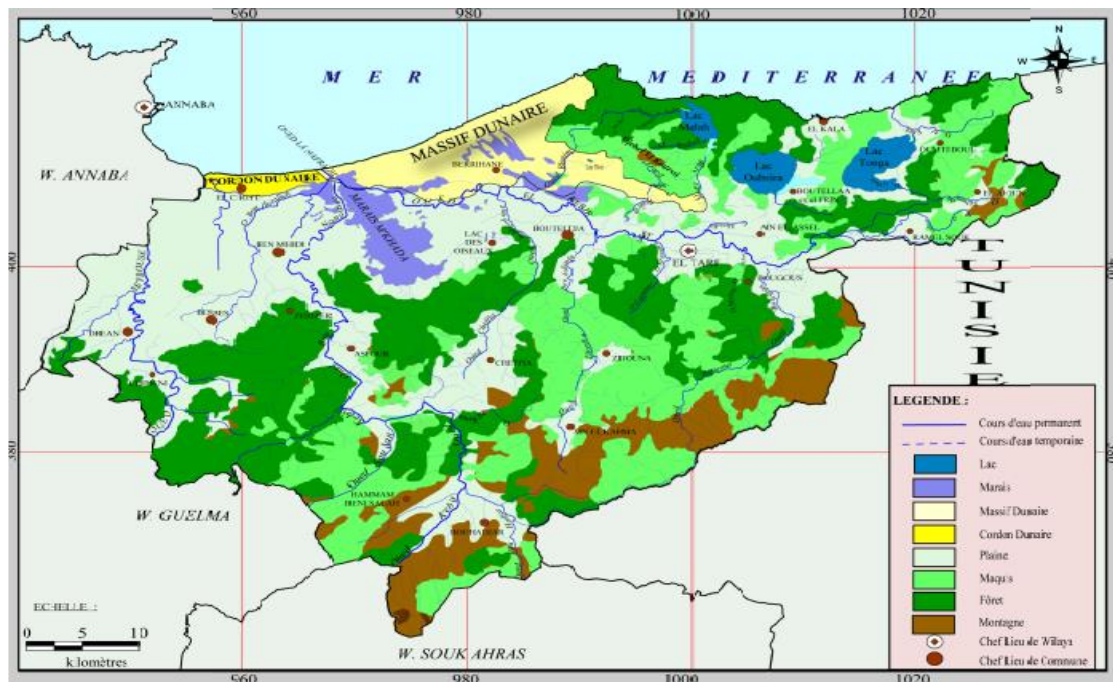
La forêt longe le littoral coté Ouest, elle est constituée généralement de maquis dans la partie Est; par contre à partir du Cap Rosa s'étend une forêt dense incluse dans le parc national d'El Kala (Fig. 10).

La certitude de l'importance naturelle de la wilaya apparaît surtout à travers la délimitation de deux zones naturelles protégées à savoir:

- Le parc national d'El Kala.
- Le parc écologique et zone de paysage de Beni Salah.

En fin, du point de vue nature juridique, les forêts de la wilaya d'El Tarf sont réparties comme suit :(Conservation des forêts 2006).

- Forêts domaniales 106 477 ha.
- Forêts versées au fond national 57 327 ha.
- Forêts privées 2505 ha.



**Figure 10: Carte du couvert végétal de la région d'étude (A.B.H. Mouchara, 2004 in Hamzaoui, 2011)**

### C. L'industrie

Malgré sa vocation agricole, La région d'El Tarf compte une activité industrielle très peu développée dominée par les petites et moyennes industries agroalimentaires caractérisées principalement par le concentré de tomate.

Plus de la moitié des communes sont dépourvues d'unités industrielles alors que la forte concentration longe le principal axe routier (RN 44), (Bahroun, 2006).

### Conclusion

L'étude hydroclimatique est indispensable à la compréhension des processus d'alimentation et de la restitution des eaux souterraines et superficielles d'une région donnée.

Les données climatiques des stations de Ben M'hidi et de la Cheffia attribuent à notre zone d'étude un climat méditerranéen subhumide, caractérisé par deux saisons d'inégales durées:

- Un hiver doux et humide allant de Septembre à Mai.
- Un été chaud et sec relativement court durant les mois de Juin, Juillet et Août.

La région d'étude reçoit des précipitations annuelles moyennes de l'ordre de 627,9 mm à la station de Ben M'hidi et 813,12 mm à la station de la Cheffia ainsi que de températures annuelles moyennes de l'ordre de 17,69 °C à la station de Ben M'hidi et 25,07 °C à la station de la Cheffia.

A partir du mois de Novembre, l'apport considérable de la pluie et la chute de température permettent la recharge du sol mais un déficit agricole est enregistré à partir du mois de Juin jusqu'au mois d'Octobre; c'est la période des basses eaux et c'est également la saison durant laquelle on irrigue, afin de rattraper ce déficit les agriculteurs puisent de l'eau des oueds souvent pollués et font contaminer non seulement leurs cultures mais aussi les eaux superficielles et souterraines.

### L'étude expérimentale

Elle a été réalisée sur les eaux de surface et les sols (les horizons de surface). Le travail réalisé est une caractérisation physico-chimique la plus large possible des sols. L'objectif est d'arriver à une connaissance approfondie du milieu (pH, teneur en espèces métalliques, teneur en matière organique, granulométrie, densité, ...), afin de permettre également une bonne compréhension et une analyse pertinente des résultats.

Pour atteindre cet objectif, deux (02) campagnes ou périodes de prélèvement et d'analyses ont été réalisées, la première se rapporte au mois d'Avril 2014 (fin de la saison humide, début de la saison d'irrigation) et l'autre concerne le mois de Septembre 2014 (fin de la saison sèche, après les lâchers du barrage de la Chaffia). Neuf (09) stations réparties à travers la plaine de Bounamoussa ont fait l'objet d'analyse chimique effectuée en laboratoire. Comme la plaine de Bounamoussa est à vocation agricole, un intérêt particulier sera accordé à cet effet.

Une analyse complète des éléments chimiques des eaux superficielles et des sols des neuf (09) échantillons a été effectuée au niveau du laboratoire de recherche Sol et développement durable de l'université d'Annaba et le laboratoire d'agronomie de l'université de Batna. Le dosage des ETMs dans les horizons de surface des sols des stations prospectées a été réalisé au niveau du laboratoire de recherche de l'université de Paisley- Glasgow- (UK).

### II.2. Présentation des sites d'études

Un plan de travail a été adopté pour atteindre ces buts, il consiste au début à réaliser une grille d'échantillonnage avec une analyse complète des paramètres physico-chimiques des eaux, des sols et quelques métaux lourds pour expliquer l'origine et l'évolution de chaque élément pour permettre l'acquisition de données représentatives sur la variabilité spatiale des métaux lourds dans les sols qui couvrent l'ensemble de la plaine objet de notre étude.

Neuf (09) sites ou stations ont été retenus à travers la région d'étude de l'amont à l'aval de l'oued de Bounamoussa; en fonction de leur bonne accessibilité même en hiver, leurs emplacements dans la plaine, leurs types d'utilisations (terres agricoles, résidentiel ou champs etc...) et de la nature de la pollution qui les affecte.

Les eaux de surface et les sols superficiels sont échantillonnés en neuf (09) stations qui s'étalent dans l'espace entre Ben M'Hidi et le barrage de la Cheffia : Six au niveau des terres agricoles traversés ou à proximité de l'oued de Bounamoussa, deux stations au niveau des ponts traversant l'oued (pont de Ben M'Hidi et pont de Zerizer) et la dernière à distance du barrage de la Cheffia.

**Tableau 10: Données géographiques des sites d'études pour les deux saisons**

Les Stations	Latitude	Longitude	Altitude (m)
Station 1 (S1)	36°36'23.38"N	8° 1'54.14"E	146
Station 2 (S3)	36°36'9.69"N	8° 0'25.05"E	119
Station 3 (S3)	36°37'39.15"N	7°58'37.58"E	53
Station 4 (S4)	36°39'22.02"N	7°57'44.41"E	28
Station 5 (S5)	36°41'11.38"N	7°57'34.43"E	22
Station 6 (S6)	36°42'31.89"N	7°57'47.89"E	15
Station 7 (S7)	36°43'32.76"N	7°56'25.38"E	12
Station 8 (S8)	36°44'41.71"N	7°55'18.80"E	09
Station 9 (S9)	36°45'28.76"N	7°55'24.43"E	07



**Figure 11: Situation géographique des stations d'étude (Google Earth, 2016)**

## **II.3. Protocole d'échantillonnage**

### **3.1. Eau**

Pour établir un diagnostic de la qualité des eaux d'une région, il est recommandé de connaître la composition chimique de cette eau donc la possibilité de son utilisation pour l'alimentation en eau potable ou d'autres usages (irrigation, industrie...etc.).

Il est évident que le chimisme des eaux de surface dépend, principalement, de la composition lithologique des couches traversé et du temps de séjour des eaux. Cette interaction influe sur la teneur des éléments majeurs. Les concentrations de ces éléments naturels sont conditionnées par divers facteurs tels que les paramètres climatiques, l'activité anthropique, les échanges entre les aquifères et les eaux de surface.

L'échantillonnage des eaux de surface a été effectué sur 09 sites ((stations) choisis en fonction de leur représentativité, leur accessibilité et surtout en fonction de la présence de l'eau superficiel.

Les échantillons ont été prélevés de l'eau courante, c'est-à-dire le plus au centre possible du canal, environ 10 cm sous la surface, à l'aide du sceau et de la corde selon les endroits. Jusqu'à débordement dans des flacons en polyéthylène de 1.5 L (au minimum pour chaque station d'échantillonnage) rincés avant de remplir avec l'eau à analyser puis bouchonnés.

Dès le retour au laboratoire, les échantillons sont conservés immédiatement dans un réfrigérateur à une température inférieure à 4°C à l'abri de la lumière. Par faute de temps sur le terrain, le filtrage se fait au laboratoire le jour suivant la campagne d'échantillonnage. Les échantillons doivent être filtrés à une porosité de 0.45µm, afin d'éliminer au maximum les colloïdes qui augmentent la solubilité apparente de certains ions.

### **3.2. Sol**

L'échantillonnage des sols a été effectué sur les mêmes 09 sites choisi pour les échantillons d'eau.

Le prélèvement des échantillons des sols (des horizons de surface d'une profondeur de 0 à 25 cm) ont été réalisés à l'aide d'une tarière et conservés dans des sacs en plastiques et transportés dans le laboratoire.

Une fois au laboratoire, les sols ont été traités dans les plus brefs délais après leurs prélèvements après avoir enlever la végétation, les pierres et les impuretés. Ensuite les sols ont été étalés pour faciliter l'opération de tamisage.

L'ensemble des expériences de laboratoire ont été réalisées à température ambiante. Les solutions ont été préparées avec l'eau distillée. Les réactifs utilisés sont de qualité analytique compatible avec l'analyse des métaux traces. L'ensemble du matériel (verrerie, flacons ...) est systématiquement décontaminé au moyen d'acide nitrique à 10 %, afin d'éviter toute contamination.

L'analyse des sols est un procédé complexe de par la multiplicité des paramètres à mesurer pour caractériser complètement un échantillon: nous avons utilisé des protocoles normalisés par AFNOR et Rodier (pH, humidité, conductivité,...) et des protocoles issus de la littérature (**AFNOR, 1994 ; Rodier, 2009**).

En chimie analytique, la plupart des analyses de métaux lourds dans les sols se font en deux étapes: une étape de mise en solution de l'échantillon, qui consiste à extraire l'élément d'intérêt sous une forme soluble facilement analysable (l'extraction et/ou la minéralisation), et la phase de mesure proprement dite, généralement une technique spectrométrique à l'aide d'un ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometer).

## II.4. Techniques analytiques

**4.1. Eau:** L'analyse des eaux selon les protocoles décrits par **Rodier (2009)** a porté sur:

- **Détermination des matières en suspension (MES)** : Méthode par filtration: l'eau est filtrée et le poids de matière retenu par le filtre est déterminé par pesée différentielle.

- **Détermination du résidu sec** : la quantité des matières minérales obtenues par évaporation du filtrat à 180°C.

- **Détermination de l'extrait sec** : la masse résiduelle des matières en suspension retenues par le filtre et chauffées à 105°C pendant 24h.

Mesures physico-chimiques :

- **Le pH** (mesure électrométrique) est mesuré à l'aide d'un pH-mètre étalonné.
- **La conductivité électrique** est mesurée par un conductimètre étalonné.
- **Dosages des anions** :
  - Les carbonates ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) et les bicarbonates ( $\text{HCO}_3^-$ ) ont été dosés par gravimétrie
  - Les chlorures ( $\text{Cl}^-$ ) sont dosés par la méthode de MOHR.
  - Les sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) par gravimétrie après précipitation à l'état de sulfate de baryum
  - Les nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ), les nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) et l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) sont déterminés par le dosage colorimétrique à l'aide d'un spectrophotomètre (UV/visible)
- **Dosages des cations** :
  - Le calcium ( $\text{Ca}^{+2}$ ) et le magnésium ( $\text{Mg}^{+2}$ ) sont dosés par absorption atomique.
  - Le sodium ( $\text{Na}^+$ ) et le potassium ( $\text{K}^+$ ) par complexométrie à l'aide du spectrophotomètre à flamme

### 4.2.Sol

- **Granulométrie** : utilisation de la méthode internationale adoptée par l'association

internationale pour la science du sol. La séparation des particules fines (argiles et limons fins) par la méthode de la pipette Robinson et tamisage pour les éléments grossiers (sables).

- *pH* : mesure électrométrique dans une suspension de terre avec un pH-mètre : dans l'eau distillée et dans une solution normale de KCl.
- *La conductivité*: mesure électrométrique dans une suspension de terre avec un conductimètre.
- *Le carbone organique*: par titrage par la méthode d'Anne
- *La matière organique*: par calcination ou dessiccation à 480°C.
- *Le calcaire total*: par le Calcimètre de Bernard.
- *L'humidité résiduelle*: déterminée par la méthode classique de séchage à l'étuve à 105°C.
- La détermination de *la densité réelle* par la méthode du pycnomètre et *la densité apparente* par la méthode de paraffine ensuite le calcul de *la porosité*.
- *Les bases échangeables*: Le calcium ( $\text{Ca}^{+2}$ ) et le magnésium ( $\text{Mg}^{+2}$ ) par absorption atomique, le sodium ( $\text{Na}^{+}$ ) et le potassium ( $\text{K}^{+}$ ) par spectrophotométrie à flamme.
- La mesure de la teneur *des métaux lourds* à l'aide d'un spectromètre ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometer).

## II.5. Méthodes de traitements des données

Afin d'étudier le chimisme régissant les eaux de la région et les corrélations entre éléments les différents variables, nous avons opté pour la méthode de l'analyse en composante principale (ACP). C'est une méthode statistique essentiellement descriptive; son objectif est de présenter, sous une forme graphique, le maximum de l'information contenue dans un tableau de données. Ce tableau doit être constitué, en lignes, par des individus sur lesquels sont mesurées des variables quantitatives (**Philippeau, 1992**).

L'utilisation de l'analyse en composantes principales (ACP) pour l'étude globale des eaux et des sols permet une différenciation sur leurs particularités chimiques, une détermination de leurs variations d'ensemble (facteurs) suivant les axes principaux et surtout une caractérisation des différents pôles d'acquisition de la minéralisation et de la pollution (**Ndembo Longoj, 2009**).

Pour des raisons évidentes de faciliter la visualisation des individus, l'ACP réduit les dimensions des espaces. Les espaces retenus seront donc à une dimension (c'est-à-dire des droites) ou, et c'est le cas le plus fréquent, à deux dimensions (c'est à dire des plans) (**Philippeau, 1992**). Le second axe F2, indépendant du premier, est celui qui exprime la plus grande partie de la variance résiduelle et ainsi de suite (**Mudry & Blavoux, 1986**).

Dans cette étude, nous avons effectué une analyse statistique (ACP) des eaux de la nappe superficielle et les horizons de surface des sols sur les deux campagnes: Avril (fin saison humide) et Septembre (fin saison sèche). Le but de cette analyse statistique est de faire ressortir :

- Les différentes corrélations significatives entre éléments chimiques afin de comprendre surtout le mécanisme du chimisme des eaux.
- Les points d'eau qui possèdent des concentrations élevées en éléments chimiques par rapport à l'ensemble de la plaine

Cela nous a permis de donner une idée préalable sur les éléments et les sites de pollution.

Ces résultats d'analyse caractérisant les eaux superficielles et les sols ont permis la réalisation d'une analyse en composantes principales pour chaque saison (sèche et humide).

### III.I. Les caractéristiques physicochimiques des eaux et leurs aptitudes à l'irrigation

#### Introduction

L'eau de surface englobe toutes les eaux qui circulent ou qui sont stockées à la surface des continents (rivières, lacs, étangs, barrages,...). La composition chimique de ces eaux dépend de la nature des terrains traversés par ces eaux durant leurs parcours et de la composition chimique des effluents qui s'y déversent. Les écoulements de surface constituent la cause essentielle de la turbidité et de la teneur en matières organiques, des débris d'origine végétale ou animale, ainsi que des micro-organismes pathogènes des eaux de surface. C'est ainsi que les eaux de surface sont objets des pollutions physicochimiques et microbiennes (**Ahonon, 2011**).

La composition chimique d'une eau joue un rôle important dans la détermination de sa qualité, donc la possibilité de son utilisation pour l'alimentation en eau potable ou d'autres usages (irrigation, industrie...etc.).

La qualité des eaux dans le monde a connu ces dernières années une grande détérioration, à cause des rejets industriels non contrôlés, l'utilisation intensive des engrais chimiques dans l'agriculture ainsi que l'exploitation désordonnée des ressources en eau. Ces derniers produisent une modification chimique de l'eau et la rendent impropre aux usages souhaités (**Necib et al., 2013**).

Parmi ces cas, figure le site de la plaine de Bounamoussa situé dans la wilaya d'El Tarf (NE Algérien). La région d'El Tarf est une zone essentiellement rurale où les ressources hydriques sont fortement sollicitées pour des activités agricoles. La charge de ces rejets est de plus en plus croissante avec le développement socio-économique de la région (**Bahroun & Kherici Bousnoubra, 2011**). Dans la basse plaine de Bounamoussa, la chimie des ressources en eaux (eaux de surface au niveau de oued Bounamoussa, nappe superficielle et nappe profonde) est souvent influencée par l'effet de la dissolution des formations géologiques, les rejets liquides domestiques, industriels et l'activité agricole.

L'aptitude de l'eau à l'irrigation peut être jugée non seulement à partir de la concentration totale en sels, mais aussi par le type de sels et les ions qui la constituent. Il est donc impératif d'étudier les paramètres qui définissent les caractéristiques des eaux destinées à l'irrigation.

L'irrigation qui constitue un des plus importants consommateurs d'eau, a un effet très marquant sur l'aménagement de l'espace rural.

Il est reconnu que l'irrigation apporte aux agriculteurs la possibilité de lever un certain nombre de contraintes dont celles liées aux aléas climatiques. Tout en permettant la diversification, l'irrigation joue un rôle important dans les domaines techniques et socio-économiques. Afin de contrôler la qualité d'une eau, il est nécessaire d'effectuer des analyses qui révèlent la présence de gaz, de matières minérales et de matières organiques en suspension ou en solution et éventuellement des polluants et produits toxiques. C'est la qualité et la quantité de ces divers constituants qui définissent une eau et précisent le degré de pollution ainsi que son aptitude à diverses utilisations.

#### I. Evolution spatio-temporelle des paramètres physicochimiques des eaux

Les résultats des analyses physicochimiques ont montrés que toutes les eaux de surface de notre zone d'étude sont dépourvues de carbonates ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) et bicarbonates ( $\text{HCO}_3^-$ ).

Les résultats statistiques des autres paramètres physicochimiques des 09 stations pour la période sèche et la période humide sont indiqués dans le tableau 11.

L'étude statistique de la répartition spatiale des éléments chimiques présente les valeurs minimales, moyennes et maximales, ainsi que le coefficient de variation (tableaux 11). L'homogénéité d'une série se traduit par les valeurs proches de la moyenne. La dispersion autour de la moyenne est évaluée à l'aide du coefficient de variation (en %) qui est le rapport de l'écart type à la moyenne. Une série homogène présente des valeurs du coefficient de variation inférieur à 50% (Chabour, 2006).

**Tableau 11: Statistiques descriptives pour la chimie des eaux**

Variables	La Campagne d'Avril (Saison Humide)					La Campagne de Septembre (Saison Sèche)					Norme
	Min	Max	Moyenne	Ecart-type	CV %	Min	Max	Moyenne	Ecart-type	CV %	
pH	7,20	7,80	<b>7,548</b>	0,177	2,34	7,72	8,39	<b>7,924</b>	0,190	2,40	<b>6 – 8,5</b>
CE (µS)	212	631	<b>347,33</b>	128,54	37,01	245	523	<b>314,44</b>	87,41	27,80	
RS (mg/l)	0,13	0,33	<b>0,230</b>	0,065	28,26	0,07	0,40	<b>0,230</b>	0,109	47,39	<b>1500</b>
MES (mg/l)	0,027	0,110	<b>0,059</b>	0,032	<b>54,24</b>	0,001	0,020	<b>0,010</b>	0,005	<b>50</b>	<b>25</b>
ES (mg/l)	0,051	0,104	<b>0,066</b>	0,019	28,79	0,010	0,017	<b>0,013</b>	0,003	23,08	<b>50</b>
Ca <sup>++</sup> (mg/l)	13,067	27,733	<b>19,644</b>	5,166	26,30	13,867	33,333	<b>24,741</b>	5,549	22,43	<b>200</b>
Mg <sup>++</sup> (mg/l)	11,858	21,384	<b>14,785</b>	3,374	22,82	14,483	25,855	<b>19,818</b>	3,459	17,46	<b>50</b>
TH (mg/l)	24,925	47,517	<b>34,430</b>	7,927	23,03	31,071	53,843	<b>44,559</b>	7,692	17,26	<b>150 -200</b>
Na <sup>+</sup> (mg/l)	27,49	107,80	<b>51,407</b>	22,417	43,61	27,50	93,32	<b>40,50</b>	21,394	<b>52,82</b>	<b>200</b>
K <sup>+</sup> (mg/l)	2,42	6,98	<b>3,712</b>	1,381	37,19	2,350	10,27	<b>4,192</b>	2,447	<b>58,38</b>	<b>12</b>
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	0,005	0,041	<b>0,020</b>	0,015	<b>74,32</b>	0,007	0,060	<b>0,029</b>	0,019	<b>68,20</b>	<b>0,5</b>
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	24,81	332,05	<b>139,04</b>	89,60	<b>64,44</b>	11,82	177,25	<b>73,526</b>	55,04	<b>74,86</b>	<b>250</b>
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	39,53	87,57	<b>57,37</b>	14,15	24,66	47,25	68,23	<b>54,31</b>	7,03	12,94	<b>250</b>
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	3,72	18,96	<b>11,15</b>	4,758	42,68	5	43,75	<b>15,69</b>	11,62	<b>74,06</b>	<b>50</b>
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,033	0,153	<b>0,071</b>	0,048	<b>67,47</b>	0,023	0,349	<b>0,080</b>	0,103	<b>127,68</b>	<b>0,1</b>

Il est possible d'établir un classement des différents paramètres en fonction de leur coefficient de variation qui est le suivant:

**La campagne d'Avril (fin saison humide) :**

- Faible coefficient de variation : pH, CE, RS, ES, Ca<sup>+2</sup>, Mg<sup>+2</sup>, TH, K<sup>+</sup>, SO<sub>4</sub><sup>-</sup>

- Moyen coefficient de variation : MES, Na<sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>
- Fort coefficient de variation : NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>

**La campagne de septembre (fin saison sèche) :**

- Faible coefficient de variation : pH, CE, ES, Ca<sup>+2</sup>, Mg<sup>+2</sup>, TH, SO<sub>4</sub><sup>-</sup>
- Moyen coefficient de variation : RS, MES, Na<sup>+</sup>
- Fort coefficient de variation : NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, K<sup>+</sup>

**1. La conductivité électrique (CE)**

La conductivité électrique nous renseigne sur la concentration en électrolytes et le degré de salinisation dans l'eau (tableau 12), dans la mesure où elle permet indirectement d'estimer la minéralisation de l'eau, elle est proportionnelle à la teneur en sels dissous d'une eau et dont les valeurs représentatives sont prises à des températures voisines de 20°C et exprimées en  $\mu\text{S/cm}$ .

**Tableau 12: Classes de minéralisation d'après la conductivité électrique (Rodier et *al.*, 2009).**

<i>Conductivité</i>	<i>Minéralisation</i>
conductivité < 100 $\mu\text{S/cm}$	très faible
100 $\mu\text{S/cm}$ < conductivité < 200 $\mu\text{S/cm}$	Faible
200 $\mu\text{S/cm}$ < conductivité < 333 $\mu\text{S/cm}$	Moyenne
333 $\mu\text{S/cm}$ < conductivité < 666 $\mu\text{S/cm}$	Moyenne accentuée
666 $\mu\text{S/cm}$ < conductivité < 1000 $\mu\text{S/cm}$	Importante
conductivité > 1000 $\mu\text{S/cm}$	Elevée

Les résultats obtenus montrent une légère augmentation des valeurs de la conductivité électrique durant la campagne d'avril (fin saison humide), elle est d'une moyenne de 347,333  $\mu\text{S/cm}$  ( $\pm 128.54$ ) et varie entre 212 et 631  $\mu\text{S/cm}$ . Alors que les valeurs de la conductivité électrique diminuent durant la campagne de septembre (fin saison sèche) avec une moyenne de 314,44  $\mu\text{S/cm}$  ( $\pm 87.41$ ) et varient entre 245 et 523  $\mu\text{S/cm}$  (Fig. 12). L'explication de cette diminution réside dans la dilution des eaux par l'apport des eaux pluviales (**Makhouh et *al.*, 2011**) ; En effet, les valeurs maximales enregistrées pour les deux campagnes dans la station **S9** (respectivement 631  $\mu\text{S/cm}$  et 523  $\mu\text{S/cm}$ ) qui se trouve près du pond de Ben M'Hidi donc la forte valeur de conductivité des eaux de ce site résulte des taux élevés des sels dissous (**Sahraoui, 2014**).

Il s'avère selon **Rodier (2009)** que les eaux de surface sont moyennement minéralisées et accentuées ; la conductivité s'élève progressivement de l'amont vers l'aval dont la totalité des eaux présentent des valeurs inférieures à 500  $\mu\text{S/cm}$ . Ces petites valeurs témoignent le faible temps de contact lors de ruissellement avec les faciès rencontrés, ce qui les qualifie de bonne qualité (**Sahraoui, 2014**).

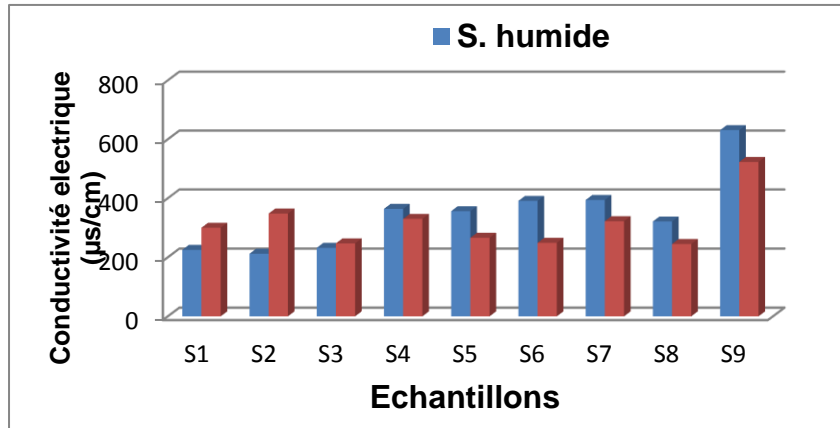


Figure 12: Variation de la conductivité électrique des eaux durant les deux saisons

### 2. Le Potentiel hydrogène (pH)

Le pH indique la concentration en ions  $H^+$  présents dans l'eau. Généralement, les valeurs de pH oscillent entre 6 et 8,5 dans les eaux naturelles (Chapman & Kimstach, 1996). Il dépend de la diffusion du gaz carbonique à partir de l'atmosphère, du bilan des métabolismes respiratoires et photosynthétiques, aussi de l'origine des eaux, la nature géologiques du terrain traversé, les rejets des eaux usées...etc (Dussart, 1966 in Bendjema, 2014).

Les résultats des analyses des eaux de surface montrent que la majorité des échantillons ont un pH compris entre 7.20 et 7.80 avec une moyenne de  $7.548 \pm 0.177$  durant la campagne d'avril et suit un gradient décroissant. Tandis que le pH augmente durant la campagne de septembre, on enregistre une moyenne de  $7.924 \pm 0.190$  et varie entre 7.72 et 8.39 (Fig. 13). Donc les valeurs de pH se trouvent dans les normes, ce qui traduit que l'eau à un aspect neutre (Seghir & Khérici, 2008).

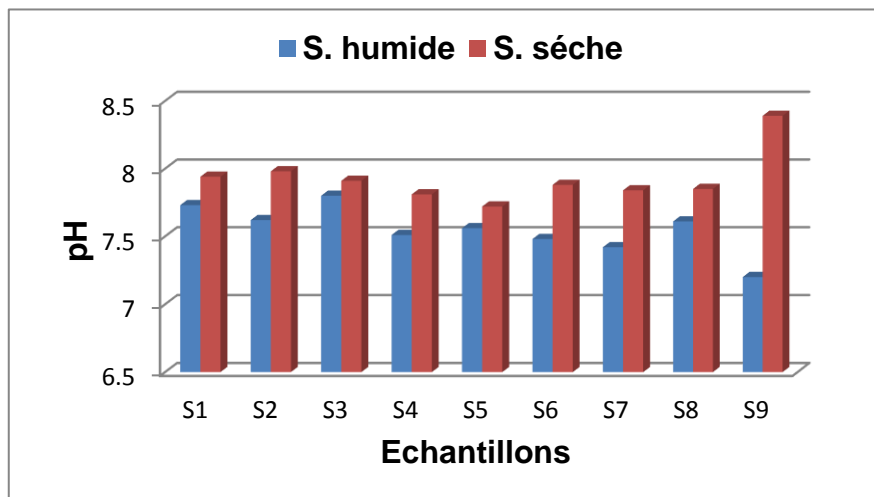


Figure 13: Variation du pH des eaux durant les deux saisons

### 3. Le Résidu sec (RS)

Le résidu sec quand a lui, correspond à la quantité des matières minérales obtenues par évaporation du filtrat à  $180^{\circ}C$ , il fourni une indication du degré de minéralisation de l'eau

(Benslama et *al.*, 2007). La norme admise en eau douce et eau naturelle est de plus de 50 mg/l à > 1500 mg/l (après dessiccation ou évaporation à 180°C). (Seghir, 2008; Décret 11-125 Qualité d'eau).

Tableau 13: Classification des eaux selon le résidu sec

RS	< 50 mg/l	50 à 500 mg/l	500 à 1500 mg/l	>1500 mg/l
Type d'eau	Très faiblement minéralisée	Faiblement minéralisée	Moyennement Minéralisée	Fortement minéralisée dite « de cure »

(Lounnas, 2008)

Les résultats obtenus (Fig. 14) montrent une variation des valeurs du résidu sec durant les deux saisons avec une moyenne respectivement de 0,230 mg/l ( $\pm$  0,065) et 0,230 mg/l ( $\pm$  0,109), elles varient entre 0,13 et 0,33 mg/l durant la période humide et entre 0,07 et 0,40 mg/l durant la période sèche. Cependant ces teneurs restent très faibles et loin de dépasser la norme admise, donc nos échantillons des eaux de surface sont très faiblement minéralisées. La faiblesse du résidu sec s'explique par le fait que les eaux circulent rapidement dans des terrains sableux essentiellement siliceux.

La valeur maximale pour la période humide est observée au niveau de la station S1 situé près du barrage de la Chaffia, alors que pour la campagne de septembre, la valeur maximale est observée au niveau de la station S9 situé près du pont de Ben M'Hidi.

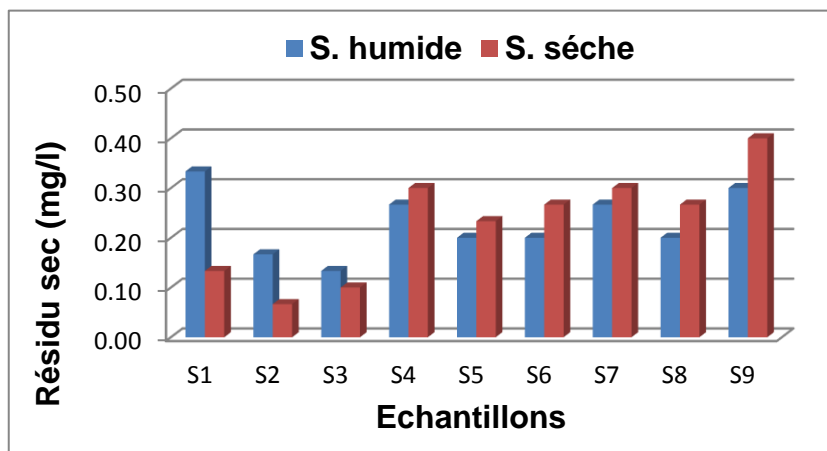


Figure 14: Variation du résidu sec durant les deux saisons

#### 4. Les Matières en Suspension (MES)

La composition des matières en suspension (MES) est très variable, elle dépend des rejets, du terrain traversé par les eaux courantes, de la pluviométrie ...etc (Rodier et *al.*, 2009). Les matières en suspension comme elles peuvent constituer un vecteur pour l'absorption de substances toxiques par l'organisme à forte concentration qui peut entraîner un réchauffement de l'eau, lequel aura pour effet de réduire la qualité de l'habitat pour les organismes d'eau froide (Hébert & Légaré, 2000). A un pH qui oscille entre 6 et 8,5, la norme des MES en eau douce et naturelle est de 25 mg/l à 70 mg/l (Décret 11-125 Qualité d'eau).

L'évolution des teneurs moyennes des MES durant la saison humide (Fig.15) montrent que ces valeurs varient entre 0,027 et 0,110 mg/l. Alors que durant la saison sèche, les valeurs des MES oscillent entre 0,001 et 0,020 mg/l, avec des moyennes enregistrées respectivement sont 0,059 mg/l ( $\pm 0,032$ ) et 0,010 mg/l ( $\pm 0,005$ ).

En général, les valeurs obtenues en période hivernale (des crues) sont supérieures à celles mesurées en période estivale. Cette remarque est en accord avec plusieurs travaux effectués au niveau des oueds (**Rohatgi et al., 1975; Azzaoui, 1999 in Makhoukh et al., 2011**).

Cependant les teneurs en MES restent bien inférieures aux normes admises. Les valeurs maximales pour les deux périodes sont enregistrées dans la station **S9** situé près du pont de Ben M'Hidi, en partie aval de l'oued Bounamoussa suite aux rejets industriels et urbains.

La variation spatiale montre une augmentation remarquée durant la période des pluies suivant un sens de gradient croissant et entre les stations. C'est ainsi que les apports pluviométriques par les ruissellements et les cours d'eau, jouent un rôle prépondérant dans l'enrichissement en matières en suspension de la colonne d'eau (**Drardja, 2007**).

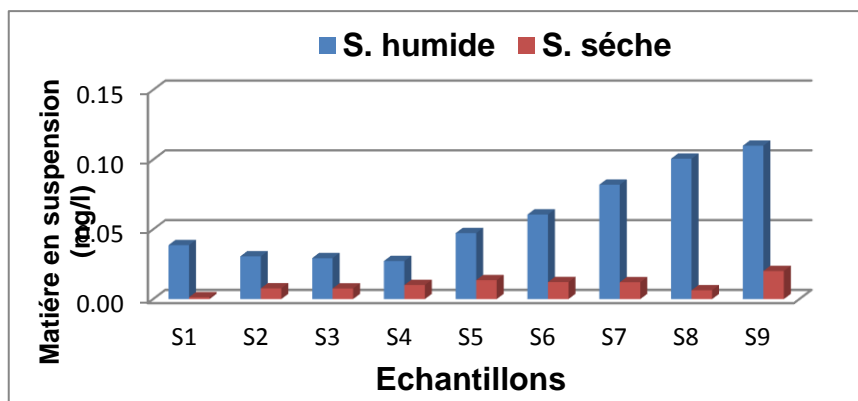


Figure 15: Variation des matière en suspension durant les deux saisons

### 5. L'Extrait sec (ES)

L'extrait sec représente la masse résiduelle des matières en suspension retenues par le filtre et chauffées à 105°C pendant 24h (**Benslama et al., 2007**). La norme admise en eau douce et naturelle est de **50 mg/l (Décret 11-125 Qualité d'eau)**.

L'évolution des valeurs de l'extrait sec (Fig. 16) montre qu'ils sont élevés durant la période des pluies, elles varient entre 0,051 et 0,104 mg/l, alors que durant la période sèche une grande diminution est enregistrée avec des valeurs qui oscillent entre 0,010 et 0,017mg/l. Les moyennes sont respectivement **0,066 mg/l ( $\pm 0,019$ )** et **0,013 mg/l ( $\pm 0,003$ )**.

La variation spatiotemporelle montre que les teneurs des eaux en extraits secs sont légèrement plus faibles et plus homogènes durant la campagne de septembre qu'avril. Elles sont inférieures à 50 mg/l, voire à 25 mg/l (**Benslama et al., 2007**).

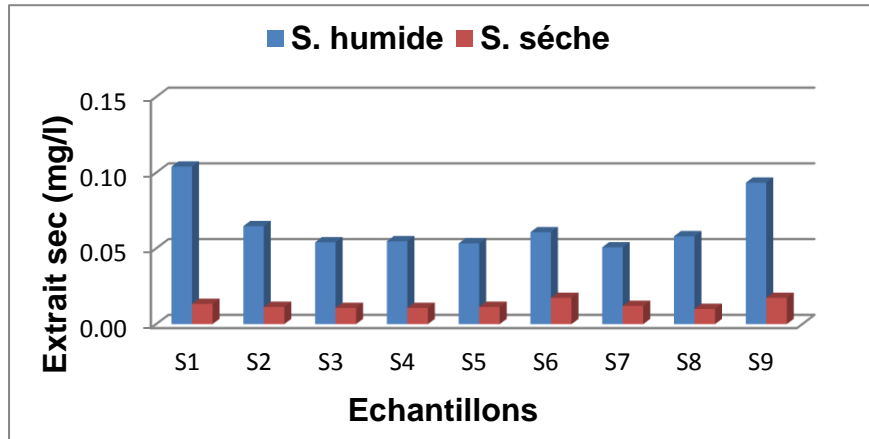


Figure 16: Variation de l' extrait sec durant les deux saisons

## 6. Les Cations et les Anions

L'évolution des teneurs moyennes des cations et des anions présente le même ordre d'abondance décroissant pour les deux campagnes de prélèvements (saison humide et saison sèche) comme suit:  $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{+2} > \text{Mg}^{+2} > \text{K}^+$  et  $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{-2} > \text{NO}_3^- > \text{NO}_2^-$ .

### 6.1. Le Sodium ( $\text{Na}^+$ )

L'origine de cet élément est liée principalement à la dissolution des formations salifères et à l'effet de la salinité marine. La dissolution des minéraux salifères se fait selon la relation suivante:  $\text{NaCl} \leftrightarrow \text{Na}^+ + \text{Cl}^-$ . La norme admise en eau douce et naturelle est de **200 mg/l (Décret 11-125 Qualité d'eau)**.

Les teneurs moyennes de  $\text{Na}^+$  (Fig. 17) sont importantes durant la période humide avec une moyenne de 51,407 mg/l ( $\pm 22,417$ ), une valeur maximale de 107,80 mg/l et une valeur minimale de 27,49 mg/l par rapport à la période sèche ou on note une moyenne de 40,50 mg/l ( $\pm 21,394$ ) et les valeurs comprises entre 27,50 mg/l et 93,32 mg/l, mais elles sont très inférieures à la norme admise de 200 mg/l.

En revanche, la variation spatiotemporelle du  $\text{Na}^+$  montre une faible augmentation durant la saison sèche et que les valeurs maximales pour les deux périodes sèche et humide sont enregistrés au niveau de la station S9 situé en amont de l'oued Bounamoussa (la plaine de Ben M'Hidi); ceci se traduit par les apports des eaux marines entrant par le biais de l'embouchure de la Mafragh avec la mer méditerranéenne (**Boukhouna, 2008**).

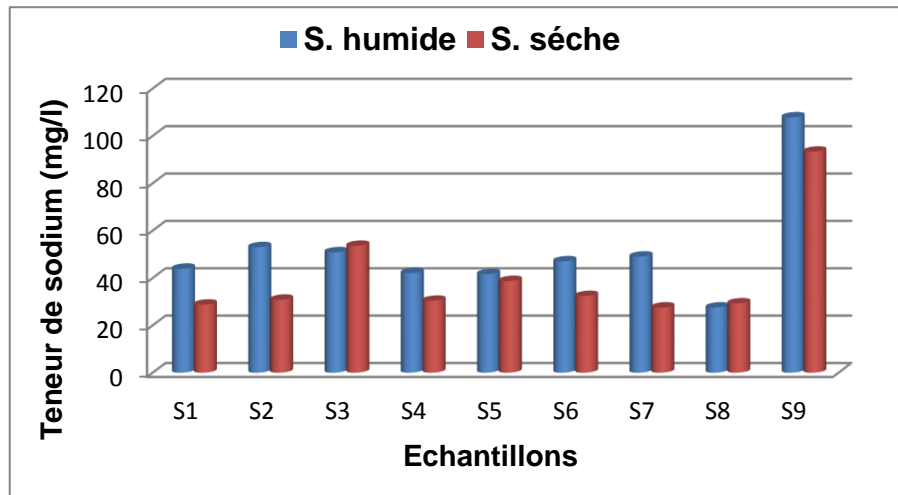


Figure 17: Variation du sodium durant les deux saisons

### 6.2. Le Calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ )

Le calcium est l'élément présent en quantité appréciable dans la quasi-totalité des eaux superficielles, c'est un élément alcalino-terreux, un composant majeur de la dureté de l'eau, sa teneur varie essentiellement suivant la nature des terrains traversés.

La présence des ions  $\text{Ca}^{2+}$  dans l'eau est liée principalement à deux origines naturelles: soit à la dissolution des formations carbonatées ( $\text{CaCO}_3$ ), soit la dissolution des formations gypseuses ( $\text{CaSO}_4$ ), qui sont facilement solubles (Sahraoui, 2014). Parfois les eaux arrivent à avoir des hautes teneurs  $\text{CaSO}_4$  et l'augmentation du  $\text{SO}_4$  entraîne une augmentation de calcium. Sa teneur est variable de **1 à 200 mg/l** en eau douce et naturelle (Décret 11-125 Qualité d'eau).

Dans notre étude, l'évolution spatiale du calcium (Fig. 18) montre des concentrations plus élevées en campagne de septembre que celles en campagne d'Avril. Les valeurs varient entre 13,067 (station S9) et 27,733 mg/l (station S2) avec une moyenne de **19,644 mg/l** ( $\pm 5,166$ ) en saison humide et entre 13,867 (station S3) et 33,333 mg/l (station S6) avec une moyenne de **24,741 mg/l** ( $\pm 5,549$ ) en saison sèche. Cependant ces teneurs restent inférieures aux normes admises (200 mg/l) à cause de la forte dilution des ions par les apports de l'oued (Seghir, 2008). En effet les eaux échantillonnées de la zone d'étude sont toutes pauvres en calcium, en raison de leurs faibles duretés (sahraoui, 2014).

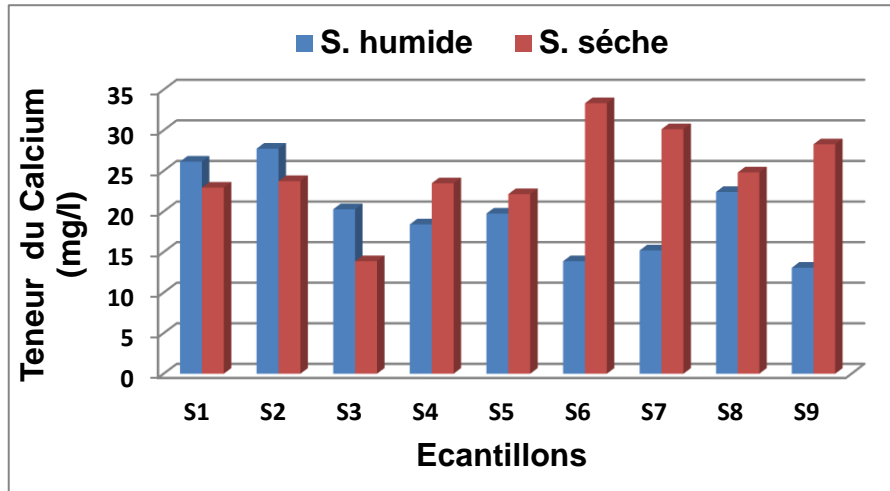


Figure 18: Variation du calcium durant les deux saisons

### 6.3. Le Magnésium ( $Mg^{+2}$ )

Le magnésium est un élément présent dans toutes les eaux naturelles, c'est le second élément intervenant dans la dureté totale des eaux, la variation du magnésium dans les eaux est due à l'influence des formations carbonatées telles que les calcaires, d'une part, et les formations salifères d'autre part qui sont riche en  $Mg^{+2}$ .

Il est à signaler que la norme dit qu'en eau douce, les concentrations en magnésium sont inférieures au calcium (**50 mg/l**) et qu'en eau de mer, c'est le contraire. Cette remarque est relevée par nos résultats trouvés (**Décret 11-125 Qualité d'eau**).

Les teneurs moyennes du  $Mg^{+2}$  enregistrés dans les eaux superficielles de notre zone d'étude (Fig. 19) oscillent entre **14,785 mg/l** ( $\pm 3,374$ ) et **19,818 mg/l** ( $\pm 3,459$ ) respectivement pour les deux périodes sèche et humide. Ces teneurs sont loin de dépasser la norme de 50 mg/l.

La variation spatiotemporelle du  $Mg^{+2}$  dans l'oued Bounamoussa montre durant la saison humide, les valeurs moyennes varient entre 11,858 et 21,384 mg/l ou la valeur maximale est observée au niveau de la station **S1** situé a coté du barrage de la Cheffia, en amont de l'oued. Alors que pour la période sèche marquée par une légère augmentation par l'effet de l'évaporation (sels de grande solubilité), elles oscillent entre 14,483 et 25,855 mg/l, cette dernière valeur est observée au niveau de la station **S8** et 23,328 mg/l pour la station **S9**, situées dans la plaine de Ben M'Hidi, qui peut être due au fait de la dissolution des formations carbonatées riches en  $Mg^{+2}$  (**Seghir, 2008**).

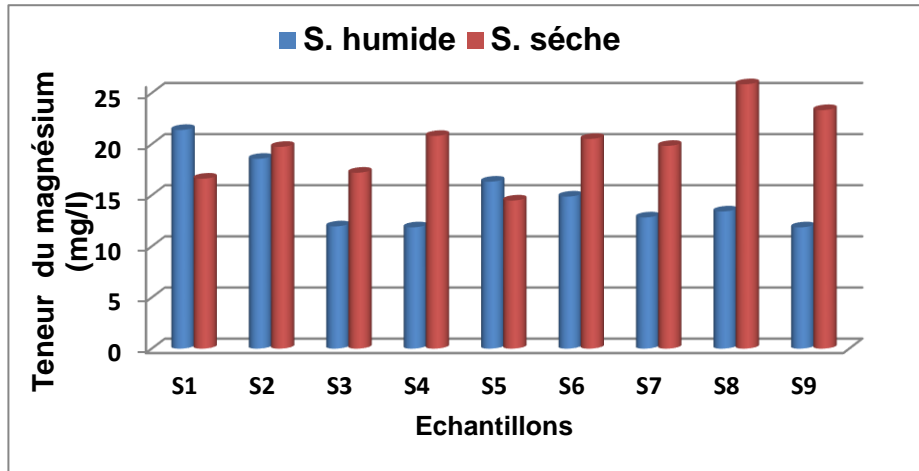


Figure 19: Variation du magnésium durant les deux saisons

**6.4. La dureté (TH)**

La dureté ou titre hydrotimétrique (TH) correspond essentiellement à la présence de sels de calcium et de magnésium (Derwich et al., 2010). Elle est directement liée à la nature des terrains traversés. Ils proviennent des roches calcaires ou dolomitiques. La présence du CO<sub>2</sub> favorise cette dissolution. La norme Algérienne indiquée est de 150 à 200 mg/l (Décret 11-125 Qualité d'eau).

La variation spatiotemporelle des valeurs de la dureté (Fig. 20) montre une légère augmentation en septembre (saison sèche) qu'en avril (saison humide) ou les moyennes sont comprises entre 34,43 mg/l ( $\pm 7,927$ ) et 44,559 mg/l ( $\pm 7,692$ ) respectivement pour les deux saisons. Elles varient entre 24,925 et 47,517 mg/l en saison des pluies et entre 31,071 et 53,843 mg/l en période sèche, ce qui est dû probablement à l'influence de l'évaporation qui fait augmenter les concentrations. Cependant ces valeurs restent bien loin de la norme admise de 150 mg/l donc les eaux sont douces (Boukhouna, 2008).

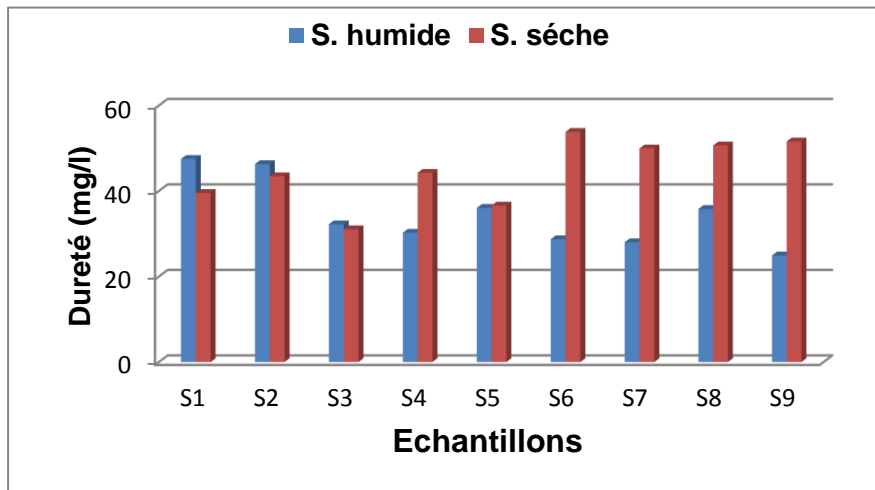


Figure 20: Variation de la dureté (en mg/l) durant les deux saisons

Cependant un degré français correspond à 10 mg/l de CaCO<sub>3</sub> (1 F° = 10 mg/l) et 4 mg/l de calcium (Rodier et al., 2009).

Le tableau 14 exprime la dureté de l'eau en fonction du titre hydrométrique.

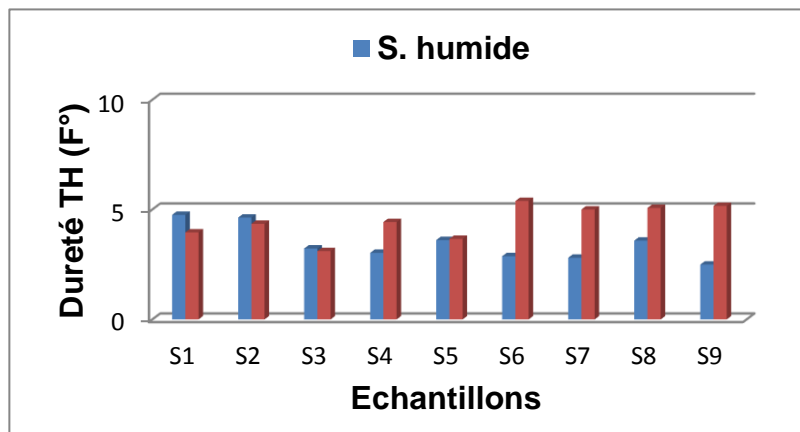
**Tableau 14: Classes de dureté en fonction du titre hydrotimétrique en (F°)**

<i>Titre hydrotimétrique</i>	<i>Dureté</i>
Entre 0 et 10°F	eau très douce
Entre 10 et 20°F	eau douce
Entre 20 et 30°F	eau moyennement dure
Entre 30 et 40°F	eau dure
Supérieure à 40°F	très dure

(Rodier et *al.*, 2009)

On enregistre des valeurs qui varient entre 2,493 et 4,752 F° durant la campagne d'avril et entre 3,11 et 5,38 F° durant la campagne de septembre.

L'évolution spatiotemporelle de la dureté totale (Fig. 21) montre que les eaux de l'oued Bounamoussa sont très douces puisque les teneurs moyennes oscillent entre 3,443 F° ( $\pm 0,7927$ ) en saison des pluies et 4,45 F° ( $\pm 0,769$ ) en saison sèche, donc inférieures à la norme admise (entre 0 et 10 F°).



**Figure 21: Variation de la dureté (en F°) durant les deux saisons**

### 6.5. Le Potassium (K<sup>+</sup>)

Le Potassium provient de l'altération des formations silicatées (Gneiss, Schiste), des argiles potassiques et de la dissolution des engrais chimiques (NPK). La norme admise en eau douce et naturelle est de **12 mg/l (Décret 11-125 Qualité d'eau)**.

Les teneurs moyennes du K<sup>+</sup> varient entre 2,42 et 6,98 mg/l avec une moyenne de 3,712 mg/l ( $\pm 1,381$ ) durant la saison des pluies, alors qu'elles oscillent entre 2,35 et 10,27 mg/l avec une moyenne de 4,192 mg/l ( $\pm 2,447$ ) durant la période sèche.

Les résultats montrent que la plupart des stations ont des concentrations inférieures à la norme. On peut constater que cet élément participe moins à la minéralisation des eaux (Seghir, 2008).

L'évolution temporelle du K<sup>+</sup> (Fig. 22) montre une faible augmentation des teneurs durant la campagne de septembre avec un maximum observé au niveau de station S9 pour les deux saisons avec respectivement 6,98 mg/l et 10,27 mg/l, mais ces teneurs restent inférieures aux normes admises. Cette station située dans la plaine de Ben M'Hidi connue par sa vocation

agricole, donc l'augmentation peut avoir probablement deux origines : soit à l'utilisation des engrais chimiques, soit le lessivage des formations argileuses riches en potassium (Zahi, 2014).

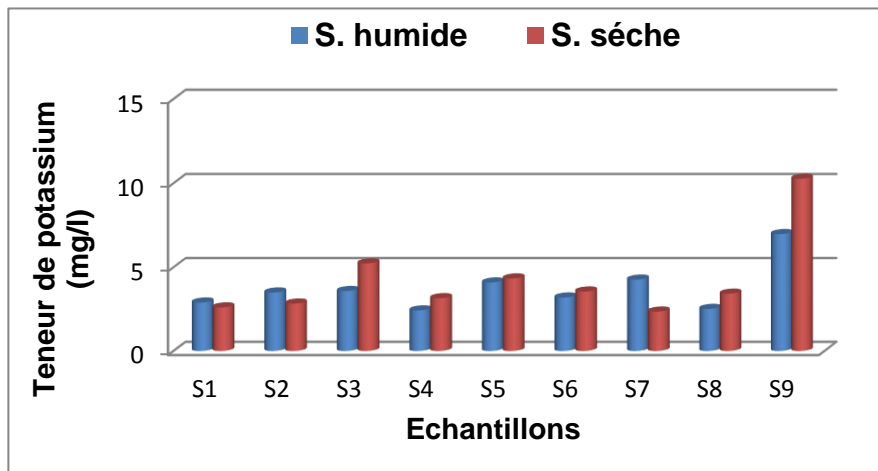


Figure 22: Variation du potassium durant les deux saisons

#### 6.6. Les chlorures (Cl<sup>-</sup>)

L'ion chlorure possède des caractéristiques différentes de celle des autres éléments, il n'est pas absorbé par les formations géologiques, il ne se combine pas facilement avec les éléments chimiques et reste très mobile. Il constitue un bon indicateur de pollution (Gouaidia, 2008).

Les chlorures peuvent avoir plusieurs origines: les argiles sableuses gypsifères, les dépôts évaporitiques et le déversement des eaux usées. Ils sont largement répandus dans la nature, généralement sous forme de sels de sodium (NaCl<sup>-</sup>) et de potassium (KCl<sup>-</sup>). La norme admise en eau douce et naturelle est de **250 mg/l (Décret 11-125 Qualité d'eau)**.

L'évolution temporelle du Cl<sup>-</sup> (Fig. 23) montre une augmentation des teneurs en Avril qu'en septembre respectivement avec des moyennes de 139,043 mg/l ( $\pm$  89,604) et 73,526 mg/l ( $\pm$  55,039). Cette évolution indique la contribution d'un apport anthropique qui peut être d'origine urbaine aussi bien qu'industrielle (Makhouk et al., 2011). Les valeurs oscillent entre 24,815 et 332,048 mg/l durant la saison humide et entre 11,817 et 177,25 mg/l durant la saison sèche et ceci est dû à l'évaporation.

En revanche, la valeur maximale des chlorures sont enregistrés au niveau de la station S9 située dans la plaine de Ben M'Hidi, en aval de l'oued Bounamoussa, qui dépasse de loin la norme admise et qui peut être liée à la pollution provenant des rejets industriels et urbains (Zahi, 2014).

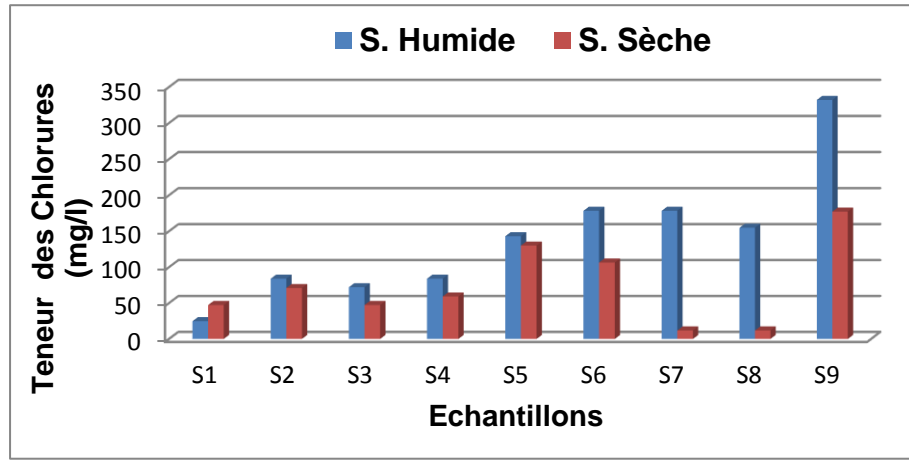


Figure 23: Variation des chlorures durant les deux saisons

**6.7. Les sulfates (SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>)**

La présence des sulfates les eaux résulte de la dissolution des formations gypsifères. Leur présence en faibles concentrations, est liée à l'éloignement des formations évaporitiques et aux réactions chimiques pouvant se réaliser entre les différents éléments, provoquant ainsi une réduction des sulfates. La norme admise en eau douce et naturelle est de **250 mg/l (Décret 11-125 Qualité d'eau)**.

L'évolution temporelle des teneurs moyennes des sulfates (Fig. 24) durant les deux saisons (respectivement 57,373 mg/l (± 14,149) et 54,314 mg/l (± 7,030)) montre une faible augmentation des valeurs durant la saison humide, mais ils sont bien inférieures et au dessus la norme admise (250 mg/l). Cependant les SO<sub>4</sub><sup>-2</sup> varient entre 39,529 et 87,569 mg/l, alors que durant la saison sèche, elles oscillent entre 47,255 et 68,235 mg/l.

La présence des sulfates les eaux en faibles concentrations, est liée à l'éloignement des formations évaporitiques et aux réactions chimiques pouvant se réaliser entre les différents éléments, provoquant ainsi une réduction des sulfates (Boulakoud, 2009).

En revanche, les valeurs maximales enregistrées pour les deux saisons dans notre cas d'étude au niveau de la station S1 situé a proximité du barrage de la Chaffia donc en partie amont de l'oued Bounamoussa, mais loin de dépasser la norme admise (Boukhouna, 2008).

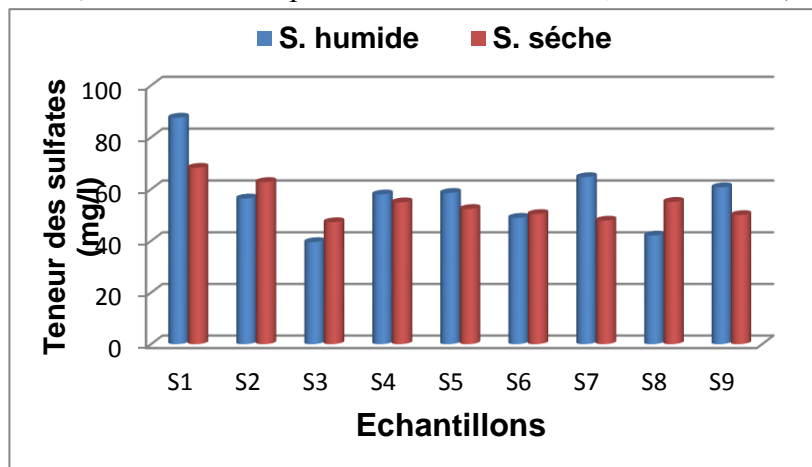


Figure 24: Variation des sulfates durant les deux saisons

### 6.8. Les nitrates ( $\text{NO}_3^-$ )

Ils représentent la forme la plus oxygénée de l'azote, c'est une forme très soluble, sa présence dans les eaux souterraines et superficielles est liée à l'utilisation intensive des engrais chimiques. La norme en eau douce et naturelle est de **50 mg/l** ((Décret 11-125 Qualité d'eau)).

Les teneurs moyennes enregistrées respectivement en période humide et en période sèche sont 11,148 mg/l ( $\pm 4,758$ ) et 15,694 mg/l ( $\pm 11,624$ ), sont faibles et loin de dépasser les normes admises.

Les valeurs oscillent entre 3,708 et 18,958 mg/l durant la saison humide et entre 5 et 43,75 mg/l durant la saison sèche (Fig. 25). En effet, les nitrates représentent la forme la plus oxygénée de l'azote, peuvent jouer en période de faible oxygénation le rôle de donneur d'oxygène, évitant ainsi l'anaérobiose (Makhouk et al., 2011).

L'évolution spatiotemporelle des teneurs moyennes des nitrates montre une supériorité en septembre. Leur présence indique l'effet d'épandage des engrais au niveau des terres agricoles. Ainsi que l'excès de nitrates peut être expliqué par des activités bactériennes dans le sol qui produisent des teneurs importantes en nitrates à partir des nitrites et de l'ammoniac. La station S6 située à proximité du pont de Zérizer et en aval du l'oued Bounamoussa est la plus affectée ou on y enregistre la plus forte teneur (43,75 mg/l) car les eaux superficielles sont proches de la surface du sol ce qui les met en contact avec les rejets d'une part, et d'autre part avec l'élevage des animaux (volailles, ovins, bovins) qui produisent des excréments causant une pollution organique difficile à juguler ou maîtriser (Seghir, 2008).

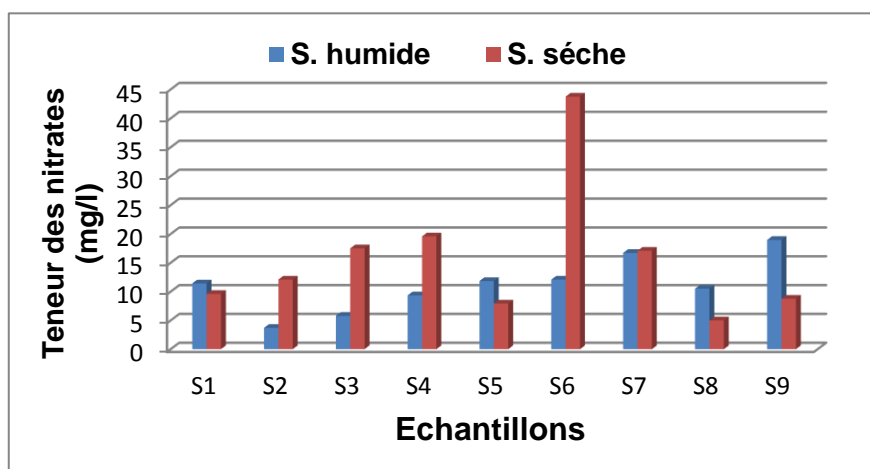


Figure 25: Variation des nitrates durant les deux saisons

### 6.9. Les nitrites ( $\text{NO}_2^-$ )

Il représente une forme moins oxygénée et moins stable dans le cycle de l'azote, elle représente la forme du passage entre les nitrates et l'ammonium. C'est une forme toxique. Son origine est liée à l'agriculture ou aux rejets urbains et industriels. La norme en eau douce et naturelle est de **0.1mg/l** ((Décret 11-125 Qualité d'eau)).

Les teneurs observées en d'avril oscillent entre 0,033 et 0,153 mg/l avec une moyenne de 0,071 mg/l ( $\pm 0,048$ ) et elles varient en septembre entre 0,023 et 0,349 mg/l avec une moyenne de 0,080 mg/l ( $\pm 0,103$ ) traduisent le processus de dégradation incomplète de la matière organique (Makhouk et al., 2011).

En revanche, l'évolution spatiotemporelle des nitrites (Fig. 26) montre une légère augmentation en aval de l'oued Bounamoussa (au niveau des stations S6, S7 et S8 avec respectivement 0,153 mg/l, 0,127 mg/l et 0,120 mg/l), des valeurs supérieures à la norme admise pour la période humide traduisant ainsi l'effet de la dilution et témoigne d'une bonne oxygénation des eaux entraînant ainsi l'oxydation de l'azote en période hivernale (Makhoukh et al., 2011), alors qu'au niveau de la station S9 (un pic de 0.349 mg/l) pour la période sèche ce qui s'explique par une pollution accidentelle ponctuelle. Ces stations sont situées en partie aval de l'oued Bounamoussa où l'agriculture est très répandue dans cette zone (Larba, 2014).

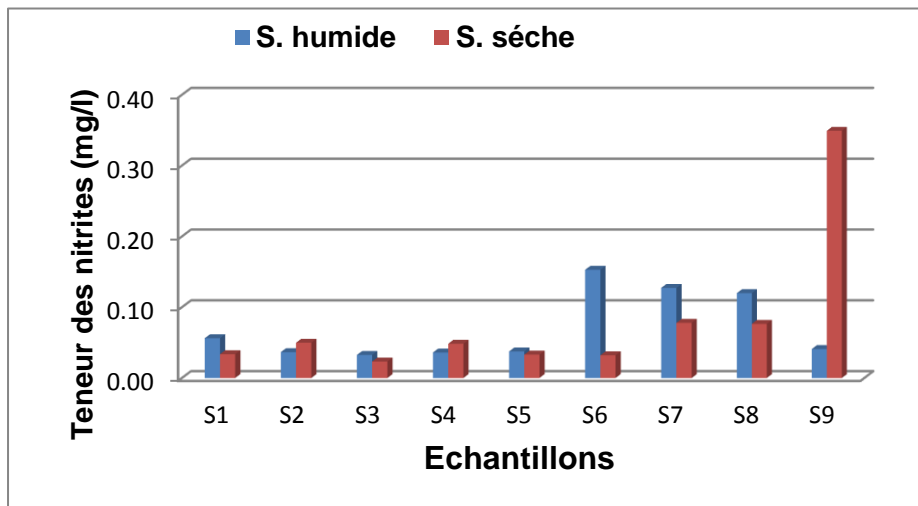


Figure 26: Variation des nitrites durant les deux saisons

#### 6.10. L'ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

C'est la forme d'azote la plus toxique, sa présence dans l'eau est liée soit aux rejets urbains, soit par réduction des formes azotées (nitrates et nitrites) en conditions réduites. La norme admise en eau douce et naturelle est de **0.5 mg/l (Décret 11-125 Qualité d'eau)**.

La variation spatiotemporelle montre (Fig. 27) une distribution hétérogène durant les deux saisons et les valeurs varient d'une station à une autre. Les teneurs moyennes de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> varient durant la période humide entre 0,005 et 0,041 mg/l avec une moyenne de 0,020 mg/l (± 0,015), alors que durant la période sèche elles oscillent entre 0,007 et 0,060 mg/l avec une moyenne de 0,029 mg/l (± 0,019). La majorité des stations indiquent les valeurs dans les normes.

A l'exception des stations S7 (0.50 mg/l) et S9 (0.60 mg/l) durant la campagne de septembre qui présentent des valeurs supérieures ou égales à 0.5 mg/l. Ces teneurs maximales sont dues à une réduction des formes azotées (nitrates et nitrites) en conditions réduites et qui sont liés aux apports d'engrais agricole azotés. Sa présence en taux élevée indique une pollution récente, et les faibles teneurs indiquent une pollution ancienne (Seghir, 2008).

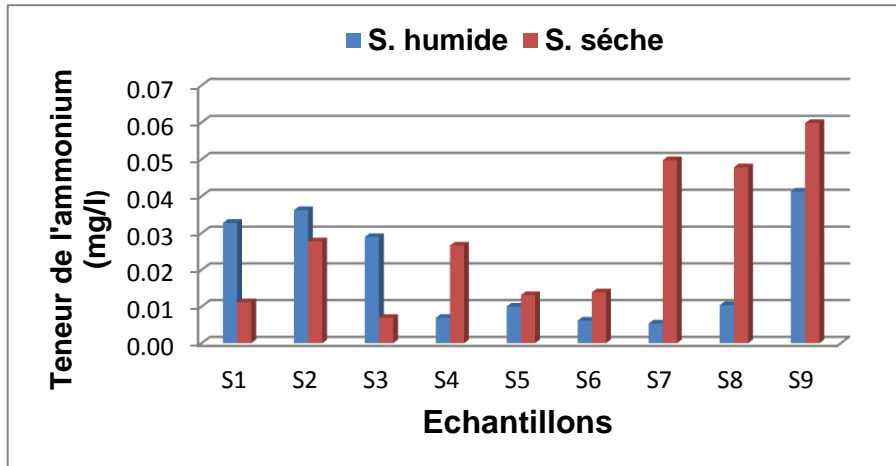


Figure 27: Variation de l'ammonium durant les deux saisons

### 6.11. L'indice d'échanges de base (I.E.B)

L'indice d'échanges de base (I.E.B) défini par **Schoeller (1934)**, est le rapport entre les ions échangés et les ions de même nature primitivement existants dans l'eau. Il est donné par l'expression suivante:  $I.E.B = Cl^- - (Na^+ + K^+)/Cl^-$

Cet indice définit le sens d'échanges ioniques entre l'eau et les terrains encaissants la durée du contact eau-roche

- Si l'I.E.B = 0 ; pas d'échanges
- Si l'I.E.B < 0 ;  $Ca^{2+}$  et  $Mg^{2+}$  sont échangés par  $Na^+$  et  $K^+$
- Si l'I.E.B > 0 ;  $Na^+$  et  $K^+$  sont échangés par  $Ca^{2+}$  et  $Mg^{2+}$

Tableau 15: Les résultats de calcul de l'indice d'échanges de bases pour les deux saisons

Stations	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
I.E.B 1	<b>-0,89</b>	0,33	0,25	0,47	0,68	0,72	0,70	0,81	0,65
I.E.B 2	0,34	0,53	<b>-0,24</b>	0,43	0,67	0,66	<b>-1,53</b>	<b>-1,76</b>	0,42

- **La campagne d'avril (saison humide)** : Les valeurs calculées de l'I.E.B 1 sont positives ce qui signifie que  $Na^+$  et  $K^+$  de l'eau sont échangés contre  $Ca^{2+}$  et  $Mg^{2+}$  des terrains traversés. Alors que la station **S1** située près du barrage de la Chaffia, la valeur calculée de l'I.E.B est négative, ce qui signifie que  $Ca^{2+}$  et  $Mg^{2+}$  de l'eau sont échangés par  $Na^+$  et  $K^+$  (tableau 15).

- **La campagne de septembre (saison sèche)** : les valeurs calculées de l'I.E.B 2 sont négatives pour les stations **S3, S7 et S8** ce qui signifie que  $Ca^{2+}$  et  $Mg^{2+}$  de l'eau sont échangés par  $Na^+$  et  $K^+$ . Alors que pour le reste des stations, les valeurs calculées de l'I.E.B sont positives ce qui signifie que  $Na^+$  et  $K^+$  de l'eau sont échangés contre  $Ca^{2+}$  et  $Mg^{2+}$  des terrains traversés et encaissants (Tableau 15).

Dans l'ensemble, quand les valeurs de l'indice d'échanges de base calculées sont positives ce qui traduit la substitution du calcium et du magnésium de l'eau avec le sodium et le potassium des terrains traversés et encaissants où les ions  $Na^+$  des eaux sont échangés contre les ions  $Ca^{2+}$  et  $Mg^{2+}$  de la roche réservoir alors quand les valeurs de l'indice d'échanges de base calculées sont négatives, ce qui induit que les eaux échangent donc les ions ( $Ca^{2+}$  et  $Mg^{2+}$ ) contre les ions  $Na^+$  des argiles (**Hamzaoui Azaza, 2012**).

Donc Les relations entre ces cations indiquent l'existence des réactions d'échange ioniques entre les solutions du sol et le complexe adsorbant (Fekrache, 2015)

### 7. La minéralisation

La concentration des solides totaux dissous (Total Dissolved Solids), synonyme de minéralisation, salinité ou charge totale dissoute (Banton & Bangoy, 1999). Ce paramètre représente la concentration totale des substances dissoutes dans l'eau. Le TDS est composé de sels inorganiques et de quelques matières organiques. Ces éléments peuvent provenir d'un certain nombre des sources naturelles autant que suite aux activités humaines.

Elle est plus importante du Sud au Nord de notre zone d'étude. Les figures 27 A et 27 B pour les cations et les figure 28 A et 28 B pour les anions, illustrent les variations des sels dissous (TDS, ou concentration totale des sels dissous) des deux saisons. Le taux de TDS dans les eaux de surface de notre zone d'étude augmente généralement durant la saison sèche et diminue au début de saison hivernale (Bendjama, 2014).

L'évolution spatiale des teneurs moyennes des sels dissous des eaux superficielles suit un gradient croissant d'amont en aval de la zone d'étude, elle est importante dans la station S9 ou on remarque que les concentrations de sodium, des chlorures et des sulfates sont aussi importantes.

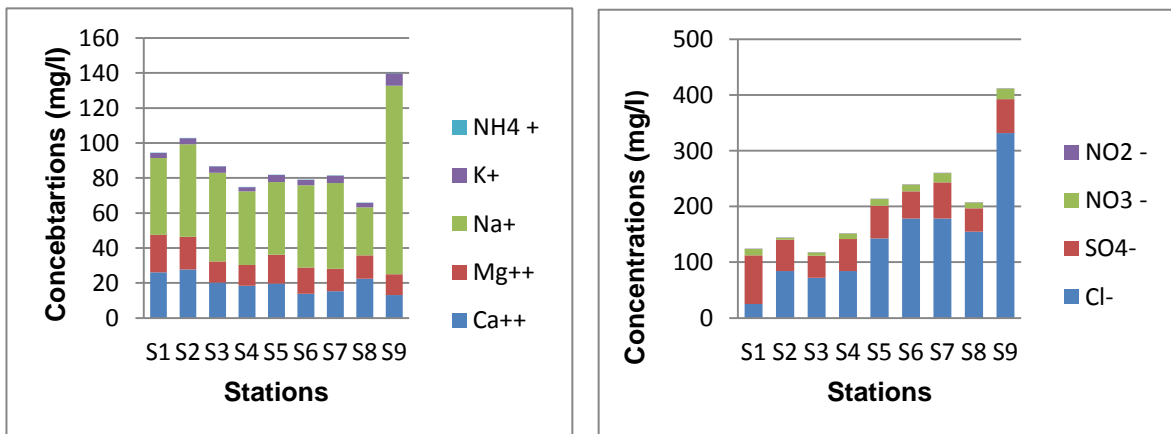


Figure 27 A et 27 B : Teneurs des cations et des anions des eaux prélevées (saison humide)

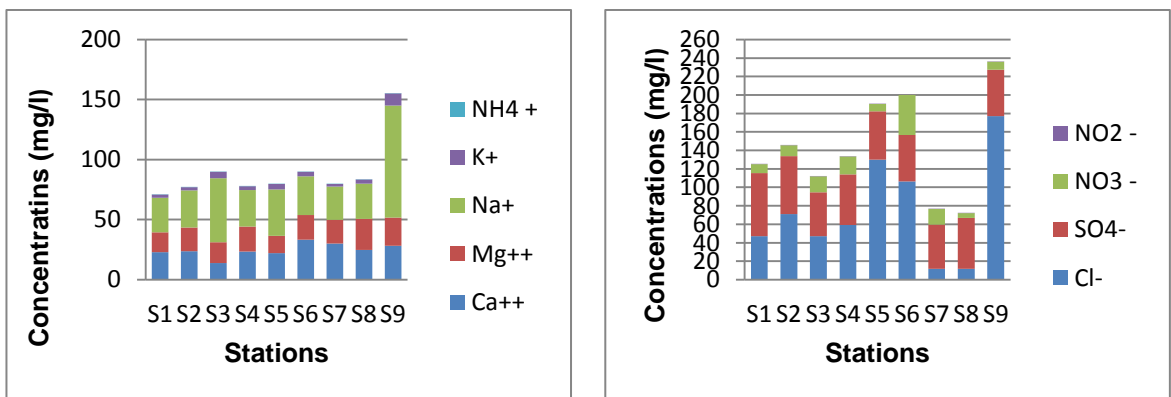


Figure 28 A et 28 B : Teneurs des cations et des anions des eaux prélevées (saison sèche)

**8. Analyses en composantes principales (ACP)**

Afin d'étudier le chimisme régissant les eaux de la région et les corrélations entre éléments les différents variables, nous avons opté pour la méthode de l'analyse en composante principale.

Les valeurs en gras présentent les coefficients de corrélations des variables fortement corrélés entre eux (négativement ou positivement). Cette remarque est valable pour toutes les matrices de corrélation.

Le tableau 16 donne la matrice de corrélation des éléments chimiques durant la campagne d'avril (saison humide). Les couples  $\text{NH}_4^+/\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$  et  $\text{NH}_4^+/\text{SO}_4^{2-}$  paraissent sans liaison directe entre eux et avec l'ensemble des éléments durant cette campagne. Leurs degrés de corrélation avec les autres ions n'étant pas significatifs.

Une forte corrélation est observée entre les couples  $\text{TH}/\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{TH}/\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{Ca}^{+2}/\text{CE}$  et  $\text{pH}/\text{Ca}^{+2}$  avec respectivement des coefficients de corrélations égale à 0,954, 0,889, -0,824 et 0,739. Le couple  $\text{K}^+/\text{Na}^+$  présente un excellent coefficient de corrélation égale à 0,922. Les relations entre les différents cations indiquent l'existence des réactions d'échange ioniques entre solution et le complexe adsorbant.

On note aussi la corrélation significative entre la conductivité électrique et les autres éléments chimiques qui reflètent la salinité totale de l'eau comme MES,  $\text{Ca}^{+2}$ , TH,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Cl}^-$  et  $\text{NO}_3^-$ . La plus part de ces éléments ont une importante participation dans la minéralisation totale des eaux. La forte corrélation des chlorures et la conductivité électrique de l'eau est excellente, d'où une grande influence des chlorures sur la salinité des eaux, le coefficient de corrélation entre les couples  $\text{CE}/\text{Cl}^-$  est 0,935,  $\text{pH}/\text{Cl}^-$  est -0,896,  $\text{MES}/\text{Cl}^-$  est 0,835,  $\text{K}^+/\text{Cl}^-$  est 0,809,  $\text{Cl}^-/\text{Ca}^{+2}$  est -0,753,  $\text{Cl}^-/\text{Na}^+$  est 0,717.

**Tableau 16 : Matrice de corrélation des différents paramètres de la saison humide**

Variables	pH	CE	RS	MES	ES	Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	TH	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>
pH	1														
CE	<b>-0,941</b>	1													
RS	-0,440	0,423	1												
MES	<b>-0,676</b>	<b>0,722</b>	0,292	1											
ES	-0,133	0,184	<b>0,684</b>	0,169	1										
Ca <sup>++</sup>	<b>0,739</b>	<b>-0,824</b>	-0,178	-0,512	0,174	1									
Mg <sup>++</sup>	0,434	-0,550	0,183	-0,389	0,489	<b>0,711</b>	1								
TH	<b>0,666</b>	<b>-0,771</b>	-0,038	-0,499	0,322	<b>0,954</b>	<b>0,889</b>	1							
Na <sup>+</sup>	<b>-0,684</b>	<b>0,731</b>	0,327	0,412	0,506	-0,460	-0,261	0,411	1						
K <sup>+</sup>	<b>-0,714</b>	<b>0,767</b>	0,254	0,545	0,348	-0,522	-0,283	-0,461	<b>0,922</b>	1					
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,045	-0,006	0,117	-0,035	<b>0,703</b>	0,352	0,307	0,360	<b>0,634</b>	0,481	1				
Cl <sup>-</sup>	<b>-0,896</b>	<b>0,935</b>	0,199	<b>0,835</b>	0,105	<b>-0,753</b>	-0,523	<b>-0,713</b>	<b>0,717</b>	<b>0,809</b>	0,053	1			
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	-0,077	-0,011	<b>0,823</b>	-0,112	<b>0,684</b>	0,220	<b>0,635</b>	0,414	0,133	0,097	0,252	-0,185	1		
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<b>-0,788</b>	<b>0,838</b>	<b>0,671</b>	<b>0,755</b>	0,307	<b>-0,726</b>	-0,293	-0,598	0,513	<b>0,639</b>	-0,126	<b>0,761</b>	0,333	1	
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	-0,195	0,130	0,005	0,479	-0,237	-0,378	-0,116	-0,296	-0,305	-0,210	-0,597	0,244	-0,169	0,341	1

Pour la campagne d'avril (saison humide), les trois axes factoriels F1, F2 et F3 représentent à eux seuls 86.86% de la variance totale (respectivement 48,01%, 25,49% et 13,36%) et sont représentatifs de la variance de l'ensemble des données. Les plans factoriels F1-F2 et F1-F3 représentent respectivement des variances égales à 73.50% et 61.36%.

L'axe F1 est caractérisé par les éléments pH (-0,921), CE (0,978), MES (0,780), Na<sup>+</sup>(0,730), Ca<sup>2+</sup> (-0,858), K<sup>+</sup> (0,792), NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (0,744), Cl<sup>-</sup> (0,952) et NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (0,869). L'axe F2 corrèle seulement avec les éléments RS, ES, Mg<sup>2+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et SO<sub>4</sub><sup>-</sup>. La corrélation de l'axe F3 est positive avec RS, SO<sub>4</sub><sup>-</sup> et NO<sub>2</sub><sup>-</sup> et négative avec NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

Le facteur F1 est caractérisé par le regroupement de tous les éléments chimiques à l'exception de pH, TH, Mg<sup>2+</sup> et Ca<sup>2+</sup>. La projection des individus (Fig. 30) montre qu'il s'agit des eaux superficielles des stations S1, S2 et S3 qui sont situés en amont de la zone d'étude (près du barrage de la Chaffia).

Tableau 17: Corrélations entre les variables et les facteurs (saison humide)

	pH	CE	RS	MES	ES	Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	TH	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>
<b>F1</b>	<b>-0,921</b>	<b>0,978</b>	0,387	<b>0,78</b>	0,149	<b>-0,858</b>	<b>-0,589</b>	<b>-0,809</b>	<b>0,73</b>	<b>0,792</b>	-0,01	<b>0,952</b>	-0,042	<b>0,869</b>	0,231
<b>F2</b>	-0,067	0,045	<b>0,638</b>	-0,033	<b>0,913</b>	0,353	<b>0,62</b>	0,494	0,473	0,361	<b>0,757</b>	-0,035	<b>0,803</b>	0,178	-0,466
<b>F3</b>	-0,071	-0,015	<b>0,553</b>	0,19	0,093	-0,079	0,292	0,073	-0,458	-0,386	<b>-0,585</b>	-0,116	<b>0,5</b>	0,404	<b>0,651</b>

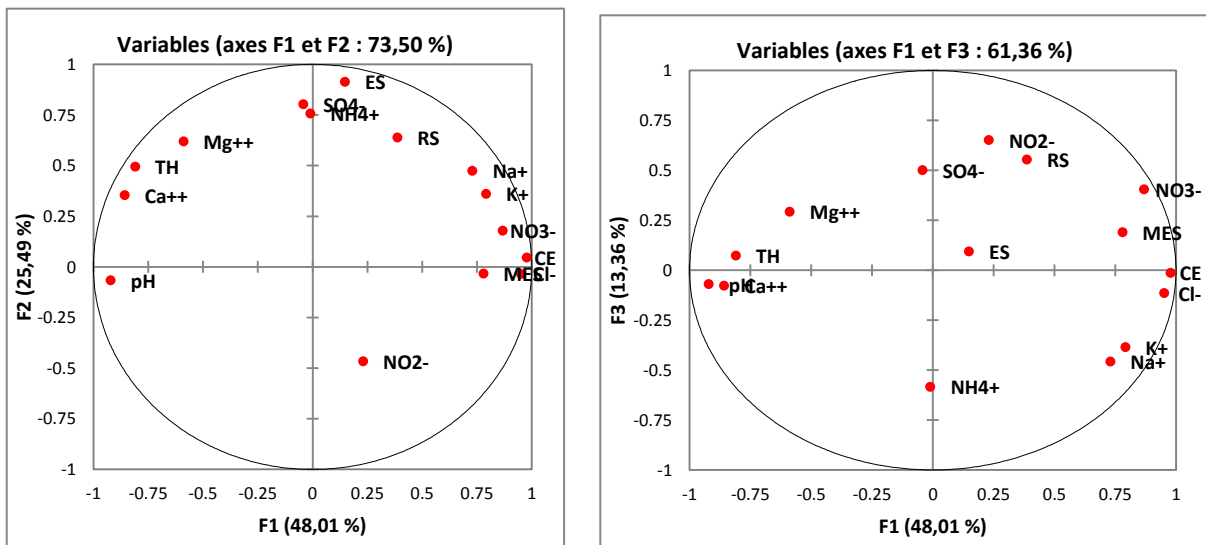


Figure 29: Répartition des éléments chimiques sur le plan factoriel (saison humide)

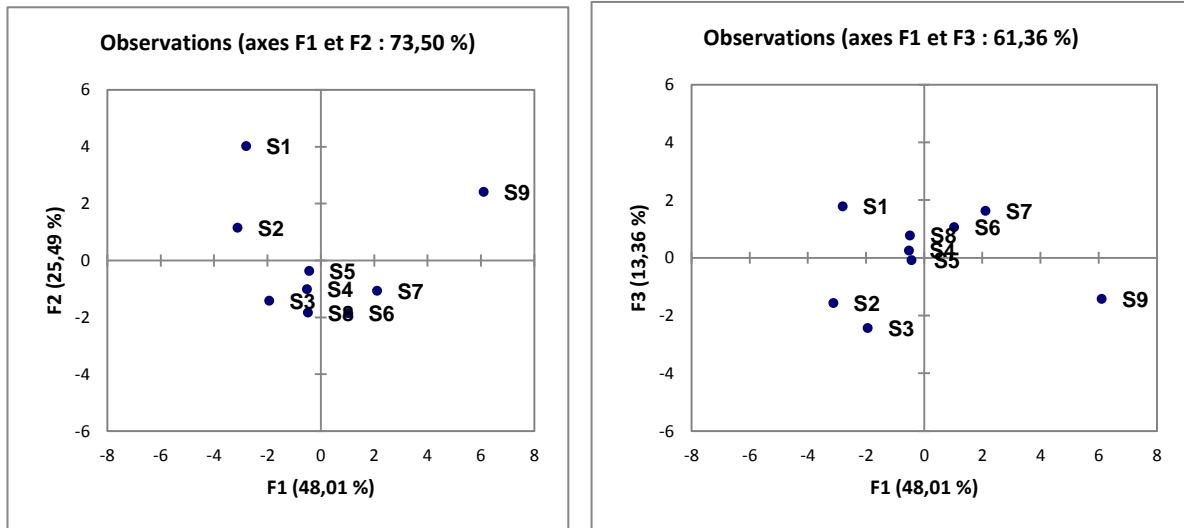


Figure 30: Répartition des échantillons sur le plan factoriel (saison humide)

Le tableau 18 montre la matrice de corrélation des différents paramètres de la campagne de Septembre (saison sèche) la majorité des coefficients de corrélation sont positifs, ce qui indique un lien direct et significatif entre la majorité des paramètres physicochimiques des eaux de surface de notre zone d'étude.

Cependant, on observe que les couples  $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^-$ ,  $\text{Cl}^-/\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-/\text{NO}_2^-$  et  $\text{SO}_4^-/\text{NO}_3^-$  paraissent sans liaison directe entre eux et avec l'ensemble des éléments durant cette campagne. Leurs degrés de corrélation avec les autres ions n'étant pas significatifs.

Le couple  $\text{K}^+/\text{Na}^+$  présente un excellent coefficient de corrélation égale à 0.990 pour la campagne de septembre. Les relations entre les différents cations durant les deux saisons indiquent l'existence des réactions d'échange ioniques entre solution et le complexe adsorbant.

Les chlorures avec le sodium et le potassium (respectivement 0,716 et 0,753) ainsi que le pH avec CE,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$  et  $\text{NO}_2^-$  (respectivement 0.866, 0.848, 0.818 et 0.893) montrent une importante corrélation positive. Ces fortes corrélations montrent que les variations des charges ioniques dissoutes sont entièrement ou en partie liées à des variations des teneurs de ces ions.

Tableau 18: Matrice de corrélation des différents paramètres de la saison sèche

Variables	pH	CE	RS	MES	ES	Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	TH	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>
pH	<b>1</b>														
CE	<b>0,866</b>	<b>1</b>													
RS	0,311	0,483	<b>1</b>												
MES	0,463	<b>0,615</b>	<b>0,730</b>	<b>1</b>											
ES	<b>0,628</b>	0,490	0,446	0,529	<b>1</b>										
Ca <sup>++</sup>	0,184	0,268	0,612	0,427	<b>0,647</b>	<b>1</b>									
Mg <sup>++</sup>	0,401	0,315	0,519	0,205	0,153	0,428	<b>1</b>								
TH	0,313	0,335	<b>0,675</b>	0,400	0,536	<b>0,914</b>	<b>0,758</b>	<b>1</b>							
Na <sup>+</sup>	<b>0,844</b>	<b>0,744</b>	0,413	<b>0,680</b>	0,518	-0,050	0,196	0,052	<b>1</b>						
K <sup>+</sup>	<b>0,818</b>	<b>0,721</b>	0,480	<b>0,712</b>	0,532	-0,001	0,250	0,112	<b>0,990</b>	<b>1</b>					
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,518	<b>0,640</b>	<b>0,675</b>	0,494	0,158	0,475	<b>0,760</b>	<b>0,684</b>	0,377	0,398	<b>1</b>				
Cl <sup>-</sup>	0,556	0,582	0,373	<b>0,736</b>	<b>0,675</b>	0,212	-0,098	0,109	<b>0,716</b>	<b>0,753</b>	0,052	<b>1</b>			
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	-0,021	-0,017	-0,503	<b>-0,668</b>	-0,143	-0,116	-0,149	-0,151	-0,383	-0,394	-0,243	-0,177	<b>1</b>		
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0,168	-0,277	0,074	0,128	0,482	0,453	-0,028	0,314	-0,195	-0,190	-0,344	0,079	-0,318	<b>1</b>	
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	<b>0,893</b>	<b>0,903</b>	<b>0,652</b>	<b>0,705</b>	0,560	0,312	0,496	0,448	<b>0,864</b>	<b>0,874</b>	<b>0,742</b>	0,604	-0,241	-0,277	<b>1</b>

Au cours de la campagne de septembre, l'axe F1 exprime 49.26% de la variance totale, l'axe F2 exprime 18,76% et l'axe F3 exprime 13,74% de la variance totale (donc 81.76% de la variance totale).

Les plans factoriels F1-F2 et F1-F3 représentent respectivement des variances égales à 68.02% et 63%.

La matrice de corrélation montre que l'axe F1 corrèle avec les éléments pH, CE, RS, MES, ES, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et NO<sub>2</sub><sup>-</sup>. L'axe F2 est corrélé seulement négativement avec Na<sup>+</sup> et positivement avec les éléments Ca<sup>+2</sup>, TH et NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Alors que la corrélation de l'axe F3 est dans les limites de l'acceptable (dépassent les 50%) avec les éléments NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (positive), Mg<sup>+2</sup> et NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (négative).

Le facteur F1 regroupe tous les éléments chimiques dans le pôle positif à l'exception de SO<sub>4</sub><sup>-</sup>. Le facteur F1 caractérise donc la minéralisation (influencée principalement par les évaporites) dans sa partie positive et les eaux moins minéralisées dans le pôle négatif.

Dans le plan des individus (Fig. 32) l'axe F1 distingue les eaux faiblement à moyennement chargées et les eaux fortement minéralisées.

**Tableau 19: Corrélations entre les variables et les facteurs (saison sèche)**

	pH	CE	RS	MES	ES	Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	TH	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>
<b>F1</b>	<b>0,823</b>	<b>0,839</b>	<b>0,757</b>	<b>0,83</b>	<b>0,695</b>	0,497	<b>0,516</b>	<b>0,591</b>	<b>0,818</b>	<b>0,843</b>	<b>0,707</b>	<b>0,677</b>	-0,384	-0,02	<b>0,956</b>
<b>F2</b>	-0,312	-0,257	0,379	-0,001	0,157	<b>0,775</b>	0,482	<b>0,776</b>	<b>-0,528</b>	-0,476	0,286	-0,356	-0,122	<b>0,532</b>	-0,187
<b>F3</b>	-0,148	-0,214	-0,007	0,313	0,499	0,152	<b>-0,522</b>	-0,126	0,081	0,085	<b>-0,595</b>	0,485	-0,361	<b>0,747</b>	-0,21

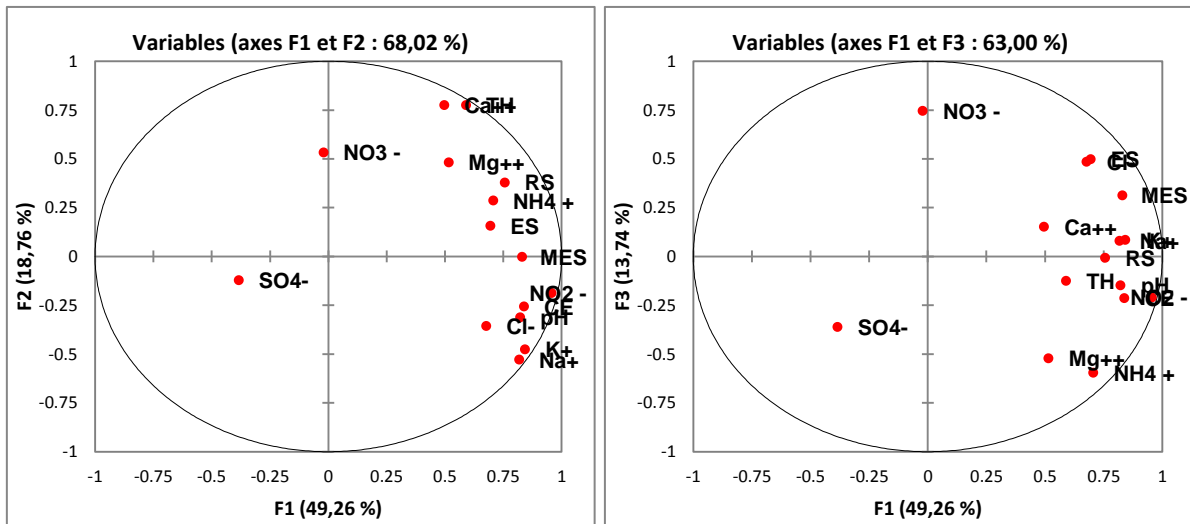


Figure 31: Répartition des éléments chimiques sur le plan factoriel (saison sèche)

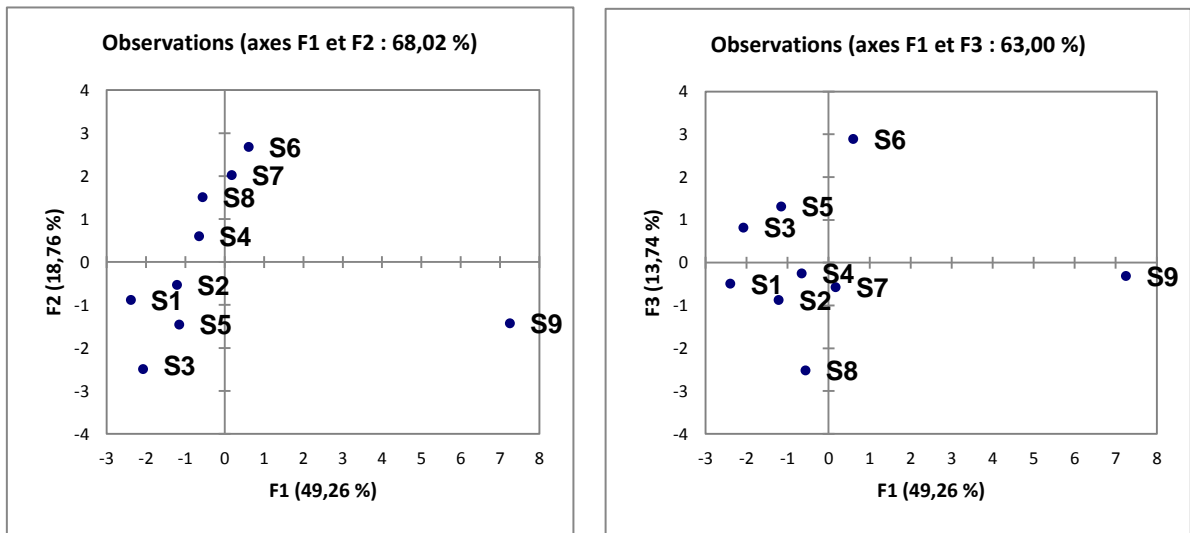


Figure 32 : Répartition des échantillons sur le plan factoriel (saison sèche)

## 9. Les faciès chimiques

Dans le but de mieux identifier les faciès chimiques et d'avoir une indication sur l'aspect qualitatif des eaux de surface de notre zone d'étude, la représentation graphique des résultats d'analyses s'avère un outil précieux. Pour atteindre cet objectif, on a eu recours au diagramme de **Piper**, de **Riverside** et à celui de **Schoeller-Berkaloff**. La réalisation de ces diagrammes a été faite en utilisant le logiciel **Diagramme**, conçu par *Ronald Simler (laboratoire d'hydrogéologie, université d'Avignon, 2004)*.

**9.1. Diagramme de Piper:** ce diagramme a la particularité de représenter plusieurs échantillons sur le même plan. Il est composé de deux triangles, permettant de déterminer les faciès chimiques (cationiques et anioniques). Le faciès global est obtenu par intersection sur un losange synthétisant le faciès chimique de l'échantillon considéré.

**A. La campagne d'avril (saison humide)**

Le diagramme de Piper établi par les eaux de surfaces de notre zone d'étude (Fig. 33) montre trois familles de faciès :

- Une famille chlorurée et sulfatée calcique et magnésienne.
- Une famille chlorurée sodique.
- Une famille sulfatée calcique et magnésienne.

**B. La campagne de septembre (saison sèche)**

Le diagramme de Piper établi par les eaux de surfaces de notre zone d'étude (Fig. 34) montre trois familles de faciès :

- Une famille sulfatée calcique et magnésienne.
- Une famille chlorurée et sulfatée calcique et magnésienne.
- Une famille chlorurée sodique.

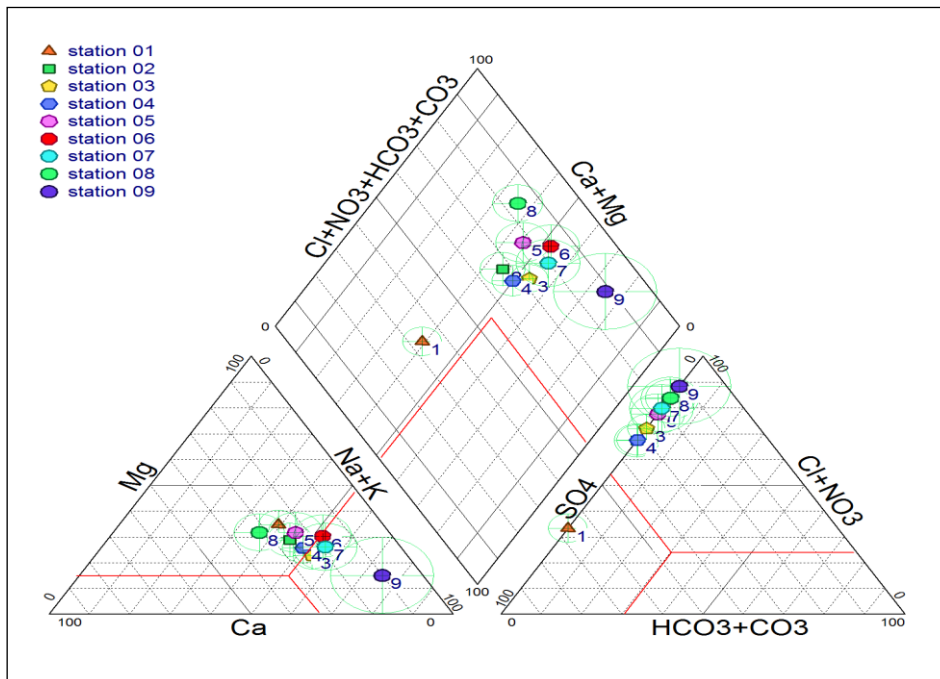


Figure 33 A: Diagramme de Piper des eaux de la saison humide



Figure 33 B: Diagramme de Piper des eaux de la saison sèche

Les Figure 33A et 33B montrent la prédominance des ions  $\text{Na}^+$  vis-à-vis de  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$ , parmi les cations, ainsi que l'abondance des ions  $\text{Cl}^-$  et  $\text{SO}_4^{2-}$  parmi les anions dans les eaux de cette période. Ceci explique la prédominance du faciès chloruré sodique, observée sur les deux diagrammes.

### 9.2. Diagramme de Riverside

Le diagramme de Riverside qui est établi en fonction de la conductivité électrique (CE) et du rapport d'absorption du sodium (SAR: Sodium Absorption Ration) tient compte de l'équilibre entre ces deux variables dont l'une influe sur l'autre. Le risque de sodicité due au SAR est atténué en présence d'une salinité élevée (**Richards, 1954**).

Si l'eau est très riche en sodium, celui-ci peut se fixer sur le complexe du sol et exercer alors une action défloculante. Pour apprécier le risque alcalin, on compare la concentration en ions  $\text{Na}^+$  et celle en ions  $\text{Ca}^{++}$  et  $\text{Mg}^{++}$ .

Quatre classes de risque alcalin ont été définies en relation avec le risque salin.

- S1 risque faible  $\longrightarrow$  SAR  $\leq$  10
- S2 risque moyen  $\longrightarrow$  10  $\leq$  SAR  $\leq$  18
- S3 risque élevé  $\longrightarrow$  18  $\leq$  SAR  $\leq$  26
- S4 risque très élevé  $\longrightarrow$  SAR  $>$  26

En tenant compte de la salinité globale des eaux, la conductivité électrique définie toujours quatre classes :

- C1 risque faible  $\longrightarrow$  CE 250  $\mu\text{S}/\text{cm}$
- C2 risque moyen  $\longrightarrow$  250  $\mu\text{S}/\text{cm} <$  CE  $\leq$  750  $\mu\text{S}/\text{cm}$
- C3 risque élevé  $\longrightarrow$  750  $\mu\text{S}/\text{cm} <$  CE  $\leq$  2250  $\mu\text{S}/\text{cm}$
- C4 risque très élevé  $\longrightarrow$  CE  $>$  2250  $\mu\text{S}/\text{cm}$

La combinaison de ces deux paramètres, permet d'avoir la classification suivante :

- **Classe C1-S1** ; Bonne qualité pour l'irrigation. Précautions avec les plantes sensibles.
- **Classes C1-S2, C2-S1** ; Qualité moyenne à bonne. A utiliser avec précaution dans les sols mal drainés et pour les plantes sensibles (arbres fruitiers).

- **Classes C2-S2, C1-S3, C3-S1**; Qualité moyenne à médiocre. A utiliser avec précaution. Nécessité de drainage avec dose de lessivage et/ou apport de gypse.
- **Classes C1-S4, C2-S3, C3-S2, C4-S1**; Qualité médiocre à mauvaise. Exclure les plantes sensibles et les sols lourds. Utilisable avec beaucoup de précautions dans les sols légers et bien drainés avec dose de lessivage et/ou apport de gypse.
- **Classes C2-S4, C4-S2, C3-S3**; Qualité mauvaise. A n'utiliser avec beaucoup de précaution que dans les sols légers et bien drainés et pour des plantes résistantes. Risques élevés. Lessivage et apports de gypse indispensables.
- **Classes C3-S4, C4-S3** ; Qualité très mauvaise. A n'utiliser que dans des circonstances exceptionnelles.
- **Classe C4-S4** ; Déconseillée pour l'irrigation.

**A. La campagne d'avril (saison humide)**

D'après de diagramme de Riverside établi par les eaux de surface de notre zone d'étude collectées pendant la campagne d'avril (Fig. 34 A) qui montre qu'elles appartiennent aux classes (C2-S1) et (C3-S1). Ces classes sont qualifiées de qualité moyenne à bonne, à médiocre et que l'eau est à utiliser avec précaution dans les sols mal drainés et seulement pour l'irrigation de cultures tolérantes aux sels. Le drainage est nécessaire.

**B. La campagne de septembre (saison sèche)**

D'après de diagramme de Riverside établi par les eaux de surface de notre zone d'étude collectées pendant la campagne de septembre (Fig. 34 B) qui montre qu'elles appartiennent aux classes (C1-S1) et (C2-S1). Ces classes sont qualifiées de qualité moyenne à bonne pour l'irrigation et que l'eau a utiliser avec précaution avec les plantes sensibles et dans les sols mal drainés et pour les plantes sensibles (arbres fruitiers).

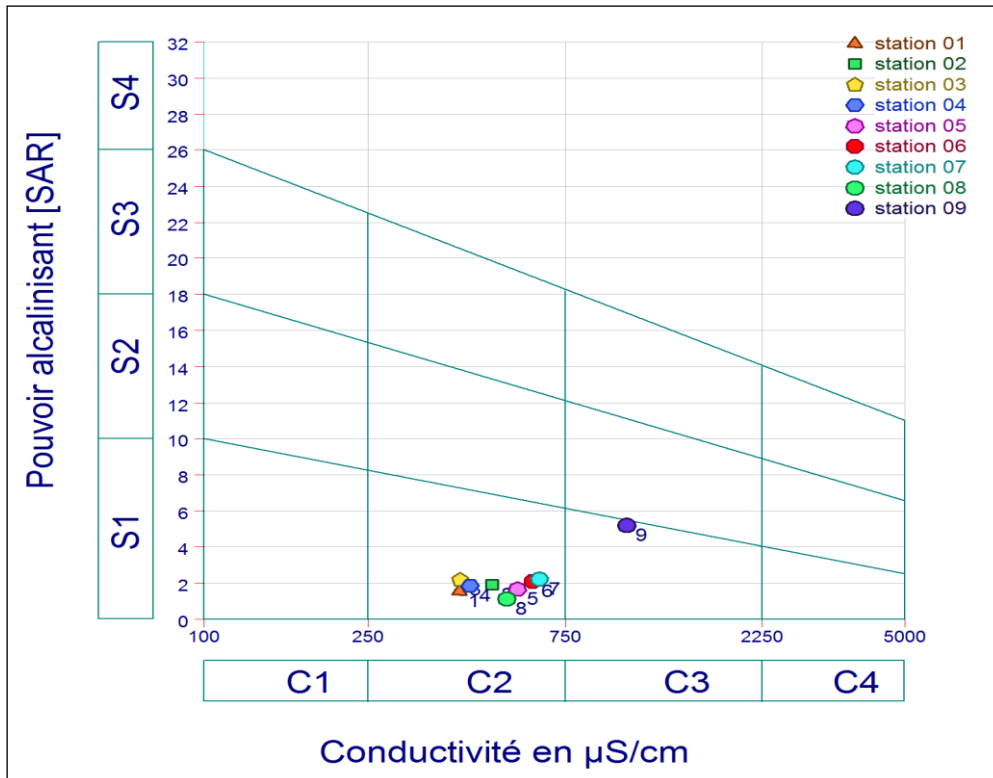


Figure 34A: Classification des eaux d'irrigation de l'oud Bounamoussa selon la méthode de SAR (saison humide)

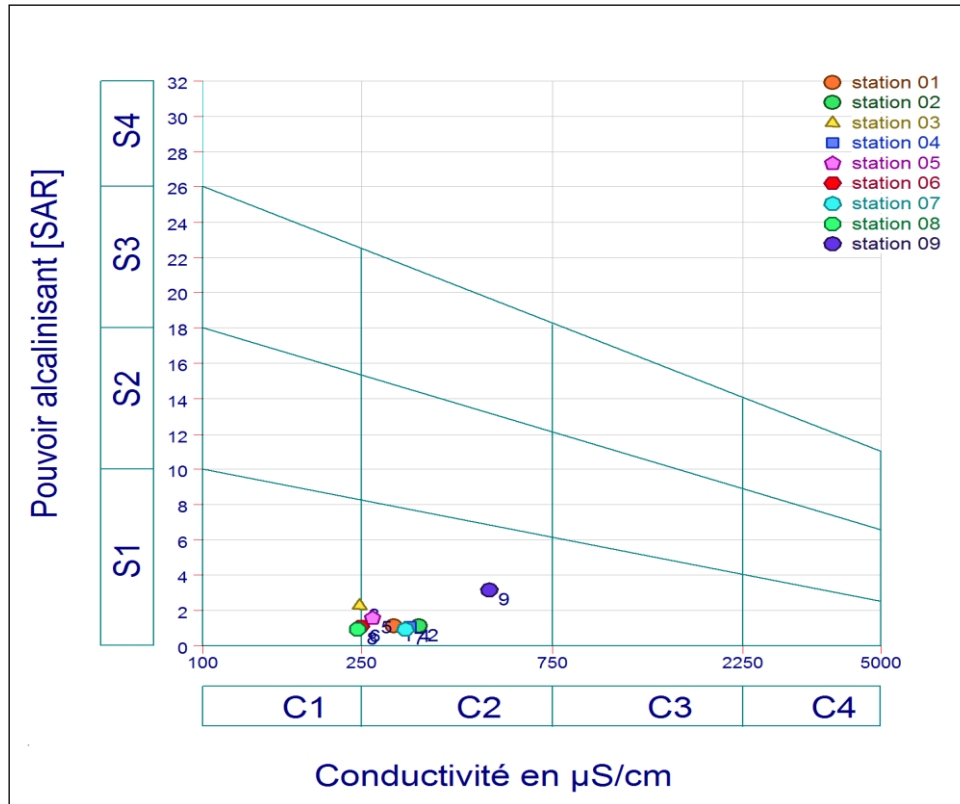


Figure 34 B : Classification des eaux d'irrigation de l'oud Bounamoussa selon la méthode de SAR (saison sèche)

### 9.3.Représentation sur le diagramme de Schoeller-Berkaloff

C'est un diagramme semi-logarithmique qui permet de donner des indications sur certains paramètres chimiques des eaux.

La représentation de la teneur chimique des points d'eau sur le diagramme de Schoeller-Berkaloff présente la même allure que le diagramme de Piper, et on constate que le faciès dominant c'est le faciès chlorurée sodique.

On signale que la teneur en bicarbonates et/ou carbonates est absente par rapport à celle des autres anions, ce qui explique la très faible répartition du faciès bicarbonaté.

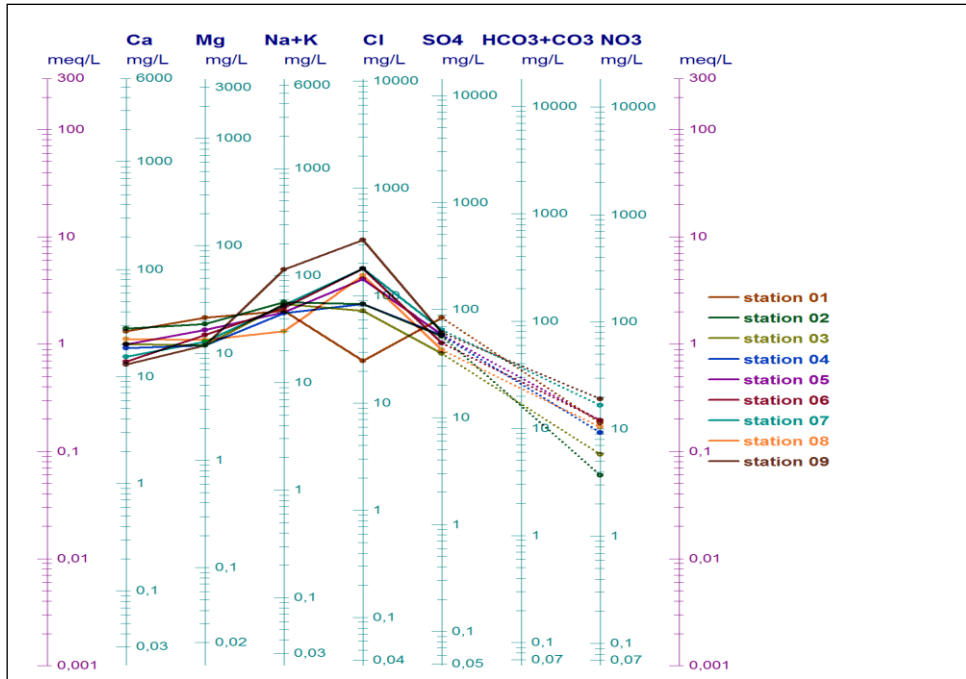


Figure 35A : Diagramme de Schoeller-Berkaloff (saison humide)

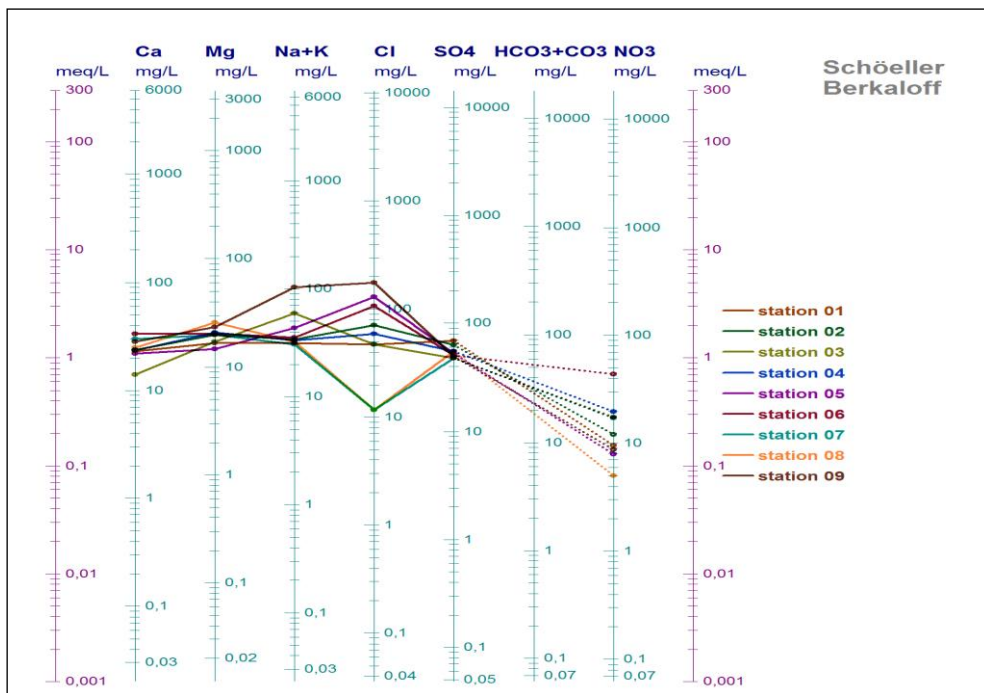


Figure 35 B : Diagramme de Schoeller-Berkaloff (saison sèche)

## 10. Aptitude des eaux de surface pour l'irrigation

### Introduction

La productivité des cultures dépend principalement de la qualité de l'eau utilisée pour l'irrigation, et sa qualité dépend principalement de la présence de sels dissous et de leurs concentrations (Fetter, 1994 ; Deshpande & Aher, 2012). La présence des sels permet non

seulement de limiter la croissance de plantes physiquement en limitant l'absorption de l'eau par le biais modification des processus osmotiques, mais peut aussi endommager l'usine la croissance chimiquement par les effets des substances toxiques sur les mécanismes métaboliques procédés. Par conséquent, la salinité, sodicité et la toxicité sont en général pris en considération pour l'évaluation de l'aptitude de celles-ci (sources d'eau souterraine et de surface) à des fins d'irrigation (**Khodapanah et al., 2009**).

Dans notre zone d'étude, l'irrigation des cultures est assurée par le pompage des eaux de l'oued Bounamoussa. La bonne qualité des eaux pour l'irrigation est caractérisée par une gamme acceptable de pourcentage de sodium et de SAR. Le rapport d'adsorption de sodium (SAR), le rapport d'adsorption de Magnésium (MAR), le pourcentage de sodium (Na%), le pourcentage de sodium soluble (SSP), le Carbonate du Sodium Résiduel (RSC) et Totaux des Solides Dissous (TDS) sont des paramètres importants pour déterminer l'aptitude de l'eau pour l'irrigation utilisée.

Ces principaux facteurs peuvent dégrader la qualité des eaux destinées à l'irrigation se résumant donc à la concentration en sels dissous qui sont exprimés par la conductivité électrique, la salinité potentielle, la concentration relative en sodium et la quantité des éléments toxiques présents dans l'eau. Lorsque les sels sont concentrés dans les solutions de sol, chacun des facteurs dégradant la qualité a un effet sur la croissance de la plante et par conséquent sur sa production d'une part, et sur les propriétés physiques et chimiques du sol d'autre part. (**Rouabhia & Djabri, 2010**).

La salinité peut entraîner des effets nocifs conséquents en raison de la fixation du sodium et des chlorures par les colloïdes du sol. Le sodium exerce alors une action néfaste sur la végétation de façon indirecte, en dégradant les propriétés physiques du sol. Sous cette action, les sols deviennent compacts et asphyxiants pour les plantes (**Todd, 1980**). Lorsque la concentration des ions  $\text{Na}^+$  à l'état soluble dans le sol est importante, ces ions remplacent le plus fréquemment les cations  $\text{Ca}^{+2}$  dans le complexe absorbant. Une eau chargée en sels, peut provoquer cette action (**Schoeller, 1962**). Le risque est déterminé à partir de la valeur du sodium absorbable (*Sodium Absorption Ratio ou indice d'adsorption du sodium, SAR*) qui exprime l'activité relative des ions de sodium dans les réactions d'échange dans les sols. Cet indice mesure la concentration relative du sodium (facteur de dispersion) par rapport au calcium et au magnésium (agents de floculation).

Pour une même conductivité, le risque est d'autant plus grand que le coefficient est plus élevé. Le SAR suit ou il est utilisé en combinaison avec la conductivité électrique (CE) de l'eau.

Concernant, l'influence de la salinité sur la perméabilité du sol, en milieu salé, la conduite de l'irrigation est fortement influencée par la perméabilité du sol souvent très faible pour les solutions percolantes. En effet, dans un sol salé imprégné en NaCl, la perméabilité reste bonne tant que la solution saline percolante présente une charge élevée en électrolytes, charges qui maintiennent les argiles.

Si l'eau d'irrigation est chargée en sodium, le nombre d'ions  $\text{Na}^+$  combinés avec le sol augmente. On assiste à une dégradation de structure, avec un gonflement des argiles à l'origine de l'imperméabilité du milieu. Le processus de dessalement et de drainage risque alors d'être complètement stoppé.

Tableau 20: Paramètres des eaux à usage agricole

Paramètres	Equation	Références
<b>Indice d'absorption du Sodium (SAR)</b>	$SAR = Na^+ / \sqrt{[Ca^{2+} + Mg^{2+}] / 2}$	Richards, 1954
<b>Indice d'absorption du Magnésium (MAR)</b>	$MAR = [Mg^{2+} / (Mg^{2+} + Ca^{2+})] * 100$	Raghunath, 1987
<b>Pourcentage de sodium soluble (SSP)</b>	$SSP = (Na^+ \times 100) / (Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+)$	Todd, 1980
<b>Pourcentage de Sodium (Na%)</b>	$Na\% = [(Na^+ + K^+) / (Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+)] * 100$	Wilcox, 1955
<b>Le Carbonate du Sodium Résiduel (RSC)</b>	$RSC = (CO_3^{2-} + HCO_3^-) - (Ca^{2+} + Mg^{2+})$	Eaton, 1950
<b>Solides Dissous Totaux (TDS)</b>	La somme des cations et des anions	Robinove et <i>al.</i> , 1958

Tableau 21 : Résultats du SAR, Na%, MAR, SSP, RSC, TDS et de la conductivité CE des deux périodes Sèche et humide

Paramétrés	SAR (meq/l)	Na (%)	CE (µS/cm)	MAR (mg/l)	SSP (%)	TDS (mg/l)	RSC (meq/l)
<b>Période Humide</b>							
<b>Moyenne</b>	<b>2,199</b>	<b>50,03</b>	<b>347.333</b>	<b>43,25</b>	<b>58,292</b>	<b>331,632</b>	<b>-2,199</b>
<b>Ecartype</b>	1,168	11,31	128.54	5,03	10,896	101,665	0,496
<b>Minimum</b>	1,130	36,01	212	37.10	43,43	236,319	-1.629
<b>Maximum</b>	5,173	74,77	631	51.75	81.22	576,425	-3.067
<b>Période Sèche</b>							
<b>Moyenne</b>	<b>1,477</b>	<b>37,92</b>	<b>314.444</b>	<b>44,82</b>	<b>45,876</b>	<b>277,453</b>	<b>-2,868</b>
<b>Ecartype</b>	0,745	10,67	87.414	5,73	11,182	76,820	0,475
<b>Minimum</b>	0,951	28,45	230	38.09	35.50	206,019	-3,368
<b>Maximum</b>	3,132	56,27	523	55.37	64.40	443,188	-2,109

**Tableau 22: Classification des échantillons des eaux de surface sur la base de SAR, MAR, SSP, Na%, RCS et TDS.**

<b>Paramètres</b>	<b>Normes</b>	<b>Classes de l'eau</b>	<b>Nb échantillons Période Humide</b>	<b>Nb échantillons Période Sèche</b>
<b>SAR</b>	< 10	Excellente	9	9
	10- 18	Bonne	0	0
	18 – 26	Douteux	0	0
	> 26	Inappropriée	0	0
<b>MAR</b>	< 50	Bonne	8	7
	> 50	Inappropriée	1	2
<b>SSP</b>	< 50	Bonne	7	6
	>50	Mauvaise	2	3
<b>Na%</b>	< 20	Excellente	0	0
	20 – 40	Bonne	2	6
	40 -60	Admissible	6	3
	60-80	Douteuse	1	0
	>80	Inappropriée	0	0
<b>RSC</b>	< 1.25	Bonne	9	9
	1.25- 2.5	Douteuse	0	0
	>2.5	Inappropriée	0	0
<b>TDS</b>	< 1000	Non saline	9	9
	1000-3000	Légèrement saline	0	0
	3000-10000	Modérément saline	0	0
	>10000	Très saline	0	0

**Interprétation des résultats obtenus :**

**10.1. Le pourcentage de sodium (Na%)**

Il est reconnu en général que le développement des plantes est très faible ou nul dans les sols saturés en sodium. Pour cette raison Wilcox a établi en 1955 un diagramme qui tient compte du pourcentage de sodium et de la conductivité électrique, définissant 05 classes d'eau (excellente, bonne, admissible, médiocre et mauvaise).

Selon la classification de Wilcox (1955), les résultats obtenus durant la campagne d'avril (saison humide) montrent que 05 sites tombent en catégorie admissible, 03 sites se trouvent en classe douteuse et 01 site en classe médiocre ou inappropriée. Alors que durant la campagne de septembre (saison sèche) montrent que 02 sites se trouvent en bonne catégorie, 05 sites en classe admissible et 02 sites sont en classe douteuse. On constate donc que les eaux de surface subissent une dégradation selon le sens de l'écoulement, montrant ainsi l'effet de la lithologie sur leur qualité.

**10.2. L'indice d'adsorption du sodium (SAR)**

Même encas de faible salinité totale, une concentration relative excessive en sodium (risque alcalin) peut provoquer la dispersion des minéraux argileux et entraîner une dégradation de la structure du sol (Sautter et *al.*, 2007).

Le potentiel d'un danger de sodium augmente dans les eaux à plus des fortes valeurs du SAR. Il existe une relation significative entre les valeurs SAR et la mesure dans laquelle le sodium est absorbé par le sol avec de l'eau riche en sodium et faible en calcium, rend le complexe d'échange des cations saturé en sodium (Tatawat & Chandel, 2007).

Les échantillons étudiés ont montré que les valeurs de SAR sont comprises entre 1,130 et 5,173 meq/l durant la campagne d'avril (saison humide) et entre 0,951 et 3,132 meq/l durant la campagne de septembre (saison sèche), avec respectivement des moyennes de l'ordre de 2,199 meq/l et 1,477 meq/l qui sont très faibles et ne dépassent pas 10 meq/l. on conclue que la majorité des eaux analysées tombent dans la catégorie excellente (S1) ce qui indique que ces sources d'eau sont appropriées à des fins d'irrigation sans danger de sodium échangeable pouvant être utilisée sans contrôle particulier pour l'irrigation des plantes moyennement tolérantes aux sels. Cette classe se manifeste avec un pourcentage atteignant 100%.

Les ions Na<sup>+</sup> échangeables peuvent se substituer aux ions alcalino-terreux (Ca<sup>2+</sup> et Mg<sup>2+</sup>) des argiles, engendrant ainsi l'obturation des pores du sol et donc son imperméabilisation (El Hammoumi et *al.*, 2012)

**10.3. L'indice d'adsorption du magnésium (MAR)**

La teneur en magnésium de l'eau est considérée comme l'une des plus importants critères qualitatifs dans la détermination de la qualité de l'eau pour l'irrigation. En général, le calcium et le magnésium vont maintenir un état d'équilibre dans la plupart des eaux. Plus de magnésium en eau va affecter les rendements des cultures, que les sols deviennent plus salée (Doneen, 1964). Au même niveau de la salinité et du SAR, l'adsorption de sodium par les sols et les argiles minéraux est plus supérieure au rapport Mg/Ca. En effet, l'énergie de collage de magnésium est moins que celle de calcium, permettant plus d'adsorption de sodium et ce qui se produit quand le rapport dépasse plus de 4 (Michael, 1978).

MAR provoque un effet nocif sur le sol quand il dépasse 50% (Ayers & Westcot, 1985). Par conséquent, dans la présente étude la quasi-totalité des échantillons (89%) ont MAR moins de 50% donc ils ne sont pas nocifs pour le sol pour provoquer un danger en magnésium.

#### 10.4. Pourcentage de sodium soluble (SSP)

Le pourcentage de sodium soluble a été calculé pour vérifier l'état de l'irrigation des sources d'eau, parce que le pourcentage élevé de sodium dans l'eau à des fins d'irrigation peut retarder la croissance de la plante et réduire la perméabilité du sol (Joshi et *al.*, 2009).

Le pourcentage de sodium soluble (SSP) avec une valeur de moins ou égale à 50 indique une eau de bonne qualité et si elle est supérieure à 50 indique la qualité de l'eau impropre à l'irrigation.

Sur la base du calcul, il a été constaté que durant la saison humide 07 sites se trouvent inférieurs à 50% (la bonne classe) contre 02 sites sont supérieurs à 50% (la mauvaise classe), alors que durant la saison sèche, 06 sites sont inférieures à 50% contre 03 sites sont supérieurs à 50% indiquant que la majorité des échantillons sont admissibles donc appropriés pour l'irrigation.

#### 10.5. Le Carbonate du Sodium Résiduel (RSC)

Il a été constaté que, dans le cas où le faciès chimique des eaux à usage agricole est chloruré, le SAR minimise fréquemment le risque de sodisation et d'alcalinisation de ces eaux. C'est pourquoi on a opté pour la détermination du Carbonate de Sodium Résiduel (RSC) comme un autre moyen pour évaluer la qualité des eaux d'irrigation.

Il contribue également à cette évaluation, car il permet de déterminer la nature de l'alcalinité résiduelle (à dominances sulfatées ou chlorurées) par addition des sulfates. En effet, l'alcalinité résiduelle devient positive suite à l'addition des sulfates relatifs à la précipitation du gypse, c'est la voie saline neutre à dominances sulfatées; lorsque l'alcalinité résiduelle devient négative même par addition des sulfates, on parle alors de la voie saline neutre à dominance chlorurée (Marlot & Job, 2006).

RSC a un pH élevé. Par conséquent, les terres irriguées avec cette eau deviennent infertile en raison d'un dépôt de carbonate de sodium (Eaton, 1950). Les niveaux de carbonate résiduel inférieur à 1,25 meq/l sont considérés comme sûrs. Tous nos échantillons des eaux avec un RSC < à 1,25 et un pourcentage de 100% présentent un risque de faible dégradation.

Un excès de carbonates et bicarbonates provoque la précipitation de calcium et de magnésium des sols, rendant le sodium présent potentiellement plus dommageable pour la structure du sol ainsi que potentiellement activation du sodium du sol.

#### 10.6. Total des Sels Dissous (TDS)

Les sels de calcium, de magnésium, de sodium, de potassium présents dans l'eau d'irrigation peut se révéler nuisible pour les végétaux. Lorsqu'ils sont présents en quantités excessives, ils réduisent les activités osmotiques des plantes et peut empêcher une aération adéquate (Robinove et *al.*, 1958).

Les solides totaux dissous (TDS) décrivent les sels inorganiques présents en solution dans l'eau. Les TDS varient entre 236,319 mg/l et 576,425mg/l pour la saison humide et entre 206,019mg/l et 443,188 mg/l pour la saison sèche (Fig. 36 A et 36 B).

Toutes les valeurs de TDS durant les deux saisons sont inférieures à 1000 mg/l (respectivement avec des moyennes d 331,632 mg/l et 277,453 mg/l) donc non salines. Les eaux représentent une faible minéralisation et sont issues des formations carbonatées de bordures.

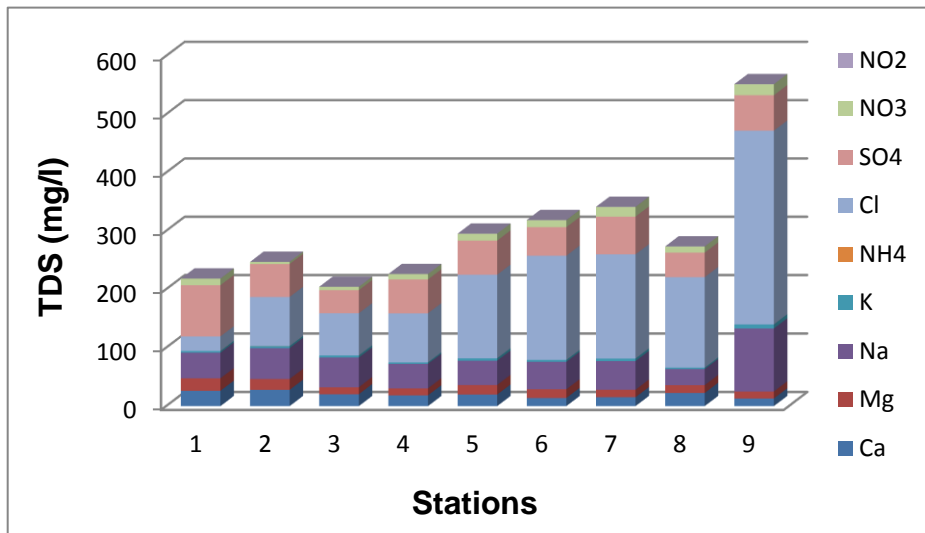


Figure 36 A: variation des TDS des eaux de surface de l'oued Bounamoussa durant la saison humide

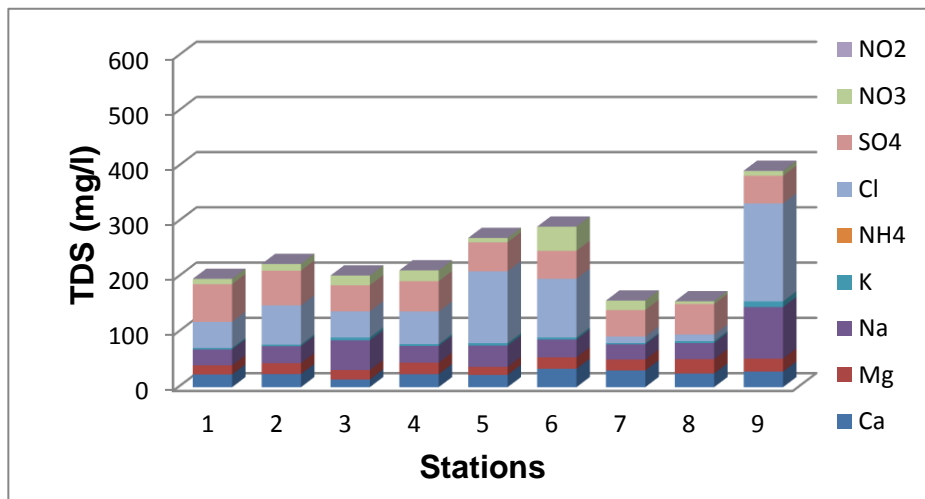


Figure 36 B: Variation des TDS des eaux de surface de l'oued Bounamoussa durant la saison sèche

## DISCUSSION

Les résultats des analyses physico-chimiques ont montrés que toutes les eaux de surface de notre zone d'étude sont dépourvues de carbonates ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) et bicarbonates ( $\text{HCO}_3^-$ ).

Une conductivité élevée traduit soit des pH normaux, soit le plus souvent une salinité élevée (**Bremond & Perrodon, 1979**). La conductivité électrique est minimale en saison des pluies et maximale en période sèche, ce qui pourrait être expliqué par un phénomène de dilution des eaux par l'augmentation de son volume en saison de pluie.

Les éléments de minéralisation et la conductivité électrique n'influent pas aux mêmes degrés que la température et le pH sur la variabilité de la qualité des eaux superficielles du milieu. Donc la température et le pH de l'eau sont des paramètres d'une importance majeure dans le comportement des eaux de surface (**El Mohrit, 2005**).

Sur le plan temporel, la minéralisation des eaux superficielles estimées par la mesure de la conductivité électrique permet de dégager deux types d'influences: une influence terrestre due à la nature des sols et des sédiments, et une influence marine due à l'augmentation des sels minéraux dissous ou ions majeurs surtout les chlorures, les sulfates et le calcium (**Bendjama, 2014**). 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 (**Makhouk et al., 2011**).

Dans notre cas et selon **Rodier (2009)**, les eaux de surface sont *moyennement minéralisées et accentuées* (les valeurs de la conductivité électrique sont comprises entre 212 et 631  $\mu\text{s}/\text{cm}$  en avril contre 245 et 523  $\mu\text{s}/\text{cm}$  en septembre) avec un léger gradient croissant de l'amont vers l'aval, ce qui les qualifie d'excellente qualité. Cette minéralisation est en fonction de la nature géologique des terrains traversés, de la saison, de la pluviométrie, des rejets, etc... (**Rodier et al., 2009**). Le lessivage des sols par les eaux de ruissellement en période de crue et l'entraînement des déchets bien minéralisés favorise l'accroissement de la minéralisation. En effet, Comme ce paramètre est déterminé par la teneur en substances dissoutes, la charge ionique, la capacité d'ionisation, la mobilité et la température de l'eau (**Derwich, 2010**), les variations saisonnières observées pourraient s'expliquer aussi par le phénomène de dilution que connaît l'oued Bounamoussa suite aux précipitations en période hivernale, contrairement à la période sèche, où a lieu une élévation de ce paramètre accentuée par la forte évaporation (**El Morhit et al., 2008**) et favorisée par un bas débit de l'eau en faveur de la prédominance des eaux thermales (**Ben Moussa et al., 2012**).

Concernant le **pH**, les analyses des eaux de surface de notre zone d'étude montrent que le pH est compris entre  $7.548 \pm 0.177$  durant la saison humide et  $7.924 \pm 0.190$  durant la saison sèche, ce qui traduit que l'eau a un aspect neutre puisque les valeurs du pH oscillent entre 6 et 8,5 dans les eaux naturelles (**Chapman & Kimstach, 1996**).

Les apports pluviométriques par les ruissellements et les cours d'eau jouent un rôle prépondérant dans l'enrichissement en matière en suspension de la colonne d'eau (**Drardja, 2007**). Généralement, les MES sont constituées de toutes les particules organiques ou minérales véhiculées par les eaux. Elles peuvent être composées de particules de sable, de terre et de sédiment arrachées par l'érosion, de divers débris apportés par les eaux usées ou les eaux pluviales très riches en MES et d'êtres vivants planctoniques (**Bendjama, 2014**).

L'évaluation **des matières en suspension** montre que les teneurs moyennes sont d'ordre de 0,059 mg/l ( $\pm 0,032$ ) et 0,010 mg/l ( $\pm 0,005$ ) respectivement pour les deux saisons avec une légère augmentation remarquée en saison des pluies. Cependant les teneurs en MES restent bien inférieures aux normes admises (de **25 mg/l à 70 mg/l (Décret 11-125 Qualité d'eau)**). Donc l'eau est très faiblement chargée puisque le processus d'érosion des sols n'est pas développé.

Les valeurs maximales pour les deux saisons sont observées au niveau de la station **S9** situé près du pont de Ben M'Hidi (en aval du l'oued Bounamoussa). Cette augmentation peut provenir soit de l'érosion des bassins versants suite à des précipitations, soit à des rejets d'eau résiduaux domestiques. En général, ce paramètre est lié aux effets hydrologiques

(crue et étiage). Ainsi que les MES interviennent dans la composition de l'eau par leurs effets d'échange d'ions et d'absorption, aussi bien sur les éléments chimiques à l'état de trace que sur les micro-organismes (Bendjama, 2014). De plus, les agents dynamiques tels que les courants liés à la marée, contribuent eux aussi à l'augmentation de la teneur en MES par la remise en suspension de la couche fine des sédiments (Kaimoussi, 2002). D'autres auteurs Hébert & Légaré (2002) ont montré que la fluctuation de la MES est essentiellement liée aux apports issus des principaux rejets des eaux résiduaires domestiques.

Il est à noter que la quantité des MES varie selon la saison et le régime d'écoulement des eaux. Ces matières affectent la transparence de l'eau et diminuent la pénétration de la lumière et par suite la photosynthèse. Ainsi que ces matières en suspension composées de matières organiques et matières minérales accumulent tout ce qui est toxique dans le milieu particulièrement les métaux lourds et les pesticides. Donc les MES sont responsables en grande partie de la pollution des eaux et constituent un élément important dans la caractérisation de la qualité des milieux aquatiques (Bendjama, 2014).

Le **résidu sec** représente la quantité d'éléments minéraux contenus dans les matières en suspensions de l'eau et l'**extrait sec** représente la masse résiduelle des matières en suspension retenues par le filtre et chauffées à 105°C pendant 24h (Benslama et al., 2007).

Nos résultats montrent que les teneurs moyennes des eaux en résidus secs et en extraits secs sont très faibles et loin de dépasser les normes admises de 25 mg/l, à voire 50 mg/l. Elles ne dépassent pas 0,25 mg/l et ceci durant les deux saisons. Alors que les teneurs des eaux en extraits secs sont comprises entre 0,066 mg/l et 0,013 mg/l, donc très inférieures à 50 mg/l mais plus élevées en saison humide qu'en saison sèche.

Notre zone d'étude présente des eaux qui sont *très pauvres en sels solubles* et ne présente aucun risque immédiat pour son utilisation en irrigation.

Les eaux de surface sont caractérisées par l'évolution des teneurs des cations et anions qui présentent le même ordre d'abondance décroissant pour les deux saisons comme suit:

$\text{Na}^+ > \text{Ca}^{+2} > \text{Mg}^{+2} > \text{K}^+$  pour les cations,  $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{-2} > \text{NO}_3^- > \text{NO}_2^-$  pour les anions.

Le **sodium** est généralement associé à l'ion chlorure, très soluble dans l'eau et il est affecté par le processus d'échange de base. Les argiles peuvent retenir des quantités importantes en sels (Schoeller, 1962), les eaux en contact avec les dépôts argileux peuvent se charger en ces éléments et grâce à leur solubilité élevée, ces ions peuvent atteindre des concentrations considérables. Dans notre cas d'étude, les teneurs moyennes de  $\text{Na}^+$  sont importantes en avril avec **51,407 mg/l** ( $\pm 22,417$ ) contre **40,50 mg/l** ( $\pm 21,394$ ) en septembre.

Le sodium et les chlorures sont deux éléments chimiques souvent liés à la dissolution de l'halite ( $\text{NaCl}$ ) dans les eaux naturelles. L'évolution de  $\text{Na}^+$  est étudiée en fonction des teneurs en chlorure, car ce dernier est considéré comme un traceur stable et conservatif des évaporites. Il est très soluble, entre rarement dans les précipitations salines, n'intervient pas dans les phénomènes d'oxydoréduction et est peu influencé par l'intervention des bactéries. De plus, son déplacement n'est pas retardé dans l'eau (Seghir & Khérici, 2008).

L'augmentation des teneurs en sodium peut être expliquée par le phénomène d'échange de base lié aux minéraux argileux qui fixent l'ion  $\text{Ca}^{2+}$  après libération de deux ions  $\text{Na}^+$  (Hem, 1989 in Dindane et al., 2007).

L'évolution spatiotemporelle de **calcium** montre des concentrations plus élevées en septembre que celles en avril (respectivement **19,644 mg/l** et **24,741 mg/l**) mais très inférieures aux normes admises de 200 mg/l.

L'origine des teneurs plus ou moins élevées en septembre est liée au lessivage, lors des crues, des formations carbonatées et des formations salifères de grandes solubilités. Ainsi que ceci qui s'explique par le phénomène d'échange de base ; les argiles libèrent le sodium et captent le calcium produit par la dissolution du gypse, entraînant ainsi une dominance du sodium (**Seghir, 2008**).

Les teneurs moyennes du **magnésium** sont loin de dépasser la norme de 50 mg/l puisque elles se situent entre **14,785 mg/l** et **19,818 mg/l** respectivement pour les deux saisons avec une légère augmentation du  $Mg^{+2}$  remarquée en septembre due à l'effet de l'évaporation (sels de grande solubilité). Il est à signaler que la norme dit qu'en eau douce, les concentrations en magnésium sont inférieures au calcium et qu'en eau de mer, c'est le contraire. Cette remarque est relevée par nos résultats trouvés (**Bendjama, 2014**).

Durant son transit, l'eau de l'aquifère chargée de minéraux dissous se trouve en contact avec des complexes échangeurs de cations. Ceux-ci sont des aluminosilicates formés de couches ou feuillets, dont la cohésion est assurée par l'existence de cations et d'eau inter-foliaires. La surface des feuillets est chargée négativement, favorisant ainsi la possibilité d'échange de cations avec ceux de la solution du sol (**Zahi, 2014**).

L'évolution de la **dureté totale** qui se réduit à sa concentration en ions calcium et magnésium (**Derwich et al., 2010**) et qui sont faibles aux normes admises, montre que les eaux de surface de l'oued Bounamoussa dans toutes les stations sont douces.

L'évolution spatiotemporelle du **potassium** révèle une faible augmentation des teneurs durant la campagne de septembre avec **4,192 mg/l** ( $\pm 2,447$ ) contre **3,712 mg/l** ( $\pm 1,381$ ) enregistrée en avril, cependant les teneurs restent bien inférieures aux normes admises.

La présence du potassium dans les eaux de surface peut avoir deux origines soit à l'utilisation des engrais chimiques, soit le lessivage des formations argileuses riches en potassium (**Boulakoud, 2009**).

A l'inverse des autres cations  $Ca^{+2}$ ,  $Mg^{+2}$  et  $K^{+}$  ou leurs teneurs augmentent durant la saison sèche qu'en saison humide. Les valeurs maximales pour les deux périodes sont enregistrées au niveau de la station 09 situé en partie aval de la zone d'étude.

Globalement, Les chlorures sont des anions inorganiques importants contenus en concentrations variables dans les eaux naturelles, généralement sous forme de sels de sodium (NaCl) et de potassium (KCl). Ils sont souvent utilisés comme un indice de pollution. Ils ont une influence sur la faune et la flore aquatique ainsi que sur la croissance des végétaux (**Makhoukh et al., 2011**). Ils peuvent avoir plusieurs origines à savoir: les argiles sableuses gypsifères, les dépôts évaporitiques et le déversement des eaux usées. Ils sont largement réponsus dans la nature (**Bendjema, 2014**).

La variation spatiotemporelle des concentrations **des chlorures** indiquent une légère augmentation en en avril avec **139,043 mg/l** ( $\pm 89,604$ ) par rapport à **73,526 mg/l** ( $\pm 55,039$ ) en septembre mais restent dans les normes admises.

A l'exception des autres stations, la valeur maximale des chlorures est enregistrée en saison sèche au niveau de la station S9 située dans la plaine de Ben M'Hidi, en partie aval de l'oued Bounamoussa, qui dépasse de loin la norme admise de 250 mg/l. Cette station est très répondue par sa vocation agricole, par les rejets industriels et les eaux usées (**Boukhouna, 2008 ; Larba, 2014**). Donc On peut expliquer ces augmentations en chlorures par la pollution d'origine domestique et agricole (**Seghir, 2008**).

Ces fortes valeurs sont dues au lessivage des marnes et des calcaires dolomitiques de la bordure d'une part et au lessivage des sédiments de quaternaire couvrant le secteur d'autre part. La présence des alluvions et de sédiments d'origine évaporitique à la surface du sol facilite le lessivage (**Seghir & Khérici, 2008**).

Pour les fortes concentrations en chlorure, on observe une relation directe des ions  $\text{Na}^+$  avec les ions  $\text{Cl}^-$ , indiquant l'origine chlorurée sodique commune de ces deux éléments chimiques.

Pour les faibles concentrations en chlorure, on observe un excès constant des teneurs en sodium, ce qui s'explique par l'existence d'une autre origine pour les ions sodiques faisant croître la concentration du sodium par rapport à celle des chlorures. Cet apport supplémentaire pourrait provenir de l'altération des silicates sodiques (Argiles), (Seghir, 2008).

L'évolution temporelle des teneurs moyennes des sulfates montre qu'elles sont comprises entre **57,373 mg/l** ( $\pm 14,149$ ) et **54,314 mg/l** ( $\pm 7,030$ ) respectivement durant les deux saisons humide et sèche avec une faible augmentation des valeurs durant la campagne d'avril, mais ils sont bien inférieures et au dessus la norme admise (250 mg/l). Leur présence en faibles concentrations, est liée à l'éloignement des formations évaporitiques et aux réactions chimiques pouvant se réaliser entre les différents éléments, provoquant ainsi une réduction des sulfates.

Les variations saisonnières des teneurs en sulfates et en chlorures pourraient s'expliquer en été par l'évaporation des eaux de l'oued (Gouaidia, 2008) et par le phénomène de dilution lié à l'augmentation du débit de l'oued en hiver (Ben Moussa et al., 2012).

En revanche, Les composés azotés ou l'azote est un élément indispensable à l'édification de la cellule vivante. Il est utilisé comme indicateur majeur de la pollution organique. Il se présente sous deux formes : organique (protéines, acides aminés, etc.) et minéral (ammonium, nitrites, nitrates, etc.) (Makhoukh et al., 2011). Le transfert de l'azote dans le sol se fait selon les conditions d'oxydoréduction et les réactions biologiques. Le transfert de la forme ammonium vers les nitrites et les nitrates se fait par oxydation, cette réaction est rapide en présence de l'oxygène. La forte teneur en  $\text{CO}_2$  et la faible teneur en oxygène accroissent la concentration en ammonium dans l'eau (Belksir, 2009). En effet, la pollution azotée peut être estimée par le dosage des teneurs en nitrates et en ions ammonium. Les ions nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) représentent la forme la plus soluble de l'azote, sa présence dans les eaux de surface est liée à l'utilisation intensive des produits fertilisants (chimiques et organiques), (Reggam et al., 2015).

Le pH est un facteur qui influence énormément la cinétique des réactions chimiques (ammonification, nitrification et dénitrification). La dénitrification est complète lorsque le pH est supérieur à 7, avec une vitesse optimale au pH 8 à 10 (Mouchara, 2009).

Il est important de noter qu'immédiatement en aval des foyers de pollution, on trouve souvent des teneurs fortes en ammonium tandis que les teneurs en nitrites et en nitrates sont relativement faibles. Plus en partie aval, les teneurs en azote ammoniacal diminuent et celles des nitrites puis des nitrates augmentent. D'une façon générale, l'ammoniac se transforme assez rapidement en nitrites puis en nitrates par oxydation (Rodier et al., 2009).

Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote, et représentent la forme d'azote au degré d'oxydation le plus élevé présent dans l'eau (Makhoukh et al., 2011). Dans notre cas, la plus forte teneur (43,75 mg/l) est enregistrée au niveau de la station S6 située à proximité du pont de Zérizer et en partie aval du l'oued Bounamoussa. Leur présence indique l'effet d'épandage des engrais au niveau des terres agricoles. L'excès de nitrates peut être expliqué par des activités bactériennes dans le sol qui produisent des teneurs importantes en nitrates à partir des nitrites et de l'ammoniac (Seghir, 2008).

Les majorités des eaux de notre zone d'étude présentent des teneurs en nitrates inférieures aux normes admises. Elles sont comprises entre **11,148 mg/l** ( $\pm 4,758$ ) et **15,694 mg/l** ( $\pm 11,624$ ) respectivement durant les deux saisons avec une variation temporelle qui apparait plus importante en septembre qu'en avril.

Leur présence en période pluvieuse est liée au lessivage des sols par les eaux de ruissellement et l'entraînement des déchets d'origines végétales et animales, très riches en composés organiques azotés. Ces variations saisonnières ont été mentionnée dans la littérature : une augmentation des concentrations en nitrates pendant l'hiver suite à

l'accroissement du lessivage et des valeurs plus faibles en été et en automne du fait de la réduction de l'intrusion diffuse (Berzas *et al.*, 2000; Neal *et al.*, 2000 b; House *et al.*, 2001; El Addouli *et al.*, 2011). Cependant, les valeurs élevées relevées pendant la saison sèche pourraient être attribuées aux rejets d'eaux usées et aux faibles taux d'oxygène dissous, et puisque les nitrates représentent la forme la plus oxygénée de l'azote, peuvent jouer en période de faible oxygénation le rôle de donneur d'oxygène, évitant ainsi l'anaérobiose (Makhouk *et al.*, 2011).

**Les nitrites ou l'azote nitreux**, représentent une forme moins oxygénée et moins stable, elle représente la forme du passage entre les nitrates et l'ammonium, c'est une forme toxique (Belksir, 2009). Elles proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniac ; la nitrification n'étant pas conduite à son terme, soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiante. Une eau qui renferme des nitrites est à considérer comme suspecte car lui est souvent associée à une détérioration de la qualité microbiologique (Rodier *et al.*, 2009).

L'évolution spatiotemporelle des nitrites montre une légère augmentation des teneurs des nitrites en partie aval du l'oued Bounamoussa avec un pic enregistré au niveau de la station S9 (0.349 mg/l) en septembre qui dépassent de loin la norme admise ce qui s'explique par une pollution accidentelle ponctuelle par les nitrites; dues à l'effet d'oxydation de la forme ammonium (Mouchara, 2009). Alors que les teneurs sont comprises entre **0,071 mg/l** ( $\pm 0,048$ ) et **0,080 mg/l** ( $\pm 0,103$ ) et qui sont bien inférieures aux normes admises (0.1 mg/l). Elles sont dues à l'effet de réduction de la forme des nitrates (Belksir, 2009).

L'azote ammoniacal constitue un des maillons du cycle complexe de l'azote dans son état primitif. C'est un gaz soluble dans l'eau. Il existe en faible proportion, inférieure à 0,1mg/l d'azote ammoniacal dans les eaux naturelles. Il constitue un bon indicateur de la pollution des cours d'eau par les effluents urbains. Dans les eaux superficielles, il provient de la matière organique azotée et des échanges gazeux entre l'eau et l'atmosphère (Chapman & Kimstach, 1996).

La variation spatiotemporelle des concentrations de **l'ammonium ou l'azote ammoniacal** montre une distribution hétérogène durant les deux saisons et les valeurs varient d'une station à une autre. Les teneurs moyennes de  $\text{NH}_4^+$  sont comprises entre **0,020 mg/l** ( $\pm 0,015$ ) et **0,029 mg/l** ( $\pm 0,019$ ) respectivement pour les deux saisons, mais ces valeurs restent dans les normes.

A l'exception des stations S7 et S9 durant la campagne de septembre qui présentent des valeurs supérieures ou égale à 0.5 mg/l (à savoir respectivement 0.50 mg/l et 0.60 mg/l) traduisent le processus de dégradation incomplète de la matière organique (Makhouk *et al.*, 2011). Ces teneurs maximales sont dues à une réduction des formes azotées (nitrates et nitrites) en conditions réduites et qui est lié aux apports d'engrais agricole azotés sans négliger les apports anthropiques d'origine domestique, industrielle et agricole (Chapman & Kimstach, 1996). Ceci s'explique par une pollution accidentelle ponctuelle par l'ammonium.

Cependant, le calcul de l'indice d'échange de base permet de donner une estimation approximative de la durée du contact eau-roche. Pour la saison humide, 89% des eaux présentent un I.E.B 1 positif c-à-d un échange des alcalins de l'eau contre les alcalino-terreux de la roche magasin, il qui varie entre **0,23 et 0,81** sauf la station S1 (**-0,89**); Cela signifie la présence d'un grand échange de base. Ces valeurs sont observées dans cette région vue le milieu favorable pour un contact eau-roche parfait puisque tous ces stations sont proches de l'oued et loin des agglomérations (Djidel, 2004). Alors que pour la saison sèche, 67% des eaux présentent un I.E.B 2 positif qui varie entre **0,34 et 0,66** sauf les stations S3, S7 et S8 qui présentent des indices négatifs. Cela signifie la présence d'un échange de base mais son degré est en fonction de la lithologie ainsi que la morphologie du terrain. Donc la variation de l'indice d'échange de bases a montrée que la région d'étude montre des forts échanges dus aux facteurs favorables permettant les échanges eau-roche.

Ces facteurs sont: la géomorphologie, la lithologie, ainsi que probablement la pollution anthropique (Djidel, 2004).

Certains paramètres comme nitrates, nitrites et MES nous renseignent sur la pollution organique des eaux. La contamination par ces éléments serait essentiellement liée aux lessivages des sols et aux activités anthropiques (rejets des déchets). L'augmentation des teneurs en hiver est liée à l'accentuation du phénomène du lessivage des sols et leur diminution des teneurs en été pourrait s'expliquer par la diminution de la pollution diffuse (Neal et al., 2000). Ces changements saisonnières sont en accord avec ceux enregistrés dans les cours d'eaux (Aboukacem, 2007; El Addouli, 2010; Karrouch, 2010 in Ben Moussa et al., 2012).

## CONCLUSION

Souvent confrontés à un déficit d'eau, les agriculteurs s'orientent vers l'utilisation des différentes sources d'eau via des forages, puits et même des oueds peu importe la nature des rejets aussi bien ménagers qu'industriels. D'où la nécessité de l'établissement des bulletins d'analyses dans le cadre du contrôle qualité des eaux destinées à l'irrigation.

Les activités anthropiques et particulièrement agricoles ont tendance à se développer de préférence à proximité des cours d'eau et mieux encore là où le plan d'eau est facile à atteindre. L'oued Bounamoussa, constitue un secteur privilégié en région humide, caractérisé par un remplissage argileux et argilo-sableux dont les niveaux piézométriques sont très proches de ceux d'un sol généralement très fertile.

Les données recueillies au cours de notre étude ont permis de dresser un portrait de la qualité physico-chimique des eaux de surface:

- Les eaux de surface sont moyennement minéralisées et accentuées avec un aspect neutre demandent certaines précautions telles le lessivage, pouvant diminuer le rendement des plantes sensibles et provoquer une salinisation lente du sol d'où la nécessité de cette recherche.
- Les eaux de surface sont très pauvres en sels solubles et très faiblement chargées, donc ils ne présentent aucun risque immédiat pour son utilisation en irrigation.
- L'évolution des teneurs des cations et anions qui présente le même ordre d'abondance décroissant pour les deux saisons comme suit: pour les cations  $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{+2} > \text{Mg}^{+2} > \text{K}^+$  et pour les anions  $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{-2} > \text{NO}_3^- > \text{NO}_2^-$  avec l'absence des carbonates et bicarbonates.
- Faibles teneurs en calcium et en magnésium ce qui induit que les nos eaux sont très douces.

L'étude de la qualité chimique des eaux superficielle a permis de déterminer que les bilans ioniques des eaux de surface de notre zone d'étude sont caractérisées par une dominance du sodium puis le calcium parmi les cations, et le chlorure puis le sulfate parmi les anions.

Le faciès chimique des eaux de surface de l'oued Bounamoussa permet de comprendre les relations qui existent entre les paramètres chimiques de ces eaux ainsi que leurs origines. Le faciès le plus prédominant de ces eaux est le faciès chloruré sodique.

La variation spatiotemporelle de plusieurs paramètres physico-chimiques nous a donné une idée sur une pollution relativement intense qui se traduit par une importante charge polluante et d'une dégradation de la qualité des eaux, particulièrement au niveau de la zone de Ben M'Hidi située en partie amont de l'oued Bounamoussa, soumise aux rejets urbains, agricoles et industriels (La station S9 présente un risque de pollution accidentelle ponctuelle).

La variation saisonnière de la concentration des éléments chimiques est liée à l'effet des conditions climatiques de la région (précipitations, évaporation), et à l'exploitation des ressources par pompage, et à l'irrigation.

Par ailleurs l'agriculture est intensément pratiquée, des parcelles sont utilisées deux fois par ans, ce qui nécessite un double dosage en engrais. L'absence de station d'épuration permettant l'élimination des polluants, ne fait qu'accentuer la dégradation de la qualité des eaux. Les analyses chimiques réalisées par nos soins et interprétées montrent une présence en abondance des éléments majeurs.

Concernant les analyses de contrôle de qualité des eaux destinées à l'irrigation de cette région de l'extrême Nord-Est Algérien. Nous avons réalisé l'analyse de tous les paramètres caractérisant la salinité, pendant les deux saisons sèche et humide, a permis d'évaluer la qualité de ces eaux. Selon la valeur moyenne du SAR qui reste en classe excellente ainsi que les autres paramètres à savoir MAR, Na%, SSP, RSC et TDS donc les eaux présentent aucun danger d'alcalinisation et pourraient être utilisées en irrigation. Les valeurs globales ont indiqué que l'eau de surface dans la zone d'étude peut être appliquée à des fins d'irrigation sans aucun danger alcalin ou de bicarbonate et de magnésium.

La salinité peut entraîner des effets nocifs conséquents en raison de la fixation des chlorures de sodium par les colloïdes du sol. En plus, les sels causent des changements dans la structure du sol (sur sa perméabilité et son aération) affectant directement le développement des cultures. L'irrigation avec les eaux brutes trop chargées et très riches en sels entraînera une augmentation de la salinité du sol suite à un enrichissement en chlorure, sodium et calcium. Ces eaux sont en général acceptables pour l'utilisation agricole, mais nécessitent un contrôle préalable.

Les lâchers du barrage de la Cheffia, joue un rôle important dans l'amélioration de la qualité des eaux superficielles de l'oued Bounamoussa, dont l'utilisation devient possible avec précautions dans les domaines d'irrigation. Ces rejets contenus dans l'eau ont des effets néfastes sur le sol et l'agriculture et peuvent engendrer des risques sanitaires pour les agriculteurs qui sont en contact avec ces eaux et pour les consommateurs des produits agricoles.

### III. 2. Analyses physico-chimiques des sols

#### Introduction

Face aux nombreuses substances qui se retrouvent quotidiennement dans l'environnement, la détection rapide d'une présence excessive de contaminants, la détermination de leur toxicité et une prévention des atteintes nuisibles sont nécessaires pour assurer la protection des écosystèmes.

Un sol est considéré pollué lorsque la dégradation de sa qualité par l'apport anthropique d'élément toxique peut porter une atteinte à la santé humaine ou/et à l'environnement (**Promeyrat, 2001**). La présence d'un polluant dans le sol n'est pas en soit un danger (**Chaussod, 1996**). Le risque apparaît dès que ce polluant peut être mobilisé et agit sur l'environnement (faune, flore) ou sur l'homme (**Garrett, 2000; Sánchez-Martin et al., 2000; Lee et al., 2006**). Les outils actuellement utilisés reposent sur des propriétés physiques et chimiques du sol (**Viard-La Rocca, 2004**), alors que les paramètres biologiques intègrent l'ensemble de stress environnementaux (pollution chimique, état physique du sol, variations climatiques, modifications biologiques ...) renseignant ainsi sur l'état global du sol.

Les ETMs dans les sols proviennent de différentes sources; Les ETMs endogènes sont hérités du matériau parental, redistribués par les processus pédo-génétiques et constituent le fond pédo-géochimique (**Baize, 1997**). La concentration naturelle de ces éléments dans les sols varie selon la nature de la roche, sa localisation, son âge et de la nature de l'élément (**Gimbert, 2006**) et peuvent devenir une source de danger pour l'agriculteur, le sol, les plantes, le consommateur et l'environnement.

En Algérie, aucune cartographie spatiale des sols contaminés n'existe encore. Bien que l'activité industrielle soit assez élevée dans certaines villes (**Broutin, 2009**), et la population continue d'augmenter. Dans ces villes, l'identification des différentes sources de contamination peut-être en particulier difficile, parce que ces sources sont nombreuses et situés à différentes échelles (**Rodriguez Martin et al., 2006**) et un géostatistique approche basée sur une étude à grande échelle, peut-être utile pour identifier les différentes sources de pollution ou contamination des sols.

La pollution liée aux activités agricoles via l'application de produits ou substances destinés à améliorer les propriétés physico-chimiques du sol. Parmi ces apports il est possible de distinguer : les engrais ; Cd dans les engrais phosphatés (**Hamon et al., 1998**), les produits phytosanitaires (**Morgan & Taylor, 2004**), les lisiers ; Cu, Zn et Cd (**Moore et al., 2006**).

Toutefois, qu'il s'agisse d'ETMs utiles ou non aux êtres vivants, la présence excessive de certains d'entre eux dans les sols agricoles peut engendrer des phénomènes de toxicité chez les plantes ainsi que chez les animaux et les humains qui en consomment. Le niveau de contamination du sol en métaux lourds dépend de ses propriétés physico-chimiques (texture, pourcentage d'argile, pH, capacité d'échange cationique (CEC), teneur en matières organiques, etc.) de la concentration et du type de métaux lourds présents dans les eaux d'irrigation et enfin de la durée durant laquelle le sol a été soumis à des irrigations (**Matech et al., 2014**).

Dans cette partie, notre étude va essayer de faire l'évaluation des métaux lourds (Cd, Pb, Zn, Cu, Mn, Hg, Fe et Co) dans les horizons du surface des sols agricoles avec une caractérisation

des propriétés physico-chimiques des sols car généralement dans les sciences environnementales ce sont ces métaux lourds qui sont associés aux notions de pollution et de toxicité (Pariselle, 1956).

## 1. Les caractéristiques physiques des sols

### 1.1. La granulométrie

L'analyse granulométrique est un des moyens classiques de l'étude des sols. Elle permet de définir la texture, qui conditionne à son tour en partie les propriétés physiques et physico-chimiques du sol (Gobat et al., 1991). La texture du sol est la réflexion de la proportion des particules de sable, de limon et d'argile qui s'y trouvent. Ces proportions déterminent la grosseur des pores ou espaces entre les particules du sol et d'air et dans une large mesure, la capacité à retenir l'humidité et les éléments nutritifs. Ces particules du sol sont classées en trois catégories: *Sable* (la plus grosse), *Limon et Argile* (les plus petites).

Tableau 23: Résultats de l'analyse granulométrique des sols

	Max	Min	Moyenne	Ecartype	CV %
Sables %	69,17	22.59	<b>43,23</b>	13,550	<b>31.34</b>
Argile %	57,69	27.31	<b>42,09</b>	8,088	<b>19.21</b>
Limon %	24,66	1,23	<b>14,67</b>	7,601	<b>51.81</b>

La représentation en histogramme des résultats des analyses granulométriques (Fig. 37) montre que tous les horizons de surface des sols de différentes stations présentent une dominance des fractions argileuse et sableuse par rapport à la fraction limoneuse. Le pourcentage du sable est important avec une moyenne de **43.23** % ( $\pm 13.550$ ), la teneur maximale est enregistrée au niveau de la station **S5** avec 69.17 % près de la plaine d'Asfour, alors que la valeur minimale est observée au niveau de la station **S2** avec 22.59 %. On note aussi la fraction argileuse présente des valeurs élevées avec une moyenne de **42,09** % ( $\pm 8,088$ ) avec un maximum de 57.69 % (station S3) et un minimum de 27.31 % (station S4). Cependant la fraction limoneuse se présente avec des faibles valeurs, soit une moyenne de **14.67** % ( $\pm 7.601$ ). La teneur maximale est observée au niveau de la station **S4** avec 24.66 % et la valeur minimale est de l'ordre de 1.23 % au niveau de la station **S1** situé à proximité du barrage de la Cheffia.

Des études ont montré que les métaux lourds peuvent être absorbés et immobilisés par les minéraux argileux ou également être complétés par la matière organique du sol en formant alors un complexe organométallique (Lamy, 2002). Plus un sol est riche en matières organiques, plus il est en mesure d'immobiliser les métaux lourds et de prévenir leur lessivage vers les nappes phréatiques.

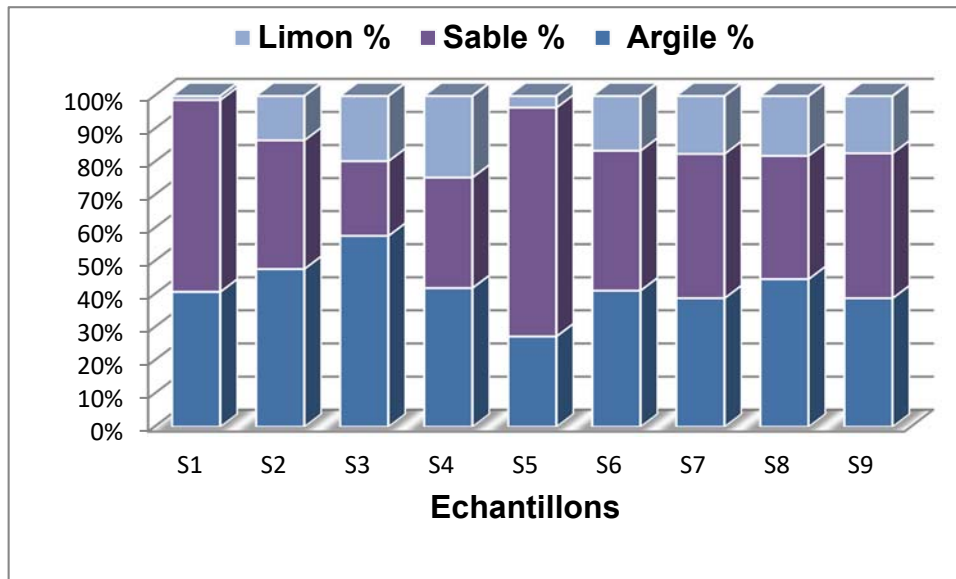


Figure 37: Teneurs de l'analyse granulométrique des sols de la zone d'étude

Le travail du sol expose les horizons de surface à plus de minéralisation de la matière organique, celle-ci semble plus séquestrée dans cet horizon qui reçoit le maximum de déchets et des produits de récolte. En plus, nos sols sont relativement riches en argile qui stabiliserait mieux la matière organique en lui assurant une protection qui la mettrait à l'abri de la forte activité minéralisatrice à laquelle s'exposent les horizons de surface des sols cultivés (Albrecht, 1988).

La texture constitue la première propriété d'importance d'un sol. Elle donne une indication sur les propriétés physiques et la capacité d'échanges cationique (CEC). La perméabilité et la porosité d'un sol qui assurent une bonne minéralisation de la matière organique, dépendent de la texture du sol.

La projection des résultats de l'analyse granulométrique sur le triangle textural (Duchaufour, 1980) montre que les sols analysés présentent des textures : argileuse, argilo-sableuse, limono- argilo-sableuse et limono-argileuse (Tableau 24) avec une dominance des textures argileuses et sableuse par rapport à la fraction limoneuse. Il s'agit en fait, essentiellement de textures fines. Les sols étudiés présentent donc une homogénéité du point de vue texture. Cette texture favorise une perméabilité et une porosité du sol garants de la disponibilité en eau et éléments nutritifs nécessaires pour les plantes.

Tableau 24 : Les différentes classes texturales

Les échantillons de sols	Les classes texturales
S2 – S3 – S4 – S6 – S8	Argileuse
S1	Argilo-sableuse
S5	Limono-argilo-sableuse
S7 – S9	Limono-argileuse

**Tableau 25: Les résultats de l'analyse physico-chimiques des sols de la zone d'étude**

Paramètres	Campagne d'Avril (Fin saison humide)					Campagne de Septembre (Fin saison sèche)				
	Max	Min	Moyenn e	Ecartyp e	CV%	Max	Min	Moyenn e	Ecartyp e	CV %
pH eau	8,54	7,59	<b>7,97</b>	0,381	4.78	8,10	7,01	<b>7,47</b>	0,417	5.39
pH <sub>KCl</sub>	7,78	6,86	<b>7,24</b>	0,282	3.89	7.61	6,43	<b>7,02</b>	0,376	5.36
CE (µs/cm)	137.3 3	84	<b>104,85</b>	19.77	18.85	161.3 3	70,3 3	<b>112.04</b>	29,047	25.92
MO %	3,974	3,85 3	<b>3,939</b>	0,038	0,96	4,002	3,83 8	<b>3,95</b>	0,055	1.43
H %	0,035	0,01 3	<b>0,021</b>	0.006	28.57	0,040	0,00 7	<b>0,018</b>	0,011	<b>61.11</b>
CO %	1,70	0,12	<b>0,84</b>	0,501	<b>59.64</b>	1.86	0,10	<b>1.01</b>	0,681	<b>67.42</b>
Cal Tot %	3,85	0	<b>0,51</b>	1.261	<b>247.2 5</b>	1,92	0	<b>0,56</b>	0.670	<b>110.4 6</b>
Ca <sup>+2</sup> (meq/100g )	3,07	1,73	<b>2,44</b>	0,494	20,24	3,60	1,73	<b>2,40</b>	0,622	25,92
Mg <sup>+2</sup> (meq/100 g)	0,108	0,00 6	<b>0,053</b>	0,042	<b>79,24</b>	0,012	0,12 3	<b>0,048</b>	0,039	<b>81,25</b>
Na <sup>+</sup> (meq/100g)	3,339	0,55 7	<b>1,581</b>	0.946	<b>59.83</b>	4,557	1,94 8	<b>3,494</b>	0.962	27.53
K <sup>+</sup> (meq/100g)	2,108	0,25 1	<b>0,962</b>	0,681	<b>70.79</b>	1,799	0,49 2	<b>1,333</b>	0,445	33.38
CEC(meq /100 g)	19,17	4,27	<b>9,93</b>	5,248	<b>52,85</b>	16,06	5,99	<b>10,90</b>	4,077	37,40
V (%)	89,50	32,2 8	<b>57,91</b>	21,38	36,92	86,13	47,2 8	<b>71,25</b>	14,751	20,70

### 1.2. La porosité

Les résultats de la densité et la porosité sont présentés dans le tableau ci-dessus

**Tableau 26: Valeurs moyennes de la densité et de la porosité.**

	Maximum	Minimum	Moyenne	Ecartype	CV %
Da (g/cm <sup>3</sup> )	2,637	0	1,701	0,861	50.62
Dr (g/cm <sup>3</sup> )	2,655	2,202	2,438	0,173	7.09

P (%)	100	0,704	30.893	34.220	<b>110.76</b>
-------	-----	-------	--------	--------	---------------

### 1.2.1. La densité apparente

La densité apparente d'un sol, correspond à son poids par unité de volume du sol sec en place. Elle est l'un des paramètres les plus importants dans les études portant sur la structure du sol. Elle est liée à la nature et à l'organisation des constituants du sol. Elle permet en outre, de calculer la porosité et d'apprécier ainsi indirectement la perméabilité, la résistance à la pénétration des racines et la réserve en eau du sol (Yoro & Godo, 1990).

La densité apparente est déterminée par la méthode de paraffine. Les valeurs de la densité apparente (Tableau 26) varient entre 0 et 2.637 g/cm<sup>3</sup> avec une moyenne de l'ordre de 1.768 g/cm<sup>3</sup> (± 0,861).

### 1.2.2. La densité réelle

D'après le CRAAQ (2005), la densité réelle d'un sol est le poids réel de la matière constitutive de ce sol, abstraction faite de la porosité.

Les valeurs de la densité réelle sont supérieures à celles de la densité apparente (Fig. 38). Elles oscillent entre 2.202 et 2.665 g/cm<sup>3</sup> avec une moyenne de **2.438 g/cm<sup>3</sup>** (± 0.173).

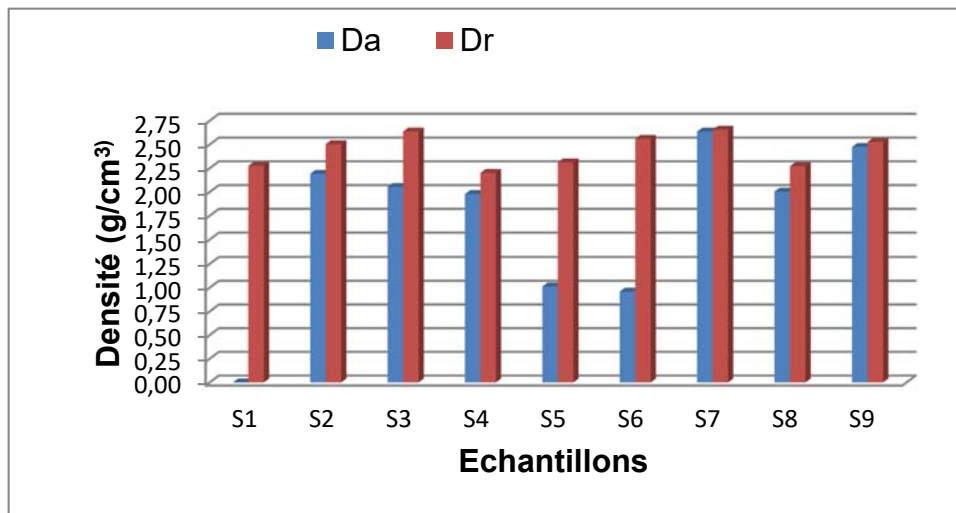


Figure 38: Variation de la densité réelle et apparente des sols de la zone d'étude

La connaissance des densités réelle et apparente nous permet de calculer la porosité des sols selon la formule suivante :  $P (\%) = (1 - Da / Dr) * 100$ .

La porosité décroît lorsqu'on passe de la structure en agrégats avec beaucoup de lacunes et cavités vers des structures de plus en plus particulières. Un sol dépourvu de sable est asphyxiant car ni l'eau ni les gaz ne peuvent y circuler (Mbakwiravyo, 2009).

Tableau 27: Echelle d'interprétation du pourcentage de la porosité des sols

Porosité (%)	Appréciation agronomique
2% < Porosité < 5 %	Sols peu poreux
5% < Porosité < 15 %	Sols moyennement poreux
15% < Porosité < 40 %	Sols poreux
Porosité > 40 %	Sols très poreux

(Cadet, 2005)

Selon Cadet (2005), la porosité varie entre 0.704 et 100 % avec une moyenne de l'ordre de **30.89 %** ( $\pm 34.22$ ). C'est au niveau de la station **S1** située près du barrage de la Cheffia ou la valeur maximale de la porosité est enregistrée (100 %) ainsi que les sols des stations **S5** et **S6** ou la porosité est > 40%, ce qui traduit que les sols sont très poreux. Alors que la plus faible valeur est observée au niveau de la station **S7** près de la plaine de Ben M'Hidi à vocation agricole (Fig. 39). La porosité totale des sols varie entre les classes des sols moyennement poreuses et très poreuses.

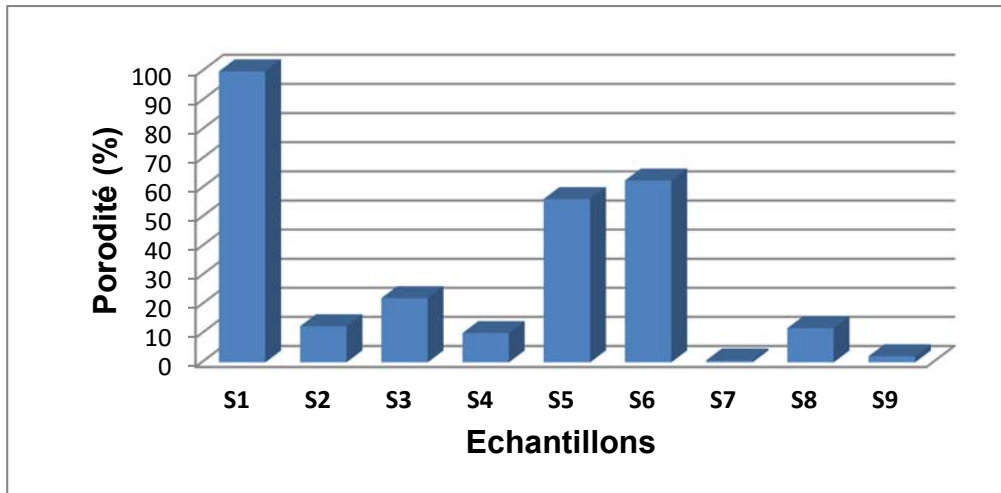


Figure 39: Variation de la porosité des sols de la zone d'étude.

## 2. Caractéristiques physico-chimiques des sols

### 2.1. Le carbone organique (CO)

La détermination du carbone organique total nous permet d'évaluer la quantité de la matière organique présente dans l'échantillon de sol. **% matière organique = % C x 1,72** (1,72: coefficient de passage du carbone à la matière organique).

De manière générale, les teneurs en carbone organique dans la saison sèche ; la période de fin de cycle et retourne au sol des débris organique, sont supérieures à celles de la saison humide. La variation spatiotemporelle des valeurs de CO est hétérogène, elles varient entre les stations et entre les saisons. En effet elles oscillent entre 0,12 et 1,70 % contre 0,10 et 1.86 %, avec respectivement des moyennes d'ordre de **0,84%** ( $\pm 0,501$ ) et **1.01%** ( $\pm 0,681$ ) pour les deux saisons (Fig. 40). Les teneurs maximales sont enregistrées dans la station **S4** pour la saison humide et la station **S5** pour la saison sèche.

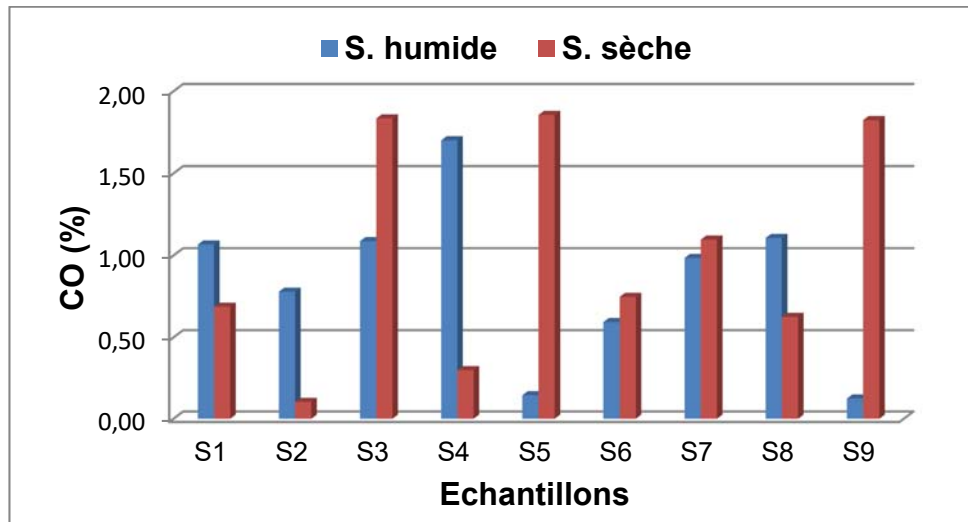


Figure 40: Variation du carbone organique des échantillons des sols de la zone d'étude

## 2.2. La Matière Organique (MO)

La matière organique joue un rôle très important dans les fonctionnements physiques, chimiques et biologiques du sol. Elle améliore la cohérence des éléments structuraux, favorise la rétention en eau utile, participe au stockage réversible des éléments nutritionnels, limite le développement de certains parasites, augmente l'aération du sol. Elle est formée essentiellement par des débris des végétaux se présentant à des stades de décomposition, des déjections animales et des cellules microbiennes (Davet, 1996).

Les résultats de l'analyse de la matière organique totale dans les différents échantillons (Fig. 41) permet de distinguer une variation des taux d'une station à une autre durant les deux campagnes (ou saisons) et ceci pour les stations S6, S7 et S9 (stations de Zerizer et de Ben M'Hidi). Elle varie entre 3,838 (station S9) et 4,002 % (station S4) avec une moyenne de l'ordre de **3,954 %** ( $\pm 0,055$ ) pour la saison sèche (la campagne de Septembre) et entre 3,853 (station S6) et 3,974 % (station S5) avec une moyenne de **3,939 %** ( $\pm 0,038$ ) pour la saison humide (la campagne d'avril).

Tableau 28 : Classification des sols d'après leurs teneurs en matière organique

Matière organique (%)	Appréciation
< 1	Extrêmement faible
1 – 1.5	Très faible
1.5 -2.5	Faible
2.5 – 3.5	Moyenne
3.5 – 4.5	Moyennement élevé
4.5 – 5	Elevé
> 5	Très élevé

Gauchers (1968)

Apparemment Gauchers (1968), les résultats obtenus (Tableau 28) indiquent que les teneurs en matière organique dans nos sols sont *moyennement élevées* qui est due aux pratiques culturales et aux apports de fumier de ferme.

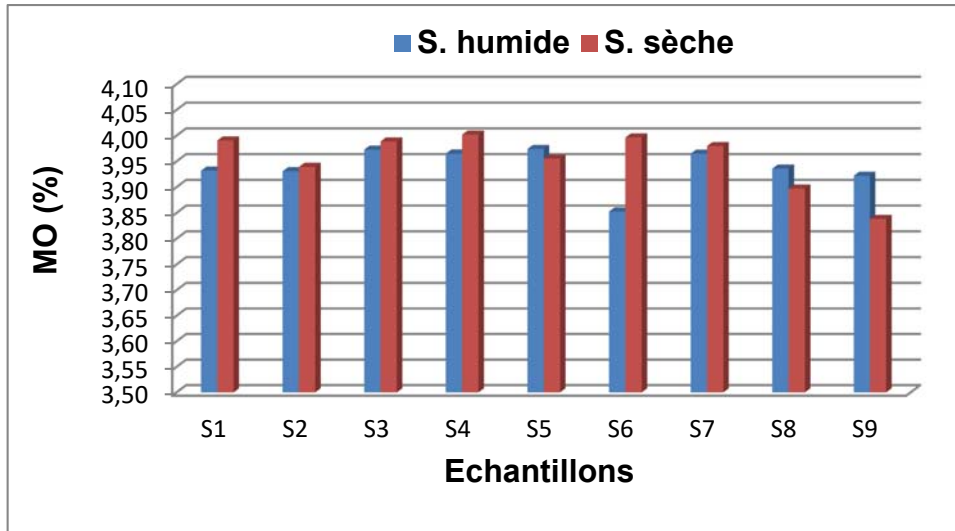


Figure 41: Variation de la matière organique des sols de la zone d'étude

### 2.3. L'Humidité (H%)

L'humidité hygroscopique provient de l'humidité atmosphérique et forme une mince couche autour des particules du sol. Elle est très énergétiquement retenue et ne peut être utilisée ni par la faune ni par la flore du sol (Mbakwiravyo, 2009).

Les résultats obtenus (Fig. 42) montrent que l'humidité dans la zone d'étude s'échelonne entre 0,013 % et 0,035 % avec une moyenne de l'ordre de **0,021 %** ( $\pm 0,006$ ) durant la saison humide et elle varie entre 0,007 % et 0,040 % avec une moyenne de l'ordre de **0,018 %** ( $\pm 0,011$ ) en saison sèche. Les valeurs maximales enregistrées dans les stations **S6** et **S9** situées au nord de notre zone d'étude respectivement pour les deux saisons. Ces variations semblent être contrôlée par plusieurs facteurs: les conditions climatiques (précipitations et évaporations), la végétation et les caractéristiques physiques du sol qui sont : la perméabilité, l'infiltration, la capacité de rétention d'eau et l'action capillaire (Zahi, 2014).

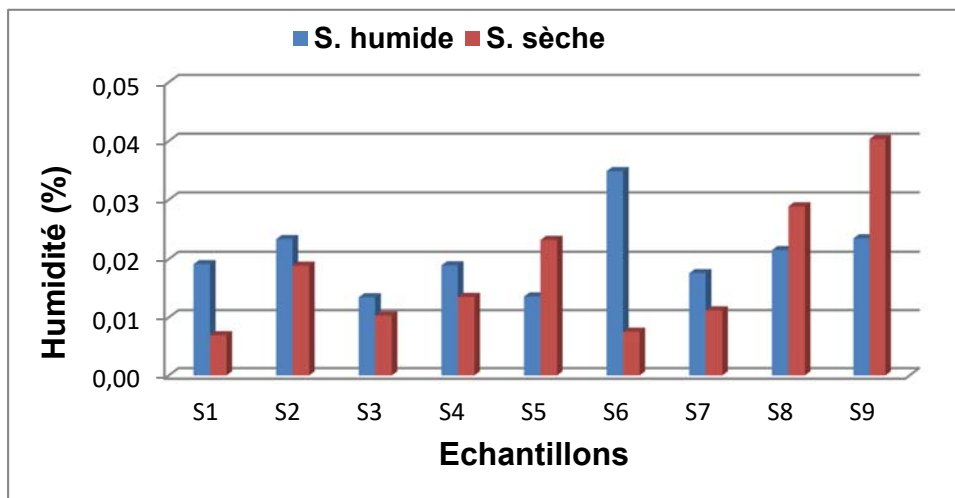


Figure 42: Variation de l'humidité des échantillons des sols de la zone d'étude

### 2.4. Le Calcaire total (Cal Tot)

C'est l'ensemble du calcaire du sol représenté sous toutes dimensions (tailles). Sa quantité dans le sol peut être déterminée après sa dissolution par un acide moyennement concentré. Pour interpréter les résultats des analyses obtenus, nous utilisons l'échelle d'appréciation dans le tableau ci-dessous (Baize, 1988).

Tableau 29: Normes d'interprétation du taux de calcaire du sol

Taux de calcaire	< 1 %	1 - 5%	5 - 25%	25 - 50%	50 - 80%	> 80%
Appréciation	Non calcaire	Peu calcaire	Modérément calcaire	Fortement calcaire	Très fortement calcaire	Excessivement calcaire

(Baize, 1988)

Les teneurs du calcaire total sont inférieures à 5% ce qui induit que les sols de nos échantillons de la zone d'étude sont peu calcaires. Elles oscillent entre 0 et 3,85% avec une moyenne d'ordre de **0,51%** ( $\pm 1.26$ ) durant la saison humide et varient entre 0 et 1,92% avec une moyenne de **0,56 %** ( $\pm 0.67$ ) en saison sèche (Fig. 43).

En effet c'est la station S1 qui a présentée respectivement la teneur maximale durant les deux périodes d'étude.

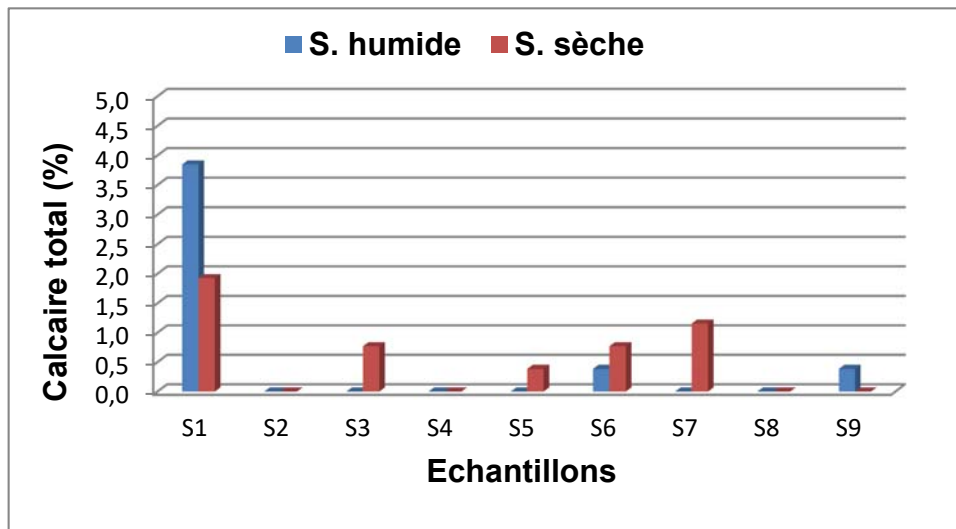


Figure 43: Variation du calcaire total des échantillons des sols de la zone d'étude

### 2.5. L'acidité du sol

Elle se mesure par un indice appelé pH (potentiel hydrogène), c'est l'une des propriétés les plus importantes de la solution du sol. Il exprime la teneur en ions d'hydrogène libres dans une solution du sol, dans l'eau pure ou additionnée de chlorure de potassium (KCl).

Elle correspond à la concentration en ions H<sup>+</sup> libres, existant dans la solution du sol (Mathieu *et al.*, 2003).

Les résultats obtenus de mesure de  $pH_{eau}$  montrent une légère augmentation durant la saison humide (Fig. 44), ces valeurs oscillent entre 7,59 (station S4) et 8,54 (station S1) avec une moyenne d'ordre de **7,97** ( $\pm 0,381$ ). Alors que durant la saison sèche (la campagne de septembre), le  $pH_{eau}$  varie entre 7,01 (station S1) et 8,10 (station S7) avec une moyenne de **7,47** ( $\pm 0,417$ ).

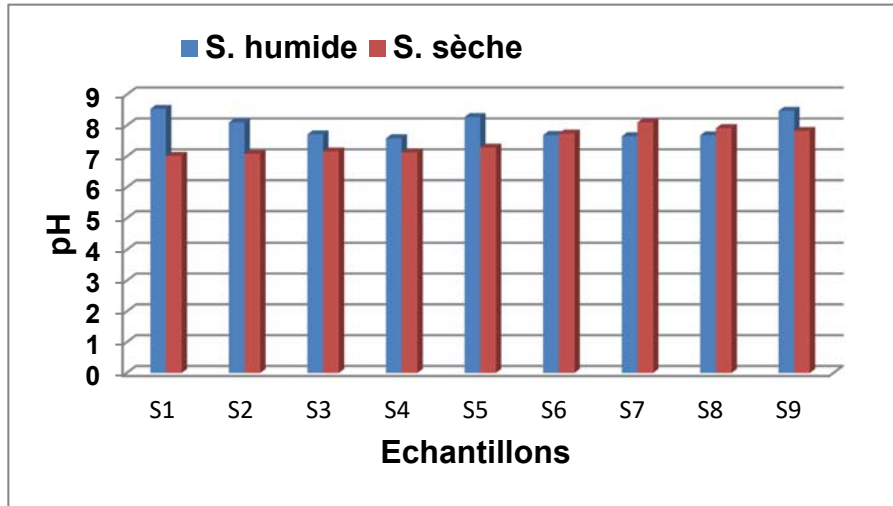


Figure 44: Variation du pH des échantillons des sols de la zone d'étude

D'après **Mathieu *et al.* (2003)**, le  $pH_{KCl}$  est représenté par les ions  $H^+$  échangeables fixés par les colloïdes et sur le complexe argilo-humique, ce qui permet de déterminer l'acidité totale ou acidité de la réserve du sol. Il est toujours inférieur au  $pH_{eau}$  (excepté dans certains sols ferrallitiques et sols sodiques où ils sont égaux).

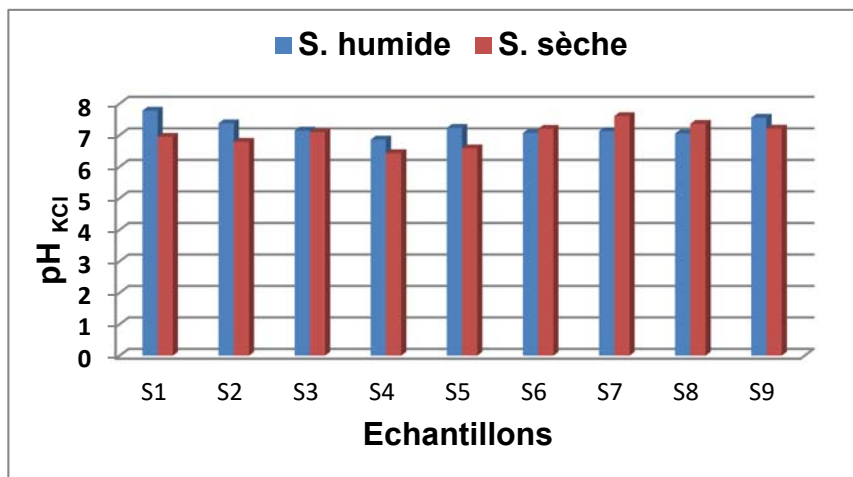


Figure 45: Variation du  $pH_{KCl}$  des échantillons des sols de la zone d'étude

Le  $pH_{KCl}$  correspond à la concentration en hydrogène du sol obtenu après ajout de KCl, ces valeurs varient entre 6,86 (station S4) et 7,78 (station S1) avec une moyenne de **7,24** ( $\pm 0,282$ ) durant la saison humide et s'échelonnent entre 6,43 (station S4) et 7,61 (station S7) avec une moyenne de **7,02** ( $\pm 0,376$ ) durant la saison sèche (Fig. 45).

Par comparaison, on constate une légère diminution du  $pH_{eau}$  et  $pH_{KCl}$  durant la saison humide (la campagne d'Avril) par rapport à la saison sèche (la campagne de Septembre). Cette variation est due au phénomène de dilution par les précipitations de la période hivernale.

Tableau 30: La gamme de pH des sols

Ph	Désignation des sols
3 – 4.5	Extrêmement acides
4.5- 5	Très fortement acides
5 – 5.5	Très acides
5.5 – 6	Acides
6 – 6.75	Faiblement acides
6.75 – 7.25	Neutres
7.25 – 8.5	Alcalins
8.5	Très alcalins

(Soltner, 1981)

Selon l'échelle proposée par **Soltner (1981)**, le  $pH_{eau}$  des sols de notre zone d'étude ont un caractère *alcalin à très alcalin*, alors que le  $pH_{KCl}$  a un caractère *neutre*.

Cependant l'écart entre  $pH_{eau}$  et  $pH_{KCl}$  d'un même échantillon traduit l'acidité de réserve du sol. Il varie de 0,2 à 1,5 (**Zahi, 1014**) :

- **Ecart < 0,5** ; l'acidité de réserve faible ou acidité échangeable faible
- **0.5 < Ecart < 1** ; l'acidité de réserve moyenne ou acidité échangeable moyenne
- **Ecart > 1** ; l'acidité de réserve élevée ou acidité échangeable élevée

Dans le cas de la saison des pluies (Fig. 46 A), l'écart varie entre 0,53 et 1,04 avec une moyenne de **0,72 ( $\pm 0,18$ )** ce qui induit que l'acidité de réserve est *moyenne*. Alors que dans le cas de la saison sèche (Fig. 46 B), l'écart varie entre 0,06 et 0,70 avec une moyenne de **0,45 ( $\pm 0,25$ )** ce qui induit que l'acidité de réserve est *faible*.

On peut conclure que l'acidité échangeable des sols de la zone d'étude est *faible à moyenne*.

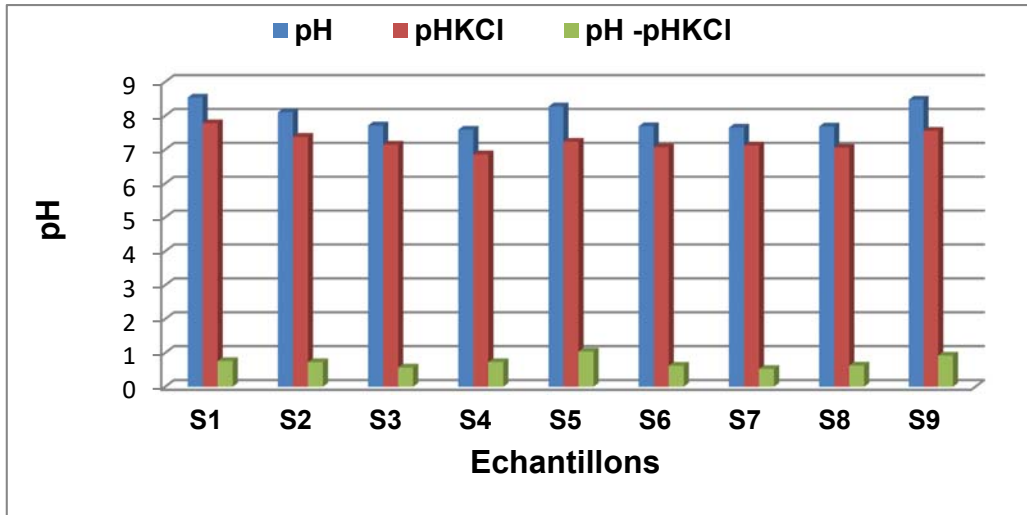


Figure 46 A: Variation du pH des échantillons des sols durant la saison humide

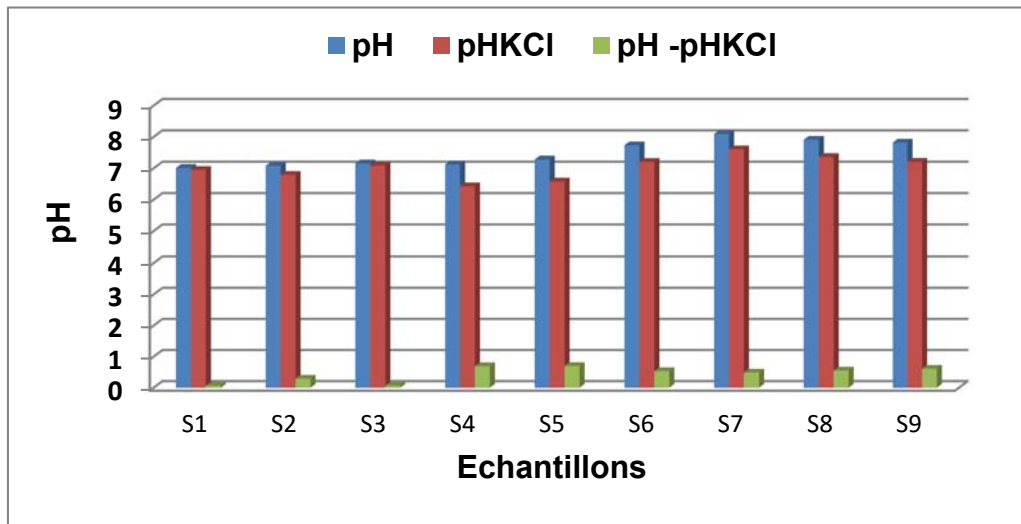


Figure 46 B: Variation du pH des échantillons des sols durant la saison sèche

### 2.6. La conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique varie en fonction de la température. Elle est reliée à la concentration et à la nature des substances dissoutes. En général, les sels minéraux sont des bons conducteurs par opposition à la matière organique et colloïdale qui conduisent peu. La conductivité électrique est importante à connaître, car elle nous donne une idée générale sur la salinité d'un sol. Elle est directement proportionnelle à la quantité des sels minéraux dissous dans l'eau (Durand (1983)).

Tableau : Classe de la qualité des sols

Classe	CE en $\mu\text{s}/\text{cm}$ à 25 °C	Qualité des sols	Effet sur le rendement
Classe I	0 à 500	Non salé	Négligeable
Classe II	500 à 1000	Légèrement salé	Diminution du rendement des cultures très sensibles au sel
Classe III	1000 à 2000	Salé	Diminution des rendements de la plus part des cultures
Classe IV	2000 à 4000	Très salé	Seules les cultures résistantes donnent un rendement satisfaisant
Classe V	Plus de 4000	Extrêmement salé	Seules quelques cultures donnent des rendements satisfaisants

Durand (1983)

Selon Durand (1983), les résultats de la conductivité électrique varient durant la saison humide entre 84 et 137.33  $\mu\text{s}/\text{cm}$  avec une moyenne de **104.85  $\mu\text{s}/\text{cm}$**  ( $\pm 19.77$ ), alors qu'elles oscillent entre 70,33 et 161.33  $\mu\text{s}/\text{cm}$  avec une moyenne de **112.04  $\mu\text{s}/\text{cm}$**  ( $\pm 29,047$ ) durant la saison sèche (Fig. 47). Les valeurs maximales sont observées au niveau des stations S8 et S8 respectivement pour les deux campagnes de prélèvements.

Selon les normes données par les Publications du Ministère de la Coopération, tous les échantillons des sols de la région d'étude sont *non salés* (conductivité électrique inférieure à 500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) durant les deux saisons. La comparaison des concentrations saisonnières se révèle un peu forte en Avril qu'en septembre, cette différence est due probablement à la dilution par les eaux pluviales.

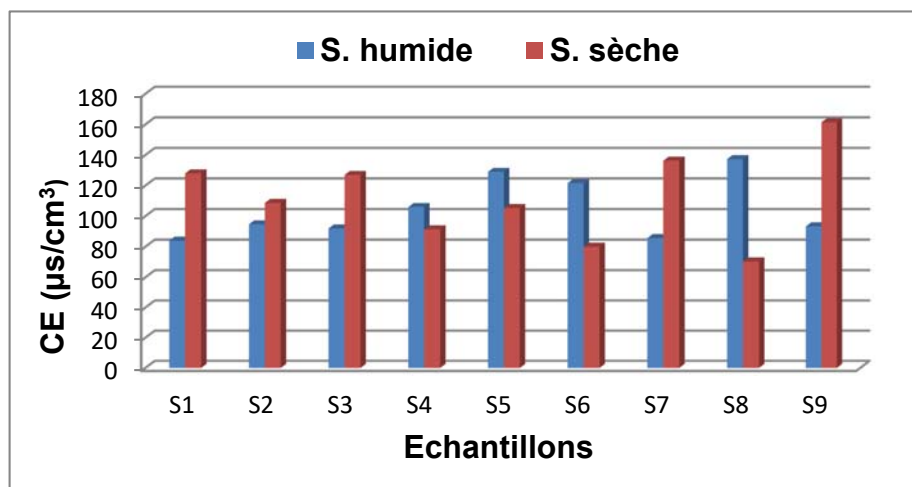


Figure 47: Variation de la conductivité électrique des échantillons des sols

## 2.7. La capacité d'échange cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique est une mesure du pouvoir d'un sol à retenir et échanger des cations. Il s'agit d'un indicateur relatif du potentiel de fertilité d'un sol. Les sols ayant une CEC élevée peuvent retenir d'avantage des cations et possèdent une plus grande capacité à les échanger que les sols ayant une faible CEC (Manceau et *al.*, 1996).

la CEC correspond à la quantité de charges positives portées par les cations susceptibles d'être fixés, de façon réversible, sur les sites chargés négativement de certains constituants du sol. On distingue les sites à charges permanentes dont le nombre varie peu avec les conditions de

milieu et les sites à charges variables (matière organique) dont la quantité est fortement liée au pH (Ciesielski & Sterckeman, 1997).

La CEC varie selon les sols (quantité et nature de l'argile - taux de matière organique) de 2 à 50 meq/100g. Elle est faible quand elle est inférieure à 10, élevée quand elle est supérieure à 20 meq/100g (Saidi et *al.*, 2008).

L'évolution des valeurs de la CEC durant les deux périodes d'étude montre une légère augmentation en Septembre (**10,90 meq/100g ± 4,077**) par rapport en Avril (**9,93 meq /100g ± 5,248**). La CEC varie entre 4,27 et 19,17 meq/100g en saison humide et entre 5,99 et 16,06 meq/100g en saison sèche (Fig. 48). Elle ne dépasse pas 20 meq/100g donc on peut conclure que la CEC de notre zone d'étude est *moyenne*.

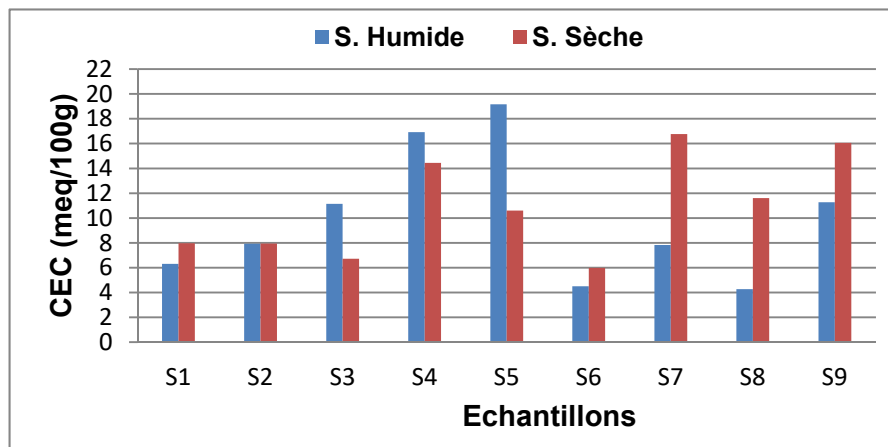


Figure 48: Evolution de la CEC dans les sols de la région d'étude

## 2.8. les bases échangeables

Les cations  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  et  $\text{Na}^+$  sont dits « échangeables » car ils se remplacent mutuellement en fonction des mouvements entre la solution du sol et le **Complexe Argilo-Humique** (CAH) et qui possède la propriété de retenir à sa surface les cations de la solution du sol (pouvoir adsorbant).

Les cations sont retenus en quantité variable en raison, en particulier, de leur force de fixation. En règle générale, les ions bivalents sont mieux retenus que les monovalents. De même, les ions faiblement hydratés ( $\text{Mg}^{2+}$  et surtout  $\text{Ca}^{2+}$ ) sont mieux fixés et constituent les cations plus énergiques que les cations à fort taux d'hydratation ( $\text{K}^+$  et  $\text{Na}^+$ ) (Soltner, 1992).

Les cations n'interviennent pas seulement en tant qu'éléments nutritifs, mais ils jouent un rôle essentiel dans la neutralisation de l'acidifié, le maintien de l'activité biologique générale et de la structure du sol (Soltner, 1992).

Ces cations sont absorbés par les plantes sous la forme des sels solubles (bicarbonates, nitrates et sulfates) dans la solution des sols. Mais en milieu très sec, les racines de la plus part des plantes peuvent absorber directement, sans passer par la solution, certains cations basiques échangeables, par échange avec des ions  $\text{H}^+$  émis par la racine (Soltner, 1992).

### 2.8.1. Le Calcium ( $\text{Ca}^{+2}$ )

Delas (2000), signale que tous les sels de calcium présents dans le sol (carbonates, chlorures, nitrates, phosphates, sulfates) peuvent contribuer à la nutrition des plantes en calcium. Le  $\text{Ca}^{+2}$  est un métal alcalino-terreux extrêmement répandu dans la nature et en particulier dans

les roches calcaires sous forme de carbonates. Sa teneur varie essentiellement suivant la nature des terrains traversés (Barour, 2015).

Les résultats obtenus montrent une variation de la concentration du calcium durant les deux saisons et entre les différents sites avec une augmentation observée en saison des pluies (Fig. 49). Les valeurs du calcium varient durant la saison humide entre 1,73 (station S2) et 3,07 meq/100g (station S4) avec une moyenne d'ordre de **2,44 meq/100g** ( $\pm 0,494$ ). Alors que durant la saison sèche, la moyenne est d'ordre de **2,40 meq/100g** ( $\pm 0,622$ ) et les concentrations oscillent entre 1,73 (station S4 et/ou S6) et 3,60 meq/100g (station S7).

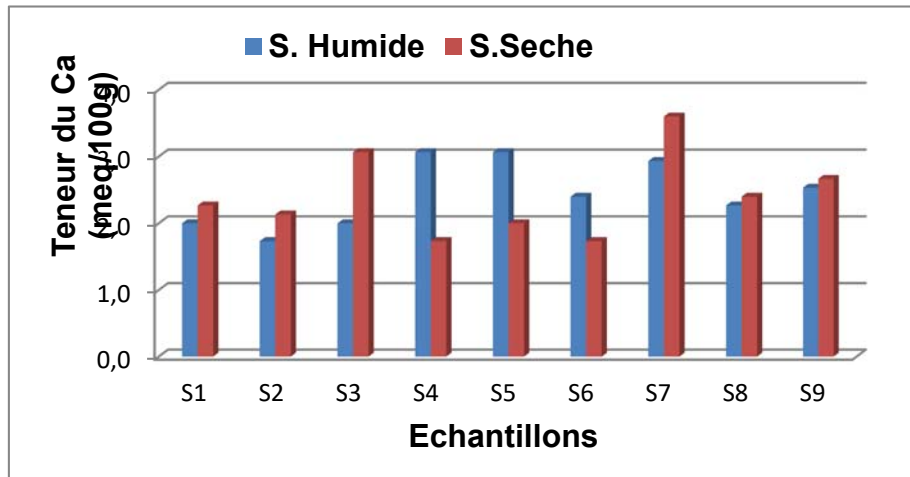


Figure 49: Variation du Calcium dans les sols de la zone d'étude

### 2.8.2. Le Magnésium ( $Mg^{+2}$ )

Le magnésium est un des éléments les plus répandus dans la nature; il constitue environ 2,1 % de l'écorce terrestre. La plupart de ses sels sont très solubles dans l'eau, même le carbonate peut être dissous jusqu'à 300 mg/l, à 20 °C. Son abondance géologique, sa grande solubilité, sa large utilisation industrielle (chimie de la potasse, alliages, pyrotechnie, batteries sèches, réducteur chimique, etc.) font que les teneurs dans l'eau peuvent être importantes, La teneur dépend de la composition des roches sédimentaires rencontrées (calcaires dolomitiques, dolomies du Jurassique ou du Trias moyen). Le magnésium est l'élément clé de la conversion de l'énergie lumineuse en énergie chimique, et c'est le seul élément minéral présent dans la chlorophylle et de lui dépend la formation des sucres, des protéines, des graisses et des vitamines (Ryser & Heller, 1997 ; Soltner, 1999 in Barour, 2015).

Les résultats obtenus (Fig. 50) montrent qu'il existe une supériorité des teneurs du calcium lors de la saison humide par rapport à la saison sèche.

Les concentrations du magnésium varient durant la saison humide entre 0,006 (station S3) et 0,108 meq/100g (station S2) avec une moyenne d'ordre de **0,053 meq/100g** ( $\pm 0,042$ ). Alors que durant la saison sèche, la moyenne est de **0,048 meq/100g** ( $\pm 0,039$ ) et les concentrations oscillent entre 0,012 (station S7 et /ou S8) et 0,123 meq/100g (station S5).

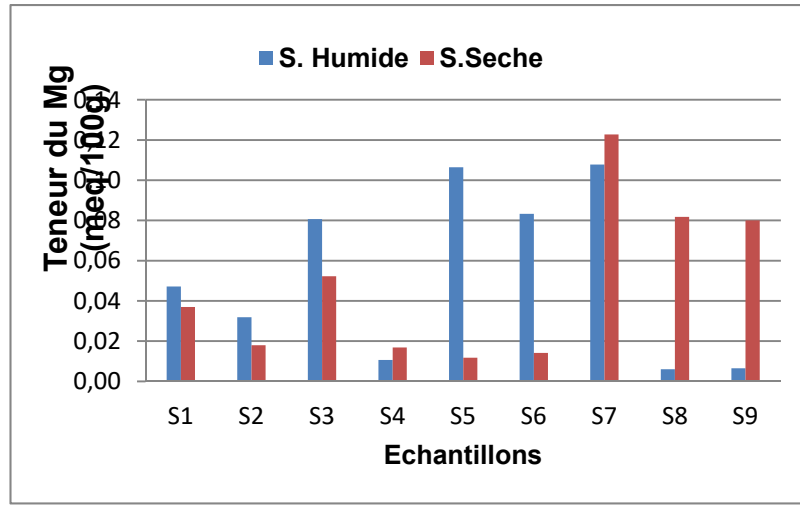


Figure 50: Variation du Magnésium dans les sols de la zone d'étude

Tableau 32: Barème d'appréciation de l'équilibre entre les cations  $Ca^{+2}$  et  $Mg^{+2}$

Rapports	Equilibre entre les éléments (meq/100g sol)				
	Insuffisant	Acceptable	Optimal	Fort	Trop fort
Ca/Mg	< 1	1 – 2	2 - 9	10 - 30	> 30

(Doucet, 2006)

Le rapport Ca/Mg oscillent entre 0,32 et 1,08 avec une moyenne de **0,77 meq/100g sol** en avril et entre 0,12 et 1,23 avec une moyenne de **0,48 meq/100g sol** en septembre.

En comparant les résultats du rapport d'équilibre entre les cations calcium et magnésium (Tableau 32) avec le barème d'appréciation de l'équilibre entre les cations cité par **Doucet (2006)** dans le figure 51, on remarque l'existence d'un équilibre *acceptable* pour l'ensemble des stations et pendant les deux périodes d'études.

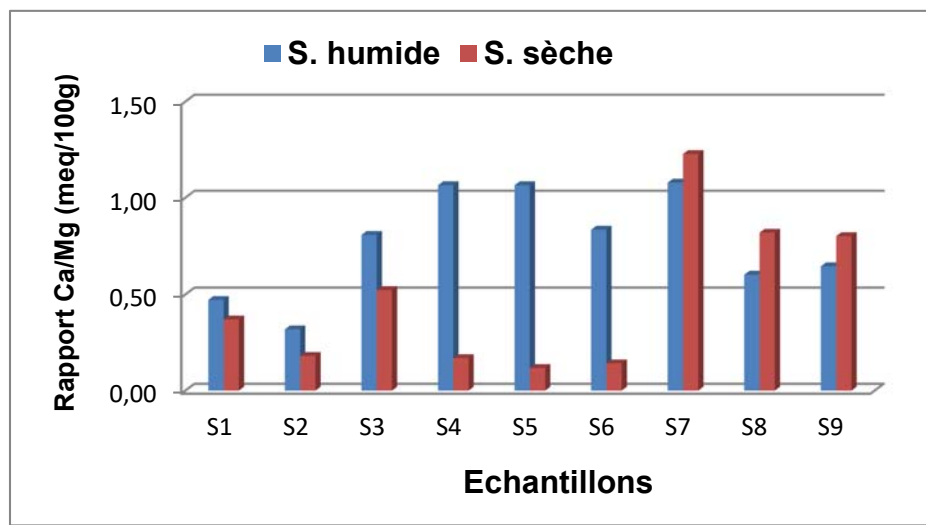


Figure 51: Evolution du Rapport d'équilibre entre les cations  $Ca^{+2}$  et  $Mg^{+2}$

### 2.8.3. Le Sodium (Na<sup>+</sup>)

L'ion de sodium peut être toxique pour un grand nombre d'espèces et nécessaire pour de rares espèces, c'est un élément secondaire pour les plantes. En général, la réaction au sodium est plus forte lorsque le sol est pauvre en potassium et l'effet du sodium tend à décroître avec l'augmentation du niveau potassique du milieu (Loue, 1979).

La variation temporelle de la concentration du sodium montre une supériorité des teneurs lors de la saison sèche par rapport à la saison humide (Fig. 52).

Les concentrations du sodium varient durant la saison humide entre 0,557 (station S2) et 3,339 meq/100g (station S3) avec une moyenne d'ordre de **1,581 meq/100g** ( $\pm 0,946$ ). Alors que durant la saison sèche, la moyenne est de **3,494 meq/100g** ( $\pm 0,962$ ) et les concentrations oscillent entre 1,948 (station S3) et 4,557 meq/100g (station S5).

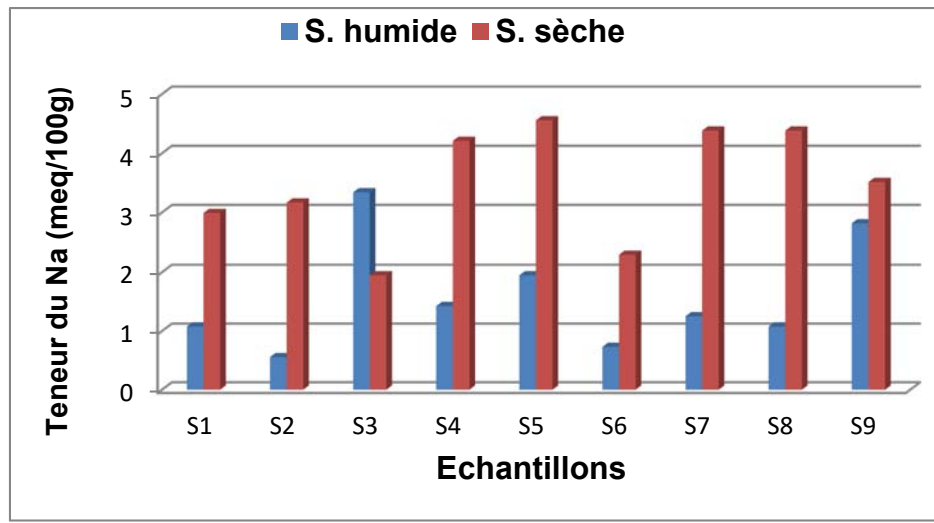


Figure 52: Variation du Sodium dans les sols de la zone d'étude

### 2.8.4. Le Potassium (K<sup>+</sup>)

Le potassium est l'un des trois éléments qui entrent dans la formule des engrais composés (N.P.K). On remarque son rôle majeur dans le développement des végétaux. Il représente donc un des éléments essentiels de la nutrition des plantes, les besoins de ces dernières sont particulièrement importants (Loue (1979)).

La teneur en potassium dans les sols est généralement plus élevée que celle de l'azote ou du phosphore. Elle diffère d'après la composition minéralogique de la roche mère et l'intensité des pertes, par exportation (cultures), lessivage (climat) et érosion.

Dans les sols, les processus qui intéressent la dynamique du potassium sont beaucoup étudiés. Mais du fait de l'existence des différents états de potassium en proportions variables, chaque sol nécessite une recherche particulière et individuelle (Halilat, 1993).

La concentration en ions potassium est la plus faible par rapport aux autres cations, avec une concentration moyenne d'ordre de **0,962 meq/100g** ( $\pm 0,681$ ) et **1,333 meq/100g** ( $\pm 0,445$ ) respectivement pour les deux saisons et nous observons une évolution irrégulière des teneurs de potassium (Fig. 53).

Les teneurs moyennes du potassium varient en avril entre 0,251 (station S2) et 2,108 meq/100g (station S9) et elles oscillent en septembre entre 0,492 (station S3) et 1,779 meq/100g (station S4 et / ou S5).

La forte teneur du potassium peut être d'une part, dû au fait qu'il se trouve dans les engrais et d'autre part, il peut provenir également de la combustion de la biomasse et de la végétation.

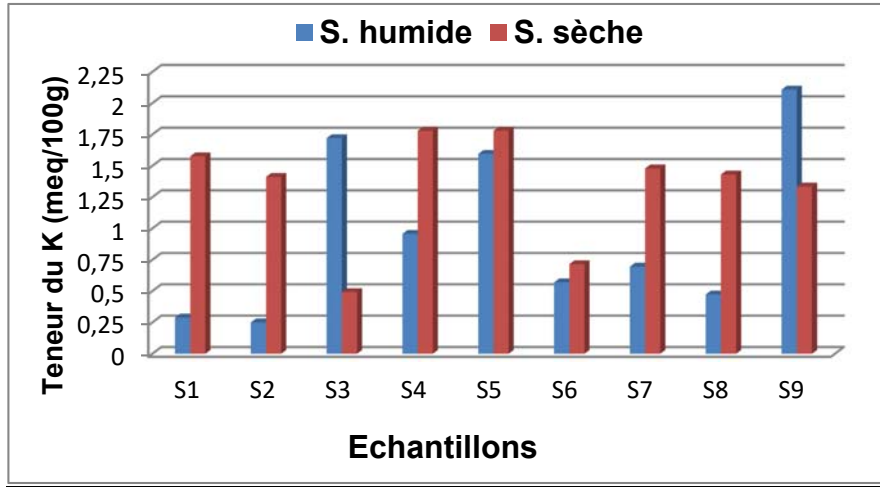


Figure 53: Variation du Potassium dans les sols de la zone d'étude

### 2.9. Taux de saturation (V %)

Le taux de saturation est le rapport entre la somme des bases échangeables (S) et la capacité d'échange cationique (T) ou  $V = S/T$ , exprimé en %. Ce taux est variable d'un sol à un autre, et, pour un même sol d'une année à une autre.

Le taux de saturation du complexe adsorbant est un précieux indicateur pédologique et agronomique quant à la richesse chimique du sol. Il dépend de la richesse chimique de la roche mère, de la fréquence et de l'importance des apports des cations (surtout Calcium lors des amendements calcaires), de l'importance du lessivage, donc du climat, et enfin de la perméabilité du sol (Soltner, 1992).

L'évolution du taux de saturation durant les deux saisons (Fig. 54) montre une supériorité des teneurs durant la saison sèche avec une moyenne de **71,25 %** (14,75) contre **57,91 %** ( $\pm 21,38$ ) durant la saison humide. Ce taux varie entre 32,28 et 89,50 % en septembre et oscille entre 47,28 et 86,13 % en avril.

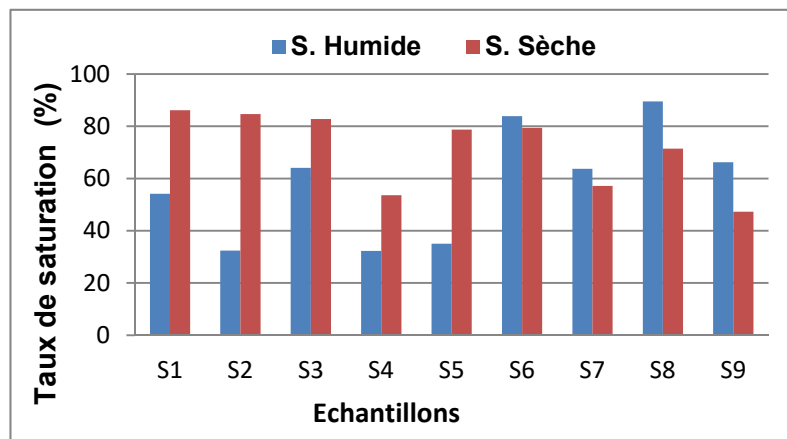


Figure 54: Variation du taux de saturation des sols de la zone d'étude

**3. Les éléments traces métalliques (ETMs)**

En absence des normes Algériennes relatives aux teneurs de références dans le sol, nous avons adopté une approche comparative par rapport aux références relevées dans la bibliographie et complétée par les normes européennes pour interpréter nos résultats.

Les résultats des analyses des ETMs dosés ont montrés que tous les sols superficiels (les horizons de surface) de notre zone d'étude sont dépourvus de Cd, Hg, Cu et Co. Ils ne suscitent aucune inquiétude, permettant ainsi d'énoncer que notre zone d'étude est non polluée par ces éléments et cela durant les deux saisons (sèche et humide) et ne montrent aucune contamination par ces éléments métalliques donc ils ne présentent aucune nuisance à l'environnement.

Les résultats statistiques des autres métaux à savoir: Zn, Mn, Pb et Fe dans les 09 stations sur les horizons de surface des sols pour la campagne d'Avril (fin saison humide) et la campagne de Septembre (fin saison sèche) au cours de l'année 2014 sont indiqués dans le tableau 33.

**Tableau 33: Résultats des teneurs moyennes des ETMs dosés sur les horizons de surface des sols de la zone d'étude**

ETMs (ppm)	Campagne d'Avril (Saison humide)					Campagne de Septembre (Saison sèche)				
	Max	Min	Moyenne	Ecartype	CV%	Max	Min	Moyenne	Ecartype	CV %
Zn	14,504	4,490	<b>8,521</b>	3,747	43.97	12,559	4,097	<b>8,518</b>	3,035	35.63
	<b>La norme : &lt; 300 ppm</b>									
Pb	232,482	129,765	<b>181,771</b>	42,724	23.50	245,569	142,778	<b>188,583</b>	40,715	21.59
	<b>La norme : &lt; 100 ppm</b>									
Mn	108,578	48,227	<b>85,097</b>	19,390	22.78	134,621	39,364	<b>84,140</b>	29,572	35.15
	<b>La norme : &lt; 270 ppm</b>									
Fe	5286,063	3204,955	<b>4109,171</b>	772,053	18.79	5475,973	3013,146	<b>4126,787</b>	883,074	21.40
	<b>La norme : &lt; 1000 ppm</b>									

L'évaluation du niveau de la contamination des les horizons de surface ses sols est basée sur les normes de la communauté européenne (AFNOR, 1996) et les recommandations algériennes (Bendjama et al., 2011).

**3.1.Le Fer**

Les résultats des quatre (04) métaux lourds obtenus pour des échantillons prélevés dans les horizons de surface des sols durant les deux saisons de l'année 2014, nous permettent de conclure que notre zone d'étude est fortement polluée voire contaminées par le fer qui dépasse les normes admises. Une légère augmentation des teneurs moyennes du fer est observée durant la saison sèche (Fig. 55), elles varient entre 3013,146 ppm (station S5) et

5475,973 ppm (station S7) avec une moyenne de **4126,787 ppm** ( $\pm 883,074$ ). Alors que lors la saison humide, elles s'échelonnent entre 3204,955 ppm (station S5) et 5286,063 ppm (station S7) avec une moyenne de **4109,171 ppm** ( $\pm 772,053$ ).

Dans notre cas, les retombées de Fer dépassent de loin les valeurs limites de **1000 ppm** défini par **AFNOR (1996) et Baize (1997)**.

Ces teneurs excessives peuvent être dues aux rejets d'éventuelles unités industrielles, non répertoriées par l'Agence du Bassin Hydrographique (ABH) dans la région.

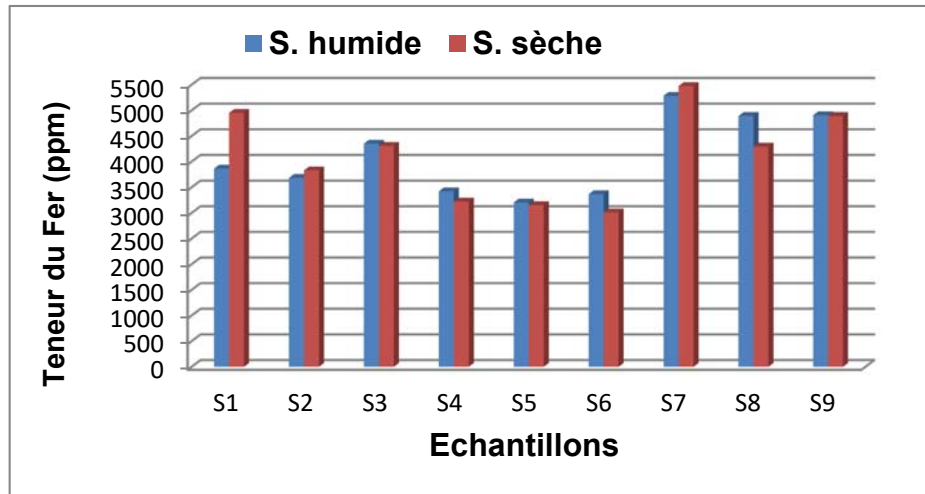


Figure 55: Variation des teneurs en Fer des échantillons des sols de la zone d'étude

### 3.2. Le Zinc

Les valeurs du Zinc enregistrées durant les deux saisons, montrent une variation temporelle marquée par une supériorité des teneurs moyennes durant la période d'Avril (saison humide) par rapport à la période de Septembre (saison sèche) et aussi entre les différentes stations.

Dans notre zone d'étude, durant la période des pluies, les teneurs moyennes du Zinc s'oscillent entre 4,490 et 14,504 ppm avec une moyenne d'ordre de **8,521 ppm** ( $\pm 3,747$ ). Alors que durant la période sèche, la moyenne est de **8,518 ppm** ( $\pm 3,035$ ) et les valeurs varient entre 4,097 et 12,559 ppm. Mais ces valeurs sont très inférieures à **300 ppm** (normes d'**AFNOR, 1996 ; Baize, 1997 et Bentellis-Mosbah et al., 2003**). Donc ces sols ne présentent aucun signe de contamination et de pollution (Fig. 56).

Les valeurs maximales pour les deux saisons sont observées dans la station **S9** (Ben M'Hidi) qui est une zone agricole et étant en partie amont de l'oued Bounamoussa (**Larba, 2014**).

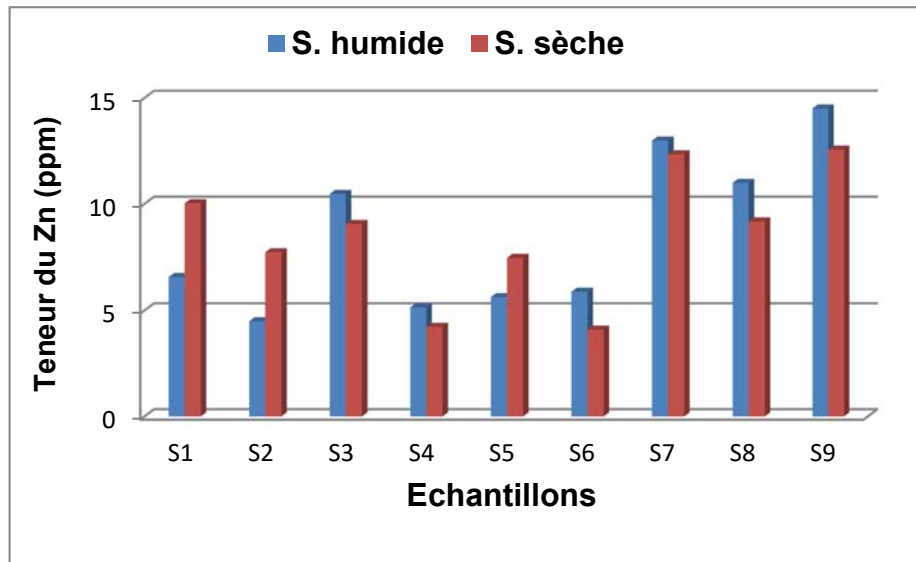


Figure 56: Variation des teneurs en Zinc des échantillons des sols de la zone d'étude

### 3.3. Le Plomb

Les variations spatiotemporelles du Plomb varient d'une saison à une autre et entre les différentes stations (Fig. 55). Durant la saison humide, elles oscillent entre 129.765 (station S5) et 232.482 ppm (station S3) avec une moyenne d'ordre de **181.771 ppm** ( $\pm 42,724$ ). Alors que durant la saison sèche, on enregistre une moyenne d'ordre de **188,583 ppm** ( $\pm 40,715$ ) et les teneurs varient entre 142,778 (station S4) et 245,569 ppm (station S1).

Les valeurs maximales sont enregistrées dans les stations **S1** et **S3** probablement due à l'accumulation de ce métal rejeté à l'échappement des véhicules qui passent par la route reliant la ville de Bouhadjar à la ville d'Asfour en passant par la Chaffia.

Dans notre cas, les retombées de plomb dépassent de loin les valeurs limites de **100 ppm** définies par **AFNOR (1996)** et **Baize (1997)** donc nos sols sont pollués par le plomb.

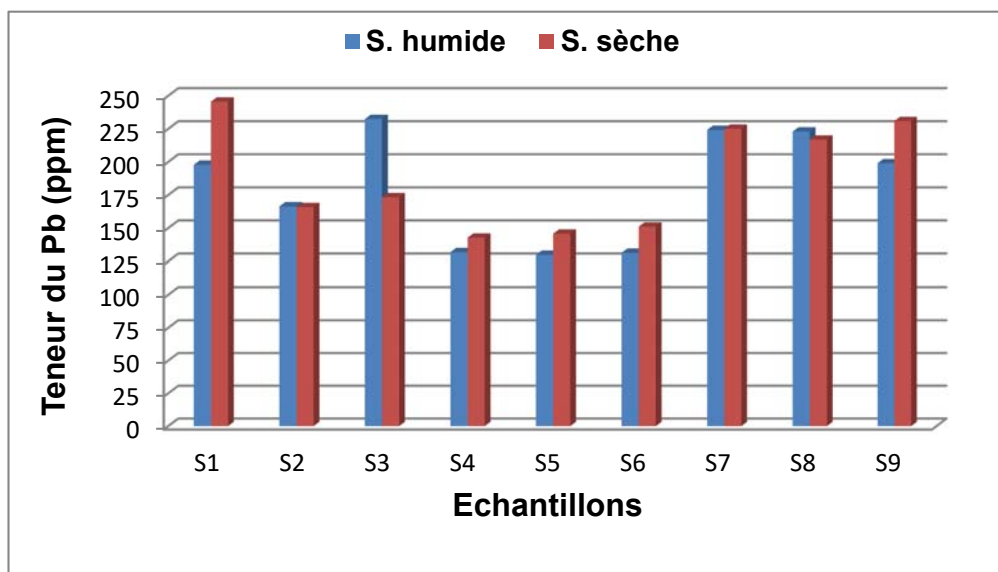


Figure 57 : Variation des teneurs en Plomb des échantillons des sols de la zone d'étude

### 3.4. Le Manganèse

Les teneurs moyennes du Manganèse enregistrées durant les deux saisons (Fig. 56) sont respectivement d'ordre de **85,097 ppm** ( $\pm 19,390$ ) et **84,140 ppm** ( $\pm 29,572$ ). L'évolution du manganèse en Avril varie entre 48,227 (station S6) et 108,578 ppm (station S7), alors que pour la saison sèche elles s'échelonnent entre 39,364 (station S6) et 134,621 ppm (station S1). Selon les normes de **Baize (1997)**, les teneurs du Mn dans la zone d'étude sont loin de dépasser les valeurs limites de **270 ppm**. Donc la quantité trouvée ne présente aucun danger et par la suite les sols ne sont pas contaminés par le Mn. Seulement les stations S1 et S7 qui présentent des valeurs maximales enregistrées durant les deux saisons, alors que pour les autres stations, aucune variation temporelle est enregistrée.

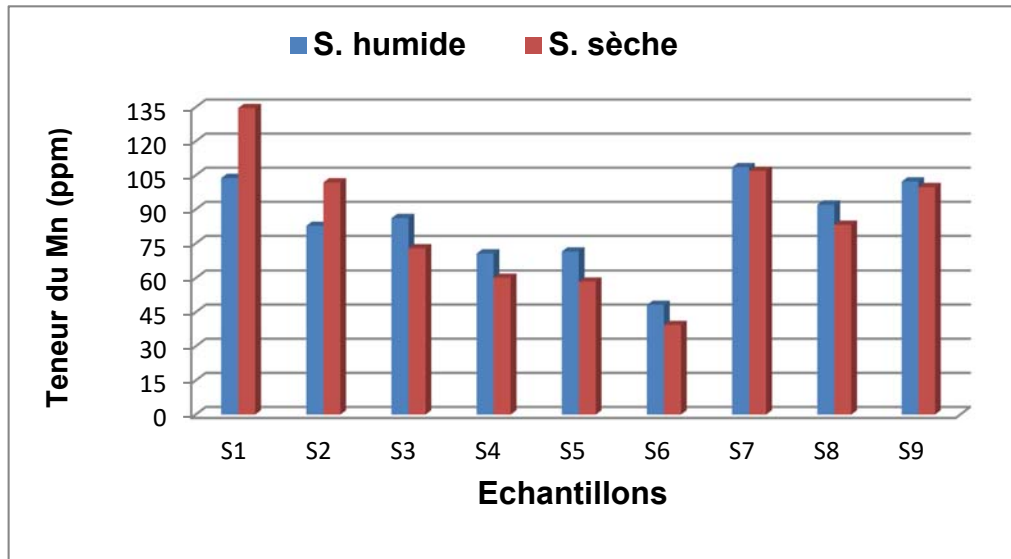


Figure 58: Variation des teneurs en Manganèse des échantillons des sols de la zone d'étude

#### 4. L'Analyse statistique des données des sols

Dans le but d'établir une relation entre les différents paramètres étudiés et pour mieux évaluer l'effet des différentes activités sur la qualité des sols de la région d'étude, un traitement statistique ACP (analyse en composantes principales) a été appliqué à l'ensemble des paramètres en saison humide et en saison sèche.

##### 4.1. L'Analyse en composantes principales (ACP)

ACP est une méthode statistique essentiellement descriptive dont l'objectif est de présenter sous une forme graphique, le maximum de l'information contenu dans un tableau de données. Ce tableau est constitué, en lignes par des mesurées des variables quantitatives (éléments physico-chimiques) disposées en colonnes.

Le but recherché est de déterminer la structure des variables, leur répartition ainsi que leur implication.

L'analyse effectuée (ACP) a été réalisé sur un tableau de 15 variables : la granulométrie (argile, sable, limon), les ETMs (Zn, Mn, Fe et Pb), les bases échangeables ( $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{Na}^+$  et  $\text{K}^+$ ), pH,  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ , matière organique (MO) et la conductivité électrique (CE) et à 09 individus ou échantillons des sols.

Pour le traitement des données statistiques, nous avons choisi les trois premiers axes factoriels qui expriment **72.25 %** de la variance totale pour la saison humide (avec 30,07 % pour le premier facteur, 26,12 % pour le deuxième facteur et 19,06 % pour le troisième facteur), ainsi que **79.47 %** de la variance totale pour la saison sèche (avec 41,45 % pour le premier facteur, 24,69 % pour le deuxième facteur et 13,33 % pour le troisième facteur).

**4.2. La matrice de corrélation**

La matrice montre qu'il existe des corrélations en gras positives et négatives très significatives (au seuil de 00,5%) entre les éléments physico-chimiques. La signification du coefficient de corrélation (r) est en fonction du nombre des individus traités (n), pour le cas présent nous avons (n = 09), ce qui nous permet de dégager les associations suivantes :

• **Pour la saison humide :**

Sable - Argile ; r = - 0,872	Sable - Limon ; r = - 0,854	Argile - Ca ; r = - 0,685
Sable - pH; r = 0,651	Sable - pH <sub>KCl</sub> ; r = - 0,750	Limon-pH <sub>KCl</sub> ; r = - 0,702
pH - pH <sub>KCl</sub> ; r = 0,915	Mg - Ca ; r = - 0,663	Na - K ; r = 0,915
Mn - Zn; r = 0,663	Fe - Mn; r = 0,778	Pb - Fe; r = 0,870
Pb - Mn ; r = 0,795	Pb -Zn; r = 0,761	Zn - Fe; r = 0,929

• **Pour la saison sèche :**

Sable - Argile ; r = - 0,872	Sable -Limon ; r = - 0,854	Argile - K ; r = - 0,671
Mn - Zn; r = 0,744	Fe - Zn; r = 0,923	Fe - Mn; r = 0,830
Pb - Zn; r = 0,843	Pb - Mn ; r = 0,830	Pb - Fe; r = 0,911
Pb- pH <sub>KCl</sub> ; r = 0,637	Pb - Mg ; r = -0,819	Fe - Mg; r = - 0,844
K- Na; r = 0,848	pH - pH <sub>KCl</sub> ; r = 0,811	Mg - pH <sub>KCl</sub> ; r = -0,729
Ca - pH <sub>KCl</sub> ; r = 0,706	Ca - CE; r = 0,615	Mg - Ca ; r = - 0,701
Na - Argile ; r = -0,654	Zn - pH <sub>KCl</sub> ; r = 0,606	Zn - CE ; r = 0,762
Zn - Ca ; r = 0,813	Zn - Mg ; r = - 0,713	Fe - CE; r = 0,689
Fe - pH <sub>KCl</sub> ; r = 0,667	Fe - Ca; r = 0,831	

**Tableau 34 A: Matrice de corrélation des différents paramètres physico-chimiques du sol de la saison humide**

Variables	Ph	pH <sub>KCl</sub>	CE	MO	Ca	Mg	K	Na	Zn	Mn	Fe	Pb	Sable	Limon	Argile
<b>pH</b>	<b>1</b>														
<b>pH<sub>KCl</sub></b>	<b>0,915</b>	<b>1</b>													
<b>CE</b>	-0,276	-0,498	<b>1</b>												
<b>MO</b>	-0,043	-0,133	-0,196	<b>1</b>											
<b>Ca</b>	-0,218	-0,470	0,269	0,316	<b>1</b>										
<b>Mg</b>	0,528	0,592	-0,195	-0,234	<b>-0,630</b>	<b>1</b>									
<b>K</b>	0,211	0,010	-0,035	0,325	0,347	-0,428	<b>1</b>								
<b>Na</b>	0,143	0,068	-0,211	0,436	0,101	-0,429	<b>0,915</b>	<b>1</b>							
<b>Zn</b>	-0,009	0,103	-0,229	0,138	0,092	-0,211	0,457	0,526	<b>1</b>						
<b>Mn</b>	0,354	0,523	-0,576	0,431	-0,147	0,264	0,055	0,228	<b>0,663</b>	<b>1</b>					
<b>Fe</b>	-0,110	0,087	-0,288	0,181	-0,048	-0,031	0,140	0,273	<b>0,929</b>	<b>0,778</b>	<b>1</b>				
<b>Pb</b>	-0,039	0,235	-0,395	0,280	-0,385	0,030	0,060	0,356	<b>0,761</b>	<b>0,795</b>	<b>0,870</b>	<b>1</b>			
<b>Sable</b>	<b>0,651</b>	0,465	0,183	-0,003	0,319	0,121	-0,030	-0,233	-0,247	0,031	-0,316	-0,382	<b>1</b>		
<b>Limon</b>	<b>-0,750</b>	<b>-0,702</b>	0,024	0,001	0,161	-0,312	0,158	0,179	0,315	-0,143	0,320	0,136	<b>-0,854</b>	<b>1</b>	
<b>Argile</b>	-0,386	-0,120	-0,329	0,005	<b>-0,685</b>	0,091	-0,098	0,221	0,117	0,082	0,230	0,513	<b>-0,872</b>	0,491	<b>1</b>

**Tableau 34 B: Matrice de corrélation des différents paramètres du sol physico-chimiques de la saison sèche**

Variables	pH	pH <sub>KCl</sub>	CE	MO	Ca	Mg	K	Na	Zn	Mn	Fe	Pb	Sable	Limon	Argile
pH	1														
pH <sub>KCl</sub>	0,811	1													
CE	0,035	0,223	1												
MO	-0,422	-0,266	-0,307	1											
Ca	0,449	0,706	0,615	-0,141	1										
Mg	-0,501	-0,729	-0,395	0,363	-0,701	1									
K	-0,100	-0,410	-0,018	-0,141	-0,227	0,158	1								
Na	0,320	-0,097	-0,126	-0,265	0,019	0,000	0,848	1							
Zn	0,402	0,606	0,762	-0,536	0,813	-0,713	0,076	0,164	1						
Mn	-0,059	0,278	0,588	-0,235	0,467	-0,559	0,304	0,067	0,744	1					
Fe	0,362	0,667	0,689	-0,294	0,831	-0,844	0,028	0,061	0,923	0,830	1				
Pb	0,381	0,637	0,527	-0,420	0,573	-0,819	0,115	0,088	0,843	0,830	0,911	1			
Sable	-0,056	-0,219	0,091	-0,052	-0,254	0,430	0,578	0,409	0,102	0,168	-0,058	0,114	1		
Limon	0,332	0,186	-0,153	-0,055	0,163	-0,344	-0,316	-0,034	-0,174	-0,385	-0,068	-0,223	-0,854	1	
Argile	-0,218	0,192	-0,010	0,139	0,273	-0,396	-0,671	-0,654	-0,007	0,081	0,162	0,019	-0,872	0,491	1

Pour la saison humide (campagne d'avril), l'observation du cercle de corrélation formé par les trois axes factoriels F1, F2 et F3 représentent à eux seuls **72.25 %** de la variance totale (respectivement 30,07 %, 26,122 % et 19,06 %) et sont représentatifs de la variance de l'ensemble des données. Les plans factoriels F1-F2 et F1-F3 représentent respectivement des variances égales à 56,19 % et 49,13 % (Fig. 57).

#### Sur le plan factoriel F1-F2 :

Ce plan exprime 56,19 % de la variance totale et comprend les axe F1 et F2.

L'axe F1 qui exprime 30,04 % de la variance, regroupe MO, l'argile, Na<sup>+</sup> et K<sup>+</sup> ainsi que les ETMs (Zn, Mn, Pb et Fe) sur sa partie positive et qui sont bien corrélés avec le pH<sub>KCl</sub>. L'ensemble s'oppose au pH avec Mg<sup>+2</sup> qui représente l'acidité des sols.

L'axe F2 qui exprime 26,122 % forme un autre groupe de CE qui corrèle avec Ca<sup>+2</sup> dans la partie négative. Donc, c'est un axe qui traduit probablement le phénomène de salinisation des sols.

La répartition des échantillons sur le plan F1-F2 nous a permis de visualiser deux groupes d'association (Fig. 58). Le premier groupe est composé des sites S1, S3, S7, S8 et S9. Il se caractérise par les teneurs les plus élevées dans l'ensemble des paramètres étudiés en particulier les ETMs. Le second groupe comprend les sites S2, S3, S4 et S5 qui se caractérise par les teneurs faibles dans l'ensemble des paramètres étudiés et qui présentent moins de variabilité.

#### Sur le plan factoriel F1-F3 :

Ce plan exprime 49,13 % de la variance totale et comprend les axe F1 et F3.

Le premier axe F1 a été discuté précédemment. Le second axe F3 qui exprime 19,06 % forme un groupe qui se caractérise par pH qui corrèle bien avec CE et représentent les solutions des sols riches en Ca<sup>+2</sup>.

La répartition des échantillons sur le plan F1-F3 nous a permis de visualiser trois groupes d'association (Fig. 58). Le premier groupe est composé des sites S7, S8 et S9, ces stations sont les plus caractérisés par la variabilité dans l'ensemble des paramètres étudiés, alors que le second groupe comprend les stations S1, S2 et S3 ainsi que le troisième groupe composé des

stations S4, S5 et S6. Ces deux groupes sont caractérisés dans l'ensemble des paramètres par les valeurs les plus faibles et moyennes.

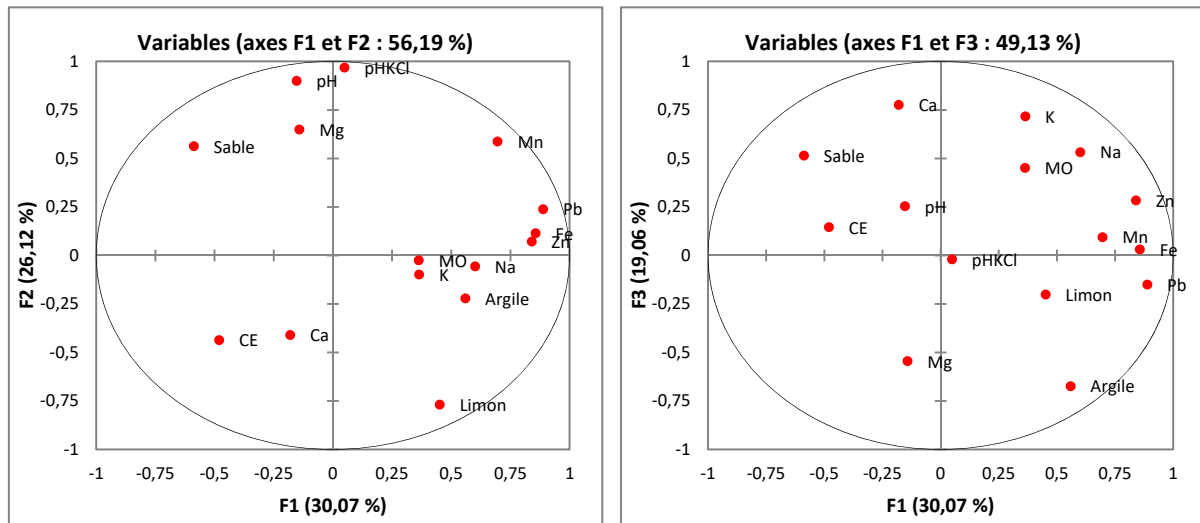


Figure 59: Répartition des paramètres physico-chimiques sur le plan factoriel (saison humide)

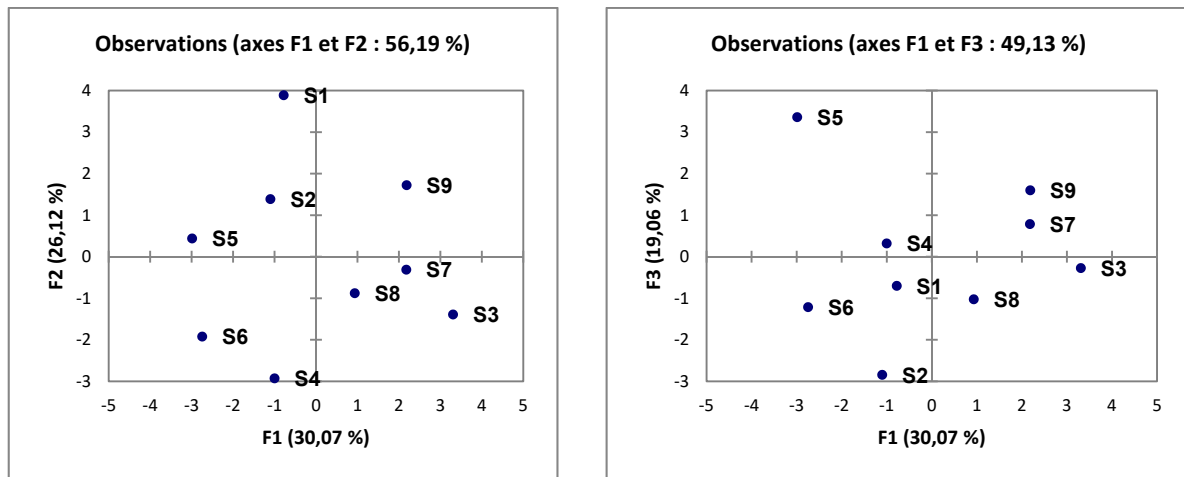


Figure 60: Répartition des échantillons sur le plan factoriel (saison humide)

La corrélation formé par les trois axes factoriels F1, F2 et F3 représentent à eux seuls **79.47%** de la variance totale (respectivement 41,45 %, 24,69 % et 13,33 %) et sont représentatifs de la variance de l'ensemble des données. Les plans factoriels F1-F2 et F1-F3 représentent respectivement des variances égales à 66,14 % et 54,78 % (Fig. 61).

Le cercle de corrélation fait apparaître deux principaux groupes de variables qui sont corrélées ente eux ainsi on obtient la figure 62:

#### Sur le plan factoriel F1-F2

Ce plan comprend l'axe F1 et F2 et exprime 66,14 % de la variance totale.

L'axe F1 qui exprime 41,45 %, forme un groupe représentant la minéralisation qui contient la CE, pH et pH<sub>KCl</sub> ainsi que les ions qui lui sont corrélées comme Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup> et les ETMs (Zn, Mn,

Pb et Fe). Les faciès prédominants sont sodiques ou potassique. A ce groupe s'oppose un groupe formé par la texture (limon et sable).

L'axe F2 exprime 24,69 % de la variance totale, caractérisé par la corrélation entre la matière organique et le magnésium.

La répartition des individus sur ce plan permet de distinguer deux groupes : le premier groupe comprend les stations S3, S7, S8 et S9 qui caractérise les teneurs élevées des paramètres étudiés et le second groupe se compose du reste des stations qui sont caractérisées par moins de variabilité.

**Sur le plan factoriel F1-F3**

Ce plan exprime 54,78 % de la variance totale et comprend les axes F1 et F3.

L'axe F1 est déjà illustré précédemment.

L'axe F3 qui exprime 13,33 % de la variance totale, se caractérise par les ETMs ainsi que Na<sup>+</sup>, limon et argile qui corrèlent bien avec pH, pH<sub>KCl</sub> et CE qui représente l'acidité et l'alcalinité des sols.

Dans le plan des individus, l'axe F3 sépare les stations les plus touchées surtout avec la pollution métallique.

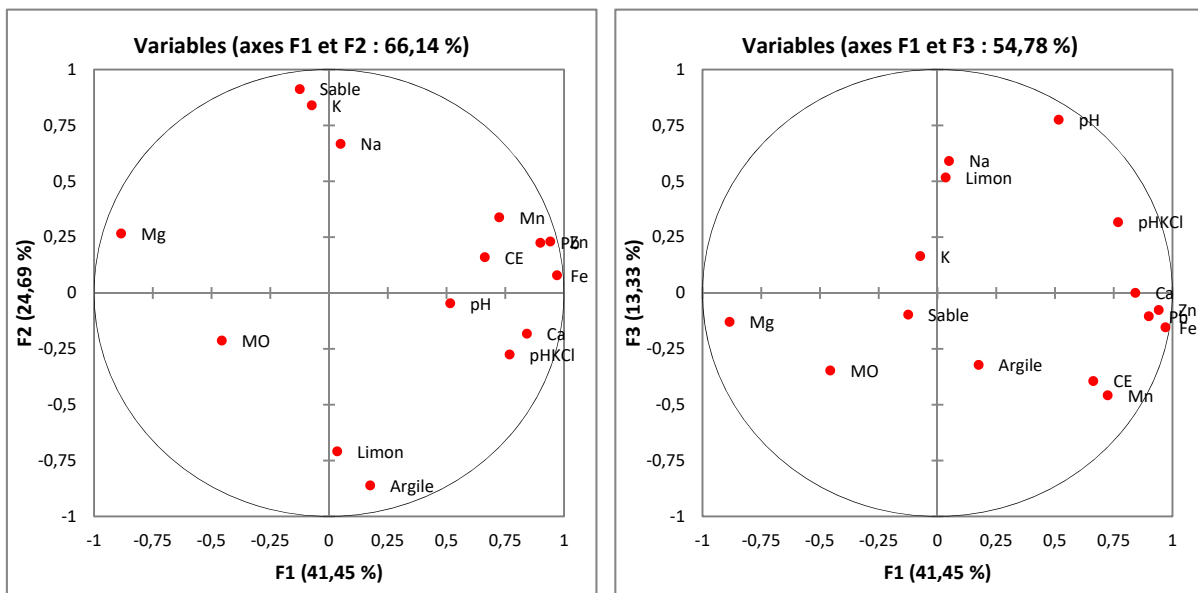


Figure 61: Répartition des paramètres physico-chimiques sur le plan factoriel (Saison sèche)

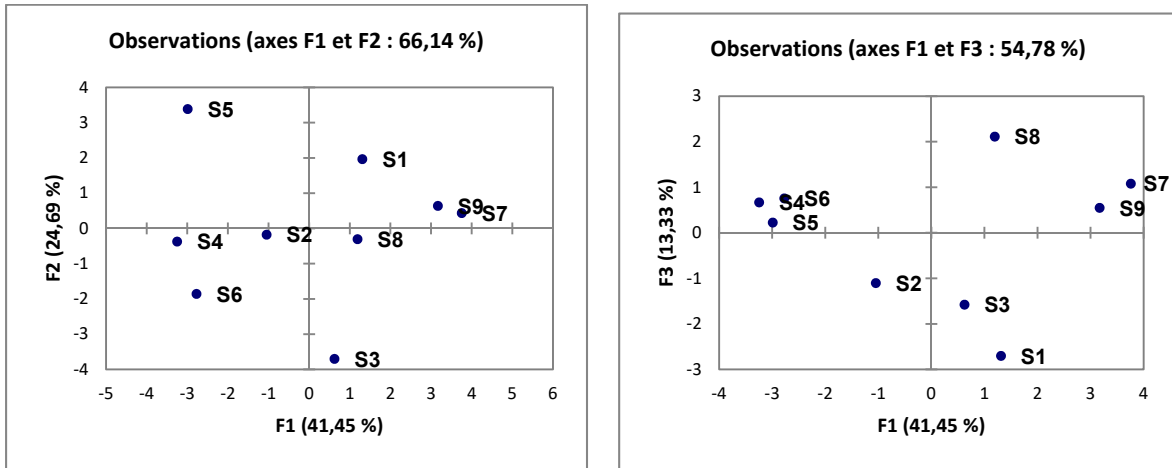


Figure 62: Répartition des échantillons sur le plan factoriel (saison sèche)

L'axe F1 est caractérisé par une forte corrélation positive de tous les ETMs à savoir : Pb (0,889), Fe (0,856), Zn (0,840) et Mn (0,696) ainsi qu'une corrélation moyenne ( $\leq 0,6$ ) à savoir: positive pour  $\text{Na}^+$  (0,601) et l'argile (0,559) et négative pour le sable (-0,587).

L'axe F2 corréle fortement positif avec pH et  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  (respectivement 0,900 et 0,968) et négatif avec limon (-0,768) ainsi qu'une corrélation moyenne avec  $\text{Mg}^{+2}$ , Mn et sable (respectivement 0,650, 0,588 et 0,563).

La corrélation de l'axe F3 est caractérisée par les éléments: argile (-0,674) et sable (0,515) avec  $\text{Ca}^{+2}$  (0,776),  $\text{K}^+$  (0,717),  $\text{Mg}^{+2}$  (-0,545) et  $\text{Na}^+$  (0,533).

Tableau 35 A: Corrélations entre les variables et les facteurs (saison humide)

	pH	$\text{pH}_{\text{KCl}}$	CE	MO	Ca	Mg	K	Na	Zn	Mn	Fe	Pb	Sable	Limon	Argile
F1	-0,153	0,049	-0,480	0,363	-0,180	-0,142	0,365	<b>0,601</b>	<b>0,840</b>	<b>0,696</b>	<b>0,856</b>	<b>0,889</b>	<b>-0,587</b>	0,452	<b>0,559</b>
F2	<b>0,900</b>	<b>0,968</b>	-0,436	-0,025	-0,410	<b>0,650</b>	-0,098	-0,056	0,072	<b>0,588</b>	0,115	0,239	<b>0,563</b>	<b>-0,768</b>	-0,221
F3	0,254	-0,020	0,146	0,451	<b>0,776</b>	<b>-0,545</b>	<b>0,717</b>	<b>0,533</b>	0,284	0,095	0,032	-0,150	<b>0,515</b>	-0,201	<b>-0,674</b>

**Sur le plan factoriel**

En saison sèche, l'axe F1 est caractérisé par une forte corrélation des ETMs: Fe, Zn, Pb et Mn (respectivement 0,970, 0,942, 0,899 et 0,725) et avec  $\text{Mg}^{+2}$  (-0,885),  $\text{Ca}^{+2}$  (0,842),  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  (0,769) et CE (0,663), ainsi qu'une corrélation moyenne avec pH (0,516).

L'axe F2 corréle positivement avec sable,  $\text{K}^+$  et Na (respectivement 0,912, 0,840 et 0,667) et négativement avec les éléments de texture: argile (-0,862) et limon (-0,709).

L'axe F3 est caractérisé par les éléments pH (0,775),  $\text{Na}^+$  (0,590) et limon (0,516).

Tableau 35 B: Corrélations entre les variables et les facteurs (saison sèche)

	pH	$\text{pH}_{\text{KCl}}$	CE	MO	Ca	Mg	K	Na	Zn	Mn	Fe	Pb	Sable	Limon	Argile
F1	<b>0,516</b>	<b>0,769</b>	<b>0,663</b>	-0,456	<b>0,842</b>	<b>-0,885</b>	-0,073	0,049	<b>0,942</b>	<b>0,725</b>	<b>0,970</b>	<b>0,899</b>	-0,124	0,035	0,175
F2	-0,047	-0,276	0,160	-0,214	-0,183	0,266	<b>0,840</b>	<b>0,667</b>	0,230	0,338	0,079	0,224	<b>0,912</b>	<b>-0,709</b>	<b>-0,862</b>
F3	<b>0,775</b>	0,317	-0,394	-0,347	0,000	-0,130	0,165	<b>0,590</b>	-0,076	-0,458	-0,154	-0,104	-0,097	<b>0,516</b>	-0,322

## DISCUSSION

La pédologie s'intéresse à des problèmes agricoles, de fertilité, érosion, désertification ainsi de pollution des sols car les sols constituent le fonctionnement de la vie des hommes, des animaux et des plantes, ainsi que le lieu d'une activité biologique (Bonin, 2006). Plusieurs caractéristiques physico-chimiques des sols sont importantes pour expliquer et prévoir le comportement des polluants : la porosité, la teneur en air et en eau, la densité, la perméabilité, la composition granulométrique, la teneur en carbone organique (matière organique), la capacité d'échange de cations, le pH (Rivière, 1998), de plus les minéraux argileux, qui déterminent la capacité d'échange cationique dans les sols, l'âge de la contamination du sol, tous ces facteurs influent la biodisponibilité des ETMs dans le sol (Scheifler, 2002). La composition du sol et sa fertilité varient en fonction: des conditions climatiques, géologiques et de la végétation (Prescott et al., 1995).

Le pH du sol joue également un rôle important dans la mobilité des métaux lourds (ETMs) en influençant la solubilité des métaux, donc la toxicité de ces substances (Babich et Stotzky, 1977; Mireles et al., 2004) admettent que ces ETMs sont peu lessivées et présentent une biodisponibilité réduite à cause de la richesse en matières organiques des sols et à leur pH basique (compris entre 7.9 et 8.6).

D'après Mathieu et al., 2003, le  $pH_{KCl}$  est représenté par les ions  $H^+$  échangeables fixés par les colloïdes et sur le complexe argilo-humique, ce qui permet de déterminer l'acidité totale ou acidité de réserve du sol. Il est toujours inférieur au  $pH_{eau}$  (excepté dans certains sols ferrallitiques et sols sodiques où ils sont égaux). Dans notre cas, le pH enregistré pour les deux saisons respectivement est de 7,97 ( $\pm 0,381$ ) et 7,47 ( $\pm 0,417$ ). Alors que le  $pH_{KCl}$  dans notre zone respectivement pour les deux saisons est 7,24 ( $\pm 0,282$ ) et 7,02 ( $\pm 0,376$ ). On constate aussi une légère diminution du  $pH_{eau}$  et  $pH_{KCl}$  durant la saison humide par rapport à la saison sèche. Cette variation est due au phénomène de dilution par les précipitations durant la période hivernale.

Selon l'échelle proposée par Solter (1981), le  $pH_{eau}$  des sols de notre zone d'étude ont un caractère alcalin à très alcalin, alors que le  $pH_{KCl}$  a un caractère neutre.

Les variations saisonnières sont causées par les fluctuations de la concentration de l'acide carbonique et celles des sels solubles dans la solution du sol. Le pH du sol est généralement plus bas durant les périodes sèches et chaudes, et il est plus élevé durant les périodes pluvieuses et froides.

La salinité est une mesure physico-chimique qui nous donne une idée sur la concentration des électrolytes dans un sol (Godin, 1984; McBride, 1994). Les résultats de notre analyse montrent que les sols des sites étudiés ont une conductivité électrique faible et inférieure à 500  $\mu s/cm$  durant les deux saisons (respectivement 104.85  $\mu s/cm$  et 112.04  $\mu s/cm$ ) donc nos sols ne sont pas salés. La comparaison des concentrations saisonnières se révèle un peu forte en Avril qu'en septembre, cette différence est due à la dilution par les précipitations de la période hivernale, cette période est caractérisée par augmentation du taux de précipitations et diminution des températures, en plus la conductivité est proportionnelle à la quantité des sels minéraux dissous dans l'eau (Barour, 2015).

**L'humidité hygroscopique** représente la quantité d'eau qui peut retenir un sol soumis aux conditions naturelles d'assèchement (Godin, 1984; Lazaridou-Dimitriadou & Saunders, 1986). L'humidité du sol dépend non seulement du climat local (régime des précipitations) mais aussi du type de sol (propension plus ou moins grande à retenir l'eau).

Les résultats obtenus montrent que l'humidité dans la zone d'étude enregistrée est de 0,021 % ( $\pm 0,006$ ) en avril et de 0,018 % ( $\pm 0,011$ ) en Septembre. Ceci induit que l'humidité est *faible* et nos sols sont moins humides. Ces valeurs sont en relation avec la texture du sol, car les sols argilo-limoneux à texture fine retiennent plus d'eau que les sols sableux à structure particulaire (Baize & Jabiol, 1995).

En plus, ces faibles teneurs en humidité coïncident avec les faibles teneurs en argile qui ne dépassent pas 45%. En effet, l'humidité est directement proportionnelle au taux d'argile et au taux de matière organique (Baize, 1988 in Ben Segheir, 2012).

La structure du sol est l'ensemble des caractères liés à la disposition spatiale des constituants du sol ainsi qu'à la nature et à l'intensité des liaisons qui existent entre eux (Dexter, 1988; Stengel, 1990), ils l'ont défini comme une traduction de l'hétérogénéité spatiale et temporelle des constituants et des propriétés du sol. Cette seconde définition est intéressante dans la mesure où elle fait apparaître la notion d'hétérogénéité temporelle, autrement dit la structure d'un sol n'est pas figée, c'est un processus dynamique (Stengel, 1990).

La détermination de la **porosité totale** des petits agrégats de terre conduit à l'évaluation de la porosité texturale ou l'estimation de la porosité minimale d'assemblage. La partie de l'espace poral qui est à l'origine de la diminution de la porosité totale des blocs de terre est due aux fissures et aux canalicules est appelée la porosité structurale. Elle comprend à deux paramètres : la densité apparente ( $D_a$ ) et la densité réelle ( $D_r$ ) (Delaunoy, 1976).

Nos résultats montrent que la porosité totale des sols varie entre 0.704 et 100 % avec une moyenne de l'ordre de 30.89 % ( $\pm 34.22$ ) ce qui induit que les classes des sols sont entre *moyennement poreuses et très poreuses*.

**La matière organique** des sites étudiés est actuellement à des niveaux moyennement élevés avec des teneurs moyennes presque toujours inférieures à 4% avec respectivement 3,939 ( $\pm 0,038$ ) et 3,954 % ( $\pm 0,055$ ). La diminution de la teneur en matière organique des sols a été identifiée comme étant parmi les principales menaces sur les sols cultivés (Larba, 2014). Cette situation qui peut exposer ces sols à la dégradation par l'érosion hydrique lorsque les pentes deviennent fortes et favorisent un ruissellement efficace. Cette matière organique en raison de sa faible teneur dans les horizons des sols des sites étudiés est peu impliquée dans le processus d'échange cationique qui reste surtout régi par la fraction minérale (Ben Hassine et al., 2008).

En même temps, on constate que les teneurs du carbone organique sont faibles avec une légère augmentation en septembre par rapport à avril avec respectivement des moyennes d'ordre de 0,84 % ( $\pm 0,501$ ) et 1.01 % ( $\pm 0,681$ ). Cependant les valeurs moyennes obtenues du calcaire total sont respectivement d'ordre de 0,51 % ( $\pm 1.26$ ) et 0,56 % ( $\pm 0.67$ ).

La matière organique est composée de 58 % de carbone organique en moyenne, elles libèrent du dioxyde de carbone ( $CO_2$ ) et des composés organiques en se décomposant sous l'influence du climat et des conditions ambiantes du sol. Les résultats obtenus indiquent que nos sols sont moyennement élevés en **matière organique** et en **carbone organique**, ceci est due aux pratiques culturales des

alentours agricoles en offriront un milieu bien plus favorable au développement des cultures et moins sensible aux aléas climatiques. Alors que les teneurs du **calcaire total** sont inférieures à 5 % ce qui induit que les sols de la zone d'étude sont peu calcaires. Dans ce cas de figure le recours à la fertilisation par des engrais minéraux ou organiques est indispensable pour la mise en valeur de ces sols.

Les horizons de surface des sols reçoivent le maximum de déchets et des produits de récolte ce qui induit à plus de minéralisation de la matière organique. En plus, nos sols sont moyennement riches en argile qui stabiliserait mieux la matière organique en lui assurant une protection qui la mettrait à l'abri de la forte activité minéralisatrice à laquelle s'exposent les horizons de surface des sols cultivés (**Albrecht, 1988**).

Des études ont montré que les métaux lourds peuvent être absorbés et immobilisés par les minéraux argileux ou également être complexés par la matière organique du sol en formant alors un complexe organométallique (**Lamy, 2002**). Plus un sol est riche en matières organiques, plus il est en mesure d'immobiliser les métaux lourds et de prévenir leur lessivage vers les nappes phréatiques (**Lamy, 2002**).

Les sols agricoles peuvent avoir acquis un équilibre entre les entrées et les sorties du carbone organique, mais en vu des faibles teneurs en cet élément, les risques de dégradation de la structure et le déclenchement du processus érosif sont possibles. Le meilleur remède à cette situation serait un changement du mode de gestion de ces sols qui a montré des effets positifs dans d'autres milieux. L'épandage des boues d'épuration après traitement par compostage est une autre solution qui pourrait être envisagée, en prenant toutes les précautions nécessaires pour éviter la pollution du milieu (**Ben Hassine et al., 2008**).

**L'analyse granulométrique** est un des moyens classiques de l'étude des sols. Elle permet de définir la texture, qui conditionne à son tour en partie les propriétés physiques et physico-chimiques du milieu (**Gobat et al., 1991**). La texture du sol est la réflexion de la proportion des particules de sable, de limon et d'argile qui s'y trouvent. Ces proportions déterminent la grosseur des pores ou espaces entre les particules de sol et d'air et dans une large mesure, la capacité à retenir l'humidité et les éléments nutritifs. La texture du sol peut également influencer la minéralisation, entre autres par la présence d'argiles, lesquelles assurent une protection physique de la matière organique (**Parnaudeau, 2005**).

L'analyse granulométrique montre que les sols analysés présentent des textures argileuses, argile sableuses, limon argilo-sableuse et limon argileuse avec une dominance des textures argileuses et sableuses (avec respectivement 42,09 % et 43,23 %) par rapport à la fraction limoneuse (14,67 %), il s'agit des textures fines. Les sols étudiés présentent donc une homogénéité du point de vue texture. Cette texture favorise une perméabilité et une porosité du sol garants de la disponibilité en eau et éléments nutritifs nécessaires pour les plantes.

Le sol possède la propriété de retenir diverses substances. En effet, les cations et les anions peuvent être retenus par le **complexe absorbant du sol**, c'est-à-dire l'ensemble des colloïdes (les substances humiques, l'argile,...) dotés de charges négatives.

L'étude complète du complexe absorbant est devenue une détermination analytique courante dans les laboratoires de pédologie (**Soltner, 1992**).

Les cations  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  et  $\text{Na}^+$  sont dits « échangeables » car ils se remplacent mutuellement en fonction des mouvements entre la solution du sol et le Complexe Argilo-Humique. La somme des cations fixés et échangeables d'une unité de masse de sol est constante. Si un cation se fixe, un autre doit être libéré (**Soltner, 1992**).

Les cations sont retenus en quantité variable en raison, en particulier, de leur force de fixation.

Pour chaque ion, il existe un équilibre entre la quantité de cet ion fixé sur le complexe absorbant et la concentration de cet ion dans la solution du sol (**Soltner, 1992**).

Cependant, Le pH est une indication du niveau général du sol en éléments chimiques assimilables. Le pH du sol se trouve en relation directe avec les cations et les anions échangeables.

**Le calcium**, généralement présent en quantité suffisante dans les sols pour assurer les besoins des plantes cultivés. L'apport d'amendement calcique a surtout pour but de compenser les pertes par drainage et d'améliorer l'activité biologique générale et les conditions de nutrition en élevant le pH. Il est également un élément important pour la structure du sol et sa stabilité.

A point de vue fonctionnement physiologique des plantes, le calcium joue un rôle d'antagoniste vis-à-vis le potassium. En effet, contrairement au  $\text{K}^+$ , le  $\text{Ca}^{2+}$  ralentit l'absorption de l'eau et accroît la transpiration. Il a également une fonction de régulateur de croissance en freinant l'élongation des organes. Et enfin il intervient dans le développement racinaire des plantes (**Soltner, 1992**).

**L'ion de sodium** peut être toxique pour un grand nombre d'espèces et nécessaire pour de rares espèces, c'est un élément secondaire pour les plantes. En général, la réaction au sodium est plus forte lorsque le sol est pauvre en potassium et l'effet du  $\text{Na}^+$  tend à décroître avec l'augmentation du niveau potassique du milieu (**Loue, 1979**).

Lorsque le sodium est présent en quantité importante sur le complexe d'échange, le sol devient instable et acquiert une capacité de gonflement. Ce dernier entraîne une diminution de la porosité et la dispersion conduit au colmatage des pores par les particules colloïdales (**Reguig et Larroussi., 2007**).

**Magnésium et potassium:** Ce sont les deux cations qui posent plus de problèmes aux agriculteurs : ils sont en effet l'un et l'autre indispensables à la vie des plantes :  $\text{Mg}^{+2}$  en étant qu'élément constitutif de la chlorophylle et activateur de certains enzymes (intervenant dans le métabolisme de phosphore, des protéines, des glucides, des lipides et des vitamines),  $\text{K}^+$  comme agent catalytique de la synthèse des protides et glucides. Les carences en  $\text{Mg}^{+2}$  et  $\text{K}^+$  sont rares sur les sols argileux et limono-argileux, fréquentes par contre, sur les sols sableux et/ou très calcaires (**Soltner, 1999**).

**Loue (1979)** a montré que le magnésium et le potassium sont des antagonistes et qu'en général plus une plante absorbe du potassium, moins elle absorbe le magnésium.

Le problème est donc d'amener le magnésium du sol à un niveau permettant à la fumure potassique d'agir correctement sans risque de déclencher des déficiences magnésiennes.

Le complexe adsorbant joue un rôle primordial dans la biodisponibilité du potassium très soluble, qu'il ait été libéré des minéraux primaires ou apporté par les matières

organiques et les fertilisants minéraux. Si le potassium n'est pas fixé, par insuffisance de sites d'échange, il est entraîné en profondeur donc indisponible pour alimenter les plantes.

Le potassium immédiatement utilisable par la plante est donc constitué par l'ensemble du potassium de la solution du sol et celui du complexe adsorbant: c'est le « potassium échangeable » (Cottignies, 1977).

Lorsqu'un sol possède une trop forte teneur en sodium, les ions  $\text{Na}^+$  vont venir s'adsorber en masse sur le complexe argilo-humique, prenant la place des autres cations déjà présents. On observe alors une perte pour la plante et une déstabilisation des argiles. D'autre part, la forte concentration de ses ions ( $\text{Na}^+$ ) augmente la force ionique ce qui entraîne une diminution du potentiel osmotique de la solution du sol. Ce mécanisme a pour conséquence une diminution de la disponibilité de l'eau du sol pour le végétal qui doit alors fournir un effort plus important pour son prélèvement en eau et en ions, on observe un stress osmotique (Madjid Tiar, 2012). De plus, cette surabondance d'ions  $\text{Na}^+$  et  $\text{Cl}^-$  peut devenir toxique pour les plantes (Marlet & Job, 2006).

La trop grande présence de  $\text{Na}^+$  sur le complexe peut également provoquer des altérations des propriétés du sol. En effet, lorsque le taux de sodium augmente sur le complexe argilo-humique, les agrégats qui forment le sol peuvent devenir instables (Mermhoud, 2006).

Dans le cas de notre zone d'étude, l'ordre des cations durant la saison humide est le suivant :

$\text{Ca}^{+2} > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Mg}^{+2}$ . Les teneurs moyennes enregistrées sont respectivement : **2,444 meq/100g, 1,581 meq/100g, 0,962 meq/100g et 0,053 meq/100g**. Alors que durant la saison sèche, l'ordre des cations est  $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{+2} > \text{K}^+ > \text{Mg}^{+2}$  et les valeurs moyennes des éléments majeurs sont respectivement : **3,494meq/100g, 2,40meq/100g, 1,333meq/100g et 0,048meq/100g**.

La présence des fortes teneurs en magnésium dans les sols pourrait jouer un rôle important dans l'orientation de certaines genèses salines (l'association de [minéraux](#) dans une [roche](#)) vers les formes magnésiennes (Berner, 1975; Rieu, 1978). En outre, la relation quantitative entre les ions en solution et ceux présents sur le complexe adsorbant dans les sols carbonatés est encore peu connue (Levy *et al.*, 1983). Par ailleurs, bien que l'effet du magnésium sur la structure du sol soit encore peu connu et souvent contesté, il semblerait provoquer, dans certains cas, une dégradation des propriétés physiques des sols (Durand, 1956; Rowell & Shainberg, 1979).

Selon Durand (1956) et Boulaine (1957), le taux de magnésium échangeable dans les sols peut atteindre 60% de la capacité cationique et plus de 20% de la somme des cations de la solution du sol (Daoud *et al.*, 1993).

Le magnésium est sensiblement moins facilement échangeable que le calcium vis-à-vis du sodium, la fraction carbonatée limite l'adsorption du sodium sur les sites d'échange.

Quant à l'influence du magnésium sur les propriétés physiques de la fraction argileuse, il provoque une plus forte rétention en eau et une plus faible conductivité hydraulique que le calcium. L'effet du magnésium sur les propriétés physiques est lié à la nature minéralogique des constituants de la fraction argileuse ((Daoud *et al.*, 1993).

Il est connu que la nature du cation compensateur même présent en faible quantité détermine, dans une grande mesure, le comportement physique des sols (Tessier, 1975; Halitim, 1985).

En outre, la relation quantitative entre les ions en solution et ceux présents sur le complexe adsorbant dans les sols carbonatés est encore peu connue (Levy *et al.*, 1983). (Par ailleurs, bien que l'effet du magnésium sur la structure du sol soit encore peu connu et souvent contesté, il semblerait provoquer, dans certains cas, une dégradation des propriétés physiques des sols (Durand, 1956; Rowell & Shainberg, 1979).

Nous savons par ailleurs que les valeurs de la capacité d'échange cationique (CEC) du sol dépendent à la fois de la nature minéralogique des argiles et des charges électriques superficielles développées par les matières organiques (Saidi *et al.*, 2008).

Il est actuellement admis que la réaction des sols dépend de la teneur et de la nature de la fraction argileuse du sol, de la concentration saline de la solution du sol et de la nature de la garniture cationique et anionique du complexe adsorbant (Mc Neal & Coleman, 1966 ; El Swaify, 1973 ; Cass & Sumner, 1982 ; Halitim *et al.*, 1984 ; Daoud & Robert, 1992 ; Tessier *et al.*, 1999 ; Saidi, 2005 in Saidi *et al.*, 2008). Dans les sols, c'est la fraction argileuse fine qui assure, pour l'essentiel, la régulation des phénomènes physico-chimiques. Celle-ci joue notamment un rôle dans la rétention de l'eau, la structuration des sols, mais aussi dans la rétention et la biodisponibilité des éléments chimiques indispensables aux plantes (Saidi *et al.*, 2008).

Le taux de saturation est plus ou moins élevé selon que le complexe est plus ou moins saturé en cations échangeables. Le complexe adsorbant d'un sol est saturé quand tous les ions  $H^+$  ( $H_3O^+$ ) sont remplacés par des cations échangeables tels que  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  et  $K^+$ . Un sol est dit saturé lorsque  $S = T$ , donc  $S/T = 100\%$  ; il n'y a dans ces conditions aucun ion acide : c'est le cas des sols à forte réserve calcique. Dans la pratique, on admet qu'un sol se comporte en sol saturé lorsque  $S/T$  ne descend pas au dessous de 85 – 90%. Dans les sols à complexe désaturé, les ions  $H^+$  et  $Al^{3+}$  prennent une importance notable : Si l'ensemble  $H^+$  et  $Al^+$  augmentent l'acidité et provoque une baisse de l'activité biologique globale, l'ion  $Al^{3+}$  exerce une action directe, toxique, à l'égard du développement racinaire de certaines plantes (Penel, 1979; Espiau, 1987).

Les résultats obtenus du calcul du taux de saturations des sols de notre zone d'étude montrent des valeurs moyennes respectivement pour les deux saisons de l'ordre de 57,91% et 71,25%, qui ne dépassent pas 75% donc ils ne sont pas saturés.

Parallèlement, le sol est le support de nombreuses activités humaines, agricoles, urbaines ou industrielles. Depuis ces dernières décennies, l'ensemble de ces activités a contribué à un enrichissement plus ou moins élevé en Elément Traces Métalliques (ETM) des horizons superficiels des sols cultivés.

En effet, Les résultats obtenus concernant la répartition des quatre (04) métaux lourds (Zn, Mn, Pb et Fe) dans les horizons de surface des sols de la région d'étude montrent une distribution spatio-temporelle assez variable. Alors que Cd, Hg, Cu et Co ne montrent aucune contamination et ils ne présentent aucune nuisance à l'environnement.

Cependant, les teneurs moyennes des métaux lourds analysés suivent une évolution saisonnière et se répartissent selon un cycle saisonnier, montrant un accroissement se faisant dans le sens saison humide, saison sèche. (**Bentellis-Mosbah et al., 2003**).

Les teneurs moyennes relevées des horizons de surface des sols montrent que la distribution est contrastée d'une saison à l'autre et entre les différentes stations. Ces teneurs totales ne donnent aucun renseignement sur la mobilité des métaux dans les sols ou sur leur biodisponibilité, mais seulement exprime le danger potentiel du sol.

Le danger potentiel pour l'environnement est directement lié à la mobilité des éléments métalliques, il est conditionné par la nature des phases solides auxquelles ils sont associés. Par exemple, si les éléments métalliques sont inclus dans la structure de silicates ou de phosphates très insolubles, leur mobilité à long terme sera faible. Par contre, s'ils sont adsorbés à la surface de constituants organiques ou minéraux, leur mobilité à court ou moyen terme dépendra étroitement des conditions physicochimiques du milieu (**Kebir, 2012**).

La biodisponibilité des métaux lourds varie en fonction de plusieurs facteurs du sol. Parmi lesquels, la capacité d'échange de cation (CEC), le pH, le potentiel redox (Eh), la teneur en phosphate disponible, la teneur en matière organique et les activités biologiques (**Kebir, 2012**).

Ainsi que la connaissance des teneurs totales en métaux lourds est nécessaire mais elle n'est cependant pas suffisante pour évaluer leurs mobilités et les risques environnementaux qui en découlent. La prévision de ces risques est étroitement liée aux formes physicochimiques sous les quelles les métaux sont présents, c'est à dire à leur spéciation. L'étude de la spéciation des métaux apporte des informations sur leurs interactions avec la phase solide, et sur les forces de liaison avec cette dernière, donc sur leur mobilité actuelle ou future.

Les sites de notre étude sont diversement contaminés par les ETMs à savoir Fe et Pb. Les sols pollués constituent une source pour les ETMs dans l'environnement et constituent une source d'exposition majeure des organismes (**Alloway, 1995**). Concernant le Fe, Mn et Pb, les sources anthropogéniques majeures sont l'industrie métallurgique, l'industrie manufacturière et surtout la fonderie, les activités minières, les sites de stockage de déchets (résidus d'incinération du plastique, des batteries...) (**Suna et al., 2010; Maas et al., 2010**), les épandages de boues d'épuration, les pratiques agricoles (fertilisants, pesticides...), la combustion d'hydrocarbures et autres combustibles fossiles et les gaz d'échappement des véhicules notamment pour le Pb (**Alloway, 1995**). Dans le cas de rejets atmosphériques d'activités minières et de fonderie par exemple, les dépôts peuvent affecter plusieurs dizaines de km<sup>2</sup> autour de la mine et/ou de l'usine concernée (**Rieuwerts & Farago, 1996; Martley et al., 2004; Hasselbach et al., 2005**). Dans le cas d'émissions des poussières contaminées depuis des sources ponctuelles, il a été montré que la distance à la source, la direction et la vitesse des vents, la fréquence et la quantité de précipitations, la rugosité et l'interception par l'environnement influencent sur les taux de déposition et en conséquence, les niveaux de pollution des sols (**Antonic & Legovic, 1999; Branford et al., 2004; De Ridder et al., 2004; Ali-Khodja et al., 2005; Floret et al., 2006; Rawlins et al., 2006**). De plus, les quantités et la spéciation des ETMs varient avec l'occupation du sol, les milieux boisés montrant des concentrations en ETMs dans les sols généralement plus fortes que les milieux ouverts (prairies, champs cultivés, landes...) (**Rieuwerts & Farago, 1996; Fowler et al., 2004; Ettler et al., 2005; Magiera & Zawadzki, 2007**).

Le Fer (Fe) élément très abondant montre des teneurs élevées par rapport aux autres éléments métalliques. Ses composés fortement teintés colorent les sols, fournissant de ce fait, dès la phase d'observation d'un sol sur le terrain, des précieuses indications quant à son abondance et à son état.

Il est à signaler que les valeurs les plus élevées (respectivement 4126,787 ppm ( $\pm$  883,074) et 4109,171 ppm ( $\pm$  772,053)) donc dépassent de loin les valeurs limites de **1000 ppm** définies par **AFNOR (1996) et Baize (1997)** sont observées durant la saison estivale. Ces teneurs excessives peuvent être dues aux rejets d'éventuelles unités industrielles, non répertoriées par l'Agence des Bassins Hydrographiques (ABH).

Ainsi que les valeurs élevées du fer sont dues essentiellement à l'érosion pendant les crues, à des émanations et poussières sidérurgiques provenant du complexe sidérurgique Mittal Steel (El.Hadjar) et le complexe métallurgique FERROVIAL situés à 60 km à vol d'oiseau de la région d'El-Tarf, favorisant d'avantage la fixation des métaux lourds (**Forstner, 1982, 1995**). Ces activités métallurgiques ont des apports diffus d'origine lointaine (poussières, aérosols) pouvant parcourir des centaines de kilomètres à partir de leur sources avant de se déposer (**Godin et al., 1985; Merian et al., 2004**) ou soit des apports ponctuels localisés d'origine proche liée aux activités industrielles de longues durées (**Baize, 1997**).

Les teneurs élevées en fer peuvent être liées aux conditions hydrodynamiques et physico-chimiques et surtout à la précipitation des oxydes de fer selon **Burton (1976)** et **Rodier et al. (1996)**. En effet, pendant les crues, d'une part la forte agitation par les courants favorise une bonne oxygénation augmentant ainsi la précipitation des oxydes de fer, facilitant la formation et l'agrégation des particules organiques et minérales, selon **Copin-montecut (1996)** et d'autre part l'obtention de la matière à l'état colloïdale, cette dernière constitue un support aux phénomènes d'adsorption, de complexation et de précipitation des métaux (**Sholkovitz, 1978**).

Le Plomb (Pb) introduit dans le sol ne subit que peu de transformations et migre relativement peu à travers les différents horizons. Etant peu mobile, il reste généralement fixé à la partie supérieure du sol. Il n'est pas entraîné en profondeur par le lessivage, il en résulte un gradient de concentrations selon la profondeur (**Pacyna, 1984; Pais & Benton Jones, 2000**).

Le Pb serait le micropolluant métallique le moins mobile dans le sol. Ainsi dans la gamme de pH de 6 à 9 et à concentration totale identique, le Pb serait 100 fois moins mobile que le Cd. La grande affinité de la matière organique vis-à-vis de ce métal expliquerait l'accumulation préférentielle de ce métal dans les horizons de surface (**Sanders et al., 1980**). Ceci fait qu'il est très difficile de distinguer ce qui provient des retombées atmosphériques lointaines et ce qui provient du seul cycle biogéochimique naturel.

Le **Pb** est généralement considéré comme étant fortement retenu dans les sols et donc peu mobile, en particulier en conditions réductrices (**Coynel et al., 2004**). Cet élément peut être associé aux sulfates et aux carbonates mais aussi aux argiles et à la matière organique suivant le pH. Cet élément a beaucoup d'affinités avec le cadmium et le zinc (**Mosser, 1980**).

En effet, le Plomb est utilisé comme antidétonant dans les carburants (**Durand, 2003**), il s'accumule dans les horizons de surface (**Fernandez-Cornudet, 2000**).

On estime que plus de 95 % du plomb susceptible de contaminer l'environnement par retombées atmosphériques aurait pour origine le trafic automobile. Il peut avoir

aussi comme source; les usines traitant le minerai ou réalisant la récupération des batteries.

L'utilisation du plomb est directement liée à la métallurgie ; dans l'antiquité, pour la production de la monnaie, les canalisations et la vaisselle; mais actuellement dans l'industrie, l'imprimerie, les peintures et les carburants automobiles. Cette dernière utilisation qui consistait à ajouter du plomb à l'essence comme antidétonant est aujourd'hui prohibée (**Miquel, 2001**).

Dans notre cas, les teneurs moyennes du Pb enregistrées durant les deux saisons sont respectivement 181.771 ppm ( $\pm 42,724$ ) et 188,583 ppm ( $\pm 40,715$ ) avec des valeurs maximales enregistrées en partie amont de l'oued Bounamoussa. Les retombées de plomb dépassent de loin les valeurs limites de **100 ppm** définies par **AFNOR (1996) et Baize (1997)**.

Ces concentrations élevées de du Pb en partie amont de l'oued Bounamoussa par rapport aux autres sites sont en rapport avec leur proximité avec le réseau routier générant une pollution plombique. Ceci est en accord avec des études précédentes faites ailleurs (**Garcia & Millan, 1998 ; Maas et al., 2010 ; Škrbić & Đurišić-Mladenović, 2013 ; Modrzewska & Wyszowski, 2014**).

Le Zinc (**Zn**) est lié dans le sol aux oxydes de fer hydratés et aluminium (14 à 38% de Zn total) et aux argiles (24 à 63%) (**Sander et al., 1980**). Le sol peut être également enrichi par les apports anthropogènes: activités minières et industrielles, épandage agricole, activités urbaines et trafic routier. A peu près toutes les surfaces contenant des quantités importantes de Zn sont les résultats d'activités humaines. Les apports du Zn par voie atmosphérique sont attestés par de nombreux travaux comme: **Sanders et al., 1980 et Babich et Stotzky, 1980**.

Le Zn est considéré comme très mobile (**Goulding & Blake, 1998**). Les formes les plus mobiles seraient facilement adsorbées par les constituants organiques et minéraux du sol, de sorte que le Zn tendrait à s'accumuler dans les horizons de surface de la plupart des profils des sols (**Sanders et al., 1980**). La fraction mobile de Zn représente 1 à 20 % et ses complexes avec la matière organique 1,5 à 2,3% (**Gupta et al., 1996**). Selon **Goulding & Blake (1998)** en moyenne 65% de Zn soluble dans les sols se trouvent associés aux amines et aux acides fulviques, tandis que les complexes insolubles sont associés aux acides humiques.

L'absorption de Zn peut être influencée par l'interférence entre Zn et les autres métaux lourds, surtout avec Cd aux effets antagonistes (**Adriano, 2001**). Des effets dépressifs ont été remarqués entre Zn d'une part et Cu, Fe, Cr et Mn d'autre part (**Badawy et al., 2002**). A des pH > 6, des carences peuvent apparaître sur des sols originellement pauvres en Zn (**Eick et al., 1999**).

En ce qui concerne les sols de notre zone d'étude, les teneurs moyennes en Zinc a savoir 8,521 ( $\pm 3,747$ ) et 8,518 ppm ( $\pm 3,035$ ) respectivement pour les deux saisons, bien qu'inférieures et très loin de dépasser les teneurs admissibles dans les sols (à **300 ppm**; normes d'**AFNOR, 1996; Baize, 1997 ; Bentellis-Mosbah et al., 2003**) sont aussi inférieures à celles qui sont considérées comme normales dans les sols (**Kloke, 1980**) ce qui induit que notre zone d'étude ne présente aucune pollution par le Zinc.

Le Manganèse (**Mn**) est l'un des oligoéléments les plus importants pour les croissances des végétaux ligneux. La plus grande partie de Mn est présente sous

forme d'oxydes manganiques trivalents ou tétravalents alors qu'une faible fraction se trouve à l'état de  $Mn^{2+}$  (l'état soluble ou l'état échangeable). Il peut être relargué dans les eaux, de manière naturelle par lessivage des terrains miniers. Il est intéressant également de signaler que le drainage des sols et litières peut entraîner une certaine quantité de manganèse dans les eaux (**Kirchner & Brabowxski, 1972**).

La principale source de rejet de Mn dans les eaux concerne le décapage d'alliage métallique comportant du manganèse. Ces opérations résultent de la dissolution d'ions manganoux et la présence de ces ions dans les bains usés de décapage et les eaux de rinçage (**Belabed, 2010**).

Dans notre étude, les teneurs du Mn dans la zone d'étude à savoir respectivement pour les deux saisons : 85,097 ppm ( $\pm 19,390$ ) et 84,140 ppm ( $\pm 29,572$ ) sont loin de dépasser les valeurs limites de **270 ppm (Baize, 1997)** donc notre zone d'étude est non polluée par le Mn.

## CONCLUSION

Nos résultats obtenus montrent qu'au sein de la région d'étude, les propriétés des sols peuvent évoluer de façon considérable en fonction des caractéristiques physico-chimiques.

Les résultats obtenus indiquent que nos sols présentent une faible conductivité électrique au cours des deux saisons de sorte que nos sols ne sont pas salés. Ainsi qu'ils sont moyennement élevés en matière organique et en carbone organique. Alors que les teneurs du calcaire total sont inférieures à 5 % ce qui induit que les sols de nos échantillons de la zone d'étude sont peu calcaires.

En comparant les concentrations saisonnières révèlent un peu plus fort en saison humide (Avril) qu'en saison sèche (Septembre), cette différence est due à la dilution par l'eau de pluie. Le pH du sol de notre zone d'étude a un caractère alcalin très alcalin, tandis que  $pH_{KCl}$  a un caractère neutre. Ainsi que nos sols sont moins humides. Ces valeurs sont en relation avec la texture du sol, car les sols argilo-limoneux à texture fine retiennent plus d'eau que les sols sableux à structure particulaire. La porosité totale des sols varie entre les classes des sols moyennement poreuses et très poreuses. L'analyse granulométrique sur le triangle textural montre que les sols analysés présentent des textures argileuses, argile sableuses, limon argilo-sableuse et limon argileuse avec une dominance des textures argileuses et sableuses.

La CEC résulte bien sûre des propriétés cumulées des argiles et des matières organiques qui fait référence en science du sol à la notion de complexe argilo humique. Notre zone d'étude présente une CEC moyenne qui ne dépasse pas 20 meq/100g sol et les sols sont insaturés avec aussi un taux de saturation qui ne dépasse pas 85%.

Concernant la répartition des 08 métaux lourds à savoir Zn, Fe, Pb, Mn, Cd, Hg, Cu et Co dans les sols de la région d'étude, les résultats montrent une distribution spatio-temporelle assez variable des ETMs (Zn, Fe, Pb et Mn) alors que les ETMs comme Cd, Hg, Cu et Co ne suscitent aucune inquiétude permettant ainsi d'énoncer que notre zone est non polluée par ces éléments et cela durant les deux saisons et ne

montrent aucune contamination par ces éléments métalliques donc ils ne présentent aucune nuisance à l'environnement.

D'après tous ces résultats, le comportement géochimique des métaux au sein de l'environnement a permis de classer ces polluants par ordre croissant de mobilité de la manière suivante :

Les origines des contaminations par les métaux lourds sont multiples. Les apports de métaux sont d'origines très variées: sol, engrais, produits phytosanitaires, boues résiduaires, irrigation, pollutions urbaines ou industrielles...etc.

On note qu'au niveau des neuf (09) stations de prélèvement, les teneurs des métaux lourds se caractérisent soit par une baisse, soit par un accroissement.

Concernant la répartition des quatre (04) métaux lourds (Zn, Mn, Pb et Fe) dans les sols de la région d'étude montrent une distribution spatio-temporelle assez variable et suivent une évolution saisonnière et se répartissent selon un cycle saisonnier, montrant un accroissement se faisant dans le sens saison humide, saison sèche; ces facteurs environnementaux seront favorables pour l'accumulation des polluants. Pour la saison de l'été, en raison de l'absence des pluies (pas de lessivages des polluants) les ETMs persistent dans le sol ce qui entraîne leur accumulation dans les sols.

Cependant les valeurs du Fer et du Plomb sont plus élevées dépassent de loin les valeurs limites. En ce qui concerne le Zinc et le Manganèse, leurs teneurs moyennes bien qu'inférieures aux teneurs admissibles dans les sols, sont aussi inférieures à celles qui sont considérées comme normales dans les sols.

L'oued Bounamoussa comportant tout au long de son parcours, divers champs et cultures, les teneurs élevées enregistrées aussi bien dans certaines stations qu'à un degré moindre, dans d'autres stations peuvent être également dues à l'utilisation irrationnelle d'engrais phosphatés au niveau des stations en question. En effet, les engrais phosphatés sont connus pour leur richesse en ETM, en particulier ceux d'origine algérienne.

## CONCLUSION GENERALE

A l'issue de la présente étude, la région d'étude est un important pôle agricole dans l'Est Algérien mais malheureusement elle souffre d'une menace réelle sur le milieu naturel qui se distingue par des déchets solides urbains, rejets d'eaux usées urbaines et industrielles, utilisation des épandages d'engrais et de pesticides d'où l'existence éventuelle d'une pollution industrielle et agricole.

L'étude réalisée sur la qualité physico-chimique des eaux superficielles et des sols (les horizons de surface) des différentes stations prospectées de la zone d'étude, a permis de dégager les conclusions suivantes :

L'analyse des données climatiques reste primordiale pour mener à bien toute étude hydrogéologique, elle permet de mettre en évidence l'importance des facteurs climatiques intervenant dans les écoulements.

L'étude climatologique attribue à notre zone d'étude un climat méditerranéen subhumide, caractérisé par deux saisons d'inégales durées, un hiver doux et humide allant de Septembre à Mai et un été chaud et sec relativement court durant les mois de Juin, Juillet et Août. La région d'étude reçoit des précipitations annuelles moyennes de l'ordre de 627,9 mm à la station de Ben M'hidi et 813,12 mm à la station de la Cheffia ainsi que de températures annuelles moyennes de l'ordre de 17,69 °C à la station de Ben M'hidi et 25,07 °C à la station de la Cheffia. En effet un déficit agricole est enregistré à partir du mois de Juin jusqu'au mois d'Octobre, ce qui correspond à la période des basses eaux et également la saison durant laquelle on irrigue.

L'évapotranspiration atteint son maximum au mois d'Aout (102,45 mm) à la station de Ben M'Hidi et au mois de Juillet (243,93 mm) à la station de la Cheffia période pendant laquelle, l'Oued Bounamoussa reçoit des lâchers du barrage.

Afin de rattraper ce déficit, les agriculteurs puisent de l'eau des Oueds souvent pollués et font contaminer non seulement leurs cultures, mais aussi les eaux superficielles ainsi que souterraines de la plaine. Donc la connaissance de la qualité physico-chimique des eaux d'irrigation, est une étape très importante, dans l'étude de l'impact de cette pratique sur les eaux de la nappe alluviale de Bounamoussa.

Les conséquences des changements climatiques sur les ressources en eau seront principalement d'action quantitative. Cette perturbation de potentiel en eau de surface se retournera aussi au niveau de la qualité des eaux des cours d'eau et des aquifères. Enfin les changements de températures et de précipitations pourraient réduire l'humidité des sols et l'écoulement annuel. Donc des conséquences importantes sur les ressources en eau disponibles pourraient avoir lieu avec un impact certain au niveau social, économique et écologique.

Les eaux d'irrigation, au niveau des seuils d'irrigation sont menacées en permanence par la pollution, étant donné que l'Oued Bounamoussa est un milieu récepteur de tous types de rejets déversés à l'état brut en absence des stations d'épuration.

Concernant la qualité des eaux superficielles, la variation des paramètres physico-chimiques des eaux est sous influence des changements périodiques de la température « période des crues et période d'étiage », précipitations et évaporations.

L'étude hydrochimique réalisée nous a permis d'appréhender l'origine naturelle, industrielle, agricole ou urbaine du chimisme des eaux de surface de la région d'étude.

Les analyses des eaux superficielles montrent une minéralisation moyenne et accentuée avec un aspect neutre demandent certaines précautions telles le lessivage, pouvant diminuer le rendement des plantes sensibles et provoquer une salinisation lente du sol d'où la nécessité de cette recherche. Ainsi que les faibles teneurs en sels solubles, ne présentent aucun risque immédiat pour son utilisation en irrigation.

L'évolution des teneurs des cations et des anions qui présente le même ordre d'abondance décroissant pour les deux saisons comme suit:  $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{+2} > \text{Mg}^{+2} > \text{K}^+$  pour les cations et

$\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{NO}_2^-$  pour les anions avec absence des carbonates et bicarbonates. Les relations entre les différents cations indiquent l'existence des réactions d'échange ioniques entre les solutions du sol et le complexe adsorbant.

L'effet de l'activité agricole est marqué par les teneurs assez élevées en cations et en anions surtout au Nord de la zone d'étude où s'exerce une activité intense.

Le faciès chimique des eaux de surface de l'oued Bounamoussa permet de comprendre les relations qui existent entre les paramètres chimiques de cette eau ainsi que leurs origines. Le faciès le plus prédominant de ces eaux est le faciès chloruré sodique. Cette plaine offre une eau douce, d'excellente qualité pour l'irrigation.

Concernant les analyses de contrôle de qualité des eaux destinées à l'irrigation de cette région de l'extrême Nord-Est Algérien. Nous avons réalisé l'analyse de tous les paramètres caractérisant la salinité, pendant les deux campagnes, a permis d'évaluer la qualité de ces eaux. Selon les valeurs moyennes du SAR qui reste entre classe excellente ainsi que les autres paramètres à savoir le rapport d'adsorption de Magnésium (MAR), le pourcentage de sodium ( $\text{Na}\%$ ), le pourcentage de sodium soluble (SSP), le Carbonate du Sodium Résiduel (RSC) et Solides Totaux Dissous (TDS) qui sont important paramètres pour déterminer l'aptitude de l'eau pour l'irrigation utilise donc les eaux présentent aucun danger d'alcalinisation et pourraient être utilisées en irrigation. Les valeurs globales ont indiqué que l'eau de surface dans la zone d'étude est admissible donc approprié pour l'irrigation et peut être appliquée à des fins d'irrigation sans aucun danger alcalin ou de bicarbonate et de magnésium.

L'interprétation des différents résultats obtenus a permis de déterminer les propriétés physiques et chimiques des eaux superficielles. L'utilisation des diagrammes de représentation graphique des eaux (diagramme de Piper, Riverside et Schoeller-Berkaloff) a permis de confirmer la dominance les ions responsables des faciès chimiques des eaux et les formations géologiques à l'origine de ces faciès.

Les lâchers du barrage de La Cheffia, joue un rôle important dans l'amélioration de la qualité des eaux de l'Oued Bounamoussa, dont l'utilisation devient possible avec précautions dans les domaines d'irrigation. Ces rejets contenus dans l'eau ont des effets néfastes sur le sol et l'agriculture et peuvent engendrer des risques sanitaires pour les agriculteurs qui sont en contact avec ces eaux et pour les consommateurs des produits agricoles.

**Parallèlement**, les résultats obtenus sur la pédologie des sols ont une faible conductivité électrique au cours des deux saisons de sorte qu'ils ne sont pas salés. Ainsi qu'ils sont moyennement élevés en matière organique et en carbone organique. Alors que les teneurs du calcaire total sont inférieures à 5 % ce qui induit que les sols de nos échantillons de la zone d'étude sont peu calcaires. Dans ce cas de figure, le recours à la fertilisation par des engrais minéraux ou organiques est indispensable pour la mise en valeur de ces sols.

En comparant les concentrations saisonnières révèlent un peu plus fort en saison humide (Avril) qu'en saison sèche (Septembre), cette différence est due à la dilution par l'eau de pluie.

Le pH du sol de notre zone d'étude a un caractère alcalin à très alcalin, tandis que  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  a un caractère neutre. Ainsi que nos sols sont moins humides. Ces valeurs sont en relation avec la texture du sol, car les sols argilo-limoneux à texture fine retiennent plus d'eau que les sols sableux à structure particulière. La porosité totale des sols varie entre les classes des sols moyennement poreuses et très poreuses. L'analyse granulométrique sur le triangle textural montre que les sols analysés présentent des textures argileuses, argilo-sableuses, limono-argilo-sableuse et limono-argileuse avec une dominance des textures argileuses et sableuses.

Les résultats obtenus révèlent concernant la répartition des 08 éléments traces métalliques à savoir : Fer, Cadmium, Cobalt, Plomb, Cuivre, Zinc, Mercure et Manganèse présents dans les horizons de surface des sols de la zone d'étude montrent une variation spatiotemporelle assez variable pour : Fer, Plomb, Zinc et Manganèse tandis que les reste des ETMs (Cadmium, Cobalt, Cuivre et Mercure) ne montrent aucune contamination et ils ne présentent aucune nuisance à l'environnement. Il nous est difficile (faute de données sur le fond géochimique des sols algériens) de différencier avec certitude la quote-part de métaux de nature endogène de celle d'origine anthropique (domestique et agricole). Il faut se garder de considérer ces faibles teneurs comme une garantie écartant tout risque de contamination ou de pollution. En effet, si ces teneurs totales ne donnent aucun renseignement sur la mobilité des métaux dans les sols ou sur leur biodisponibilité, mais seulement l'expression d'un danger potentiel d'un sol qui peut présenter une menace pour les végétaux

Les fluctuations des concentrations des ces derniers suivent une évolution saisonnière, ils se répartissent selon un cycle saisonnier, montrant un accroissement se faisant dans le sens saison humide, saison sèche. Les concentrations les plus élevées sont révélés durant la saison sèche pour la plus part des éléments traces métalliques à savoir le Fer et le Plomb qui présentent des teneurs moyennes supérieures et qui dépassent largement les normes pour les métaux lourds, alors que Zinc et Manganèse montrent qu'il y a une contamination qui reste en dessous des normes. L'affinité de quelques éléments traces métallique peut être expliquée par l'association avec des éléments majeurs (sous certaines conditions, en particulier le pH et la texture du sol).

L'oued Bounamoussa comportant tout au long de son parcours, divers champs et cultures, les teneurs élevées enregistrées aussi bien dans certaines stations que, à un degré moindre, dans d'autres stations peuvent être également dues à l'utilisation irrationnelle d'engrais phosphatés au niveau des stations en question. En effet, les engrais sulfurés et/ou phosphatés sont connus pour leur richesse en ETM, en particulier ceux d'origine Algérienne. Le caractère saisonnier de cette contribution anthropique d'engrais sulfurés et/ou phosphatés a été mis en évidence par ailleurs et est probablement induit par une contribution plus importante du lessivage des sols à l'alimentation des eaux des rivières en période hivernale.

D'après les bilans généraux des résultats, on constate que la zone d'étude est une zone à double influence naturelle et anthropique (domestique et agricole)

Ce travail nous a permis quelques avancées dans la connaissance de l'origine et des caractéristiques de la pollution métallique dans des sols agricoles. Il nous a également avertit du danger que peut subir l'homme. Il a également mis en évidence des points d'ombre nécessitant de plus amples recherches.

Par ailleurs, il est intéressant de pouvoir confronter les résultats relatifs à ces sites à ceux obtenus sur d'autres sites afin d'envisager une généralisation des tendances observées et également de pouvoir proposer des mesures pratiques pour contrôler ou atténuer les effets de cette pollution.

L'impact de la pollution chimique et organique de l'Oued Bounamoussa sur la qualité des eaux superficielles de la région d'étude est évident, surtout que la région est à vocation agricole et reste une grande utilisatrice des eaux d'irrigation à partir de l'oued Bounamoussa, vulnérable à la pollution.

Il serait aussi intéressant de poursuivre cette étude par une approche de modélisation des phénomènes, ce qui permettra d'estimer les risques de migration des polluants ou les capacités d'accumulation et à plus grande échelle de temps. L'emploi de méthodes permettant un suivi de l'évolution de la spéciation, en conjonction avec ces expériences, permettrait d'en mieux étayer les conclusions.

Il convient de souligner que les résultats obtenus dans le cadre de cette thèse concernent notre zone d'étude et ne peuvent pas être généralisées.

Depuis l'antiquité les activités anthropiques et particulièrement agricoles se développent de préférence à proximité des cours d'eau et mieux encore là où le plan d'eau est facilement accessible.

La plaine de Bounamoussa, qui tire son nom de l'oued qui la traverse se caractérise par des sols argileux et argilo-sableux généralement très fertile.

Les données recueillies au cours de notre étude ont permis de dresser un portrait de la qualité physico-chimique des eaux de surface:

L'étude de la qualité chimique des eaux superficielles de cet oued a permis de déterminer que les bilans ioniques des eaux sont caractérisés par une dominance du sodium puis le calcium parmi les cations, et le chlorure puis le sulfate parmi les anions.

Le faciès chimique des eaux de l'oued Bounamoussa permet de définir le faciès le plus prédominant de ces eaux est le faciès chloruré sodique.

Par ailleurs l'agriculture est intensément pratiquée, des parcelles sont utilisées deux fois par an, ce qui nécessite un double dosage en engrais. L'absence de station d'épuration permettant l'élimination des polluants, ne fait qu'accroître la dégradation de la qualité des eaux.

Les analyses chimiques des eaux prélevées durant les deux saisons sèche et humide, ont permis d'évaluer la qualité de ces eaux.

Les valeurs globales ont indiqué que l'eau de surface dans la zone d'étude peut être appliquée à des fins d'irrigation sans aucun danger.

Selon la valeur moyenne du SAR qui reste en classe excellente ainsi que les autres paramètres à savoir MAR, Na%, SSP, RSC et TDS.

Les lâchers du barrage de la Cheffia, jouent un rôle important dans l'amélioration de la qualité des eaux superficielles de l'oued Bounamoussa, dont l'utilisation devient possible avec précautions dans les domaines d'irrigation. Ces rejets contenus dans l'eau ont des effets néfastes sur le sol et l'agriculture et peuvent engendrer des risques sanitaires pour les agriculteurs qui sont en contact avec ces eaux et pour les consommateurs des produits agricoles. Les propriétés des sols peuvent évoluer de façon considérable en fonction des caractéristiques physico-chimiques.

Les résultats obtenus indiquent que nos sols présentent une faible conductivité électrique au cours des deux saisons de sorte que nos sols ne sont pas salés. Ainsi qu'ils ont une teneur moyennement élevée en matière organique. Alors que les teneurs du calcaire total sont inférieures à 5 % ce qui induit que les sols de la zone d'étude sont peu calcaires.

La réaction de nos sols est alcaline ( $pH_{eau}$ ), tandis que  $pH_{KCl}$  a une valeur neutre. Ces valeurs sont en relation avec la texture du sol. L'analyse granulométrique fait ressortir des textures argileuses, argilo-sableuses, limono-argilo-sableuse et limono-argileuse avec une dominance des textures argilo-sableuses avec une capacité d'échange cationique ne dépassant pas

20 méq/100g, et un taux de saturation proche de 85%.

Concernant la répartition des 08 métaux lourds à savoir Zn, Fe, Pb, Mn, Cd, Hg, Cu et Co dans les sols de la région d'étude, les résultats montrent une distribution spatio-temporelle assez variable des ETMs (Zn, Fe, Pb et Mn) alors que les ETMs comme Cd, Hg, Cu et Co ne suscitent aucune inquiétude permettant ainsi d'énoncer que notre zone est non polluée par ces éléments et cela durant les deux saisons.

Les apports de métaux sont d'origines très variées: sol, engrais, produits phytosanitaires, boues résiduaires, irrigation, pollutions urbaines ou industrielles...etc.

Au niveau des stations de prélèvement, les teneurs des métaux lourds se caractérisent soit par une baisse, soit par un accroissement.

Concernant la répartition des quatre (04) métaux lourds (Zn, Mn, Pb et Fe) dans les sols, il semble que les facteurs environnementaux sont favorables pour l'accumulation des polluants.

L'oued Bounamoussa comportant tout au long de son parcours, divers champs et cultures, les teneurs élevées enregistrées aussi bien dans certaines stations qu'à un degré moindre, dans d'autres stations peuvent être également dues à l'utilisation irrationnelle d'engrais phosphatés au niveau des stations en question. En effet, les engrais phosphatés sont connus pour leur richesse en ETM, en particulier ceux d'origine Algérienne.

D'une manière générale, et malgré une forte exploitation des sols de cette région et une utilisation mal contrôlée des eaux de l'oued Bounamoussa, nos sols restent d'une richesse exceptionnel qui mérite un suivie et un contrôle du chimisme des sols et des eaux.

### **Recommandations et perspectives**

Pour remédier à cette situation des mesures d'urgence doivent être prises :

- ☞ Des campagnes de contrôle de la qualité des eaux et du sol doivent être effectuées d'une manière systématique pour prévoir toute augmentation excessive des teneurs en éléments toxiques.
- ☞ La sensibilisation des utilisateurs de l'eau à modérer leur consommation et à moins polluer : des taxes fondées sur le principe du "pollueur-payeur" ont été instituées et doivent être appliquées. Ce sont des taxes sur les prélèvements et les redevances de pollution.
- ☞ La diminution des sources de pollutions diffuses d'origine agricole.
- ☞ Utilisation rationnelle des engrais dans l'agriculture et choisir le type des plantes qui adsorbent mieux les composée azotés et sulfatés.
- ☞ Appliquer des techniques de traitement et dépollution du sol in situ convenable pour chaque type de pollution à travers la zone d'étude.
- ☞ L'aménagement des terrains et des lieux de stockage des métaux pour qu'ils ne contribuent pas à la libération des ions métalliques lors de leur oxydation (7% des entreprises exercent cette activité).
- ☞ L'élaboration et la mise en œuvre d'une politique dans le domaine de l'agriculture et du développement rural qui est chargé entre autres :
- ✓ D'étudier et d'élaborer une stratégie d'intervention visant l'amélioration et la restructuration du secteur agricole ;
- ✓ De prendre les dispositions nécessaires pour rationaliser l'utilisation des ressources en eau pour l'irrigation.
- ✓ Un suivi régulier et une rationalisation de l'utilisation des eaux et des sols est nécessaire pour une exploitation durable de ces terres agricoles.

## ملخص

وادي بوناموسة تقع في أقصى شمال شرق الجزائر، تمثل المستودع الطبيعي الرائع من المياه الجوفية والمياه السطحية من المساهمة السنوية الرئيسية في منطقة الطارف على الرغم من تقلب هطول الأمطار من سنة لأخرى.

في هذا الفضاء، والماء هو عامل الدافعة للتنمية الصناعية، السياحية، الزراعية، الحضرية والريفية في المنطقة، تتطلب تعبئة بكميات ضخمة. في الواقع، هناك مساحة واسعة من الأراضي الزراعية، والتي تحتل معظم سطح المنطقة وهو خزان رئيسي لمياه السطحية: سد الشافية. تحقيقا لهذه الغاية، كيمياء المياه السطحية والتربة في سهل بوناموسة غالبا ما يتأثر بتأثير حل الجيولوجية والتصريفات الصناعية وخاصة الزراعية.

من أجل تقييم مبدئي لتلوث المياه السطحية والتربة، قد أجريت دراسة منهجية للتحقق من الحالة الراهنة للكيمياء المياه وتطورها في الزمان والمكان وفقا لاختلاف المعايير الفيزيائية والكيميائية للمياه وقدرتها على الري من جهة، وعلى تحليل المعايير الفيزيائية والكيميائية لآفاق سطح التربة ومحتوى العناصر المعدنية النادرة و غير المعدنية للمنطقة (الرصاص، الكاديوم، الحديد، الزنك، النحاس، الكوبالت، الزئبق و المنغنيز) باستخدام ICP-MS.

أظهرت نتائج التحاليل الفيزيائية والكيميائية لهذه المياه التطور التدريجي للقيم العناصر الكيميائية على طول نهر بوناموسة مع متوسط تمعدن والرقم الهيدروجيني محايدة مع التدرج وزيادة طفيفة من المنبع إلى المصب، التي تؤهلهم من نوعية ممتازة ومياه منطقة الدراسة لدينا هي ضعيفة للغاية في الأملاح القابلة للذوبان وأنه لا يعرض لخطر فوري لاستخدامها في الري. تطور متوسط مستويات الكاتيونات والأنيونات الحالية تتبع نفس الترتيب التنازلي من حيث الوفرة لكلا الموسمين على النحو التالي  $Na^+ > Ca^{+2} > Mg^{+2} > K^+$   $Cl^- > SO_4^{-2} > NO_3^- > NO_2^-$

تفسير النتائج المختلفة التي تم الحصول عليها سمح لتحديد الخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه السطحية. أكد استخدام المخططات البيانية للماء (شكل بايبر، ريفرسايد وشولر - باركلفور) هيمنة أيونات سحنة المياه الكيميائية والتكوينات الجيولوجية المسؤولين عن أصل هذه السحنة.

تبين دراسة نوعية التربة تمعدن، ينتقل للتربة ويؤدي إلى تدهور نوعيتها. تم الكشف عن أربعة عناصر المعدنية في التربة التي يتم تحليلها (الحديد والمنغنيز والرصاص والزنك)، والقيم المسجلة (باستثناء المنغنيز والزنك) هي أعلى بشكل واضح للمعيار، وخاصة بالقرب من مواقع في النشاط الزراعي المكثف والتصريفات الصناعية، مما يؤكد تأثير هذه البيانات على النظام البيئي الزراعي في المنطقة. في حين المواد وهي الكاديوم والزنك والنحاس والكوبالت لا تظهر أي تلوث، وأنها لا تمثل ضررا للبيئة. ولذلك يتصرف وادي بوناموسة كمصدر منتشر للملوثات طوال مجراه.

نتائج التحليل الإحصائي تؤكد تلك التي حصلنا عليها في المختبر، وكشفت لأول مرة التباين بين محطات الفترة البيئية (التباين بين المواقع)، والتقلب الثاني المحتمل بين مواسم (التباين بين موسمي).

**كلمات البحث:** المياه السطحية، التربة الزراعية، وادي بوناموسة، المعادن الثقيلة، ICP-MS، التلوث.

## ABSTRACT

Wadi Bounamoussa, located in the extreme Northeast of Algeria, represents a remarkable natural reservoir of superficial and underground waters of El Tarf region by its annual contribution, despite rainfall variability from one year to other.

In this space, water is the driving force behind the industrial, tourist, agricultural, urban and rural development of the region, requiring its mobilization in enormous quantities. In fact, there is a large area of farmland, which occupies most of the surface of the region, a major surface water reservoir: the Cheffia dam.

To this end, the chemistry of surface water and soil in the plain of Bounamoussa is often influenced by the dissolution of geological formations, industrial discharges and especially agricultural activity.

In order to evaluate preliminarily the pollution of surface water and soils, the study methodology was carried out in order to check the current state of water chemistry, its evolution over time and in space depending on the variation of the physicochemical parameters of the water as well as their aptitudes for irrigation on the one part, and on the physicochemical analysis of the soil surface horizons and the content of metallic and non-metallic trace elements (Pb, Cd, Fe, Zn, Cu, Co, Hg, and Mn) using an ICP-MS.

The results of the physico-chemical analyzes of these waters show a gradual evolution of the values of certain chemical elements along the wadi Bounamoussa with an medium mineralization and a neutral pH with a slight increasing gradient from the upstream to the downstream, which qualifies them as excellent quality. As well as the waters of our study area are very poor in soluble salts and present no immediate risk for its use in irrigation.

the spatiotemporal evolution of the medium contents of cations and anions shows the same order of abundance decreasing for both seasons as follows:  $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{+2} > \text{Mg}^{+2} > \text{K}^+$  and  $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{-2} > \text{NO}_3^- > \text{NO}_2^-$ . The physical and chemical properties of the surface water were determined by interpreting the different results obtained. The use of graphical water graphs (Piper, Riverside and Schoeller-Berkaloff Diagram) made it possible to define the dominant ions responsible for the chemical facies of the waters and the geological formations at the origin of these facies.

The study of soil quality shows that mineralization transmitted to the soil and leads to deterioration of its quality. Four metallic elements were detected in the analyzed soils (Fe, Mn, Pb and Zn). The values recorded (except for Mn and Zn) are significantly higher than standards or norms, particularly near sites with heavy agricultural activity and industrial discharges, confirming the impact of these releases on the agro-system in the region. While the ETMs, namely Cd, Hg, Cu and Co, show no contamination and do not present a nuisance to the environment. Wadi Bounamoussa will therefore act as a diffuse source of contaminants throughout its passage.

The results of the statistical analysis confirm those obtained in the laboratory and reveal first variability between intra-season stations (inter-site variability) and secondly a potential variability between the two seasons (inter-season variability).

**Keywords:** surface water, agricultural soils, Wadi Bounamoussa, heavy metals, ICP-MS, pollution.

## RESUME

L'oued Bounamoussa situé dans l'extrême Nord-Est Algérien, représente un réservoir naturel remarquable d'eaux superficielles et souterraines de la région d'El Tarf par son apport annuel important et ce malgré la variabilité pluviométrique d'une année à une autre.

Dans cet espace, l'eau représente le facteur moteur du développement industriel, touristique, agricole, urbain et rural de la région, nécessitant sa mobilisation en quantités énormes. En effet, on y trouve une superficie importante des terres agricoles, qui occupe la majorité de la surface de la région, un principal réservoir d'eau superficielle, le barrage de la Cheffia.

A cet effet, la chimie des eaux superficielles et du sol dans la plaine de Bounamoussa est souvent influencée par l'effet de la dissolution des formations géologiques, les rejets industriels et surtout l'activité agricole.

Dans le but d'évaluer de façon préliminaire la pollution des eaux superficielles et des sols, la méthodologie d'étude a été menée afin de contrôler l'état actuel de la chimie des eaux, son évolution dans le temps et dans l'espace en fonction de la variation des paramètres physico-chimiques de l'eau ainsi que leurs aptitudes à l'irrigation d'une part, et sur l'analyse physico-chimiques des horizons de surface des sols et la teneur des éléments traces métallique et non métalliques du sol de la région (Pb, Cd, Fe, Zn, Cu, Co, Hg et Mn) à l'aide d'un ICP-MS.

Les résultats des analyses physico-chimiques de ces eaux montrent une évolution progressive des valeurs de certains éléments chimiques le long de l'oued Bounamoussa avec une minéralisation moyenne et un pH neutre avec un léger gradient croissant de l'amont vers l'aval, ce qui les qualifie d'excellente qualité. Ainsi que les eaux de notre zone d'étude sont très pauvres en sels solubles et ne présente aucun risque immédiat pour son utilisation en irrigation. L'évolution spatiotemporelle des teneurs moyennes des cations et anions présente le même ordre d'abondance décroissant pour les deux saisons comme suit:  $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{+2} > \text{Mg}^{+2} > \text{K}^+$  et  $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{-2} > \text{NO}_3^- > \text{NO}_2^-$ . L'interprétation des différents résultats obtenus, a permis de déterminer les propriétés physiques et chimiques des eaux superficielles. L'utilisation des diagrammes de représentation graphique des eaux (diagramme de Piper, Riverside et Schoeller-Berkaloff) a permis de confirmer la dominance les ions responsables des faciès chimiques des eaux et les formations géologiques à l'origine de ces faciès.

L'étude de la qualité du sol montre une minéralisation s'est transmise vers les sols et conduit à la détérioration de sa qualité. Quatre éléments métalliques ont été détectés dans les sols analysés (Fe, Mn, Pb et Zn), les valeurs enregistrées (excepté Mn et Zn) sont nettement supérieures aux normes, particulièrement à proximité des sites en activité agricole intense et rejets industriels, ce qui confirme l'impact des ces rejets sur l'agro-système de la région. Alors que les ETMs à savoir Cd, Hg, Cu et Co ne montrent aucune contamination et ils ne présentent aucune nuisance à l'environnement. L'oued Bounamoussa va agir par conséquent comme une source diffuse des contaminants tout au long de son parcours.

Les résultats de l'analyse statistique confirment ceux obtenus en laboratoire et révèlent d'abord une variabilité entre les stations intra-saisons (variabilité inter-site) et deuxièmement une variabilité potentielle entre les deux saisons (variabilité inter-saisons).

**Mots clés :** les eaux superficielles, les sols agricoles, l'oued Bounamoussa, les métaux lourds, ICP-MS, pollution.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- **Adriano D.C., 2001:** Trace elements in terrestrial environments. Biochemistry bio-availability and risks of metals, 2<sup>nd</sup> Edition. New York: Springer-Verlag, 867 pages.
- **Affoun S., 2006:** Ressources en eaux, mobilisation et utilisation dans le bassin versant de la Mafregh. Mémoire de Magister en Géographie et Aménagement du territoire. Département de l'aménagement du territoire. Faculté de sciences de la terre. Université Mentouri de Constantine. 223 pages.
- **AFNOR, 1994:** *Agence française de Normalisation*. « Qualité des Sols. Tome 1: Terminologie, échantillonnage et évaluation des méthodes », 2<sup>ème</sup> Edition. Paris, France.
- **AFNOR, 1996 :** Recueil des normes françaises. 5<sup>èmes</sup> éditions.1. échantillonnage et méthodes d'analyse, 2.spécifications, AFNOR, Paris.
- **Ahonon. A., 2011 :** Evaluation de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de surface dans les zones montagneuses du sud-ouest du Togo: cas du canton de lavie, mémoire de Master, Université de Lome, 42 pages.
- **Albrecht A., 1988:** Influence du système de culture sur l'agrégation d'un vertisol et d'un sol ferrallitique (Antille). Cahier ORSTOM, série Pédologie, vol XXIV N°4, pp: 333-351.
- **Ali-Khodja H., Boumegoura N. & Habbas B., 2005:** Spatio-temporal deposition fluxes of dust and trace elements around a cement plant in the vicinity of Hamma Bouziane, Algeria. *Fresenius Environmental Bulletin*, 14, pp: 237-247.
- **Alloway B.J., 1995:** Heavy metals in soils. Blackie Academic & Professional. Glasgow (UK), deuxième éd, 368 pages.
- **Annabi M., Bahri H. & Latiri K., 2009 :** Statut organique et respiration microbienne des sols du nord de la Tunisie. *Biotechnicol. Agron. Soc. Environ.*13 (3), pp : 401-408.
- **Ayers R.S. & Westcot W., 1985:** "Water quality for agriculture: FAO. Irrigation and drain", 29, pp: 101-109.
- **Antonic O. & Legovic T., 1999:** Estimating the direction of an unknown air pollution using a digital elevation model and a sample of deposition. *Ecol. Model*, 124, pp: 85-95.
- **Azalfack J.R., 2009:** Caractérisation physico-chimique et évaluation des nutriments des différents types de sols du bassin versant du MENGONG (Nsimi-Zoétéélé) et leur incidence sur la culture du maïs (*Zea Mays*). Mém. D.E.A. Fac. Sci., Univ. Yaoundé I, 60 pages.
- **Babich H. & Stotzky G., 1977:** Effect of cadmium on fungi and on interactions between fungi and bacteria in soil: influence of clay minerals and pH. *Appl Environ Microbiol*, 33 (5), pp: 1059-1066.
- **Babich H. & Stotzky G., 1980:** Environmental factors that influence the toxicity of heavy metals and gaseous pollutants to microorganisms, *Crit. Rev. Microbiol.* 8, pp: 99-145.
- **Badawy S.H., Helal M.I.D., Chaudri A.M., Lawlor K. & McGrath S.P., 2002:** Soil solidphase controls Lead activity in soil solution, *J. Environ. Qual.* 3, pp: 162-167.
- **Baechele H.T. & Wolstein F., 1985:** "Cadmium compounds in mineral fertilizers", *Proceedings of the fertilizer society*, 187, pp: 10-18.
- **Bagnouls F. & Gaussen H., 1953 :** Saison sèche et indice xérothermique. *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse* 88, pp : 193-239.
- **Bagnouls F. & Gaussen H., 1957 :** Les climats biologiques et leur classification. *Ann. Géogr.* 66, 355, pp : 193-220.
- **Bahroun S., 2006:** impact des eaux usées urbaines et industrielles sur les eaux naturelles de la région d'El Tarf. Mémoire de Magistère en Hydrogéologie. Département de Géologie. Faculté des sciences de la Terre. 160 pages.

- **Bahroun S. & Kherici Bousnoubra H., 2011:** Evaluation de l'indice de pollution organique dans les eaux naturelles. Cas de la région d'El Tarf (Nord Est algérien), *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n° 09, pp. 171-178.
- **Baize D. & Jabiol B., 1995:** Guide pour la description des sols. Collection techniques et pratiques. INRA, Paris, 375 pages.
- **Baize D., 1997:** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). Références et stratégies d'interprétation. Edition *INRA*, Paris, 408 pages.
- **Baize D., 2000 :** Teneurs totales en " métaux lourds " dans les sols français, résultats généraux du programme ASPITET. *Le Courrier de l'environnement*, 39, pp : 39-54.
- **Baize D., Deslais W. & Saby N., 2007:** Teneurs en huit éléments en traces (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn) dans les sols agricoles en France. Résultats d'une collecte de données à l'échelon national. Rapport final simplifié. ADEME. Angers, 86 pages.
- **Banton O. & Bangoy L.M., 1999:** Hydrogéologie: multisciences environnementales des eaux souterraines. Presse de l'Université du Québec, 460 pages.
- **Barbante C., Turetta C., Gambaro A., Capodaglio G. & Scarponi G., 1998:** Sources and origins of aerosols reaching Antarctica as revealed by lead concentration profiles in shallow snow. *Annals of Glaciology*, 27, pp: 674-678.
- **Barour A.A.M., 2015:** Caractérisation des eaux et des sols de la haute vallée de la Medjerda. Thèse de Doctorat. Département de Biologie. Faculté des sciences. Université Badji Mokhtar Annaba, 170 pages.
- **Belabed B.E., 2010:** La pollution par les métaux lourds dans la région d'Annaba "sources de contamination des écosystèmes aquatiques". Thèse de Doctorat en sciences de la mer. Faculté des sciences. Université Badji Mokhtar d'Annaba, 199 pages.
- **Belksir M.S., 2009 :** Hydrogéologie et hydrochimie de la nappe superficielle dans la région de l'Oued Righ et l'évaluation de sa vulnérabilité. Mémoire de Magister. Département de géologie. Faculté des Sciences de la Terre. Université Badji Mokhtar d'Annaba, 173 pages.
- **Bendjama A., Morakchi K., Meradi H., Bouraki A. Chouchane T., Belaabed B.E. & Djabri L., 2011 :** Caractérisation des matériaux biologiques issus d'un écosystème naturel « PNEK » situé au Nord-est de L'Algérie. *J.Soc. Alger .Chim.*, 21(1), pp: 45-58.
- **Bendjama A., 2014:** Variations de la qualité des eaux et son impact sur le sol des zones humides du PNEK. Thèse de Doctorat. Département des sciences de la mer. Faculté des sciences. Université Badji Mokhtar d'Annaba, 238 pages.
- **Ben Hassine H., Aloui T., Gallali T., Bouzid T., Elamri S. & Ben Hassen R., 2008 :** Evaluation quantitative et rôles de la matière organique dans les sols cultivés en zones subhumides et semi-arides méditerranéenne de la Tunisie. *Agrosolutions* 19 (2), pp : 4-12.
- **Ben Moussa A., Chahlaoui A., Rour E.H., Chahboune M. & Aboukacem A., 2012 :** Étude du changement de l'état des eaux de l'oued Khoumane à la confluence avec les eaux thermales de la source Ain Hamma Moulay MAROC. *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n° 11, pp : 17-36.
- **Ben Seghier T., 2012 :** Evaluation de la contamination métallique dans des sols agricoles situés à Maghnia (Hammam Boughrara). Mémoire de Magistère en Chimie inorganique et environnement. Département de Chimie, Faculté des Sciences, Université de Tlemcen, 111 pages.
- **Benslama M., Ibn Cherif H., Zanache H. & Djili K., 2007:** Caractérisation physicochimique des eaux de la zone humide de la Numidie orientale (Algérie), *Agrochimia*, Vol L1-N 2-3. Marzo-Guigno, 6 pages.
- **Bentellis-Mosbah A., Azzoug R., Rached O., Gharzouli R. & Soltani A., 2003:** Evaluation du niveau de contamination métallique des sols des berges de l'oued Rhumel et étude de son impact sur la végétation riveraine (en amont de la confluence

- oued Rhumel- Boumerzoug) (Constantine - Algérie). *Sciences & Technologie C* – N°20, pp : 25-38.
- **Berner R.A., 1975:** *Principles of chemical sedimentology*. Mac Graw Hill, New York, 240 pages.
  - **Berzas J.J., Garcia L.F., Rodriguez R.C. & Martin-Alvarez P., 2000:** Evolution of the water quality of a managed natural wetland: Tablas de Daimiel National Park. *Water Research*, 34, pp: 3161–3170.
  - **Briefrt C. & Perraud R., 1990:** Chimie de l'environnement : air, eau, sols, déchets. 2<sup>e</sup> éditions françaises. De Boeck, 291 pages.
  - **Boeglin J.C., 2001:** Propriétés des eaux naturelles. Technique de l'ingénieur, traité Environnement (G1110).
  - **Bonin S., 2006:** Les souhaits des personnes en fin de vie : un inventaire systématique et structure, pp : 1-48.
  - **Boulaine S., 1957:** *Les sols des plaines du Cheliff*. Thèse Doct. d'Etat. Université d'Alger, 357 pages.
  - **Boukhouna S., 2008:** Impact de l'oued Bounamoussa sur la qualité des eaux de la nappe alluviale superficielle d'El Asfour (Wilaya d'El Tarf). Mémoire de Magistère. Département de Géologie. Faculté des Sciences de la terre. Université Badji Mokhtar Annaba, 133 pages.
  - **Boulakoud Z., 2009:** variation quantitatives et qualitatives des ressources en eau des nappes superficielles de la région d'Annaba. Mémoire de Magistère. Département de Géologie. Faculté des Sciences de la terre. Université Badji Mokhtar Annaba, 139 pages.
  - **Bousnoubra H., CHettab N., Kherici N. & Rousset C.L., 2004:** Evaluation et exploitation des ressources en eau dans un système aquifère sud méditerranéen exemple de Annaba – El Tarf (Nord Est de l'Algérie). *Revue des sciences et de la technologie*. Revue Synthèse, N°13, pp : 76-84.
  - **Boyer J., 1983:** Conservation et amélioration de la fertilité. In : Bulletin technique d'information des ingénieurs des sciences agricoles, N° 379/381, Paris. France; ORSTOM, pp: 357-366.
  - **Branford D., Fowler D. & Moghaddam M.V., 2004:** Study of aerosol deposition at a wind exposed forest edge using <sup>210</sup>Pb and <sup>137</sup>Cs soil inventories. *Water Air and Soil Pollution*, 157, pp: 107-116.
  - **Bremond R. & Perrodon C., 1979:** Paramètres de la qualité des eaux. Ministère de l'environnement et cadre de vie. 2<sup>e</sup>me, 259 pages.
  - **Burton J.D., 1976:** Basic properties and processes in estuarine chemistry. In: estuarine chemistry, Ed. Burton J.D and Liss P.S, Londres, 12 pages.
  - **Butler A., 1992:** Hydrochimie de nappes des prairies humides de la rive sud de lac de Neuchâtel. *Bull. Ecol.*, t.23 (3-4), pp : 415-421.
  - **Cadet A., 2005:** Le cépage *Vitis vinifera* L. cv. fer servadou : étude de la nutrition minérale et des relations cépage, terroir, qualité du vin. Thèse de Doctorat. Institut National Polytechnique de Toulouse, 316 pages.
  - **Calvet R., 2003:** Le sol, propriétés et fonctions. Tome 1: Constitution et structure, phénomènes aux interfaces, Dunod. Paris, 511 pages.
  - **Campy M. & Meybeck M., 1995:** Les sédiments lacustres. Limnologie générale. Paris : Masson, pp. 185-226.
  - **Chabour N., 2006:** Hydrogéologie des domaines de transition entre l'Atlas Saharien et la Plateforme Saharienne à l'Est de l'Algérie. Thèse Doct, Univ. Constantine; 125 pages.
  - **Chapman J.W., Reynolds D.R. & Smith A.D., 2003:** Vertical looking radar: a new tool for monitoring high altitude insect migration. *Bioscience*, 53 (5), pp: 503-511.
  - **Chapman D. & Kimstach V., 1996:** *Selection of water quality variables. Water quality assessment: a guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring*, Chapman edition, 2<sup>nd</sup> ed. E & FN Spon, London, pp: 59-126.

- **Chaussod R., 1996 :** La qualité biologique des sols. Evaluation et implications. *Etude et gestion des sols*, 3, pp : 261-277.
- **Chorfi W. & Moheidine S., 2005 :** Contribution à l'étude hydrogéologique et bactériologique de la nappe aquifère Tébessa-Hammamet, NW de la W. Tébessa. Mémoire fin d'étude d'ingénieur, CUT, 97 pages.
- **Chouit Z., 2015 :** Evaluation des ressources en eau superficielle dans le bassin versant de l'oued Zhor. Etude de faisabilité d'un barrage. Mémoire de Magistère. Département de Géologie. Faculté des Sciences de la Terre. Université Badji Mokhtar Annaba, 135 pages.
- **Cirad-Gret A., 2002:** Ministère Français des Affaires Etrangères. Mémento de l'agronome, 5<sup>ème</sup> éd, 1691 pages.
- **Ciesielski H., Sterckeman T., 1997:** A comparison between three methods for the determination of cation exchange capacity and exchangeable cations in soils. *Agronomie* , 17, pp: 9-15.
- **Claisse D., 1995:** Surveillance du milieu marin. « Les métaux lourds dans les sédiments de la baie de Seine ».Travaux Du RNO, 25 pages.
- **Copin-montecut G., 1996 :** Chimie de l'eau de mer. Edition Institut océanographique. Paris, 319 pages.
- **Cottignies X., 1977 :** potasse et agriculture. Société commerciale des potasses et de l'azote. Mulhouse, pp : 15-37.
- **Coynel A., Schäfer J., Hurtrez J.E., Dumas J., Etcheber H. & Blanc G., 2004:** Sampling frequency and accuracy of SPM flux estimates in two contrasted drainage basins. *Science of the Total Environment*, 330, pp: 233-247.
- **CRAAQ, 2005 :** Guide de référence en fertilisation. 1<sup>ère</sup> édition, (Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement). 15 pages.
- **Davet P., 1996 :** *Vie microbienne du sol et production végétale*. INRA. Paris. 383 pages.
- **Daoud Y., Cheverry C. & Robert M., 1993:** Rôle physico-chimique du magnésium dans les sols salés des plaines du Cheliff (Algérie). *SCIENCE DU SOL*. Vol. 31,4, 281-2.
- **Décret 11-125 Qualité d'eau.** Journal Officielle de la République Algérienne N°18, 23 Mars 2011. 04 pages.
- **Degremont W, 1989 :** Mémento technique de l'eau, Technique et documentation, tome 1, 524 pages.
- **Delaunoy A., 1976:** Travaux pratiques de pédologie générale. Ed INRA, Montpellier, pp: 02-86.
- **Delas J., 2000 :** *La fertilisation de la vigne*. Editions FERET, Bordeaux., 154 pages.
- **Denison R.A. & Silbergeld E.K., 1988:** Risks of municipal solid waste incineration: an environmental perspective. *Risk analysis*, 8, pp: 343-355.
- **De Ridder K., Neiryneck J. & Mensink C., 2004:** Parametising forest edge deposition effective roughness length. *Agricultural and Forest Meteorology*, 123, pp: 01-11.
- **Derwich E., Benaabidate L., Zian A., Sadki O. & Belghity D., 2010:** Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du haut Sebou en aval de sa confluence avec Oued Fes. *Larhyss Journal*, 8, pp: 101-112.
- **Deshpande S.M. & Aher K.R., 2012:** "Evaluation of Groundwater Quality and its Suitability for Drinking and Agriculture use in Parts of Vaijapur, District Aurangabad, MS, India". *Res. J. Chem. Sci.*, 2, pp: 25-31.
- **Dexter A.R., 1988:** Advances in characterization of soil structure. *Soil & Tillage Research*, 11, pp: 199-238.
- **Dindane K., Bouchaou L., Hsissou Y. & Boutaleb S., 2007 :** Caractérisation chimique et origine des eaux de la nappe libre du Souss amont (Bassin du Souss-Massa, Maroc). *Africa Geoscience Review*, Vol. 14, No. 3, pp : 329-335.

- **Djidel M., 2004** : Etude hydrochimique des nappes côtières cas des nappes du littoral de Annaba-El Kala (Nord-Est algérien). Mémoire de Magister. Département de Géologie. Faculté des sciences. Université Badji Mokhtar d'Annaba. 127 pages.
- **Drardja B., 2007**: Structure et fonctionnement d'un milieu lagunaire méditerranéen: lagune El Mellah (El Kala, Algérie Nord-Est). Thèse de Doctorat. Faculté des sciences. Université Badji Mokhtar Annaba. 188 pages.
- **Doran J., Jones A., Arshad M. & Gilley J., 1999**: Determinants of Soil Quality and Health. In Soil quality and soil erosion par R. La 1, Soil and Water Conservation Society. p 329.
- **Doucet R., 2006**: Le climat et les sols agricoles. ed. Berger, Eastman, Québec. XV, 443pp.
- **Duchaufour P., 1980**: " Pédologie : Pédogénèse et classification ", T1, 2<sup>o</sup>ed, Masson, Paris, 477 pages.
- **Durand J.H., 1956**: Contribution à l'étude des solonetz magnésiens. *Bull. de l'AFES*, N° 077, pp : 508-513.
- **Durand J.H., 1983**: Les sols irrigables. Agence de coopération culturelle et technique. Presse Universitaire de France. Paris, 198 pages.
- **Durand C, 2003**: Caractérisation physico-chimiques des produits d'assainissement pluvial. Origine et devenir des métaux traces et des polluants organiques. Thèse de Doctorat. Faculté des sciences fondamentales et appliquées. Univ de Poitiers, 248 pages.
- **Eaton F.M., 1950**: "Significance of carbonates in irrigation water". *Soil Science*, 39, pp: 123-133.
- **Eick M.J., Peak J.D., Brady P.V & Pesek J.D., 1999**: Kinetics of lead adsorption / desorption on goethite: residence time effect, *J. Soil. Sci.* 164, pp: 28-39.
- **El Addouli J., Chahlaoui A., Berrahou A., Chafi A. & Ennabili A., 2011** : Approche de la qualité biologique de l'Oued Ouislane, au voisinage des effluents bruts de la ville de Meknes, *Larhyss Journal*, 9, pp: 21-33
- **El Hammouni N., Sinan M., Lekhlif B. & El Mahjoub L., 2012**: Évaluation de la qualité des eaux souterraines pour l'utilisation dans l'eau potable et l'agriculture : plaine de Tadla, Maroc. *Afrique SCIENCE*, 08(1), pp: 54 – 66.
- **El guamri Y. & Belghyti D., 2006**: Etude de la qualité physicochimique des eaux usées brutes rejetées dans le lac Fouarat. *Journal Africain des Sciences de l'environnement*, N °1, pp: 53-60.
- **El Mohrit M., 2005**: Hydrochimie, éléments traces métalliques, incidence écotoxicologiques sur les différentes composantes d'un écosystème estuarien (Bas Loukos). Thèse de Doctorat, faculté des sciences. Université de Rebat-Maroc. 210 pages.
- **Ekalund F., Olsson S. & Johansen A., 2003**: Changes in the succession and diversity of protozoan and microbial populations in soil spiked with a range of copper concentrations, *J. Soil. Biol. Biochem.*35, pp: 1507-1516.
- **Espiau P. & Pedro G., 1987**: Caractérisation du complexe adsorbant des sols acides: capacité d'échange effective et taux d'acidité échangeable. In *CR colloque Caen*, pp : 129-153.
- **Ettler V., Vanek A., Mihaljevic M. & Bezdicka P., 2005**: Contrasting lead speciation in forest and tilled soils heavily polluted by lead metallurgy. *Chemosphere*, 58, pp: 1449-1459.
- **Fekrache F., 2015**: contribution à l'étude de l'origine de la salinité des eaux de la Fetzara-Annaba (Algérie). Thèse de Doctorat. Département de Biologie. Faculté des Sciences. Université Badji Mokhtar Annaba. 151 pages.
- **Fernandez-Cornudet C., 2000**: Devenir du Zn, Pb et Cd issus de retombées atmosphériques dans les sols, à différentes échelles d'étude. Influence de l'usage des sols sur la distribution et la mobilité des métaux. Thèse de Doctorat de l'Institut National d'Agronomie Paris-Grignon, France, 206 pages.

- **Fetter C.W., 1994:** “*Applied hydrology*”. 3rd ed: Prentice Hall, Inc. New Jersey, pp: 420 – 425.
- **Floret N., Viel J.F., Lucot E., Dudermel P.M., Cahn J.Y., Badot P.M. & Mauny F., 2006:** Dispersion modeling as a dioxin exposure indicator in the vicinity of a municipal solid waste incinerator: A validation study. *Environmental Science and Technology*, 40, pp: 2149-2155.
- **Fowler D., Skiba U., Nemitz E., Choubedar F., Branford D., Donovan R. & Rowland P., 2004:** Measuring aerosol and heavy metal deposition on urban, woodland and grass using inventories of <sup>210</sup>Pb and metal concentrations in soil. *Water Air and Soil Pollution*, 4, pp: 483-499.
- **Garcia R., & Millan E., 1998:** Assessment of Cd, Pb and Zn contamination in roadside soils and grasses from Gipuzkoa (Spain). *Chemosphere*, 37 (8), pp: 1615-1625.
- **Garrett R.R., 2000:** Natural sources of metals to the environment. *Human and Ecological Risk Assessment*, 6, pp: 945-963.
- **Soltner H., 1981:** Base de la production végétale: le sol, Edition Techniques agricoles.
- **Gauchers G., 1968:** Traité de pédologie agricole. Le sol et ces caractéristiques agronomiques. France, 578 pages.
- **Gimbert F., 2006:** Cinétique de transfert de polluants métalliques du sol à l’escargot. Thèse de Doctorat, université de franc comté, France, 192 pages.
- **Gobat J.M., Grosvernier Ph., Matthey Y. & Buttler A., 1991:** Un triangle granulométrique pour les tourbes : analyse semi-automatique et représentation graphique. *Science du Sol*, Vol. 29, (1), pp 23-35.
- **Gobat J.M., Aragno M. & Matthey W., 1998:** Le sol vivant, bases de pédologie, biologie des sols. 1<sup>er</sup> édition revue et argumentée, 819 pages.
- **Godin P.M., 1984:** Analyse et traitement des sols pollués. Projet de cahier technique, Secrétariat chargé de l’environnement, 155 pages.
- **Godin M., Feinbert M.H. & Ducauze C.J., 1985:** Modeling of soil contamination by air - borne lead and cadmium around several emission sources. *Environmental Pollution*, 10, pp: 97-114.
- **Gombert S., Galsomiès L., Rausch de Traubenberg C., Leblond S., Losno R., Colin J. & Charré B., 2005:** Pollution atmosphérique par les métaux, Biosurveillance des retombées. EDP Sciences / ADEME, pp : 53.
- **Gouaidia L., 2008:** influence de la lithologie des conditions climatiques sur la variation des paramètres physico-chimiques des eaux d’une nappe de zone semi-aride, cas de la nappe de Meskiana nord-est algérien. Thèse de Doctorat. Faculté des sciences de la terre. Université Badji Mokhtar Annaba, 198 pages.
- **Goulding K.W.T. & Blake L., 1998:** Land use, liming and the mobilization of potentially toxic metals. *J. Agri. Ecos. Environ.* 67, pp: 135-144.
- **Gupta S.K., Vollmer M.K. & Krebs R., 1996:** The importance of mobile, mobilisable and pseudo-total heavy metal fractions in soil for three-level risk assessment and risk management, *J. Sci. Total Environment*. 178, pp: 11-20.
- **Haied N., 2015:** Evaluation quantitative d’une réalimentation de la nappe libre du massif dunaire de Bouteldja dans la région de Bordj Ali Bey et son impact sur la qualité des eaux souterraines. Thèse de Doctorat. Département de géologie. Faculté des Sciences de la Terre. Université Badji Mokhtar Annaba. 193 pages.
- **Halilat M.T., 1993:** Etude de la fertilisation azotée et potassique sur blé dur (variété aldura) en zone saharienne (région de Ouargla). Mémoire de Magister. I.N.E.S. Batna. 130 pages.
- **Halitim A., 1985:** Contribution à l’étude des sols des zones arides (Hautes Plaines Steppiques d’Algérie). Morphologie, distribution et rôle des sels dans la genèse et le comportement des sols. Thèse Doctorat d’Etat, Université de Rennes, 383 pages.

- **Hamon R.E., McLaughlin M.J., Naidu R. & Correll A., 1998:** Long- term changes in cadmium bioavailability in soil. *Environmental Sciences and Technology*, 32, pp: 3699-3703.
- **Hamzaoui S., 2011:** Gestion et impact des déchets solides urbains sur l'environnement. El Tarf commune. Mémoire de Magister. Département de Géologie. Faculté des Sciences de la Terre. Université Badji Mokhtar Annaba, 138 pages.
- **Hamzaoui Azaza F., Bouhlila R. & Gueddari M., 2012:** Caractérisation de la minéralisation des eaux de la nappe des grès du Trias (Sud-Est Tunisien) par les méthodes géochimiques et statistiques. *Geo-Eco-Trop.*, 2012, 36 ; p : 49-62.
- **Hasselbach L., Ver Hoef J.M., Ford J., Neitlich P., Crecelius E., Berryman S., Wolk B. & Bohle T., 2005:** Spatial patterns of cadmium and lead deposition on and adjacent to National Park Service lands in the vicinity of Red Dog Mine, Alaska. *Science of the Total Environment*, 348, pp: 211-230.
- **Hébert S. & Légaré S., 2002 :** Suivi de la qualité de l'eau des rivières et petits cours d'eau. Direction de suivi de l'état et l'environnement. Ministère de l'environnement. Gouvernement de Québec, 05 pages.
- **House W.A., Leach D.V. & Armitage P.D., 2001:** Study of dissolved silicon and nitrate dynamics in a freshwater stream. *Water Res.* 35 (11), pp: 2749-2757.
- **Jamagne G., 1980:** Les bases de la description des sols Ed. Dunod, 125 pages.
- **Joshi D.M., Kumar A. & Agrawal N., 2009:** "Assessment of the irrigation water quality of River Ganga in Haridwar District India". *J. Chem.*, 2, pp: 285-292.
- **Kaimoussi A., 2002:** Etude de la pollution au niveau du littoral de la région d'El Jadida. Thèse de Doctorat Es sciences physiques. Univ. Chouaib Doukkali. Fac. Sci El Jadida, pp: 72-73.
- **Kassel C., 2006:** *Manuel de fertilité des sols. Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires Rurales. Canada, 03 pages.*
- **Kebir T., 2012:** Étude de contamination, d'accumulation et de mobilité de quelques métaux lourds dans les légumes, des fruits et des sols agricoles situés près d'une décharge industrielle de l'usine Alzincide la ville de Ghazaouet. Thèse de Doctorat. Département de chimie. Faculté des sciences. Université de Tlemcen, 282 pages
- **Kelley W.P., Brown S.M. & Liebig G.F., 1940:** "Chemical effects of saline irrigation waters on soils". *Soil Science*, 49, pp: 95-107.
- **Kheireddine O., 2012:** Contribution à l'étude de l'impact de la fertilisation des terres agricoles sur la prolifération du phytoplancton (Oued Bounamoussa). Mémoire de Magistère, Département d'Agronomie. Institut des Sciences de la Nature et de la Vie. Centre Universitaire d'El Tarf, 160 pages.
- **Khodapanah L., Sulaiman W.A. & Khodapanah N., 2009:** "Groundwater quality assessment for different purposes in Eshtehard district, Tehran, Iran". *Eur. J. Sci. Res.*, 36, pp: 543-553.
- **Kirchner W.B. & Brabowski S., 1972:** Manganese in lacustrine ecosystem: A review. *Water resources bulletin*, pp: 1259 – 1264.
- **Kloke A., 1980:** "Richwerte'80, orientie rungsdaten für toletierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden", *Mitt. VDLUFA*, H. 2, pp: 9-11.
- **Labar S., 2003:** Contribution à l'identification des aires inondables et qualité physico-chimiques des eaux stagnantes temporaires dans la vallée de la Mafragh « Extrême Nord-Est Algérien ». Mémoire de Magister. Département de Géologie. Faculté des sciences de la terre. Université Badji Mokhtar Annaba, 155 pages.
- **Lamy I., 2002:** Réactivité des matières organiques des sols vis-à-vis des métaux, Journées nationales de l'étude des sols, 08 pages.
- **Larba R., 2014:** Biosurveillance de l'environnement dans la région Est: mesure de biomarqueurs chez *Helix aspersa* et corrélation avec les caractéristiques physico-chimiques des sols. Thèse de Doctorat. Département de Biologie. Faculté des sciences. Université Badji Mokhtar Annaba, 118 pages.

- **Lazaridou-Dimitriadou M. & Saunders D., 1986:** The influence of humidity, photoperiod, and temperature on the dormancy and activity of *Helix lucorum* L. (Gastropoda, Pulmonata). *Journal Moll Stud*, 52, pp: 180–189.
- **Lee C.S.L., Li X., Shi W., Cheung S.C.N., & Thornton, I., 2006:** Metal contamination in urban, suburban, and country park soils of Hong Kong: a study based on GIS and multivariate statistics. *Science of the Total Environment*, 356, pp: 45-61.
- **Levy R., Whittig L.D. & Tanji K.K., 1982:** Ionic activity products and crystal forms of calcium and magnesium carbonates precipitated from calcium-magnesium bentonites. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46, pp: 497-502.
- **Loue A., 1979:** Interaction du potassium avec d'autres facteurs de croissance. Dossier K2O N° 15, pp : 1-32.
- **Lounnas A., 2008 :** Amélioration des procédés de clarification des eaux de la station hamadi-kroma de skikda, Algérie. Mémoire de Magister. Univ. du 20 Août 1955, Skikda, 120 pages.
- **Lozet J. & Mathieu C., 1997:** Dictionnaire de Science du Sol. Lavoisier, p 269.
- **Madji Tiar K., 2012:** Impact de la salinité due au traitement de sel sur l'environnement. Cas d'ENASEL El- Outaya wilaya de Biskra. Ingénieur d'état en écologie et environnement. Université Mohamed Kheider Biskra- Algérie, 75 pages.
- **Manceau A., Boisset M.C., Sarret J.L., Hazemann J.L., Mench M., Cambier P. & Prost R., 1996:** Direct determination in contaminated soils by EXAFS spectroscopy, *J. Environ. Sci. Technol.* 30, pp : 1540-1552.
- **Makhoukh M., Sbaa M., Berrahou A. & Clooster V.M., 2011:** Contribution à l'étude physico-chimique des eaux superficielles de l'oued Moulouya (Maroc Oriental), *Larhyss Journal*, 9, pp : 149-169.
- **Marlet S. & Job J.O., 2006:** Processus et gestion de la salinité des sols. In : Tiercelin, J.R. : *Traité d'irrigation*, seconde édition. Tec & Doc., Lavoisier. 822 pages.
- **Maas S., Scheifler R., Benslama M., Crini N., Lucot E., Brahmia Z., Benyacoub S. & Giraudoux P., 2010:** Spatial distribution of heavy metal concentrations in urban, suburban and agricultural soils in a Mediterranean city of Algeria. *Environmental Pollution*, 158, pp: 2294- 2301.
- **Magiera T. & Zawadzki J., 2007:** Using of high-resolution topsoil magnetic screening for assessment of dust deposition: Comparison of forest and arable soil datasets. *Environmental Monitoring and Assessment*, 125, pp: 19-28.
- **Martley E., Gulson B. & Pfeifer H., 2004:** Metal concentrations in soils around the copper smelter and surrounding industrial complex of Port Kembla, NSW, Australia. *Science of the Total Environment*, 325, pp: 113-127.
- **Matech F., Zaakour F., Moustarhfer K. & Chemsu Z., 2014:** Concentration en éléments traces métalliques dans les sols irrigués par les eaux usées versées dans l'oued Merzoug (Casablanca- Maroc). *European Scientific Journal*, édition vol.10, No.29, ISSN: 1857 – 7881.
- **Mathieu C., Pieltain F., Jeanroy E., Marcovecchio F., Servain F. & Soucheyre H., 2003 :** Analyse chimique des sols : Méthodes choisies. Editions Tec & Doc.
- **Mbakwiravyo K., 2009 :** Notes d'écologie générale. Université de conservation de la nature et de développement de Kasugho.
- **McBride M.B., 1994:** *Environmental Chemistry of soils*. Oxford University Press. New York, pp: 245-276.
- **McBride M.B., 1995:** Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective. *Journal of Environmental Quality*, 24, pp: 5-18.
- **Merian E., Anke M., Ihnat M., & Stoepler M. , 2004.** Metals and their compounds in the environment. Occurrence, analysis and biological relevance. 2nd Edition, VCH Publishers, Weinheim, New York, USA, 1806 pages.
- **Mermhoud A., 2006 :** *Maîtrise de la salinité des sols*. Ecole polytechnique de Lausanne.

- **Merian E., Anke M., Ihnat M. & Stoepler M., 2004:** Metals and their compounds in the environment. Occurrence, analysis and biological relevance. 2<sup>nd</sup> Edition, VCH Publishers, Weinheim, New York, USA, 1806 pages.
- **Michael A.M., 1978:** "Irrigation Theory and Practice". Vikas Publishing House Pvt. Ltd. New Delhi, pp. 713
- **Miquel G., 2001:** Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport de l'office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. Rapport Sénat N° 261, pp : 357-366.
- **Mireles, A., Solis C., Andrade E., Lagunas-Solar M. & Flocchin R. G., 2004:** Heavy metal accumulation in plants and soil irrigated with wastewater from Mexico city. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research*, 8 pages.
- **Modrzewska B. & Wyszowski M., 2014:** Trace metals content in soils along the state road (Northeastern Poland). *Environ Monit Assess*, 186, pp: 2589–2597.
- **Moore P.A., Joern B.C., Edwards D.R., Wood C.W. & Daniel T.C., 2006:** Effects of manure amendments on environmental and production problems. American Society of Agricultural and Biological Engineers, St. Joseph, Michigan, USA. pp: 759-776.
- **Morgan R.K., & Taylor E., 2004:** Copper Accumulation in Vineyard Soils in New Zealand. *Environnemental Sciences*, 1, pp : 139-167.
- **Mosser C.H., 1980:** « Etude géochimique de quelques éléments traces dans les argiles des altérations et des sédiments ». Thèse de l'univ. Strasbourg, ULP, 222 pages.
- **Mouchara N., 2004:** "L'hydrogéologie du massif dunaire de Bouteldja et les possibilités de réalimentation artificielle de la nappe". Mémoire d'ingénieur, IST, Université d'Annaba, 59 pages.
- **Mouchara N., 2009 :** Impact des lâchées de barrage de Hammam Debagh sur la qualité des eaux de la vallée de Seybouse dans sa partie amont (Nord-est Algérien). Mémoire de Magister. Département de Géologie. Faculté des sciences de la terre. Université Badji Mokhtar Annaba, 141 pages.
- **Mudry J. & Blavoux A., 1986:** Utilisation de l'analyse en composantes principales (sur variables centrées réduites) pour l'étude du fonctionnement hydro-cinématique de trois aquifères karstiques du Sud-Est de la France. *Hydrogéologie*; 1, pp : 53-59.
- **Mustin M., 1987:** Le compost Gestion de la matière organique. Editions François Dubusc. Paris, France. 954 pages.
- **Neal C., Harrow M., & Wickham H., 2000b:** The water quality of a tributary of the thames, the Pang, southern England. *Sci. Total Environ.* 251-252, pp: 459-475.
- **Necib A., Rezig H. & Boughediri L., 2013 :** La bio-indication de la pollution aquatique par les microalgues (Cas de l'Oued "Bounamoussa" et du Lac des "Oiseaux"). *Rev. Sci. Te. chnol., Synthlse* 27, pp : 06 -14.
- **Ndembo Longoj J., 2009:** Apport des outils hydrogéochimiques et isotopiques à la gestion de l'aquifère du Mont Amba. Thèse Doct. Univ. Avignon; 203 pages.
- **ONID, 2013 :** L'OFFICE NATIONAL DE L'IRRIGATION ET DU DRAINAGE, Unité Bounamoussa. Rapport de stage, 18 pages.
- **Pacyna J.M., 1984:** Estimation of atmospheric emissions of trace elements from anthropogenic sources in Europe, *J. Atmos. Environ.* 18: pp: 41-50.
- **Pallo F.J.P., Asimi S., Assa A., Sedogo P.M. & Sawadogo N., 2006:** Statut de la matière organique des sols de la région sahélienne du Burkina Faso. *Etude et Gestion des Sols*, pp : 289-304.
- **Parnaudeau V., 2005 :** Caractéristiques biochimiques de produits organiques résiduels, prédiction et modélisation de leur minéralisation dans les sols. Thèse de doctorat non publiée, Agro Campus Rennes, 85 pages.
- **Pariselle H., 1956:** Matières en suspension dans l'eau - source AFNOR, NF T 90-105, Juin 78- Chimie (tome II - métaux), Editions Masson.

- **Pias J., 1976:** Formations superficielles et sols d'Afghanistan. Paris : O.R.S.T.O.M., C.N.R.S., pp : 27-28.
- **Pais I. & Benton Jones J., 2000:** The handbook of Trace Elements. Boca Raton, FL, St. Lucie Press, pp: 223.
- **Penel M., 1979 :** Caractérisation physico-chimique et classification des humus forestiers acides en relation avec la végétation et ses exigences écologiques. Thèse de Doctorat. Nancy 1, 112 pages + ann.
- **Philippeau G., 1986:** Comment interpréter les résultats d'une analyse en composantes principales. Institut Techniques des Céréales et Fourrages, Paris, 63 pages.
- **Pieri C., 1989:** Fertilité des terres de savanes. Bilan de trente ans de recherche et de développement agricole au sud du Sahara.. Ministère de la coopération et du développement Centre International de Recherches Agricoles et Développement. 444 pages.
- **Piper A., 1944:** A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analyses. Transactions. American Geophysical Union. 25, pp: 914-923.
- **Prescott A., Harley F. & Klein C., 1995:** Microbiologie. ED Masson, pp: 15-64.
- **Promeyrat S., 2001:** Contribution à l'étude de la pollution atmosphérique autoroutière, caractérisation des flux de déposition et de la contamination métallique de l'environnement de proximité, Thèse de doctorat en Sciences de la Vie, Université de Metz, 207 pages.
- **Raghunath I.I.M., 1987:** "Groundwater". Wiley Eastern Ltd., New Delhi, India, pp: 344-369.
- **Reggam A., Bouchelaghem H.& Houhamdi M., 2015:** Qualité Physico-Chimique des Eaux de l'Oued Seybouse (Nord-Est de l'Algérie): Caractérisation et Analyse en Composantes Principales. *J. Mater. Environ. Sci.* 6 (5), pp : 1417-1425.
- **Rawlins B.G., Lark R.M., Webster R. & O'Donnell K.E., 2006:** The use of soil survey data to determine the magnitude and extent of historic metal deposition related to atmospheric smelter emissions across Humberside, UK. *Environmental Pollution*, 143, pp: 416-426.
- **Reguig A. & Hadj Larroussi M., 2007:** Contribution à l'étude de la relation sol-végétation dans la région sud de la zone humide de Chott El Hodna. Mém. d'Ing. Département de Biologie. Université de Msila, 77 pages.
- **Richards L.A., 1954:** "Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils, Agric Handbook 60": US Department of Agriculture, Washington DC.
- **Rieu M., 1978:** Eléments d'un modèle mathématique de prédiction de la salure dans les sols irrigués. Applications aux polders du Tchad. Thèse de spécialité, Université de Toulouse, 136 pages.
- **Rieuwerts J.S. & Farago ME., 1996:** Mercury concentrations in a historic lead mining and smelting town in the Czech Republic: a pilot study. *Sci Tot Environ*, 188, pp: 167-171.
- **Rivière J.L., 1998 :** Evaluation du risque écologique des sols pollués. *Association RECORD. Paris.* pp. 2-123.
- **Robert M. & Juste C., 1999 :** Enjeux environnementaux et industriels - Dynamique des éléments traces dans l'écosystème sol. In: Spéciation des métaux dans le sol. Les Cahiers du Club Crin, Paris, pp : 15-37.
- **Rodier J., Bazin C., Broutin J.P., Chambou P., Champsaur H. & Rodier L., 1996 :** L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires et eaux de mer. 8<sup>ème</sup> édition. Paris. Collection DUNOD, 1383 pages.
- **Rodier J., Legube B. & Merlet N., 2009:** L'Analyse de l'eau, 9<sup>e</sup> édition. Entièrement mise à jour, Dunod. Paris, 1959 pages.
- **Rowell D.L. & Shainberg L., 1979:** The influence of magnesium and easily weathered minerals on hydraulic conductivity changes in a sodic soil. *J. Soil Sci.* 30, pp: 719-726.

- **Robinove C.J., Longfort R.H. & Brook J., 1958:** “Saline water resource of North Dakota. US Geol. Surv”. Water Supp. no. 1428.
- **Ryser J.P., & Heller W. 1997:** Carence en magnésium en arboriculture. Editions Agroscope RAC et FAW Wädenswil, 4 pages.
- **Sahraoui H., 2014:** Evolution géochimique des eaux le long du bassin versant de Oued Zegrir (région du Mزاب). Mémoire de Magistère. Département de Géologie. Faculté des sciences de la nature et de la vie et des sciences de la terre de l’univers. Université d’Ourgla, 126 pages.
- **Saidi D., Le Bissonnais Y., Duval O., Daoud Y. & Tessier D., 2008:** Estimation et signification de la capacité d’échange cationique des sols salés du Cheliff (Algérie). *Etude et Gestion des Sols*, 15, 4, pp : 241- 254.
- **Saltiène Z., Brukstiène D. & Ruzgyte A., 2002:** Contamination of soil by polycyclic aromatic hydrocarbons in some urban areas. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 22(1), pp: 23-35.
- **Sánchez-Martin M.J., Sánchez-Camazano M. & Lorenzo L.F., 2000:** Cadmium and lead contents insuburban and urban soils from two medium-sized cities of Spain: influence of traffic intensity. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 64, pp: 250-257.
- **Sanders J.R., McGrath S.P. & Adams T.M., 1986:** Zinc, copper and nickel concentrations in ryegrass grown on sewage sludge-contaminated soils of different pH. *J. Sci. Food Agr.* 37, pp: 961-968.
- **Scheifler R., 2002:** Evaluation de la biodisponibilité et des transferts de polluants métalliques et organiques des réseaux trophiques “sols-plantes-invertébrés”. Thèse de doctorat N° 916. Université de Franche-Comté. pp : 23-190.
- **Schoeller H., 1962:** Les eaux souterraines. Hydrologie dynamique et chimique. Recherche, exploitation et évaluation des ressources. Paris : Masson, 642 pages.
- **Senesi G.S., Baldassare G., Senesi N. & Radina B., 1999:** Trace element inputs into soils by anthropogenic activities and implication for human health. *Chemosphere*, 39, pp: 343-377.
- **Seghir K., 2008 :** Vulnérabilité à la pollution, protection des ressources en eaux et gestion active du sous système aquifère de Tébessa Hammamet (Est Algérien). Thèse de Doctorat. Département de Géologie. Faculté des sciences de la terre. Université Badji Mokhtar Annaba, 151 pages.
- **Seghir K. & Khérici N., 2008:** Contribution to the Study of the Origin of Salinity in Alluvial Aquifer System in the Ain chabro-Hammamet (North-East ALGERIA). *American Journal of Environmental Sciences*, 4 (6), p: 708-716.
- **Sholkovitz E.R., 1978:** *Earth Planetary Sci. lett.* 41, pp: 77.
- **Simoninot M.O. & Croze V., 2008:** Procédés de traitements physiques et chimiques des sols pollués. *Journal des Techniques de l’Ingénieur. Génie des procédés.* vol. JB5, n°J3981, pp :1-21.
- **Škrbić B. & Đurišić-Mladenović N., 2013:** Distribution of heavy elements in urban and rural surface soils: the Novi Sad city and the surrounding settlements, Serbia. *Environ Monit Assess*, 185, pp: 457-471.
- **Sogreah, 2000 :** Etude intégrée de la wilaya d’El tarf. DHW El tarf, 182 pages.
- **Soltner D., 1992:** Les bases de la production végétale. Tome 1 : le sol. Collection Sciences et Techniques Agricoles, 19è édition, Sainte Gemmes sur Loire.
- **Soltner D., 1996:** Les bases de la production végétale, Tome I: le sol et son amélioration. 21è édit., Collection Science et Techniques Agricoles, 464 pages.
- **Soltner D., 1999:** Les bases de la production végétale, Tome III, la plante et son amélioration. 2è Edition, Editions Sciences et techniques agricoles, 304 pages.
- **Soutter M., Mermoud A. & Musy A., 2007:** Ingénierie des eaux et du sol : processus et aménagements. Lausanne : Presses polytechniques et universitaires romandes. 200 pages.

- **Stengel, P., 1990:** Caractérisation de l'état structural du sol. Objectif et méthodes. La structure du sol et son évolution, Laon, Paris, INRA, pp : 15-36.
- **Suna Y., Zhoua Q., Xiea X. & Liua R., 2010:** Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China. *Journal of Hazardous Materials*, 174, pp: 455–462.
- **Tatawat R.K. & Chandel C.P., 2007:** “Quality of ground water of Jaipur city and its suitability for domestic and irrigation purpose”. *App. Ecol. Envi. Res.*, 6, pp: 79-88
- **Thorntwaite, C.W. & Mather, J.R., 1955:** The water balance. Pub. Climatol. Lab. Drexel Inst. Technol. 8, pp: 1-104.
- **Todd D.K., 1980:** *Groundwater hydrology*. Wiley International edition. New York: John Wiley & Sons, 510 pages.
- **Traore A, 2008:** Effets des rotations et des fumures sur la fertilité du sol et le rendement du dans la zone soudanienne du Burkina Faso. Mémoire d'Ingénieur des sciences appliquées, IPR/KATIBOUGOU, Mali. 54 pages + annexes.
- **Viard-La rocca B., 2004:** Mise au point et validation, sur sites contaminés, (ETM-HAP) d'un test de biosurveillance en microcosme: Croissance et bioaccumulation par le gastéropode terrestre *hélix aspersa aspersa*. Thèse de Doctorat en Sciences de la Vie. Université de Metz, 266 pages.
- **Villa J.M., 1980:** "La chaîne Alpine d'Algérie orientale et des confins Algéro-Tunisiens". Thèse de Doctorat ès sciences Nat., Université de Pierre Marie Curie, Paris VI, France, 2t, 665 p, 199 fig., 40 pages.
- **Wilcox L.V., 1955:** Classification and use of irrigation waters, vol 969. U.S. Department of Agriculture Circular, Washington, DC, pp: 19.
- **Yoro G. & Godo G., 1990:** Les méthodes de mesure de la densité apparente Analyse de la dispersion des résultats dans un horizon donné. *Cah. ORSTOM, séries Pédologie*, 25 (4), pp : 423-429.
- **Zahi F., 2014:** Contribution à l'étude hydrochimique du sous bassin versant du Lac Fetzara (Nord-est Algérien). Approche géochimique et fonctionnement des sols et des eaux. Thèse de Doctorat es-sciences. Département de Géologie. Faculté des Sciences de la Terre. Université Badji Mokhtar Annaba, 193 pages.