

République Algérienne Démocratique et Populaire  
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي  
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique  
جامعة حسيبة بن بوعلي - الشلف  
Université Hassiba Ben Bouali – Chlef  
كلية الهندسة المعمارية و المدنية  
Faculté d'Architecture et de Génie Civil  
Département d'Hydraulique



Thèse de Doctorat en Sciences

Présentée par

Madame : Hadi Amina

Née : Richa

**Thème :**

***Géostatistique et SIG pour la modélisation  
spatialisée de la pollution nitratée dans la plaine  
du Haut-Chélif***

Devant le Jury

*Hamoudi Abdelamir*

*Pr. UHB Chlef*

*Président*

*Douaoui Abdelkader*

*Pr. C.U Tipaza*

*Directeur de Thèse*

*Benkfilifa Mohamed*

*Pr. UAB Mostaganem*

*Examineur*

*Hartani Tarik*

*Pr. C.U Tipaza*

*Examineur*

*Remaoun Mohamed*

*Dr. UHB Chlef*

*Examineur*

*Rjabi Mohamed*

*Dr. UHB Chlef*

*Examineur*

Année Universitaire : 2015 - 2016

## Résumé

La présente étude associe la pollution des eaux souterraines par les nitrates avec les activités agricoles dans la plaine du Haut-Chélif qui est connu pour ces pratiques agricoles intensives. La méthode de krigeage d'indicateur est utilisée afin d'élaborer une carte de probabilité de la distribution spatiale de la concentration en nitrate dépassant une valeur seuil de 50ppm durant la période des hautes eaux pour l'année 2012.

Les résultats obtenus montrent que les zones des concentrations de nitrates supérieures à 50 ppm occupent plus de 80% de la superficie de la plaine du Haut-Chélif. Il semble, à partir de cette carte, que les zones les plus touchées sont celles pour lesquelles le niveau d'intensification des engrais azotés est le plus fort (zone des maraichages, la pomme de terre en particulier). Ce qui coïncide avec les résultats expérimentaux obtenus, à noter, une teneur moyenne des nitrates de 75 ppm, significativement plus élevée que la norme fixée par l'Organisation mondiale de la santé (OMS).

Dans cette étude, la quantité totale d'azote apportée aux sols de la plaine du Haut-Chélif est estimée à 247 kg ha<sup>-1</sup> pour cette année, et comparant aux résultats obtenus par le nouveau modèle « PiloteN », utilisé pour analyser la gestion alternative des pratiques culturales conjointement avec le sol, plante et les caractéristiques climatiques afin de déterminer la quantité d'azote « N » lessivé sous les cultures de pommes de terre.

Le résultat de ce modèle montre que 60% de l'apport total d'azote estimé par la méthode classique est lessivé sous les cultures de pommes de terre ce qui coïncide avec l'évolution spatiale des teneurs en nitrates sur la carte.

La pollution nitratée dans les eaux souterraines de la plaine du Haut-Chélif semble être importante et entraînée à la fois par l'utilisation irrationnelle des fertilisants et l'occupation du sol.

**Mot Clés :** fertilisants, Krigeage d'indicateur, Nlessivé, pollution nitratée, modélisation, PiloteN, Pomme de terre, Haut-Chélif.

## **Absract**

The present study associates groundwater nitrate pollution with agricultural activity in the Upper-Cheliff wich is known for intensive farming practices.

The indicatory kriging method is used in order to elaborate a map of the spatial probability distribution of nitrate concentration that exceeds a threshold value of 50ppm during high watering period for the year 2012.

The obtained results show that the areas exceeding nitrate concentrations of 50 ppm, occupy more than 80% of the Upper-Cheliff aquifer area. It appears, from this map, the most affected areas are those for which the level of intensification of the N-fertilizers is the strongest (zone of garden farming, potatoes in particular) throw condensed.

These results are coherent with the experimental data, which show an average nitrate concentration value of 75 ppm, significantly higher than the World Health Organization (WHO)'S standards.

In this study, the total nitrogen brought to the soils of the Upper-Cheliff is estimated at 247 kg ha<sup>-1</sup> for this year, and compared to the results of New Computer models such as PILOTEN used to analyze alternative management practices together with soil, plant, and climate characteristics to determine the amount of nitrogen leached under the potatoes crops.

The result of this model show that 60% of nitrogen input is leaching under potato crops which is relevant to the map showing the spatial evolution of nitrate.

Nitrate pollution in the groundwater of the Upper-Cheliff appears to be significant and driven by the application of both inorganic fertilizer and land use.

**Keywords:** fertilizers, indicatory kriging, Nleaching, nitrate pollution, modeling, PILOTEN, Potatoes, Upper-Cheliff.

## المخلص

هذه الدراسة تجمع بين تلوث المياه الجوفية بالنترات والممارسات الزراعية المكثفة المعروف بها سهل الشلف الأعلى تم استخدام طريقة المؤشر الإحصائي الإراضي لوضع خريطة إحتمال التوزيع المكاني لمختلف تراكيز النترات التي تتجاوز قيمة العتبة خلال فترة ارتفاع منسوب المياه لعام 2012.

تظهر النتائج ان المناطق التي تحتوي على نسبة تركيز النترات تزيد عن 50ملغ /لتر.تشغل اكثر من 80 % من مساحة المياه لسهل الشلف الاعلى كما يبدو على الخريطة و المناطق الاكثر تاثرا هي المناطق التي تكثف فيها استعمال الاسمدة النيتروجية و على وجه الخصوص البطاطا.

و الذي يتماشى مع النتائج التحليل المتحصل عليها . حيث تظهر ان متوسط تركيز النترات هو 75 ملغ / لتر و هي نسبة اعلى بكثير من العتبة القصوى المحددة من طرف منظمة الصحة العالمية.

هذه الدراسة تعطي كمية النتروجين الاجمالية التي اجريت على التربة في سهل الشلف الاعلى و التي قدرت ب 247 كغ / هكتار لهذا العام و مقارنة مع النتائج التي تم الحصول عليها باستعمال النموذج الجديد

المستعمل لتحليل و دراسة كيفية الموافقة بين الممارسات الزراعية و خصائص التربة و النبات و المناخ لتحديد كمية و المتسرب تحت محصول البطاطا.

تشير النتيجة المتحصل عليها بالبرنامج ان 60% من كمية النتروجين الاجمالي المستعمل تتسرب تحت محصول البطاطا و المتطابق مع التغير المكاني لمستويات تراكيز النترات على الخريطة.

يبدو ان تلوث المياه الجوفية بالنترات في سهل الشلف الاعلى يزداد حدة مع ازدياد الاستخدام الغير الرشيد للاسمدة الغير العضوية واستخدام الارض.

**كلمات البحث** الاسمدة- طريقة المؤشر الاحصائي الاراضي – النتروجين المترسب- التلوث النتراتي – البرمجة – البطاطا

<b>SOMMAIRE</b>	<b>Page</b>
<b>INTRODUCTION GENERALE</b>	01
<b>CHAPITRE I. POLLUTION NITRATÉE ET TRANSFERT D'AZOTE</b>	07
Introduction	07
I.1. Nitrates	07
I.1.1. Les conséquences des nitrates	07
I.1.2. La réglementation	09
I.1.3. La chimie et physique de nitrate	10
I.1.4. Pratiques culturales	10
I.2. Bilan et transfert d'azote	11
I.2.1. Cycle de l'azote dans les sols cultivés	11
I.2.1.1. Les apports	12
a. Apports météoriques	12
b. Fixation biologique	13
c. Fertilisation	14
I.2.1.2. Transformation	15
a. Minéralisation	15
b. Immobilisation	16
I.2.1.3. Pertes	17
a. Adsorption par la plante	17
b. Volatilisation	17
c. Lessivage	18
I.3. Lois du transfert d'azote	20
I.3.1. Equation de conservation de la masse	20
I.3.2. Equation de convection – dispersion	21
I.3.3. Calcul du stock d'azote dans le sol	21
I.4. Calcul du Bilan hydrique	22
I.5. Influence de quelques paramètres physico-chimiques sur l'azote	23
I.5.1. Les facteurs qui influencent sur la minéralisation	23
I.5.2. Les facteurs influençant sur la nitrification	25
I.5.3. Les paramètres influençant sur la vitesse de dénitrification	26
I.6. Généralité sur la pomme de terre	27
Conclusion	29
<b>CHAPITRE II. CADRE PHYSIQUE</b>	30
II.1. Situation géographique	30
II.2. Contexte géomorphologique	31
II.3. Urbanisation et démographie	31
II.4. Occupation du sol	32
II.5. Caractéristiques édaphiques	34
II.6. Réseau hydrographique	35
II.7. Caractéristiques climatiques	37
II.7.1. Régime pluviométrique et thermique	37
II.7.2. Vent	44
II.7.3. Evaporation	44
II.7.4. Humidité relative	44
II.7.5. Evapotranspiration	45
II.7.6. Ruissellement	46
II.7.7. Infiltration	46
II.8. Bilan hydrologique selon la formule de Thornthwaite	47
II.9. Géologie	48
II.9.1. Description litho-stratigraphique	48

II.9.2. Stratigraphie	53
II.10. Tectonique	55
II.11. Hydrogéologie	56
II.11.1. Le recouvrement	56
II.11.2. Description des formations aquifères	56
II.11.3. Evolution de la piézométrie	57
II.11.4. Alimentation de la nappe	59
II.11.5. Etude des paramètres hydrodynamiques	60
Conclusion	63
<b>CHAPITRE.III. MATERIEL ET METHODES</b>	65
III. Méthodes d'études et données expérimentales de terrain	65
III.1. Evolution temporelle des travaux	65
III.2. Echantillonnage et méthodes analytiques des eaux souterraines	66
III.2.1. Données piézométriques	66
III.2.2. Mesures in-situ et analyses au laboratoire	68
III.2.3. Données physico-chimiques	68
III.3. Prélèvement et analyse des échantillons de sol	69
III.4. Représentativité de l'échantillonnage	71
III.5. Modélisation spatialisée de la pollution nitratée dans la plaine du Haut-Chélif	72
III.5.1. Méthodologie	72
III.5.2. Analyse de structure spatiale	73
III.5.3. Le Krigeage	76
III.5.3.1. Krigeage Ordinaire	77
III.5.3.2. Krigeage d'indicatrices	78
III.5.4. Cartographie de la pollution nitratée	79
III.6. Modélisation du bilan d'azote	79
III.6.1. Méthodologie et description de modèle Pilote-N	79
III.6.2. Aspects théoriques de Pilote	80
III.6.3. Aspects théoriques de Pilote-N	83
III.7. Les méthodes d'établissement du bilan d'azote	90
III.7.1. Méthode empirique	90
III.7.2. Méthode classique	90
<b>CHAPITRE.IV. RESULTATS ET DISCUSSION</b>	92
IV.1. Qualité des eaux de la plaine du Haut-Chélif	92
IV.1.1. Caractérisation hydrochimique des eaux de surface	92
IV.1.2. Caractérisation hydrochimique des eaux souterraine	95
IV.2. Modélisation spatialisée de la pollution nitratée dans la nappe alluviale du Haut-Chélif	110
IV.2.1. Cartographie de la pollution nitratée dans les eaux souterraines	110
IV.2.1.1. Variographie	111
IV.2.1.2. Krigeage Ordinaire	114
IV.2.1.3. Krigeage d'Indicatrices	114
a. Variographie des fonctions indicatrices	115
b. Estimation spatiale des fonctions indicatrices	118
IV.3. Etablissement du bilan azoté par la méthode classique	118
IV.3.1. A l'échelle de la plaine	118
IV.3.1.1. Quantification des apports	118
1. Apports naturels	119
2. Apports anthropiques	123
3. Quantification des apports d'azote	124
IV.3.1.2. Transformation de l'azote	125
IV.3.1.3. Pertes d'azote	125
1. Adsorption par les plantes	125

2. Pertes par voies gazeuses	126
3. Pertes par voies hydriques	128
IV.3.2.Effets du climat sur les fuites de nitrate	128
IV.4. Modélisation du bilan d'azote	129
IV.4.1.Role de la modélisation	129
IV.4.2.Modélisation de l'azote lessivé sous les cultures de pomme de terre	130
IV.4.3.Validation du modèle	130
IV.4.4.Préparation des fichiers d'entrée du modèle	131
IV.4.5.Calage du modèle Pilote-N	132
IV.4.6.Résultats de simulation	133
IV.4.7.Discussion	138
IV.5. Influence de quelques paramètres physico-chimiques du sol sur le bilan d'azote	139
IV.5.1. Granulometrie des sols	140
IV.6. Etablissement du bilan d'azote à l'échelle parcellaire	140
IV.6.1.Présentation de du site expérimentale	141
IV.6.2.Estimation du bilan azoté des deux parcelles	143
IV.6.3.Interprétation de l'influence de quelques paramètres physicochimiques du sol sur le bilan azoté	147
IV.6.4.résultats de simulation du bilan	153
IV.7.La comparaison de l'azote lessivé entre les différentes méthodes utilisées	156
IV.8.Discussion des résultats dans un contexte général	
<b>CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES</b>	

<b>Fig.01.</b>	Principaux processus de transformation des formes d'azote contenues dans les effluents et déchets	<b>12</b>
<b>Fig.02.</b>	Situation géographique de la zone d'étude	<b>30</b>
<b>Fig.03.</b>	Carte d'occupation du sol de la plaine de Khemis Miliana (compagne d'irrigation 2003/2004) Carte des sols de la région du Haut-Chélif	<b>33</b>
<b>Fig.04.</b>	Carte du réseau hydrographique de la nappe alluviale du Haut-Chélif	<b>36</b>
<b>Fig.05.</b>	Diagramme ombrothermique de la zone d'étude 1988-2014	<b>37</b>
<b>Fig.06.</b>	Abaque de l'indice d'aridité annuel de De Martonne	<b>38</b>
<b>Fig.07.</b>	Abaque de l'Indice d'aridité mensuelle de De Martonne	<b>39</b>
<b>Fig.08.</b>	Pluviométrie moyenne inter-annuelle (période 1968-2001)	<b>40</b>
<b>Fig.09.</b>	Variation des précipitations moyennes mensuelles (mm) au niveau des huit stations	<b>41</b>
<b>Fig.10.</b>	Evolution de la température moyenne mensuelle (°C) à la station du barrage de Harreza pour la période (1992-1993 à 2012-2013)	<b>42</b>
<b>Fig.11.</b>	Carte géologique simplifiée d'après le 1/50.000 de Miliana	<b>43</b>
<b>Fig.12.</b>	La coupe transversale de la plaine du Haut Cheliff (carte hydrogéologique du Nord d'Algérie 1/200 000)	<b>50</b>
<b>Fig.13.</b>	Colonne lithostratigraphique synthétique et comportement hydrogéologique des différentes formations géologiques	<b>51</b>
<b>Fig.14.</b>	Carte piézométrique de la nappe alluviale du Haut-Chélif (Période des hautes eaux : juin 2013)	<b>52</b>
<b>Fig.15.</b>	Carte piézométrique de la nappe alluviale du Haut-Chélif (Période des basses eaux : novembre 2013)	<b>58</b>
<b>Fig.16.</b>	Schéma représentatif d'échantillonnage parcellaire Graphe de Variogramme	<b>59</b>
<b>Fig.17.</b>	Diagramme de Piper pour les eaux superficielles (année 2012)	<b>67</b>
<b>Fig.18.</b>	Boite à moustache des concentrations des élément majeurs des eaux souterraines de la nappe alluviale du haut-Chélif	<b>70</b>
<b>Fig.19.</b>	Répartition spatiale des teneurs du Calcium (mg/l) en 2012	<b>75</b>
<b>Fig.20.</b>	Répartition spatiale des teneurs du Magnésium en (mg/l) année 2012	<b>95</b>
<b>Fig.21.</b>	Répartition spatiale des teneurs de sodium (mg/l) année 2012	<b>96</b>
<b>Fig.22.</b>	Répartition spatiale des teneurs des Chlorures en mg/l (année 2012)	<b>99</b>
<b>Fig.23.</b>	Répartition des teneurs des sulfates en mg/l (Mai 2012)	<b>100</b>
<b>Fig.24.</b>	Répartition spatiale des teneurs en des Bicarbonates (mg/l) année 2012	<b>101</b>
<b>Fig.25.</b>	Variations des teneurs extrêmes des nitrates en basses (a) et hautes (b) eaux (année 2012)	<b>103</b>
<b>Fig.26.</b>	Diagramme de Piper des eaux souterraines en 2012	<b>104</b>
<b>Fig.27.</b>	Variogramme expérimental moyen des nitrates $\text{NO}_3^-$ Carte des nitrates établie par krigeage ordinaire	<b>105</b>
<b>Fig.28.</b>	Ajustement du variogramme de l'espérance mathématique des nitrates	<b>106</b>
<b>Fig.29.</b>	Cartes des probabilités estimées par krigeage d'indicatrices aux seuils de 50 mg/l	<b>108</b>
<b>Fig.30.</b>	Cartes des probabilités estimées par krigeage d'indicatrices aux seuils de 80 mg/l	<b>109</b>
<b>Fig.31.</b>	Variogramme et cartographie de l'espérance mathématique des nitrates par krigeage d'indicatrices	<b>110</b>
<b>Fig.32.</b>	Répartition des secteurs de la rive droite du haut-Chélif	<b>111</b>
<b>Fig.33.</b>	Répartition des secteurs de la rive gauche du haut-Chélif	<b>112</b>
<b>Fig.34.</b>	Représentation de type de culture et système d'irrigation dans le primètre du Haut-Chélif pour l'année 2011	<b>114</b>
<b>Fig.35.</b>	Représentation des catégorie animal dans le périmètre du Haut-Chélif pour l'année 2012	<b>115</b>
<b>Fig.36.</b>	Apports d'azote minéraux à partir d'engrais (a) et d'irrigation (b) Quantité d'azote apporté dans le périmètre du Haut-Chélif	<b>116</b>
<b>Fig.37.</b>	Quantité des pertes d'azote en tonne année 2011	<b>117</b>
<b>Fig.38.</b>	Schéma représentatif des Paramètres PiloteN	<b>121</b>
<b>Fig.39.</b>	Calendrier des précipitations et d'irrigation	<b>124</b>
<b>Fig.40.</b>	Quantité d'Azote cumulatif lessivé sous les cultures de pomme de terre	<b>128</b>
<b>Fig.41.</b>	Variation des teneurs de quelques paramètres physico-chimiques du sol dans la plaine du Haut-Chélif	<b>132</b>
<b>Fig.42.</b>	Triangle des texture des sols de la plaine de Haut-Chélif	<b>135</b>
<b>Fig.43.</b>	Schéma représentatif du site d'étude	<b>135</b>
<b>Fig.44.</b>	Variation de quelques paramètres entre les deux parcelles Quantité d'azote présente dans le sol	<b>139</b>
<b>Fig.45.</b>	Triangle de texture pour les deux parcelles	<b>139</b>
<b>Fig.46.</b>	Graphe de l'évolution de N absorbé par la plante de pomme de terre	<b>140</b>
<b>Fig.47.</b>		<b>143</b>

<b>Fig.48.</b>	Courbe de simulation de l'azote minéralisé	<b>145</b>
<b>Fig.49.</b>	Courbe de simulation de L'azote lessivé sous les cultures de pomme de terre	<b>146</b>
<b>Fig.50.</b>	Quantités de N lessivé à différents méthodes	<b>148</b>
<b>Fig.51.</b>		<b>148</b>
<b>Fig.52.</b>		<b>148</b>
<b>Fig.53.</b>		<b>150</b>
<b>Fig.54.</b>		

<b>Tab.01.</b>	Classification de la pomme de terre	27
<b>Tab.02.</b>	Prélèvements en éléments majeurs (en Kg/t)	28
<b>Tab.03.</b>	La production de pomme de terre à Ain Deffa	29
<b>Tab.04.</b>	Caractéristiques géomorphologiques du bassin du Haut-Chélif	31
<b>Tab.05.</b>	Caractéristiques chimiques du sol de la plaine	34
<b>Tab.06.</b>	Relevés des nombres des jours de gelée grêle et siroco 2013-2014	42
<b>Tab.07.</b>	vitesse de vent en m/s sur une période d'observation de 10 ans (2003-2013)	44
<b>Tab.08.</b>	Moyenne mensuelle de l'évaporation sur une période d'observation de 10 ans (2003-2013)	44
	Les valeurs de l'humidité relative de l'air sur une période de 10 ans (2003-2013)	44
<b>Tab.09.</b>	Valeurs de l'ETP estimées en fonction de la formule de Thornthwaite	44
<b>Tab.10.</b>	Bilan hydrologique moyen à la station du barrage Harreza (1993-1994 à 2012-2013)	45
<b>Tab.11.</b>	Caractéristiques des formations aquifères	45
<b>Tab.12.</b>	Tableau récapitulatif des forages	47
<b>Tab.13.</b>	Résultat des paramètres hydrodynamiques	57
<b>Tab.14.</b>	Evolution des travaux de terrain	61
<b>Tab.15.</b>	Tableau récapitulatif des mesures et analyses des eaux souterraines	62
<b>Tab.16.</b>	Tableau récapitulatif des mesures des analyses des échantillons du sol aux laboratoires	66
<b>Tab.17.</b>	Variation du chimisme global des eaux superficielles dans la plaine du Haut-Chélif durant l'année	69
<b>Tab.18.</b>	Variation des paramètres physico-chimiques des eaux superficielles pendant la période des Hautes- Eaux 2012	71
<b>Tab.19.</b>	Variation des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines en 2012	92
	Répartition des superficies des classes des nitrates	93
<b>Tab.20.</b>	Les volumes d'eau dans le périmètre du Haut-Chélif	98
<b>Tab.21.</b>	Composition détaillée des catégories animales dans le périmètre du Haut-Chélif	113
<b>Tab.22.</b>	Quantité d'azote organique par catégorie animale	122
<b>Tab.18.</b>	Les résultats de la Simulation de l'année 2011 « Modèle PILOTEN »	122
<b>Tab.19.</b>	les calendriers de fertilisation et d'irrigation pour l'année 2015 au niveau des deux parcelles de pomme de terre	133
<b>Tab.20.</b>	Quantités d'azote apportées par les engrais minéraux sur les parcelles	141
<b>Tab.23.</b>	Le bilan d'azote sur les deux parcelles	141
<b>Tab.24.</b>	variation des quantités N lessivé sous une culture de pomme de terre	142
<b>Tab.25.</b>	Le bilan d'azote sur les deux parcelles	150
<b>Tab.26.</b>		153
<b>Tab.27.</b>		

## Introduction générale

Depuis la fin des années 1950, des contaminations diffuses d'origine agricole ont été mises en évidence dans les hydrosystèmes de par le monde. Le nitrate, qui est à la fois soluble et mobile, constitue aujourd'hui la cause majeure de pollution des grands réservoirs d'eau souterraine du globe qui par ailleurs présentent en général une qualité chimique et bactériologique satisfaisantes pour l'alimentation (Addiscott, 2005). Les teneurs en nitrates dans les eaux souterraines et de surface ne cessent en effet d'augmenter de manière quasi-linéaire depuis cette période.

En absence de contamination, la teneur en nitrate varie de 0,1 mg/l à 1mg/l dans les eaux souterraines, désormais, le seuil de potabilité fixé par l'organisation mondiale de la santé est de 50 mg/l.

L'azote qui constitue 80 % de l'atmosphère se transforme en nitrates dans les sols. Une partie de ces nitrates est ensuite entraînée vers les eaux de surface et souterraines. Ce phénomène, absolument naturel, a été fortement amplifié par l'utilisation d'engrais de synthèse depuis le milieu du XXe siècle. Cinquante ans plus tard, la pollution croissante de nos ressources en eaux est devenue un souci majeur.

La croissance de la production agricole au moyen de l'agrochimie et de la mécanisation durant ces dernières décennies a entraîné des dégradations des sols et des eaux dans de nombreuses régions du monde. Néanmoins, les nitrates emportés par les eaux d'infiltration au cours d'une année ne proviennent donc que pour une faible part des engrais apportés au cours de cette même année. C'est donc par accumulation durant de nombreuses années de ces apports annuels que les quantités de nitrates lessivés vers les nappes augmentent. C'est ainsi que la pollution actuelle des nappes souterraines provient des vingt à trente années d'épandage d'engrais, ce qui fait que même si l'on arrêterait aujourd'hui de fertiliser les sols, il faudrait attendre plusieurs décennies avant de retrouver une situation normale (Droit international, 2012)

La pollution des eaux par les nitrates présente un double risque en trop grandes quantités par leur toxicité sur la santé humaine et par leur contribution, avec les phosphates, à modifier l'équilibre biologique des milieux aquatiques en provoquant des phénomènes d'eutrophisation.

Les concentrations élevées de nitrates observées en Algérie et dans les périmètres irrigués de la plupart des pays, sont imputables à l'utilisation excessive d'engrais azotés et de déjections animales en agriculture intensive.

On peut aussi observer un accroissement spectaculaire de l'utilisation d'engrais dans les pays en développement, en particulier lorsque l'irrigation intensive permet d'effectuer deux, voire trois campagnes agricoles annuelles.

Les engrais azotés épandus sur les sols contiennent des nitrates ou des composés qui seront transformés en nitrates par la faune microbienne du sol devenant très soluble dans l'eau ils sont facilement entraînés.

Pour éviter aux nitrates d'atteindre les nappes, il faut à la fois diminuer les apports (Maîtrise de la fertilisation azotée) et limiter les flux d'eau apportant des doses inférieure à la capacité de rétention en eau du sol augmentée de l'évapotranspiration afin de ne pas déclencher le drainage.

Le lessivage d'azote est important dans les zones sur-fertilisées et sur-irriguées (pertes pendant la campagne d'irrigation) et dans les zones sous-irriguées (déficit de consommation par la plante, entraînant un reliquat qui contribuera aux pertes après la campagne.

Il est donc indispensable d'adapter les apports d'eau et d'azote aux besoins de la culture mais aussi en tenant compte des caractéristiques du sol.

Le degré actuel de la pollution de l'eau justifie que l'on prenne des mesures pour prévenir tout accroissement de cette pollution.

La modélisation est alors indispensable pour disposer de capacités de simulation et de prévision permettant des diagnostics et des études de scénarios alternatifs pour aider à la protection de la ressource hydrique.

En plus des travaux menés par l'ANRH au niveau de la plaine de la Mitidja depuis 1985, plusieurs travaux ont mis en évidence l'effet de l'intensification de la fertilisation en Algérie sur la qualité des eaux souterraines et spécialement la pollution nitratée dans la plaine du Haut-Chélif (Richa et al, 2014, 2015. Bettahar, 2012 ; Bettahar, 2008 ; Hannia, 2007 ; Bradai, 2005 ; Boumedienne, 2000 ; Mokadem, 1998 ; Hadbi 1998 ; Bettahar 1996 ; Salhi, 1994).

Dans le bassin du Haut-Chélif, des concentrations élevées des nitrates ont été enregistrées par le réseau de surveillance installé par l'ANRH (ikhlef, 2008 ; Nadji, 2010). Un accent très particulier a été mis sur la pollution d'origine agricole et son impact sur la qualité

des eaux souterraines ainsi que le mécanisme de transfert de soluté via la zone non saturée (Chetoui, 2014 ; Hassane, 2012 ; Hamou, 2015 ; Hadji, 2015)

Avec un volume total annuel de production agricole avoisinant les 1,5 millions de tonne, l'agriculture constitue assurément le pôle par excellence de la région du Haut-Chéouiff. La pomme de terre occupe près de la moitié (48 %) de volume total, assurant ainsi plus de 40 % de la production nationale de pomme de terre, sachant que cette dernière étant une grande consommatrice de fertilisants de type azoté.

Le présent travail traite de la pollution azotée et permet de visualiser l'ampleur de cette pollution et de déterminer son origine ainsi que les principaux mécanismes qui la régissent par l'étude détaillée, de façon aussi fine que possible, de la diffusion de l'azote et des nitrates vers les nappes par l'observation de terrain et l'utilisation des modèles mathématiques et informatiques avec une application sur le périmètre du Haut-Chéouiff, en s'appuyant sur le cas de pomme de terre une culture avec des besoins en eau et en azote importants. En effet, de nombreux modèles ont été élaborés pour évaluer l'azote lessivé dans des conditions de terrain et de laboratoire (Nielsen et Biggar, 1962; Addiscott, 1977; Van Genuchten et Wierenga, 1977; Hutson et Wagenet, 1992).

L'étude réalisée analyse les conséquences des pratiques actuelles d'irrigation et de fertilisation azotée sur le risque de pollution des nappes et sur le rendement de la culture les objectifs de la thèse sont comme suit :

1. Visualiser l'ampleur de cette pollution dans les eaux de la nappe alluviale du Haut-Chéouiff qui a été analysée par l'application de la géostatistique et l'établissement des cartes spatiales par krigeage ordinaire et krigeage d'indicateur afin de préciser l'origine principale de cette pollution en analysant l'évolution spatiale des nitrates dans les eaux souterraines par rapport à l'occupation du sol.
2. Elaborer le bilan d'azote à l'échelle de la plaine en utilisant la méthode classique et en analysant l'impact de l'hétérogénéité des apports sur l'excédent d'azote qui sera lessivé vers les eaux souterraines de la nappe alluviale du Haut-Chéouiff, une modélisation de l'azote lessivé sous les cultures de pomme de terre a été réalisée par la suite en utilisant le modèle de culture Pilote-N, afin d'évaluer le rôle ou le degré de contribution de cette culture à accentuer cette pollution .

3. Réaliser une simulation du bilan d'azote sous une culture de pomme de terre et élaborer :
  - une comparaison entre les différentes méthodes utilisées pour la quantification de l'azote lessivé sous les cultures de pomme de terre ;
  - une méthodologie de diagnostic des calendriers d'irrigation et de fertilisation à l'échelle de la parcelle.
4. Modélisation du bilan d'azote à l'échelle de la parcelle et l'étude de l'influence de quelques paramètres physico-chimiques sur le bilan d'azote, une comparaison entre les résultats obtenus par simulation de l'azote lessivée sous les cultures de pomme de terre et celles des autres méthodes a été élaborée pour vérifier la fiabilité des résultats obtenus par le modèle.
5. Afin d'être cohérent avec l'objectif final, une fois la qualité prédictive du modèle évaluée, l'outil de modélisation permet de traiter diverses situation expérimentales et de réaliser au moins une simulation de scénario, il importe donc d'aboutir à proposer des approches opérationnelles (Scénarios de simulation) qui puissent être utilisées sur des parcelles d'agriculteurs pour avoir une satisfaction économique et environnementale afin d'amortir l'ampleur de cette pollution.

D'un point de vue plus finalisé, ce travail de thèse doit aussi permettre d'évaluer l'impact des pratiques de prévention des fuites de nitrate et de proposer des pratiques agricoles adaptées à la plaine du Haut-Chéiff pouvant minimiser l'impact de l'agriculture sur les pertes de nitrates vers la nappe.

Pour la modélisation du bilan d'azote une première application du modèle a été faite sur un cas au périmètre du Haut-Chéiff pour une culture de pomme de terre. Les aspects méthodologiques sont abordées à partir d'une expérimentation conduite sur une parcelle dans une ferme pilote.

Des enquêtes et expérimentations ont été réalisées en parallèles afin de caractériser les pratiques d'irrigation et de fertilisation, ainsi que les conditions pédologiques.

Un modèle de simulation est utilisé dans ce travail. C'est le modèle Pilote-N utilisé pour simuler le bilan d'azote sous les cultures de pomme de terre ainsi que les effets des pratiques de fertilisation sur le rendement et le lessivage d'azote.

En réponse aux objectifs fixés, ce manuscrit est composé de quatre chapitres :

- **Le premier chapitre** s'appuie sur une base bibliographique afin de préciser le contexte général de ce travail qui rappelle brièvement les concepts et connaissances de base nécessaires à la compréhension du problème traité « pollution azotée », son rôle est de rendre ce travail plus facilement accessible aux non spécialistes, en rassemblant des informations concernant plusieurs disciplines, il décrit les suivis des processus de transfert d'azote dans le système eau-sol-plante mais aussi l'influence de quelques paramètres physico-chimiques sur le bilan d'azote.
- **Le deuxième chapitre** est consacré à une description générale de la zone d'étude « cadre physique »
- **Le troisième chapitre** présente le matériel et méthodes de ce manuscrit. Il contient d'abord une description des méthodes expérimentales de terrain tels que l'évolution temporelle du prélèvement du sol et l'échantillonnage des eaux souterraines tout au long de notre travail, et décrit les méthodes analytiques utilisées pour déterminer les différents paramètres physico-chimiques utilisés pour cerner la problématique, une description des méthodes utilisées pour évaluer l'ampleur de l'évolution spatiale des concentrations en nitrate des eaux souterraines aussi une description des aspects théoriques sur les quelles s'appuie le modèle Pilot-N pour simuler le bilan d'azote pour une culture à l'échelle de la parcelle. Enfin, on termine ce chapitre par une description des méthodes « classiques et empiriques » employées pour estimer le bilan d'azote à l'échelle de la plaine, et à l'échelle parcellaire.
- **Le quatrième chapitre** est consacré aux résultats et discussion, il s'organisera de la manière suivante :
  - ✚ Nous présentons dans une première partie un état des lieux du chimisme des eaux dans la plaine du Haut-Chéliff (eaux souterraines et superficielles) par une caractérisation de la qualité hydrochimique sur deux campagnes (hautes et basses eaux).

- ✚ L'évolution spatiale des concentrations des nitrates dans les eaux souterraines a été analysée par l'application de la géostatistique et l'établissement des cartes de nitrates par krigeage ordinaire et krigeage d'indicateurs. Pour pouvoir cerner les grandes tendances de la pollution nitratée et son évolution spatiale pour déterminer l'impact des pratiques agricoles sur les fuites de nitrates pour une meilleure gestion qualitative et quantitative de cette ressource.
  - ✚ Aussi, ce chapitre rassemble les résultats obtenus lors de l'étude expérimentale, ainsi que ceux issues d'enquêtes menées sur le terrain auprès des agriculteurs et des agences responsables de la surveillance de la qualité de l'eau, du sol et de l'irrigation afin de mieux cerner le cycle biogéochimique de l'azote qui est en rapport direct avec la fertirrigation, afin de quantifier les apports annuels d'azote sur les sols de la plaine et établir le bilan d'azote. Ces observations sont utilisées pour mettre en évidence les problèmes liés aux pratiques agricoles et l'acuité du problème abordé.
  - ✚ En se basant sur ces résultats deux parcelles expérimentales cultivées en pomme de terre ont été utilisées pour définir des scénarios et analyser à partir de la simulation par le modèle Pilote-N les risques liés aux pratiques actuelles de sur-fertigation et sur-irrigation par une application de la méthode empirique à l'échelle de la parcelle et par simulation du bilan d'azote.
  - ✚ Enfin, pour pouvoir amortir cette pollution qui prend de l'ampleur d'année en année! un scénario alternatif été construit pour proposer une meilleure gestion de pratiques agricoles adaptée dans notre cas, pouvant ainsi minimiser l'impact de l'agriculture sur les pertes de nitrate lessivées vers la nappe et satisfaire l'agriculteur en parallèle avec un bon rendement.
- Ce manuscrit se termine par une conclusion qui rappelle les principaux résultats de ce travail et les perspectives qu'ils permettent d'envisager.

## **CHAPITRE.I. Pollution Nitratée et transferts d'azote**

### **Introduction**

Ce chapitre traite

- les notions générales telles que le devenir et impact des nitrates « sur l'environnement et la santé humaine » et les différents mécanismes et facteurs influençant le transfert de l'azote dans le système sol, plante, atmosphère ;
- Et reprend certaines notions de base de modélisation utilisées soit pour traiter les données expérimentales soit dans la modélisation et en particulier la simulation du bilan d'azote.

### **I.1. Les Nitrates**

Le nitrate est un anion ( $\text{NO}_3^-$ ), il représente la stade d'oxydation le plus élevé de l'azote .Il se trouve soit associé à un cation pour former un sel, soit dissocié dans la solution du sol à l'état d'ion il est très stable (Moufti, 1996).Sa charge négative explique qu'il n'est pas fixé par le complexe adsorbant du sol. Sous l'effet de l'eau , l'ion nitrate migre donc facilement dans le sol et peut être entraîné vers les eaux de rivières ou des nappes.

#### **I.1.1. Les conséquences des nitrates**

Les nitrates ( $\text{NO}_3$ ) et les nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ), sont toxiques pour les êtres vivants. Ils transforment l'hémoglobine du sang en une substance proche, la méthémoglobine qui ne joue plus son rôle dans l'oxygénation des tissus. L'excès de nitrites et de nitrates peut donc entraîner une anémie grave, surtout chez les nourrissons. Les femmes enceintes consommant de l'eau chargée en nitrates peuvent indirectement entraîner une anémie de l'enfant en cours de développement.

Les nitrites peuvent aussi se combiner au cours de la digestion avec des dérivés de protéines et former des substances soupçonnées d'être cancérigènes : les nitrosamines.

Pour éviter les intoxications, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), créée par les Nations Unies, a fixé la dose de nitrates journalière admissible (DJA) à 3,65 mg / kg de poids

corporel (soit 255 mg pour un homme de 70 kg). En tenant compte de l'ensemble des apports (aliments + boissons), les normes et recommandations pour les eaux d'alimentations sont :

- une eau contenant moins de 50 mg / l peut être consommée sans restriction et ne doit pas être consommée par les femmes enceintes et les nourrissons si elle est très proche ou égale 50 mg/l ;
- plus de 100 mg / l, l'eau doit être considérée comme non potable pour l'ensemble de la population.

➤ **Les Nitrates Dans le corps humain**

- la consommation de légumes et de fruits, qui en contiennent toujours des nitrates quel que soit leur mode de culture, entraîne une ingestion chez l'adulte. Chez les nourrissons, c'est la consommation d'eau qui est la principale source de nitrates.
- La teneur en nitrates de l'eau du robinet est sensiblement plus élevée que celle des eaux minérales et des eaux de source (entre 15 et 48 mg/L pour l'eau du robinet, moins de 10 mg/L pour les autres).

Il ne faut pas oublier que l'estomac produit lui-même des nitrates qui se transforment en nitrites.

➤ **Effets des nitrates sur la santé**

Environ 20% des nitrates sont transformés par la flore buccale en nitrites. Ces derniers sont considérés néfastes et toxiques en présence dans l'organisme humain à des teneurs élevées. Mais la toxicité des nitrates reste toujours à discuter. Il n'y a toutefois aucune certitude à ce sujet à ce jour, que les interactions entre le nitrite et les amides et amines susceptibles de former des composés azotés cancérigènes.

- Contrairement, certains scientifiques avancent les effets bénéfiques des nitrates, notamment contre les infections, les carcinomes et les maladies cardio-vasculaires.
- Les nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) ne sont pas toxiques pour l'homme. Le problème provient de leur transformation en nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ), dont l'estomac contient encore des bactéries actives, les nitrates peuvent réagir avec les amines secondaires apportés par l'alimentation pour former des nitrosamines (Dab, 1990). Dans l'intestin des adultes,

On suspecte les nitrates de favoriser ainsi l'accroissement des cas de cancers du colon causé par la présence de fortes teneurs de nitrites qui réagissent avec les matières organiques formant ainsi des nitrosamines qui ont le caractère cancérigène.

- Dans le sang : les nitrates peuvent transformer l'hémoglobine en méthémoglobine non fonctionnelle par des bactéries présentes dans le tube digestif. tout particulièrement pour les nouveaux nés ce qui les rendent vulnérables à une forme d'anémie qui bloque le transfert d'oxygène : c'est la méthémoglobine qui touche essentiellement les nourrissons ce qu'on l'appelle (syndrome du bébé bleu). (EEC, 2001)

#### ➤ **Les effets des nitrates sur l'environnement**

La présence de nitrate dans les eaux est à l'origine du phénomène d'eutrophisation : des algues et des microorganismes se développent et consomment une grande part de l'oxygène qui se trouve dans l'eau.

En eau douce, le phénomène d'eutrophisation provient d'une forte teneur en phosphore alors qu'il tient plutôt à la présence de nitrates en eau de mer, où la formation d'organismes toxiques - bactéries, phytoplanctons et algues vertes responsables, en Bretagne, des fameuses « marées vertes »- peut avoir des effets nocifs et asphyxiants pour les poissons et les crustacés. La disparition d'une espèce de moules perlières en France serait due aux nitrates. L'accumulation des nitrates dans les eaux de surface constitue un risque écologique majeur Eutrophisation (Bontotoux, 1990).

### **I.1.2. La réglementation**

La norme de concentration maximale en nitrates de l'eau potable admise par l'Organisation Mondiale de la Santé est de 50 mg de nitrates par litre d'eau.

L'Europe recommande une norme guide à 25 mg de  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  d'après le Programme Interdisciplinaire de Recherche 2009 sur l'Environnement.

selon l'institut National de normalisation la norme Algérienne de potabilité des eaux de consommation est de 50mg/l (Norme homologuée NA6360). Qui est proche aux normes américaine et canadienne qui sont respectivement 45mg/l et 44,5mg/l.

Les nitrates ne sont pas les seuls polluants résultant des pratiques de l'agriculture industrielle, mais on les considère comme étant un bon indicateur, d'ailleurs le plus facile à

doser et à surveiller, des autres polluants qui affectent la qualité de l'eau, c'est un bon corrélateur des pollution causées par les pesticides.

### **I.1.3. La chimie et physique de nitrate**

Le nitrate est le composé le plus oxydé de l'azote et la forme la plus stable à l'oxydation mais il est aussi un agent oxydant puissant .

#### **a. Sorption par les sols**

Le nitrate est trop soluble pour sa concentration dans l'eau pour être limitée par la solubilité.

La plupart des sols agricoles dans le monde sont maintenus à des valeurs de pH de 5,5 à 8,0 en appliquant de la chaux. Cela signifie légèrement acide à légèrement alcalin, pH 7,0 étant neutre. À ces valeurs de pH, l'argiles portent une charge globale négative.

Avec des charges électriques, les cations tels que le potassium et le calcium sont attirés à la surface des argiles, tandis que des anions tels que le nitrate et le chlorure sont non seulement pas adsorbés par l'argile, mais en fait repoussés par elle. Cela donne lieu à une double couche électrique comprenant une couche de cations tenue étroitement à la surface (couche Stern) et une couche diffuse dans lequel les cations plus nombreux que les anions, mais dans une mesure décroissante que nous nous éloignons de la surface (Bettahar et al., 2011).

#### **b. Diffusion**

Le Nitrate est habituellement présent à des concentrations plus grandes dans la solution du sol et est alimenté par un flux de convection.

### **I.1.4. Pratiques culturales**

Les pratiques agricoles doivent donc être adaptées de façon à limiter la quantité de nitrates qui risque d'être émise du compartiment sol vers les eaux naturelles superficielles ou souterraines (Stepherd et al., 1993; Ramos, 1996; Moller-Hansen et Djurhuus, 1997; Hadas et al., 1999).

Différents aspects de l'activité agricole contribuent à la contamination nitrique : la difficulté de gestion azotée (Kucke et Kleeberg, 1997 ; Webster et al., 1999 ; Mehdi et Madramootoo, 1999).

Les principales techniques utilisées pour pouvoir diminuer le reliquat d'azote après la récolte et persent dans le sol pour le lessivage sont: élimination des excès d'eau d'irrigation, élimination des excès d'application de fertilisants, optimisation du moment du semis et des applications de fertilisants. (Rejesus et Hornbaker, 1999).

## **I.2. Bilan et transfert d'azote**

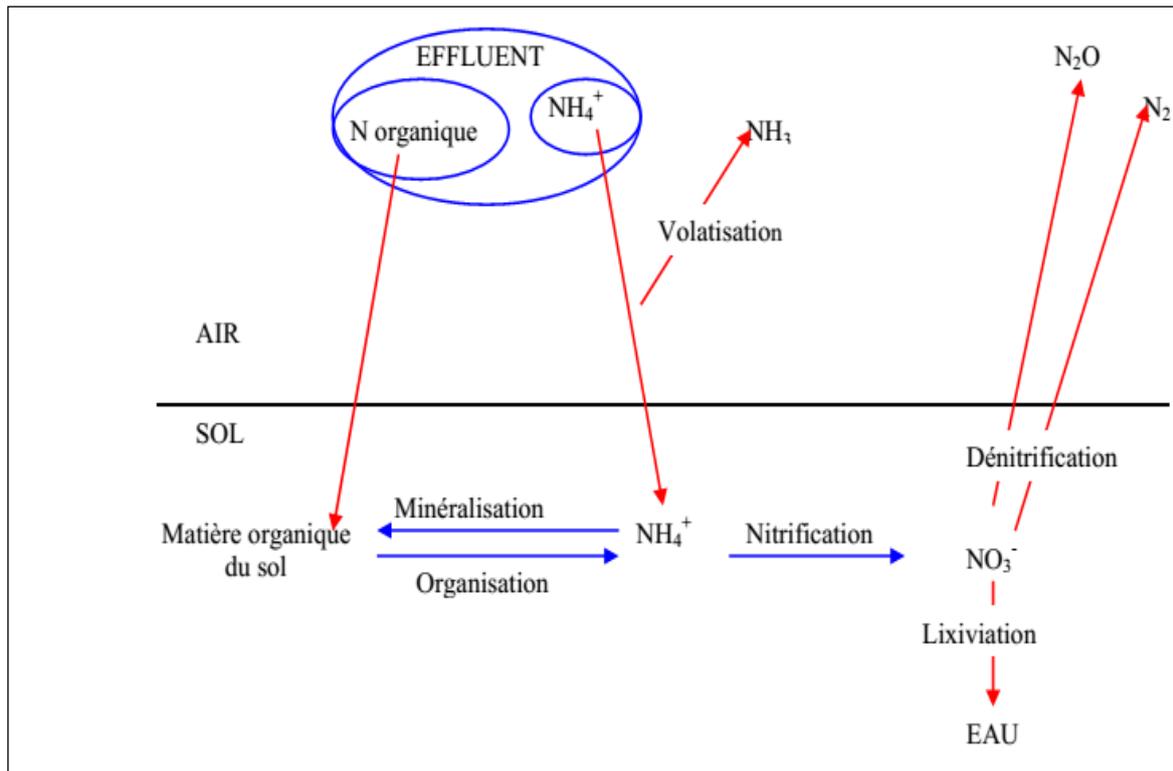
On appelle cycle de l'azote les entrées et sorties ainsi les différentes transformations que subit l'azote dans la biosphère.

Les micro-organismes présents dans le sol sont à l'origine de la plupart des transformations de l'azote car elle régissent le bilan d'azote dans le sol, et la mise à la disposition de la plante de ces formes minrales la plus oxydées « nitrate » seules utilisables (Henin, 1981).

En vue de quantifier les flux entrants et sortants d'eau et d'azote lié à une culture, on peut estimer les bilans aux limites d'un système sol-plante, (Turpin et al., 1997).

### **I.2.1.Cycle de l'azote dans les sols cultivés**

L'azote est un composé indispensable aux êtres vivants. L'azote est présent dans les minéraux, l'atmosphère et dans le sol. « Dans ce dernier il se trouve sous forme organique (labile et stable) et inorganique (azote ammoniacal, nitrites et nitrates) » (Bell et al., 1990). La migration de l'azote dans les eaux souterraines est une conséquence directe quand l'épandage excède la demande de la plante et la capacité de dénitrification du sol, habituellement sous forme de nitrates. Le transfert des nitrates dans les sols résulte d'un grand nombre de facteurs interdépendants (Moller et al., 1998) : facteurs climatologiques , agrologiques (propriétés physico-chimiques, hydrodynamiques et microbiologiques des sols), facteurs agronomiques (type de cultures, travaux culturaux, niveau de fertilisation, couverture végétale, profondeur d'enracinement). Ces facteurs peuvent conduire à des situations plus ou moins favorables à la lixiviation des nitrates (Van D, 1994).



**Fig.01.** Principaux processus de transformation des formes d'azote contenues dans les effluents et déchets, (Nicolardot et al., 2000)

### I.2.1.1. Les Apports

Plusieurs sont les origines de ces apports, on trouve des apports naturelles, fixation symbiotique et non symbiotique, et la fertilisation par des engrais chimiques de synthèse.

#### a. Apports météoriques

Ces apports qui se forment dans l'atmosphère sont le produit de décharges électriques lors des orages, que la pluie entraîne sur le sol pour l'enrichir à raison de 5 à 20 kg/ha/an. qui sont d'autant plus importants que la pollution atmosphérique est importante.

Estimées, par Frangmeier et al en 1994, à environ 35 kgN/ ha/an et varient entre 20 à 30 kgN/ ha/an d'après Ramon et Dory en 2004.

La teneur en azote de l'eau de pluie ne dépasse généralement pas 2 mg/l et peut dans certains cas atteindre plusieurs mg/l.

### b. Fixation biologique (symbiotique ou non symbiotique)

La fixation biologique de l'azote est le passage « transformation » de  $N_2$  de l'atmosphère en azote combiné sous l'action de certains micro-organismes du sol ou du métabolisme de la plante.(OMS, 1986 ; NRC, 1979).

Pour Postgate (1998), il s'agit d'un processus qui permet aux organismes (les végétaux et micro-organismes) de fabriquer des substances protéiques à partir de l'azote gazeux présent dans l'atmosphère.

Il existe deux types ou modes de fixation.

- Fixation non symbiotique : correspond à la réduction de l'azote gazeux de l'atmosphère en ammoniac par les bactéries anaérobies clostridium ou aérobies Azobactèr ou des organismes photosynthétiques (algue)
- Fixation symbiotique:produite par les nodosités des légumineuses (Rhizobium)

La fixation dépend de l'espèce et des conditions du milieu , ainsi les conditions favorables correspondent à des températures comprises entre 6 et 30°C et un pH de 3 à 9 et une humidité élevée (Prat, 1982) .

A l'échelle mondiale, la fixation biologique annuelle de l'azote est estimée au double de l'utilisation mondiale des engrais , elle est très importante pour fournir l'azote disponible pour les plantes. Un hectare de légumineuse fixe de 100 à 400 kg d'azote par an ; les facteurs qui la limitent sont :

- pH acide du sol, il est nocif pour les bactéries ;
- une teneur assez élevée d'azote ou de nitrate dans le sol, la plante a tendance à utiliser l'azote disponible dans le sol au lieu de fixer l'azote de l'air.

La fixation biologique de l'azote est la transformation du  $N_2$  de l'atmosphère en ammoniac. Pour Postgate (1998), il s'agit d'une conversion de l'azote atmosphérique en composés azotés (ammoniaque, nitrate et bioxyde d'azote), permettant ainsi aux organismes et micro-organismes de fabriquer des substances protéiques à partir de l'azote gazeux présent dans l'environnement.

l'oxygène est indispensable pour la fixation non symbiotique et l'humidité très élevée est défavorable. Les bactéries (anaérobies ou aérobies) sont les acteurs responsables de cette fixation.

Par décomposition, un hectare de légumineuses fixe de 100 à 400 kg d'azote par an dépendant de l'espèce et des conditions favorables tels des températures comprises entre 6 et 30°C, un pH de 3 à 9 et une humidité élevée. Par compétition, le pourcentage élevé de carbone dans le sol favorise la fixation tandis que la disponibilité de l'azote minéral la défavorise. (Prat, 1982).

### **c. Fertilisation**

Afin d'avoir un bon rendement, l'homme peut intervenir principalement sur le facteur azote, puisqu'il ne peut pas maîtriser la pluviométrie.(Addiscot et al., 1991).

D'après Rejesus et Hornbacker (1999), afin de pouvoir diminuer la disponibilité des nitrates dans le sol qui risque d'être lessivée la bonne gestion des apports sera primordiale , pour cela il faut bien définir l'époque ainsi que la quantité d'eau et la d'azote à apporter au sol.

La prise en compte de ces apports implique de préciser le calendrier cultural (date des apports) et les pratiques culturale (type d'engrais, fractionnement des apports, irrigation) (Benoit et al. 1997). En effet, ces facteurs influencent directement les quantités de matière disponible pour la percolation de pollutions diffuses azotées (El Tabach, 2005).

Pour faire le bon choix de la bonne dose à apporter à une culture, on est confronté à un double risque (Longuenne et al., 1991) :

- le risque d'apporter une quantité d'azote insuffisante : qui aura une conséquence néfaste sur le rendement, sachant qu'un excès est sans grande conséquence sur le rendement et ;
- le risque d'apporter une grande quantité de fertilisants qui sera préjudiciable pour l'environnement suite aux reliquats de nitrate laissés après la récolte et qui sera de plus en plus important avec la quantité de fertilisant apporté.

La quantité d'azote fournie par le sol, varie de 90 à 200 kg/ha/an selon les différents types du sol et pratiques culturales (Desvignes, 1993). Dans les sols cultivés, les hauts

rendements actuels supposent des disponibilités de l'ordre de 200 à 250 kg N/ha/an suivant les types de sol et les conditions climatiques de l'année. Aussi, compte tenu de pertes inévitables de l'ordre de 30 kg N/ha, la fertilisation moyenne pour la pomme de terre peut se situer, selon Kauark (1990), entre 200 à 250 kg N/ha/an.

### **I.2.1.2. Transformation**

Ce phénomène dépend beaucoup plus des conditions édaphiques du système climat-sol-plante (Marry, 1987). Cette phase se déroule par l'intermédiaire de deux phénomènes qui sont la minéralisation et la réorganisation, il est difficile voir impossible lors des observation au champs de les séparer (Muller et Mary, 1981; Mary et Recous, 1994).

#### **a. Minéralisation**

La minéralisation est la réaction biologique conduisant à la formation de l'azote minérale « azote nitrique  $\text{NO}_3^-$  » (Nitrique et Ammoniacal) à partir de l'azote organique. Elle comporte deux étapes : l'ammonification et la nitrification.(Degremont, 2005)

L'ammonification est la transformation de l'azote organique en azote ammoniacal effectué par les micro-organismes, en particulier les bactéries et les champignons.

La nitrification transforme l'azote ammoniacal en nitrate plus facilement lessivé, dénitrifié ou plus facilement absorbé par la plante. Elle comprend deux phases successives : Nitrosation: l'oxydation de l'azote ammoniacal en azote nitreux  $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^-$  par des bactéries aérobies en particulier les nitrosomonas et la nitratisation transformation des nitrites en nitrate  $\text{NO}_3^-$  par les nitrobacters. Les couches arables du sol sont les plus susceptibles à ce phénomène de minéralisation d'après Stanford et Smith en 1971.

Ce processus débute pour une température de 2°C avec un optimum à 35°C (Payraudeau, 2002). De nombreux auteurs relèvent l'effet de la température sur la minéralisation (Stanford et al., 1973 ;DeNeve et Hofman, 1998; Savin et al., 2001). L'activité des micro-organismes du sol dépend de la température (Schmidt et al., 1999),

L'acidité du milieu ralentit la dégradation de la matière organique et en particulier l'ammonification. Pour le processus de nitrification, le pH optimal est au voisinage de la neutralité, entre 6.9 et 8. En sols très acides ou très calcaires la nitrification se fait

difficilement, sans être cependant interrompue (Clément, 1981 ; Verberne et al., 1990) ont reporté que la minéralisation en sols légers est plus rapide qu'en sols lourds. Stenberg et al., (1999) ont constaté que le lessivage est supérieur en cas du labour précoce par rapport à un labour tardif, certainement par l'augmentation de la minéralisation.

La nitrification est plus ralentie en sol sec que l'ammonification, et la prolifération bactérienne est retardée par un manque d'eau. Dans un sol imbibé d'eau, la nitrification disparaît. Ces deux situations suggèrent l'existence d'un optimum d'humidité variant selon les auteurs (Stanford et Epstein, 1974), de 2/3 jusqu'au voisinage de la capacité au champ.

D'après Recous et al., (1999), dans un sol nu non fertilisé, la minéralisation brute dans la couche superficielle de 0 à 20 cm de profondeur varie entre 0.23 mg N/kg sol/jour en décembre, et 0.81 mg N/kgsol/jour en juillet. Ainsi la minéralisation nette moyenne annuelle est environ 0.29 mg N/kgsol/jour.

#### **b. Immobilisation**

C'est un processus inverse de la minéralisation. L'azote minéral se transforme en azote organique à l'aide des micro-organismes hétérotrophes du sol. L'immobilisation est favorisée dans un sol de pH neutre ou basique, et lorsque le rapport C/N (carbone/azote organique) est supérieur à 20. Cependant, l'azote réorganisé reste facilement reminéralisable (Recous et al., 1995).

Selon Gagnon (2009), l'immobilisation et la minéralisation sont deux phénomènes qui opèrent simultanément et dépendent du rapport carbone-azote. En effet, si le rapport carbone azote est :

- $< 30$ : Minéralisation  $>$  Immobilisation, la minéralisation est plus soutenue que l'immobilisation
- $30$  : Immobilisation  $>$  Minéralisation, l'immobilisation est plus contractée.

L'immobilisation est accélérée dans le cas de dessiccation du sol (conditions aérobies), les températures basses ralentissent l'immobilisation (Andersen et Jensen, 2001).

Dès l'apport d'engrais azoté (cas de l'urée) dans le sol, une compétition s'engage entre les micro-organismes du sol et la culture pour la consommation de cet azote. L'urée est plutôt

immobilisée via la réaction biologique entre forme ammoniacale et micro-organismes (Meriout et al., 2006).

### **I.2.1.3. Pertes**

Les pertes en azote minéral du sol sont liées à des phénomènes d'origines diverses: physique, biologique ou chimique.

#### **a. Adsorption par les plantes**

L'azote favorise la formation de la biomasse, la plante en a besoin pendant sa phase de croissance, il est donc un des facteurs, il est donc un des facteurs prépondérants du rendement (quantité de matières sèches) et de la qualité (teneur en protéines).

Les besoins en azote de la plante varient en fonction de son état végétatif, c'est-à-dire lors de la croissance de la plante développement des systèmes racinaire et aérien, selon les conditions du milieu sol (texture, densité apparente du sol) et les conditions climatiques (température et l'humidité du sol) (Pinheiro et al., 1996; Lemaire et al., 1996).

#### **b. volatilisation et dénitrification (Pertes par voies gazeuses)**

Les pertes de l'azote du sol par voie gazeuse se situent à trois niveaux (Catroux et Germon, 1981): la volatilisation et la dénitrification.

La volatilisation est la partie sous forme d'ammoniac  $\text{NH}_3$ . Généralement négligeable, elle peut atteindre 20% à 30% de l'azote ammoniacal lorsqu'elle est apportée sous forme d'engrais en sol basique à une température élevée (Prat, 1982)

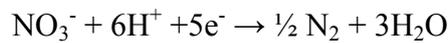


Toutefois, les pertes par volatilisation peuvent être plus importantes dans le cas des apports organiques (fumiers, lisiers, etc.) (Olesen et al., 1997). Pour que le processus de volatilisation s'entretienne, l'azote ammoniacal soluble ou gazeux doit diffuser vers la surface du sol (Moral et Martinez, 1995; Degremont, 2005).

Le phénomène de dénitrification affecte les eaux superficielles et les eaux souterraines. est le processus de transformation (réduction) des nitrates en produits gazeux (azote et oxyde

nitreux), réalisé en condition anaérobie par des bactéries hétérotrophes anaérobies facultatives.

Plus le milieu est pauvre en oxygène et plus les bactéries vont trouver l'oxygène qui leur manque dans les nitrates suivant la réaction suivante :



La dénitrification en sols in situ montre une dépendance complexe de plusieurs facteurs comme la disponibilité en azote et en carbone du sol, la teneur en oxygène et en eau, la valeur du pH et la température (Wendland, 1994). L'aération du sol par labour diminue les pertes par voie gazeuse, car la présence d'oxygène diminue la réduction des nitrates par les bactéries dénitrifiantes. Pour la même raison, la dénitrification est favorisée dans les sols engorgés (quand l'humidité du sol excède la capacité au champ) et mal drainés (Stanford et al., 1974).

La dénitrification biologique suit les mêmes évolutions que la dénitrification chimique. La dénitrification a lieu quand la température du sol dépasse 8°C, son optimum étant entre 35 et 45°C, et le pH optimum se situe entre 6 et 8. La dénitrification apparaît après les apports d'engrais et lorsque le sol se réchauffe généralement au printemps. Elle se manifeste également après une période sèche quand le sol redevient humide et la température élevée (Dorge, 1994). En Allemagne, Wendland (1994) a estimé pour les différentes conditions du sol une dénitrification oscillant entre 5 et 35 kg N/ha/an.

### **c. Lessivage (Pertes par voies hydriques)**

La perte la plus habituelle est le lessivage des nitrates vers les eaux souterraines (Sweeten et Reddell, 1978). Les pertes des nitrates peuvent être très importantes dans les sols des climats humides ou des zones irriguées, spécialement dans les sols agricoles à texture grossière (Sol sableux). Almasri et Kaluarachchi, (2004) ; Costa et al., (2002) ; Moreno et al., (1996) démontrent tout d'abord que plus les précipitations efficaces sont importantes, plus les lixiviations de nitrates sont conséquentes.

Les pertes pendant la période de drainage dépendent du stock en nitrates du sol, qui correspond généralement à la partie non absorbée par les cultures, provenant d'une fertilisation tardive ou d'une minéralisation après la récolte (Olson, 1980; Desvignes, 1992; Webster et al., 1999).

Les mécanismes de transport des nitrates sont la convection, la diffusion et la dispersion mécanique.(Beusen et al., 1995),

L'écoulement de l'eau à travers la matrice poreuse non saturée du sol joue un rôle essentiel: c'est parce qu'il y a écoulement de l'eau qu'il y a transfert de polluants. Le lessivage des nitrates dans les sols sans macrofissuration commence lorsque la couche du sol atteint l'humidité à la capacité au champ et par conséquent le drainage reprend (Santos et al., 1997). Du fait de leur grande solubilité, les nitrates vont en effet se déplacer très facilement dans le sol presque au même rythme que l'eau. Cependant, on se heurte à la difficulté d'estimer le terme de lessivage en raison de la grande hétérogénéité de la répartition de l'ion nitrate dans les sols.

Tindall *et al.*, (1995) ont mesuré les lixiviations d'azote par des colonnes de 40 cm d'épaisseur de sols nus argileux et sableux suite à des épandages de fertilisants. au bout de 10 jours , les nitrates appliqués sur le sol sableux sont complètement transférés dans le système, alors que sur le sol argileux, 5 à 6 semaines sont nécessaires pour que 60 % des nitrates apportés soient transférés par le sol.

Des facteurs de lessivage lié au drainage sont donc la capacité de rétention en eau, la pluviométrie et la quantité d'eau infiltrée (Antil et al.,1992; Vanderborgh et al., 1997). Une faible profondeur de sol, la présence de fissures accentuent aussi la probabilité du lessivage.

La vitesse moyenne de transfert des nitrates est de 0,3 à 1,25 m/an selon la nature du couvert végétal et le recouvrement de la nappe (Lacherez., 1997 ; Vachier et al., 1979).

Le type de culture influence également sur l'intensité de la lixiviation des nitrates dans les sols. Des comparaisons des concentrations en nitrates dans les eaux de percolation sous différentes occupations de sols ont en effet permis d'explicitier cette influence. Costa et al., (2002) mettent en évidence des lixiviations de nitrates trois fois plus importantes sous cultures de pommes de terre que sous pâ-turage, et Lasserre et al., (1999) montrent que sous blé, la lixiviation de nitrates est plus importante que sous maïs. On peut généraliser cette observation en constatant que les tendances de modification de l'occupation des sols opérée depuis plusieurs dizaines d'années influencent grandement la contamination en nitrates des hydrosystèmes.

### I.3. Lois du transfert d'azote

Les différentes formes de l'azote se déplacent dans la solution du sol sous l'influence des mécanismes de transport classique (Hillel, 1980; Jury, 1982; Jury et Flüher, 1992):

- a. la convection (entraînement direct de l'azote nitrique à l'état dissous dans l'eau),
- b. la diffusion (due au gradient de concentration en azote nitrique)
- c. la dispersion mécanique (la vitesse de migration de l'eau et des nitrates varie à l'intérieur de chaque pore et entre les différents pores en raison de l'architecture interne du sol), ces deux derniers processus sont généralement regroupés sous le terme de dispersion hydrodynamique.

#### I.3.1. Equation de conservation de la masse

La conservation de la masse de l'azote minéral dans un profil de sol est décrite par l'équation:

$$\Delta S_N = (P + I) + E + F + MH + MR - A - L - O - D - V$$

**ΔS** variation du stock de l'azote dans sol [kg/ha]

**A** absorption par la plante [kg/ha]

**P** azote apporté par la pluie [kg/ha]

**L** lessivage [kg/ha]

**I** azote apporté par l'irrigation [kg/ha]

**O** organisation [kg/ha]

**E** engrais [kg/ha]

**D** dénitrification [kg/ha]

**F** fixation [kg/ha]

**MH** minéralisation de l'humus [kg/ha]

**MR** minéralisation de résidu cultural [kg/ha]

Ce bilan s'applique en général sur un profil de sol délimité en haut par la surface du sol, et à la base par la limite de la zone racinaire.

Il est possible de simplifier l'équation précédente. Par exemple sur un sol sableux, la dénitrification est rarement observée. De plus, en l'absence de précédents culturaux nous ne prenons pas en compte non plus la minéralisation.

### I.3.2. Equation de convection-dispersion

Dans un milieu poreux, la diffusion moléculaire et la convection peuvent s'effectuer simultanément en l'absence de tout gradient de température.

D'un point de vue pratique, pour le calcul du flux des nitrates, la dispersion hydrodynamique est considérée négligeable et se réduit en:

$$qN = qW \cdot CN$$

**qN** pertes d'azote [kg]

**qW** flux d'eau drainant à la cote z [m<sup>3</sup>]

**CN** concentration en azote à la cote z [kg/m<sup>3</sup>]

La concentration de soluté est une concentration moyenne pour un volume donné, et peut être mesurée à l'aide des bougies poreuses ou par des mesures de résistances électriques, comme la Reflectométrie dans le Domaine Temporel (TDR)

### I.3.3. Calcul du stock d'azote dans le sol

Dans chacun des échantillons, les deux formes minérales (nitrate et ammonium) sont analysées séparément. Les résultats d'analyses sont fournis en teneur massique (mg/kg) du sol et la quantité d'azote par unité de surface (kg N/ha) est calculée par la formule:

$$Q_N = \omega_N d_a \cdot e \cdot 10$$

**Q<sub>N</sub>** teneur en azote du sol [kgN.ha<sup>-1</sup>]

**ω<sub>N</sub>** concentration en azote dans la couche du sol [ppm]

**d<sub>a</sub>** densité apparente [kg.m<sup>-3</sup>]

**e** épaisseur de la tranche de sol prélevée [m]

**10** facteur d'échelle, permettant d'exprimer Q<sub>N</sub> en kgN/ha

#### I.4. Calcul du bilan hydrique

Le bilan hydrique fondé sur le principe de conservation de la masse est le plus utilisé par les agronomes (Maraux et al., 1998) pour un intervalle de temps  $\Delta t$  entre deux mesures.

Il correspond à la variation du stock d'eau dans une tranche de sol limitée par la surface du sol et une cote  $z$ . En prenant en compte les apports et les pertes d'eau du système pour un intervalle de temps donné (Musy et Soutter, 1991), nous avons la relation suivante:

$$\Delta S = P + I - ETR - D \pm R + RC$$

$\Delta S$  variation du stock d'eau dans le sol [mm]

$P$  pluie [mm]

$ETR$  évapotranspiration réelle [mm]

$D$  drainage [mm]

$R$  ruissellement [mm]

$RC$  remontées capillaires [mm]

Les données sur la précipitation ( $P$ ) sont obtenues par le relevé des pluviomètres.

Les apports d'eau par remontées capillaires ( $RC$ ) sont difficiles à estimer avec précision (Maraux et al., 1998 ; Choparte et Vauclin, 1990). Dans notre cas, nous considérons que le flux soit nul à la face inférieure de cette couche.

Quant au ruissellement ( $R$ ), il peut s'agir d'un flux entrant ou d'un flux sortant selon que l'eau provient d'une parcelle en amont ou est évacuée vers une parcelle elle même. Il était négligeable dans les conditions étudiées.

Le drainage ( $D$ ) correspond à une partie des précipitations et/ou d'irrigation non stockable dans la tranche de sol correspondante. Dans certains sols, l'eau apportée peut s'infiltrer dans les macro-fissures du sol et atteindre rapidement les couches profondes du sol ou le réseau de drainage. Le drainage ( $D$ ) peut être calculé à l'aide du bilan hydrique (si tous les autres termes sont connus par ailleurs), ou à partir de la loi de Darcy (effet macro-pores négligeable). Dans nos cas, on a estimé le drainage (Cadre physique) ensuite on a utilisé le modèle pour le simuler (Résultats et discussion).

L'Évapotranspiration ( $ETR$ ) comporte deux phénomènes. L'évaporation ( $ES$ ) concerne la restitution de l'eau par le sol. Elle se manifeste après l'apport d'eau lorsque la culture est encore peu développée. La transpiration ( $TR$ ) est la restitution de l'eau à l'atmosphère par la plante. Ce dernier phénomène est donc lié aux facteurs climatiques et physiologiques. Il s'agit

d'un flux sortant que l'on peut estimer par la méthode du bilan hydrique l'ETR (évaporation du sol et transpiration).

## **I.5. L'influence de quelques paramètres physico-chimiques sur l'azote**

### **I.5.1. Les facteurs qui influencent sur la minéralisation**

La minéralisation d'azote organique dans le sol est affectée par plusieurs facteurs, notamment les facteurs biologiques, physico-chimiques, biochimiques et nature de matière organique, application des fumiers compostés et autres facteurs.

#### **❖ Facteurs biologiques**

Les facteurs biologiques ont un impact majeur sur la taille des communautés microbiennes qui décomposent les débris végétaux ou minéralisent la matière organique du sol. Toutefois, le processus de minéralisation de l'azote organique est sous le contrôle des micro-organismes hétérotrophes. L'absence d'activité microbienne peut causer un dysfonctionnement des écosystèmes, et un impact sur les principaux processus impliqués dans le cycle de N disponible à la plante dans le sol (Tripathi et Singh, 2009). La dynamique de la biomasse microbienne est très importante, car elle détermine la fourniture globale d'azote dans le sol, et joue un rôle dans la nutrition des plantes sous différentes conditions de l'écosystème (Azam et al., 2003). La production d'azote minéral dans le sol est un processus issu de la décomposition des matières organiques par la flore et la faune du sol, en particulier par la microflore bactérienne et fongique. La pédofaune participe aussi à cette minéralisation par les excréments enzymatiques et son rôle dans la fragmentation de la biomasse, l'activation et la dispersion des micro-organismes telluriques (Haynes, 1986a cité par Hébert, 1989).

#### **❖ Facteurs physico-chimiques**

##### **a. Température**

La minéralisation de l'azote est beaucoup influencée par la température à cause de son effet sur l'activité microbienne. Cet effet est quantifié par le coefficient  $Q_{10}$  de la minéralisation de l'azote, qui est égal à 2 pour des températures de 5°C à 35°C (Tisdale et al., 1985). Le double de la vitesse de minéralisation est cependant associé à une élévation de 10°C entre des températures mésophiles (Kladivko et Keeney, 1987). Par exemple, entre 0 et 10°C, le taux de minéralisation de l'azote peut augmenter entre 2 et 3 fois (Amlinger et al., 2003).

En général, la température optimale se situe entre 30 et 35°C, et la vitesse de minéralisation de N est pratiquement arrêtée sous 5°C et en dessus de 40°C (Tisdale et al., 1985).

N'Dayegamiye et al., (2007) rapportent que les taux de minéralisation dépendent des conditions de température et d'humidité, ce qui signifie que la minéralisation se fait rapidement durant la saison de croissance. Par contre, les cultures ayant une courte saison de croissance n'assimilent pas une quantité suffisante de l'azote minéralisable dans le sol.

#### **b. Teneur en eau**

La minéralisation de l'azote est influencée par la teneur en eau à travers une large gamme. Elle est plus intense dans des conditions humides que sèches (Amlinger et al., 2003). Selon Havlin et al., (1999), une formation maximale de nitrate grâce à l'activité des microorganismes aérobies peut se produire entre 50 et 70 %. En dehors de cet intervalle, il y a un déséquilibre se traduisant par une réduction de la production de nitrate pouvant conduire à des carences en N nitrique dans les sols (Haynes, 1986b). Selon Lueking et Schepers, (1986), les micro-organismes du sol responsables de la minéralisation de l'azote montrent une activité maximale quand l'eau occupe approximativement 60% de l'espace poral pour les sols de texture fine en moyenne et 90% pour les sols sableux.

#### **c. Teneur en oxygène**

La teneur en oxygène dépend du taux d'aération et d'humidité du sol. Toutefois, l'activité microbienne lors de la minéralisation de l'azote est optimale avec un taux d'aération de 40% chez les sols de textures fines et de 10% chez les sols sableux pendant l'incubation (Lueking et Schepers, 1986).

#### **d. pH**

Le taux de minéralisation du N organique varie en fonction du pH des sols. En effet, l'acidité excessive inhibe la nitrification et limite la minéralisation seulement à des pH inférieurs à 5 et supérieurs à 8. Le pH optimal se situe entre 7 et 8 (Amlinger et al., 2003).

#### **e. Texture du sol**

La texture du sol et la proportion d'argile sont importantes pour la stabilisation de la matière organique. Selon Amlinger et al., (2003), l'argile a tendance à complexer l'humus et conduire à une diminution de la minéralisation du carbone et de l'azote.

Les mêmes auteurs soulignent que la proportion et la qualité d'argile ont une influence sur la capacité de sorption de l'ammonium et son accumulation dans le sol. Cependant, les taux de minéralisation sont plus élevés dans les sols sableux à cause de leur texture grossière qui permet une aération suffisante (Simard et N'Dayegamiye, 1993).

#### **f. La matière organique**

La nature de la matière organique influence le rythme de croissance des microorganismes. IL est connu que les matières organiques facilement minéralisables augmentent et diversifient la microflore du sol , et par conséquent les taux de décomposition de la MO et de celui de la minéralisation d'azote (N'Dayegamiye, 2007).

### **1.5.2. Les facteurs influençants sur la nitrification**

#### **a. Température**

La température joue un double rôle, sur la croissance des microorganismes et sur les enzymes qu'ils produisent. La nitrification est sensible à la température. Elle se produit, la plupart du temps, entre 5 et 40°C, son optimum se situant entre 25 et 35°C (Jared, 2010).

#### **b. Structure et Teneur en eau du sol**

La quantité d'eau présente dans le sol constitue un facteur important pour la nitrification de l'azote. En absence de l'eau, la nitrification est inhibée.

Il faut signaler que l'eau du sol qui ne se trouve pas à l'état libre, y est soumise aux forces de rétention suivantes : forces matricielles (proviennent de l'attraction des molécules d'eau sur les particules solides et du phénomène de capillarité) et forces osmotiques (résultant de la présence dans l'eau du sol de substances dissoutes). La combinaison de ces deux forces s'appelle « Potentiel Hydrique ».

Le maximum de nitrification se manifeste à un potentiel hydrique de 10 à -30 kPa (pF 2 à 2.5). À 0 kPa, la nitrification est absente ou très faible à cause de l'absence d'oxygène causée par l'excès d'eau.

La nitrification diminue quand le potentiel hydrique diminue. En dessous d'un potentiel hydrique de -15000kPa (très sec), l'activité des organismes nitrifiantes est inhibée

Quand le sol est réhumidifié, il y a une augmentation soudaine de la minéralisation et de la nitrification (Jared, 2010).

### **c. Le pH**

Le pH du sol est un facteur capital qui affecte la nitrification. Le pH optimal donné dans la littérature pour la nitrification varie entre 7 et 9.

Plusieurs études prouvent que la nitrification s'amplifie quand le pH du sol croit.

### **1.5.3. Les paramètres influants sur la vitesse de dénitrification**

#### **a. Température**

En règle générale, la réaction semble être réalisée par des micro-organismes mésophiles. Mais, il n'existe pas de conditions optimales de température pour réaliser la dénitrification.

Bien que la dénitrification semble possible entre 5°C et 75°C du fait de la grande diversité des germes dénitrifiants. La température constitue néanmoins une variable majeure affectant la vitesse de la réaction biologique. Par ailleurs, l'augmentation de la température est favorable à la réaction puisqu'elle entraîne une diminution de la concentration saturante donc du transfert en oxygène dissous, paramètre limitant la vitesse de dénitrification (Knowles, 1982).

#### **b. Le pH**

Les micro-organismes réalisant la dénitrification sont beaucoup moins sensibles aux fluctuations de pH. Le pH optimum semble se situer entre 7 et 8,7. La réaction de dénitrification entraîne une élévation de pH qui doit être contrôlé puisqu'il peut y avoir inhibition de la réaction au de là du pH. Cependant, sans acclimatation et à pH trop acide, la réduction de l'azote est incomplète, induisant la production d'oxyde nitreux (N<sub>2</sub>O) voire nitrique (NO) comme le montre ( Knowles, 1982).

#### **c. Concentration en oxygène dissous**

Les micro-organismes dénitrifiants sont des bactéries aérobies facultatives qui tirent leur énergies de celle libérées lors du transfert des électrons des composés organiques vers l'oxygène, le nitrite ou le nitrate. Le choix de l'accepteur final se fait bien entendu en faveur de celui qui donnera la plus grande quantité d'énergie par unité de matière organique oxydée. Il a été montré que l'utilisation de l'oxygène comme accepteur d'électrons, plutôt que le nitrite ou le nitrate, permet de produire davantage d'énergie. De ce fait, la réaction de dénitrification est inhibée en présence d'oxygène, les rendements de dénitrification étant affectés.

Cependant, les recherches concernant la nitrification/dénitrification simultanée en réacteur aérobie ont montré que les environnements locaux des organismes dans les floes peuvent être très hétérogènes. Les limitations des diffusions peuvent donc provoquer la dénitrification dans des zones anoxies au sein des agrégats, même si une concentration significative d'oxygène est mesurée dans le milieu liquide (Knowles ,1982)

## I.6. Généralités sur la pomme de terre

### a. Description botanique

La pomme de terre est une plante vivace dicotylédone tubéreuse, herbacée, cultivée pour ses tubercules riches en amidon et possédant des qualités nutritives

**Tab.01.** classification de la pomme de terre (Rousselle et al. 1992).

Order	solanales
Famaille	solanaceae
Genre	solanum
section	petota
Series	tuberosa
Espèce	Solanum tuberosumL

### b. Cycle de reproduction et physiologie

La pomme de terre est très peu reproduite par graines dans la pratique agricole, cependant la graine est l'outil de création variétale (Soltner, 2005a).

Le tubercule n'est pas seulement un organe de réserve, c'est aussi un organe qui sert à la multiplication végétative. Cette dernière se déroule en quatre étapes :

- La dormance - La germination - La croissance - La tubérisation

### c. Les exigences de la plante

Il existe des températures seuils pour la pomme de terre. Son zéro de végétation se situe entre 5°C et 7°C et sa température optimale de tubérisation aux environs de 18°C. (Soltner, 1990), elle résiste sous les climats tempérés, humides et brumeux (Laumonnier, 1979)

La lumière intervient par son effet photopériodique dans l'induction de la tubérisation et par son intensité dans l'activité photosynthétique. Les photopériodes courtes sont plus favorables à la tubérisation et les photopériodes longues plus favorables à la croissance. La

plupart des cultivars utilisés dans les régions à climat tempéré ont des photopériodes critiques comprises entre 13 heures et 16 heures (Rousselle et al., 1996). Les besoins en eau, faibles en début de végétation, sont très importants au moment de la croissance foliaire et de la tubérisation.

#### **d. Exigences en éléments fertilisants**

La pomme de terre se classe parmi les plantes très exigeantes en azote, phosphore et potassium.

**Tab.02.** Prélèvements en éléments majeurs (en Kg/t).

Plante entière	Tubercules	Eléments
3 à 4.5	3.2	Azote

L'azote est le facteur déterminant du rendement de la culture. Il favorise dans un premier temps le développement du feuillage, puis la formation et le grossissement des tubercules. L'acide phosphorique est un facteur de précocité et favorise le développement racinaire. Les besoins en calcium, magnésium et soufre sont généralement notables. Elle est sensible à une carence en magnésie qui se manifeste par un jaunissement entre les nervures des feuilles (Rousselle et al., 1996).

#### **- Dates de plantation de la pomme de terre**

En Algérie, elle est cultivée selon trois types de culture qui sont : la primeur, la saison, et l'arrière saison.

#### **- Les trois calendriers de culture de pomme de terre**

- Primeurs : plantation 15 novembre - 15 janvier.
- Saison : plantation 15 janvier -15 mars.
- Arrière-saison : 15 août -15 septembre

Le tableau N° 03 présente les superficies, la production et les rendements de la culture de pomme de terre dans la wilaya d'Ain Defla (Ministère de l'agriculture, 2013)

**Tab.03.** la production de pomme de terre à Ain Defla

<b>Compagne</b>	<b>Superficies (ha)</b>	<b>Production(t)</b>
<b>2008-2009</b>	105121	263605
<b>2009-2010</b>	121996	330031
<b>2010-2011</b>	131903	386219
<b>2011-2012</b>	138666	421947

### **Conclusion**

La quantité d'azote minéral présente dans le sol résulte des diverses transformations de l'azote, en fonction d'un certain nombre de paramètres variables (texture du sol, teneur en matière organique, température, pH, conditions d'oxygénation...), eux-mêmes dépendant étroitement du pédoclimat et des conditions culturales. Le transfert d'azote a lieu surtout sous forme de nitrate, qui est très soluble. Les pratiques agricoles influent sur les quantités de l'azote transférées (fertilisation) et sur les conditions du transfert (irrigation). Le sol a un rôle central dans tous les mécanismes de transfert de l'azote et sa prise en compte est indispensable pour évaluer les risques de lessivage de l'azote, pour raisonner la fertilisation ou adapter une irrigation.

Les phénomènes en jeu dans les transferts de l'azote dans le sol sont complexes. Leur compréhension relève encore dans de nombreux cas du domaine de la recherche et implique plusieurs disciplines scientifiques (agronomie, biochimie, hydrologie, etc.). La coopération de ces disciplines devrait permettre de trouver les solutions contre la pollution azotée d'origine agricole.

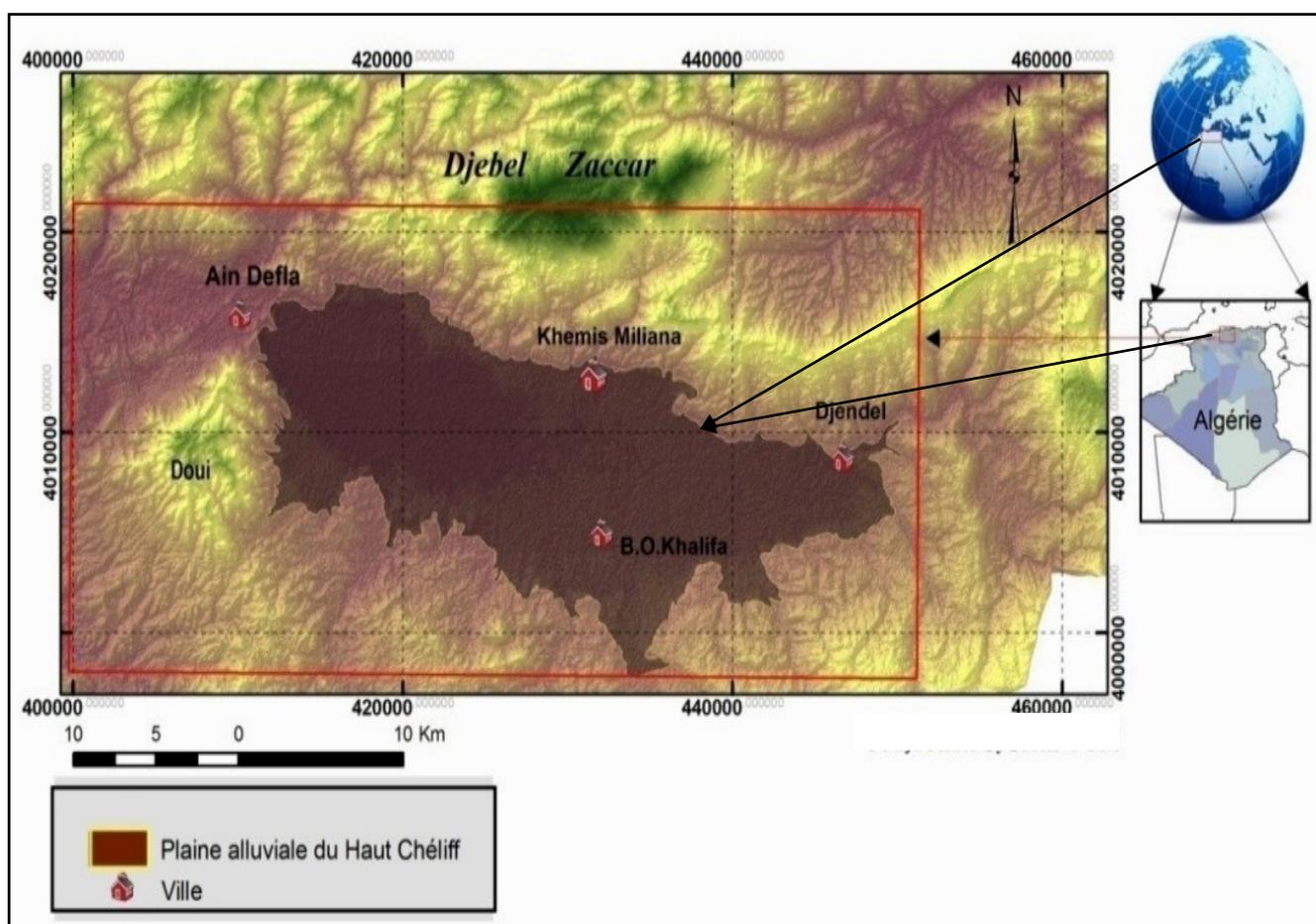
## CHAPITRE.II. Cadre Physique

### II.1. Situation géographique

Sous la forme d'une dépression intra-montagneuse longue de 500 km d'est en ouest et large de 30 à 80 km au niveau de la partie nord-ouest de l'Algérie, s'intègre la plaine alluviale du Haut-Chélif connue aussi sous le nom de la plaine de Khemis Miliana .

Elle est limitée au nord par le massif du Zaccar (1576 m) et au sud par les contreforts de l'Ouarsenis, à l'ouest par massif de Doui et à l'est par Djbel Gountas et on peut y accéder dans sa partie est par le seuil de Djendel et à l'ouest par les Aribes.

### II.2. Contexte géomorphologique



Les paramètres géomorphologiques influencent sur l'écoulement des eaux superficielles, notamment sur le régime d'écoulement. La plaine se caractérise par une altitude moyenne de 300m, avec une maximale de 529m et une minimale de 207m (Tab.04).

**Fig.02.**Situation géographique de la zone d'étude (Gharbi, 2014)

La plaine de Khemis Miliana, à vocation agricole, appartient à la Wilaya de Ain Defla et au sous bassin versant du Haut-Chélif. Située à 350 m d'altitude, elle s'étend sur une superficie de 21,035 km<sup>2</sup> avec un périmètre de 1935 km (Fig.02).

La plaine Alluviale de Khemis Miliana est comprise entre les coordonnées suivantes :

- 36°12' et 36°17' de latitude nord respectivement entre les communes de Bir-Ouled Khelifa et Miliana.
- 2°12' et 2°17' de longitude est respectivement entre djebels Doui et Gontas

La partie est de la plaine se caractérise par des altitudes allant de 290m à 350m qui diminue au fur et à mesure que l'on s'approche du centre de la plaine avec un intervalle d'altitudes qui varie entre 260m à 290m et qui atteint les 207m à l'ouest (Tab.04).

Les caractéristiques géomorphologiques du bassin du Haut-Chélif sont mentionnées dans le tableau ci-dessous :

**Tab.04.** Caractéristiques géomorphologiques du bassin du Haut-Chélif

Paramètre	Unité	Résultat
Altitude maximale	m	1500
Altitude moyenne	m	496.04
Altitude minimale	m	200
Altitude à 95% de la surface	m	300
Indice de pente globale	m/km	8.42
Indice de pente moyenne	%	1.45
Vitesse de ruissellement	km/h	2.4
Temps de concentration	h	20 .43

Les paramètres de forme montrent que l'on a affaire à un sous bassin peu compact et plutôt allongé, échelonnant les crues et favorisant, en principe, l'infiltration dans le lit majeur, au dépend du ruissellement.

### II.3. Urbanisation et démographie

La population totale de la zone d'étude qui se répartit en 33 commune a été estimée pendant la période de 1999-2000, d'après le recensement qui a été établie par la DHW –Ain Defla, à 345 756 habitants avec un taux de croissance de 3% par an dont 65% se localisent dans les zones à vocation agricole, semi urbaines et rurales. La majorité de la population

s'alimente en eau approvisionnée à partir des forages ou des puits (DHW .Ain Defla, 2003).

#### **II.4. Occupation du sol**

Chaque campagne d'irrigation est caractérisée par son assolement réalisé qui dépend de la disponibilité des ressources en eau.

Les cultures pratiquées durant les dernières années montrent que les superficies irriguées ne dépassent pas 6000 ha/campagne sur un total de surface agricole utile de 16300 ha (Fig.03).

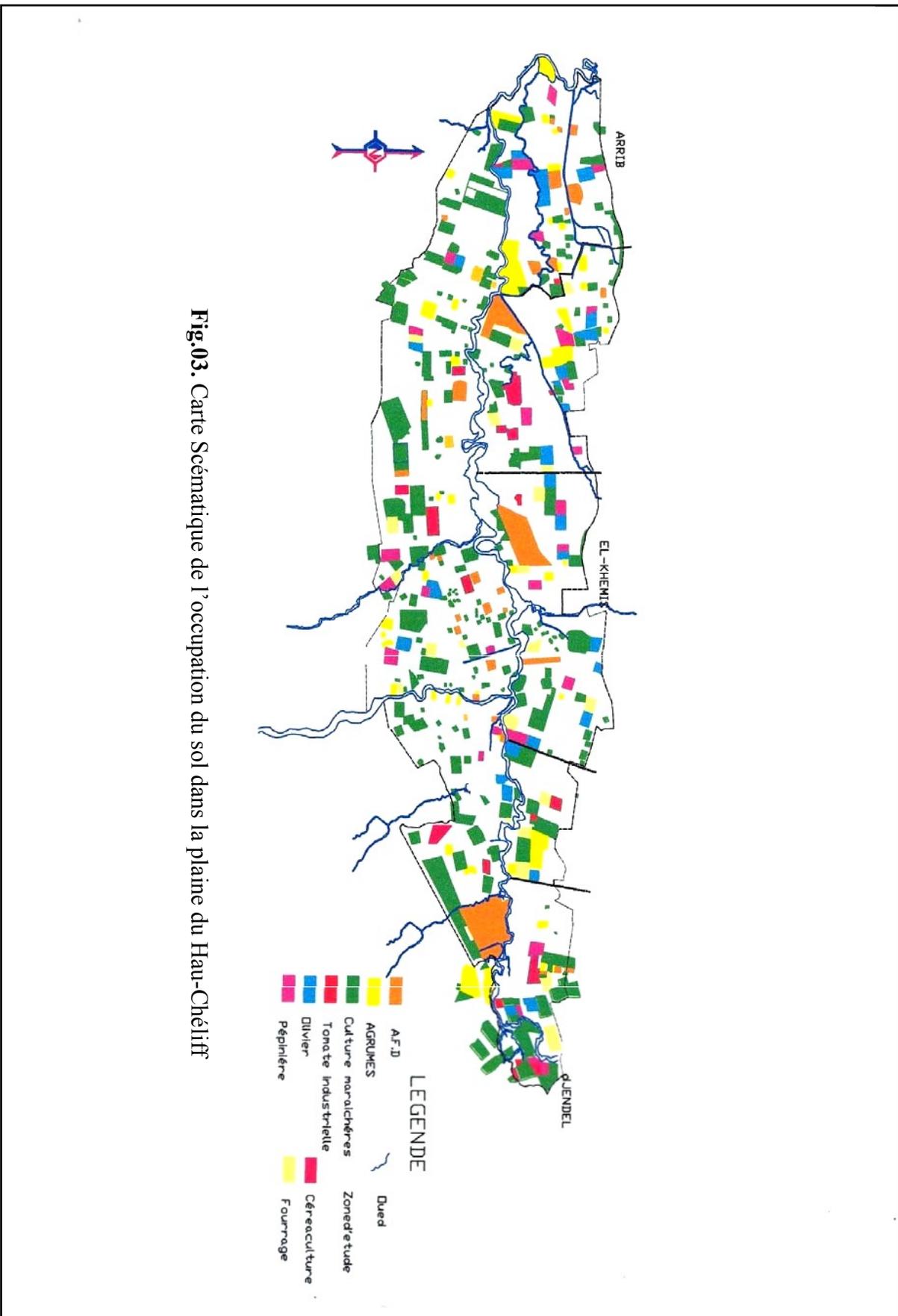
D'après la carte d'occupation du sol, on constate que les cultures maraichères occupent la première position en s'étalant sur toute la plaine mais qui sont beaucoup plus concentrées dans la partie est « Djendel » de la plaine du Haut-Chéouiff.

Le périmètre du Haut- Chéouiff est dévisé selon l'axe de l'oued Cheliff en deux rives:

- La rive gauche d'une superficie agricole utile de 9523 ha qui est subdivisée en trois zones (Est, Ouest et Centrale).
- La rive droite découpée en cinq zones I, II, III, VI, V.

La campagne d'irrigation commence à partir du mois d'avril, elle devient plus nécessaire à partir du mois de juin et indispensable pour le mois de juillet et août jusqu'au mois d'octobre, période durant laquelle la réserve utile est épuisée.

Une irrigation intensive est nécessaire pendant six mois de l'année (du mois de mars au mois d'août), elle se fait en arboriculture par la méthode de l'irrigation localisée (goutte à goutte), et en culture maraichère par aspersion. La culture de la pomme de terre est prédominante dans la région Est du périmètre.



**Fig.03.** Carte Scématique de l'occupation du sol dans la plaine du Hau-Chélif

## II.5. Caractéristiques édaphiques

Les analyses du sol constituent un outil de suivi de la fertilité chimique du sol.

Les analyses du sol de la plaine montrent une prédominance de texture limoneuse à limoneuse argileuse à argileuse.

➤ **Analyse chimique du sol**

D'après le tableau n° 05, les valeurs moyennes de quelque paramètres du sol tels que le pH moyen du sol qui est alcalin, un faible taux de calcaire, et une conductivité de 0.27 ds/m montre que le sol est non salin, le sol de la plaine du Haut-Chélif se caractérise par une teneur très faible en matière organique.

**Tab.05.** Caractéristiques chimiques du sol de la plaine

Eléments	Résultats	Méthode
<b>Ph</b>	7,88	pH mètre
<b>Calcaire total</b>	15,10 %	Calcimètre de Bernard
<b>MO</b>	1,30 %	Anne
<b>Azote</b>	0,12%	Kjeldahl
<b>Conductivité électrique</b>	0,27 ds/cm	Conductimètre
<b>C/N</b>	8,33	

Selon la carte des sols établie par Boulaine (1957) et celle établie par McDonald et Bneder (Bureau National d'Etude pour le Développement Rural) (1990), deux grandes divisions des sols peuvent être distinguées :

✓ **. Les sols des bordures des plaines**

Ces sols sont formés par des associations suivantes :

- Association des sols à carapace calcaire,
- Association des sols décalcifiés et des sols jeunes formés sur les roches perméables et calcaire,
- Association des sols jeunes formés sur les grés et les marnes et de ces roches-mères,
- Association des sols formés sur les calcaires massifs et de ces roches –mères,
- Association des sols formés sur roches-mères siliceuses,
- Association des sols formés sur roches-mères schisteuses,
- Association des sols jeunes des glacis d'accumulation récents,

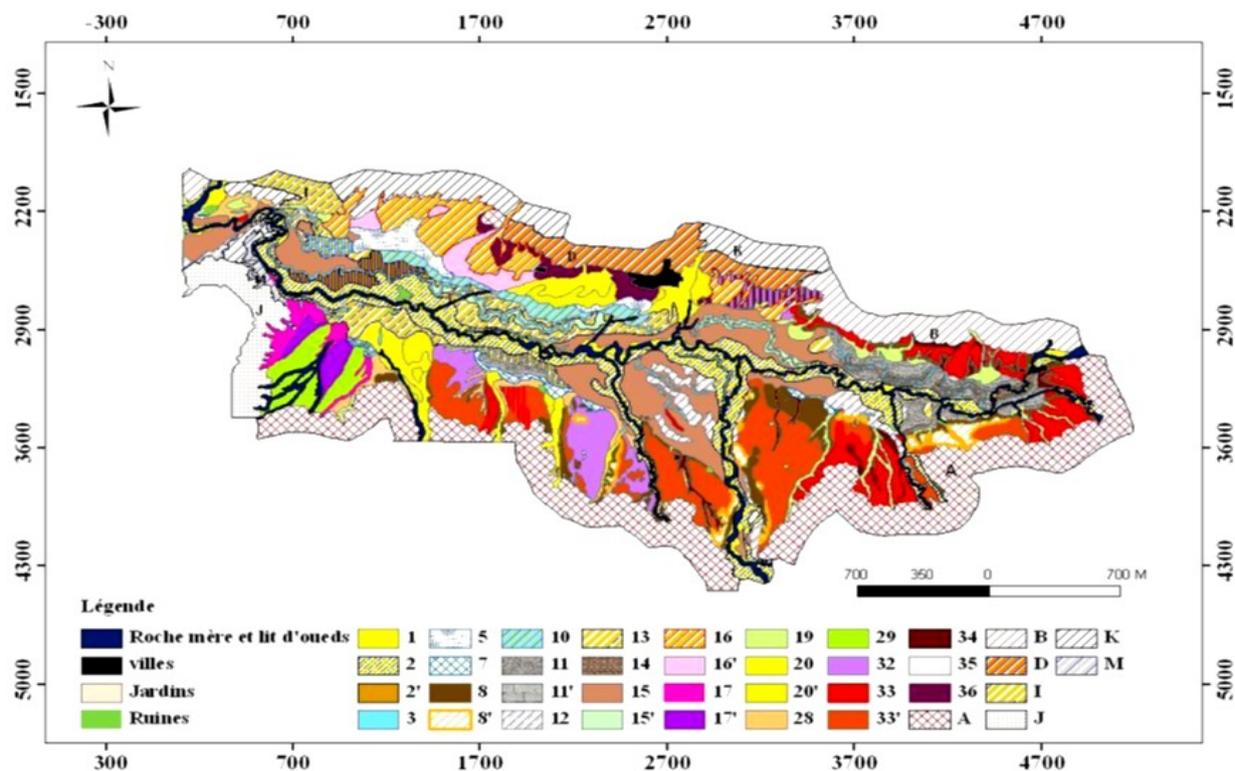
✓ **. Les sols de la plaine proprement dite**

D'après la carte de Boulaine (Fig.04), huit classes ont été décrites :

Les sols alluviaux non évolués, les sols engorgés par l'eau (appelés aussi sols hydromorphes), les sols calciques, les sols alluviaux évolués, les sols colluviaux et sols alluviaux des affluents mineurs, les sols très évolués (qui sont divisés en sols partiellement décalcifiés et sols décalcifiés lessivés) et mélange de sols.

## **II.6. Réseau Hydrographique**

L'oued Chélif longe la plaine d'est en ouest et constitue le cours d'eau principal. Il constitue un collecteur d'eaux de ruissellement qui affluent au niveau de ses deux rives droite et gauche. Comme le montre la figure N°05, Sur la rive droite, les principaux affluents (dont certains prennent naissance à partir des montagnes et se déversent dans l'oued) sont l'oued Souffay, l'oued Boutane et l'oued Millet. Sur la rive gauche les principaux affluents sont l'oued Telbenet, l'oued Deurdeur, l'oued Massine, l'oued Djellida et l'oued Harreza. Le réseau hydrographique a une longueur de 330,29 km avec une pente moyenne de 3,45 % (Asma, 2010).



1-Sols alluviaux non évolués des dépôts sableux du lit  
Majeur des oueds

2- Sols alluviaux non évolués des dépôts sableux du  
bourrelet Des oueds.

2'- peu épais, recouvrant le sol figuré latéralement.

3- Sols engorgés par l'eau des réseaux d'écoulement des  
eaux Superficielles des plaines

5- Sols engorgés par l'eau à couvert d'eau temporaire et  
à Nappe phréatiques non salés.

7- Sols engorgés par l'eau à inondation temporaire  
hivernale.

8- Sols calciques formés sur carapaces calcaires.

8'- sols calciques humifères (sols rendziniformes).

10- Sols alluviaux tirsifiés ou sols alluviaux solnetxiques.

11- Sols alluviaux présentant un début de décalcification  
et Une accumulation progressive du calcaire ;

11'- avec tendance à la tirsification.

12- Sols alluviaux en voie de décalcification.

13- Sols alluviaux complexes à horizons d'accumulation  
des Sulfates.

14- Sols alluviaux présentant un début de décalcification et  
Une accumulation brusque du calcaire.

15- Sols alluviaux complexe.

16- Sols colluviaux et alluviaux provenant des massifs  
Schisteux.

16'- en voie d'évolution par lessivage.

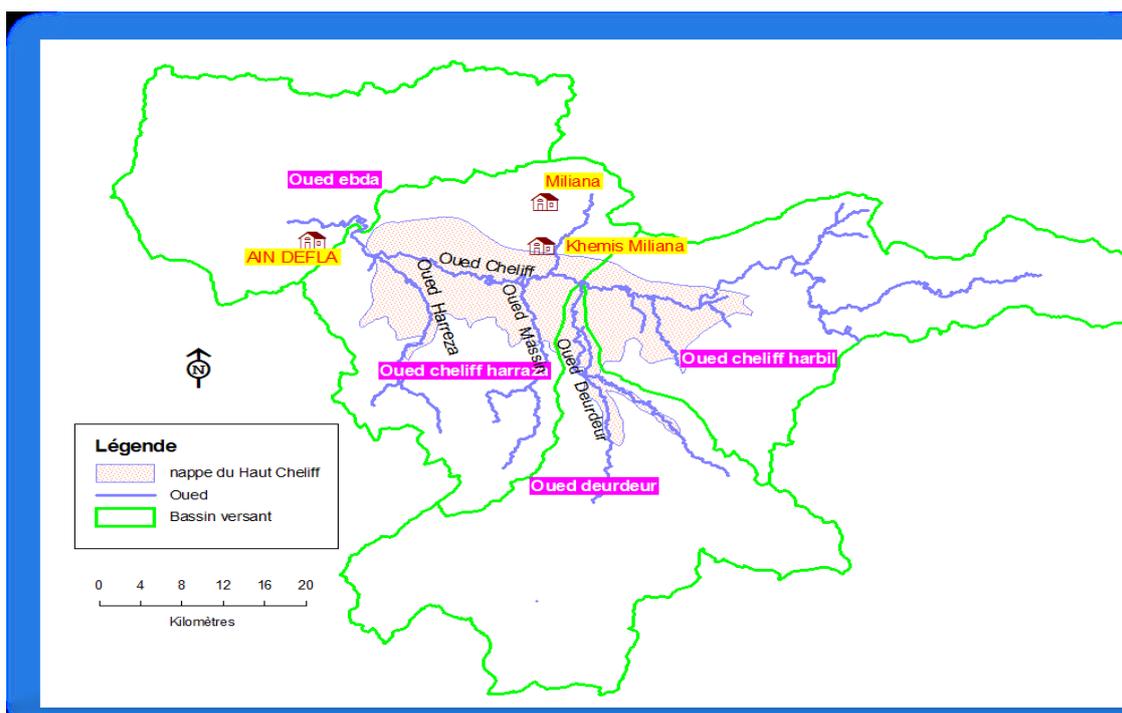
17- Sols colluviaux et alluviaux provenant des massifs  
Siliceux.

17'- en voie d'évolution par lessivage.

19- Sols colluviaux provenant des massifs gréseux et des  
Formations quaternaires anciennes

20-Sols colluviaux et alluviaux provenant des massifs  
Marneux et argileux.

Fig.04. Carte des sols de la région du Haut-Chéiff (Boulaine, 1957).



**Fig.05.** Carte du réseau hydrographique de la nappe alluviale du Haut-Chélif

## II.7. Caractéristiques climatiques

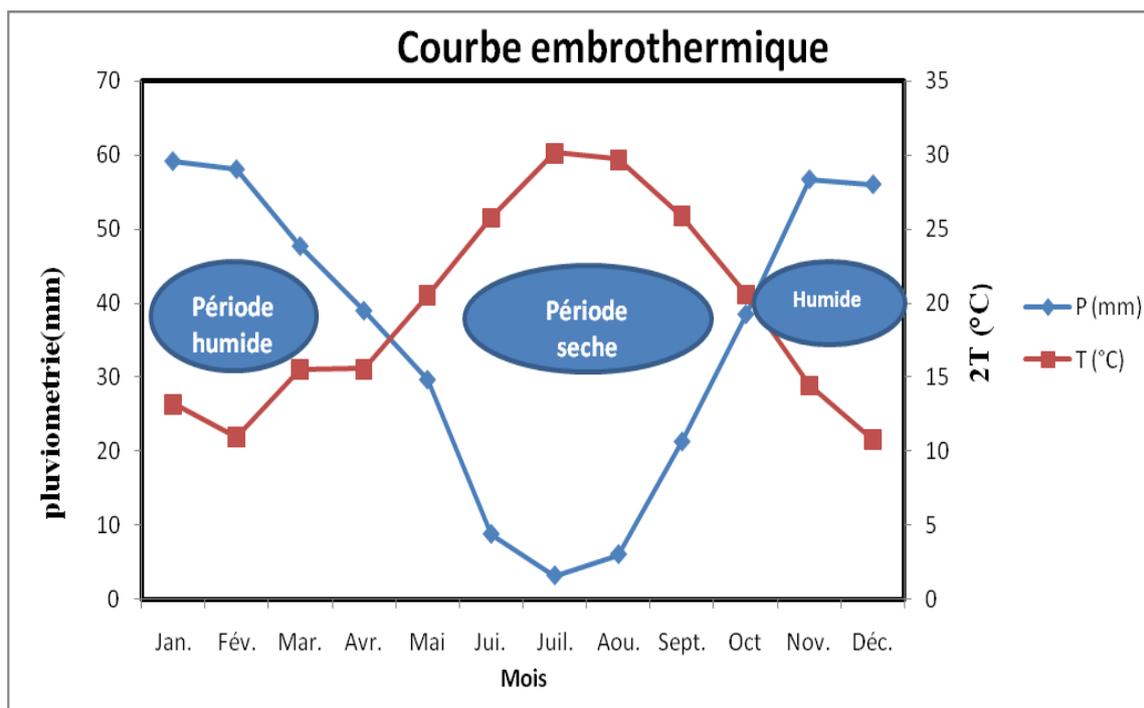
La zone d'étude est caractérisée par un climat semi-aride de type méditerranéen avec des étés chauds et secs, un printemps écourté (avril-mai), un automne très bref en octobre et des hivers pluvieux et frais (Claus et Legoupil, 1972) .

### II.7.1. Régime pluviométrique et thermique

#### II.7.1.1. Le diagramme de Gaussen

Un mois sec se définit, selon (**Bagnouls et Gaussen, 1953, 1957**), comme celui ayant un total pluviométrique (moyenne en millimètres) égal ou inférieur au double de la température ( $P \leq 2T^\circ$ ).

La période sèche, d'après ce diagramme, s'étale du mois d'avril jusqu'au mois d'octobre, et la période humide s'étale du mois d'octobre au mois de mars (Fig.06 ). La zone de Khemis Miliana se trouve dans l'étage semi-aride avec des hivers doux.



**Fig.06.** Diagramme ombrothermique de la zone d'étude 1988-2014

### II.7.1.2. Indice de De Martonne (aridité annuelle)

C'est le rapport entre la hauteur moyenne des précipitations annuelles et la moyenne des températures annuelles. Il est donné par la formule suivante :

$$I = P / (T + 10)$$

Avec :

**I** : indice d'aridité

**P** : précipitations moyennes annuelles en (mm).

**T** : températures moyennes annuelles en (°C)

Suivant la valeur de **I**, **De Martonne** a établi la classification suivante :

- Si **I** < **10** : le climat est aride
- Si **10** < **I** < **20** : le climat est semi-aride
- Si **20** < **I** < **30** : le climat est tempérées

D'après l'indice de Martonne établi pour la station harraza avec un  $I = 13,22$ . La station du barrage d'Harraza, située dans la plaine du Haut-Chélif, est caractérisée par un climat semi-aride (Fig.07),

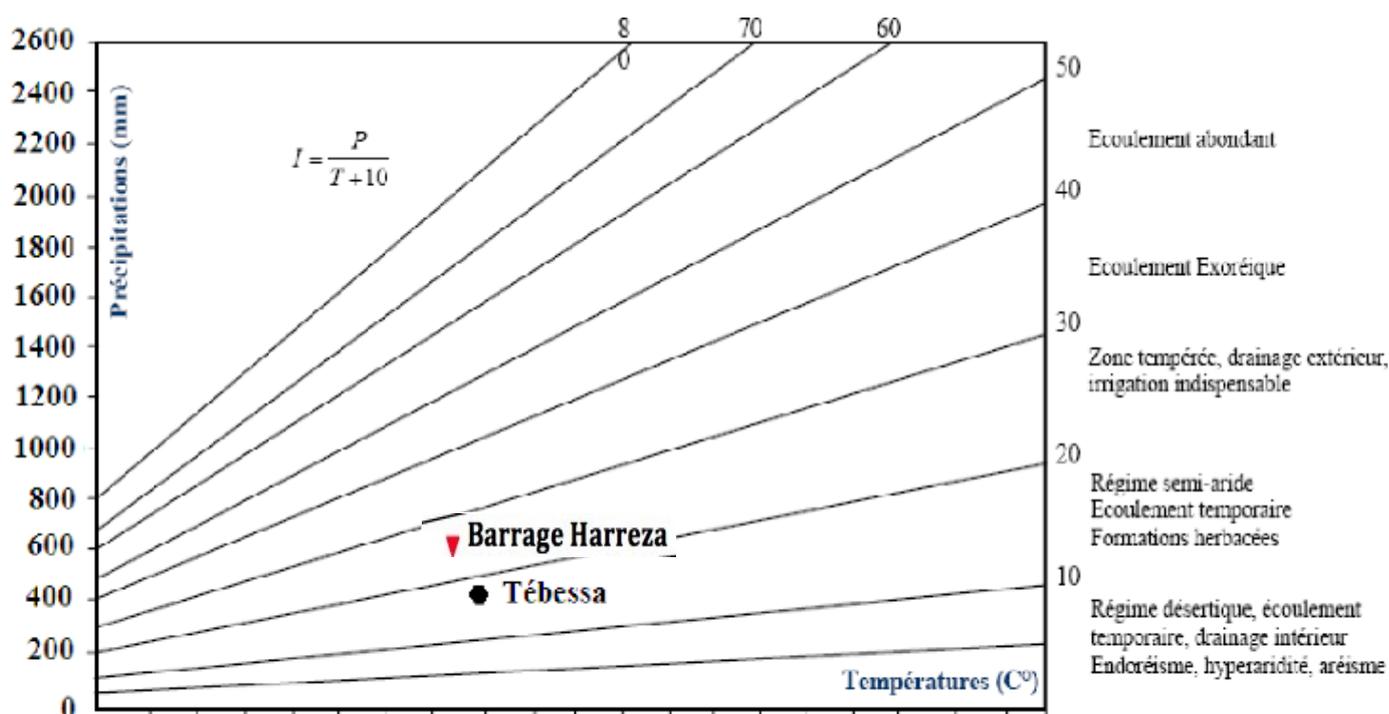


Fig.07. Abaque de l'indice d'aridité annuel de De Martonne

1

### II.7.1.3. Indice de De Martonne (aridité mensuelle)

L'indice d'aridité mensuelle est défini par la formule suivante :

$$I = 12 \cdot P / (T + 10)$$

Où :

**I** : indice d'aridité mensuelle

**P** : Précipitations moyennes mensuelles (mm)

**T** : Température moyenne mensuelle en (°C)

D'après l'indice de Martonne calculé à partir des données de la station de Harraza on remarque que les mois d'été représentent une hyper-aridité mensuelle, les mois de septembre, octobre, mars et avril présentent un climat semi-aride alors que les mois de novembre, décembre, janvier et février ont un climat tempéré comme le montre la figure (Fig.08).

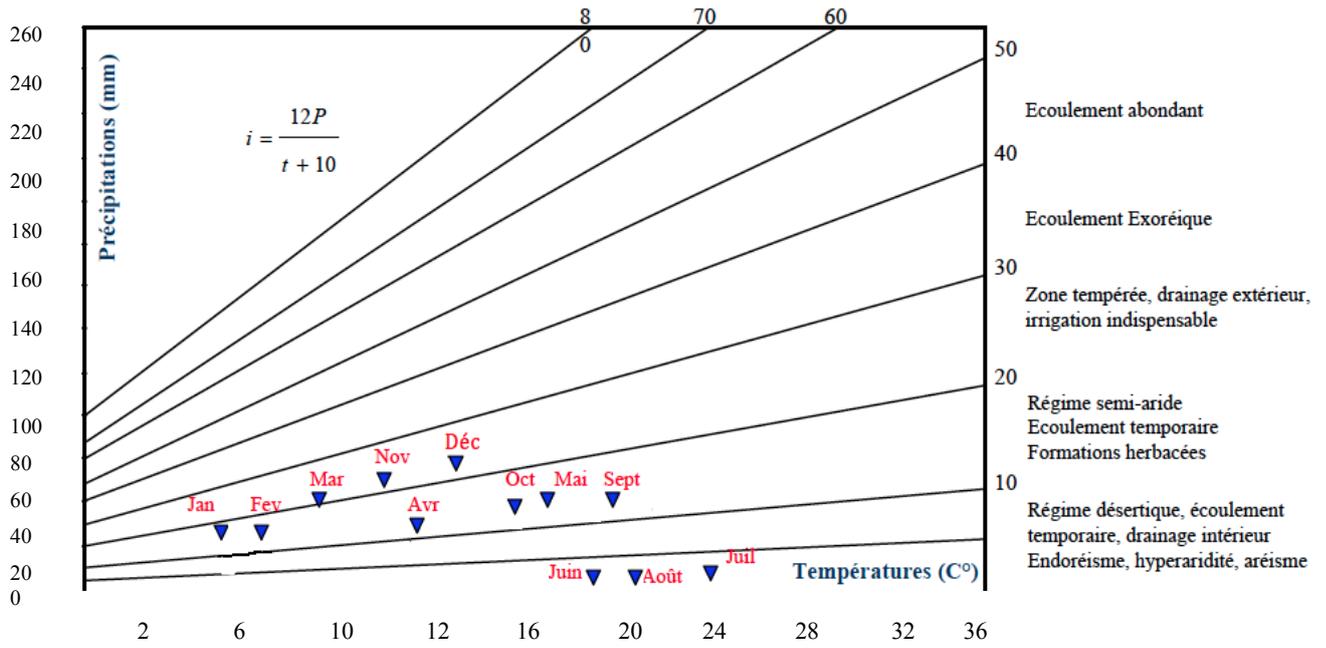


Fig.08. Abaque de l'Indice d'aridité mensuelle de De Martonne

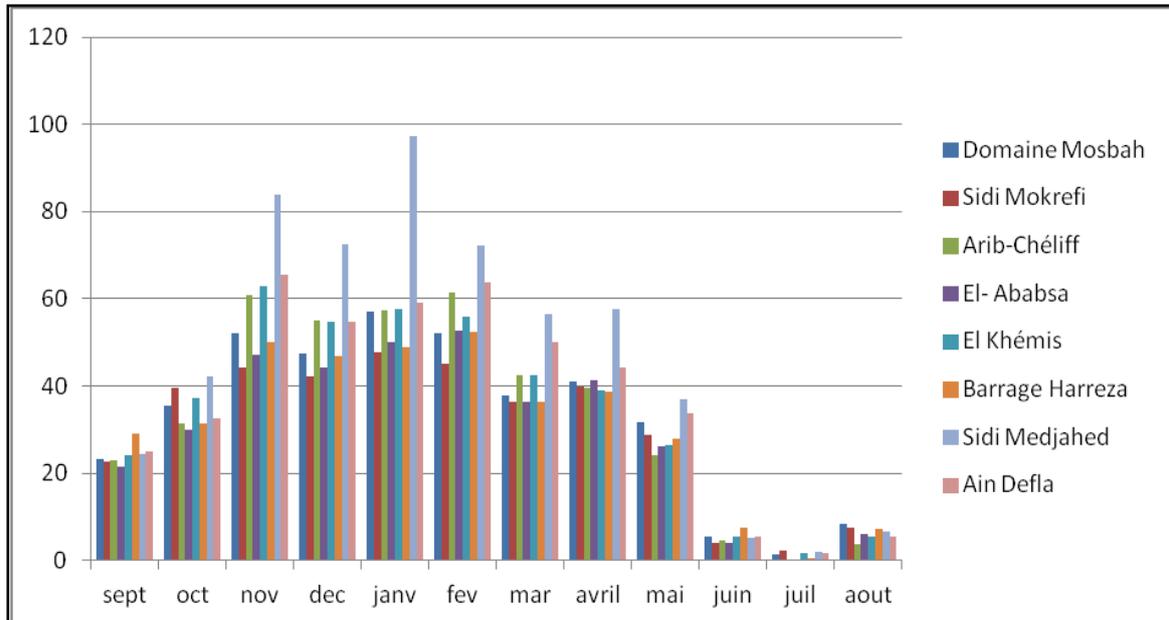
#### II.7.1.4. Pluviométrie

La pluviométrie permet la description du régime d'écoulement ce qui lui donne ainsi un rôle essentiel en hydroclimatologie. Notre étude sera basée sur les données prélevées au niveau de huit (08) stations (Fig.09). (Messelmi, 2004)

L'histogramme des variations moyennes mensuelles des précipitations, établi grâce aux mesures prises au niveau des huit stations, nous montrent que les mois les plus arrosés sont les mois de novembre, décembre, janvier et février avec une précipitation mensuelle dépassant les 90mm dans la station domaine mosbah en mois de Janvier tandis que les mois les moins pluvieux sont les mois d'été avec une moyenne de 5mm atteinte à la station de Sidi Medjahed en mois d'Aout.(Fig.09).

### ➤ Détermination par la méthode de Thiessen

Cette méthode ne tient compte que de la distribution spatiale en plan des stations pluviométriques. Elle ne tient compte ni de la topographie, ni des autres facteurs qui pourraient influencer la distribution spatiale de la pluie. La représentation graphique de cette méthode a été illustrée sur un schéma (Fig.10).



**Fig.09.** Variation des précipitations moyennes mensuelles (mm) au niveau des huit stations

Le calcul de la précipitation moyenne par cette méthode est donné par la formule suivante (Tab.06).

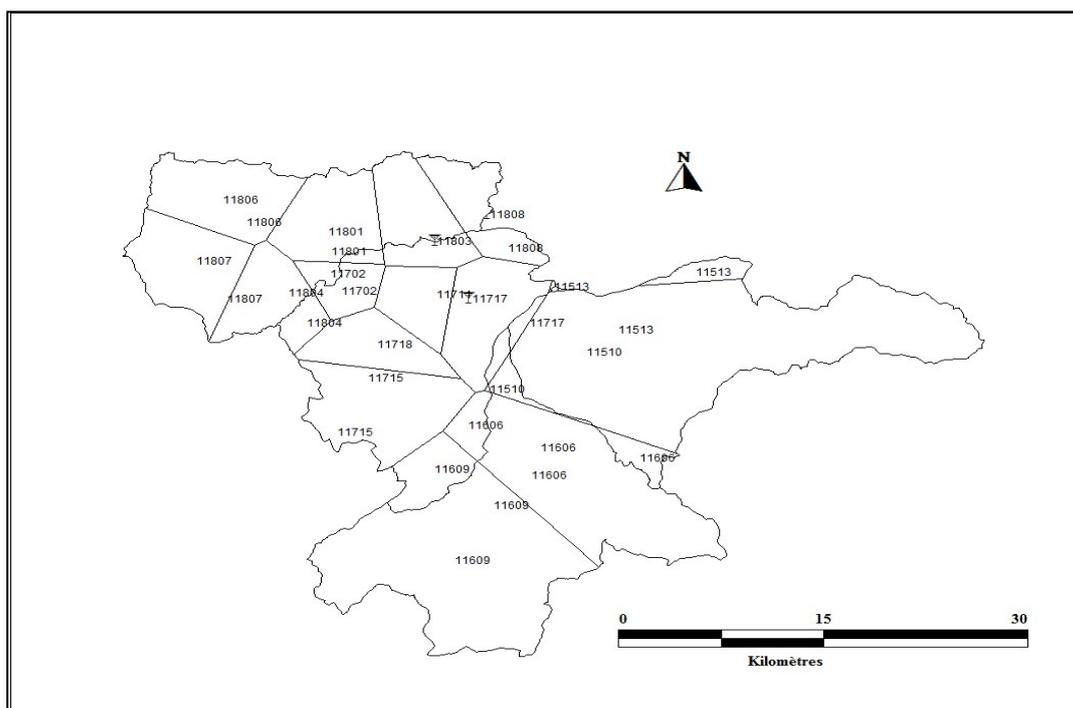
$$P_{\text{moy}} = \frac{\sum(S_i \cdot P_i)}{S}$$

$P_{\text{moy}}$ : Précipitation moyenne annuelle en (mm)

$P_i$ : Pluie moyenne annuelle de chaque station pluviométrique (mm)

$S_i$ : Surface des polygones considérés ( $\text{Km}^2$ )

$S$ : Surface totale du bassin ( $\text{Km}^2$ )



**Fig.10.** Représentation graphique de la méthode des polygones de Thiessen

**Tab.06.** Résultats obtenus par la méthode de Thiessen

Code des stations	Noms des stations	$S_i$ (km <sup>2</sup> )	$P_i$ (mm)	$S_i \cdot P_i$
11510	Domaine Mosbah	737,46	393,12	289910,28
11606	Sidi Mokrefi	399,18	361,29	144219,74
11702	Arib Chefiff	58,5	403,88	23626,98
11715	El Ababsa	186,7	359,16	67055,17
11717	El Khemis ANRH	10,02	393,195	3939,81
11718	Harreza BGE	100,2	376,73	37748,35
11803	Sidi Medjahed	130,4	557,39	72683,66
11804	Ain Defla	88,49	440,49	38978,96
	<b>Total</b>	1710,95	—	678162,95

Le calcul de la précipitation moyenne annuelle sur le bassin du haut Chéliff par la méthode de Thiessen nous a donné un résultat de **396,37mm**.

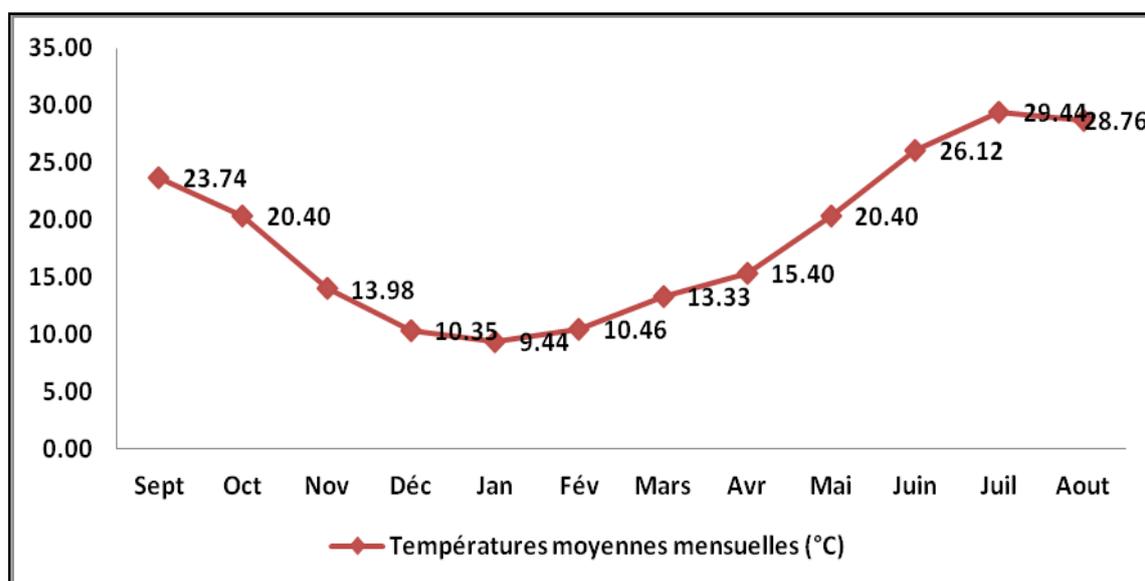
#### II.7.1.5. Température

Les données existantes sont celles des stations gérées par l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH). Qui montrent que Les températures moyennes annuelles dans la plaine du Haut-Chéliff varient entre 17 et 19°C à la station de Khemis Miniana ITGC et Ain Defla respectivement . Les plus basses sont enregistrées dans les altitudes ; elles varient entre 13 et 15 degrés.

Dans notre étude nous utiliserons les données relevées au niveau de la station de Harreza allant des années 1992/1993 à 2012/2013.

### ➤ Variation des températures moyennes mensuelles

La figure N°11 représente la variation de la température moyenne mensuelle sur une période de 20 ans (1993 à 2013) montrant ainsi que la valeur la plus élevée est observée en été en mois de juillet avec une moyenne de 29,44°C tandis que la plus basse valeur est observée en mois de janvier avec une moyenne de 9,44°C.



**Fig.11.** Evolution de la température moyenne mensuelle (°C) à la station du barrage de Harreza pour la période (1992-1993 à 2012-2013)

#### II.7.1.6. Les accidents climatiques de la campagne 2013-2014

D'après le tableau n° 07, les nombres de jours de gele enregistrés durant les mois de novembre, décembre, janvier, février et mars sont respectivement de l'ordre de 3, 18, 08, 03, 08. Pour le siroco, on a enregistré 2 jours au mois de mars et avril.

**Tab.07.** Relevés des nombres des jours de gelée grêle et siroco 2013-2014.

Mois	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Fev	Mars	Avr	Mai
N° jrs gelée	00	00	03	18	08	03	08	00	00
Nbre jrs Grêle	00	00	00	00	00	00	00	00	00
Nbre jrs siroco	00	00	00	00	00	00	01	01	00

Source : ITGC, 2014

### II.7.2. Vent

Les vents de la région d'El Khemis sont très fréquents avec une vitesse qui varie entre 0.7 à 1.1 m/s et des directions selon les saisons. En hiver, les vents dominants sont de direction ouest ; en été les vents dominants sont de direction est. (Tab.08).

**Tab.08.** vitesse de vent en m/s sur une période d'observation de 10 ans (2003-2013).

Mois	Sep	Oct	Nev	Dec	Jan	Fev	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Août
V (m/s)	0.94	0.86	0.91	0.86	1	1.05	0.75	0.88	0.97	0.97	1.02	1.05

Source : ANRH d'El Khemis, 2013

### II.7.3. Evaporation

L'évaporation est le phénomène qui est en relation directe avec la température de l'air et du sol. Plusieurs méthodes de mesure de l'évaporation sont utilisées au niveau de la station d'El Khemis. Nous signalons qu'il s'agit de l'évaporomètre du piche, du Bac Colorado et du bac classe A. A la station expérimentale, on préconise l'utilisation du bac classe A (Tab.09).

**Tab.09.** Moyenne mensuelle de l'évaporation sur une période d'observation de 10 ans (2003-2013).

Mois	Sep	Oct	Nev	Dec	Jan	Fev	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Aout
Evapo (mm)	168.8	110.2	59.9	41.2	38.4	48.3	69.5	75.1	123	179.7	237	265.7

Source : ANRH d'El Khemis, 2013

### II.7.4. Humidité relative

L'humidité relative moyenne annuelle de l'air est de 67 %. La plus grande humidité relative de l'air pendant la période hivernale atteint la valeur de 86.3 %, et la valeur minimale est atteinte pendant la période estivale atteint 40.7% (Tab.10).

**Tab.10.** Les valeurs de l'humidité relative de l'air sur une période de 10 ans (2003-2013).

Mois	Sep	Oct	Nev	Dec	Jan	Fev	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Août
Humidité %	76.3	78.7	73.7	65.3	68.7	57.7	40.7	49	68	72.3	79.7	86.3

Source : ANRH d'El Khemis, 2013

### II.7.5. Evapotranspiration

#### ➤ Estimation de l'évapotranspiration potentielle (ETP)

constitue la quantité d'eau qui pourrait être évapotranspirée si le sol est constamment saturé en eau

##### a. Formule de Thornthwaite

Cette expression de l'évapotranspiration potentielle ne prend en compte que la température mensuelle. Elle est donnée par :

$$ETP = 1.6 \left( \frac{10t}{I} \right)^a . K$$

Où :

ETP : Evapotranspiration mensuelle (mm)

t : Température moyenne mensuelle (°C)

I : Indice thermique annuel soit la somme des indices de chaleur mensuels

K : Coefficient d'ajustement mensuel

$$I = \sum i \text{ et } i = (t/5)^{1,514}$$

$$a = (1,6.I/100) + 0,5$$

L'évapotranspiration potentielle estimée pour notre zone d'étude, par formule de Thornthwaite, elle est d'une valeur moyenne annuelle de 954,21mm (Tab. 11).

**Tab.11.** Valeurs de l'ETP estimées en fonction de la formule de Thornthwaite

Mois	Sept	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	Moy annuelle
T (°C)	23,7	20,4	13,9	10,3	9,44	10,4	13,3	15,4	20,4	26,1	29,4	28,76	18,49
K	1,03	0,97	0,85	0,84	0,87	0,85	1,03	1,09	1,21	1,22	1,24	1,16	
ETP (corrigée)	107,3	75,0	31,2	17,0	14,7	17,6	21,5	48,4	93,5	153,5	197,5	176,4	<b>954,21</b>

#### ➤ Estimation de l'évapotranspiration réelle (ETR)

représente la quantité d'eau effectivement évaporée et transpirée, elle est inférieure ou au maximum égale à ETP

Elle se fait à l'aide de plusieurs formules. Dans notre cas, l'ETR est estimée par la formule de Turc :

$$ETR = P / (0,9 + P^2/L^2)^{1/2}$$

Où :

P : Précipitation moyenne annuelle

T : Température moyenne annuelle

$$L = 300 + 25T + 0.05 T^3$$

Soit ETR= 372,64 mm

### **II.7.6. Ruissellement**

Se produit lorsque la lame d'eau précipitée est supérieure à l'infiltration et que le sol récepteur des eaux météoritiques aura atteint la saturation. Il est estimé à partir de la formule Tixeron-Berkaloff suivante :

$$R = P^3/3.ETP^2$$

Avec :

R : Ruissellement (mm)

P : Précipitations moyennes annuelles (mm)

ETP : Evapotranspiration potentielle (mm)

I : Infiltration (mm)

A partir du bilan hydrologique, on trouve que la lame d'eau ruisselée est de : R = 19,7mm.

### **II.7.8. Infiltration**

Après avoir calculé l'évapotranspiration et le ruissellement, on peut déduire l'infiltration selon la formule du bilan hydrologique :

$$P=ETR+R+I\pm\Delta S$$

L'application de cette formule nous a permis d'obtenir une infiltration estimée à 15,61m.

### **II.8. Bilan hydrologique selon la formule de Thornthwaite**

La méthode de Thornthwaite nous permet, à partir des données de base (précipitation, température (T°C)), le coefficient thermique mensuel (K) et l'indice thermique mensuel (i) de calculer l'évapotranspiration potentielle.

Le principe de calcul du bilan hydrologique de Thornthwaite est le suivant :

- si pour un mois  $P \geq ETP$  on pose que l'ETP = ETR, et si elle dépasse cette valeur il y aura un excès qui va partir soit sous forme d'infiltration efficace soit sous la forme de ruissellement.
- si  $P < ETP$ , la valeur de  $ETR = P + RFU$ . Si la  $RFU=0$ , il va se produire un déficit agricole  $Da = ETP - ETR$ , ce dernier paramètre représente le besoin des cultures à l'irrigation.

Les résultats de l'ETP obtenus par la formule de Thornthwaite sont représentés dans le tableau n°11. les températures et les précipitations moyennes mensuelles sont calculées sur une période de 20 ans (1993 à 2013) de la station du barrage Harraza.(Tab.12)

**Tab.12.** Bilan hydrologique moyen à la station du barrage Harreza (1993-1994 à 2012-2013)

Mois	Sept	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	Total
P (mm)	29,15	31,39	50,05	46,79	48,80	52,38	36,45	38,72	27,92	7,48	0,56	7,07	376,75
T (°C)	23,74	20,4	13,98	10,35	9,44	10,46	13,33	15,4	20,4	26,12	29,44	28,76	18,49
ETP (mm)	107,39	75,02	31,22	17,07	14,75	17,63	21,53	48,45	93,58	153,55	197,54	176,48	954,21
P-ETP	-78,24	-43,63	18,83	29,72	34,05	34,75	14,92	-9,73	-65,66	-146,07	-196,98	-169,41	—
RFU (mm)	0	0	18,83	29,72	34,05	34,75	14,92	0	0	0	0	0	—
ETR (mm)	29,15	31,39	31,22	17,07	14,75	17,63	21,53	38,72	27,92	7,48	0,56	7,07	244,47
DA (mm)	78,24	40,63	0	0	0	0	0	9,73	65,66	146,07	196,98	169,41	706,72

D'après ces résultats, on constate que la région d'étude présente deux périodes à savoir :

### 1. la période sèche:

Cette période débute du mois d'Avril et s'étale jusqu'au mois d'octobre dans laquelle se présente un déficit agricole, avec un maximum observé en juillet, d'ou l'ETP est supérieure par rapport aux valeurs des précipitations (Tab .12), ce déficit manifeste essentiellement en été.

### 2. la période humide:

Cette période débute en de novembre jusqu'au mois de mars, dont laquelle on note un excédent pluviométrique. Dans cette période commence l'épisode du lessivage des terrains, ce phénomène pose aussi un grand risque de pollution pour l'environnement surtout sur les terrains agricoles recevant de la surfertilisation et garde toujours des reliquats d'engrais pouvant après des épisodes de ruissellement migrés vers les profondeurs, et contaminer les eaux de la nappe alluviale du Haut-Chélif.

## II.9. Géologie

La géologie de la zone d'étude est synthétisée à partir des travaux et études antérieurs des géologues ; Perodon (1975), Mattaouer (1985), Lepvier (1970) et Kireche (1977-1993) ; elle a pour objectif de décrire la structure et le contenu lithologique des formations géologiques qui affleurent dans le secteur d'étude.

### II.9.1. Description litho-stratigraphique des formations

La plaine du Haut-Chélif, s'inscrit dans l'ensemble des terrains de l'Atlas Tellien, elle correspond à un synclinal Néogène reposant sur le substratum Crétacé du sillon subsidient Tellien, entre le massif de Boumaad et les contreforts du Ouarsenis.

Les formations existantes dans la plaine sont essentiellement représentées par des dépôts de marnes de grés et alluvions qui se sont accumulés dans le bassin subsidés durant tout le Mio-Plio-Quaternaire. Cet ensemble est dû à la superposition de plusieurs phases de plissements et de déformations d'âge Primaire, Secondaire et Tertiaire (Fig.12).

Les terrains qui forment le cœur du synclinal sont le Miocène supérieur. Ils constituent une couche gréseuse au sommet et passent vers le bas à des terrains plus argileux. Cet enchaînement d'événement constitue une série stratigraphique comme le montre la figure N°14 .

La plaine du Haut-Chélif correspond à une vaste zone déprimée d'orientation Est-Ouest à l'intérieur de laquelle les formations Mio-Plio-Quaternaire sont accumulées. Les coupes lithologiques transversales effectuées dans la plaine du Haut-Chélif, font apparaître l'allure synclinale des différentes formations constituant le sous-sol (Figure 12 ). Ces dépôts se sont effectués à la faveur de transgressions successives. Les massifs environnants constituent les pointements autochtones jurassiques et primaires du Zaccar, du Doui et des Aribis et sont en général de nature épimétamorphique à schistosité anté-nappe (In Djeda, 1987). (Fig.13).



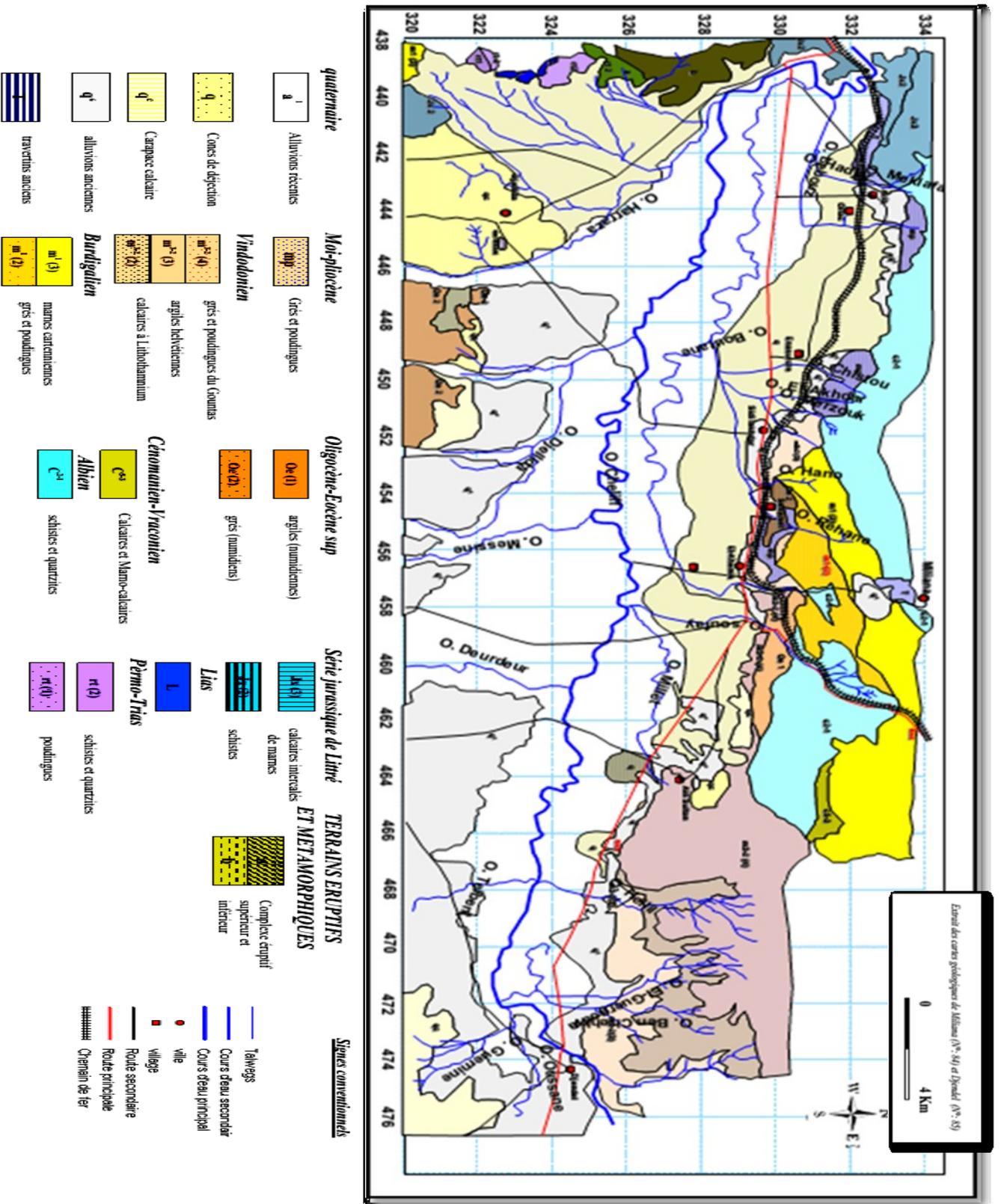


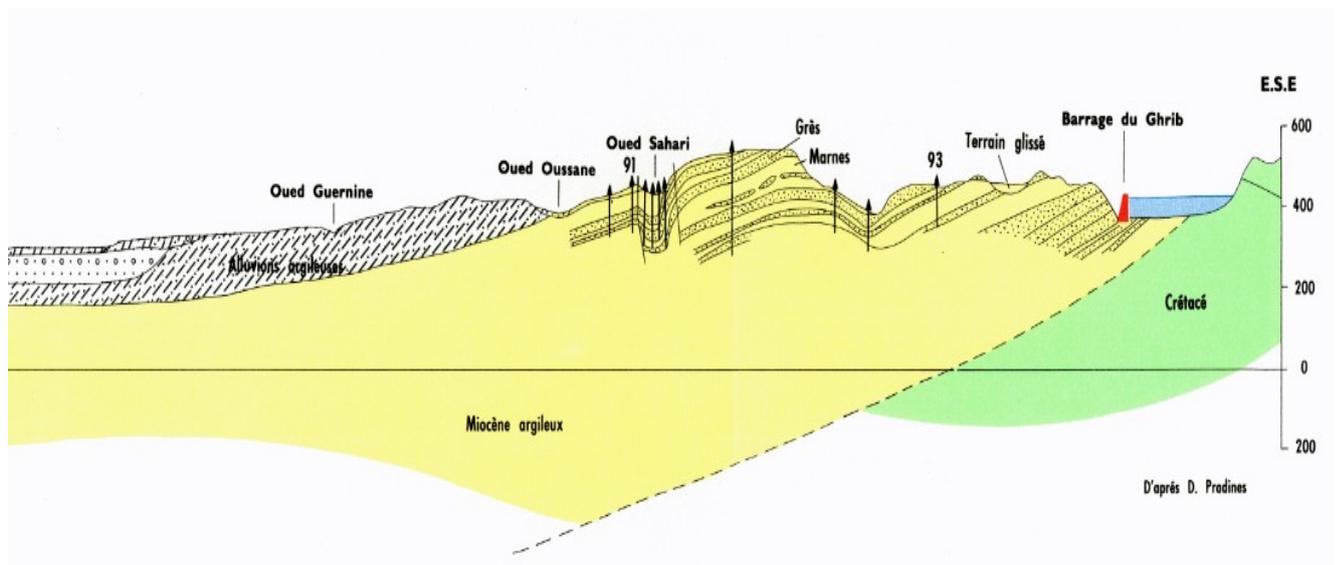
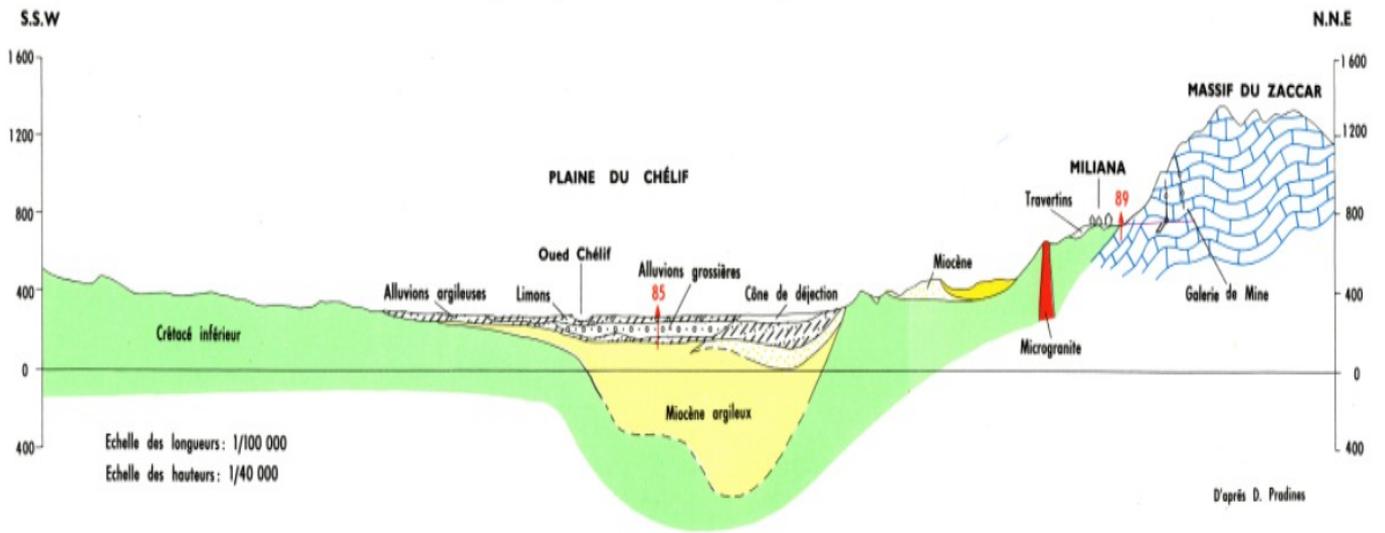
Fig.12. Carte géologique simplifiée d'après le 1/50.000 de Miliana (source : Touhari et al, 2015)

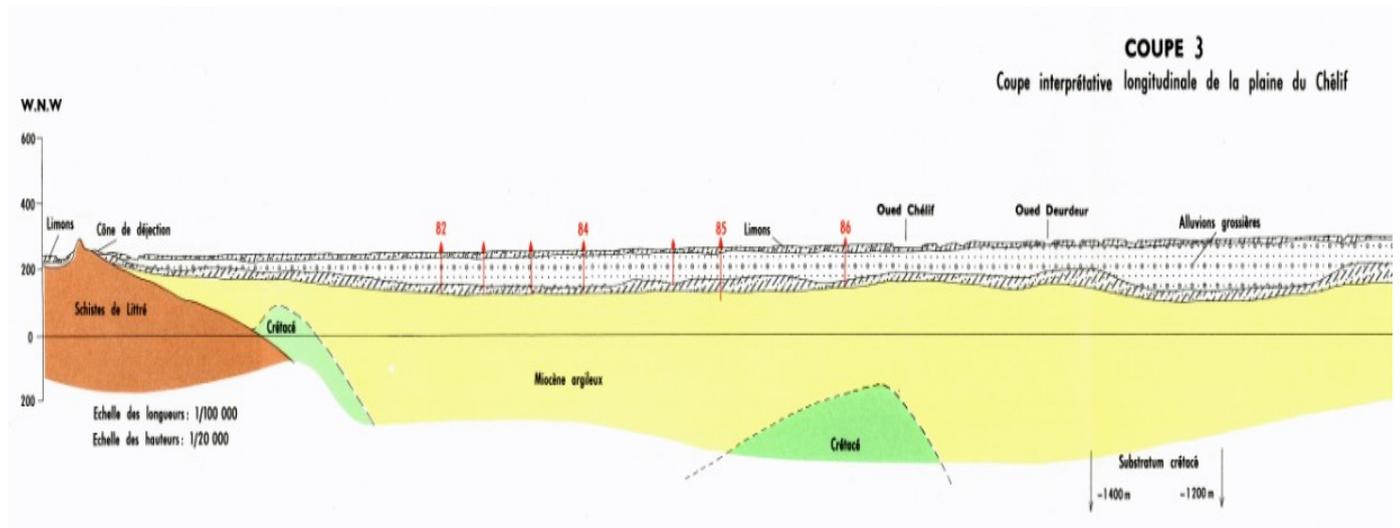
Les coupes lithologiques transversales effectuées dans la plaine du Haut-Chélif (fig.13) font apparaître la dépression subsident et l'allure en synclinal de différentes formations constituant le sous-sol, on peut observer de bas en haut (fig.14) :

Carte : 1/200 000

**COUPE 2**

Coupe interprétative transversale de la plaine du Chélif





**Fig.13.** La coupe transversale de la plaine du Haut Cheliff (carte hydrogéologique du Nord d'Algérie 1/200 000) (ANRH de Blida, 2005)

Epaisseur (m)	Log	Lithologie	Age	Comportement Hydrogéologique
100		Limons	Quaternaire	Perméable
		Alluvions		
100		Argiles	Pliocène	Imperméable
100		Grès et conglomérats		Perméable
200		Grès et poudingues	Miocène supérieur (Yindobonien)	Imperméable
?		Argiles		Perméable
?		Grès et poudingues		
300		Calcaires	Miocène inférieur (Burdigalien)	Imperméable
1000		Marnes		Perméable
20		Grès et poudingues	Eocène	Perméable
?		Calcaires		Imperméable
?		Grès quartzitiques	Sénomien	Imperméable
?		Argiles et schistes		Imperméable
60		Marnes et calcaires mameux	Cénomannien	Imperméable
1000		Calcaires et marnes calcaires	Albien	Imperméable
900		Schistes et bancs de quartzites		
1000		Argiles schisteuses	Néocomien	Imperméable
?		Calcaires	Jurassique	Perméable
300		Argiles gypseuses	Trias	Imperméable
		Schistes et quartzites	Permo-Trias	Imperméable

Fig.14. Colonne lithostratigraphique synthétique et comportement hydrogéologique des différentes formations géologiques (kirreche, 1993).

## II.9.2. Stratigraphie

Les séries stratigraphiques du Haut-Cheliff s'étalent de Primaire au Quaternaire.

➤ **Le primaire**

Le primaire d'une épaisseur de 500m, est constitué d'une alternance des schistes noirs graphiteux et de bancs de quartzites et argiles.

➤ **Le Trias**

Le trias est généralement constitué par des dolomies et des calcaires dolomitiques. il affleure dans le massif de Doui à l'Ouest de la plaine et au Nord dans le Zaccar.

➤ **Le jurassique**

Le jurassique est constitué, dans le massif de Zaccar par des calcaires massifs, compacts, fracturés et karstifiés et surmonté par des schistes gréseux et des marno-calcaires.

L'ensemble de la série atteint une épaisseur de 700m environ.

Dans le djebel Douai, le jurassique est représenté essentiellement par des niveaux de calcaires dolomitiques d'épaisseur avoisinant 80 m.

➤ **Le Crétacé**

Le crétacé affleure sur les bordures latérales de la plaine, il est représenté de la base au sommet par :

- Des argiles schisteuses du Néo-Miocène d'une épaisseur de 800 m environ au nord et à l'ouest de Zaccar.
- Des faciès flyschs de l'albien qui se développe dans le massif de boumàad.
- Des marnes avec des intercalations de bancs de calcaire d'âge Sénonien.

• **Le Miocène**

Le Miocène peut atteindre 300 m d'épaisseur et il est constitué de la base au sommet par :

➤ **Le Miocène inférieur (Burdigalien)**

Le Miocène inférieur sur des terrains plus anciens Eocènes et Crétacés et débute par une formation conglomératique d'épaisseur environ 220m.

➤ **Le Miocène supérieur (vindobonien)**

Le Miocène supérieur est constitué par une série représentée de la base au sommet par :

- ❖ Des niveaux conglomératiques épais de 1 à 2 à ciment sablo marneux, surmontés par un niveau marneux de couleur bleu d'une épaisseur d'environ 50 m.
- ❖ Des marnes blanches alternant avec quelques bancs siliceux couronnés par un dépôt de grès et de sable d'une épaisseur d'environ 100 m.

- **Le Mio- pliocène**

Le Mio- pliocène est constitué par des galets quartzeux, des conglomérats, des grès et des argiles détritiques ainsi que le travertin ancien déposé au niveau des sources du Zaccar.

- **Le pliocène**

On distingue un pliocène continental et un pliocène marin :

- ❖ **Le pliocène inférieur (marin)**

Il est représenté par une série marneuse qui débute par des niveaux détritiques gréseux ou sableux et parfois conglomératiques, ensuite on a un passage progressif dans la partie supérieure à des marnes sableuses et sables argileux formant tous les termes de passage aux grès Astiens.

- ❖ **Le pliocène supérieur (continental)**

Le pliocène continental est formé de conglomérats à éléments gréseux à grésocalcaires et des sables non consolidés. Les dépôts sableux rouges à stratifications entrecroisées qui succèdent aux conglomérats précédents appartiennent au villafranchien. Ces dépôts reposent le plus souvent sur des limons gris. Parfois, les conglomérats du pliocène supérieur n'existent pas et les formations rouges du Villafranchien se trouvent alors en contact des grès astiens.

- **Le Quaternaire**

Les dépôts quaternaires sont continentaux. On distingue un Quaternaire ancien et un Quaternaire récent.

- ❖ **Le Quaternaire ancien**

Il est représenté essentiellement par des alluvions conglomératiques : galets, graviers et des sables. Les alluvions du Quaternaire ancien sont observées au pied du massif de Zaccar et

en particulier à l'est de Sidi- Lakhdar. Elles forment les vastes collines en bordure Sud de la plaine d'El- khemis.

### ❖ Le Quaternaire récent

Le Quaternaire récent est formé essentiellement de limon, dont l'épaisseur varie de 50 à 200 m, on y distingue de bas en haut :

- Des limons bruns à rouge, les niveaux les plus anciens sont discordants sur le Quaternaire ancien.
- Des grés, visibles surtout sur les berges des oueds, forment des accumulations de niveaux très fins dont les épaisseurs peuvent atteindre cinq mètres. Ce sont d'anciennes vases asséchées. Ces formations proviennent de l'érosion des reliefs avoisinants.
- Des alluvions actuelles formées de limons, des sables, des galets et de cailloutis au fond des talwegs et dans les zones de confluence des oueds et des méandres abandonnées (kessar et benhacene., 2009).

## II.10. La tectonique

La partie nord-ouest de djebel guellala est occupée par la masse de djebel gantas, formant ainsi un large synclinal central qui est affecté par d'importantes failles orientées nord-est –sud ouest, s'alignant sur les grandes directions des plis anti-Miocènes. les plissements Miocènes de cette région semblent commander par des accidents du substratum. Le synclinal de Gantas est bordé au sud-est par un anticlinal faisant affleurer largement les marnes du Miocène inférieur au nord-ouest sur le substratum créacé (Arzika R, 2010)

L'Eocène et l'Oligocène se caractérisent par une phase tectonique majeure qui s'exprime par la dislocation et le plissement des massifs rigides. La couverture albienne du Zaccar glisse vers le Sud formant des collapse-structures.

## II.11. Hydrogéologie

Les relevés piézométriques effectués durant nos travaux servent à de déterminer les fluctuations du niveau piézométrique de la nappe, la direction d'écoulement de drainage et les zones d'alimentation des eaux souterraines ainsi que les zones d'intercommunication entre

les différentes formations qui vont nous permettre de déterminer les caractéristiques hydrodynamiques de la nappe (perméabilité, transmissivité et coefficient d'emmagasinement).

### **II.11.1 Le recouvrement**

La description lithostratigraphique des forages répartis dans la plaine nous a permis de mettre en évidence la présence d'une couche argileuse qui recouvrent les alluvions anciennes de la plaine correspondante à des dépôts limoneux argileux du Quaternaire récent. Il s'agit d'une couche importante en matière de protection des eaux souterraines à cause du pouvoir épurateur des argiles. Selon Rehse (1977), deux mètres d'argiles sont suffisants pour qu'il y ait une dépollution totale, alors que dans la zone, elles recouvrent presque toutes les zones affaissées de la plaine avec une épaisseur qui varie de 11 à 16 m entre Ain Sultane et Khémis Miliana, et de 10 à 20 m de Sidi Lakhdar vers les Aribis. Au seuil de Djendel, elle est inférieure à 8 m. La couche comprend des argiles sableuses ou gréseuses de 2 à 4 m dans la région de Bordj Emir Khaled et de Bir Ouled Khalifa.

### **II.11.2. Description des formations aquifères**

D'après l'analyse de la série lithostratigraphique et hydrogéologique de la région étudiée, nous avons pu distinguer les formations géologiques de la plus récente à la plus ancienne présentant des potentiels hydriques notables (Tab. 13).

#### **II.11.2.1. L'aquifère alluvionnaire du Quaternaire**

Les formations alluvionnaires du Quaternaire constituent l'aquifère le plus exploité dans toute la plaine du Haut-Chélif. Les descriptions lithologiques des forages montrent qu'un pourcentage important des matériaux traversés est constitué par des sables, des graviers et des grès. Il existe plusieurs forages et puits traditionnels qui captent cet aquifère avec une profondeur variant entre 5 et 100 m.

#### **II.11.2.2. L'aquifère du Pliocène**

Le pliocène se présente sous forme de grès de l'Astien jaunâtres passant à leur sommet à des sables dunaires à hélix avec une épaisseur moyenne de 100 m.

#### **II.11.2.3. L'aquifère du Miocène**

Cet aquifère se présente sous forme de conglomérats plus ou moins argileux et sableux. Les grès du Miocène affleurent le long de la limite sud de la vallée, avec la présence

d'espaces vides et des fissures internes ouvertes, dus à la dissolution des carbonates sous l'influence de l'infiltration des eaux de pluie, particulièrement le long des surfaces de contact.

#### II.11.2.4. Les calcaires du Jurassique

Il s'agit d'un aquifère fracturé et karstifié. Cette formation repose sur un substratum formé de schistes, de quartzites et argiles du paléozoïque et il est entouré à l'affleurement par des couches imperméables. Le contact entre les parties perméables et imperméables sur le flanc sud du massif du Zaccar est jalonné par des sources souvent captées. Sur les piémonts du massif du Zaccar, les cônes de déjection peuvent avoir un intérêt aquifère non certain.

**Tab.13.** Caractéristiques des formations aquifères

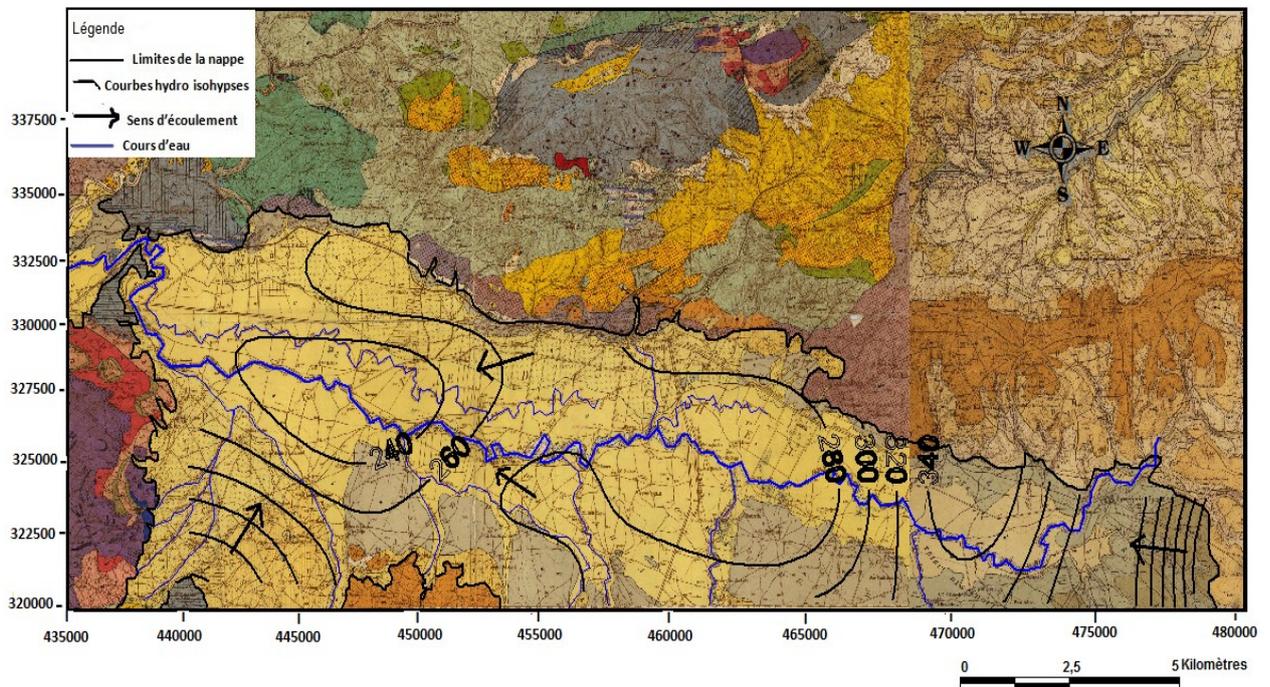
Formations aquifères	Age	Epaisseur (m)	Débit moyen (l/s)	Types de nappes	Types de porosité	Intervalles de perméabilité (m/s)
Alluvions	Quaternaire	150	50	Semi captive	Interstices et chenaux	$8.10^{-4}$ à $10.10^{-4}$
Grès et poudingues	Mio-Plio-quaternaire	1000	40	Captive	Fractures	$3.10^{-5}$ à $5.10^{-5}$
Calcaires fracturés et karstifiés	Jurassique	700	50	Semi captive	Fractures et karst	$3.10^{-5}$ à $5.10^{-5}$

#### II.11.3. Evolution de la piézométrie

Le suivi de l'évolution piézométrique de la nappe dans le temps et dans l'espace permet de reconnaître d'une part, la direction générale de l'écoulement et d'autre part d'identifier quelques paramètres hydrodynamiques. Ces derniers nous renseignent sur le temps de séjour des eaux d'infiltration dans la couche aquifère et par conséquent nous informe sur le degré des échanges géochimiques entre l'eau et la roche. Comme les eaux souterraines représentent un moyen de transport des substances minérales et organiques, la détermination de leur itinéraire renseigne sur leur minéralisation et l'origine de leur pollution. La cartographie piézométrique a été illustrée à base des relevés piézométriques des différentes campagnes, par interpolation triangulaire, en utilisant le logiciel Surfer 7.0. Les cartes ont pu être établies à partir des extraits des cartes géologiques N° 84 (Khémis-Miliana) et N° 85 (Djendel) à l'échelle 1/50000.

### II.11.3.1. Carte piézométrique juin 2013

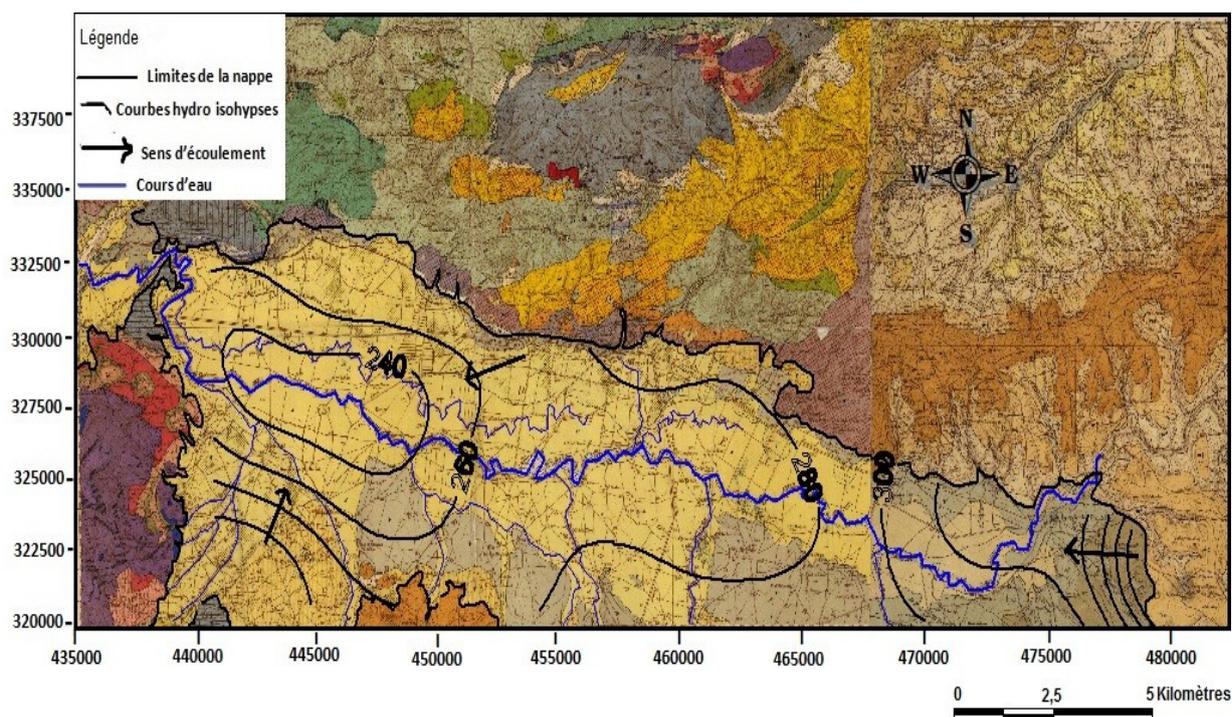
L'analyse de la carte piézométrique des hautes eaux (Juin 2013) montre que la circulation des eaux souterraines dans la nappe alluviale de Khémis-Miliana est resté la même au fil des années, c'est-à-dire un sens d'écoulement de l'amont vers l'aval (orientation est-ouest). Les courbes hydro-isohypses se resserrent à l'amont avec un gradient hydraulique important de l'ordre de 0,09 et dans la partie sud-est avec un gradient hydraulique de l'ordre de 0,01. Dans la partie centrale les courbes sont plus espacées avec un gradient hydraulique de l'ordre de 0,008. En aval, les courbes convergent vers un même axe de drainage. (Fig.15)



**Fig.15.** Carte piézométrique de la nappe alluviale du Haut-Chéiff  
(Période des hautes eaux : juin 2013)

### II.11.3.2. Carte piézométrique novembre 2013

Les observations sont les mêmes que celles faites sur la carte précédente, elles possèdent la même morphologie avec, néanmoins, une diminution des fluctuations dans l'ensemble de la nappe traduisant la faible recharge durant cette période. (Fig.16).



**Fig.16.** Carte piézométrique de la nappe alluviale du Haut-Chélif  
(Période des basses eaux : novembre 2013)

#### II.11.4. Alimentation de la nappe

Des affleurements gréseux perméables du Miopliocène bordent la nappe au nord et au nord-est et constituent un aquifère important qui plonge sous la terrasse alluviale Quaternaire. La nappe est bordée au sud par des grès et poudingues. Le ruissellement dans la partie nord est favorisé par la forte pente du massif schisto-calcaire du Zaccar très raviné, qui provoque le débordement de nombreux oueds situés à la rive droite de l'oued principal.

L'alimentation de la nappe Mio-Plio-Quaternaire est assurée par des eaux d'infiltration résultant des apports des eaux météoritiques tombant sur la plaine, des eaux d'irrigation excédentaires et des eaux de ruissellement de l'oued Chélif et de ses affluents.

#### II.11.5. Etude des paramètres hydrodynamiques (essai de pompage)

Ces résultats ont été interprétés à l'aide de la méthode d'approximation logarithmique de Jacob (1950) qui est basée sur l'interprétation des graphes de descente  $\Delta = f(\log t)$  et de la remontée  $\Delta = f(\log t/t')$  tel que :

$$\Delta = 0.183 \frac{Q}{T} \log \frac{2.25Tt}{r^2 \times S}$$

avec :

$\Delta$  : Rabattement en (m)

$Q$  : Débit en ( $m^3/s$ )

$T$  : Transmissivité ( $m^2/s$ )

$r$ : Distance entre le forage et le piézomètre (m)

$t$ : temps écoulé depuis le début du pompage en (s)

$S$  : Coefficient d'emmagasinement

- Le rabattement du niveau d'une nappe d'eau par prélèvement naturel ou artificiel.
- La transmissivité est le niveau d'eau qui traverse une tranchée verticale de 1m de large sur toute la hauteur de l'aquifère sous un gradient hydraulique unitaire pendant une seconde à 20°C.

- **Cas de la descente :**

Sur un papier semi-logarithmique représentant la courbe  $\Delta = f(\log t)$ , avec la pente  $a=0,183Q/T$ , la pente de la droite est égale à la tangente.

$$\text{tg } \alpha = a = \frac{\Delta_2 - \Delta_1}{\log t_2 - \log t_1}$$

On déduit alors la transmissivité ( $T$ ), tel que :

$$T = 0,183Q/a$$

- **Cas de la remontée :**

Dans le cas de la remontée nous le rabattement est appelé « rabattelements résiduels  $\Delta_r$  ».

L'étude géologique et hydrogéologique montre que les aquifères principaux sont séparés par un niveau imperméable et sont représentés par :

- La nappe alluviale constituée par des alluvions quaternaires à porosité d'interstices recouverts par des argiles pouvant rendre la nappe captive ;
- Les grés miocènes à porosité mais non recoupés par les forages.

**Tab.14.** Tableau récapitulatif des forages (ANRH, 2004)

Nom du forage	Coordonnées Lambert		Altitude (m)	Niveau statique NS (m)	Débit Q (l/s)	Date de réalisation	Observation
	X (Km)	Y (Km)					
Ain Sultane(1)	464500	326070	287	16.80	45	DHW (1970)	Absence de piézomètre
Ain Sultane(2)	464500	327070	287	16.80	45		ANRH (2003)
Sidi-Lakhdar(1)	451600	327500	120	16.59	50		DHW
Sidi-Lakhdar(2)	450520	327870	/	10	12,70	ANRH (2003)	Présence de piézomètre
Aribs	442200	331350	251	7.15	50	DHW (1982)	Absence de piézomètre

### a) Transmissivité

La transmissivité T est un paramètre qui est défini comme une quantité d'eau susceptible de s'écouler par unité de largeur de l'aquifère. Elle correspond au produit de la conductivité hydraulique moyenne par l'épaisseur saturée de l'aquifère capté (Abderamane, 2012 ; Castany et Margat, 1977).

Les valeurs de transmissivité d'un aquifère sont généralement calculées à partir d'essais de pompage. Les essais de pompages sont réalisés dans la zone d'étude sans présence de piézomètre ce qui les rend non représentatifs.

Les valeurs de transmissivité (Tab.15), on prend les résultats de la remontée, du fait que ceux-ci ne sont pas influencés par l'effet de pompage. On enregistre un maximum de  $7,32 \cdot 10^{-2}$  m<sup>2</sup>/s à Djendel et un minimum de  $1,22 \cdot 10^{-2}$  à Sidi Lakhder.

### b) Perméabilité

Seules quelques informations relatives aux perméabilités issues des travaux de la DHW (1974, 1982 et 1987) et l'ANRH (2003) sont disponibles et qui varient entre  $3,76 \cdot 10^{-4}$  m/s à Ain Soltane (1) et  $9,09 \cdot 10^{-4}$  m/s à Sidi Lakhder (1) (Tab.15).

### c) Coefficient d'emmagasinement

Le coefficient d'emmagasinement est le rapport du volume d'eau libérée ou emmagasinée par unité de surface d'un aquifère à la variation de charge hydraulique correspondante, sans référence au temps.

Deux valeurs du coefficient d'emménagement sont disponibles à savoir 0,017 (1,7%) et 0,22 (22%) à Ain Soltane et Sidi Lakhder respectivement (Tab.15). La différence des valeurs des paramètres hydrodynamiques peut s'expliquer par la nature des formations quaternaires qui sont représentées par des alluvions grossières à Sidi Lakhder et des alluvions argileuses à Ain Soltane.

Les résultats des paramètres hydrodynamiques (T, K, et S) des différents forages cités plus haut sont récapitulés dans le tableau suivant :

**Tab.15.** Résultat des paramètres hydrodynamiques

Paramètres Forage	Cas de la descente		Cas de la remontée			
	Pente (a)	Transmissivité T (m <sup>2</sup> /s)	Pente (a)	Transmissivité T (m <sup>2</sup> /s)	Perméabilité K(m/s)	Coefficient d'emménagement (S)
Djendel (2)	0.13	5.6 10 <sup>-2</sup>	0.01	7.32 10 <sup>-2</sup>	5 10 <sup>-4</sup>	-
Sidi Lakhder (1)	0.14	5.38 10 <sup>-2</sup>	0.02	4.57 10 <sup>-2</sup>	9.09 10 <sup>-4</sup>	-
Sidi Lakhder (2)	0.0002	3.6 10 <sup>-1</sup>	0.15	1.22 10 <sup>-2</sup>	8.1 10 <sup>-5</sup>	0.22
Ain Soltane (1)	0.3	2.7 10 <sup>-2</sup>	0.28	2.94 10 <sup>-2</sup>	3.76 10 <sup>-4</sup>	-
Ain Soltane (2)	0.0002	3.38 10 <sup>-4</sup>	0.05	3.66 10 <sup>-2</sup>	4.89 10 <sup>-5</sup>	0.017
Aribs	0.1	9.15 10 <sup>-3</sup>	0.15	6.1 10 <sup>-2</sup>	8.84 10 <sup>-4</sup>	-

## Conclusion

La région du Haut-Chéiff est caractérisée par un climat semi-aride. Avec une température moyenne qui y règne est de 18,49°C. Les précipitations moyennes annuelles sur un période de 20 ans (1993-1994 à 2012-2013) sont estimées à 410,66mm, L'évapotranspiration réelle est estimée à 372,64mm. Le ruissellement est de 19,7mm et enfin l'infiltration ne laisse percoler que 15,61mm.

Toutes ces données influencent sur le chimisme des eaux souterraines entre dilution et concentration pendant l'hiver et l'été.

Les classes de sols existantes dans la plaines sont : Les sols modifiés sous l'action de l'homme, les sols alluviaux non évalués, les sols engorgés par l'eau (appelés aussi sols-hydro-

morphes), les sols calciques, les sols alluviaux évolués, les sols colluviaux et affluents mineurs, les sols très évolués (qui sont divisés en sols partiellement décalcifiés et sols décalcifiés lessivés) et mélange de sols.

Dans la série stratigraphique de la plaine alluviale du Haut-Chéouiff, ce sont les formations d'âge Mio-Plio-Quaternaires qui forment le remplissage le plus important et constituent l'aquifère le plus sollicité. La variation lithologique et le jeu des fractures font de ces formations un aquifère multicouches avec des intercalations argileuses plus ou moins épaisses.

Au Nord de la plaine les grès du Mio-Pliocène atteignent les 200 m d'épaisseur, à la rive gauche, ils sont totalement absents et les alluvions quaternaires sont discordantes sur le Miocène marneux. Ce dernier s'amincit dans la région de l'Oued Massine provoquant la remontée du substratum qui va influencer sur le chimisme des eaux souterraines en les rendant plus concentrées dans cette région.

Au terme de ce chapitre nous pouvons dire que l'écoulement se fait en général selon une direction Sud-est – Nord-ouest avec un axe de drainage qui coïncide sensiblement avec celui de l'Oued Chéouiff. L'allure des courbes piézométriques a changé entre les campagnes faites en 2004 et en 2013 sûrement due au par avant à la surexploitation de la nappe à des fins agricoles. L'alimentation de la nappe se fait à l'Ouest au seuil de Djendel, avec quelques apports dans la partie méridionale (présence d'affleurements d'alluvions anciennes au pied du Zaccar) et des apports de l'Oued et de ces affluents. On note également au Nord-est la communication entre les alluvions et les grès Mio-pliocènes du Djebel Gountas Constituant aussi une source d'alimentation de la nappe alluviale. L'exutoire de la nappe est identifié comme étant le seuil des Aribes et de la Doui occidentale. Les fluctuations saisonnières de la surface piézométrique sont soumises aux caractéristiques climatiques de la région, faible pluviométrie d'une part et forte évaporation d'autre part. La surface piézométrique n'est pas assez profonde ce qui augmente l'effet de l'évaporation dans la zone septentrionale, où le gradient hydraulique diminue, donnant ainsi suffisamment de temps à l'interaction entre les eaux souterraines et la lithologie.

L'insuffisance des essais de pompages dans la plaine du Haut-Chéouiff n'a pas permis d'aboutir à un résultat plus réaliste des paramètres hydrodynamiques (transmissivité, perméabilité, coefficient emmagasinement, etc...) couvrant l'ensemble de cette zone.

## **CHAPITRE.III. Matériels et Méthodes**

Ce troisième chapitre présente la méthodologie mise en œuvre pour les parties expérimentales de terrains et de modélisation de ce travail de thèse.

Il inclut tout d'abord une description des protocoles expérimentaux utilisés sur le site d'étude tels que l'échantillonnage des eaux souterraines et du sol et la description des méthodes et outils d'analyse géostatistique utilisés pour la modélisation. Enfin, ce chapitre se termine par une description du modèle utilisé : le modèle de culture Pilote-N et la description des méthodes classiques utilisées pour l'établissement du bilan d'azote à grand échelle (la plaine) et à petite échelle (Parcelle).

### **III. Méthodes d'études et données expérimentales de terrain**

#### **III.1. Evolution temporelle des travaux**

Les travaux de terrain (Tab.16) tels que le prélèvement du sol et l'échantillonnage des eaux souterraines ont débuté en mai 2012. Ces travaux ont été conduits en trois phases : De Mai 2012 à Avril 2014.

Durant cette période, nous avons procédé aux activités suivantes :

- La localisation et la sélection de différents points d'eau (Puits, Forages, Piézomètres), ainsi un nombre de 54 points d'eau souterraines ont été retenus. Ils comprennent des points d'eau antérieurs sur lesquels existent des données pour une étude comparative visant à estimer l'évolution de différents paramètres, et de nouveaux points d'eau permettant de renforcer le réseau d'observation établi par l'ANRH (Agence nationale des ressources hydriques).
- La campagne d'échantillonnage du sol a été menée en parallèle à partir des parcelles irriguées par les eaux souterraines, de façon aléatoire sur notre zone d'étude. (chaque prélèvement du sol correspond à un prélèvement d'eau souterraine, c'est-à-dire son eau d'irrigation).
- L'analyse menée sur ces prélèvements du sol correspond aux analyses réalisées sur les eaux souterraines.
- Deux campagnes de prélèvements d'échantillons d'eau et du sol ont été menées en vue d'analyses physico-chimiques, soit 30 points d'eau et 15 prélèvements du sol en avril 2013,

- Un prélèvement du sol a été effectué en avril 2014 dans une parcelle cultivée en pomme de terre, en vue d'analyses physico-chimiques ; l'analyse granulométrique a été effectuée en parallèle.

**Tab.16.** Evolution des travaux de terrain

<b>Périodes</b> <b>Travaux effectués</b>	<b>Période 01</b> <b>Mais 2012</b>	<b>Période 02</b> <b>Avril 2013</b>	<b>Période 03</b> <b>Avril 2014</b>
<b>Nombre de mesures piézométriques</b>	<b>54</b>	<b>30</b>	<b>30</b>
<b>Nombre d'échantillons prélevés</b>	<b>54 E.S*</b> <b>30 Sol</b>	<b>30 E.S</b> <b>15 Sol</b>	<b>30 E.S</b> <b>18 Sol</b>
<b>Mesure de CE, pH, Température sur terrain</b>	<b>54 E.S</b>	<b>30 E.S</b>	<b>30 E.S</b>
<b>Analyse chimique au laboratoire</b>	<b>54 E.S</b> <b>30 Sol</b>	<b>30 E.S</b> <b>15 Sol</b>	<b>30 E.S</b> <b>18 Sol</b>

\*E.S. : eau souterraine

Au terme de ces différentes campagnes, nous disposons des données physico-chimiques des eaux souterraines ainsi que du sol de la plaine d'El khemis pour les périodes suivantes :

- Hautes eaux 2012 ;
- Hautes eaux 2013 ;
- Hautes eaux 2014.

Les données des eaux de surfaces ont été complétées par l'intermédiaire de l'agence nationale des ressources hydriques l'ANRH, pour les hautes et basses eaux.

## **III.2. Echantillonnage et méthodes analytiques des eaux souterraines**

### **. III.2.1. Données piézométriques**

Une mesure des niveaux d'eau, couplée à des mesures physico-chimiques (pH, température, conductivité électrique) a été effectuée directement sur terrain. Les niveaux d'eau ont été mesurés à l'aide d'une sonde piézométrique sonore. Pour améliorer la précision des mesures relatives à la position de la sonde, nous avons marqué la margelle à l'endroit de la première mesure, les autres mesures s'effectuant à partir de l'endroit marqué (Fig.17).

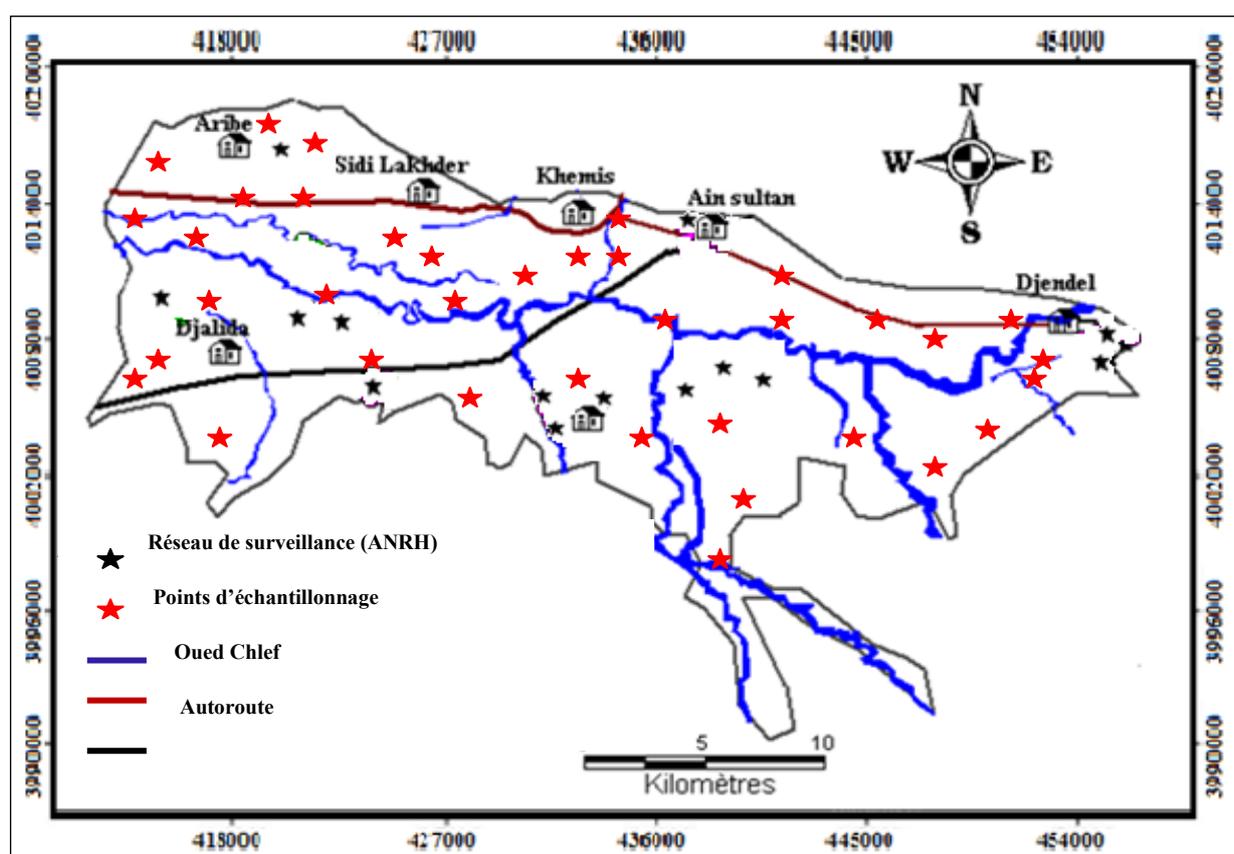


Fig.17. Carte de localisation des points d'eau échantillonnés

Comme le montre la Fig.17 nous avons effectués des prélèvements serrés dans les zones de maraichage intensif, et sont plus distants au centre (zone d'arboriculture fruitière).

La nappe Alluviale du Haut-Chélif est peu profonde. Les profondeurs d'eau dans les points d'eau varient entre 4 à 40 m avec une moyenne oscillant autour de 18 m. La profondeur de la nappe dans les puits relevés est toujours inférieure à 50 m et proche de la surface du sol à certains endroits (de l'ordre de 5 m en moyenne). Le niveau d'eau avant puisage est repérable dans le puits grâce à la trace séparant la partie mouillée et non mouillée de la paroi du puits. Lorsque cette trace est visible de l'extérieur dans les puits peu profonds, il est plus facile de vérifier le niveau approximatif relevé avant tout pompage.

### **III.2.2. Mesure in-situ et analyse au laboratoire**

La température, la conductivité électrique et le pH sont des paramètres instables mesurés directement sur le terrain. Près de 100 mesures ont été effectuées soit en moyenne 30 chroniques (c'est-à-dire il y a 30 point d'eau qui sont les mêmes pour chaque période, ils ont les même coordonnées et constituent le réseau de surveillance de l'ANRH) portant sur les mesures de température, conductivité électrique et pH dans des puits, forages. La température et la conductivité électrique ainsi que le pH ont été mesurés à l'aide d'un multi-paramètre d'une sonde de marque WTW avec respectivement des incertitudes de mesure de  $\pm 0,2^{\circ}\text{C}$ , de  $\pm 10\%$  et de  $\pm 0,2$  unité. La température influence les conductivités et les mesures de conductivités sont donc directement ramenées à des températures de  $25^{\circ}\text{C}$ . Les erreurs absolues sur les mesures physico-chimiques de terrain sont liées à plusieurs facteurs dont les conditions de terrain (chaleur, manipulation répétée de l'appareil), la minéralisation des eaux (plus la minéralisation est faible, plus l'erreur relative est forte). Les appareils ont été étalonnés avant chaque campagne de mesures.

Les mesures au laboratoire ont concerné les éléments suivant : CE, pH,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^{+}$ ,  $\text{K}^{+}$ ,  $\text{Cl}^{-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^{-}$ ,  $\text{HCO}_3^{-}$  (Tab.16).

### **III.2.3. Données physico-chimiques (température, pH, conductivité électrique)**

La température, la conductivité électrique et le pH sont des paramètres instables mesurés directement sur le terrain. Près de 100 mesures ont été effectuées durant nos travaux de terrain, soit en moyenne 30 chroniques portant sur les mesures de température, conductivité électrique et pH dans des puits et forages. La température et la conductivité électrique ainsi que le pH ont été mesurées à l'aide d'un multi paramètre d'une sonde de marque WTW avec respectivement des incertitudes de mesure de  $\pm 0,2^{\circ}\text{C}$ , de  $\pm 10\%$  et de  $\pm 0,2$  unité. La

température influence les conductivités et les mesures de conductivités sont donc directement ramenées à des températures de 25°C. Les erreurs absolues sur les mesures physico-chimiques de terrain sont liées à plusieurs facteurs dont les conditions de terrain (chaleur, manipulation répétée de l'appareil), la minéralisation des eaux (plus la minéralisation est faible, plus l'erreur relative est forte). Les appareils ont été étalonnés avant chaque campagne de mesures.

**Tab.17.** Tableau récapitulatif des mesures et analyses des eaux souterraines

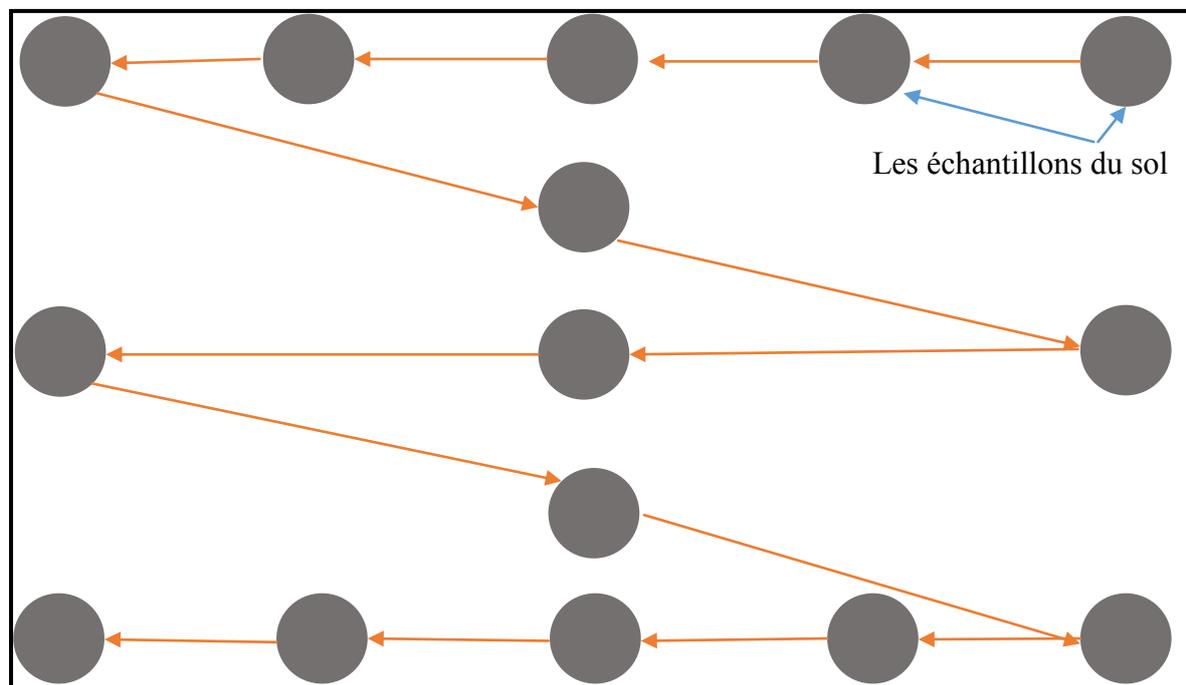
Paramètre mesuré	Méthode de mesure
Conductivité électrisues (CE)	Conductimètre in-situ
Potentiel d'hydrogène	pH mètre in-situ
Cations Ca <sup>2+</sup> , Na <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , K <sup>+</sup>	Spectromètre à absorption atomique (Laboratoire de L'ADE, laboratoire de recherche)
Anions HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , Cl <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Méthode volumétrique un spectrophotomètre UV de marque HACH DR/4000

### III. 3. Prélèvement et analyse des échantillons de sol

Pour que notre prélèvement d'échantillon de sol à des fins d'analyse soit représentatif par rapport au volume entier du sol dans la zone, nous avons procédé au prélèvement de plusieurs sous-échantillons par une tarière sur une profondeur d'environ 30 cm pour inclure les nitrates qui ont pu être lessivés des couches de surface jusqu'à la partie inférieure de la zone radicale.

Pour une meilleure représentativité du sol d'un champ, on a traversé le champ en zigzag (Fig.18) en prélevant des sous-échantillons au hasard dans toute la zone du champ. Le nettoyage du matériel entre chaque prélèvement (c.-à-d. entre les sites, les points et les heures d'échantillonnage) c'est avéré indispensable pour éviter une contamination croisée

des échantillons. Un bon lavage du matériel avec du savon ou du détergent, suivi d'un rinçage à l'eau distillée devrait suffire pour l'analyse des paramètres habituels.



**Fig.18.** Schéma représentatif d'échantillonnage parcellaire

Au vu de la grande variabilité des nitrates à cause de leur grande solubilité dans le sol, on a pratiqué un échantillon moyen de sol par profondeur considérée (30cm) avec un minimum de 5 sites (5 trous à la tarière) dans le voisinage immédiat du site où l'on effectue le prélèvement pour fournir une valeur moyenne précise. Les échantillons de sol prélevés sont bien mélangés dans une petite bassine en plastique pour produire un échantillon composite représentatif et le mettre dans un sac plastique (ou un boîte métallique) bien étanche que l'on acheminera rapidement au laboratoire pour qu'il sera soumis pour analyse.

Les échantillons prélevés sont mis dans des sachets en plastique étiquetés et sont transportés au laboratoire pour subir une série d'analyses. Avant de procéder à toute analyse, les échantillons sont soumis au séchage à l'air libre pendant trois jours. Une fois les échantillons sont secs, ils sont broyés et tamisés à 2 mm. La terre fine est conservée jusqu'au moment des analyses. Les mesure de conductivité et du pH ont été effectuées à l'extrait dilué (extrait 1/5 de la patte saturée).

Les analyses ont été effectuées aux niveaux des laboratoires de pédologie de l'université de Khemis Miliana et de l'INRA d'Alger (Tab. 18).

#### **III.4. Représentativité de l'échantillonnage et des analyses**

Au laboratoire, la vérification de la valeur de la conductivité électrique est indispensable avant toute analyse.

- La validation se fait d'une part par comparaison entre les valeurs mesurées sur le terrain et celles obtenues au laboratoire, l'écart ne doit pas être important.
- la valeur mesurée sur le terrain doit être comparable à celle calculée à partir de la minéralisation totale.

La représentativité des échantillons a été discutée par l'analyse de la balance ionique et par des critères statistiques tels que le coefficient de corrélation qui nous donne la régression linéaire simple afin de comparer le rapprochement entre la somme des cations majeurs et la somme des anions majeurs pour le même échantillon (Annexes).

Sachant qu'une analyse chimique des eaux n'est considérée comme représentative que lorsque la balance ionique est inférieure ou égale à 10% (Houmed, 2009) ce qui a été systématiquement vérifié pour l'ensemble de nos résultats d'analyse chimique pour chaque échantillon.

**Tab.18.**Tableau récapitulatif des mesures des analyses des échantillons du sol aux laboratoires.

Paramètres mesurés		Méthodes
Physique	Conductivité Electrique (CE)	Extrait dilué (1/5) Conductimètre
	Potentiel d'hydrogène	Extrait dilué (1/5) pH-mètre
	Granulométrie	Pipete de robinson
Chimiques	Ca <sup>++</sup> , Mg <sup>++</sup> , Cl <sup>-</sup>	Méthode volumétrique Spectromètre à absorption atomique (Laboratoire INSID)
	Azote total	Méthode de Kjeldal (minéralisation et distillation)
	Matière organique	Method de ANNE
	Calcaire total	Calcimètre de BERNARD

L'erreur sur la balance ionique (BI) est donnée en pourcentage et calculée par la relation suivante (*équation 1*) :

$$B.I\% = \frac{\sum \text{Cations} - \sum \text{Anions}}{\sum \text{Cations} + \sum \text{Anions}} \times 100$$

- $\sum$ cations : somme des cations majeurs contenus dans l'eau en milliéquivalent ;
- $\sum$ anions : somme des anions majeurs contenus dans l'eau en milliéquivalent ;
- BI : Erreur sur la balance ionique.

L'erreur sur la balance ionique peut provenir des mesures de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> et/ou du non prise en compte d'ions présents dans la solution (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub> en milieu pollué par exemple). (Kouassi *et al.*, 2010).

Ainsi une bonne analyse est celle qui minimise la différence entre la somme des cations majeurs et des anions majeurs.

### **III.5. Modélisation spatialisée de la pollution nitratée dans la plaine du Haut-Chéllif**

#### **III.5.1. Méthodologie « Analyse géostatistique »**

La cartographie est un moyen très utilisé pour représenter les résultats dans le domaine de l'environnement vu sa bonne représentation spatiale de la diffusion d'un polluant dans un espace.

Pour cartographier une pollution, la géostatistique s'avère très appropriée pour caractériser la structure de la variabilité spatiale d'un polluant (Rossi et al., 1995 ; Achite et al., 2003 ; Douaoui et al., 2007)

L'étude géostatistique comprend deux phases :

- Caractérisation de la structure spatiale de la variable régionalisée ;
- Estimation de cette variable en un point donné non échantillonné, en utilisant le krigeage qui est un outil d'interpolation.

Dans notre cas, on applique la géostatistique pour spatialiser la pollution nitratée dans les eaux souterraines du Haut-Chéllif, et notre variable régionalisée est la teneur de l'ion nitrate  $\text{NO}_3^-$ .

L'interprétation des résultats se base sur le variogramme qui est un outil mathématique de la géostatistique ainsi que sur le krigeage ordinaire et le krigeage d'indicatrices.

Notre but est d'utiliser la formation spatiale (coordonnées GPS) dans la modélisation statistique, les données sont collectées en des lieux dont on a relevé la position géographique. En particulier, on cherche à modéliser ce que l'expérience courante nous renseigne (teneurs  $\text{NO}_3^-$ ) : deux points d'eau proches géographiquement tendent à avoir des teneurs en éléments chimiques assez proches en valeur.

Cette modélisation nous permettra de réaliser des prédictions spatiales des teneurs en nitrates dans les eaux souterraine de la nappe alluviale du Haut-Chéllif ou de tester des hypothèses en intégrant explicitement cette dépendance spatiale dans les calculs (Denis, 2012)

#### **III.5.2. Analyse de la structure spatiale**

Soit deux variables aléatoire,  $z(x)$  et  $z(x+h)$  mesurées en 2 points "x" et "x+h" (Fig. 19), la variabilité entre ces deux points se caractérise par une fonction notée  $2\gamma(x,h)$  appelée variogramme (Journel et Huijbregts, 1978).

Le variogramme théorique est défini comme étant l'espérance quadratique de la variable aléatoire  $[z(x) - z(x+h)]$  soit:

$$E = \{[Z(x) - Z(x+h)]^2\} = 2\gamma(x, h)$$

En général, le variogramme  $\gamma(x, h)$  (ou semi-variogramme) est une fonction à la fois du point  $x$  et du vecteur  $h$  (Fig. 19) mais l'estimation de ce variogramme nécessite plusieurs réalisations, or en pratique on ne dispose que d'une seule réalisation, soit le couple  $[z(x), z(x+h)]$  de mesure effectuées aux points  $x$  et  $x+h$ , d'où l'introduction de l'hypothèse intrinsèque: le variogramme ne dépend que du vecteur  $h$  en module et en direction et non du point  $x$ . En admettant cette hypothèse, le variogramme sera estimé par la formule :

$$2\gamma(h, \theta) = \frac{1}{N(h, \theta)} \sum_{i=1}^{N(h, \theta)} [Z_i(x) - Z_i(x+h)]^2$$

Où :

$N(h, \theta)$  : est le nombre de couples  $[z(x), z(x+h)]$  séparé par une distance  $h$  suivant une direction  $\theta$ .

La variance entre les observations des deux sites par exemple notée  $S^2$ , elle est définie par l'équation :

$$S^2 = [Z(x) - \bar{Z}]^2 + [Z(x+h) - \bar{Z}]^2$$

Avec :

$\bar{Z}$  : est la moyenne entre deux observations  $Z(x)$  et  $Z(x+h)$

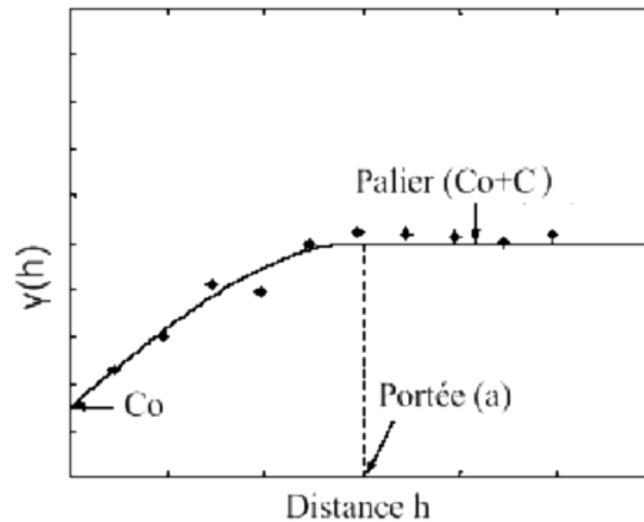
La variance exprime l'importance des écarts à la moyenne, elle est aussi grande que les observations sont différentes.

$$S^2 = \frac{1}{2} [Z_i(x) - Z_i(x+h)]^2$$

Si on suppose une même distance  $h$  séparant  $n$  couples d'observations, la moyenne de ces  $n$  variances s'écrit dans ce cas :

$$\frac{1}{2n} \sum_{i=1}^n [Z(x) - Z(x+h)]^2$$

En tenant compte de la ressemblance des observations faites entre ces deux points, la variance sera plus grande que ces observations sont différentes.(Richa et al., 2014 ; Bettahar, 2008 ; Walter, 2002 ; Abry, 2000 ; Journel, 1997).



**Fig.19.** Graphe de Variogramme

Généralement, la stabilisation du variogramme est marquée au delà d'une certaine valeur de  $h$  notée  $a$  appelée portée du variogramme (distance à partir de laquelle le palier est atteint). Ce dernier reste inchangé au-delà de  $h = a$  et ne dépend plus de l'inter-distance entre les valeurs : les mesures ne sont plus corrélées (Walter, 2002 ; Douaoui, 1993).

La portée " $a$ " donne un sens à l'influence spatiale d'un échantillon. Cette portée n'est pas forcément la même dans toutes les directions de l'espace. Elle permet donc de détecter une éventuelle anisotropie ou isotropie dans la structure de la minéralisation ou d'un polluant.

On étudie généralement le comportement du variogramme au voisinage de l'origine (Effet de pépité) et à l'infini (portée, palier) :

- L'effet de pépité  $c$  est la valeur de la semi variance pour une distance nulle ; mais souvent, le variogramme présente une ordonnée à l'origine non nulle (Fig.18) cet écart est l'effet de pépité.
- Le palier  $c$  est la valeur de la semi variance à partir de laquelle le variogramme ne croît plus ;

Le comportement du variogramme à l'origine traduit le degré de continuité et de régularité spatiale de la variable régionalisée à petite échelle.

Le variogramme peut être borné ou au contraire croître à l'infini lorsqu'il n'est pas borné. Il existe plusieurs modèles théoriques dont les plus couramment rencontrés dans la littérature sont le modèle linéaire, sphérique, exponentiel et gaussien.

Le choix du meilleur modèle sera guidé par la valeur des erreurs quadratiques qui représente la somme des carrés de la différence entre les valeurs expérimentales et les valeurs théoriques du variogramme.

Ainsi, le modèle ajustant le mieux le variogramme expérimental sera défini par celui qui aura la plus faible valeur des écarts moyens quadratiques (Lasm, 2000).

### III.5. 3. Le Krigeage

Le krigeage est une technique géostatistique de modélisation spatiale permettant, à partir de données dispersées, d'obtenir une représentation homogène des informations étudiées (Marie, 2010).

Dans l'analyse de la pollution des eaux souterraines, on ne dispose que d'un certain nombre de points d'eau d'échantillonnage qui vont fournir les données. Le krigeage nous permettra donc, à l'aide des mesures de concentrations des nitrates obtenues  $\text{NO}_3^-$  par les analyses d'eau effectuées aux laboratoires, d'estimer les concentrations des points non échantillonnés. Il sera alors possible de créer une carte étendant les concentrations à tout espace.

Le modèle de base du krigeage a la même forme que le modèle de régression classique mais les erreurs sont maintenant supposées dépendantes spatialement.(Arneaud et al., 2009) Il s'énonce de la façon suivante :

$$Z(S) = \mu(S) + \delta(S) \quad \forall S \in D:$$

où :

$\mu(S)$  : constitue la structure déterministe pour l'espérance de Z.

$\delta(S)$  : est une fonction aléatoire stationnaire.

Pour formuler complètement le modèle, il faut spécifier la forme de la tendance  $\mu(\cdot)$ . C'est en fait cette tendance qui précise le type de krigeage effectué. Les quatre types classiques de krigeage sont les suivants ( Bivan et al., 2008) :

- Le krigeage simple :  $\mu(s) = m$  est une constante connue.
- Le krigeage ordinaire :  $\mu(s) = \mu$  est une constante inconnue.

- Le krigeage universel :  $\mu(s) = \sum_{j=0}^p \beta_j f_j(s)$  est une combinaison linéaire de fonctions de la position  $s$ .
- Le krigeage avec dérive externe :  $\mu(s) = \sum_{j=0}^p \beta_j f_j(w)$  où  $w = (w_1(s), \dots, w_q(s))$  est le vecteur des valeurs prises par les  $q$  variables régionalisées auxiliaires au point  $s$ . Ce type de krigeage consiste à interpoler la variable régionalisée  $Z(\cdot)$  en ajoutant des variables explicatives au modèle (appelées variables auxiliaires) (Baillargeon, 2005).

### III.5.3.1. Le krigeage ordinaire

Ce système permet donc de retrouver les  $N$  pondérateurs  $\lambda_i$ . Ces derniers, dit pondérateurs de krigeage, donnent la variance d'estimation la plus petite possible et elle est appelée variance de Krigeage.

Ce système est le suivant :

$$\left\{ \begin{array}{l} \sum_{i=1}^N \lambda_i \bar{\gamma}(v_i, v_j) + \mu = \bar{\gamma}(v_j, V) \\ \sum_{i=1}^N \lambda_i = 1 \end{array} \right\} \forall i = 1..N \dots et .. j = 1..à..N$$

$$\sigma_k^2 = \sum_{i=1}^N \lambda_i \bar{\gamma}(v_i, V) + \mu - \bar{\gamma}(V, V)$$

Le système de krigeage ordinaire est un système à  $N+1$  équations à  $N+1$  inconnues qui sont les  $N$  pondérateur  $\lambda_i$  et  $\mu$  qui est le paramètre de Lagrange (Kechiched, 2011).

- 2 - Le krigeage ordinaire est un estimateur linéaire sans biais. C'est un interpolateur exact.
- 3 - Le système et la variance de krigeage rendent compte de la :
  - géométrie du domaine à estimer - terme de  $\gamma(V, V)$ .
  - géométrie entre estimant et estimateur - terme de  $\gamma(V, v_i)$  ;
  - géométrie interne de l'information - terme de  $\gamma(v_j, v_i)$  ;
  - structure sous jacente - terme de  $\gamma(h)$ .

### III.5.3.2. Le krigeage d'indicatrices

Permet de cartographier d'une part, les probabilités des différents teneurs seuils des nitrates retenues et la probabilité moyenne des nitrates par le calcul de leur espérance mathématique.

Le krigeage d'indicatrices est une méthode non paramétrique reposant sur une transformation préalable de la variable étudiée en indicatrices prenant la valeur 0 et 1 selon des seuils choisis de la variable (Bierkens and Burrough, 1993 ; Douaoui, 2005 ; Bradai et al., 2016).

L'analyse spatiale par ce type de krigeage se fait non pas sur la variable elle-même mais sur la transformée de cette variable par codage binaire dite fonction indicatrice. Les valeurs seuils dépendent, dans notre cas, des limites de nuisance ou de toxicité (normes de potabilité). Le calcul du variogramme des fonctions indicatrices au seuil donné détermine la structure spatiale.

$$\gamma^*(h, c) = \frac{1}{2N} (h) \sum_{i=1}^{N(h)} [I(x_i, c) - I(x_i + h \pm \Delta h, c)]^2$$

où :

$N(h)$  : est le nombre de couples d'observations distants de  $h \pm \Delta h$

Le krigeage ordinaire en un point  $(x_0)$ , des  $I(x_i, c)$  se fait selon l'équation :

$$I^*(x_0, c) = \sum_{i=1}^n \lambda_i I(x_i, c)$$

$n$  : le nombre de points expérimentaux pris en compte dans l'estimation

$\lambda_i$  : le poids affecté aux points expérimentaux

La différence entre les estimations des fonctions indicatrices pour deux valeurs seuil consécutives permet de calculer la probabilité correspondant en tout point :

$$\text{Probabilité}(X=c) = \text{Probabilité}(X \geq z_c) - \text{Probabilité}(X \geq z_{c+1})$$

$z_c$  et  $z_{c+1}$  sont les valeurs seuil consécutives (are the two followed threshold values)

L'espérance mathématique (mathematical expectation) est calculée selon les différentes probabilités retenues :

$$E(Z) = Z_c + 2Z_{c+1} + 3Z_{c+2} + \dots$$

#### **III.5.4. La cartographie de la pollution nitratée**

La cartographie est l'aboutissement final de la géostatistique . Ainsi , après avoir estimé la valeur d'une propriété en tout point d'un domaine, l'obtention d'une carte est aisée.

En général, on procède à l'estimation de la propriété étudiée aux noeuds d'une fine grille carrée couvrant le domaine d'étude . Les résultats obtenus sont alors visualisés:

- Soit en traçant des courbes d'isovaleurs entre les points de la grille;
- Soit en construisant un bloc-diagramme;
- Soit en construisant une carte maillée en niveau gris ou en couleur.

En plus de la carte d'estimation de la propriété, on peut représenter la carte de la variance d'estimation pour visualiser les secteurs où les estimations sont précises de ceux où elles le sont moins (Douaoui, 2005).

Le traitement géostatistique est réalisé moyennant deux logiciels; le Variowin et l'ArcGis.

Le Variowin offre certains programmes qui sont utilisés pour l'analyse spatiale des données ainsi que la création et la modélisation du variogramme.L'ArcGis sert, quant à lui, à l'interpolation spatiale et à la réalisation des cartes et des courbes d'isovaleurs.

### **III.6. Modélisation du Bilan d'azote**

#### **III.6.1. Méthodologie et Description du Modèle Pilote-N**

C'est le modèle utilisé pour faire la simulation du bilan d'azote, la validation du résultat se fait par le rendement et la quantité de N lessivé estimée par la méthode empirique et classique.C'est la version N du Pilote (eau-sol-plante), développé en 2014/2015 par Institut de recherche des sciences technologiques en environnement et agronomie Irstea dont les principes sont précisés notamment dans les articles de Mailhol et al en 1997.

Le modèle permet de simuler le bilan d'Azote, le bilan hydrique, calculer le rendement en matière sèche totale (MST) et en fruit (ou grain) et ce, pour un calendrier d'arrosage prés défini ou selon une stratégie d'irrigation.

Pilote permet ainsi d'associer un volume d'eau à un niveau de rendement dans un contexte pédoclimatique donné. Il requiert des données climatiques au pas de temps journalier : Pluie, évapotranspiration, rayonnement global et température moyenne. Il nécessite aussi des informations relatives à la plante et au sol.

Les données requises pour utiliser le modèle sont tout d'abord les caractéristiques du sol : les quantités d'azote organique, texture (pourcentage d'argile, sable, limon). Pour tous les horizons de sol il est nécessaire de renseigner l'épaisseur, la densité apparente, l'humidité à la capacité au champ et au point de flétrissement. Il faut également les données climatiques : températures moyenne, le rayonnement global, les précipitations, et l'évapotranspiration.

Concernant les pratiques agricoles, les informations requises concernent le semis (dates, profondeur, densité), la fertilisation (date d'apport et quantité), l'irrigation (type, date d'apport et quantité). Le modèle STICS a été initialement paramétré et validé pour les sols nus et le blé et le maïs. Il a été adapté par la suite pour d'autres cultures telles que les tomates, les betteraves, et les pommes de terre.....etc.

### **III.6. 2. Aspects théoriques de pilote**

Pilote simule le bilan hydrique du sol et le rendement des cultures à un pas de temps journalier à partir de forçage des données climatiques journalières en associant aussi un module de sol à un module de culture, et en tenant compte de l'eau comme facteur limitant unique (étant le seul facteur limitant)

Les données climatiques requises sont les précipitations quotidiennes (P), l'évapotranspiration, le rayonnement global (Rg), et la température moyenne journalière de l'air (T).

#### **a. Module sol**

Le module sol consiste en un système à trois réservoirs (Mailhol et al 1996, Mailhol et al, 1997), constitué d'un réservoir peu profond (R1) de profondeur fixe ( $P_s = 0,1m$ ), un

réservoir de la zone racinaire (R2) et un réservoir profond (R3) se trouvant entre la profondeur actuelle et les profondeurs maximales (Rmax).

Les D1 et D2 fournissent des flux de drainage des réservoirs R2 et R3, respectivement, tandis que le réservoir R3 est pour le drainage profond d3, à savoir l'eau définitivement perdue par le

système. Le drainage se produit lorsque la quantité de précipitation dépasse la capacité au champ la capacité d'un réservoir.

L'épaisseur du réservoir R2 augmente avec le système racinaire, avec un taux de croissance des racines Vr. Si l'eau est suffisamment présente, la transpiration des R1 est calculée comme suit:

$$Tp = Cp MET \dots\dots\dots(1)$$

Cp est le coefficient de partition

et l'évapotranspiration maximale s'écrit:

$$MET = Kc ET_0 \dots\dots\dots(2)$$

Où:

Kc est le coefficient de culture, exprimé en:

$$Kc = Kc_{max} - (exp - LAI) \dots\dots\dots(3)$$

Dans ce qui précède, le coefficient de partition est écrit:

$$Cp = 1 - (exp - 0.7LAI) \dots\dots\dots(4)$$

Indice de surface foliaire (LAI) est simulé par une fonction logistique Influçant sur le stress hydrique (ou le stress azoté N est décrit plus loin). Il est supposé que la transpiration prédomine l'évaporation dans les processus pour extraire l'eau de R1. Écritures de l'évaporation:

$$E_{s1} = -Cp ET_0 \dots\dots\dots(5)$$

Si nécessaire, ce qui rappelle à satisfaire la transpiration des plantes est recherché dans le réservoir R2 en tant que Tp2. Par exemple, lorsque R1 est vide, on a:

$$Tp_2 = Kc ET_0 \dots \dots \dots (6)$$

Sans effet de partitionnement (pas de terme de Cp) du à la prédominance de la priorité de transpiration sur l'évaporation.

Il est supposé que l'évapotranspiration réelle (ET<sub>a</sub>) correspond à l'évapotranspiration maximale (MET) aussi longtemps qu'il y'a suffisamment d'eau dans R1 ou la réserve facilement utilisable (EUR) de R2 n'est pas épuisée.

Dans le cas contraire, l'ET<sub>a</sub> est censé diminuer linéairement de MET à 0 que le contenu de R2 diminue de EUR à 0.

En présence de cultures, R1 doit satisfaire la demande de la plante d'abord, puis la demande d'évaporation, ce dernier est censé ne pas affecter R2. En l'absence de cultures, tant qu'il y a de l'eau dans R1, le taux d'évaporation est celui de la demande climatique ET<sub>0</sub>, jusqu'à l'épuisement complet.

Ce profond réservoir protège les couches ultérieures contre l'évaporation (produire en quelque sorte un effet de paillage), de sorte que l'évaporation tirée de R2 s'écrit:

$$E_{S2} = K_{soil} \exp - \theta_{R2} \dots \dots \dots (7)$$

où :

K<sub>soil</sub> est le paramètre de calibrage représentant la résistance du sol à l'évaporation et θ<sub>R2</sub> est la teneur en eau dans R2 normalisée par la capacité de rétention de R2.

**b. Module plante**

Dans Pilote comme dans la plupart des modèles de culture, le rendement en grain est calculé comme le produit de l'indice de la récolte par la matière sèche totale. L'indice de récolte est estimé comme suit:

$$HI = HI_{pot} - a_w LAI_{opt} - LAI_{av} \dots \dots \dots (8)$$

Où:

HI<sub>pot</sub> : est un indice potentiel de récolte,

a<sub>w</sub> : est un coefficient de pénalité qui affecte la différence entre la valeur de LAI<sub>opt</sub> «optimale» (associé à HI<sub>pot</sub> indice de récolte le plus élevé possible) et la «vraie» valeur de LAI<sub>av</sub>.

Cette dernière est une moyenne de LAI dans le temps sur une durée thermique dans l'intervalle Ts1 et Ts2, associée à différents stades phénologiques (par exemple de remplissage du grain et de céréales pâteuse pour le maïs).

La matière sèche totale est calculée sur la base d'un pas de temps journalier :

$$TDM_d = TDM_{d-1} + RUE S \lambda_w PAR_d - exp - \varepsilon LAI_d \dots\dots\dots(9)$$

Où :

les d et d-1 sont des indices indiquant les jours actuels et antérieurs, RUE est l'utilisation efficace du rayonnement, Sw est un indice de stress hydrique pris comme le ratio entre de la transpiration réelle sur la transpiration potentielle sur les trois derniers jours, λ représente la nocivité des stress hydriques, PAR est le rayonnement actif potentiel (la moitié du rayonnement entrant Rg) et ε est le coefficient d'extinction.

### III.6.3. Le nouveau modèle Pilote-N

#### ❖ Conditions du bilan d'azote

Ce nouveau modèle Pilote-N est proposé à fin d'élargir les possibilités de Pilote à la bonne gestion de l'azote, toujours dans les objectifs de para métrisations parcimonieuses et simplifié la représentation des processus physiques. Le bilan de l'azote dans la zone des racines est formulée en tant que:

$$N_F = N_I + N_A - N_P + N_M - N_L - N_V - N_D \dots\dots\dots(10)$$

Où :

NF est la quantité "final", NI est la quantité "initial", NA la quantité appliquée par fertilisation, NP la quantité prise par la plante, NM le montant résultant de la minéralisation, NL la quantité perdue par lixiviation, NV ayant perdu par volatilisation et ND celle perdue par dénitrification.

#### a. La volatilisation

Les pertes par volatilisation d'ammoniac (NH<sub>3</sub>) sont parfois loin d'être négligeables, surtout pour les engrais organiques appliqués en surface du sol (Hofman et van Cleemput, 2001) durant les phases de la chaleur (Sainz-Rosas1997) ou des périodes de sécheresse (Sigunga et al., 2002). Selon la combinaison des différents facteurs évoqués, la volatilisation peut être nulle (Jambert et al., 1997).

Néanmoins, comme c'est difficile de modéliser la quantité de volatilisation de l'azote d'ailleurs qu'est souvent négligeable dans les conditions de l'environnement, la volatilisation n'est pas explicitement prise en compte donc,  $N_V = 0$  dans l'équation (10).

Cependant, la volatilisation peut être manipulée d'une manière indirecte, par le biais d'un "coefficient d'efficacité de l'application« en baisse de 100% à environ 80%, généralement pour les cultures d'hiver, lorsque la fertilisation n'est pas toujours suivie par l'irrigation à

partir d'éléments de la littérature (Mahmood et al., 1998 ; Hofman et van Cleemput, 2001 ; Sainz-Rosas et al., 2004).

### **b. La dénitrification**

La dénitrification est également souvent négligeable, à moins que les conditions locales appropriées (hausse de température et les sols saturés, après les périodes de sécheresse) sont réunies (Nemeth, 1991 ; Dorje, 1994).

Dans Pilote-N, la dénitrification est gouvernée par le seuil de température de  $T_D$ , de la manière suivante:

$$N_D = N_I T_{7d}/T_D \dots \dots \dots (11)$$

**Où :**

$T_{7d}$  est la température moyenne au cours des 7 derniers jours. Cet équation est valable lorsque :

- la teneur en eau est très proche de la capacité au champ dans le réservoir R1 ( $\theta > 0,95 \theta_{fc}$ ),
- $T_{7D}$  supérieure ou égale à  $T_D$  (réglage  $T_D = 28^\circ \text{C}$ ) et
- $NI$  est en dessous de la valeur de seuil ( $100 \text{ kg ha}^{-1}$ ).

Ces critères combinés conduisent à une dénitrification prévue de moins de  $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  en moyenne, qui se situe dans la fourchette prévue pour drainer les sols (Vilain et al., 2012).

### **c. La Minéralisation**

La minéralisation se produit soit à partir de la décomposition de la matière organique (un processus permanent en fonction de la structure du sol et des caractéristiques, de la température et de l'humidité, (voir Delphin, 1993), ou de la décomposition des résidus

organiques par la biomasse microbienne. Cette dernière n'est pas prise en compte dans cette version de Pilote-N.

La minéralisation pendant le cycle de culture est calculée comme suit:

$$N_M = V_{Mpot} \frac{T}{T_{Mr}} \frac{\theta}{\theta_{fc}} \dots\dots\dots(12)$$

où :

$V_{M\ pot}$  :est le taux de minéralisation potentielle (fixé à  $V_{M\ pot} = 0,8\ kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$  mais en fonction de la teneur en matière organique, du pH et d'autres propriétés du sol),

T : est la température moyenne journalière

$T_{Mr}$  : est une température de référence pour la minéralisation (pris comme  $T_{Mr} = 20\ ^\circ\ C$ ).

Une formulations similaires impliquant à la fois la température de l'air et la teneur en eau sont normalisées et couramment utilisées pour modéliser les processus de minéralisation (Stroo et al., 1989 ; Mary et al.,1999)

$V_{M\ pot}$  : est exprimée d'une manière la plus simple, en tant:

$$V_{Mpot} = C_M pH OM \dots\dots\dots(13)$$

Où :

$C_M$  : est un paramètre d'étalonnage et l'utilisation de seulement deux grandeurs mesurables plus un degré de liberté (pourcentages des argiles et le carbonates de calcium, par exemple) est de tenter de ne garder que les déclencheurs les plus cruciaux pour la minéralisation.

En général, la valeur de pH optimal est comprise entre 7 et 8. En conséquence, le pH dans l'équation (13) est limité à 8,5. A noter que dans des conditions de sols calcaires,  $C_M$  peut être spécifié en fonction du rapport pourcentage calcaire.

#### d. La demande de l'azote par la plante

Le potentiel cumulé de la demande d'azote (PCND) par la plante, au jour d, est contrôlé par une logistique ayant la même forme que celle de LAI (encore présenté):

$$PCND_d = \left( \frac{TDM^*(d-1)}{TDM_{pot}} \right)^{x_1} \exp \left\{ \frac{x_2}{x_1} \left( 1 - \left( \frac{TDM^*(d-1)}{TDM_{pot}} \right)^{x_2} \right) \right\} PNCD_{max} \dots\dots\dots(14)$$

Où :

TDM \* : est la matière sèche totale simulée par le modèle sans aucun stress,

TDM<sub>pot</sub> : est la valeur potentielle de culture.

$x_1$  et  $x_2$  : sont les paramètres de forme de la courbe du potentiel cumulé de la demande d'azote PCND.

Cependant, la demande de plante en azote N est contrôlée par TNs un seuil de la température cumulée à partir de laquelle la demande de la plante en azote est supposée nulle ; enfin, PCND<sub>max</sub> est la demande maximale cumulée de la plante.

#### **e. Lixiviation de l'azote**

Le bilan azoté du sol est calculé pour un système à deux compartiments (C1 et C2). Le premier compartiment (y compris R1) contient le système racinaire et qui évolue avec. Le second compartiment se déploie à partir du bas du système de la racine à la profondeur maximale d'enracinement.

Cependant, C1 est initialement fixé à 30 cm et maintenu fixe pendant une durée correspondant à l'installation du système de la racine, qui est régie par un paramètre spécifique dédié spécialement par le modèle. Une fois la "température d'installation" est atteinte, les racines poussent plus profondément pour atteindre à la fois le réservoir de la zone racinaire (R2) et le compartiment C1.

En conséquence, la quantité d'azote contenu dans le compartiment C1 sera absorbée par les plantes, et est donc mise à jour en fonction de la vitesse de croissance des racines et de la quantité d'azote partagé "gagné" par C1 sur C2. Dans certaines circonstances, la quantité d'azote stockée dans C2 peut être augmentée par lixiviation hors de C1 en raison de l'écoulement ou drainage à partir de R2, ensuite à partir du réservoir R3 sont générées les pertes de N par lessivage.

En dehors de la période de culture, le bilan d'azote est effectué dans le système à deux compartiments, en plaçant le bas de C1 à 30 cm et celui de C2 à une profondeur maximale d'enracinement à 30 cm.

Quelle que soit la période de simulation, la minéralisation et la dénitrification sont supposées avoir lieu que dans le compartiment C1.

La lixiviation se produit par le drainage, en tant que :

$$N_L = 10 d_i c_N \dots \dots \dots (15)$$

Où :

10 : est le facteur numérique est nécessaire pour récupérer les unités légales de kg ha<sup>-1</sup>,

d<sub>i</sub> : est le drainage à partir des compartiments C1 (i = 1) ou C2 (i = 2) et le C<sub>N</sub> est la concentration de sa solution du sol, avec:

$$c_N = 10^{-4} N_i \theta_i^{-1} \dots \dots \dots (16)$$

Où :

10<sup>-4</sup> est le facteur numérique nécessaire pour récupérer les unités de kg m<sup>-3</sup> et

i est la teneur en eau moyenne des compartiments C1 (i = 1) ou C2 (i = 2).

**f. L'azote absorbé**

La quantité d'azote est fournie aux racines par le débit massique au lieu du flux de diffusion, ce qui permet de tenir compte de l'absorption de l'azote par les plantes qui est en fonction de la concentration d'azote dans la solution du sol et de la transpiration plutôt qu'en fonction de la densité et de la racine motif (Frere, 1977) .

La densité des racines n'est pas prise en compte dans Pilote, de sorte que l'absorption racinaire se produit uniquement par le biais des flux de convection. La quantité d'azote disponible (en quelque sorte l'«Offre d'azote») s'écrit come suit :

$$N_{OF} = 10 c_N T_p K_a \min \left[ 1.0, \frac{\theta_i}{0.85 \theta_{fc}} \right] \dots \dots \dots (17)$$

Où :

10 : est le facteur numérique nécessaire pour récupérer les unités de kg ha<sup>-1</sup> et

K<sub>a</sub>: est un paramètre de calage calibrage.

Déclarant que des faibles concentrations d'azotes limitent l'absorption d'azote par les plantes, la correction suivante est appliquée pour sanctionner l'offre d'azote, qui devient:

$$N_{OF}^* = N_{OF} \min \left[ 1.0, \frac{c_N}{c_N^*} \right] \dots \dots \dots (18)$$

Où :

$C_N^*$  : est supposé être une concentration d'azote dans laquelle, une fraction seulement de l'azote dans la solution du sol est accessible aux racines.

Considérant que la demande d'azote de la plante est plus faible dans les conditions de stress que la demande potentielle de N , on peut écrire:

$$N_{DE}^* = N_{DE} S_w \dots \dots \dots (19)$$

Où :

$N_{DE}^*$  : est la valeur corrigée de la demande en azote  $N_{DE}$  en présence d'un stress hydrique  $S_w$

De ce qui précède, l'absorption d'azote, le terme  $N_P$  dans (14), est déterminée comme suit:

$$\left\{ \begin{array}{l} N_{OF}^* \geq N_{DE}^* \Rightarrow N_P = N_{DE}^* \\ N_{OF}^* < N_{DE}^* \Rightarrow N_P = N_{OF}^* \end{array} \right\} \dots \dots \dots (20)$$

qui lit simplement "l'absorption d'azote est plus petite que les termes de l'offre et la demande de l'azote" .

L'indice de stress azoté est calculé à partir du rapport de l'absorption à la demande:

$$S_N = N_P / N_{DE}^* \dots \dots \dots (21)$$

Cette définition du stress azoté est différente de celle proposée dans la plupart des modèles de culture où le stress azoté est calculé comme le rapport entre le quantité réelle (actuelle) d'azote dans la plante et la quantité d'azote critique.

La production de matière sèche décrite dans (9) est affecté par le stress hydrique  $S_w$ , dont la nocivité apparaît dans le coefficient  $\lambda$ . Il est peut-être aussi affecté par le stress azoté d'azote  $S_N$ .

La façon la plus simple de procéder (jusqu'à ce que de nouveaux développements sont atteints et données expérimentales collectées dans ce but) c'est d'adapter (9) en remplaçant  $S_w$  par  $S_{wN}$  qui désigne le stress le plus critique de  $S_w$  et  $S_N$ . Le paramètre  $\lambda$  est maintenu tandis que l'introduction de la distinction (dire  $\lambda_w$  et  $\lambda_N$ ) peut offrir un degré supplémentaire de liberté, qui sera soutenu par des preuves expérimentales.

Dans Pilote-N, la valeur journalière de LAI est calculée comme suit:

$$LAI_d = \left[ \left( \frac{\sum_{k=1}^d T_d - T_b - T_e}{T_m} \right)^\beta \exp \left\{ \frac{\beta}{\alpha} \left( 1 - \left( \frac{\sum_{k=1}^d T_d - T_b - T_e}{T_m} \right)^\alpha \right) \right\} - S_{wN}^\lambda \right] LAI_{max} \dots \dots \dots (22)$$

Où :

Tous les termes ont été définis précédemment, à l'exception  $LAI_{max}$  qui est le facteur de forme d'échelle.

### g. Impact de stress azoté sur l'indice de récolte

La correction de  $HI_{pot}$  pour tenir compte de la coexistence du stress hydrique et azoté qui peut être adapté de celui proposé en équation (8), en fonction du stress le plus critique entre

$S_N$  et  $S_w$ , entre les stades phénologiques sélectionnés. Si la valeur moyenne du stress hydrique au cours de la période est inférieure à la valeur moyenne du stress azoté, puis (8) est laissé inchangé. Si non, (8) deviennent comme suit :

$$HI = \min HI_{pot}, HI_{pot} - a_N - S_{Nav} \dots \dots \dots (23)$$

Ou :

$a_N$  : est le coefficient de pénalité lorsque le stress azoté emportent sur les stress hydriques et  $S_{Nav}$  est la valeur moyenne de temps de  $S_N$  sur la période de calcul choisi.

Logiquement, les stress d'azote surviennent durant ou pendant le temps thermique supérieur à  $T_m$  ne porterait pas atteinte à la valeur de LAI mais plus particulièrement l'indice de récolte HI. Pour la plupart des cultures, HI augmente considérablement avec la teneur en azote dans la plante, et avec les applications apports d'azote pendant quelques années en fonction de (Cox et al., 1993).

En revanche, pour certaines cultures telles que la betterave à sucre, HI peut diminuer avec l'augmentation de la teneur en azote dans la plante, qui peut être expliquée par l'utilisation d'une valeur négative de  $a_N$  en (23). En outre, l'utilisation de la formule (23) maintient le modèle très générique par rapport à la description qui lie HI à la teneur en azote dans la plante.

## III.7. Les méthodes d'établissement du bilan d'azote

### III.7.1. Méthode empirique

Le bilan prévisionnel entrée-sortie d'azote minéral a été défini par Hébert en 1969 puis précisé par Rémy et Hébert en 1974. C'est un bilan de masse qui exprime que la différence

de stock d'azote minéral entre la fermeture et l'ouverture du bilan est égale à la différence des entrées et des sorties d'azote minéral au cours de la même période.

L'équation complète en est donnée ci-dessous :

$$N_F = N_I + N_A - N_P + N_M - N_L - N_V - N_D$$

Où :

$N_F$  : est la quantité "final",

$N_I$  : est la quantité "initial",

$N_A$  : la quantité appliquée par fertilisation,

$N_P$  : la quantité prise par la plante,

$N_M$  : le montant résultant de la minéralisation,

$N_L$  : la quantité perdue par lixiviation,

$N_V$  : quantité perdue par volatilisation,

$N_D$  : quantité d'azote perdue par dénitrification.

### III.7.2. Méthode classique « Théorique »

De nombreuses recherches ont élaboré ou amélioré des méthodes de bilans des éléments nutritifs pour développer une agriculture durable (Parris, 1998). Toutefois, les principes qui fondent ces bilans sont très variables, tant au niveau de la précision recherchée (choix des flux et des paramètres pris en compte et hypothèses simplificatrices) qu'aux échelles de l'étude (pays, exploitation, assolement, parcelle), ou encore à la durée d'observation (saison, année, etc.)(Vanbol, 2000).

La méthode des bilans azotés proposée par le COMIFER (1996) et le CORPEN (1988), détaillée par Ruiz et al. (2002), permet le calcul des excédents azotés dont la formule générale peut être donnée par l'équation suivante :

$$\text{Apportes naturels} + \text{apports anthropiques} = \Sigma \text{ Entrées} = \Sigma \text{ Sorties} = A - V - D - L$$

Avec :

**A= absorption par les plantes**

L'absorption d'azote par une plante, ou sa teneur en azote, est la quantité d'azote présente dans la biomasse fraîche. Elle est surtout sous forme organique et comprend l'azote

du système racinaire, qui correspond à environ 10 % du poids de la portion aérienne de la plante (Tremblay et al, 2001).

#### **V= volatilisation**

Souvent, on ne mesure que l'apport d'azote par la pluie sous formes ammoniacales et nitriques. Cet apport peut varier de moins de 10 Kg à plus de 20 Kg/ha par an avec une tendance à l'augmentation en zone urbaine (Pinheiro, 1995; Geng, 1988). La teneur en azote de l'eau de pluie varie de moins de 1mg/l, mais en général, elle ne dépasse pas les 2 mg/ (pinheiro, 1995).

#### **D= dénitrification**

Selon les résultats de nombreuses études sur la dénitrification, ce phénomène atteint son maximum dans les sols irrigués recevant une fertilisation azotée en règle générale, de 10 à 30 % de l'azote minéral appliqué est sujet à la dénitrification (Tremblay et al., 2001).

#### **L = lessivage**

Les probabilités de lessivage augmentent avec la quantité des précipitations (Masetti et al., 2008) et la concentration des nitrates du sol. Les excédents d'azote constituent la quantité d'azote restant disponible dans le sol et pouvant être entraînée par lessivage.

## CHAPITRE.IV. Résultats et Discussion

### IV.1. Qualité des eaux de la plaine du Haut-Chélif

Dans ce chapitre, l'évaluation de la qualité physico-chimique des eaux souterraines et des eaux de surface, pendant les périodes d'observation (Hautes et basses eaux), a été consignée dans les tableaux n°19 et n°20 :

#### IV.1.1. Caractérisation hydro chimique des eaux de surface

Le but de cette caractérisation est de faire une appréciation globale sur la qualité des eaux superficielles et de comparer les concentrations des paramètres physico-chimiques étudiés avec les normes. Surtout pour l'ion nitrate  $\text{NO}_3^-$  qui fait l'objet de notre étude.

D'après le chimisme global des eaux superficielles dans la plaine du Haut-Chélif, une variation remarquable entre les minimales et maximales a été enregistrée durant l'année 2012. Il est à noter que les concentrations minimales pour tous les paramètres restent inférieurs aux normes de l'OMS (Tab. 19).

Par contre, Les maximales des sulfates, chlorures, bicarbonates, calcium et sodium ainsi que le magnésium dépassent largement les normes de potabilité fixées par l'organisation mondiale de la santé O.M.S.

**Tab.19.** Variation du chimisme global des eaux superficielles dans la plaine du Haut-Chélif durant l'année (ANRH, 2012)

Variable	Norme OMS	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
$\text{HCO}_3(\text{mg/l})$	250	144	301	187	52,8
$\text{SO}_4^-(\text{mg/l})$	250	111	732	340	207,9

Cl <sup>-</sup> (mg/l)	250	41	383	260	121,8
Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	100	55	198	114	48,5
Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	50	29	107	64,7	28,8
Na <sup>+</sup> (mg/l)	150	25	227	112,7	66,2
K <sup>+</sup> (mg/l)	12	2	7	4,6	1,71
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	<b>50</b>	<b>1</b>	<b>7</b>	<b>4</b>	<b>2,31</b>
pH	6.5 < pH < 9,5	7	8	7,8	0,37
CE μ/cm	2500	626	2961	1663,7	735,8

Les valeurs moyennes des sulfates dépassent largement la norme (250mg/l). On enregistre une moyenne de 340 mg/l. Les teneurs en nitrates oscillent entre des maximales et minimales intégrant toujours l'intervalle des normes de potabilités fixées par l'OMS.

Les principales sources de ces éléments sont :

- les engrais utilisés pour l'agriculture et les activités anthropiques,
- la dissolution des formations géologiques résultant du contact de l'eau avec le sol et la roche tout en long de son parcours. L'évolution des éléments chimiques, qui caractérisent les formations géologiques principales du bassin, a montré la dominance des cations Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> et des anions Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>,

La conductivité et le pH des eaux superficielles de la plaine du Haut-Chélif restent optimales comparant aux normes de l'O.M.S durant l'année 2012.

Les paramètres physico-chimiques des eaux de surface analysées montrent de grandes variations d'un oued ou barrage à un autre. On a jugé utile de voir comment cette variation se traduit dans notre zone d'étude (Tab.20).

**Tab.20.** Variation des paramètres physico-chimiques des eaux superficielles pendant la période des Hautes- Eaux 2012

P.E	coordonnées		pH	C.E μs/cm	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
	X	Y										
<b>B.mhamed BenTaiba</b>	<b>333140</b>	<b>440021</b>	7,9	626	55	29	2	25	41	111	163	<b>0,9</b>

<b>B.Harraza</b>	<b>321500</b>	<b>446000</b>	7,9	2213	142	99	4	139	302	472	171	<b>3,1</b>
<b>B.Ghrib</b>	<b>318070</b>	<b>487670</b>	7,8	2961	198	107	7	227	373	732	160	<b>3</b>
<b>B.Bouroumi</b>	<b>340500</b>	<b>487500</b>	7,9	1359	93	56	5	79	89	329	201	<b>6,8</b>
<b>O.Arib</b>	<b>332580</b>	<b>439500</b>	7,5	1421	134	57	6	66	144	239	301	<b>7</b>
<b>O.Mellouk</b>	<b>323550</b>	<b>420000</b>	7,9	1553	106	65	3	102	206	317	174	<b>5,2</b>
<b>B.Deurdeur</b>	<b>302300</b>	<b>462920</b>	7,9	1513	70	40	5	151	291	182	144	<b>2,2</b>

Le pH est un paramètre lié directement au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates, Le pH de l'eau est alcalin, ce qui est du probablement à la nature des

terrains traversés dont la nature minéralogique est systématiquement calcaire. Le maximum est enregistré en période des hautes eaux aux barrages Harraza, ghrib, sidi Mhammed Bentaiba et oued Mellouk Boufekrane avec (pH=8). Les eaux de l'oued Arib sont moins alcalines avec un pH= 7.

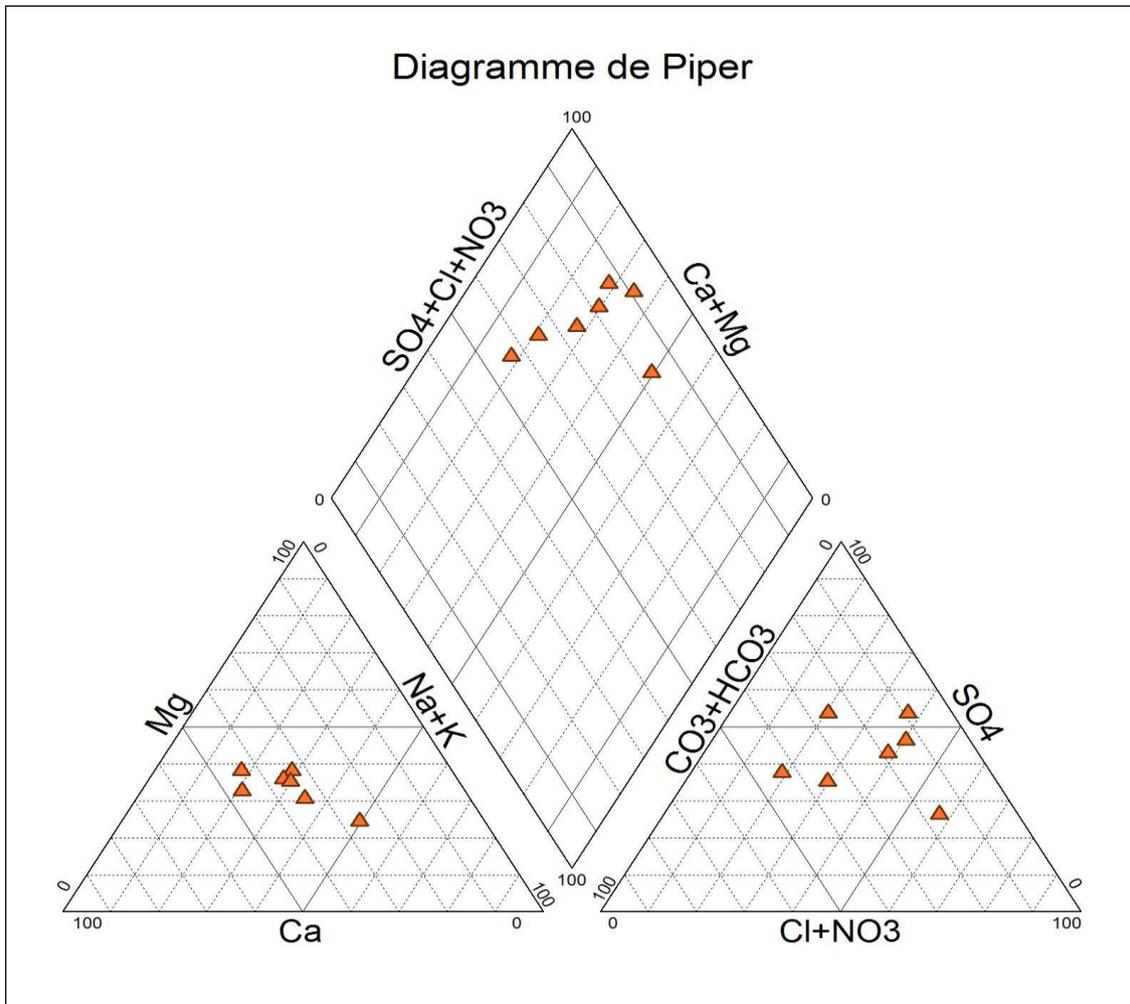
Les eaux de surfaces sont riches en sels dissous traduisant ainsi les valeurs mesurées de la conductivité électrique, avec un maximum enregistré dans le barrage Ghrib (2961  $\mu\text{s}/\text{cm}$ ). Durant la période sèche « période d'été » la salinité augmente. Néanmoins, nous avons trouvé en période des hautes eaux des valeurs importantes qui pourraient être expliquées par le lessivage de sel (NaCl) suite au ruissellement important durant cette période pluvieuse.

Dans la plaine du Haut-Chéliff, les concentrations des nitrates les plus élevées sont enregistrées à l'oued Arib avec une valeur proche de 8 mg/l, Les nitrates dont les origines sont essentiellement agricoles, proviennent aussi de la minéralisation de l'azote organique et l'oxydation de l'ammonium. Les concentrations enregistrées varient de 0,9 à 7 mg/l et sont inférieures à 25 mg/l. Ceci signifie que les eaux de surface ne sont pas concernées par la pollution nitratée et qu'il n'y a pas de contamination par les nitrates qui peut nuire à la santé humaine (El Ouali, 2010)

La concentration en chlorure oscille entre 43 mg/l au barrage Sidi Mhammed Ben Taiba pour atteindre les 373 mg/l dans les eaux de barrage Ghrib subissant ainsi une grande variation. Notons que les teneurs en Chlorures sont très importantes en période sèche. Ces résultats concordent avec ceux établis par l'ABH et l'ANRH qui font un suivi annuel de ces paramètres. (Mehanned et al., 2014) .

## ➤ Faciès chimique des eaux superficielles

La représentation des données physico-chimiques des eaux de surface sur le diagramme de Piper montre l'existence de faciès chimiques qui dépendent de la nature géologique des terrains traversés, des activités agricoles et des pollutions urbaines et industrielles de surface. Il apparaît que le faciès le plus dominant est représenté par les eaux chlorurées calciques et



sulfatées calciques (Fig.20).

La présence d'ions sulfatés dans l'eau est liée à la dissolution des formations gypseuses qui affleurent à l'ouest de la plaine dans le massif du Doui et au nord dans le djbel Zaccar comme le montrent le chimisme des eaux de barrage Sidi Mhammed Ben Taiba et l'oued Arib

ainsi que l'oued Deurdeur. Ce faciès provient des calcaires du Jurassique qui affleure au nord ouest du secteur autour des Arib, indiquant ainsi une dissolution carbonatée riche en calcium et en bicarbonates.

**Fig.20.** Diagramme de Piper pour les eaux superficielles (année 2012)

#### **IV.1.2. Caractérisation hydrochimique des eaux Souterraines**

Les eaux souterraines contiennent toujours des sels dissous qui leur confèrent les caractéristiques du milieu dont elles sont issues. Ces sels peuvent également provenir de phénomènes exogènes qui ont contribué à des modifications de la chimie du milieu, parmi lesquels on note l'évaporation et le lessivage.

Afin de montrer la répartition spatiale des éléments chimiques, on a procédé à l'établissement de la cartographie hydrochimique. La répartition des concentrations dépend de

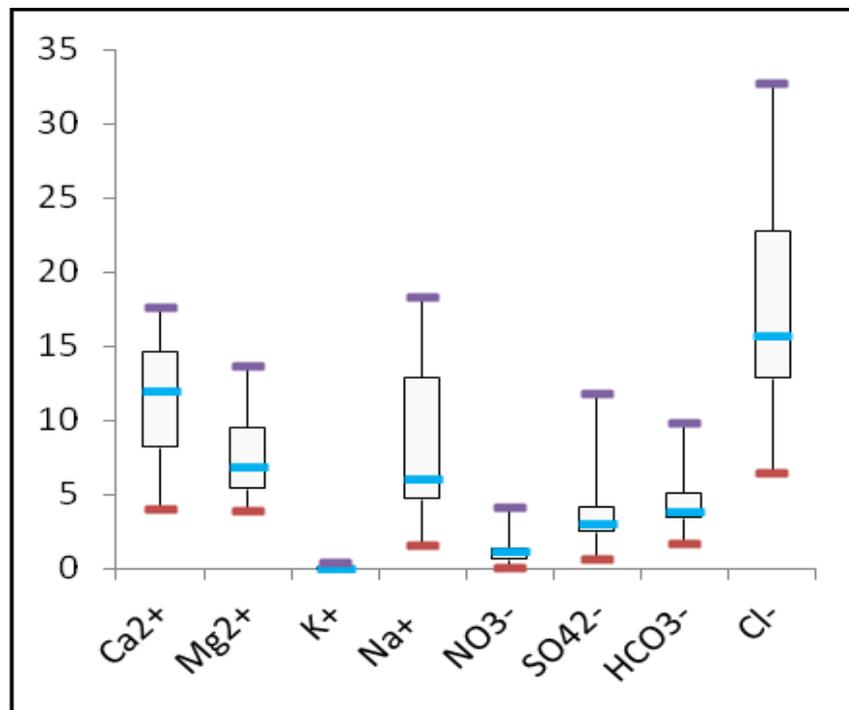
plusieurs facteurs tels que la lithologie, l'état hydrodynamique de la nappe et les conditions climatiques (une température élevée provoque l'évaporation et les précipitations engendrent le lessivage et la dissolution des roches).

Dans notre étude, on va cartographier les éléments chimiques dominants caractérisant les faciès chimiques qui présentent une influence sur la qualité des eaux. Nous avons pris comme exemple les campagnes de Juin 2012 qui sont des données chroniques de l'A.N.R.H afin d'avoir une idée sur les faciès chimiques actuels de la nappe.

La cartographie hydrochimique a été illustrée par interpolation triangulaire, en utilisant le logiciel Surfer 7.0 (Golden software, 1999).

##### **➤ La chimie des ions majeurs**

Dans la figure N°21, le chimisme des eaux souterraines du Haut-Chélif est résumé dans une boîte à moustache montrant ainsi le minimum, maximum, moyenne et les 25% et 75% des quartiles.



**Fig.21.** Boite à moustache des concentrations des élément majeurs des eaux souterraines de la nappe alluviale du hau-Chélif

Les concentrations du Calcium, magnésium, sodium, et le potassium en meq.l<sup>-1</sup> représentant en moyenne 40%, 30%, 28%, 2% respectivement, l'ordre de leur abondance est Ca<sup>2+</sup>>Mg<sup>2+</sup>>Na<sup>+</sup>>K<sup>+</sup>. L'ordre d'abondance des anions est Cl<sup>-</sup>>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>>NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, avec des concentrations représentant en moyenne 66%, 16%, 12%, 6% respectivement, pour le total des anions.

### ➤ Variation des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines

#### a. La conductivité électrique CE

La conductivité électrique est un moyen important d'investigation en hydrogéologie ; c'est une méthode rapide pour déterminer la minéralisation globale de l'eau par la sommation des concentrations des anions et des cations car celles-ci sont fortement corrélées dans toutes les formations aquifères ( Dakoure, 2003). La variation de la conductivité est liée étroitement aux modifications de la minéralisation des eaux souterraines et à la température de milieu. Les résultats obtenus sont résumés dans le tableau N°21.

Les valeurs montrent que La conductivité électrique des eaux souterraines présente une moyenne de  $1590 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  en période des hautes eaux et  $2837,6 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  en basses eaux dépassant ainsi légèrement la norme de potabilité fixée par l'organisation mondiale de la santé OMS. Il reste, toutefois, à noter que les conductivités maximales pour les deux périodes dépassent largement la norme.

Les valeurs les plus élevées qui caractérisent particulièrement les point d'eau prélevés entre l'oued Massine et Deurdeur sont dues à la dissolution des formations qui constituent l'aquifère ; cette élévation s'accroît par l'infiltration des eaux de surface déjà chargées en sels. Dans la partie amont à la proximité de la ville de Djendel, les valeurs dépassent les 2500 et s'accroissent en allant vers la partie centrale ( khemis Miliana, Ain sultane et Bir oueld khelifa) dépassant ainsi le seuil admissible. Par contre, dans la partie aval de la plaine du Haut-Chélif, les valeurs restent inférieures aux normes.

#### **b. Potentiel d'hydrogène (pH)**

Le pH est un paramètre important intervenant dans les calculs des équilibres en thermodynamique (OFFEP, 2003). Les valeurs du pH varient de 5.6 à 7.7 en hautes eaux et

entre 7.4 et 7.8 en basses eaux. Tous les points d'eau enregistrent des valeurs ne dépassant pas la norme de potabilité. Toutefois, on note une variabilité spatiale due probablement à la variabilité de la nature géologique dans la zone d'étude.

#### **c. Les éléments majeurs**

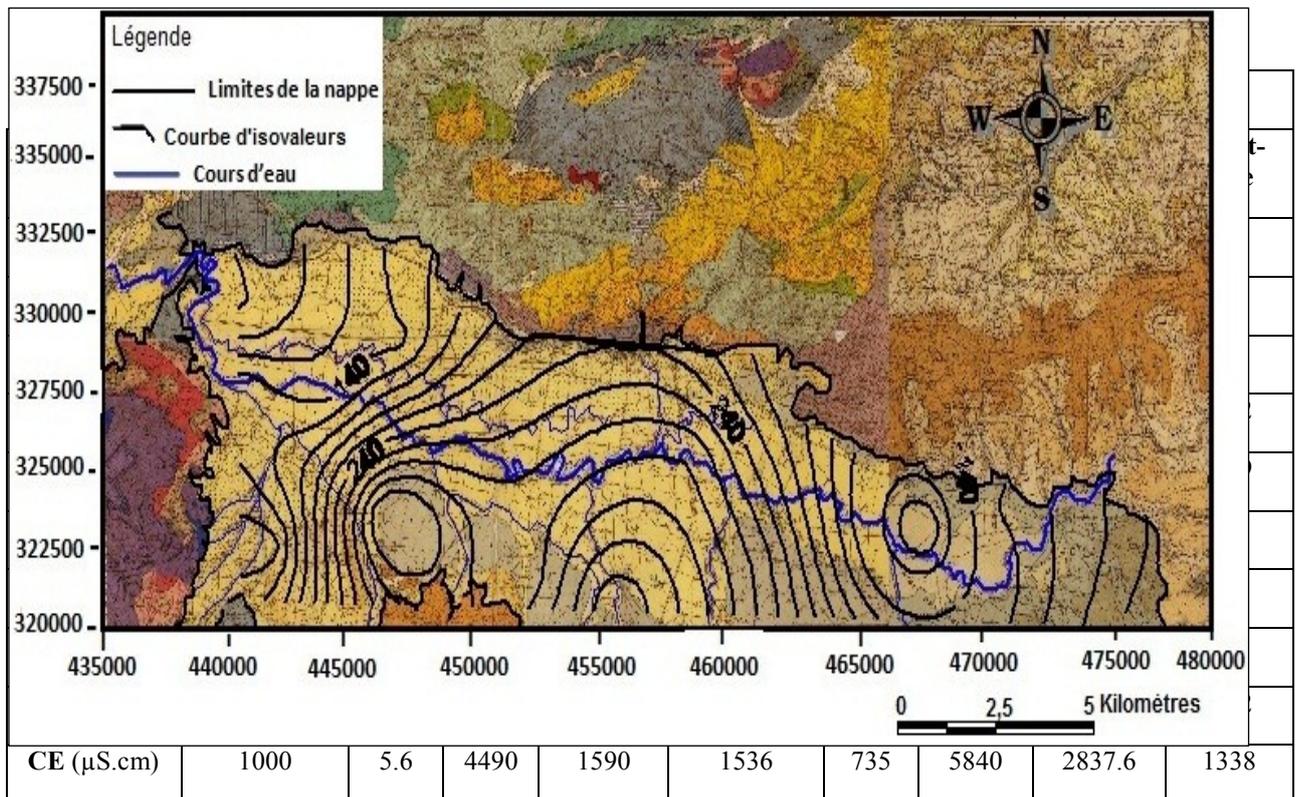
##### **✓ Calcium ( $\text{Ca}^{+2}$ )**

Les ions  $\text{Ca}^{2+}$  proviennent d'une origine naturelle comme la dissolution des formations carbonatées ( $\text{CaCO}_3$ ), en particulier les calcaires du Jurassique et des formations gypseuses gypses du Trias

( $\text{CaSO}_4$ ) selon les équations d'équilibre suivantes:



On note de fortes concentrations coïncidant avec la période des basses eaux avec une moyenne de 238 mg/l qui dépassent la norme de potabilité, ce qui nous laisse penser à une



qui affleurent à l'ouest de la plaine dans le massif du Doui et au nord dans le djbel Zaccar.

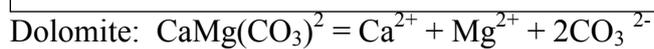
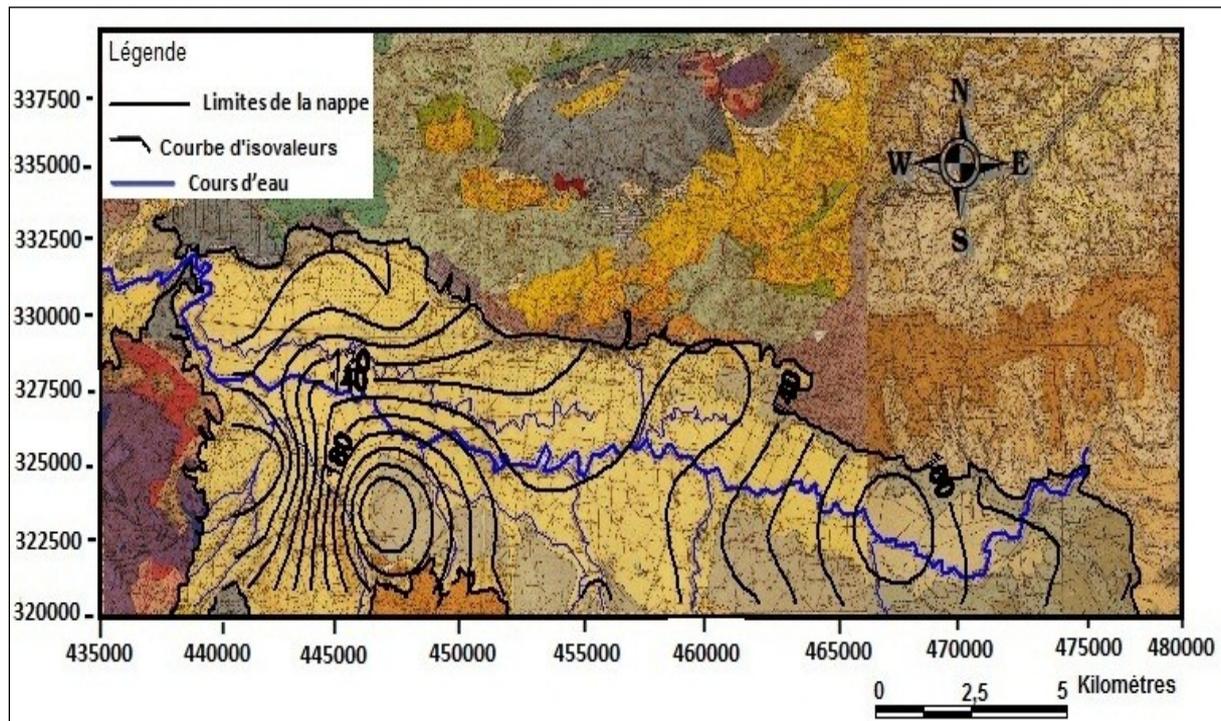
**Tab.21.** Variation des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines en 2012.

Les concentrations du calcium varient dans la nappe entre **50,52** et **379,38 mg/l**. Les fortes teneurs apparaissent au sud-ouest dans les axes de l'oued Massine, et l'oued Deurdeur. En se rapprochant de l'exutoire, les valeurs sont plus admissibles avec des teneurs variables (Fig.22).

Cette variation est probablement due à la nature lithologique variable des alluvions. La partie avale est caractérisée par des valeurs plus faibles. Cette diminution de la concentration du  $\text{Ca}^{2+}$  est due au phénomène de dilution en suivant le sens d'écoulement.

#### ✓ Magnésium ( $\text{Mg}^{+2}$ )

D'un point de vue chimique, le magnésium s'apparente au calcium. Il est donc souvent présent dans les roches carbonatées (calcaires dolomitiques, dolomies), les roches évaporitiques (sels de magnésium [ $\text{MgSO}_4$ ]), et les roches magmatiques selon les réactions :

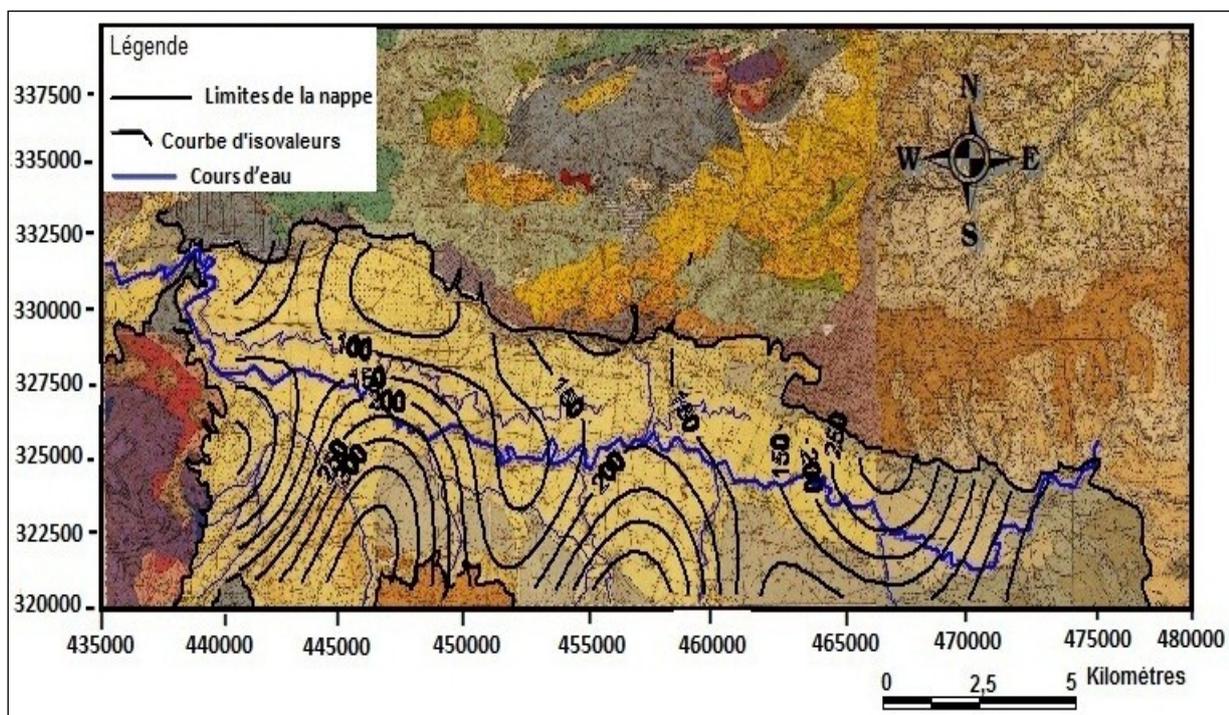


**Fig.22.** Répartition spatiale des teneurs du Calcium (mg/l) en 2012

Les teneurs observées au niveau de la nappe, comme présenté dans la figure N°23, indiquent une évolution identique à celle du calcium. Le maximum est enregistré en période des hautes eaux (211mg/l) pour diminuer en période des basses eaux et atteindre un minimum de (31mg/l), ce qui montre l'importance de la dilution par rapport à la concentration pour l'acquisition de cet élément. Les valeurs de l'écart type confirment que les variations des concentrations pour chaque période est très faible avec un écart type de l'ordre de 41mg/l.

D'après la carte, les teneurs en  $\text{Mg}^{2+}$  des eaux souterraines de la nappe alluviale du Haut-Chélif (Nappe d'El khemis) représentent une augmentation de concentration en allant du Nord vers le Sud. Les concentrations moyennes du magnésium oscillent entre (52 et 80mg/l entre les deux périodes (Fig. 23).

Les plus fortes concentrations qui sont concentrées au centre de la plaine dépassent les normes est sont indésirables à la consommation humaine. Plus en aval vers les Aribis, les teneurs sont plus faibles.

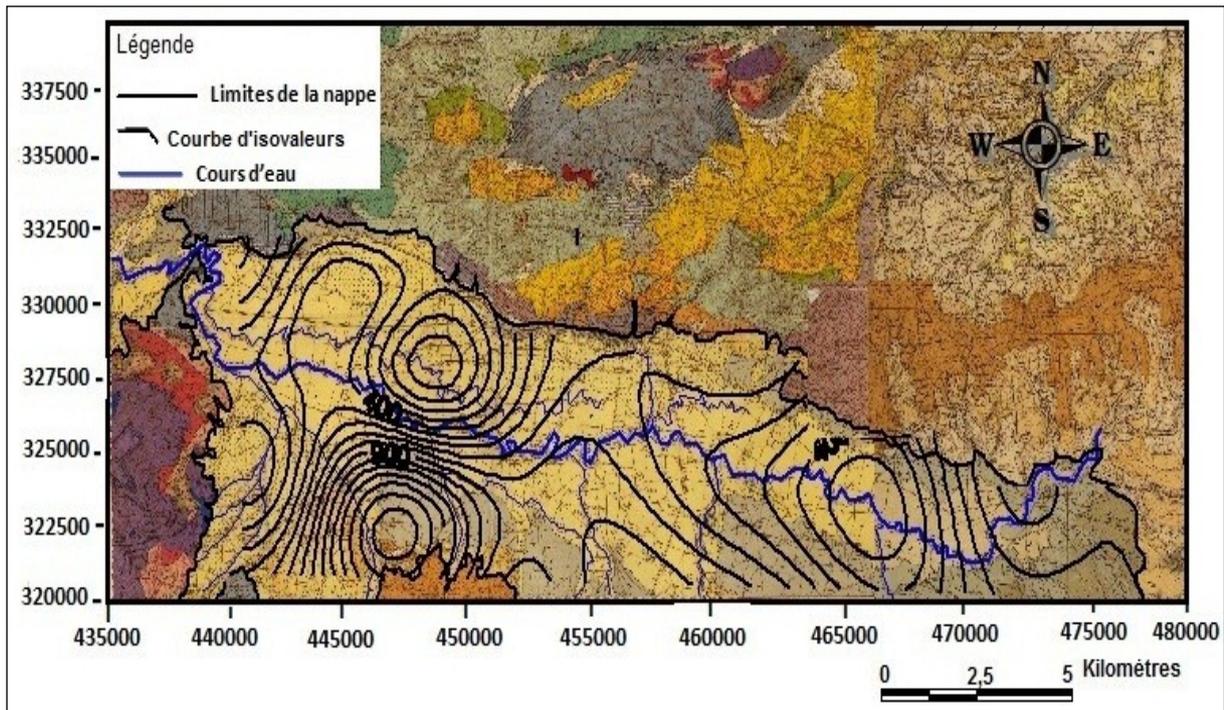


**Fig.23.** Répartition spatiale des teneurs du Magnésium en (mg/l) année 2012.

#### ✓ Potassium ( $K^+$ )

Malgré son abondance dans certaines roches magmatiques et certaines roches sédimentaires (argiles, grés), le potassium est généralement peu concentré dans les eaux souterraines. Les concentrations ne dépassent généralement pas  $10 \text{ mg.l}^{-1}$ .

Le potassium résulte aussi de l'altération des argiles potassiques et de la dissolution des engrais chimiques (NPK) qui sont utilisés massivement par les agriculteurs. La présence de cet élément peut être également liée au déversement des eaux usées domestiques dans la plaine. Les valeurs les plus élevées sont observées pendant la période des hautes eaux avec une moyenne de  $26.5 \text{ mg/l}$  restant ainsi inférieure à la norme excepté pour un seul point avec une valeur maximale de  $195 \text{ mg/l}$ . Cette valeur, exceptionnellement élevée, est due principalement soit aux lessivages des engrais de type N.P.K suites au drainage qui se fait en cette période, soit aux formations argileuses riches en potassium. Mais pouvant être aussi une erreur de mesure.



**Fig.24.** Répartition spatiale des teneurs de sodium (mg/l) année 2012

✓ **Le Sodium Na<sup>+</sup>**

Le sodium est essentiellement présent dans les roches magmatiques. Dans les roches sédimentaires, il est moins abondant mais les minéraux auxquels il s'incorpore peuvent être très solubles tels que la halite [NaCl].

Les concentrations du sodium varient entre 13,1 et 496 mg/l. L'observation de la carte montre que les concentrations sont importantes en allant vers le Sud (rive gauche de l'Oued Cheliff). Cette observation met en évidence l'effet de l'évaporation car la surface piézométrique n'est pas profonde (Fig.24). Dans cette zone les concentrations en Na<sup>+</sup> vont au-delà de 200 mg /l et atteignent 496mg/l en période de hautes eaux. L'origine de sodium dans la nappe peut être due à la dissolution des évaporites intercalées dans l'aquifère et à la dissolution des minéraux salifères selon la relation :



### ✓ Les Chlorures Cl<sup>-</sup>

La proximité de la mer influence très largement la composition chimique de la pluie et donc, de façon plus atténuée, celle des nappes et retenues d'eau. Le paramètre chlorure est l'un des éléments particulièrement sensibles. L'ion chlorure possède des caractéristiques différentes de celles des autres éléments. Effectivement, il n'est pas adsorbé par les formations géologiques, ne se combine pas facilement avec les éléments chimiques et reste très mobile, ce qui fait de lui un bon indicateur de pollution. Les teneurs enregistrées, pendant toute la période d'observation, montrent des valeurs importantes qui dépassent la norme de potabilité de l'OMS fixée à 250 mg/l. On signale que 74 % des puits dépassent cette norme. Les chlorures peuvent avoir plusieurs origines d'où l'écart type enregistré d'une valeur de 346.63 mg/l.

- Les argiles sableuses gypsifères du Mio-Plio-Quaternaire qui couvrent quelques plages du bassin;
- Le déversement des eaux usées dans la plaine;
- Les marnes emschériennes formant le substratum.

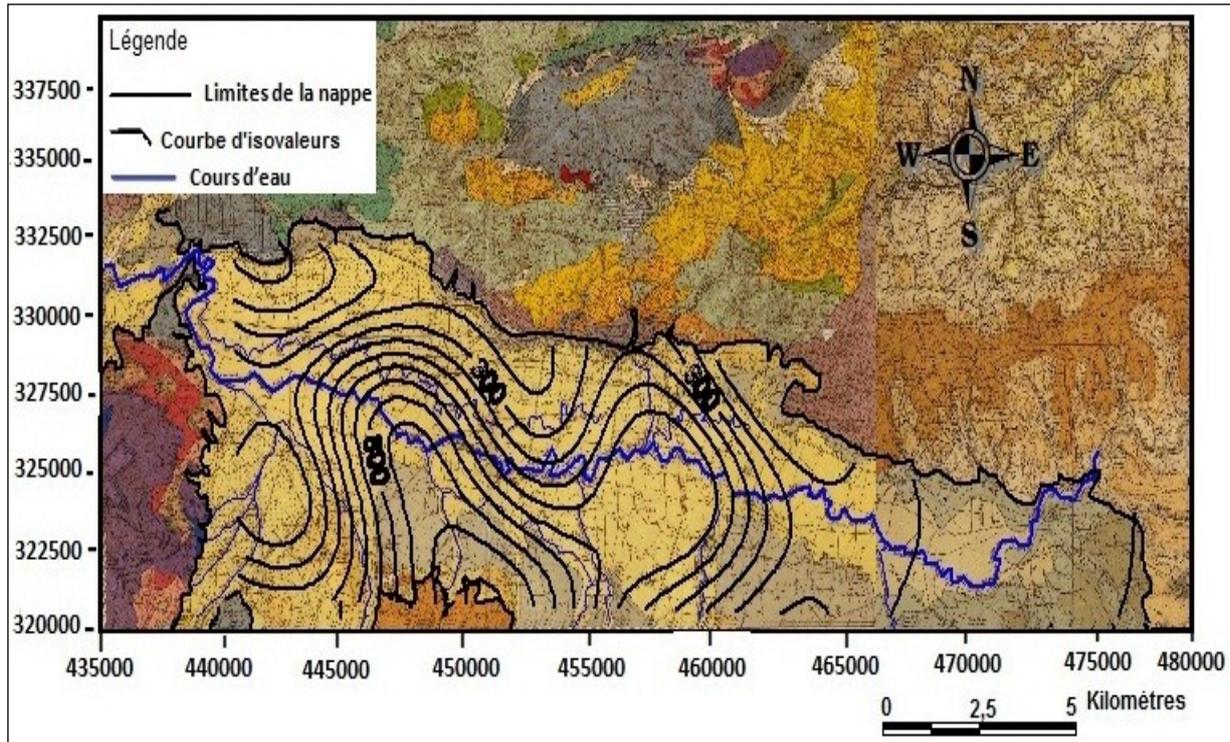
Dans la zone d'étude, Les concentrations des chlorures oscillent entre 85 et 1405 mg/l.

Toutes les zones localisées au sud et au centre de la plaine sont concernées. Des concentrations importantes se trouvent au niveau de la rive gauche de l'oued Chélif et décroissent au fur et à mesure que l'on se rapproche de la rive droite et de l'exutoire de la nappe au niveau de la partie avale depuis la ville de Sidi Lakhder vers les Aribis (Fig. 25).

Le rapprochement des valeurs des concentrations durant les deux (02) périodes des hautes eaux et basses eaux met en évidence l'effet du lessivage et de l'évaporation.

Les activités anthropiques contribuent également à l'augmentation des teneurs en chlorures. En effet, le déversement d'eaux usées domestiques sans qu'elles ne soient traitées préalablement, l'absence de système de drainage des eaux usées au centre de la plaine « Sidi Lakhder et Khemis » et la présence des décharges anarchiques contribuent à la dégradation de

la qualité des eaux souterraines. Les chlorures sont retrouvés en grande quantité dans les eaux souterraines de la nappe étudiée et leurs teneurs peuvent nous renseigner sur le degré de



détérioration en matière de pollution.

**Fig.25.** Répartition spatiale des teneurs des Chlorures en mg/l (année 2012)

#### ✓ Les Sulfates

La présence des sulfates dans l'eau est liée à la dissolution du gypse contenu dans les marnes emschériennes et au lessivage des dépôts évaporitiques selon la relation :



Les plus fortes valeurs sont enregistrées pendant la période des basses eaux, avec une moyenne de 357.28 mg/l. En effet, 83.5 % des puits dépassent la norme (250 mg/l) de potabilité. Les teneurs en sulfates varient énormément durant la période des basses eaux (écart type : 328.01 mg/l).

La présence des sulfates dans la nappe est liée principalement à la dissolution des formations évaporitiques du trias qui se localise dans le sud de la plaine. Les concentrations des sulfates oscillent en général entre 54 et 1145 mg/l. Les fortes concentrations sont enregistrées durant la période des hautes eaux au niveau de la rive gauche de l'oued Chélif.

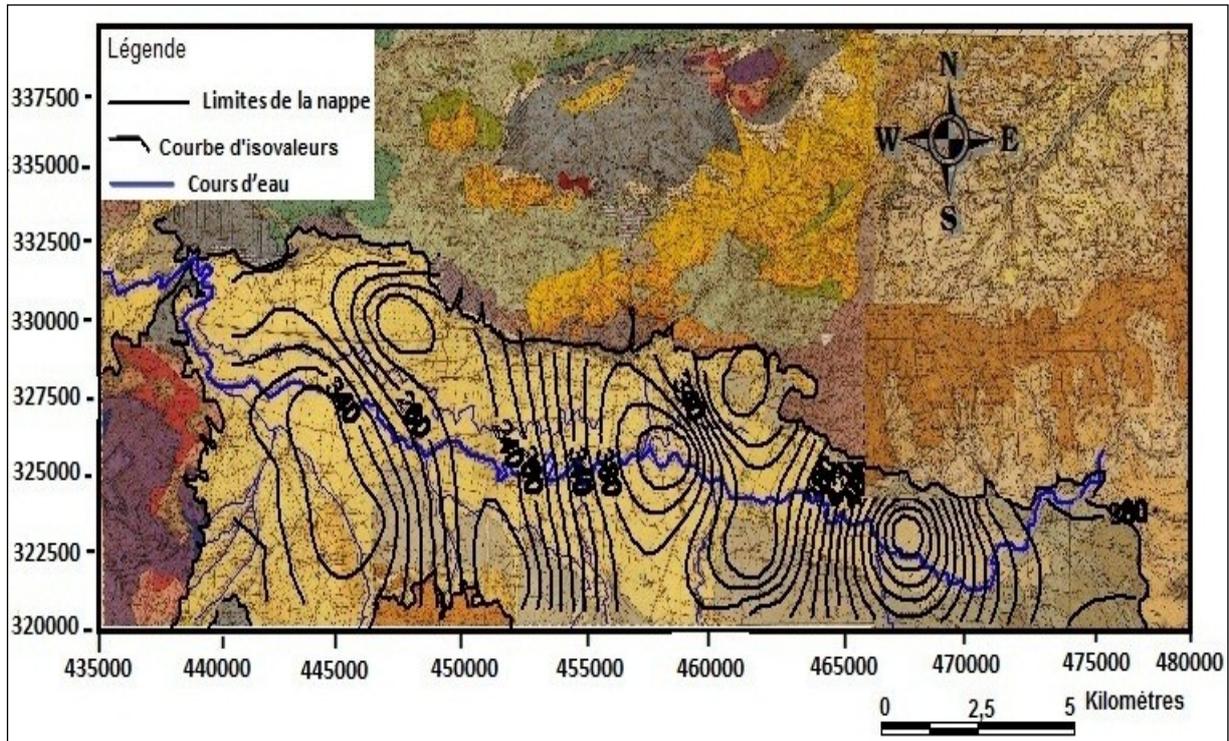
L'origine des sulfates peut être due à la dissolution des gypses du Trias, aux rejets des eaux usées et industrielles contenant de l'acide sulfurique (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) ou à l'utilisation d'engrais chimiques sulfatés (sulfate d'ammonium 21%) des dépôts d'ordures et des eaux usées. Les

concentrations atteignent les 800 mg/l au niveau de la rive droite de l'oued Chélif (partie centrale de la nappe).

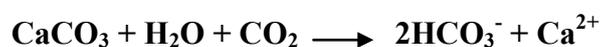
On remarque des teneurs plus ou moins variables de l'ordre de 54-1145 mg/l en période de hautes eaux, et 76-750mg/l en période de basses eaux, dépassant largement les normes de l'OMS (400 mg/l). Des teneurs élevées ont été observées pendant la période des basses eaux sous l'effet de l'évaporation, car la surface piézométrique se trouve à une faible profondeur. Les plus faibles concentrations sont constatées en amont de la nappe, le long des bordures calcaires où se localise le faciès bicarbonaté-calcique, car les eaux souterraines sont faiblement minéralisées (Fig.26).

#### ✓ **Bicarbonates (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>)**

La présence des bicarbonates dans l'eau est due à la dissolution des formations



carbonatées qui bordent la nappe, selon la réaction suivante :



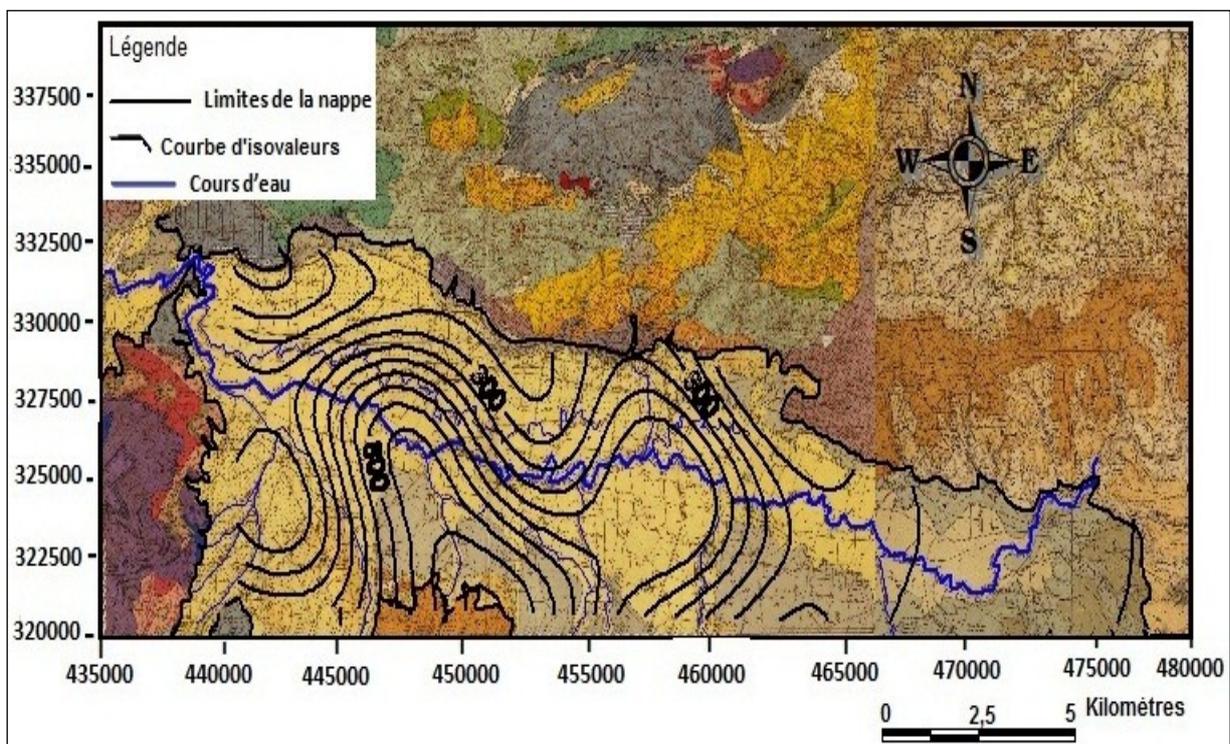
**Fig.26.** Répartition des teneurs des sulfates en mg/l (Mai 2012)

Les fortes teneurs sont enregistrées pendant la période des basses eaux avec une moyenne de 365,4 mg/l et un maximum de 671 mg/l, suite à la dissolution des calcaires.

Les concentrations de bicarbonates oscillent entre **183** et **671 mg/l**. Dans la zone d'Ain Sultan, les concentrations sont relativement importantes durant la période de hautes et basses eaux ; ceci est relativement dû au passage des eaux d'infiltration par la formation de grès du Miocène particulièrement carbonaté.

Au centre de la zone d'étude, on remarque une faible concentration avec un faible gradient hydraulique. À l'ouest par le mont de Djebel Doui (seuil de Doui), on remarque aussi une forte concentration en bicarbonates (basses eaux) probablement due à la présence de calcaires du Jurassique (Fig.27). On note que les teneurs en bicarbonates diminuent suivant le sens de l'écoulement de la nappe. Leur abondance est généralement liée à l'importance de la recharge.

Des variations importantes sont enregistrées autour des valeurs moyennes (écart type



variant entre 72 et 144 mg/l environ), ce qui indique une hétérogénéité des origines des bicarbonates.

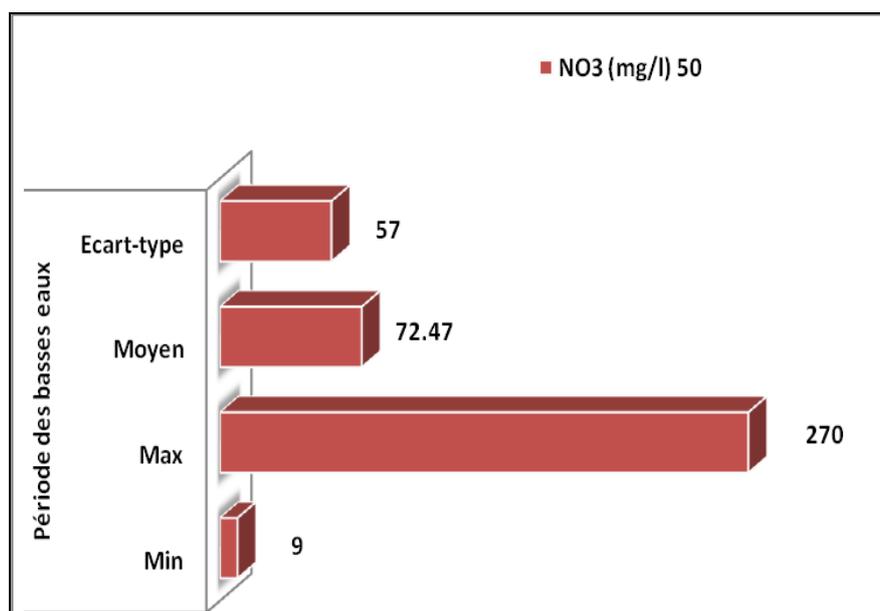
**Fig.27.** Répartition spatiale des teneurs en des Bicarbonates (mg/l) année 2012

### ✓ Les Nitrates $\text{NO}_3^-$

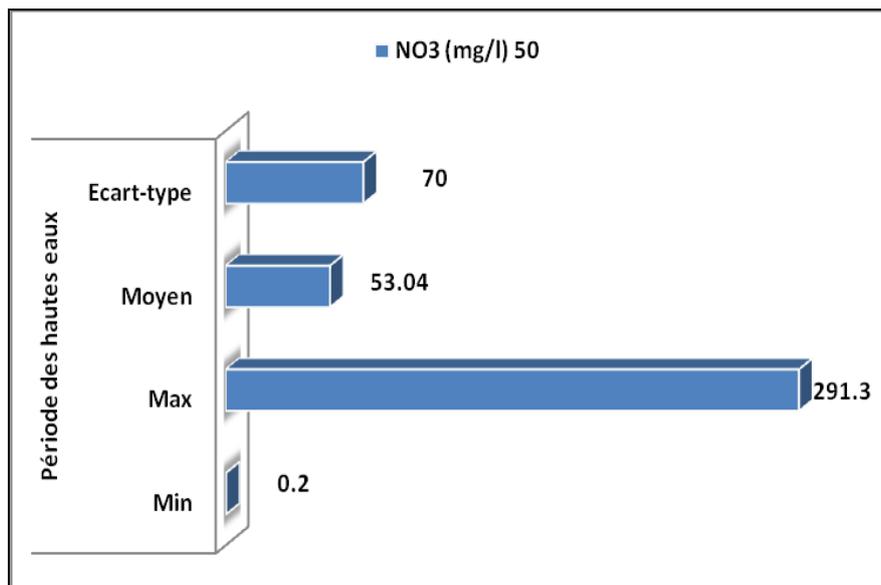
L'azote est présent sous trois formes chimiques qui sont, le nitrate, le nitrite et l'ammonium. Nous n'avons pu déterminer que les nitrates au niveau de la plaine (Fig.28). Les concentrations moyennes des eaux sont à la limite de la norme de potabilité. Les valeurs maximales enregistrées dépassent largement cette norme proviennent principalement des sources ponctuelles et multisources agricoles diffuses (Pang et al., 2013).

La majorité des points étudiés ont des concentrations en  $\text{NO}_3^-$  supérieures à la norme de l'O.M.S soit 50 mg/l ; les concentrations durant les hautes eaux sont remarquablement plus élevées et plus précisément dans la partie est de la plaine en Amont vers Djendel.

Le reste des régions de la plaine sont moins concentrées avec néanmoins des valeurs qui dépassent toujours la norme pour la majorité et proche de celle des hautes eaux.



(a)



(b)

**Fig.28.** Variations des teneurs extrêmes des nitrates en basses (a) et hautes (b) eaux  
(année 2012)

Les teneurs excessivement élevées pendant les deux périodes (Hautes et basses eaux) sont dues aux amendements azotés des cultures maraichères qui sont parmi les principales cultures dans la région, surtout, la pomme de terre qui est irrigué principalement par les eaux de la nappe qui sont déjà contaminées et très chargées par l'ion nitrate. L'écart type calculé entre les deux périodes ne représente pas une grande variabilité, ce qui argumente de l'origine principale des nitrates « fertilisation, élevages,..... ». Il est à noter que cette différence de l'écart type est probablement due à la dilution des eaux souterraines suite aux irrigations par les eaux de barrage qui sont moins chargés en nitrate.

➤ **Détermination des faciès chimiques des eaux souterraines**

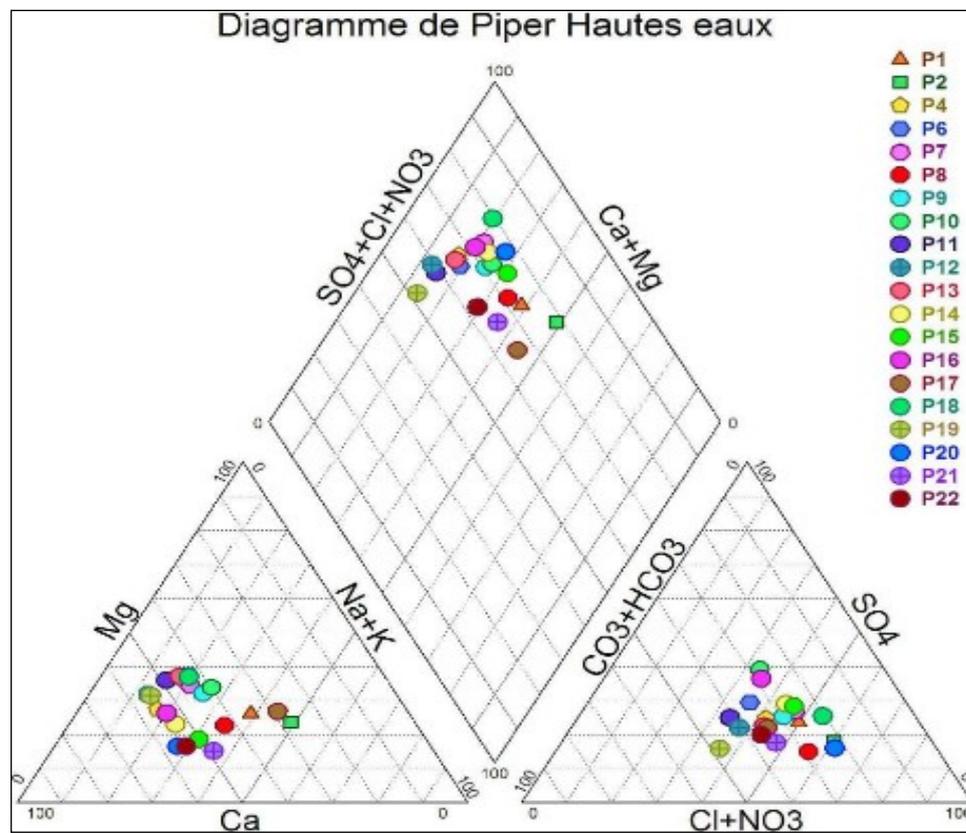
Les faciès hydrochimiques, d'après Jaekli (1970), sont fréquemment utilisés en hydrogéologie pour décrire grossièrement la composition des eaux naturelles. L'influence des formations géologiques sur la nature des faciès est nettement visible.

Le diagramme de piper a été utilisé pour la détermination des faciès chimiques des eaux souterraines. Les nuages de points concentrés dans un pôle représentent, pour les différents

échantillons, la combinaison des éléments cationiques (Gouaidia, 2008). Nous pouvons constater que les ions dominants sont le plus souvent les chlorures et les bicarbonates parmi les anions, le calcium et le sodium parmi les cations. Il apparaît que le faciès le plus dominant est représenté par les eaux chlorurées calciques et d'autres points d'eau sans dominance apparente. Il existe toutefois quelques points à dominance sodique avec un faciès chloruré sodique à bicarbonaté sodique

D'après la répartition des faciès chimiques (Fig.29), les eaux de la plaine du Haut-Chélif présentent trois faciès suivant le sens d'écoulement de l'amont vers l'aval. L'origine du faciès chloruré calcique est les formations alluvionnaires. L'apparition du faciès chloruré sodique en pourcentage important par rapport aux autres faciès ne peut s'expliquer que par le phénomène d'échange de base où d'enrichissement des eaux en sodium qui domine avec un remplacement du calcium. Le faciès bicarbonaté calcique provient des calcaires du Zaccar qui bordent la plaine dans sa partie NE conduisant ainsi à l'alimentation naturelle de la nappe. (Seghir K, Khérici N., 2006 ; 2008).

Fig.29. Diagramme de Piper des eaux souterraines en 2012



Les résultats obtenus ont montré que les eaux de la plaine du Haut-Chélif sont sensibles à la contamination résultante des activités anthropiques et aux conditions naturelles dépendant de la nature géologiques des terrains traversés.

Les eaux superficielles de la plaine semblent ne pas être concernées par la pollution nitratée au vu des teneurs qui sont largement inférieures aux teneurs admissibles fixées par l'O.M.S ; ces mêmes eaux se caractérisent par la dominance d'un faciès chloruré calcique et sulfaté calcique dépendant étroitement des terrains traversés lors de son parcours.

La double origine de la minéralisation de la nappe alluviale du Haut-Chélif provient en premier lieu des formations géologiques et en second lieu, des apports polluants d'origine anthropique.

Dans ce qui suit, un intérêt particulier sera donné à l'étude de la pollution nitratée des eaux souterraines dans la nappe alluviale du Haut-Chélif (Nappe Alluviale d'El Khemis) en se basant sur les mécanismes de transfert et de contamination dans le compartiment sol.

#### ➤ **Discussion des travaux antérieures et historique de la pollution nitratée dans la nappe alluviale du Haut-Chélif**

En se basant sur le programme de surveillance des eaux réalisé par l'agence nationale des ressources hydriques ANRH, la pollution nitratée des eaux de la nappe alluviale du Haut-Chélif n'a été mise en évidence qu'à partir de l'année 1990 où sa teneur en nitrates variait de 1mg/l à 84mg/l avec un maximum enregistré dans la partie Est de la plaine.

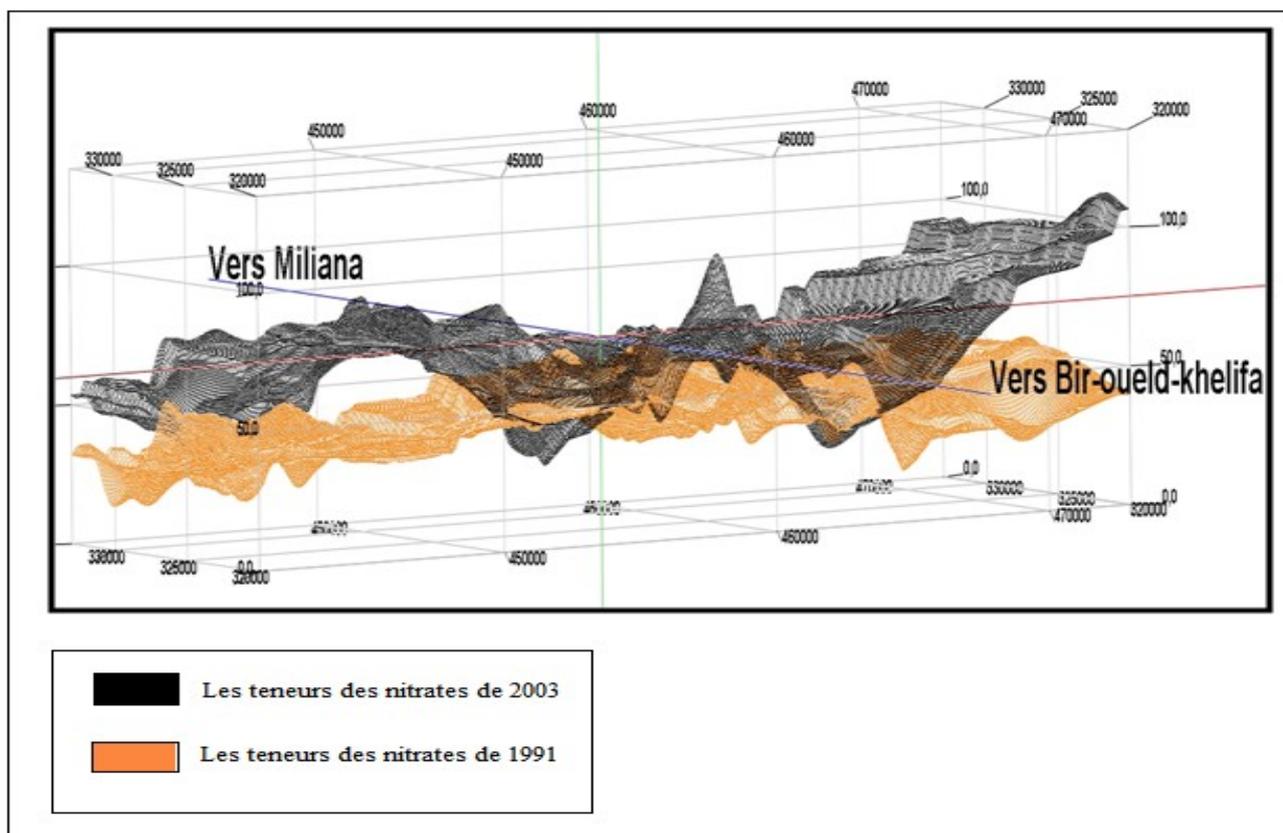
Depuis, la pollution s'est propagée et a fini par être observée dans la plus part des sites analysés (Fig.30). Son évolution bien qu'elle ne peut être appréciée dans un plan en deux dimensions (superposition de deux cartes de nitrates 1991 et 2003), elle l'est d'après la carte établie en un plan 3Dimensions par l'ANRH déjà inquiétante en 2003.

D'après la figure N° 31, on remarque que la teneur est plus importante aux extrémités Est de la plaine. On remarque aussi une évolution temporelle très remarquable voire très importante, à l'ouest par exemple on trouve des teneurs inférieures à la norme 50mg/l, cette même teneur évolue en 2003 pour atteindre une valeur supérieure à 100mg/l.

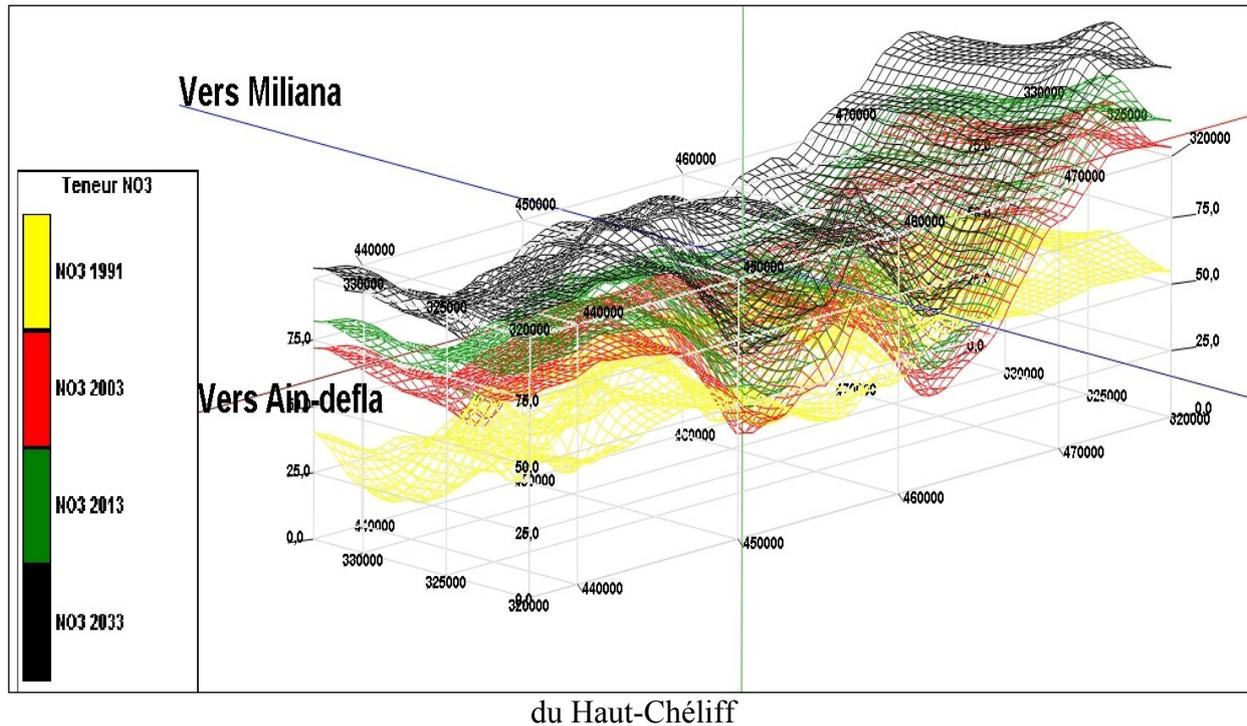
Les teneurs enregistrées dépassaient la teneur maximale admissible fixée par l’OMS, engendrant ainsi une dégradation de la qualité des eaux qui est devenue actuellement un problème préoccupant.

Nous remarquons d’après la figure n°31 établie au niveau de l’ANRH, qu’une augmentation considérable des teneurs en nitrates entre l’année 2010 et l’année 2013

**Fig.30.** Evolution spatio-temporelles des nitrates dans la plaine de Khemis- Miliana ;  
(Source : l’A.N.R.H de Blida).



**Fig.31.** Simulation de l'évolution des teneurs en nitrates dans les eaux de la nappe Alluviale



D'après les études qui ont été faites jusqu'à présent on admet par rapport aux simulations des teneurs en nitrates des eaux souterraines de la nappe alluviale du Haut-Chéiff que d'ici l'année 2033 (Fig.31) toutes les eaux seront contaminée avec des concentrations très élevées on admet une teneur minimale des eaux simulée avoisinante à 70mg/litre d'eau .

La pollution nitratée a été déjà mise en évidence par les études antérieures, à travers ce chapitre et afin de pouvoir cerner les grandes tendances de cette pollution on s'intéressera beaucoup plus à la détermination de son origine principale ainsi que les mécanismes qui la régissent en analysant l'impact des pratiques agricoles sur les fuites de nitrate vers la nappe alluviale du Haut-Chéiff.

## **IV.2.Modélisation spatialisée de la pollution nitratée dans la nappe alluviale du Haut-Chéiff**

### **IV.2.1. Cartographie de la Pollution Nitratée dans les eaux souterraines**

Pour l'estimation spatiale, la géostatistique qui est un outil de modélisation statistique et spatiale a été utilisée pour décrire la structure spatiale d'une variable dans un espace géographique délimité.

### IV.2.1.1. Variographie

Le variogramme expérimental permet une bonne interprétation structurale des données et constitue la base du variogramme modélisé (théorique) en fonction de la synthèse des représentations en nuage de point et surfacique.

Le variogramme expérimental moyen  $\gamma(h)$  a été ajusté à un modèle sphérique avec un effet de pépite de  $65 \text{ (mg/l)}^2$  et un palier de  $940 \text{ (mg/l)}^2$ , ce qui montre une faible variabilité spatiale des nitrates aux courtes distances qui continue à augmenter régulièrement au fur à mesure que cette distance augmente jusqu'à atteindre le palier qui marque la fin de l'auto corrélation à une portée égale à 5750 m (Fig.32). L'allure de la courbe montre l'existence d'une bonne structure spatiale de façon générale avec une auto-corrélation qui s'étend sur une distance proche de 6 km.

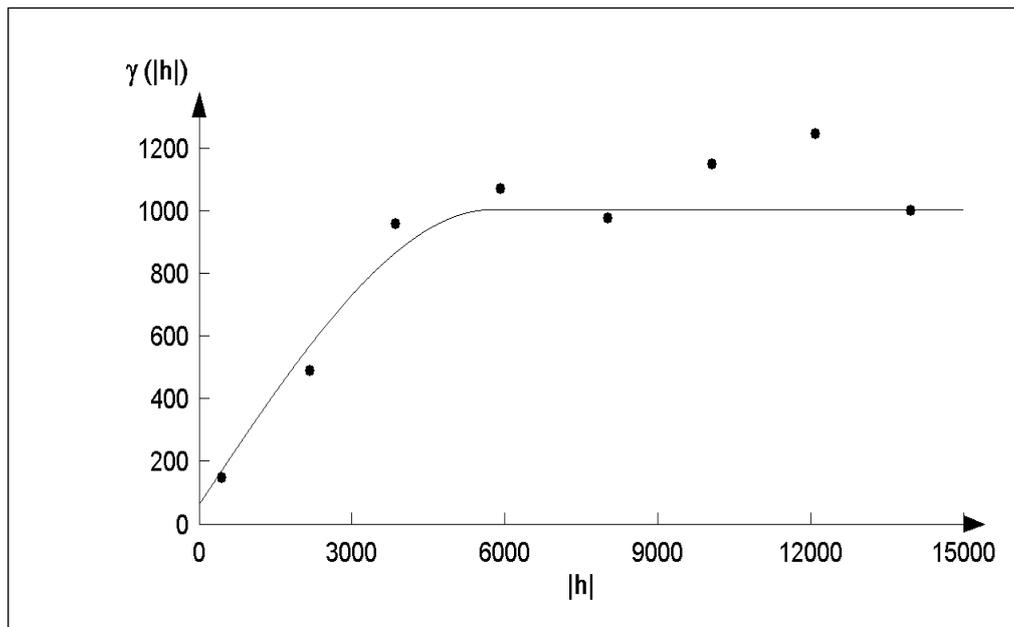
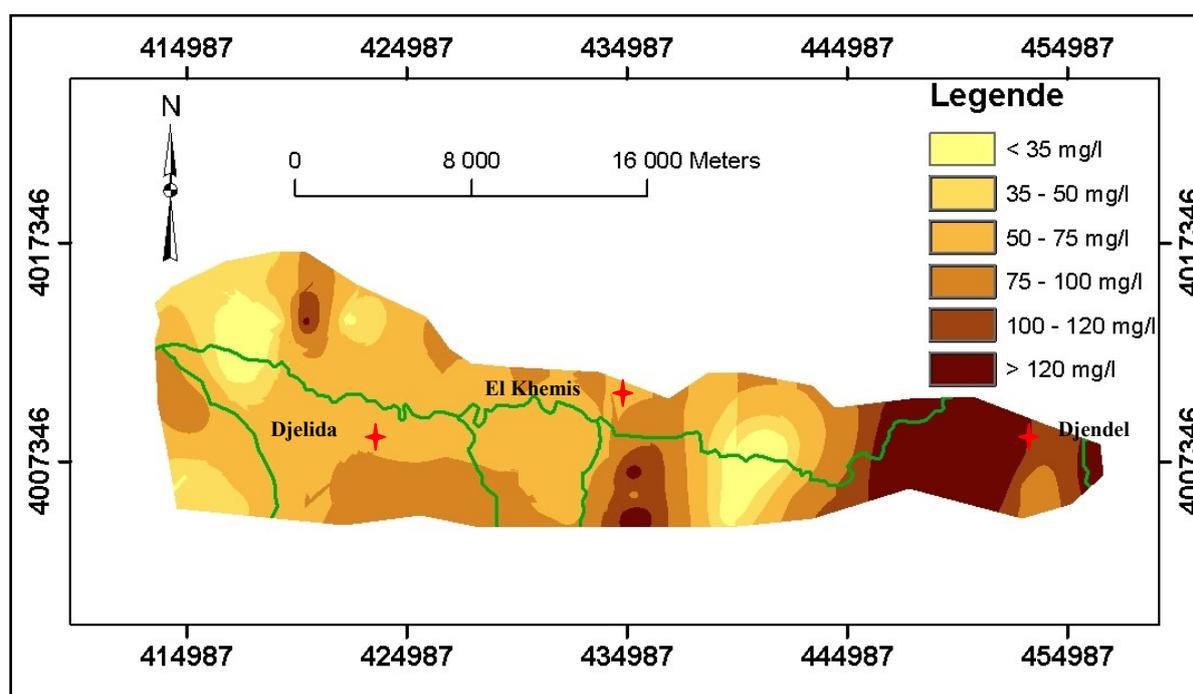


Fig. 32. Variogramme expérimental moyen des nitrates  $\text{NO}_3^-$

### IV.2.1.2. Krigeage ordinaire

La carte des nitrates établie par krigeage ordinaire montre la répartition spatiale des nitrates dans les eaux souterraines de la nappe alluviale du Haut-Chélif (Fig.33). Si on se réfère aux normes établies par l'organisation mondiale de la santé O.M.S, la cartographie des nitrates montre que les eaux souterraines qui sont concernées par la pollution nitraté e couvrent la plus grande partie de la plaine.

Les données épidémiologiques suggèrent que l'exposition des nitrates est fortement associée à plusieurs maladies, telles que la méthémoglobinémie, cancer gastrique, la maladie de la thyroïde et du diabète (Krishna et al., 2011). Par conséquent, cette contamination croissante dans les eaux de la nappe alluviale du Haut-Chélif menace sérieusement la santé humaine. C'est pourquoi nous considérons que même les zones où les teneurs sont comprises entre 35 et 50 mg/l constituent aussi des plages de pollution qui s'étendent sur des superficies non négligeables dans la plaine (Fig.33).



**Fig.33.** Carte des nitrates établie par krigeage ordinaire

Il est connu, de par le monde, que la pollution nitratée des eaux souterraines est une résultante directe des pratiques et activités agricoles comme le montrent les valeurs élevées dans la plaine du Haut-Chélif. La cause en est l'agriculture qui constitue assurément le pôle par excellence de la plaine du Haut-Chélif dont les cultures principales sont l'arboriculture et le maraichage. La pomme de terre qui occupe près de la moitié (48 %) du volume total de production agricole annuelle est connue pour être un grand consommateur de fertilisants minéraux de type azoté.

Il apparaît que les zones les plus affectées par la pollution nitratée ( $\text{NO}_3^- > 50 \text{ mg.L}^{-1}$ ) sont celles au niveau desquelles le niveau d'intensification de la fertilisation azotée (zones de maraichage) est le plus fort (Bettahar et al., 2009).

Il s'agit des zones est de la commune de Djendel, de l'extension sud-est entre Djelida et de la basse vallée entre l'oued Derdeur et l'oued Massine où les alluvions anciennes et les sols de piémont non tirsifiés sont caractérisés par les plus fortes perméabilités. La sensibilité de ces sols au phénomène de lessivage des nitrates est, par conséquent, très élevée. Dans ces mêmes zones, les pratiques d'élevage sont les plus intensives et sans, toutefois, négliger le taux de raccordement aux réseaux d'assainissement les plus faibles.

La carte montre aussi un fond général inférieur à 50mg/l caractérisant le centre de la plaine. Les sols dans cette zone sont de texture fine à perméabilité faible, ce qui pourrait jouer à la faveur de non propagation des nitrates en profondeur. On parle ici du pouvoir adsorbant des argiles (Bettahar, 2007 ; Richa et al., 2014 ).

Les couches d'argiles épaisses dans cette même région semblent aussi jouer un rôle important dans la variation des concentrations des nitrates sans négliger l'occupation du sol puisque dans cette zone la majorité des terrains cultivés en arboriculture fruitière est irriguée par les lâchées des eaux de barrages qui jouent le rôle de diluant (voir caractérisation physico-chimique des eaux superficielles). Quant à l'extension sud-ouest, elle abrite des eaux à fortes teneurs en nitrates malgré la texture très fine de ses sols ; ceci est dû à l'accumulation de la pollution suivant le sens d'écoulement de la nappe de l'amont vers l'aval hydraulique.

Les teneurs sont plus faibles au centre de la plaine où le sous sols est de texture fine aboutissant à une perméabilité est faible. Ceci pourrait atténuer fortement la propagation des nitrates en profondeur (Chelloufi et Jacquin, 2000).

De plus, le profil argileux épais qui surmonte l'aquifère, dans la partie centrale de la vallée en particulier, et la hauteur d'infiltration annuelle assez faible caractérisant en général les zones semi-arides, semblent aussi jouer un rôle important dans ce sens.

D'après le tableau N°22, on peut tirer la sonnette d'alarme !! Les superficies déjà affectées par cette pollution avec des concentrations dépassants les 50 mg/l couvrent plus de 83% de la superficie totale de la plaine du Haut-Chélif dont plus de 17% montrent des teneurs qui excèdent les 100 mg/l.

**Tab.22.** Répartition des superficies des classes des nitrates

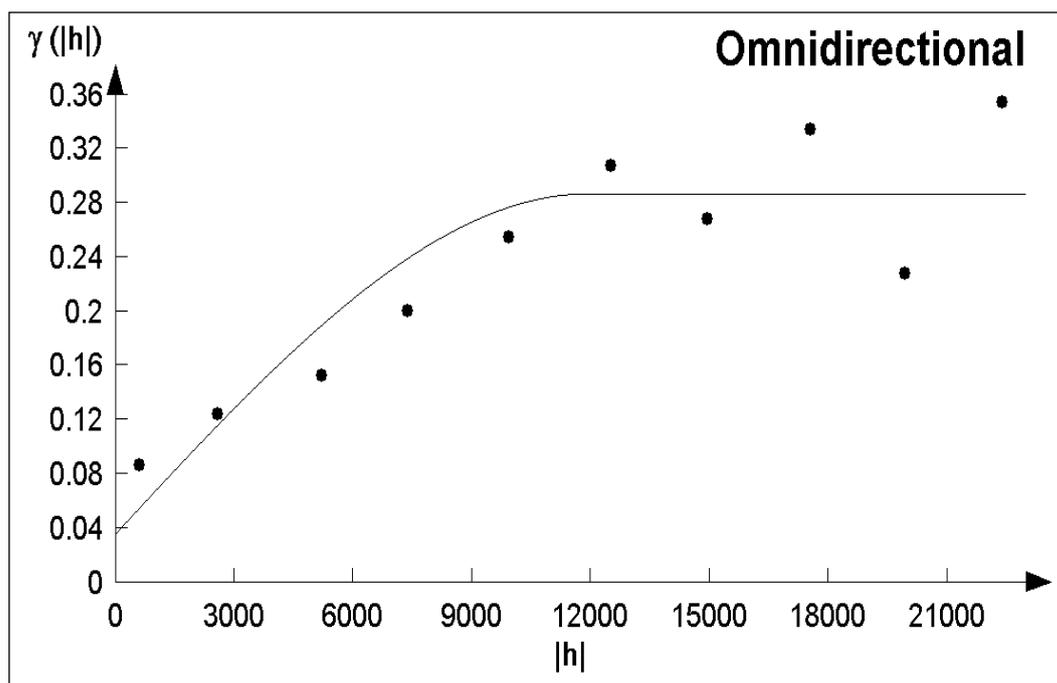
<b>Classes (mg/l)</b>	35	35-50	50-75	75-100	100-120	>120	<b>Total</b>
<b>Superficie</b>	7084	13678	54042	28100	8648	13504	<b>125056</b>
<b>%</b>	<b>5.66</b>	<b>10.93</b>	<b>43.21</b>	<b>22.48</b>	<b>6.92</b>	<b>10.8</b>	<b>100</b>

En termes de superficie, il ne reste que 7084 ha qui peuvent être considérés comme des zones non polluées. Néanmoins, si on se réfère à la norme établie par l'Europe qui recommande une norme guide à 25 mg de  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  selon le Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'Environnement de 2009. Les eaux souterraines de la nappe seront considérées en totalité polluées par les nitrates.

#### **IV.2.1.3. Krigeage d'indicatrices**

Dans l'objectif d'une meilleure évaluation de la pollution nitratée dans la plaine du Haut-Chéouli, « eaux souterraines de la nappe alluviale », on a appliqué une deuxième méthode non paramétrique appelée krigeage d'indicatrices (Walter, 1993 ; Douaoui, 2005 ; Bettahar, 2008).

**a- Variographie des fonctions indicatrices** Le Variogramme moyen (omnidirectionnel) calculé par l'espérance mathématique des nitrates montre une bonne structure spatiale avec une portée égale à 11900 m. Cette dernière qui exprime une bonne continuité spatiale à variabilité spatiale assez régulière comme le montre le rapport faible entre le pallier qui est égale à  $0.26 \text{ (mg/l)}^2$  et l'effet de pépite qui est égale à  $0.04 \text{ (mg/l)}^2$  (Fig.34).



**Fig.34.** Variogramme moyen des nitrates estimé par l'ensemble des points et ajustement d'un modèle sphérique de l'espérance mathématique des nitrates

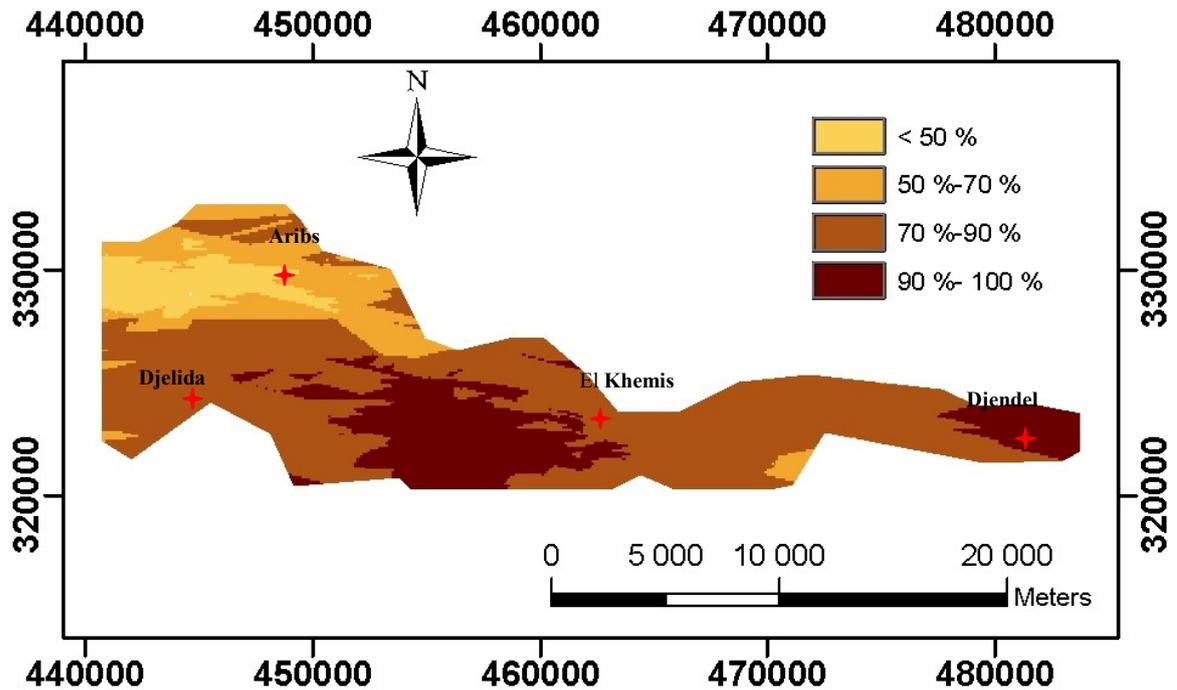
### b- Estimation spatiale des fonctions indicatrices

Deux valeurs seuils ont été retenues : la première correspond aux teneurs supérieures à 50 mg/l qui est la limite maximale fixée par l'OMS (Fig.35) : la seconde valeur égale à 80 mg/l (Fig.36) est retenue en tenant compte de la distribution des données et d'une limite au-delà de laquelle la consommation de l'eau devient très dangereuse ou le risque sera très élevé. Ces deux seuils de classes de nitrate estiment pour chaque classe les probabilités de dépasser ces seuils.

- La partie aval qui couvre le nord-ouest de la plaine montre que la probabilité est inférieure à 50% traduisant un faible à moyen risque d'atteindre ou dépasser le seuil de 50mg/l.

Cette carte des probabilités aux seuils de 50 mg/l, qui est le seuil norme de potabilité, montre trois plages de couleurs qui marquent trois régions selon les oscillations des concentrations des nitrates dans les eaux de la nappe :

- La partie amont localisée à l'est de la plaine, aux alentours de la ville de Djendel, qui se remarque par un risque de dépassement très significatif avec des probabilités de 90% à 100%. Cette région est caractérisée par la concentration des cultures de pomme de terre en présence des niveaux piézométriques assez élevés. Il apparaît que le risque de dépassement est le même en allant vers le centre de la plaine.



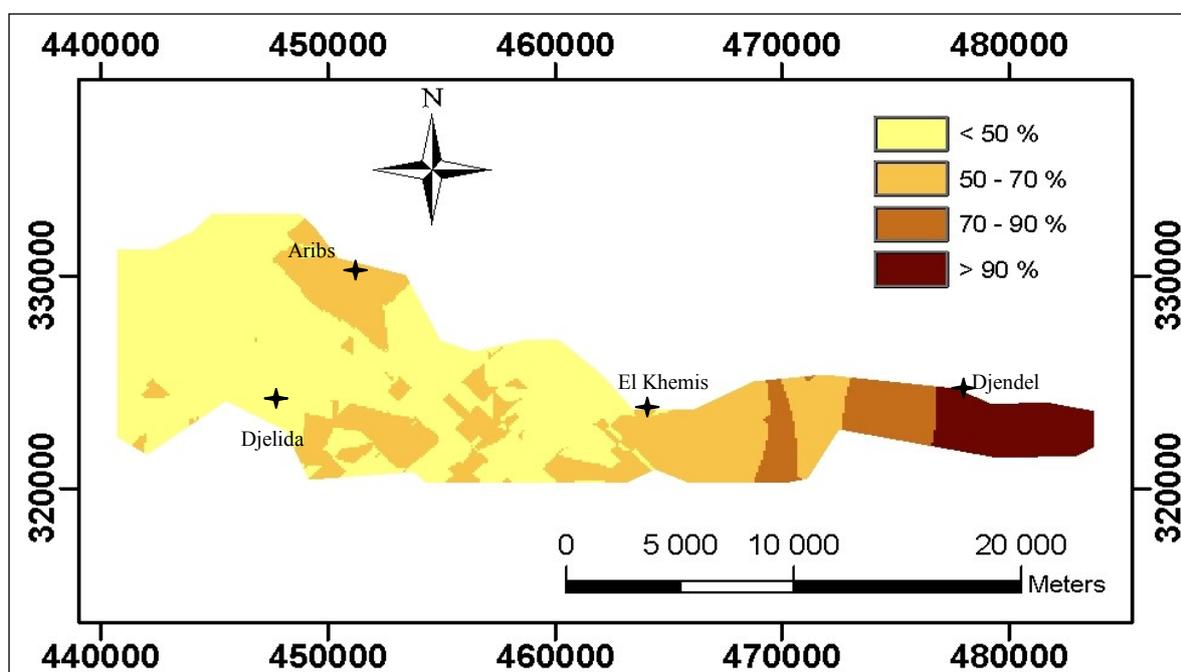
**Fig.35.** Cartes d'estimation par krigeage d'indicatrices ou la probabilité que les nitrates soient supérieur au seuil de  $\text{NO}_3 > 50 \text{ mg/l}$

- Dans la rive gauche entre l'oued Massine et l'oued Deurdeur, il y a une surmontée du substratum ou l'on remarque des plages de concentration des nitrates dépassants largement le seuil de potabilité, ainsi s'ajoute les fortes perméabilités dans cette même zone ou l'accumulation des nitrates pourrait être très importante sachant que cette zone est aussi considérée comme un pôle non négligeable de maraichage.

La partie amont localisée à l'est de la plaine, aux alentours de la ville de Djendel, montre un risque de dépassement très significatif dépassants les 90% et diminue à moins de 50% en

allant vers l'aval. Cela montre l'ampleur ainsi que le risque de cette pollution dans la plaine du Haut-Chélif.

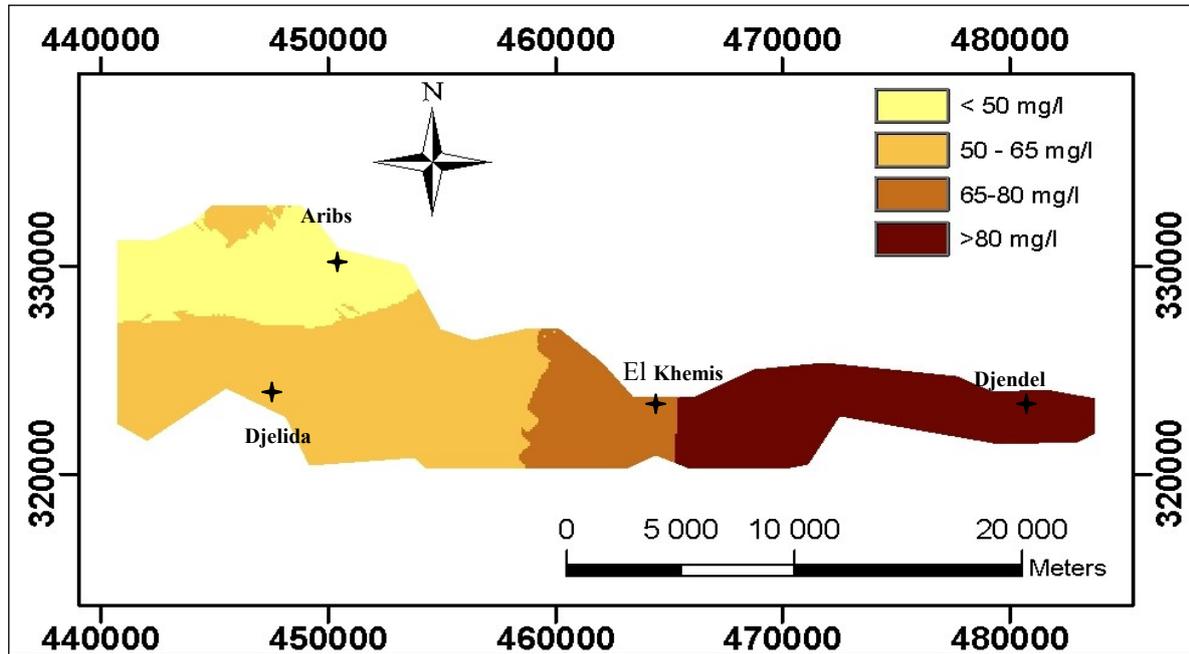
- La partie centrale qui est la plus grande zone montre des probabilités du dépassement du seuil 50 mg/l qui varient entre 70% à 90%. ce qui est non négligeable puisque elle couvre presque toute la plaine du Haut-Chélif.
- La carte des probabilités estimées aux seuils de 80 mg/l montre que les probabilités du dépassement de cette concentration dans les eaux de la nappe diminuent au fur et à mesure qu'en allant vers l'aval :



**Fig.36.** Cartes d'estimation par krigeage d'indicatrices ou la probabilité que les nitrates soient supérieurs au seuil de 80 mg/l

#### Estimation des classes de distribution spatiale des nitrates

La carte de l'espérance mathématique est établie pour cartographier la distribution spatiale des nitrates en tenant compte des paramètres du variogramme (Fig.37).



**Fig.37.** Cartographie de l'espérance mathématique des nitrates par krigeage d'indicatrices

Il apparaît d'après cette carte que les zones les plus affectées ( $\text{NO}_3^- > 65 \text{ mg/l}$ ) sont celles pour lesquelles le niveau d'intensification de la fertilisation azotée (zones de maraîchage) est le plus fort (Bettahar et al. 2009). Il s'agit de l'est de la plaine où les alluvions anciennes et les sols de piémont non tirs fiés sont caractérisés par les plus fortes perméabilités.

La fluctuation de la profondeur des eaux souterraines dans la partie amont (Djendel) est très importante à cause du caractère drainant de cette zone à partir de la formation géologique perméable des grés et poudingue du Gontas. La diminution de la profondeur des eaux souterraines dans la partie aval est due à la surmontée des formations géologiques des terrains secondaire et primaire.

La sensibilité de ces sols au phénomène de lessivage des nitrates est, par conséquent, très élevée. Dans ces mêmes zones, les pratiques d'élevage sont les plus intensives et les taux de raccordement aux réseaux d'assainissement sont les plus faibles.

Quant à l'extension sud-ouest, elle abrite des eaux à fortes teneurs en nitrates ( $(\text{NO}_3^- > 50 \text{ mg/l})$ ); ceci est dû à l'accumulation de la pollution suivant le sens d'écoulement de la nappe de

l'amont vers l'aval hydraulique sans négliger la remonté du substratum dans cette partie de la nappe qui fait accentué cette concentration.

A l'exception d'une plage située à l'extrême nord, les teneurs sont plus faibles au nord-ouest de la plaine où les valeurs ne dépassent pas les 50 mg/l. Dans cette zone, les sous-sols sont de texture fine ce qui pourrait atténuer fortement la propagation des nitrates en profondeur au vu de la faible perméabilité (Cheloufi et Jacquin, 2000).

### **IV.3. Etablissement du Bilan azoté par la méthode classique**

L'azote est essentiel à la vie ; c'est un élément de base des protéines. Composés indispensables aux êtres vivants. Il est présent dans les minéraux, l'atmosphère ainsi que dans le sol où il se trouve sous différentes formes organiques et inorganiques.

La fraction minérale, la seule assimilable directement par les plantes, se compose de l'azote ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NH}_3$ ), de l'azote nitreux ( $\text{NO}_2^-$ ) et de l'azote nitrique ( $\text{NO}_3^-$ ). La forte proportion d'azote organique est une des causes des difficultés rencontrées pour établir les bilans d'azote.

Les nitrates sont très solubles dans l'eau surtout dans un climat-semi-aride où le degré de solubilité augmente avec la température. A cause de sa grande, il est susceptible d'être lessivé vers la nappe peu profonde s'il est en excédent par rapport aux besoins des plantes (Le Clech, 1995).

Le degré actuel de pollution de l'eau souterraine dans la région d'étude justifie que l'on prenne des mesures pour prévenir tout accroissement de cette pollution. L'établissement du bilan d'azote qui rend compte des flux d'azote entrants et sortants du périmètre du Haut-Chélif sur la période d'une année permet de déterminer, même si c'est approximatif, la quantité d'azote lessivée vers la nappe.

#### **IV.3.1. A l'échelle de la plaine**

##### **IV.3.1.1. Quantification des apports d'azote**

###### **1. Apports naturels**

###### **✓ Apport d'azote météorique**

La majeure partie de l'azote atmosphérique se trouve sous forme moléculaire  $N_2$ . Ces apports sont le produit de décharges électriques (lors des orages) que la pluie entraîne sur le sol à raison de 5 à 20Kg/ha/an (Ildiko et al, 2001). Ces retombées d'azote atmosphériques sont estimées à 35Kg/ha/an (Frangmeier et al, 1994) et varient de 20 à 30KgN/ha/an d'après les conclusions tirées par expérimentation de Ramon et Dory en 2004.

Ce taux étant négligeable et assez faible et n'influence pas les entrées pour autant. D'après les résultats d'analyses effectuées par l'ADE d'Ain Defla en 2012 sur les eaux de pluie, le taux de nitrate des précipitations tombant sur la plaine du Haut Chélif ne dépasse pas 10 mg/l.

#### ✓ **Fixation biologique (symbiotique et non symbiotique)**

Par décomposition des tissus végétaux, un hectare de légumineuses fixe de 100 à 400kg d'azote par an. La fixation dépend de l'espèce et des conditions favorables tels des températures comprises entre 6 et 30°C, un pH de 3 à 9 et une humidité élevée. Le pourcentage élevé de carbone dans le sol favorise la fixation tandis la disponibilité de l'azote minéral la défavorise par compétition. (prat, 1982).

#### ✓ **Apports d'azote par minéralisation**

L'apport d'azote par minéralisation dans le périmètre est faible et semble négligeable dans la zone d'étude et n'aura donc pas d'effet sur la part des entrées du bilan, à cause de faible teneur en matière organique (< 3%).

En absence d'apport de matière organique sur les sols du périmètre, cette dernière continuera à diminuer dans le temps en parallèle avec une augmentation de la vitesse de minéralisation du au climat semi-aride, diminuant ainsi la capacité du sol à fournir de l'azote par minéralisation.

Les résultats de nombreuses études ont montré que le taux moyen de minéralisation est de 5Kg N/ha par semaines dans les champs de légumes à teneurs en matière organique de 2% à 4% (Rahn et al, 1996).

## **2. Apports anthropiques**

Sont représentées par la fertilisation dans l'agriculture, l'élevage et le rejet de déchets et de résidus avec les boues d'épuration (Georges pédro, 2007).

### ✓ Apports par les engrais (fertilisation)

Au niveau de la production agricole, l'azote constitue le principal facteur de rendement sur lequel l'homme peut agir, lorsqu'il ne peut pas maîtriser le facteur eau (Addiscot et al., 1991). Les apports peuvent être diffus s'ils sont appliqués sur le sol (Sivertum et prang, 2003 ; Delgado et Shaffer, 2002) et ponctuels s'ils affectent directement la rivière. (Station d'épuration).

Selon les résultats de Desvigne (1993), la quantité d'azote fournie par le sol, pour les différents types du sol et différentes pratiques culturales varie de 90 à 200kg/ha/an. Dans les sols cultivés, les bons rendements supposent une fourniture d'azote moyenne de l'ordre de 200 à 250 kgN/ha/an. La quantité moyenne des pertes inévitables sera estimée dans ce cas à 30kgN/ha/an et ce quelque soit le type du sol et les conditions climatiques. Cette perte augmente avec la quantité de fertilisation apportée annuellement aux sols.

Une enquête sur terrain auprès de 350 exploitation agricoles nous a permis d'élaborer un calendrier des pratiques culturales (dates, fertilisation) et d'estimer, par conséquent, les apports d'azote pour chaque type d'occupation des sols. Les engrais chimiques industriels utilisés comme engrais de fond, et en particulier le NPK 15.15.15, sont prédominants pour la quasi-totalité des exploitations avec des doses moyennes annuelles de 260Kg.h<sup>-1</sup>, pour l'arboriculture et jusqu'à 2000 Kg.ha<sup>-1</sup> pour la pomme de terre. D'autre engrais comme l'urée (46%) et sulfate d'ammonium (21%) sont utilisés comme engrais de couverture avec des doses allant de 150Kg. ha<sup>-1</sup> pour les céréales et jusqu'à 600Kg. ha<sup>-1</sup> pour l'arboriculture et le maraichage. La quantité d'azote obtenue pour chaque type de culture est déduite du produit de la dose d'engrais qu'il reçoit par la superficie d'épandage correspondante.

Echantillonnage  
↓

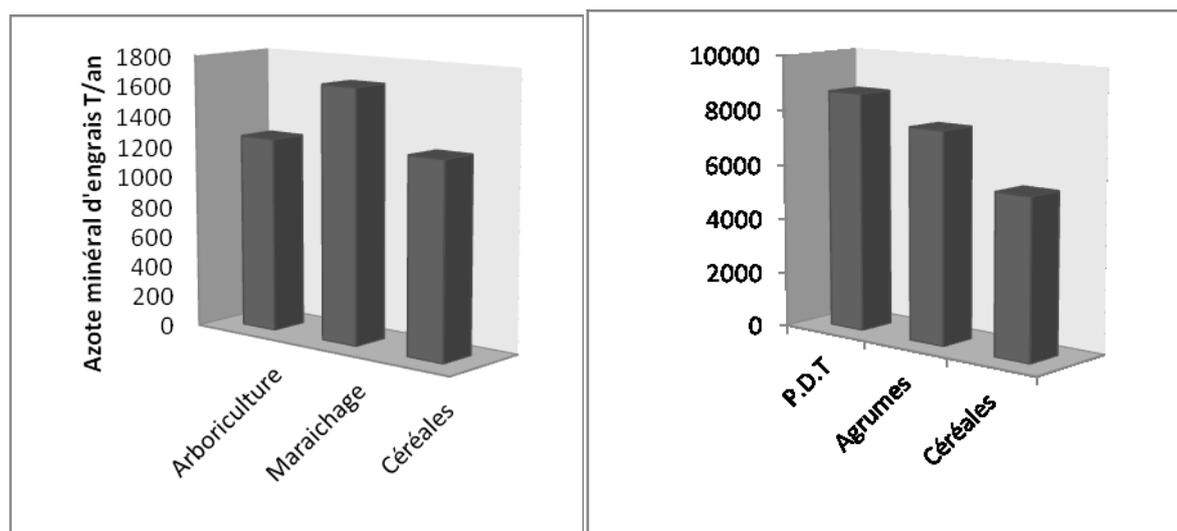
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
<b>Arboriculture</b>												
<b>Maraichage</b>												
<b>Céréales</b>												

Epandage d'engrais de fond (NPK 15.15.15)

Epandage d'engrais de couverture (Urée46%, sulfate d'ammonium 21%)

### ✓ Apports par l'eau d'irrigation

Les surfaces maraichères et céréalières sont irriguées à partir des eaux souterraines dont les concentrations en nitrates sont, pour la majorité, supérieures à la norme de potabilité ( $50\text{mg.L}^{-1}$ ) (Bettahar et Douaoui, 2007).(Fig.38).



**Fig.38.** Apports d'azote minéraux à partir d'engrais (a) et d'irrigation (b)

La pomme de terre constitue 90% des cultures maraichère et est irriguée à raison de  $3690 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ . Si on admet seulement une teneur de  $50\text{mg.L}^{-1}$  de l'eau de puits, il est possible d'estimer la quantité d'azote apportée par cette eau en utilisant la formule de Martin ci-dessous :

$$X_n = \frac{[NO_3^-] \times Q_{\text{irrig}}}{4,43 \times 10^2}$$

$X_N$  : représente la quantité d'azote annuelle apportée par l'eau d'irrigation ( $\text{KgN}.\text{ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ ),  
 $[NO_3^-]$  : la concentration en nitrate de l'eau de puits ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) et  $Q_{\text{irrig}}$  la quantité annuelle d'eau d'irrigation ( $\text{mm}.\text{an}^{-1}$ ). Le chiffre 4,43 correspond au rapport de masses molaires  $NO_3.N^{-1}$ .

La quantité totale d'azote apportée par l'eau d'irrigation pour l'année 2011 est de 344,58 T/an (Fig.40), ce qui représente 10% seulement de celle produite par les engrais azotés soit environ (3139,65 T/an).

#### ✓ Apports par élevage

Les exploitations d'élevage pour les différentes espèces animales (bovins, ovins, caprins et volailles) se concentrent en particulier sur les zones de piémont. Le calcul des quantités totales annuelles d'azote organique engendré par l'ensemble de chaque catégorie animale durant l'année 2011 est basé sur les valeurs d'azote produites annuellement par tête pour chaque espèce (CORPEN (1988,1999 et 2001)). Les résultats que nous avons obtenus montrent que la majorité de cet azote organique est produite par les vaches (1515,7 T/an).

La composition détaillée de catégories animales effectuées par la DSA de Ain Defla (année 2011) est montrée dans le tableau n°23:

**Tab.23.** Composition détaillée des catégories animales dans le périmètre du Haut-Chélif.

Catégorie animale	Nombre de tête
Vache laitière	6949
Bovins de moins 1an	2867
Bovins de plus de 2ans	1770
Génisses de 1et 2 ans	1886
Ovins de mois 1an	20376
Ovins de plus 2ans	97254
Caprins de moins 1ans	3865
Caprins de moins 1ans	6560

Les quantité d'azote délivrées par les effluents d'élevage sont estimées en multipliant les cheptels par les rejets unitaires agréés par le CORPEN (1988, 1999 et 2001) .

**Tab.24.** Quantité d'azote organique par catégorie animale (d'après le CORPEN)

Catégorie animale	Kg N
Vache laitière	85
Vache allaitante	67
Bovins viande de moins d'1 an	25
Bovins viande de plus de 2 ans	72
Génisse de moins d'1 an	25
Génisse de 1an 2 ans	42
Génisse de plus de 2 ans	53
Ovins et Caprins de moins d'1 an	3.3
Bovins et Caprins de plus de 2 ans	6.6

L'ensemble des espèces animales dans le périmètre du Haut-Chélif produit plus de 1400 tonnes d'azote organique par an.

#### ✓ **Apports domestiques et industriels**

Le taux moyen de raccordement des populations aux réseaux d'eaux usées est de 98 % pour les communes d'El Khemis et de Sidi Lakhder et peut descendre à 70% dans les zones des Aribes et Ain Sultane où l'assainissement autonome (fosses septiques individuelles et collectives) est fréquent. L'estimation de l'azote organique produit par les eaux usées domestiques est basée sur le contenu azoté du volume d'eaux usées domestiques des populations non raccordées au réseau d'assainissement. La quantité d'azote produite ainsi calculée (344,58 T/an) ne constitue qu'environ 23% de celle engendrée par l'élevage.

L'azote produit par les engrais azotés évalué représente environ 56% de l'apport total d'azote apporté au sol de la plaine du Haut-Chélif pour l'année 2011.

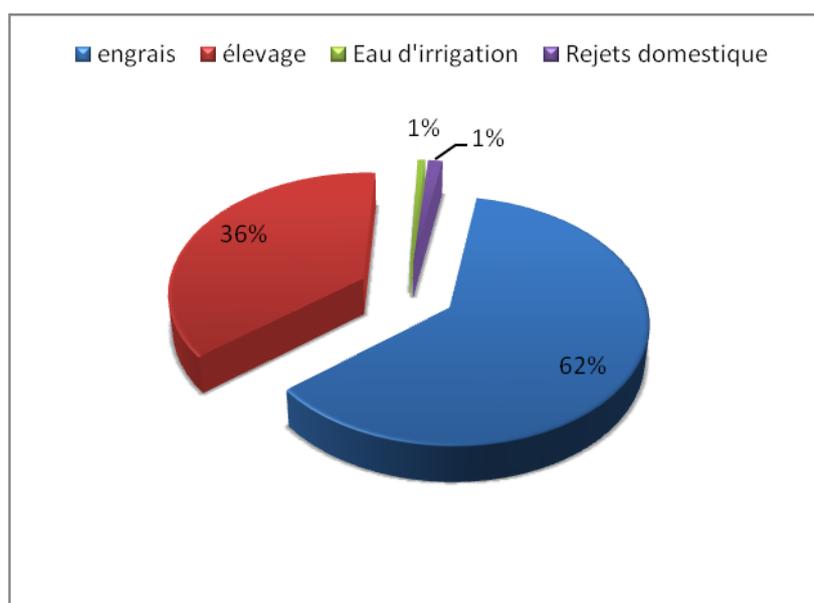
L'azote des effluents d'élevage et urbains évalué pour l'année 2011 représente environ 38% de l'azote total (5633,13T) apporté sur les sols de la vallée du Haut-Chéiff pendant cette année.(Fig.39).

Les décharges sauvages, souvent observées sur des terrains perméables, peuvent aussi véhiculer des quantités de nitrates importantes en profondeur à travers leurs Lixiviat en l'absence totale de système d'étanchéité dont les quantités restent difficilement quantifiables à ce stade d'étude. L'évaluation des rejets industriels, tous non raccordés, s'avère complexe puisqu'aucune étude exhaustive sur la localisation de ces rejets n'est établie à ce jour.

### 3. Quantification de l'apport total en azote

La mise en culture à long terme dans la zone d'étude sans apport de matières organiques a causé, avec le temps, la diminution du taux de matières organiques dans le sol. Ceci est le résultat de l'augmentation très rapide de la vitesse de minéralisation par l'effet du climat semi-aride. La capacité du sol à fournir de l'azote par minéralisation diminue par conséquent.

L'azote apporté par l'agriculture (engrais et eau d'irrigation) durant l'année 2011 constitue 62% du total d'azote apporté aux sols de la vallée du Haut-Chéiff. 90% de ce dernier est attribué aux fertilisants azotés utilisés de manière intensive dans les cultures maraichères et pomme de terre en particulier. Rapporté à la surface totale irriguée, cet apport (lié aux fertilisants) est évalué à  $247\text{Kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  pour cette année.(Fig.39)



**Fig.39.** Quantité d'azote apporté dans le périmètre du Haut-Chéiff

### IV.3.1.2. Transformations d'azote

La transformation de l'azote dépend des conditions édaphiques du système climat-sol-plante (Mary, 1987) ainsi qu'à la biomasse microbienne.

Deux phénomènes sont responsables de cette transformation :

- La minéralisation (l'ammonification et la nitrification)

D'après Recous et al (1999), la minéralisation nette moyenne annuelle est environ 0.29 mgN/kg sol/jour cela devient 105 mgN/kg de sol pendant une année, ce, dans le cas d'un sol nu et non fertilisé.

- La réorganisation ou immobilisation est accélérée dans le cas de la dessiccation du sol, ainsi que par l'augmentation des températures (Andersen et Jensen, 2001). Elle est aussi d'autant plus importante que le sol a une forte activité biologique. Selon Gagnon (2009), l'immobilisation et la minéralisation sont deux phénomènes qui s'opèrent simultanément et dépendent du rapport carbone-azote.

En effet, si ce rapport :

- $<30$  : la minéralisation est plus soutenue que l'immobilisation ;
- $30$  : L'immobilisation est plus contractée.

### IV.3.1.3. Les pertes d'azote

Les pertes en azote minéral dépendent étroitement des phénomènes d'origines physique, biologique et chimique (Fig.40).

#### 1. Adsorption par la plante

Le besoin en azote d'une plante est fonction de l'état de développement des systèmes racinaires et aériens, c'est-à-dire de son état végétatif, lui-même influencé par les conditions climatiques et édaphiques (Pinheiro et al., 1996).

Après hydrolyse de l'urée en sels d'ammonium dans 1 à 3 jours qui suivent le dépôt d'urine ou de fumure azotée sur le sol, la fraction azotée non perdue par volatilisation peut rester dans le sol sous forme d'ammonium ou être transformée en nitrate. Ces deux formes peuvent être absorbées par la plante (Simon et al., 1998).

L'estimation de cette perte à l'échelle de la plaine (grand échelle) est difficile voire même impossible vu sa complexité. Nous traiterons de façon plus détaillée cette perte au niveau de la parcelle.

## **2. Perte par voies gazeuses**

Comprend trois phases d'après (Catroux et Germon, 1981) : la volatilisation d'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ), la dénitrification qui transforme les nitrates en nitrites puis en oxyde nitrique, et nitreux et azote. et par oxydation de l'ammonium se fait une production possible d'oxyde nitreux.

### **a. Volatilisation**

Les pertes par volatilisation sont particulièrement très courantes sur les sols recevant une fertilisation azotée à base d'urée comme le nitrate d'ammonium, le sulfate d'ammonique et le chlorure d'ammonium. Dans ce cas, les pertes ne dépassent pas les 18% de l'apport d'azote (Javis et Pain, 1990) alors que dans certains cas, les pertes peuvent atteindre 40% de l'azote appliqué voire 50% dans des sols calcaires avec des  $\text{pH} > 7.5$  et de température élevée ? C'est le cas des sols de la plaine du Haut-Chéiff.

Rochette (2008), souligne que c'est pendant les 5 premiers jours d'application de l'urée que le risque de volatilisation d'ammoniac est grand. Cependant, selon, Lampung (1980), cela peut largement varier d'un sol à un autre et selon divers facteurs qui seront détaillés dans l'estimation du bilan azoté au niveau parcellaire.

L'urée appliquée sur les cultures maraichères, les céréales et l'arboriculture comme engrais de couverture libère les plus fortes quantités d'ammoniac dans l'atmosphère. La quantité d'azote volatilisé à partir de cet engrais, pour un seuil de 40%, serait de l'ordre de 957 t/an pour l'année 2011, soit environ 33% du total d'azote (2854 tonnes) apporté aux sols du périmètre du Haut-Chéiff.

Cependant, une estimation de 72% des quantités d'ammoniac libérées dans l'atmosphère seraient d'origine d'urée (Environnement Canada, 2000).

### **b. Dénitrification**

La dénitrification qui se produit dans des sols pauvres en oxygène et mal drainés est très favorisée dans des conditions de température élevée ( $> 15^\circ\text{C}$ ) (Payraudeau, 2002). La fraction

d'azote dénitrifiée émise sous forme de  $N_2O$  se concentre en particulier sur les sols mal aérés à pH basiques. Ceci pourrait être aussi fortement accru en cultures irriguées qui permettent de rassembler plusieurs conditions favorables : la présence de fertilisants, le niveau d'humidité élevé, l'apport de produits organiques à des périodes où la température est favorable à l'activité microbienne.

La dénitrification biologique nécessite une source d'énergie (carbone), et a lieu quand la température du sol dépasse  $8^{\circ}C$  ; son optimum est entre  $35$  et  $45^{\circ}C$ . Wendland (1994) a estimé la dénitrification à  $5$  à  $35$   $kgN/ha/an$  pour les différentes conditions du sol en Allemagne.

Si nous retenons le seuil moyen de 20% avancé par les travaux de Trembley et al. (2001), la fraction d'azote minéral pouvant être sujette à la dénitrification dans le périmètre du Haut-Chéliff serait près de 570 tonnes d'azote pour l'année 2011.

### **3. Pertes par voies hydriques**

Les pertes par voies hydriques sont les plus courantes dans les sols agricoles. Une fertilisation très abondante provoque une accumulation de nitrate dans le sol ( Masetti et al., 2008).

Stenberg et al (1999) ont mesuré, en mois de novembre,  $68$   $kgN-NO_3^-/ha$  (0-90cm) dans un sol labouré au début de l'automne contre  $39$   $kgN-NO_3^-/ha$  dans un sol non labouré.

D'après une étude menée par Trembley et al (2001), la teneur totale en azote minéral dans 0-60 cm d'un sol occupé par des cultures légumières a subi une diminution de plus de 97% au cours de l'hiver. L'azote s'était déplacé vers les couches (90- 120 cm) ou il devient très sensible au lessivage.

Du fait de leur grande solubilité, les nitrates se déplacent très facilement dans le sol presque au même rythme que l'eau, d'où la difficulté d'estimer avec une précision le terme de lessivage en raison de la grande hétérogénéité de la répartition de l'ion nitrate dans les sols de la plaine du Haut-Chéliff. On pourra donc le déduire à partir de la notion théorique du bilan applique à grand échelle.

La méthode des bilans azotés proposée par le COMIFER (1996) et le CORPEN (1988), détaillé dans Ruiz et al. (2002), permet le calcul des excédents azotés dont la formule générale peut être donnée par l'équation suivante :

$$\text{Apportes naturels} + \text{apports anthropiques} = \Sigma \text{ Entrées} = \Sigma \text{ Sorties} = A + V + D + L$$

*Ce qui nous permet d'obtenir :*

$$L = (\text{Apports naturel} + \text{Apports anthropiques}) - (A + V + D)$$

Avec :

A= absorption par les plantes

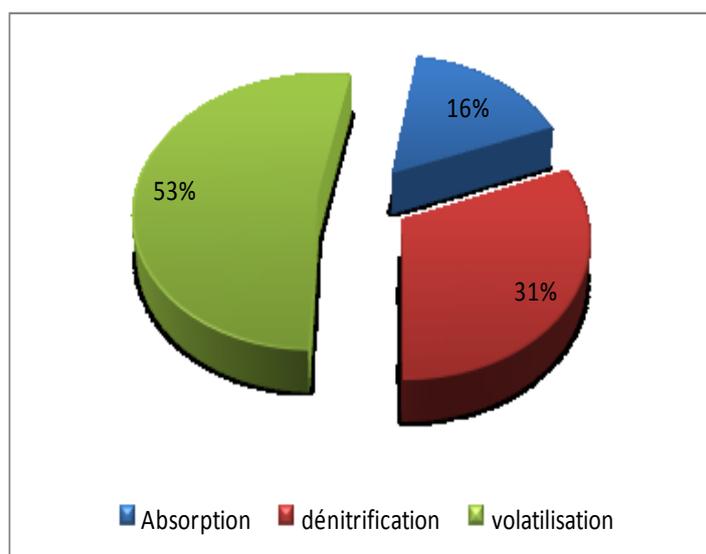
V= volatilisation

D= dénitrification

L = lessivage.

Les excédents d'azote constituent la quantité d'azote restant disponible dans le sol, et pouvant être entraînée par lessivage pour atteindre la nappe, elle est évaluée à  $11,2 \text{KgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ , ce qui correspond à 4,5% seulement du total d'azote ( $247 \text{KgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ ) apporté sur les sols de la plaine du Haut-Chélif. Cet apport correspondrait à  $54 \text{KgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ , soit 21,8% du total. La quantité d'azote lessivé avec les résultats obtenus par Bettahar et al (2008), qui ont appliqué la même méthode de quantification d'azote sur les sols de la plaine du Moyen-Chélif donne une quantité d'azote lessivée de  $21.42 \text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$  qui est nettement inférieure de 60% à celle lessivée sous les sols de la plaine du Haut-Chélif. Ce qui paraît logique par rapport aux maximums des concentrations des nitrates enregistrés qui sont respectivement 230 mg/l enregistré pour le Moyen-Chélif et 420mg/l enregistré dans les eaux souterraines du Haut-Chélif.

Il est à noter une différence de 50% qui est très significative par rapport aux quantités d'azotes lessivées pour les deux plaines par hectare. Cette différence est due essentiellement aux conditions pédoclimatiques, agrologiques (occupation du sol) ainsi qu'aux conditions hydrodynamiques de la nappe.



**Fig.40.** Quantité des pertes d'azote en tonne année 2012

### IV.3.2. Effets du climat sur les fuites totales en azote

Il est important de rappeler que les entrées et les sorties d'azote figurant au bilan n'ajoutent ni ne retranchent une même quantité d'azote minéral dans le sol. La contribution propre à chaque composante du bilan azoté dépend de son rôle et de son importance relative.

Dans la région semi-aride à forte activité agricole, l'influence du climat sur le bilan d'azote été abordé dans plusieurs recherches qui voulaient montré les effets du changements climatiques sur les fuites de nitrates, deJong et al(2008), ont montré que les modifications de climat prévues dans les prochaines décennies risqueraient d'augmenter les fuites de nitrate de 5 à 30% .

### IV.4. Modélisation du bilan d'azote

Le recours à la modélisation est nécessaire au vu de la dépendance du bilan d'azote des conditions climatiques pour pouvoir extrapoler des résultants expérimentaux obtenus dans une situation donnée, et appréhender les risqué environnementaux lies aux aléas climatiques sans négliger le facteur sol.

#### IV.4.1. Rôle de la modélisation dans l'établissement du bilan d'azote

Il existe plusieurs modèles de fonctionnement des cultures à pas de temps journalier qui se basent sur des variables d'entrées relatives au climat, au sol et au système de culture.

Les grands processus simulés sont la croissance et le développement de la culture ainsi que les bilans hydrique et azoté. Les formalisations choisies reposent le plus souvent sur des analogies connues ou sur la simplification de formalisations plus complexes. (Brisson N. 1998)

Les modèles de simulation de culture, dont les principes ont été énoncés par de Wit (1978), se sont multipliés au sein de la communauté scientifique internationale (Whisler et al., 1986 ; Bonhomme et al., 1995). Les modèles les plus utilisés sont : CERES-Wheat (Ritchie et Otter, 1984), CERES-Maize (Jones et Kiniry, 1986), ARCWHEAT (Weir et al., 1984), SWHEAT (Van Keulen et Seligman, 1987), CORNGRO (Childs et al., 1977), SIMTAG (Stapper, 1984), DAISY (Hansen et al., 1990), SOILN (Eckersten et Jansson, 1991), EPIC (Williams et al., 1984, 1989), WOFOST (Van Diepen et al., 1989), NLEAP (Follet et al., 1994) ; SWAP (Van-Dam et al., 1997).

Malgré la notoriété et la disponibilité de ces modèles, de nouveaux modèles sont régulièrement proposés dans la littérature (McMaster et al., 1991 ; Brisson et al., 1992 ; Amir et Sinclair, 1991a,b ; Maas, 1993 ; Hunt et Pararajasingham, 1995) ; PILOTE (Mailholl et al., 2012), PILOTEN (Mailholl et al., 2014) .

Une telle abondance de travaux montre que l'adaptation d'un modèle à un milieu naturel particulier ou à une nouvelle problématique nécessite le plus souvent de changer les formalismes utilisés voire de modifier les processus simulés. Il n'existe pas de modèle universel (Sinclair et Seligman, 1996). Les applications des modèles de culture sont effectives (Boote et al., 1996) et montrent que les modèles peuvent aider l'agriculteur à prendre des décisions en matière d'irrigation, de choix de date de semis ou de raisonnement de la fertilisation azotée. Leur utilisation à l'échelle intra-parcellaire dans le cadre de l'agriculture de précision se développe également (Bruckler et al., 2000). Les modèles de culture sont aussi largement utilisés à l'échelle régionale pour des applications agricoles ou environnementales : Moen et al., (1994).

#### **IV.4.2. Modélisation de l'azote lessivé sous les cultures de pomme de terre dans la plaine du Haut-Chéiff**

La pomme de terre qui occupe près de la moitié du volume total de production agricole annuelle est connue pour être un grand consommateur de fertilisants minéraux de type azoté.

Le modèle PiloteN permet de simuler la quantité de N lessivé sous les cultures de pomme de terre vers la nappe dans un contexte pédoclimatique donné et permet de calculer à la fois le variable agricole « rendement » et des variables environnementales « pertes d'eau et de nitrate » dans diverses situations agricoles.

L'azote lessivé « Nlixiv » correspond au produit de la concentration avec l'eau de drainage de différentes couches selon la profondeur racinaire maximale qui varie pour chaque culture et espèce. Les quantités d'eau et d'azote lessivées sont cumulées sur la période de simulation durant le cycle culturale ou une ou plusieurs années.

#### **IV.4.3. Validation du modèle**

La validation est une étape indispensable qui sert à vérifier les capacités de reproduction du modèle pour les conditions dans lesquelles il est prévu d'être utilisé par la suite. Cela ne se fait que par la vérification des valeurs obtenues par simulation et celle observées à partir de séries de données de terrain, c'est-à-dire valider les résultats de simulation avec les données enregistrées réellement sur le terrain. En général, les modèles les plus grossiers sont simples à valider comme le cas du modèle utilisé dans ce travail et sa validation se fera par rendement.

#### **IV.4.4. Préparation des fichiers d'entrée du modèle « Cas du Haut-Chélif »**

##### **c. Fichier climat [climato.txt]**

Les variables d'entrée du modèle sont des variables climatiques simples (Rayonnement global, température moyenne, précipitation, évapotranspiration en pas de temps journalier). Ce module a été élaboré pour une année 2011-2012.

##### **d. Fichier Paramètre [paramet.txt]**

Ce fichier regroupe les différents paramètres ou caractéristiques des modules sol et plante.

##### **✓ Fichier plante**

Dans ce fichier sont définies les caractéristiques des espèces et des variétés dont les paramètres sont regroupés par les fonctions physiologiques qui ne sont pas forcément activées pour la plante considérée. Les paramètres introduits dans le fichier plante correspondant à la variété pomme de terre spunta avec ces caractéristiques de durée de cycle, du besoin en azote, besoin en eau, profondeur racinaire maximale, taux d'accroissement racinaire, la courbe LAI.

#### ✓ **Fichier sol**

Les informations concernant les caractéristiques de la couche de surface du sol utilisé lors du calage et de validation sont introduites dans le fichier (paramet.txt). Les paramètres concernés sont : la granulométrie et la teneur en argile, limon et sable, stock initial en azote, la densité apparente, humidité et capacité au champ, teneurs en eau, épaisseur le pH, pourcentage de la matière organique et conductivité électrique.

#### ✓ **Fichier technique [Fertigat.txt, irrigat.txt]**

Les paramètres du fichier technique son regroupés par grandes fonctions : semis, stade, fertilisation, irrigation, technique d'irrigation, calendrier d'irrigation et fertilisation.

Pour l'irrigation et fertilisation, les données utilisées sont celles obtenues par les enquêtes faites sur le terrain au moment de l'échantillonnage du sol et des eaux souterraines. Selon la direction des statistiques agricole D.S.A de Ain Defla, la valeur maximale d'enracinement de cette variété est à 28 cm, ce qui nous a amené à effectuer les mesures sur une profondeur de 30 cm. Des simulations ont donc été réalisées à partir de la récolte précédente sur lesquelles nous disposons des valeurs de stock d'eau et d'azote. Les résidus culturaux n'ont pas été pris en compte dans nos simulations.

#### **IV.4.5. Calage du modèle PiloteN**

Avant de réaliser des simulations de scénarios, il est nécessaire de procéder au calage des paramètres du modèle que l'on a retenu. Cette étape peut se dérouler sur un ou plusieurs cycles à condition de la disponibilité des données expérimentales nécessaires.

Dans notre cas, le calage à été déjà fait à l'Irstea à Montpellier sur la culture de pomme de terre variété « spunta » qui se trouve parmi les variétés incluses dans le modèle. ce qui a facilité la création des fichiers d'entrées et le fichier paramètre.

D'autant plus la résolution d'un problème inverse est une des nombreuses techniques de calage des modèles. Dans ce cas le modèle est utilisé pour estimer un paramètre de sortie Nlessivé et rendement qui est déjà estimé par la méthode classique et la validation se fera par comparaison entre le rendement simulé et ce obtenu sur le terrain.

Notre objectif dans cette partie est de :

- peser le rôle et le degré d'influence de cette variété qui est tant cultivée dans la plaine du Haut-Chélif sur la pollution nitratée, cela est établi par le biais des quantités d'azote lessivé sous cette même culture.
- essayer de reproduire des scénarios afin de minimiser le lessivage des nitrates vers la nappe, en adoptons une bonne gestion de fertilisation et d'irrigation.

#### IV.4.6. Résultats de simulation

Les principes de piloteN déjà évoqué dans le chapitre matériel et méthodes, prenant compte différents paramètres « sol, plante, climat ».

La figure n°41 résume les paramètres d'entrée et de sortie du modèle PiloteN utilisé pour simuler le bilan d'azote sous les cultures de pomme de terre.

Le processus du cycle d'azote simulé par le modèle incluent l'azote déjà présent dans les sols « N initial », la fertilisation, minéralisation, dénitrification, lessivage et l'absorption par la plante ainsi que le stock final. (Voir chapitre matériel et méthodes).

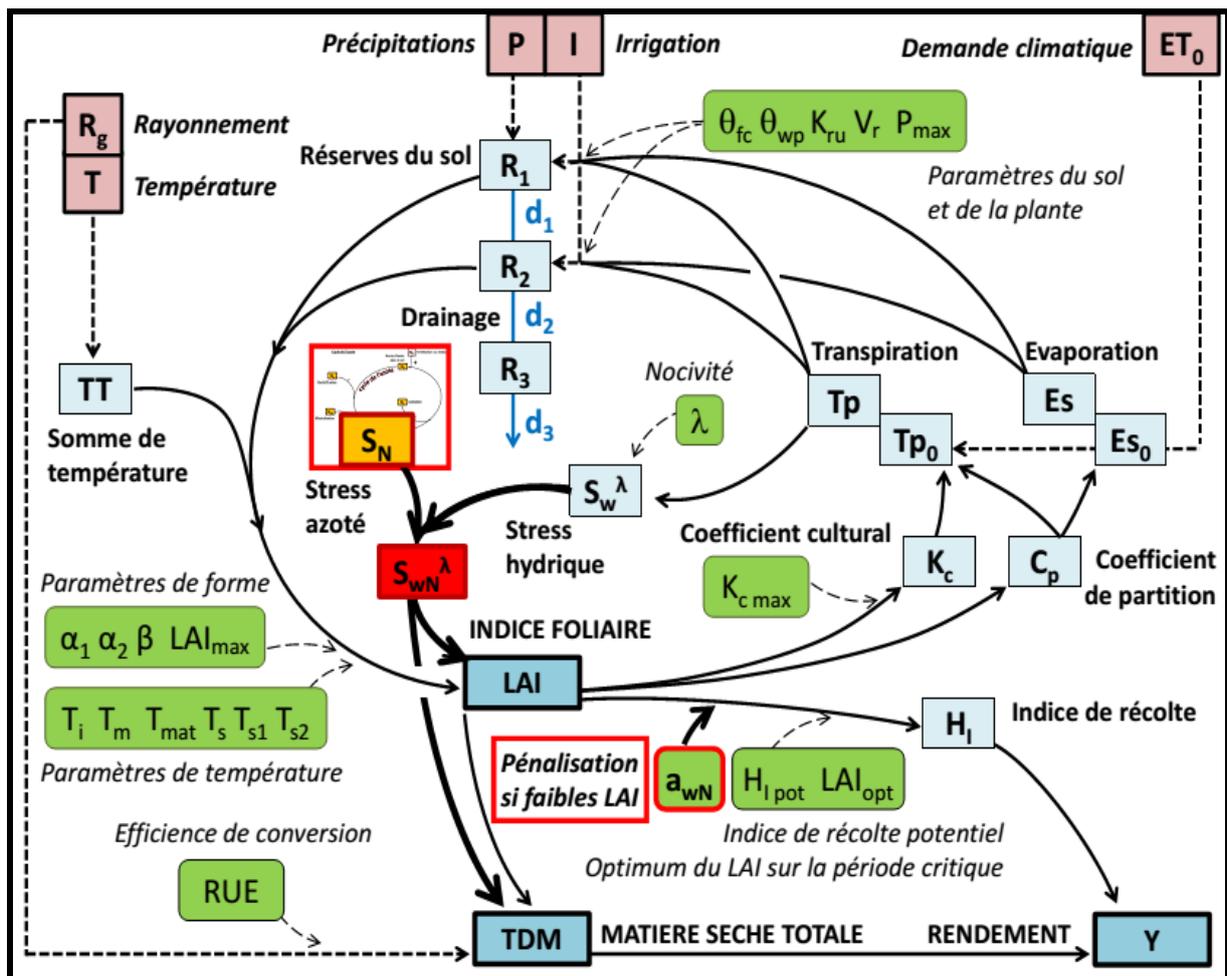


Fig.41. Schéma représentatif des Paramètres PiloteN

Après avoir introduit les différents paramètres ainsi que la création de fichier technique (fertigat.txt, Irrigat.txt), fichier climatique (climato.txt) et le fichier paramet.txt (sol, plante), nécessaires pour simuler le bilan d'azote sous les cultures de pomme de terre, les résultats de simulation sont obtenus pour cette année (Fig.42 . Tab.25).

**Tab.25.** Les résultats de la Simulation de l'année 2012 « Modèle PILOTEN »

Pluie Totale	Evaporation	Drainage	N lessivé	Mineralization	Dénitrification
336 mm	341 mm	134 mm	148 kg/ha	234 kg/ha	0 kg/ha

#### IV.4.7. Discussion

La quantité cumulée de l'azote lessivé sous les cultures de pomme de terre est représentée dans le graphique (Fig.43). Comme déjà démontré dans les travaux de Doltra et Munoz (2010), les périodes où le lessivage de l'azote se produit le plus correspondent aux jours de pluies ou d'irrigation. En effet, c'est parce qu'il y a écoulement de l'eau qu'il y a transfert de polluants « nitrate ». Les quantités moyennes d'eau drainée varient au cours de l'année: l'essentiel du drainage se produit généralement de la fin de l'automne jusqu'au printemps. Cette phase de drainage est donc la période durant laquelle s'opère la plus grande partie des pertes de nitrate (et de solutés) par lixiviation comme le montre le résultat de simulation du cumul d'azote lixivié sous les culture de pomme de terre (Fig.43). Plus le drainage est important, plus la proportion d'azote nitrique présent dans le sol au début de l'épisode de drainage qui est lixiviée est grande (pour une même quantité d'azote nitrique dans le sol).

Comme de nombreuses études l'ont déjà montré, la maîtrise des fuites de nitrate sous la zone racinaire passe donc en partie par une gestion adéquate de l'irrigation ( Mailhol et *al.*, 2001 ; Fang et *al.*, 2006). Cette gestion pertinente de l'irrigation passe par la maîtrise des doses apportées, mais aussi par le contrôle des fréquences d'irrigation ainsi que par le choix du type d'irrigation qui va influencer la répartition spatiale de la dose d'eau apportée.

L'irrigation est mise en cause pour sa contribution directe (sur-irrigation ) ou indirecte (sous-irrigation) à la pollution. En ce qui concerne le lessivage des nitrates, la pomme de terre étant

une culture irriguée, la principale différence entre les précipitations et l'eau d'irrigation est la concentration des nitrates qu'elle contiennent. Il va donc de soi que l'irrigation avec une eau souterraine déjà chargée en nitrates avec des teneurs moyennes enregistrées dans la plaine du Haut-Chélif de 80mg/l jouera en faveur de la pollution en cas d'apport excessif d'eau d'irrigation.

De nombreuses études ont montré que les cultures maraichères faisaient partie des cultures à risques vis-à-vis des fuites de nitrate. En effet, les apports d'engrais azoté y sont généralement importants et sont souvent associés à une irrigation excessive (Prat, 1984).

La fréquence des apports d'irrigation joue également un rôle majeur. Wang et al. (2006) ont montré dans le cadre d'une culture de pommes de terre qu'il vaut mieux de nombreux apports d'irrigation avec de faibles doses que des apports d'eau peu fréquents mais intenses. Cela permet d'atteindre les objectifs de quantité et de qualité de la récolte sans augmenter les risques de lixiviation de nitrate.

Le choix du type d'irrigation est pris en considération par le modèle pilote-N, dans notre cas pour les cultures de pomme de terre qui sont irriguées par aspersion ce qui augmenterait de façon très significative les quantités d'azote lessivées comme cela a été déjà démontré par Mailhol et al. (2001), Ils ont établi qu'une irrigation par sillon plutôt qu'une irrigation par aspersion pouvait permettre de diminuer la lixiviation de nitrate lors de la reprise des précipitations. Le type d'irrigation va également influencer la répartition spatiale des concentrations en nitrate. En effet, plusieurs études ont montré que, pour une même dose d'irrigation, plus elle est appliquée uniformément, plus le risque de fuite de nitrate est faible (Seigner, 1979 ; Schepers et al., 1995). Pour cela une solution consiste à diminuer la hauteur d'aspersion. Toutefois, certaines études récentes viennent nuancer ces résultats en montrant que l'uniformité de l'irrigation n'aurait pas d'impact significatif sur les fuites de nitrate (Allaire-Leung et al., 2001)

Dans la plaine du Haut-Chélif l'eau d'irrigation représente à elle seule une entrée de 344 t N.an<sup>-1</sup>. La concentration moyenne en nitrates dans l'eau de pluie sur l'ensemble de la période étudiée était de l'ordre de 6 mg l<sup>-1</sup>, tandis que la concentration en nitrates oscille entre 80 et 300 mg l<sup>-1</sup> dans les eaux souterraines utilisées pour l'irrigation.

La période où le lessivage d'azote devient important 60 JAS (jours après semi) coïncide avec les périodes de fertilisations et d'épandages qui commencent d'après les calendriers

établis suite à des enquêtes sur terrain de Janvier à Avril pour l'épandage d'engrais de fond et d'Avril à Mai pour l'épandage d'engrais de couverture.

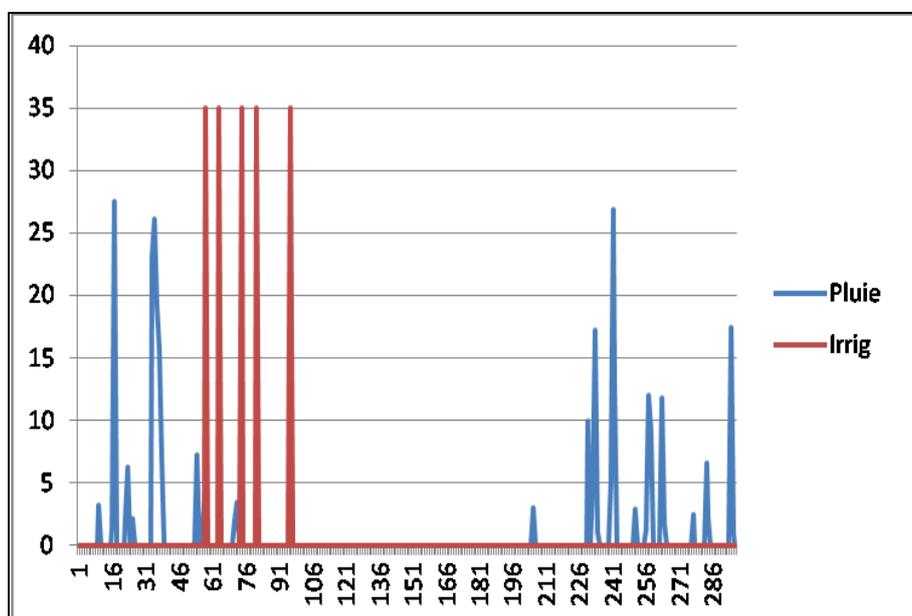


Fig.42. Calendrier des précipitations et d'irrigation

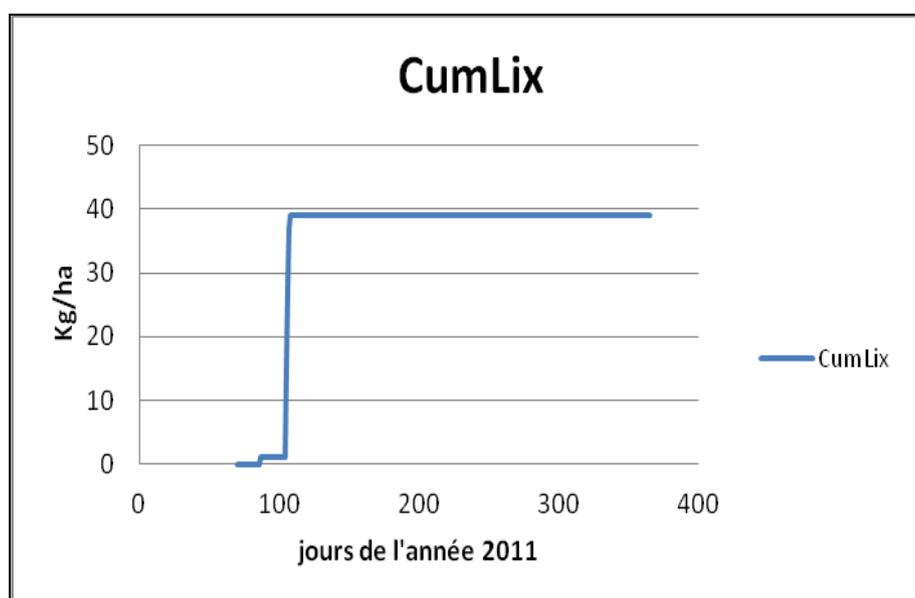


Fig.43. Quantité d'Azote cumulé lessivé sous les cultures de pomme de terre

Les pertes pendant la période de drainage dépendent du stock initial en nitrates dans le sol. Il s'agit, généralement, de la quantité non absorbée par la pomme de terre, provenant d'une fertilisation tardive ou d'une minéralisation après la récolte (Olson, 1980 ; Desvignes, 1992 ; Webster et al, 1999).

Au cours de cette période, il ya eu une augmentation de la hauteur de la lame d'eau drainée de 134 mm provoquant ainsi un lessivage d'une quantité d'azote de  $143 \text{ kg N ha}^{-1}$ , ce qui confirme que le lessivage augmente avec la quantité des précipitations et ou d'irrigation (Masetti, 2008 ; Santibanezet al., 2007 ; Ju et al., 2003). ce qui nous conduit directement à la même conclusion que Thompson et al. (2007) qui ont montré que la sur-irrigation avait lieu principalement pendant les 6 premières semaines de la culture et s'ajoute à cela dans notre cas la sur-fertilisation qui débute du mois de Janvier selon notre calendrier et qui laisse d'avantage le temps de la minéralisation de l'azote jusqu'au mois de mars (mois de semis). Cette sur-fertirrigation en début de culture entraîne une situation favorable au drainage durant tout le reste de la culture et meme de cette année 2012 (Thompson et al., 2006, 2007).

Lorsque la quantité maximale d'eau qui peut demeurer dans le sol sans percoler « Capacité au champ » est atteinte, tout excès d'eau s'écoule vers le bas entraînant les nitrates très mobiles et solubles avec lui.

Le total de N lessivé sous les cultures de pomme de terre simulé pour l'année 2011 était de  $148 \text{ kg N ha}^{-1}$  dans la plaine du Haut-Chéiff.

Le lessivage d'azote est important dans les zones sur-irriguées (pertes pendant la campagne d'irrigation), et dans les zones sous-irriguées (déficit de consommation par la plante, entraînant un reliquat qui contribuera aux pertes après la campagne). Cela implique que l'intensification des engrais et de l'irrigation fréquentes depuis les forages et puits qui sont déjà chargés en nitrates joue un rôle important dans l'augmentation du total N lessivé. Néanmoins, d'après les travaux de Gys (1994), le lessivage de l'azote risque d'être plus important entre les lignes dans le cas des cultures qui ont des systèmes racinaires peu étendus, incapables d'envoyer leurs racines dans l'interligne comme c'est le cas de la culture de pomme de terre.

L'amélioration de l'uniformité de l'irrigation permet de diminuer ce lessivage. Il s'avère donc indispensable d'adapter une stratégie pour les quantités d'eau et d'azotes apporté aux sols, au cours du cycle culturale et l'adapter aux besoins des cultures en tenant compte du

climat mais également de l'hétérogénéité du sol. L'état initial du profil physico-chimique ainsi que le stock hydrique et azoté doivent être pris en considération.

D'après les résultats obtenus par simulation et ceux estimés par la méthode classique établie pour le calcul du bilan d'azote dans la plaine du Haut-Chéouli, la quantité d'azote lessivé sous la culture de pomme de terre constitue 95% de l'azote total apporté aux sols de la plaine (247 kgN/ha/an).

Comme cela a été montré dans les cartes de nitrate établies par krigeage ordinaire et krigeage d'indicateurs les cultures pomme de terre concentrées en particulier dans la partie est de la plaine relevaient considérablement les concentrations des eaux souterraines en nitrates.

L'utilisation excessive des engrais azotés reste le premier facteur dans la région qui fait que ce type de pollution tend à s'accroître d'année en année. La dose optimale d'azote est définie comme la plus petite quantité d'azote permettant d'obtenir le rendement maximal. Lorsque l'on dépasse cette dose optimale, l'azote supplémentaire n'est pas utilisé par la plante, car la production est limitée par un autre facteur : la fertilisation est donc excédentaire.

D'après le modèle PiloteN, on a pu vérifier que les quantités d'azote lessivées à partir des cultures de la pomme de terre constituent plus que la moitié du total annuel d'azote apporté aux sols de la plaine et que le lessivage coïncide en cette année 2012 avec les dates de fertilisation et d'irrigation, ce qui a augmenté le drainage des eaux et par conséquent le lessivage de l'azote surtout en période des hautes eaux (eaux souterraines peu profondes).

D'après la carte des nitrates, on constate que les concentrations les plus élevées se trouvent dans la partie est de la plaine, où se localisent les cultures maraîchères comme la pomme de terre, dans cette partie amont (Djendel). La fluctuation de la profondeur des eaux souterraines est très importante, c'est une zone de drainage où se localisent les sols perméables qui favorise l'infiltration et augmente le risque de lessivage de nitrate d'après Tremblay et al (2001), qui a établie une relation entre la capacité au champ, et le risque de lessivage de nitrate.

Le stock final d'azote cumulé dans le sol de la plaine simulé avec PiloteN est de 568 kgN/ha pour l'année 2012. Avec ce stock final de N, on a essayé de faire une simulation relative à un enchaînement PDT –blé dur.

Compte tenu des conditions pédologiques favorables (pluies modérées précèdent le semis permettant un travail satisfaisant du sol et pluies suivant le semis favorisant la levée), la plante prélève de l'azote mais il en reste encore beaucoup trop. Le stock hydrique dans le sol avant le semis du blé était de 108 mm sur 50 cm soit environ 240 mm sur 1.2 m (profondeurs d'enracinement maximale du blé dur) le stock d'azote dans le sol (reliquat de la PDT) étant de 504 kg/ha à cette même date. En irrigant le blé, on améliore le rendement et on diminue en conséquence l'azote du sol puisque la plante consomme d'avantage d'azote en irrigué qu'en sec. On peut donc, selon le modèle, faire du blé après la PDT sans apporter d'azote. Les résultats pour cette simulation nous donnent un drainage et lessivage de N nuls, avec une minéralisation de 93 Kg/ha durant la période de simulation.

Dans ce scénario, il serait intéressant de cultiver le blé juste après la récolte de pomme de terre sans apporter d'azote pour que ce dernier consomme l'azote déjà en stock dans le sol, cela pourrai d'après le modèle diminué la quantité d'azote lessivé à 0kg/h.

Cela explique le rôle des pratiques agricole sur les fuites des nitrates vers la nappe alluviale, toutes fois l'intensification des engrais azotés et l'applications fréquentes de l'irrigation a joué et joue un rôle important dans la croissance et augmentation des quantité d'azotes lessivé et spécialement sous les cultures de pommes de terre qui constitue 48% de la production agricole annuelle totale dans la plaine du Haut-Chéiff.

Le modèle de simulation montre que 90 % de la quantité d'azote lessivé serait d'origine d'une pratique agricole dans notre cas « les cultures de pommes de terre » (carte de nitrate établie par krigeage ordinaire).

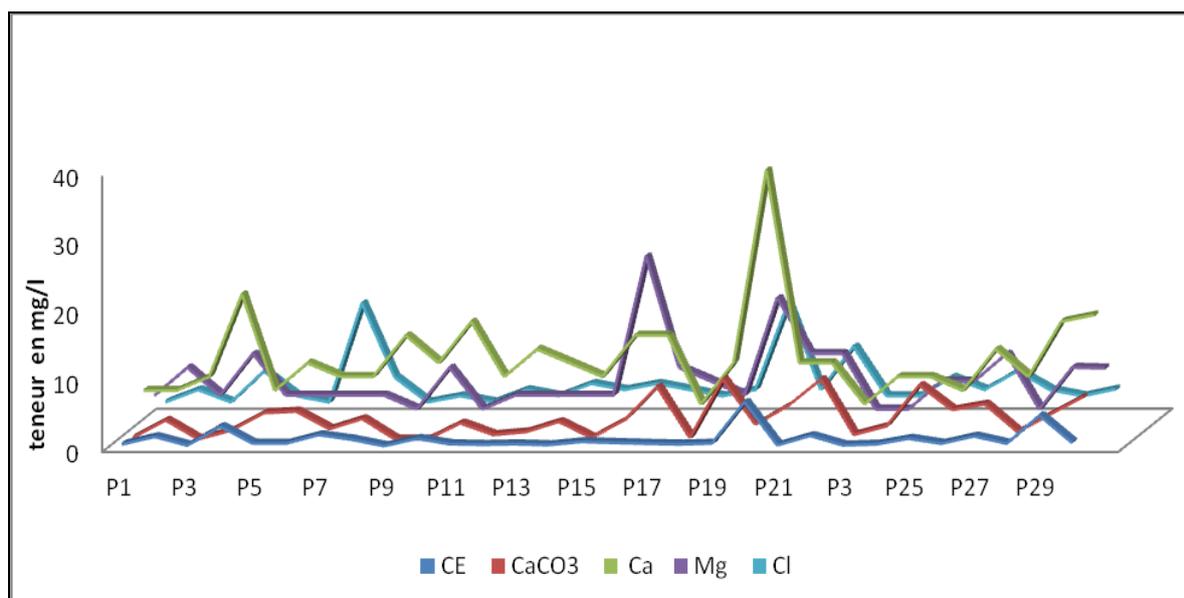
#### **IV.5. Influence de quelques paramètres physico-chimiques du sol sur le bilan d'azote**

Le but dans cette partie est d'étudier l'influence des caractéristiques physiques et chimiques d'un sol sur le bilan d'azote, c'est-à-dire, la relation entre ces quelques paramètres avec les entrées et sorties du bilan, tels que le lessivage, volatilisation, dénitrification.

Les résultats des analyses des échantillons du sol prélevé à partir des parcelles irriguées par les eaux souterraines de façon aléatoire sur toute la plaine du Haut-Chéiff dont certains sont résumés dans la figure n°44.

D'après la figure N°44, les paramètres qui varient le plus dans les sol de la plaine sont le  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ , et le  $Cl^-$ . Quant à la conductivité électrique CE et le calcaire  $CaCO_3$ , on note une

variation assez significative dans les points de prélèvement P17, P19, P21, P25. D'après leurs coordonnées géographiques, il s'agit des sols de la partie amont de la plaine aux environs de la ville de Djendel et quelques plages dans la partie sud près de l'oued Deurdeur où l'on remarque aussi des valeurs extrêmes des teneurs en calcium, magnésium et en chlorures. Les teneurs les plus faibles se localisent dans toute la plaine, marquant une hétérogénéité élevée des sols.



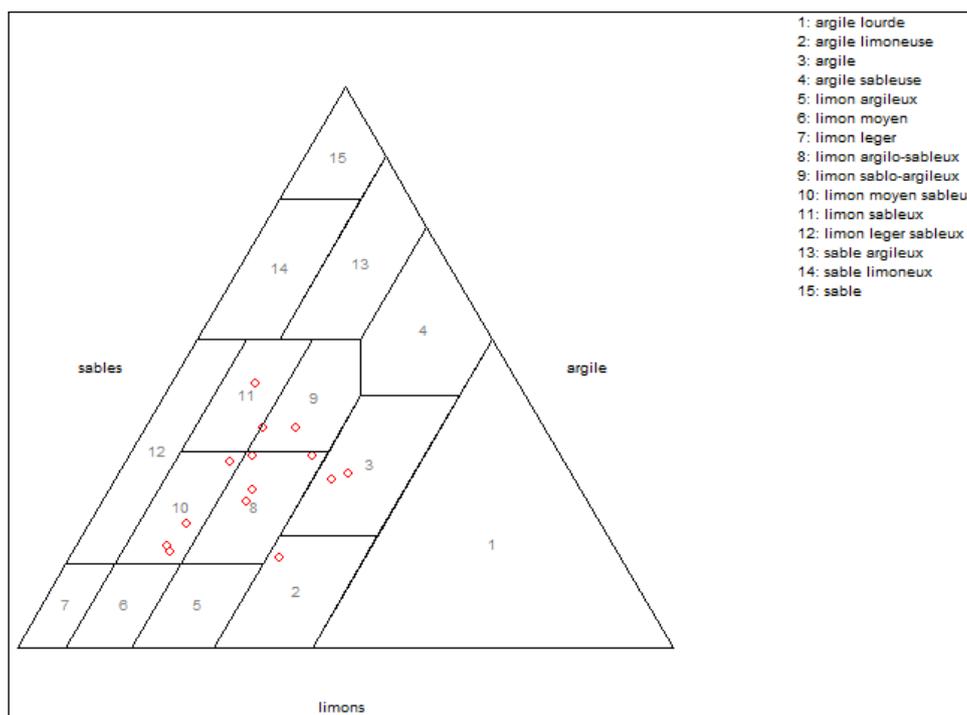
**Fig.44.** Variation des teneurs de quelques paramètres physico-chimiques du sol dans la plaine du Haut-Chélif

#### IV.5.1. Granulométrie des sols échantillonnés

La représentation des résultats des analyses granulométriques dans le triangle des textures par l'utilisation du logiciel TAL « Texture Auto Look » afin de déterminer les classes texturales prédominantes dans la plaine du Haut-Chélif sont représentés dans la figure N°45.

D'après le triangle des textures, la majorité des sols de la plaine prennent une texture limoneuse à limoneuse sableuse. On compte trois échantillons de texture Argileuse.

La texture limoneuses à limono-sableuse, qui couvre la majeure partie des surfaces de la zone d'étude, indique que les sols de la région sont de texture assez grossière moyennement perméable.



**Fig.45.** Triangle des texture des sols de la plaine de Haut-Chélif

Les sols limoneux sableux, qui sont les plus sensibles au phénomène de lessivage des nitrates, se localisent dans la pluparts à l'est de la plaine et sur toute la plaine à proximité de l'oued chlef et ses effluents et deviennent au fur et à mesure que l'on s'éloigne de l'oued plus lourds et à textures limoneuses à argileuses.

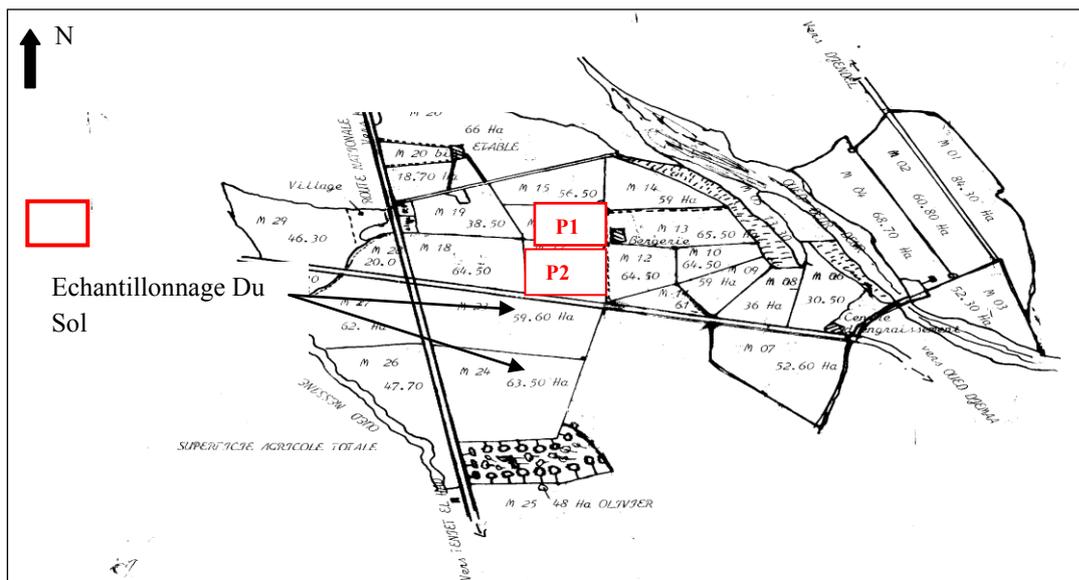
En se basant sur ces résultats, deux parcelles expérimentales irriguées par aspersion et cultivées en pomme de terre ont été choisies pour avoir deux types de sols à caractéristiques différentes. Ces deux parcelles seront utilisées pour établir le bilan azoté par application de la méthode empirique et le modèle piloteN.

## **IV.6. Etablissement du bilan Azoté à l'Echelle de la parcelle**

### **IV.6.1. Présentation du site expérimental**

L'échantillonnage du sol a été mené au niveau du site expérimental de Bir Ould Khelifa de la wilaya de Ain Defla dans la plaine du Haut-Chélif. Située dans la ferme de Bessami (Fig.46 ) qui se trouve au niveau de la commune de Bire Ould Khelifa, elle est localisée dans la région centre est de la wilaya d'Ain Defla et est limitée par les communes suivantes : au Nord

Khemis Miliana, au sud Bordj Amir Khalid, à l'est Ain Sultan et l'ouest Djelida. La superficie total est de 1500 ha dont 300 ha en irrigué et 1100 à sec.



**Fig.46.** Schéma représentatif de la parcelle de Pomme De Terre

#### IV.6.2. Estimation du bilan azoté dans les deux parcelles cultivées en pomme de terre

De nombreuses études concernant la lixiviation de l'azote ont été réalisées à l'échelle de la parcelle (Gaury et *al.*, 1992 ; Hansen et *al.*, 1996 ; Bruckler et *al.*, 1997 ; Simon et Lecorre, 1998 ; Arregui et Quemada, 2006). Ces études ont montré que la lixiviation de l'azote était dépendante du système de culture (type de culture, rotations, irrigation, fertilisation) et du contexte pédoclimatique.

D'après les données recueillies auprès des responsables de la ferme, les engrais chimiques industriels et en particulier le NPK 11.15.15 sont utilisés dans les parcelles concernées par notre échantillonnage avec des doses moyennes annuelles de 165 kg /ha.(Tab.26).

D'autre engrais comme l'urée (46%) sont utilisés comme engrais de couverture avec des doses moyenne de 185 kg/ha pour la pomme de terre. (Tab.27)

**Tab.26.** les calendriers de fertilisation et d'irrigation pour l'année 2014 au niveau des deux parcelles de pomme de terre

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
PDT												

 a) Calendrier d'irrigation

 b) calendrier de fertilisation

**Tab.27.** Quantités d'azote apportées par les engrais minéraux sur les parcelles

Taux et type d'engrais utilisé (kg /h/an)	Les doses utilisées (kg/ha)	Superficies des cultures (ha)	
		P1	P2
		30	60
<b>NPK11/15/15</b>	165	544,5	1089
<b>Urée (46%)</b>	185	2553	5106
	<b>Total Kg</b>	<b>3097,5</b>	<b>6195</b>

Les deux parcelles reçoivent un Apport total moyen d'azote de 3097,5 kgN et 6195 kgN durant le cycle de la pomme de terre. D'après la méthode expérimentale utilisée, on considère que les entrées de l'azote égalisent les sorties d'azote durant le cycle cultural :

Entrées – Sorties = excédent = 0

Apports naturels +Apports anthropiques = A+ V + D + L

Avec :

A : La quantité d'azote absorbé par la plante 60% d'engrais épandu « pomme de terre »

V : volatilisation estimée à 40% de la quantité totale apportée par Urée 46%.

D : dénitrification, 20% de la quantité d'engrais épandu.

L : lessivage c'est l'excédent si on considère que tout l'azote minéralisé en NO<sub>3</sub> sera lessivé automatiquement suite au drainage par l'eau après précipitation ou irrigation.

Sur ces hypothèse et conditions, on a trouvé un excédent moyen d'environ 95kgN/ha dans les sols des deux parcelles, ce qui correspond à celui calculé par la méthode classique utilisée à grand échelle au niveau de la plaine du Haut-Chéiff.

D'après ces mêmes résultats, on peut affirmer que les cultures de pomme de terre sont à l'origine du lessivage des nitrates vers la nappe du Haut-Chéiff avec un pourcentage qui dépasse les 50%, suite à la surfertirrigation de cette culture par les agriculteurs afin qu'ils puissent avoir un bon rendement.

**Tab.28.**Le bilan d'azote sur les deux parcelles

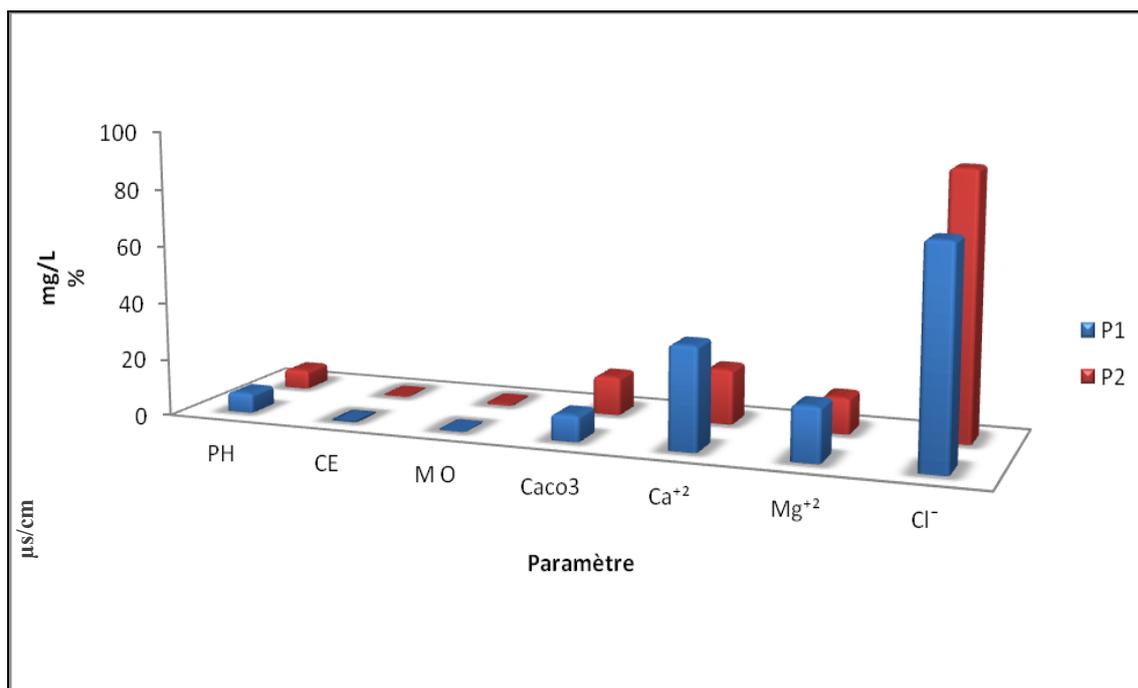
<b>Parcelle</b>	<b>N apporté</b>	<b>N minéralisé</b>	<b>N lessivé</b>	<b>N Absorbé</b>	<b>bilan d'azote kg N /ha</b>
<b>P1</b>	3097.5	16	96,45	220	<b>2797,05</b>
<b>P2</b>	6195	24	99,98	220	<b>5899,02</b>

Le rendement simulé par le modèle est presque le même que celui enregistré sur les deux parcelles, soit environ 50 t/ha.

L'apport total d'azote durant le cycle cultural a été négligé suites aux résultats d'analyses effectuées sur l'eau utilisée pour l'irrigation qui a une concentration moyenne en nitrates de 15mg/l.

#### **IV.6.3. Interprétation de l'influence des caractéristiques du sol sur le bilan d'azote au niveau des deux parcelles**

D'après le figure n° 47, le pH actuel du sol est neutre dans les deux parcelles avec une moyenne de pH=7. La disponibilité des éléments minéraux selon le pH de la solution du sol est le magnésium et le calcium. Le pH optimal donné dans la littérature pour la nitrification varie entre 7 et 9. Plusieurs études prouvent que la nitrification s'amplifie quand le pH du sol croît.



**Fig.47.** Variation de quelques paramètres entre les deux parcelles

Il a été généralement rapporté que la nitrification est faible à pH acide car, les bactéries nitrifiantes sont sensibles à l'acidité (Jared, 2010)

Les micro-organismes réalisant la dénitrification sont beaucoup moins sensibles aux fluctuations du pH (Knowles, 1982).

Dans les sols légèrement acides (pH = 5,5 à 6), la pomme de terre peut donner de bons rendements. La réaction de la nitrification libère des protons qui induisent une diminution du pH du sol. Elle limite la volatilisation en fin de période (Stengel et Gelin, 1998).

D'après la figure, on note une conductivité moyenne de  $0.15 \mu\text{s}/\text{cm}$ , montrant ainsi que le sol des deux parcelles n'est pas salin et donc les effets de la salinité sont négligeables dans notre cas. Sachant que la conductivité électrique influence sur l'ammonification et la nitrification et que la concentration en nitrate décroît avec l'augmentation de la conductivité électrique (C.E), l'ammonification aurait subi sous l'effet de l'augmentation de la C.E une diminution moins importante et moins marquée que celle de la nitrification. D'autre part, la production de l'azote ammoniacal ne varie pas dans le même sens que la conductivité électrique (Haimoud *et al.*, 1980).

La figure n°48 montre que la matière organique des sols est assez faible sachant, surtout, que la dose recommandée du fumier est égale à 100 T/ha. La matière organique influence sur le rythme de la croissance des microorganismes. Il est connu qu'elle est facilement minéralisable en augmentant et en diversifiant la microflore du sol, et par conséquent les taux de décomposition de la MO et de celui de la minéralisation d'azote (N'Dayegamiye, 2007). La présence de la matière organique diminue l'intensité des processus nitrificateurs, sous l'effet de  $\text{NH}_4$  et du  $\text{CO}_2$ . (Morel, 1996).

Dans ce type de sol, l'ajout d'engrais simule la croissance des microorganismes et augmente l'activité de ceux-ci, ce qui conduit à une grande disponibilité d'éléments nutritifs du sol au bénéfice des cultures.

Le taux de calcaire qui participe à la structuration du sol est moyennement élevé. On remarque une variation significative entre les deux parcelles, donc le risque de chlorose est très faible.

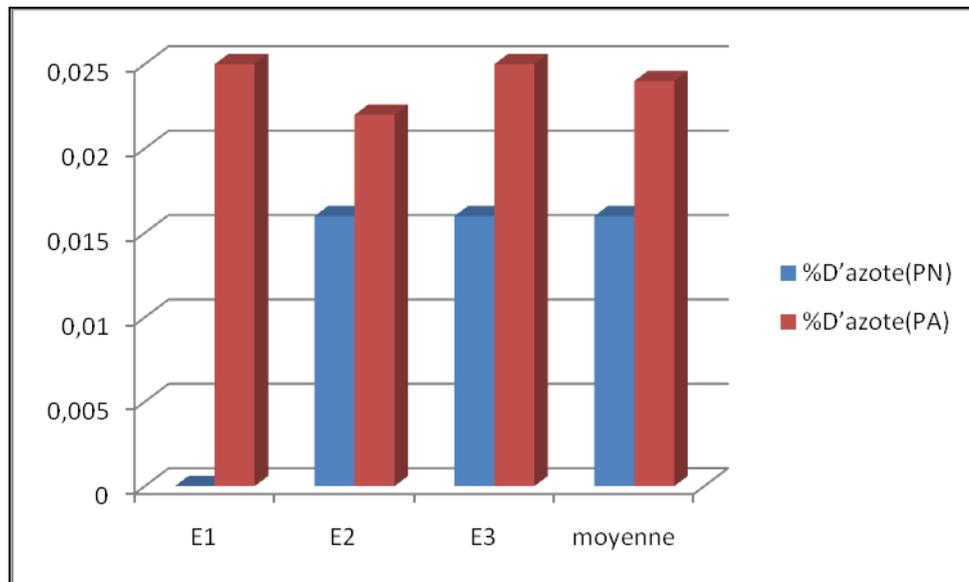
En général les sols contenant du calcaire ont un pH alcalin, car le calcaire neutralise l'acidité produite par la croissance des plantes, le taux de calcaire dans ces sols a une influence sur la nitrification, volatilisation, minéralisation et la dénitrification.

D'après la figure n°48 on constate que les concentrations moyennes de  $\text{Ca}^+$  et  $\text{Mg}^+$  sont respectivement de 19.26mg/l et 12.68mg/l dans la P1 et dans la P2 entre 35.81mg/l et 18.90mg/l. L'influence des sels de calcium et de magnésium sur la minéralisation, selon Renault (1958), est remarquable. Ces sels influencent positivement sur la minéralisation de l'azote. Ils sont indispensables au processus de l'ammonification de l'azote du sol, car tous les micro-organismes (ammonifiants et nitrifiants) ont besoins du calcium et du magnésium pour leur métabolisme cellulaire. Ils sont indispensables aussi à la nitrification de l'azote. Donc, on peut dire que la vitesse de minéralisation de l'azote apporté sur les sols des deux parcelles est très élevée.

Le taux moyen des chlorures dans la P1 est de 92.3mg/l et 74.55mg/l dans la P2. D'après Laura (1976), l'addition des sels provoquerait une baisse de l'activité microbienne. C'est un facteur qui empêche le bon déroulement de la biodégradation de la matière organique par les micro-organismes du sol, surtout pour le processus de la minéralisation de l'azote. Cette influence défavorable est due au fait que les sels provoquent la libération des ions toxiques tels que les chlorures qui inhibent certaines étapes de la minéralisation. Le NaCl est le plus

nocif que le  $\text{NaSO}_4$ . (Mac Clung et F Frankenberger, 1987), et inhibe d'avantage les activités enzymatiques que le  $\text{CaCl}_2$  et  $\text{NaSO}_4$ , (Frankanberger et Bingham, 1982)

Suite à ces résultats on a jugé plus utile que nécessaire de faire une analyse de sol pour avoir une idée sur la variation des quantités d'azote total présent dans les sols des deux parcelles. Les résultats son représentés dans la figure N°48.



**Fig.48.** Quantité d'azote présente dans le sol

La quantité d'azote dans le sol est très faible, ce qui pourrait être expliqué par l'utilisation d'une quantité d'azote par la pomme de terre et le reste lessivé vers la nappe contribuant ainsi à la pollution des eaux souterraines par les nitrates.

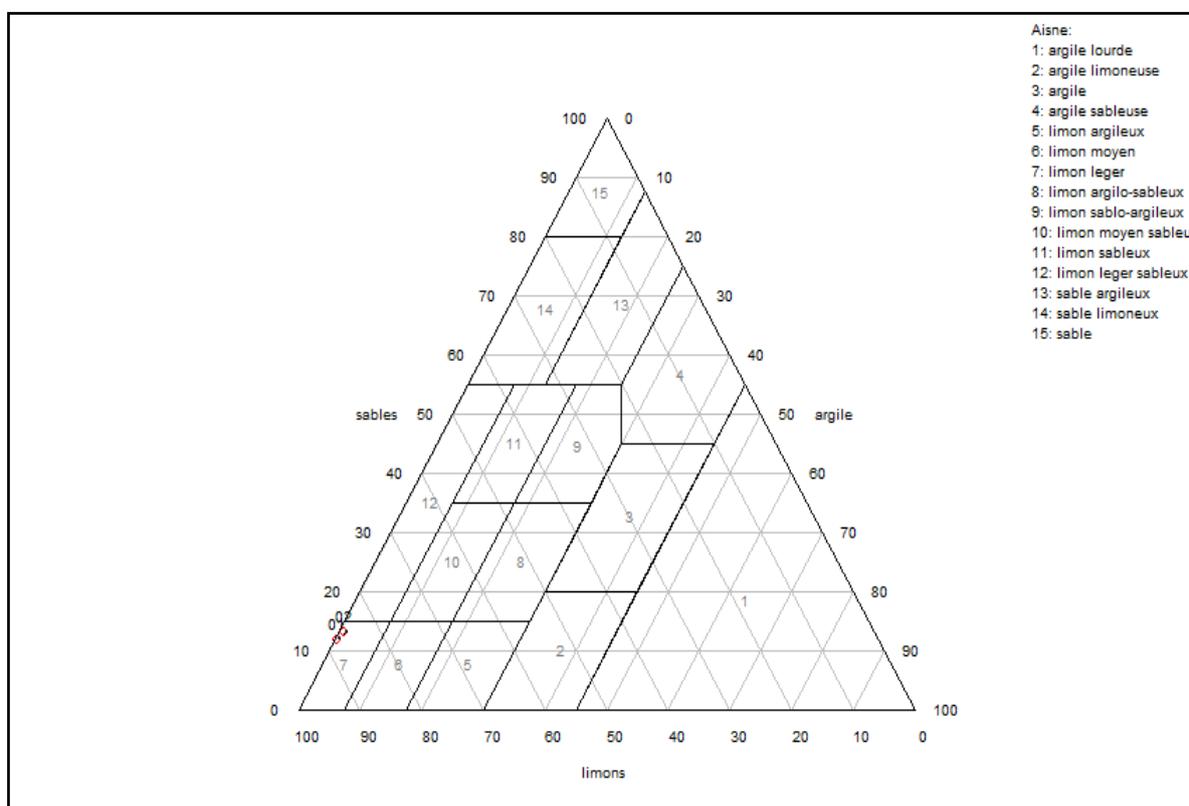
On remarque aussi que la quantité d'azote présent dans la parcelle P2 «PA » est plus élevée que la parcelle P1 « PN ».on ne peut expliquer cette variation que par la différence des teneurs en sels de calcium et de magnésium qui influencent positivement sur la minéralisation de l'azote. Notons que la P1 détient une teneur plus élevée en  $\text{Ca}^{+2}$  (35.81mg/l) que P2 (19.26mg/l). Par contre, l'inverse se trouve par rapport aux chlorures sachant que sa présence dans les sols inhibe certaines étapes de la minéralisation, ce qui fait la différence entre P1 et P2.

Avec des teneurs en chlorures moins élevées que P2, la minéralisation de l'azote est plus élevée dans les sols P1 que P2, les quantités d'azote dans la parcelle P2 est plus élevée que celle de P1, cela signifie que les caractéristiques du sol influencent sur le bilan d'azote.

### ✓ Triangle texture

Les analyses granulométriques effectuées sur les sols des deux parcelles ont été faites sur le mélange des échantillons pour chaque parcelle afin d'obtenir des échantillons représentatifs.

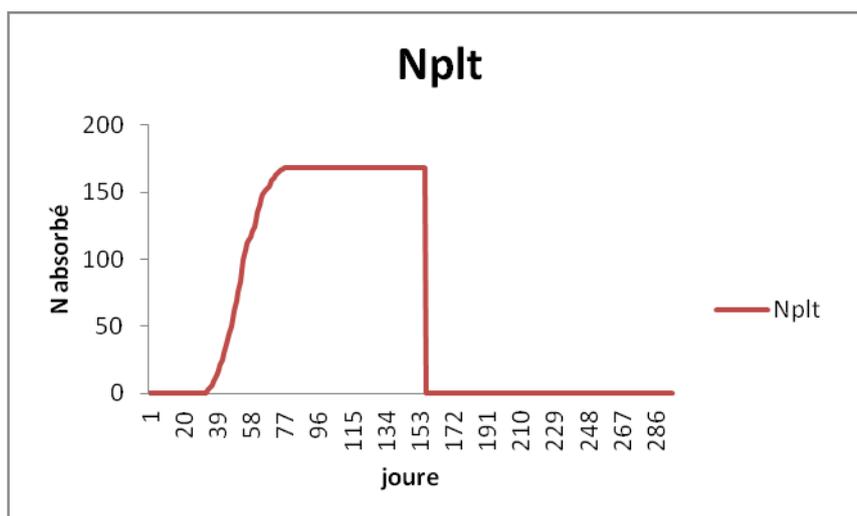
D'après le triangle textural, les deux parcelles appartiennent aux mêmes classes texturales limoneuses légères à limoneuses légères sableuses. Cela veut dire que le degré de percolation est élevé, ce qui va augmenter le risque de lessivage de l'azote via la zone non saturée vers les eaux souterraines.



**Fig.49.** Triangle de texture pour les deux parcelles

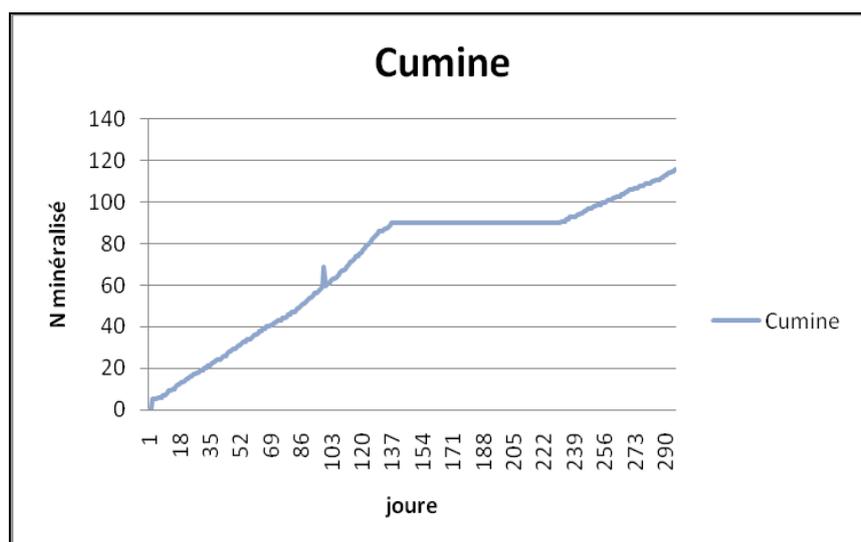
#### IV.6.4. Résultat de simulation du bilan d'azote sur les deux parcelles

Suite à la disponibilité des différents paramètres nécessaires pour faire une simulation du bilan d'azote sur les deux parcelles, on a jugé intéressant de voir si le modèle PiloteN nous donnera le même rendement que celui obtenu au niveau des parcelles. Les résultats de cette simulation sont représentés sur les figures n°50.



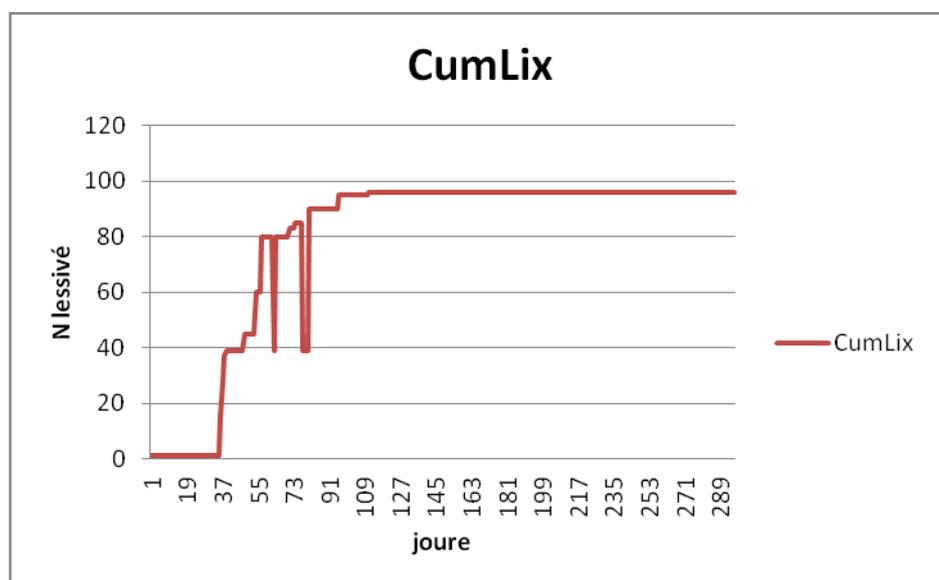
**Fig.50.** graphe de l'évolution de N absorbé par la plante de pomme de terre

A partir de ces graphes, on observe du 1 j à 31j que la quantité d'azote assimilable reste stable parce que l'azote est organique et n'est pas assimilable par les plantes de pomme de terre (dormance). Durant la période 35j à 78j, la quantité d'azote assimilable augmente parce qu'il est minéralisé par les micro-organismes et utilisé par la plante de PDT (phase de germination et développement) pour ensuite se stabiliser en fin du cycle avec une quantité de N absorbée à environ 170 kgN/ha.



**Fig.51.** Courbe de simulation de l'azote minéralisé

La figure N°51 montre que la quantité d'azote minéralisé augmente dès le premier jour de plantation et de fertilisation et ne cesse d'augmenter jusqu'au 137j. Il est aussi à remarqué la vitesse de minéralisation reste la même pendant (136 j) pour atteindre une période de stabilisation qui dure 100 jours, coïncidant ainsi avec la saison estivale ou la minéralisation est la plus faible. En début d'automne, la courbe de l'azote minéralisé reprend et l'azote minéralisé augmente.



**Fig.52.** Courbe de simulation de L'azote lessivé sous les cultures de pomme de terre

La quantité d'azote lessivé est nulle durant le premier mois, elle augmente par la suite pour atteindre son maximum au mois d'avril à environ 98 kgN/ha suite au drainage entraîné par les eaux de pluie et d'irrigation.

### Modèle PILOTE: Résultats de la Simulation

\*\*\*\*\*

#### Résultats de l'année 2014

\*\*\*\*\*

#### Test d'une stratégie d'irrigation:

Début des irrigations: 1 Jas

Fin des irrigations: 110 Jas

Irrigation quand réserve mobilisable épuisée à: 30.0%

Dose de Semis: 35.0 mm Dose > semis : 35.0 mm

Attention: risques d'irrigations tardives !!!!!

modifier la période d'irrigation !!!!!!!!!!!!!

Irrigations : dates(jc) et Doses en mm

76	35.0
84	35.0
107	35.0
116	35.0
124	35.0
136	35.0
142	35.0
148	35.0
157	35.0

Dose Totale Apportée: 315. mm

**Bilan d'azote :**

StNini	: 366. kg/ha
ApporN	: 600. kg/ha
Nplante	: 161. kg/ha
Nminera	: 97. kg/ha
Nlixivi	: 105. kg/ha
StNsolF	: 448. kg/ha
Dénitri	: 49. kg/ha

**Caractéristiques du Rendement: 52.4 T/ha**

**Sur la Durée de Simulation une année(2014):**

Pluie Totale	: 241. mm
Evaporation sol	: 321. mm
Drainage	: 79. mm
Nlessivé	: 107. kg/ha
Mineralization	: 229. kg/ha
Dénitrification	: 49. kg/ha
Stock Final N sol	: 561. kg/ha

D'après les résultats, le modèle nous prévient afin de changer la stratégie d'irrigation ainsi que les doses. Il prédit le rendement à 52.4 T/ha sur le cycle cultural et sur la durée de simulation ce qui correspond au rendement réel qui était de 52 T/ha. Cela ne peut que montrer l'efficacité de ce modèle de simulation.

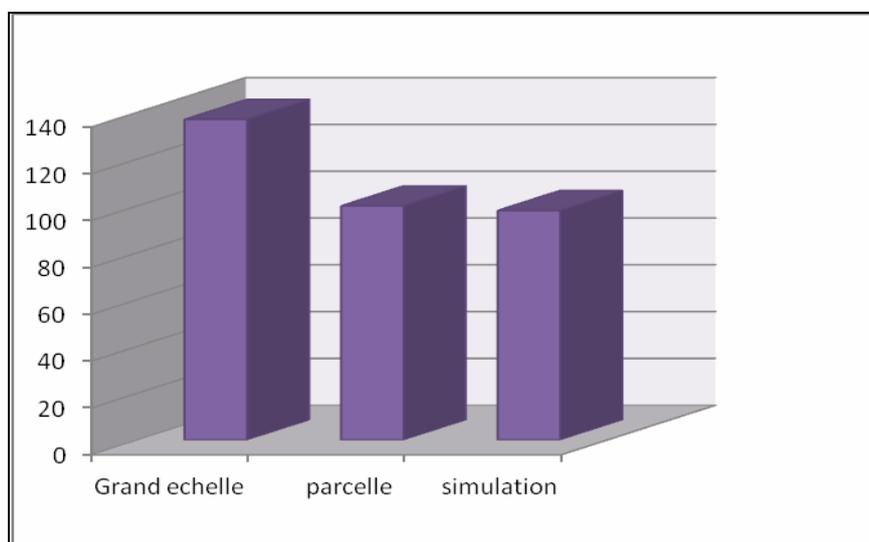
D'après ces résultats que se soit sur le cycle cultural ou sur une durée de simulation , on remarque que tant qu'il y a drainage d'eau il y'a une lixiviation d'azote c'est-à-dire qu'on a dépassé la capacité de rétention du sol.

La quantité d'azote restant en stock dans le sol est simulée à 561 kg/ha après récolte de pomme de terre ce qui est tout de meme une quantité à ne pas négliger lors de la prochaine fertilisation d'où l'intérêt de mettre en place une stratégie d'irrigation et de fertilisation et joindre en finale le bon rendement avec un bon raisonnement de fertigation (Fertilisation + Irrigation)..

#### IV.7. La comparaisant de N lessivé entre les différentes méthodes utilisées

**Tab.29.** variation des quantités N lessivé sous une culture de pomme de terre

	plaine	parcelle	simulation
<b>N lessivé Kg/ha</b>	136	99	98



**Fig.53.** Quantités de N lessivé à différents méthodes

A partir du tableau n°29, il est observé que la quantité d'azote lessivé varie de 136.9 kg/ha dans la plaine du Haut-Chéliff et 99.98 N kg/ha dans les parcelles de Bir Ould Khelifa.

La simulation avec le modèle piloteN nous a donnée une valeur de 98 kg/ha qui reste acceptable par rapport à la valeur estimée par la méthode expérimentale à l'échelle de la parcelle.

La différence trouvée entre la quantité d'azote lessivé entre la plaine du Haut-Chéliff (échelle régionale) et la parcelle de pomme de terre (échelle locale) pourrait être expliquée par les variations des classes texturales suite à l'hétérogénéité des sols dans la plaine, à l'occupation des sols ainsi qu'à la non prise en compte dans le calcul du bilan de l'apport d'élevage et d'eaux usées au niveau de la parcelle.

Le résultat de La simulation de l'azote lessivé par le modèle piloteN et presque le même dans la parcelle de pomme de terre, donc, on peu valider la fiabilité prédictive de ce modèle. La validation se fait avec le rendement, et dans notre cas c'est presque le même rendement simulé qui est obtenu au niveau de la parcelle, soit environ 50 kg/ha. C'est aussi le cas de la quantité de N lessivé sous les cultures de pomme de terre qui sont les mêmes (Fig.53).

PiloteN étant un outil d'aide à la gestion de la fertirrigation pour avoir de meilleurs rendements et prévoir la quantité d'azote stocké dans le sol et celle lessivée, afin de satisfaire les besoins de la plante et prévenir la pollution.

La simulation a montré que la stratégie non planifiée de la fertilisation azotée est la cause principale de la pollution de la nappe alluviale du Haut-Chéliff par les nitrates sous forme d'azote lessivé après minéralisation sous des conditions favorisées par les caractéristiques du sol de la plaine.

Le calcul du bilan azoté pour l'année 2014 dans la plaine du Haut-Chéliff au niveau parcellaire « cas de Bir Ould Khelifa » a donné un reliquat de 98 kg/ha d'azote. D'après le modèle de simulation PiloteN, les apports excessifs en eaux d'irrigation (eaux de puits et forages déjà chargé par les nitrates) et en engrais azoté pour la culture de pomme de terre sont les causes directes de la pollution des eaux par les nitrates cela correspond aux résultats des travaux de Gärdenäs *et al.* (2005) qui ont proposé de combiner une micro-irrigation à niveau continue d'humidité avec une fertirrigation (eau d'irrigation enrichie en azote minéral)

afin de réduire au maximum la lixiviation de nitrate. La technique de fertirrigation montre que l'origine de l'eau d'irrigation peut également avoir un impact important. En effet s'il s'agit d'eau de nappe ou d'eau de surface ou de pluie, les concentrations en nitrate peuvent être très différentes. Dans le cas d'irrigation avec de l'eau présentant des fortes concentrations en nitrate, comme dans le cas des eaux de la nappe alluviale du Haut-Chéliff ( $\text{NO}_{3\text{moy}} = 80\text{mg/l}$ ) les quantités d'azote minéral apportées doivent alors être prises en compte dans le plan de fertilisation azotée (De Paz et Ramos, 2004) comme s'il s'agissait de fertirrigation.

Pour cela et afin que la gestion de la fertilisation azotée soit efficace et bien raisonnée, il faut établir un équilibre entre les entrées et les sorties pour empêcher le lessivage du reliquat d'azote durant le cycle cultural ou après la récolte.

Donc, le modèle PiloteN est un outil fiable et valide qu'on pourrait utiliser afin de proposer aux responsables (décideurs) une meilleure stratégie qui satisfait tout les acteurs.

Par ailleurs, il est certain que la texture du sol (limoneuse et limono sableux), et les conditions pédologiques (le pH, la température, le taux du calcaire et la minéralisation intense de la matière organique) augmentent le risque de lixiviation des nitrates vers les eaux souterraines toutes fois ces facteurs sont pris en considération par le modèle Pilote-N.

#### **« L'azote, ni trop, ni trop peu, la bonne dose, au bon moment »**

Si la somme des entrées a été réduite aux seuls apports anthropiques et particulièrement à ceux liés à la fertilisation minérale, vu que les apports naturels semblent trop faibles pour être pris en compte, la somme des sorties a englobé les différentes pertes d'azote à travers les divers processus tels que l'absorption, la dénitrification et la volatilisation.

Ainsi l'équation du bilan donne un pourcentage de 60% de l'azote qui a été apporté sur les sols du périmètre du Haut-Chéliff, soit environ 4624 tonne N/ha/an. Ceci correspondrait à 2818 T N/ha/an qui représentent l'excédent azoté pour l'année 2012.

Dans la zone d'étude de Bir Oueld Khelifa, la texture des sols et de type Limoneux-Sableux. Ces sols sont sensibles à la perte d'azote par lessivage, ce qui indique que la région de Bir Oueld Khelifa présente un risque élevé de pollution des eaux souterraines par les nitrates.

Enfin, et afin de voir l'influence des paramètres physico-chimiques du sol sur le bilan d'azote, on a effectué à l'aide de la méthode expérimentale le bilan sur les sols des deux parcelles dont les résultats sont mentionnés sur le tableau N°30.

**Tab.30.**Le bilan d'azote sur les deux parcelles

<b>kg N /ha</b> <b>Parcelle</b>	<b>N apporté</b>	<b>N minéralisé</b>	<b>N lessivé</b>	<b>N Absorbé</b>
<b>P1</b>	3097.5	16	96	220
<b>P2</b>	6195	24	100	220

D'après la méthode expérimentale utilisée pour le calcul de l'excédent d'azote en fin du cycle de pomme de terre au niveau des deux parcelles, les résultats sont exprimés au tableau N°30.

La différence entre les deux parcelles débute avec le taux de minéralisation. La minéralisation a été plus élevée dans la parcelle P2 où l'on enregistre une teneur plus élevée de  $\text{Ca}^{2+}$  et une teneur moins élevée de chlorure jouant à la faveur de la vitesse de minéralisation de l'azote apporté aux sols, ce qui influence en parallèle sur la quantité d'azote lessivé après minéralisation. On note la même quantité d'absorption par la plante puisque qu'il s'agit de la même espèce pomme de terre Spunta.

Un excédent moyen d'environ 95kgN/ha a été estimé dans les sols des deux parcelles, ce qui correspond à celui calculé par la méthode classique utilisée à grand échelle au niveau de la plaine du Haut-Chéiff.

D'après ces mêmes résultats, on peut affirmer que les pratiques agricoles influencent sur les fuites des nitrates vers la nappe et particulièrement les cultures de pomme de terre avec un taux de contribution dépassant les 50% dans le lessivage des nitrates vers la nappe alluviale du Haut-Chéiff.

#### IV.8. Discussion des résultats dans un contexte général

Les pertes d'azote nitrique par lixiviation sont liées à la présence d'azote minéral dans le sol associée à un épisode de drainage. Ces fuites de nitrate ont été mesurées ou estimées par simulation sous la zone racinaire, ce qui correspond dans notre étude à une profondeur de 30cm. En dessous de cette profondeur l'activité biologique est considérée comme négligeable. Ce sont principalement les variables climatiques (précipitations et évapotranspiration) qui vont contrôler la fréquence et l'intensité de ces épisodes de drainage. Mais comme nous l'avons montré, une irrigation excessive peut également être à l'origine d'un épisode de drainage, même en plein été lorsque l'évapotranspiration est maximale si l'irrigation est excessive. La sur-irrigation est particulièrement néfaste en début de culture puisqu'elle entraîne une situation favorable au drainage durant toute la suite de la culture (Thompson *et al.*, 2007). De nombreux autres travaux ont montré que l'intensité de l'irrigation n'était pas la seule façon de limiter les risques de drainage. Ainsi le type d'irrigation (par aspersion ou par sillon), et la fréquence d'irrigation peuvent également être des moyens efficaces pour limiter les risques de drainage. L'intensité d'irrigation n'a que peu d'effet sur les concentrations en nitrate de l'eau de drainage. Par contre, nous suggérons que la concentration en nitrate de l'eau d'irrigation devait également être prise en compte dans le plan de fertilisation azotée. Les travaux de Liu *et al.* (2008) viennent également confirmer cette conclusion.

Adiscott (2005) qui a montré que seulement 5% de l'azote lixivié au cours d'une culture provient de l'engrais apporté pour cette culture. Si nous n'avons pas mis en évidence de relation directe entre fertilisation azotée et fuites de nitrate, par contre, plus la dose de fertilisant azoté apporté au cours de la culture est importante, plus la quantité d'azote minéral du sol à la récolte était élevée. Toutefois, cette relation n'est pas proportionnelle et est « culture dépendante ».

généralement durant l'automne et l'hiver suivants que les fuites de nitrate sont les plus importantes. Cette période réunit tous les facteurs conduisant à la lixiviation tels que définis par Sébillotte et Meynard (1990) : la présence d'un reliquat d'azote minéral significatif à l'automne après une culture de pomme de terre constitue un risque potentiel de drainage et par la suite de lixiviation vers la nappe.

Lorsque la quantité d'azote minéral du sol après une culture est importante, la principale solution afin de limiter les fuites de nitrate pendant l'interculture est la mise en place d'une

culture intermédiaire piège à nitrate. Plusieurs travaux ont déjà montré l'efficacité de ces cultures (Chapot, 1994 ; Justes *et al.*, 1999), et les expérimentations virtuelles que nous avons réalisées vont dans le même sens avec une réduction importante de la concentration en nitrate des eaux de drainage et donc de la lixiviation et de l'eau de la nappe alluviale. Les caractéristiques du sol peuvent également avoir un impact important sur les transferts d'eau et de solutés (Shepherd *et al.*, 2002). Toutefois, les sols des deux sites étudiés dans ce travail ne présentaient pas suffisamment de variabilité pour mettre en évidence leur impact sur le transfert d'azote nitrique. En résumé, une bonne gestion du stock d'azote d'une parcelle agricole vise donc à limiter les quantités d'azote minéral du sol pendant les périodes potentielles de drainage.

Les résultats alarmants des concentrations en nitrate des eaux souterraines de la nappe alluviale du Haut-Chélif défont l'hypothèse d'un enchaînement sur plusieurs années d'une mauvaise gestion de la fertilisation azotée et de l'effet de la rotation des cultures. Cette importante variabilité a été confirmée par la modélisation spatialisée de la pollution nitrée sur le site d'étude qu'il s'agit bien évidemment de la partie Est (Djendel) de la plaine. Dans une telle situation il est indispensable de prendre en compte ce facteur dans la modélisation de l'évolution des concentrations en nitrate de la nappe alluviale. C'est également une information cruciale pour hiérarchiser les actions de conseil à mettre en œuvre, car ce sont des parcelles qui contribuent le plus à la pollution nitrique de l'aquifère.

Cela montre tout l'intérêt de généraliser la mesure des reliquats d'azote minéral sur le plus de parcelles possibles surtout dans la partie est de la plaine (région de Djendel) afin d'ajuster au mieux la fertilisation azotée des cultures et surtout pour éviter les « grosses » erreurs de fertilisation azotée.

Cette variabilité des concentrations des nitrates dans les eaux souterraines se traduit par conséquent par une importante variabilité des fuites de l'azote excédentaire, ce qui indique clairement que la pollution nitrique des eaux souterraines est spatialement variable. Et les concentrations sous les parcelles agricoles cultivées en pomme de terre sont supérieures à  $50 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ . Il semble donc impossible d'atteindre l'objectif de bonne qualité des eaux souterraines (concentration inférieure à  $50 \text{ mg.L}^{-1}$ ) dans cette partie de l'aquifère sans une modification drastique des pratiques agricoles sur l'ensemble de la plaine alluviale du haut-Chélif. D'autre part les concentrations en nitrate très élevées dans la nappe peuvent également poser un problème pour l'irrigation. En effet certains forages situés dans la plaine

---

alluviale sont utilisés comme source d'eau pour l'irrigation et cela peut donc poser des problèmes de recirculation d'eau riche en nitrate.

## Conclusion Générale et Perspectives

L'objectif de ce travail était de pouvoir cerner l'ampleur et l'évolution spatiale de la pollution nitratée dans la nappe alluvial du Haut-Chéiff et de déterminer son origine principale ainsi que les mécanismes qui régissent le bilan d'azote et précisément les fuites des nitrates vers la nappe par le biais du processus de lessivage, pour une meilleure gestion qualitative et quantitative de cette ressource dans le but de proposer une méthodologie pratique et économique en agriculture.

Dans ce contexte et pour estimer les concentrations des nitrates dans les zones non échantillonnées, nous avons utilisé la géostatistique comme outil d'interpolation. Dans une seconde étape nous avons établie un bilan d'azote qui a permis de définir les flux entrants dans les systèmes cultureux en particulier la pomme de terre.

Avec l'application de la modélisation du bilan d'azote en utilisant le modèle de simulation Pilote-N, on a pu déterminer l'origine principale de cette pollution dans la nappe alluviale du Haut-Chéiff ainsi que les processus régissant les flux sortants de l'azote lessivé sous les cultures de pomme de terre, ce qui nous a permis de mettre en évidence l'influence de quelques paramètres physico-chimique du sol sur le bilan d'azote.

La pollution nitratée dans la nappe alluviale du Haut-Chéiff caractérisé par un climat semi-aride constitue, en effet une problématique environnementale majeure.

L'étude géologique de la plaine correspond à une dépression subsidence constituée essentiellement par des alluvions quaternaires représentant les terrasses de l'oued Chéiff, Le quaternaire étant irrégulier par rapport aux terrains néogènes et la plaine s'est entièrement creusée dans le Miocène supérieur. C'est en partie avec les matériaux de ce dernier qu'elle a été remblayée.

L'étude piézométrique a montré que la direction d'écoulement des eaux souterraines diverge de l'amont vers le centre de la plaine puis à partir du centre vers l'exutoire selon des directions allant de l'Est vers l'Ouest.

Les valeurs les plus importantes de perméabilité et de transmissivité se localisent en amont et en aval de la plaine (région de Djendel, et les Aribis).

D'après l'étude hydrogéochimique montrant la présence de plusieurs faciès chimiques marquant l'hétérogénéité de la lithologie tels que le faciès chloruré calcique et bicarbonaté calcique témoignants ainsi de la présence des calcaires et des formations carbonatées, du trias ainsi que le Gypse.

La répartition spatiale des éléments chimiques confirme que l'origine des teneurs est fortement liée à la nature géologique de la nappe du Haut-Chélif.

Après l'établissement du bilan d'azote à l'échelle de la plaine, d'importantes quantités d'azote ( 5630 T ), sont apportées annuellement aux sols de la plaine du Haut-Chélif par les différentes pratiques ( agriculture, élevage ... .. ). Ce qui contribue à l'évolution spatiale des nitrates, représentée dans notre étude par l'application de la géostatistique et l'établissement des cartes de l'évolution spatiale des teneurs en nitrates.

On peut en conclure que la méthode de krigeage d'indicateur, reflète correctement le risque potentiel de la pollution nitrée qui est nettement supérieure à la valeur maximale admissible fixée par l'O.M.S, et est un outil approprié pour l'évaluation de l'incertitude dans l'estimation locale.

L'occupation du sol joue un rôle important sur la variation des teneurs en nitrates des eaux souterraines, tel que la culture de la pomme de terre, ou se localise d'après la carte établie par krigeage, les teneurs les plus élevées en nitrates dans les eaux souterraines de la nappe alluviale du Haut-Chélif. Par conséquent, les stratégies de gestion de l'aquifère doivent intégrer l'occupation du sol avec les analyses de qualité de l'eau souterraine.

Pour cela on a essayé d'établir la relation entre les concentrations de nitrate  $\text{NO}_3^-$  dans les eaux de puits et la lixiviation de N «  $\text{NO}_3^-$  » sous les cultures de pommes de terre qui représentent sur les cartes de l'évolution spatiale des nitrates les surfaces où les teneurs de nitrates atteignent les maximales ces dernières sont enregistrées dans la partie Est de la plaine (Commune de Djendel) donc c'est la partie la plus concernée par cette pollution anthropique pour cela il serait intéressant de miniaturiser l'étude à cet échelle pour avoir une idée plus détaillée sur les différentes propriétés du sol des eaux ainsi que de la géologie locale, afin de pouvoir coupler deux modèles par exemple le modèle pilote-N qui simule le bilan d'azote en

fonction de différents données avec un autre modèle qui prend en considération le déplacement horizontale via la zone saturée des particules nitrates.

Les pertes d'azote par lessivage est directement proportionnel aux quantités d'azote appliquées, par conséquent, si les doses d'engrais à épandre tiennent compte de la teneur initiale du sol en nitrates et des besoins réels en azote de la pomme de terre au cours de la saison, les application seront moindres et les risque pour l'environnement amoindri par conséquent, surtout dans le cas des sols a faible pouvoir tampon et à grande conductivité hydrique.

En effet, ce type de sols est caractérisé par une faible capacité de rétention des éléments nutritifs tels sont les sols a texture limoneux sableuse largement utilisés pour la culture de pomme de terre (CPVQ, 2000).

La maîtrise des fuites de nitrate et notamment de la concentration en nitrate des eaux de drainage sous les parcelles agricoles constitue ainsi le principal moyen de maintenir la qualité de la nappe alluviale du Haut-Chélif. Ainsi, les deux expérimentations de terrain réalisées dans la plaine ont permis de mettre en évidences les rôles de l'irrigation (culture de pommes de terre) et de la fertilisation sur la lixiviation de l'azote nitrique.

Une irrigation excessive peut entraîner l'apparition de drainage au cours d'une culture même en plein été lorsque l'évaporation est maximale. Par ailleurs lorsqu'elle élevée, la concentration en nitrate de l'eau d'irrigation doit être prise en compte dans le plan de fertilisation

Le modèle Pilote-N, capable de prédire la teneur en eau ainsi la quantité de nitrates dans l'eau drainée sous les cultures de pomme de terre avec une précision raisonnable qui fournie de bonnes prévisions par rapport aux observations expérimentales.

D'autre part, une diminution de la fertilisation azotée au cours de la culture de pommes de terre permettrait de réduire la concentration en nitrate des eaux de drainage.

Enfin, ces expérimentations virtuelles ont montré que le type de culture et le climat influençaient en interaction les fuites de nitrate. Les précipitations influencent le drainage et le type de culture influence à la fois le drainage et la concentration en nitrate des eaux de drainage en fonction de la période de croissance de la culture, de ses capacités d'absorption d'azote et de la minéralisation de ses résidus. Dans cette zone, la mise en place de bonnes

pratiques agricoles seront certainement à l'origine de la diminution des concentrations en nitrate de la nappe au cours des années à venir.

Les simulations font apparaître des possibilités de limiter sensiblement les risques environnementaux en réduisant d'une manière importante les apports d'eau parallèlement à une diminution des apports d'azote qui sont fortement excédentaires.

D'après l'ensemble des résultats obtenus, notre étude reflète la cause et l'origine principale de cette pollution qui est la fertilisation azotée mal adaptée ou plutôt la fertirigation non adaptée. C'est l'engrais azoté gaspillé c'est-à-dire non utilisé d'une manière rentable par rapport au rendement. Cet engrais gaspillé est potentiellement polluant, c'est :

- Soit de l'engrais azoté apporté en trop : dose trop forte par rapport au rendement obtenu, ou par suite d'une mauvaise appréciation des fournitures du sol, ou de la non prise en compte des apports organiques ;
- Soit de l'engrais azoté apporté au mauvais moment quand la plante ne peut pas l'absorber, ou trop loin de la période des besoins importants de la plante (Automne) ou bien encore apport usuel d'une dose trop élevée (plus de 10 à 80 kg/ha) alors que dans ce cas il faudrait fractionner ;
- Soit de l'engrais mal épandu à cause d'un mauvais réglage (d'où surdose), d'un mauvais épandu (Irrégularité).

La validation des résultats de simulation du lessivage de l'azote sous les cultures de pomme de terre effectuées par le modèle Pilote-N a été vérifiée avec les résultats obtenus par la méthode expérimentale établie à l'échelle de la parcelle et par rendement de pomme de terre.

L'utilisation de l'azote a permis de distinguer la quantité d'azote issue du fertilisant et donc de quantifier la part d'azote issue de la minéralisation ainsi que son augmentation au cours de la saison.

Le bilan d'azote a été simulé du début à la fin de la saison ainsi qu'au début et fin de simulation, afin d'estimer le lessivage des nitrates issus des fertilisants dans la plaine du haut-Chéouli et précisément sous les cultures de pomme de terre qui constitue plus que la moitié de la production agricole annuelle de la région.

Le modèle peut être un bon accompagnateur de l'agriculteur afin de l'aider à planifier de bonnes stratégies de fertilisation et d'irrigation selon le climat, les caractéristiques du sol, la capacité au champ, caractéristiques des cultures (besoin en azote, irrigation, ...), calendrier de fertilisation et d'irrigation.

Reste un problème, c'est de convaincre l'agriculteur de la fiabilité de ce modèle!

On peut valider le modèle et l'utiliser comme un outil d'aide aux décisions ; a fin d'avoir une bonne gestion et un bon revenu économique tout en préservant l'environnement, et amortir la pollution nitratée dans la nappe alluviale du Haut-Chélif.

Donc, la coopération de la direction de l'environnement et des services d'agriculture est indispensable pour préserver l'économie et l'environnement de la région et pourquoi pas de l'Algérie.

#### **Perspectives :**

- Rentabiliser et équiper les infrastructures d'observation et de mesure des paramètres climatiques et ce en évitant les ruptures durant les observations, pour pouvoir étudier avec plus de précision l'influence du climat sur le bilan d'azote.
- Maîtriser le stockage et l'utilisation des matières organiques résultant de l'élevage animal. Et surveiller en permanence la qualité des eaux superficielles et contrôler les rejets urbains et industriels au niveau de l'Oued.
- Réétudier l'emplacement des décharges des agglomérations pour éviter leurs effets sur les ressources hydriques.
- Réaliser une étude de modélisation en utilisant un modèle hydrogéologique capable de cerner les mécanismes de transferts d'un polluant pour les écoulements souterrains, ce qui peut beaucoup aider à la protection de la nappe contre la pollution

Après ce travail, on ne peut que sortir par des idées qui peuvent avancer les travaux avec ce modèle :

- Il serait intéressant d'utiliser le modèle pour chaque occupation de sol (type de culture) afin d'estimer le N lessivé pour chaque parcelle, pour l'établissement d'une carte de lessivage de N selon le type de culture et du sol sur toute la plaine ;
- Etablissement des différents scénarios à l'intérêt de chaque agriculteur pour obtenir des rendements optimaux afin de convaincre l'agriculteur de l'utilité et la fiabilité de ce modèle ;
- Coordination avec la direction des statistiques agricoles DSA ainsi que les agriculteurs pour prédire le rendement optimal à travers les données de sol, irrigation, la culture en essayant de faire plusieurs scénarios.
- Le côté positive de ce modèle, il peut avec les données climatiques proposer une autre stratégie pour l'application d'engrais ou d'irrigation (date et dose), « cas d'irrigation tardive par exemple » par rapport au cycle culturale avec le stress hydrique et le stress azoté.
- En conséquence, pour empêcher le lessivage du reliquat d'azote, il faut cultiver une espèce de couverture comme le radis, salade et fenouil, qui sont d'excellents récupérateurs d'azote.
- Réaliser une étude qui permet le couplage des modèles intervenants dans le système sol-plante- atmosphère-eaux souterraine.(pour cerner le transfert de l'azote dans tous les systèmes).
- La mise en place de mécanismes correctifs de la tarification de l'eau polluée en nitrates.
- L'irrigation fertilisante (fractionnement des apports d'azote dans l'eau d'irrigation) présente un intérêt économique par rapport à la méthode d'apport massif de l'engrais en début de culture, elle conduit à des rendements significativement plus élevés.
- Sensibiliser régulièrement le grand public pour l'utilisation d'une manière convenable les engrais dans les zones agricoles pour réduire la contamination de la nappe notamment par les Nitrates.
- Faire une étude granulométrique détaillée pour déterminer les propriétés physicochimiques et notamment la porosité des différentes formations lithologiques rencontrées dans les forages.et essayer par la suite de faire une étude de scénario par le

modèle PiloteN afin de classer chaque type de sol pour établir des calendriers de fertilisations et d'irrigation par rapport aux caractéristiques de chaque classes de sol pour éviter le lessivage de l'azote après une surfertilisation inutile.

- Un couplage d'un modèle agronomique (culture) comme Pilote-N avec un modèle hydrogéologique pourrait permettre d'évaluer l'impact des pratiques agricoles, ainsi que l'impact de la mise en œuvre de pratiques agricoles visant à diminuer les fuites de nitrates, sur les concentrations en nitrate d'une nappe alluviale. Il pourrait également être utilisé afin de proposer des lieux de captages pour l'agriculture ou pour l'alimentation.

Ce travail confirme donc, et précise, l'effet de plusieurs facteurs clefs qui contrôlent les fuites de nitrates. Il permet de mettre en relation les fuites de nitrates avec les variations spatiales et des concentrations en nitrates de la nappe alluviale du Haut-Chéiff, grâce notamment à la mise au point d'outils de modélisation.

## Références bibliographiques

### A

- Abderamane H. 2012.** Étude du fonctionnement hydrogéochimique du système aquifère du Chari Baguirmi (République du Tchad). ; Université de Poitiers. France. pp 117-198..
- Adhikary P.P., Chandrasekharan H., Chakraborty D. and Kamble K. 2010.** Assessment of groundwater pollution in West Delhi, India using geostatistical approach, *Environ Monit Assess*, **167**, 599-615.
- ABH-CZ. 2004.** Hydraulic Cadastre, Mission I. Basin Agency Cheliff -Zahrez (in French), Algeria. p. 80.
- Achour F. 1997.** Hydrological and water availability conditions in semiarid region: Application of new methodologies in the Cheliff Basin, Algeria. Ph.D. Dissertation (in French), University of French - Comté, France. p. 261.754
- Addiscot T.M., Whatmore A.P et Powlson D.S. 1991.** Measuring and Modelling nitrogen leaching : parallel problems. *Plant and soil* , 181 : 1-6
- Addiscot .T.M., Gold A.J., Oviatt .C.A., Benjamin N., Giller K.E. 2005.** Nitrate, Agriculture and the environment , ISBN 0851999131 292: 36-38.
- Addiscot T.M.1977.** A simple computer model for leaching in structured soils. *Journal of Soil Science* 28, 554-563.
- Amlinger et al. 2003.** Amlinger, F.; Götz, B.; Dreher, P.; Geszti, J., Weissteiner, Ch., 2003. Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability - a review. *European Journal of Soil Biology* 39. 107-116.
- Anctil F.L.N.2004.** Generalisation for neural networks through data sampling and training procedures with applications to streamflow predictions hydrology and Earth System Sciences, 8(5), 940-958.
- Andersen M.K et Jensen L.S.2001.** Low soil temperature effects on short term gross N mineralisation- immobilisation turnover after incorporation of a green manure. *Soil Biologie and Biochimistrie*, 33 : 511-521.
- ANRH.2005.** Hydrogeological yearbook of alluvial aquifer of high and medium Cheliff. National Agency of Water Resources, Algeria p13.
- ANRH. 2004, 2013.** Hydrogeological Yearbook of alluvial aquifer of high and medium Cheliff (in French). National Agency of Water Resources, Algeria. p. 13.
- ANRH.1993,** Pollution by nitrates. National Agency of Water Resources (in French), Algeria.p.15.
- Antunes I.M.H.R et Albuquerque M.T.D. 2013,** Using indicator kriging for the evaluation of arsenic potential contamination in an abandoned mining area (Portugal), *Sci Total Environ*, **442**, 545-552.
- Arzika R.2012.** Etude de l'évolution de la qualité physico-chimique des eaux souterraines de la plaine du Haut-Chéiff (utilisation de l'analyse en composantes principales : ACP), Master, Univ,p34.
- Azam K.M., Al-Raeesi A.A., Srikandakumar A. and Bowers W.S. 2003.** Control of leaf miner (*Lirionya trifolii* Brugges) on cucumber by plant extracts. *Crop Res.* 25(3) : 567-571.

### B

- Baalousha H.2010.** Assessment of a groundwater quality monitoring network using vulnerability mapping and geostatistics: a case study from Heretaunga Plains, New Zealand, *Agric Water Manage*, **97**, 240-246.
- BallCoelho B.R., Roy R.C., et al. 2005.** Long-term effects of late-summer overseeding of winter rye on corn grain yield and and nitrogen balance. *Canadian Journal of Soil Science* 85: 543-554.

- Barton L., McLay C.D., Schipper L.A. and Smith C.T.1999.** Annual denitrification rates in agricultural and forest soils, *Rev Australian Journal of Soil Research*, **37**, 1073-1093.
- Beaudoin N., Saad J.K., Van L.C., Machet J.M., Maucorps J., Mary B.2005.** Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture Ecosystems & Environment* 111:292-310. DOI: 10.1016/j.agee.2005.06.006.
- Bell L.C., Richardson D .J., Fergusson S.J.1990.** Periplasmic and membrane bound respiratory nitrate reductases in *Thiosphaera pantotropha*, *FEBS Lett*, 85-87.
- Bernard N., R'emi C., Jean-Louis M., Armand G., Daniel B.1986.** Appr'eciation simple de la maturit'e des composts urbains en relation avec leurs effets sur la production v'eg'etale. *Agronomie*, EDP Sciences, 6 (9), pp.619-827.
- Bettahar N. 1996.** Utilisation de la filtration directe dans le traitement des eaux de barrage sidi Yakoub.Mmoire de Mag., C.U.Chlef, 95p.
- Bettahar N. and Douaoui A. 2001.** Spatial evolution of the hardness of the water in the plains of Cheliff. Using the geostatistical approach, *Bull Ass Geogr Feeder Territ.* , **9**, 115--121.
- Bettahar N. and Douaoui A.2007.** Effect of the pedoclimatic conditions are nitrogen assessment, *Arab Water World - AWW*, XXXI, **8**, 41--42.
- Bettahar N., Hennia K., Kettab A. et Koudri-Mostapha S. 2008 a.** Origine de la minéralisation des eaux de la nappe alluviale du moyen chéiff occidental . *Algerian journal of technology –AJOT*, ISSN 1111-357X, Number special –An International Publication of engineering Sciences, 1, 307-313.
- Bettahar N., Kettab A., Ali Benamara A. et Douaoui A. 2008b.** Effets des conditions pédoclimatiques sur le bilan d'azote .Cas de la vallée du moyen chéiff occidental .*Algerian journal of technology –AJOT*, ISSN 1111-357X, Number special –An International Publication of engineering Sciences, 1, 441-447.
- Bettahar N., Ali Benamara A., Kettab A., et Douaoui A. 2008c.** Risque de la pollution nitratée dans les zones semi-arides . Cas de la vallée du moyen Chéiff occidental.*Rev.Sci Eau*, 21(6).
- Bettahar N., Ali Benamara A., Kettab A.and Douaoui A. 2009,** Risk of nitrate pollution in semi-arid areas. If Valley Western Middle Cheliff (in French), *Rev Sci Water.*, **22**(1), 69-78.
- Bettahar N.2012.** Effect of the Climate and Soil Characteristics on the Nitrogen Balance in the North of Algeria, *Horticulture*, Prof. Alejandro Isabel Luna Maldonado (Ed.). *InTech*. ISBN: 978-953- 51-0252- 6.
- Beusen, A.H.W., Klepper, O. et Meinardi, C.R.1995.** Modelling the flow of nitrogen and phosphorus in Europe: from loadsto coastal seas. *Wat. Sci. Tech.*, 31(8): 141-145.
- Beuzen ND, Stear MJ, Chang KC. 2000.** Molecular markers and their use in animal breeding. *Ver J.* ; 160: 42-52
- Bierkens M.EP., Burrough P.A.1993 a.** The indicator approach to categorical data. I. Theory. 1. *Soil Sci.*, 44, 361-368.
- Bierkens M.EP., Burrough P.A., 1993 b.** The indicator approach to categorical data. II. Application to mapping and land use suitability analysis. 1. *Soil Sei.*, 44, 369-381.
- Bonhomme R., Drouet J.L., Améglio T. 1995.** Introduction à la modélisation du fonctionnement physiologique d'un couvert in : Actes de l'ecole chercheurs INRA en bioclimatologie –Le Croisic 3-7 Avril 1995 de la plante au couvert végétal, 647- 667p.
- Boote K.J., Jones J.W., Pickering N.B. 1996.** Potential uses and limitations of crop models. *Agronomy Journal* 88, 704- 716.
- Boulaine J.L.G.1957.** Soil Survey Plains Cheliff. PhD thesis (in French), University of Algiers, Algeria.p. 565.





- Boumedienne M. 2000.** Etude de l'extraction des nitrates résiduels des eaux souterraines par adsorption et échange d'ions . Mémoire de Mag., C.U.Chlef, 105p.
- Bradai A. 2005.** Evaluation de la qualité des eaux souterraines de la plaine du moyen Cheliff occidental. Application de la géostatistique. Mémoire de Mag, C.U.Khemis-Miliana.
- Brisson N. 1998.** An analytical solution for estimation of the critical soil water fraction for the water balance under growing crops. *Hydrology and Earth System Science*, 2: 221-231.
- Brisson N., King D., Nicoulaud B., Ruget F., Ripoche D. et Darthout R. 1992.** A crop model for land suitability evaluation: a case study of maize crop in France. *Eur. J. Agron.*, 1: 163-175.
- Bruckler L., Lafolie F., Ruy S., Granier J., Beaudequin D. 2000.** Modelling the agricultural and environmental consequences of non-uniform irrigation on a maize crop. 2. Water balance and yield. *Agronomie* 20, 609-624.

## C

- Catroux G. et Germon J.C. 1981.** Les pertes d'azote par voie gazeuse. C.R. de l'Acad. d'Agr. de France, pp. 875-883.
- Chaussod R. 1996.** La qualité biologique des sols : Evaluation et implications, Association Française de l'Etude des Sols, *Etude et Gestion des Sols*, 3(4), pp.261-277
- CHAUSSOD R., NOUAIM R. 2001.** Matières organiques et activités biologiques des sols cultivés : Des indicateurs agronomiques, *Perspectives Agricoles*, n°272, pp. 46-48
- Chelloufi H and Jacquin F. 2000,** Interactions water nitrates. Comparative study of nitrate leaching in four soil types, *JEEC*, 290-296.
- Childs S.W., Gilley J.R., Splinter W.E. 1977.** A simplified model of corn growth under moisture stress. *Transactions of the ASAE* 20, 858-865.
- Chopart J.L. et Vauclin M. 1990.** Water balance estimation model: field test and sensitivity analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.*,54: 1377-1384.
- Claus R et Legoupil J-C.1972.** Le milieu du Haut-Chélif et ses implications agronomiques. *L'Agronomie Tropicale. Série 2, Agronomie Générale.*
- Clément M. 1987.** Analyse physique des sols ; Edition Masson (Paris), Janvier 87p.
- CORPEN. (1988), (1999) and (2001).** CORPEN standards for estimating nitrogen produced on the farm (in French). PMPOA Circular N° 5010 of 15 May 2003.
- COMIFER .1996.** Calcul de la fertilisation azotée des cultures annuelles : guide méthodologique pour l'établissement des prescriptions locales, 1996, 59 p.
- CORPEN .(1988, 1999, 2001).** COPREN standards for estimating nitrogen produced on the farm .PMPOA Circular N° 5010 of 15May 2003.
- CORPEN .2006.** Des indicateurs azote pour gérer des actions de maîtrise des pollutions à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation et du territoire. Projet de brochure. Sous-groupe "indicateurs"
- Cox T., Cox S. 1993.** Psychosocial and Organizational Hazards: Monitoring and Control. Occasional Series in Occupational Health, No.5. World Health Organization (Europe), Copenhagen, Denmark.
- Cox D., Addiscott T.M. 1976.** Sulphur-coated urea as a fertilizer for potatoes. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 27, 1015–1020.

- Dakoure D. 2003.** Etude hydrogéologique et géochimique de la bordure sud-est du bassin sédimentaire de Taoudani(Burkinafaso- Mali)- Essai de modélisation. Thèse de Doctoraat , Université Paris VI , 255p.
- Daoud Y.1993.** Contribution to the study of soil plains Chélif. The phenomenon of salinisation affect the physical properties of clay soils (in French). Thesis Doct status, INA Algiers. p. 233.
- Dash J.P., Sarangi A. and Singh D.K. 2010.** Spatial variability of groundwater depth and quality parameters in the national capital territory of Delhi, *Environ Manage*, **45**, 640–650.
- Delgado J.A et Shaffer M.J. 2002.** Essentials of a national nitrate leaching index assessment tool. *Journal of Soil and Water Conservation*, **57**, 327 – 335.
- Delhomme J.P. 1978.** Kriging in the hydrosociences, *Adv Water Resour*, **1**, 251–266.
- Delphin, J.E. 1993.** Azote: le sol en libère aussi. *Cultivar*, pp. 34-35.
- Degremont .2005.** Mémento technique de l'eau, 10ème édition, Ed. Lavoisier, Paris
- DeNeve S et Hofman G. 1998.** N minéralisation and nitrate leaching from vegetable crop residues under field conditions : a model evaluation soil *Biol.Biochem*, **30** (14) : 267-275.
- Derdour H. 1981.** Contribution to the study of the influence of exchangeable sodium on the behavior of the soil compaction (in French). Magister thesis INA Algiers. p. 46.
- Desvignes .1992.** Studies on the detection transformission and distibution of peach latent mosaic void inspeach trees.*Acta hort*.309 : 325-330
- Desvignes P.1993.** Azote : le sol en libère aussi.*Cultivar*, pp.34-35.
- Desvignes P., J.M. Bodet .2000.** La fertilisation du maïs fourrage dans les exploitations 163, 275-281 d'élevage
- DHW ( 1987, 2012, 2013).** Ressources hydrique de la wilaya d'Ain defla. (Campagne d'irrigation).
- Doltra J and Muñoz P. 2010.** Simulation of nitrogen leaching from a fertigated crop rotation in a Mediterranean climate using the EU-Rotate N and hydrus-2D models, *Agricultural Water Management*, **97**(2), 277-285.
- Dorge J. 1994.** Modelling nitrogen transformations in freshwater wetlands. Estimating nitrogen retention and removal innatural wetlands in relation to their hydrology and nutrient loadings. *Ecological Modelling*, **75/76**: 409-420.
- Douaoui A. 1993 .** Variabilité spatiale de quelques propriétés physico-chimiques des sols du moyen cheliff. Incidence cartographique.Thèse Magist., INA Alger.pp 22-97.
- Douaoui A. 2005.** Variabilité spatiale de la slinité en relation avec certaines caractéristiques des sols de la plaine du Bas Chélif. Apport de la géostatistique et de la télédétection.Thèse Doct.d'état, INA-Alger , pp 115- 142.
- Douaoui A. 2005.** Spatial variability of salinity and its relation with some soil characteristics of the plain of Lower Cheliff. Contribution of geostatistics and remote sensing (in French). Thesis Doct status, INA Algiers. p. 233.
- Douaoui A., Herve N. and Walter C.H. (2006),** Detecting salinity hazards Within a semi- arid context by moyen de combining soil and remote -sensing data, *Geoderma*, **134**, 217--230.
- Douaoui A., Bradai A., Bettahar N. 2007.** Application du krigeage d'indicatrice dans la cartographie de la salinité des eaux souterraines du moyen Chélif . *Sciences Technologies et developpement* , **1** 19-21.
- D.S.A. 2012.**Bilan annuel agricole de la wilaya Ain Defla.
- Duval, R. 1998.** Fertilisation azotée: raisonnement des doses par la méthode du bilan. *Le Betteravier Français*, No 708, 13- 16. Références bibliographiques **2016 158**

## E

**Eckersten H, Jansson P.E .1991.** Modelling water flow, nitrogen uptake and production for wheat. *Fertilizer Research* 27, 313-329.

**EEC.2001.** Engineering Environement Consulte « Bulletin International de l'eau de l'environnement  
**El Halouani H, B. Picoti, C. Casellas, G. Pena et J. Bontoux** Elimination de l'azote et du phosphore dans un lagunage à haut rendement *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, vol. 6, n° 1

**Elodi P., Ledoux E., Habet F. 2011.** Contribution à la modélisation du transfert des nitrates au travers de la zone non saturée à l'échelle régionale : Application au bassin de la Seine , These.Doc .ParisTech n° 398.

**Environnement Canada, 2000.** Canadian environmentl Protection Act-Priority Substances List-1995 Ammonia Emission Guidebook . Première ébauche. Direction des données sur la pollution, Hull (Québec).

## F

**Fabre J., Brunel L., Rucheton G., Mailhol J.C., Ruelle P. and Le Grusse P.2013.** A simulation tool for water resource management planning in the context of a participatory approach, *Science & Territories Waters*, (in French). 11.

**Felipe S., Glen M.D., Edwin W.R., David W.R. 2006.** Lateral line hair cell maturation is a determinant of aminoglycoside susceptibility in zebrafish (*Danio rerio*) *Hearing Research* 213 25–33

**Firestone M.K. 1982.** Biological denitrification . In: Nitrogen in agricultural soils.

**Follet R.F., Shaffer M.J., Brodahl M.K. et Reichman G.A. 1994.** NLEAP simulation of residual soil nitrate for irrigated and non-irrigated corn. *Journal of Soil and Water Conservation*, 49(4): 375-382.

**Frere M.H. 1977.** Control og nonpoint water pollution from agriculture: some concepts. *Journal of Soil and Water Conservation*, 32(6): 260-264.

**Frankenberger W.T., Bingham F.T.1982.** Influence of Salinity on Soil Enzyme Activities. *Soil Science Society of America Journal* 46: 1173-1177.

**Frangmeier A., Hadwing-Frangmeier A., Van der Eerden L. et Jager H.J. 1994.** Atmospheric ammoniacal on vegetation . *Environment Pollution*, p86, 43, 82.

## G

**Gagnon, C. A., and D. Berteaux. 2009.** Integrating traditional ecological knowledge and ecological science: a question of scale. *Ecology and Society* 14(2): 19. Integrating Traditional Ecological Knowledge and Ecological Science: a Question of Scale

**Georges Pédro .2007 .** Cycles biogéochimiques et écosystèmes continentaux rapport sur la science et la technologie no 27 p 60, 61,62.

**Geng, Q.Z. 1988.** Modélisation conjointe du cycle de l'eau et des transferts de nitrates sur un système hydrologique. Thèse:Hydrologie et hydrogéologie quantitative. Ecole des Mines de Paris, Paris.

**Golding K. 2000.** Nitrate leaching from arable and horticulture land. *Soil Use and Management*, 16, 145 -151. Références bibliographiques **2016 159**

**Goovaerts P., AvRuskin G., Meliker J., Slotnick M., Jacquez G. and Nriagu J. 2005.** Geostatistical modeling of the spatial variability of arsenic in groundwater of southeast Michigan, *Water Resour Res*, **41**, 1-19.

**Gouaidia L. 2008.** Influence de la lithologie et des conditions climatiques sur la variation des paramètres physico-chimiques des eaux d'une nappe en zone semi des zones arides, cas de la nappe de Meskiana nord-est Algérien; Université Badji Mokhtar-Annaba Algérie. 199 p.

**Groenendijk P., Diepen C.A.v. 1997.** Theory of SWAP version 2.0. Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Water-Atmosphere-Plant environment . 45. Wageningen Agricultural University, Wageningen.

**Gysi C. 1994.** Wasser-undStichstoff-verlagerung in Jahresverlauf. Agrarforschung, (14), 173-178.

## **H**

**Hadas A., Hadas A., Sagiv B. et Haruvy N. 1999.** Agricultural practices, soil fertility management modes and resultant nitrogen leaching rates under semi-arid conditions. *Agricultural Water Management*, **42**: 81-95.

**Hadbi T. 1998.** Utilisation des lagunes facultatives dans l'épuration des eaux usées de l' ENAJUC. Mémoire de Mag., C.U.Chlef, 108 p.

**Haddaj D. 1970.** Influence of cultivation methods on the structural degradation of soils irrigated perimeters of the High-Cheliff. (in French), Thesis INA Algiers. p.86.

**Hamed K.K and Ali Esmailzadeh K. 2014.** SNPs Genotyping Technologies and Their Applications in Farm Animals Breeding Programs: Review *Brazilian Archives of Biology and Technology* Vol.57, n.1: pp. 87-95, January/February 2014 ISSN 1516-8913 Printed in Brazil

**Hannia K. 2007.** Contribution a la gestion qualitative des eaux souterraines dans les zones semi-arides : Application au moyen Chélif occidental. Mémoire de Mag., Univ. HBB Chlef, 110p.

**Hansen S., Jensen H.E., Nielsen N.E., Swenden H. 1990.** DAISY - Soil Plant Atmosphere System Model S NP0 Research in the NAEP report The royal veterinary and agricultural university (ed) Nr A10.

**Hassan A.R. 2012.** Etude de l'évolution de la qualité chimique des eaux de la nappe du Haut-Chélif par utilisation de l'analyse en composantes principales ACP. Master. Univ. Khemis-Miliana, p05-06.

**Havlin J.L., J.D. Beaton S.L. Tisdale and W.L. Nelson. 1999.** Soil Fertility and Fertilizers: an Introduction to Nutrient Management. 6th edition. Prentice Hall, Inc.. Saddle River, New Jersey.

**Haynes R.J. 1986b.** Uptake and assimilation of mineral nitrogen by plants. In: Mineral nitrogen in the plant soil system. *Physiological ecology*. In Kozlowsky T T (Ed.) Madison, Wisconsin, USA. pp. 303--378. Assessment and Modeling the Influence of Nitrogen Input in the Soil 755.

**Haynes R.J. 1988.** Soil Requirements of blueberries in relation to their nutrition , Proceedings Agronomy Society of N.Z. 18.

**Hebert J. 1989.** Bulletin technique d'information, 1969, 755-756

**Henault C., Germon J.c. 1995.** Quantification de la dénitrification et des émissions de protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) par les sols. *Agronomie*, EDP Sciences, , 15 (6), pp.321-355.

**Henin S. 1977.** Cours de physique du sol - L'eau et le sol. II. O.e. EDITEST. Paris. 222 pp.

**Henin S. 1981.** Le cycle d'azote, les problèmes de fertilisation et de pollution. C.R. des séances de l'acad. d'Agr. de France.

**Hillel D. 1974.** L'eau et le sol: principes et processus physiques. Vander. Paris.

**Hillel D. 1980.** Fundamentals of Soil Physics. A. Press. London. 405 pp. Références

**Hillel D. 1980.** Environmental Soil Physics: Fundamentals, Applications, and Environmental ... ISBN-13 :978-0-12-348525-0.P41.

**Hofman G., Van Cleemput O. 1995.** Ammoniakvervluchtiging uit kunstmest Landbouwkundige Uitgeverij G.C. van den berg (ed.). Waddinxveen, The Netherlands, 27 pp.

**Hunt L.A., Pararajasingham S.1995.** CROPSIM-WHEAT: A model describing the growth and development of wheat *Canadian Journal of Plant Science* 75, 619-632.

## I

**Ikhlef S. 2008.** Etude de la pollution de la nappe alluviale du Haut-Chélif par les nitrates .Mémoire de Mag., Univ.HBB Chlef, 145p.

**INRA-CIRAD. 2009.** Agrimonde : agriculture et alimentations du monde en 2050 : scénarios et défis pour un développement durable. Note de synthèse, 31 p.

## J

**jared M. 2010.** Evaluation de la capacité de nitrification d'un sol sableux de Kinshasa: une contribution à l'étude de la dynamique de l'azote dans le sol Jared MATABA MPOGATE

**Javis S.C et Pain B.F. 1990.** Ammonia volatilization from agricultural land . Proceeding N°28. The fertilizer Society , Peterboroug , United Kingdom.

**Jean-L.M., Armand G., Bernard N., Daniel B., G'érard C.1986.** Etude de l'évolution des caractéristiques physico-chimiques et de la stabilité biologique des ordures ménagères au cours du compostage. Agronomie, EDP Sciences, 1986, 6 (8), pp.693-701.

**Journel A.G. 1977.** Géostatistique minière. Centre de géostatistique. Ecole des mines, Fontainebleu, 737 p.

**Journel A.G et Huijbregt C.J. 1978.** Mining geostatistic. Academic Press. New York. 600 p.

**Jury W.A. 1982.** Simulation of solute transport using a transfert function model. Water Res., 18: 363-368.

**Jury W.A. et Flühler, H. 1992.** Transport of chemicals through soil : mechanism, models and field applications. Advances in Agronomy, 47: 141-201.

**Jury W.A., Scotter D.R. 1994.** A unified approach stochastic-convective transport problem. Soil Soil Sci Soc Am J, 58: 1327-1336

**Ju X.T., Liu X.J., Zhang F.S. 2003.** Accumulation and movement of NO<sub>3</sub>- N in soil profile in winter wheat /summer maize rotation system. Acta Pedologica Sinica, 40, 538 – 546.

## K

**Kauark L. 1990.** Reflexion sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole. Thesis. Ecole Nationale de Pont et Chaussées, 342pp.

**Keched R. 2011.** Typologie géochimique et géostatistique des minerais de phosphate du gisement de phosphate de Bled El Hadba- Djebel Onk (Algérie Orientale), Annexes Mém Magister, Univ – Annaba, 168p.

**kessar et benhacene., Kouassi E. 2010.** Caractérisation hydrogéochimique et microbiologique des ressources en eau du site d'un Centre d'Enfouissement Technique (CET) de Côte d'Ivoire : cas du CET de Kossihouen dans le District d'Abidjan (Côte d'Ivoire)

**Kettab A. 2005.** Water for Sustainable Development (SD). An International Publication of Engineering Sciences. (in French), *Algerian J. Technol.*, ISSN 1111- 357x. pp. 521--524. Références

**Kireche O. 1993.** Evaluation géodynamique de la marge tellienne maghrébine d'après l'étude du domaine Parautochtone Shistose ; Chip : Massif du Chelif Oranaise. Thèse Doc, Es-Science USTHB Alger. PP 39-54.

**Kladivko E. J., G. E. Van Scoyoc., E. J. Monke., K. M. Oates., and W. Pask. 1991.** Pesticide and nutrient movement into subsurface tile drains on a silt loam soil in Indiana. *J. Environ. Qual.* 20:264-270.

**Knowles R. 1982.** Denitrification. *Microbiology review*, 46, 43-70.

**Kouassi E.A., Yéï Marie S., Yao Blaise K., Amani Michel., Nagnin S et Jean B.2011.** 1 *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 5(5): 2114-2132, October 2011 ISSN 1991-8631

**Kucke D. 1997.** Parasitic Wasps 1997th Edition ISBN-13: 978-0412583506 ISBN-10: 041258350X

## **L**

**Lalitha S. and K.Santhaguru.2010.** Lalitha and K.Santhaguru. Isolation, characterization and evaluation of tree legume rhizobia. *Researcher.* 2010;2(12):24-31]. (ISSN: 1553-9865).

**Lampung K. 1983.** La perte en azote et la phytotoxicité de l'urée dans le sol. *Annales de Gembloux*, 89, 117 – 127

**Lasm T. 2000.** Hydrogéologie des réservoirs fracturés de socle : analyses statistique et géostatistique de la fracturation et des propriétés hydrauliques. Application à la région des montagnes de Côte d'Ivoire (domaine archéen), Thèse Unique de Doctorat, Université de Poitiers, 272 p.

**Laumonnier R.1979.** Cultures légumières et maraichères. Tome 3. Haut feuille, Paris, 274p.

**Laura R.D. 1976.** Effects of alkali salts on carbon and nitrogen mineralization of organic matter in soil. *Plant and Soil* 44: 587-596.

**Lee J.J., Liu C.W., Jang C.S. and Liang C.P. 2008.** Zonal management of multi -purpose use of water from arsenicaffected aquifers by using a multi-variable indicator kriging approach, *J Hydrol*, 359, 260–73.

**Legrand, G., Misonne, J.F. 1999.** Les boues de stations d'épuration ont-elles un intérêt agronomique pour la filière betterave-sucre ? *Le Betteravier*, février, No 347, 49-52.

**Legrand, G., Tits, M., Hermann, O., Vandergeten, J.P., Vanstallen M., Vigoureux, A., Wauters, A., Misonne, J.F. 1992.** Mémento IRBAB/KBIVB, 1932-1992. IRBAB Edt, 308 pp. - Legrand, G., Vanstallen,

**Lemaire G., Gastal F., Cruz P., Greenwood D.J et Draycott A. 1996.** Relationship between plant-N, plant mass and relative growth rate for C3 and C4 crops. *Poc.first ESA congress.Paris.*

**Liu C.W., Jang C.S. and Liao C.M. 2004.** Evaluation of arsenic contamination potential using indicator kriging in the Yun-Lin aquifer (Taiwan), *Sci Total Environ*, 321, 173–88.

**Longuenne C., Desangles P et Castillon R.1991.** Actions menées âr les chambres d'Agriculture et les instituts Techniques concernant la lutte contre la pollution nitrique des nappes dans la Région Midi-Pyrenées. *Journée Technique nitrates.* 25pp.

**Lueking et Schepers.1986.** Lueking MA, Schepers JS (1985) Changes in soil carbon and nitrogen due to irrigation development in Nebraska's sandhill soils. *Soil Sci Soc Am J* 49:626- 63

**Luo J., Tillman R.W and Ball P.R. 1999.** Factors regulating denitrification in a soil under pasture. *Soil biology and biochemistry*, 31, 913-927.

## **M**

- Maas S.J. 1993.** Parameterized Model of Gramineous Crop Growth 1 Leaf Area and Dry Mass Simulation. *Agronomy Journal* 85, 348-353.
- Mac Clung G et Frankenberger W.T. 1987.** 19 Nitrogen mineralization rates in saline vs. salt amended soils. *Plant and Soil* 104: 13-21
- Machet J.M., Pierre D., Recous S. et rémy J.C. 1987.** Signification du coefficient reel d'utilisation et conséquences pour la fertilisation azotée des cultures. *C.R. Acad. Agric. de France*, pp. 39-55.
- Mahmood A. 1996.** Lineaments as Groundwater Exploration Guides in Hard-rock Terranes of Arid Regions, *Journal Canadien de Télédétection*, Vol. 22, n°1, 108-116.
- Mailhol J.C., Baqri M. et Lachhab M. 1997.** Operative irrigation modeling for real-time applications on closed-end furrows. *Irrigation and Drainage Systems*, 11: 347-366
- Mailhol J.C., Ruelle P. et Nemeth I. 2000a.** Analysis of nitrate leaching under sprinkler and furrow irrigation techniques on loamy soil plot with corn. In: ICID (Editor). *Control of adverse impacts of fertilizers and agrochemicals*. CapeTown, South Africa, pp. 113-126.
- Mailhol J.C., Ruelle P. et Nemeth I. 2000b.** Impact of fertilisation practices on nitrogen leaching under irrigation. *Irrigation Science*, sous presse.
- Mailhol J.C., Ruelle P., Dejean C. and Rosique P. 2011.** The subsurface drip: an innovative solution to irrigate under restrictive conditions for water, *Water and Land Sciences* (in French), 11.
- Marau F., Lafolie F. et Bruckler L. 1998.** Comparison between mechanistic and functional models for estimating soil water balance: deterministic and stochastic approaches. *Agricultural Water Management*, 38: 1-20.
- Mario C.O., Juan A.L.E., Victor R.G., Eulogio P.I. and Lucía C.R. 2014.** Categorical Indicator Kriging for assessing the risk of groundwater nitrate pollution: The case of Vega de Granada aquifer (SE Spain), *Journal of Science of the Total Environment*, 470–471, 229–239.
- Martin C. 2003.** Hydrological and hydrochemical mechanisms involved in seasonal variations in nitrate levels in agricultural watersheds. Experimental approach. (in French) PhD Thesis, School of Reindeer, France. p. 269.
- Marry B. 1987.** Effets du précédent cultural sur la disponibilité du sol en azote minéral. *C.R. Acad. Agric. de France*, pp. 57-69.
- Mary B et Recous S. 1994.** Measurement of nitrogen mineralisation and immobilization fluxes in soil as a means of predicting net mineralization. *Eur. J. Agron.*, 3(4) : 291-300.
- Mary B., Recous S., Darwis S. et Robin. 1996.** Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. *Plant Soil*, 182: 72-82.
- Mattauer M. 1958.** Geological Survey of Eastern Ouarsenis (Algeria). (in French) Es thesis, University of Besançon, France. p. 343.
- McKinion J. M., Reddy V. R. 1986.** Crop simulation models in agronomy systems. *Adv. Agron.*, 40, 141-208.
- McMaster G.S., Klepper B., Rickman R.W., Wilhem W.W., Willis W.O. 1991.** Simulation of shoot vegetative development and growth of unstressed winter wheat. *Ecological Modelling* 53, 189-204.
- Meeùs M., Destain K.J.P. 2000.** Suivi hivernal et printanier du profil azoté dans les platesformes d'essais de l'IRBAB. *Le Betteravier*, juin, No 362, 9-10.
- Mesttti M., poli S., Sterlacchiini S., Beretta G.P et Fachi A. 2008.** Spatial and statistical assessment of factors influencing nitrate contamination in groundwater. *Journal of Environmental Management*, 86, 272-281.
- Mehanned S., Zaid A., Chahlaoui A. 2014.** Caractérisation bactériologique du lac réservoir du barrage Sidi Chahed. *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n°17, Mars 2014, pp. 215-225

**Mehdi B. et Madramootoo C.A. 1999.** Soil nitrate distribution under grain and silage corn using three tillage practice on alomamy sand in southwestern Quebec. *Soil & Tillage Research*, 51(1999): 81-90.

**Mendes M.P. and Ribeiro L.2010.**Nitrate probability mapping in the northern aquifer alluvial system of the river Tagus (Portugal) using disjunctive kriging, *Sci Total Environ*, **408**, 1021–34

**Merigout A., Moral J et Martinez J. 1995.** Emission d'ammoniac après épandage de lisier : le probleme. *Ingenierie EAT*, 1 : 53- 60.

**Messelmi H. 2004.** **Essai** de quantification de la ressource en eau et protection de la nappe alluviale du Haut Cheliff, mémoire d'ingénieur. Université de Khemis Miliana. 77p

**Moen T.N., Kaiser H.M., Riha S.J.1994.** Regional yield estimation using a crop simulation model: Concepts methods and validation. *Agricultural Systems* 46, 79-92.

**Mokadem M. 1998.** Contribution a l'étude des filières de traitement des eaux de barrages en Algérie. optimisation et dimensionnement par traitement numérique. Mémoire de Mag., C.U.Chlef, 96 p.

**Mollard et al, 1998.** réduire la pollution azotée : les choix préalables d'une politique publique par François Bel, Anne Lacroix, Amédée Mollard et Emmanuelle Regairaz INRA/R & A, université Pierre-Mendès-Flé Courier de l'environnement de l'INRA n°36, mars 1999

**Moller-Hansen E. et Djurhuus J. 1997.** Nitrate leaching as influenced by soil tillage and catch crop. *Soil and Tillage Research*, 41(3-4): 203-219.

**Moral J.F. et Martinez J. 1995.** Emission d'ammoniac après épandage de lisier: le problème. *Ingénieries EAT*, 1: 53-60.

**Muller J.C et Mary B., 1981.** Influence des résidus de culture sur la réorganisation de l'azote minéral. C.R des séances de l'Acad . d'Agr .de France. PP 888.901.

**Musy A., Soutter M. 1991.** Physique du sol. Gérer l'environnement. P.p.e.u. romandes. Lausanne. Nardeux. SOLO 25 (notice technique)

## **N**

**N'Dayegamiye A., M. Giroux et R. Royer. 2004.** Épandages d'automne et de printemps de divers fumiers et boues mixtes de papetières : coefficients d'efficacité et nitrates dans le sol. *Agrisol* 15(2) : 97-106.

**N'Dayegamiye A., M. Giroux et M.O. Gasser. 2007.** La contribution en azote du sol reliée à la minéralisation de la MO : facteur climatique et régies agricoles influençant les taux de minéralisation d'azote. Colloque CRAAQ-OAQ. 9 p.

**Nemeth D.J. 1991.** Yearbook of the Association of Pacific Coast Geographers Vol. 53 (1991), pp. 131-154

**Nicolardot.B . 2000.** Etude expérimentale et modélisation du devenir de l'azote dans le système sol-plante-atmosphère Thèse : Géophysique géochimie et géomécanique. Université Joseph Fourier, Grenoble, 190pp.

**NRC. 1979.** Annual report, NUREG-1145, Vol.13 ; United States UNTDIGItal Accessed March ;5, 2016

## **O**

**Olesen .1997.** Climate change as a driver for European agriculture, Danish Institute of Agricultural Sciences

**Olson R.V. 1980.** Fate of tagged nitrogen fertilizer applied to irrigated corn. Soil science society of America Journal, 44:514-517.

**OMS. 1986.** La première Conférence internationale pour la promotion de la santé, réunie à Ottawa, a adopté le 21 novembre 1986 la présente "Charte" en vue de contribuer à la réalisation de l'objectif de la Santé pour tous d'ici à l'an 2000 et au-delà.

Le périmètre de la promotion de la santé Dr. Jean Simos Groupe de recherche en environnement et santé (GRES) Université de Genève

**OMS.1989.** L'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquaculture : recommandations à avisées sanitaires. Organisation Mondiale de la Santé. Série de rapports techniques, n° 778, OMS, Genève, Suisse.

**OMS.1998.** Directives OMS de qualité pour l'eau de boisson. Additif au Volume 1: Recommandations et Additif au Volume 2: Critères d'hygiène et documentation d'appui. 2nd édition, 8-10.

**ONID. 2012.** Agency of the National Office Irrigation and Drainage. Plan of the National Agricultural land cadastre agency, Algeria.

## **P**

**Pang .2013.** The antiprion compound 6-aminophenanthridine inhibits the protein folding activity of the ribosome by direct competition. *J Biol Chem* 288(26):19081-9

**Paris K. 1998.** Agricultural nutriment balances as agro-environmental indicateurs : an OECD perspective. *Environnemental pollution*,120,219-225.

**Patricia M'erigout.2006.** Etude du métabolisme de la plante en réponse à l'apport de différents fertilisants et adjuvants culturaux. Influence des phytohormones sur le métabolisme azoté. Sciences of the Universe. INAPG (AgroParisTech), 2006. English. .

**Payraudeau S. 2002.** Modélisation distribuée de flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens.Thèse Doctorat .ENGREF-Montpellier, 245p.

**Perrodon A. 1957.** Étude géologique des bassins néogènes sublittoraux de l'Algérie nord Occidentale. Thèse Paris, Publ. Serv. Carte geo/. Alger, nouv. Sér. n°. 12.

**Pinheiro A. 1995.** Un outil d'aide à la gestion de la pollution agricole : le modèle POLA.Thèse doctorat,INR-Toulouse,344p

**Pinheiro J et Caussade B.1996.** Modélisation de la pollution diffuse agricole cas des nitrates, revue de l'Agence de l'eau 66 :9-16.

**PNUD. 2009.** Second communication nationale de l'Algérie sur les changements climatiques, projet GEF /PNUD 00039149 Alger, pp 140- 147.

**Postgate 1998.** Nitrogen Fixation Cambridge University Press, 15 oct. 1998 - 112 pages 3rd Edition October 1998 ISBN: 9780521648530

**Prat M. 1982 .** Simulation numérique de transport de produits réactifs dans les sols, cas de l'azote dans les relations bassin versant – rivièreThèse. Institut National Politechnique de Toulouse, 184pp.

## **R**

**Rahn C.R., Greenwood D.J., Vaidyanathan L.V.V.1993.** Improving the use of nitrogen in brassica rotation Acte horticulture.3339.207-210.

**Ramon S et Dory C. 2004.** Gestion de l'azote des sols par l'agriculture en Lorraineet en Alsace 1980 -2003. Agence de l'eau Rhin-Meuse, 9p.

- Ramos C. 1996.** Effect of agricultural practices on the nitrogen losses to the environment. *Fertilizer research*, 43: 183-189.
- Rehse W. 1977.** Elimination und Abbau von organischen Fremdstoffen, pathogenen Keimen und Viren im Lockergestein. *Zeitschrift der deutschen geologischen Gesellschaft* 128: 319-329.
- Recous S., Aita C et Mary B. 1999.** In situ changes in gross N transformations in bare soil after addition of straw, *Soil Biology et Biochemistry*, 31 : 119- 133.
- Recous S., Robin D., Darwis D et Mary B. 1995.** Soil inorganic N availability: Effect on maize residue decomposition *Soil Biology and Chemistry*. V 27. Issue 12, P1529- 1538.
- Rejesus, R.M. et Hornbaker, R.H. 1999.** Economic and environmental evaluation of alternative pollution-reducing nitrogen management practices in central Illinois. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 75: 41-53.
- Rémy J.C., Hébert J. 1974.** Le devenir des engrais azotés dans le sol, *Compte rendu de l'Académie d'Agriculture de France*, 63-11, 700-714
- Renault D. 1991.** Modélisation hydrologique en irrigation de surface: Analyse de la linéarisation de la vitesse du front d'avancement: ALIVE. Thèse. USTL, ENGREF, Montpellier, 200 pp.
- Richa A., Douaoui A., Bettahar N. 2014.** Quantification and contribution of nitrogen inputs in the soil on groundwater contamination by nitrates: Valley of Upper Cheliff (North Algerian). *Proceeding seminaire internationale « the soul of the Soil » en Turquie*
- Richa A., Douaoui A., Bettahar N., Qiang Z., Mailhil J.C. 2015.** Assessment and Modeling the Influence of Nitrogen Input in the Soil on Groundwater Nitrate Pollution: Plain of Upper- Cheliff (North Algerian). *Global NEST Journal*, Vol 17, No X, pp 744-755
- Ritchie J.T., Otter S. 1984.** Description and performance of CERES-Wheat a user-oriented wheat yield model USDA-ARS-SR Grassland Soil and Water Research Laboratory Temple TX, 159-175.
- Rodier G. 1996.** Analysis of water, natural water, wastewater, seawater. *In Dunod 8 (ed.)* (in French) Paris, France. p.1365.
- Rodier J. 2005.** Analyse de l'eau : Eaux naturelles, Eaux résiduaires, Eau de mer. Edition Dunod, Paris, 1384p. USEPA (2004). Guidelines for water use, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Center for Environmental Research Information, Cincinnati, Ohio, USA.
- Rodier J., Legube B., Merlet M., Brunet R. 2009.** L'analyse de l'eau. Ed. Dunod, Paris, 1600 p
- Rochette P., Denis A., Angers M.H. 2008.** Chantigny Nitrous Oxide Emissions Respond Differently to No-Till in a Loam and a Heavy Clay Soil *Normand Bertrand Agriculture and Agri-Food Canada* Published September, 2008
- Romon S et Dory C. 2004.** Gestion de l'azote des sols par l'agriculture en lorraine et en Alsace, p9.
- Rossi S., Deslauriers A and Anfodillo T. 2006.** Assessment of microbial Activity and xylogenesis by microsampling tree species: An Example at the alpine Timberline *Iawa Journal*, Vol. 27 (4), 2006: 383–394
- Rousselle P., Robert Y., Crosnier J C. 1996.** La pomme de terre – Production, amélioration, ennemis et maladies, utilisations. 1 éd. Paris : INRA Editions. P278.
- Roussel O., Bourmeau E., Walter C.h. 2001.** Evaluation du déficit en matière organique des sols français et des besoins potentiels en amendement organiques, *Association Française de l'Etude des Sols, Etudes et Gestions des Sols*, 8(1), pp.65-81
- Rrmrnieras G. 1980.** Hydrology Engineering. *In Eyrolles (ed.) 2nd edition* (in French) Paris, France. p. 455.

**Ruiz L., Abiven S., Durand P., Martin C., Vertès F., et Beaujouan V. 2002** . Effet en nitrate concentration in stream water of agricultural practices in six small catchments in Brittany Annual nitrogen budgets. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6(3), 497 – 505.

## S

**Sáenz R. 2004**. Bolivia Crítica del romanticismo "anticapitalista", La Paz, pp. 26.

**Salhi A.1994**. Efficacité de la filtration lente dans le traitement des eaux superficielles Mémoire de Mag., C.U.Chlef, 93p.

**Sameh B., Chahine K., Youssef T., Salah R.2013**. Durum Wheat Grain Quality Traits as Affected by Nitrogen Fertilization Sources under Mediterranean Rainfed Conditions *Journal of Agriculture and Sustainability* ISSN 2201-4357 Volume 4, Number 1, 2013, 99-114

**San J.M.F., Pachepsky Y. A., and Rawls W. J. 2009**. Advective–Dispersive Equation with Spatial Fractional Derivatives Evaluated with Tracer Transport Data *Vadose Zone J.* Vol. 8, No. 1, February, 8:242–249 doi:10.2136/vzj2008.0037

**Santos B et al., 1997** CHS5, a gene involved in chitin synthesis and mating in *Saccharomyces cerevisiae*. *Mol Cell Biol* 17(5):2485-96.

**Savin M.C., Coores J.H., Neher D.A et Amador J.A. 2001**. Biogéophysical factors influencing soil respiration and mineral nitrogen contact in an old field soil. *Soil Biology and Chemistry*, 33 : 429-438.

**Schmidt I.K., Jonasson S et Michelson A. 1999**. Mineralization and microbial immobilization of N and P in arctic soils in relation to season, temperature and nutrient amendment. *Applied Soil Ecology*. 11 : 147-160.

**SCET AGRI. (1984a)**, Hydrology - Hydrogeology and resource balance. Study of the redevelopment and extension of the scope of the average Cheliff. (in French) Rap A1.1.2. Pub. Ministry of Water Resources, Algeria. p. 72.

**SCET AGRI. (1984b)**, Assessment of soil resources. Study of the redevelopment and extension of the scope of the average Cheliff. (in French), Rap A1.2.1. Pub. Ministry of Water Resource Algeria.p.35.

**Sharifi M., Zebbarh B.J., Burton D.L., Grant C.A et Cooper J.M. 2007**. Evaluation of some indices of potentially mineralisable nitrogen in soil. *Soil Sci. Soc. Am. JK.* 71(4) : 1233-1239.

**Shepherd M.A., Davies D.B. et Johnson P.A. 1993**. Minimizing nitrate losses from arable soils. *Soil Use and Management*,9(3): 94-99.

**Shibu M.E., Leffelaar P.A., Van Keulen H., Aggarwal P.K. 2006**. Quantitative description of soil organic matter dynamics—A review of approaches with reference to rice-based cropping systems. *Geoderma*. 137 , 1–18.

**Simard R.R., and N'Dayegamiye A. 1993**. Nitrogen-mineralization potential of meadow soils. *Can. J. Soil Sci.* 73:27-38.

**Simon J.C., Decau M.L., Morvan T. 1998**. Facteurs de variation du devenir de l'azote des déjections bovines sur les surfaces fourragères. *Renc. Rech. Ruminants 5* Paris, France, 193-200.

**Sinclair T.R., Seligman N.G. 1996**. Crop modelling: from infancy to maturity *Agronomy Journal* 88 698-704.

**Soltner D.1996**. Les bases de la production végétale, TOME I : Le sol et son amélioration, Collection Sciences et techniques agricoles, 21ème Edition, pp.302

**Soltner D. 2005a**. Les grandes productions végétales , Phytotechnique special céréales plantes sarclées prairies. Collection Sciences et Techniques Agricoles 20eme édition 472 p.

**Smith M.S. and Tiedje J.M. 1979**. Phases of denitrification following oxygen depletion in soil, *Soil Biol Biochem.*, 11, 261-267.

**Stanford et smith. 1972.** Nitrogen mineralization potentials of soils .Soil Sci.Soc.Amer.Proc., 36 :465-472.

**Stanford G., Frere M.H et Schwaninger D.H.1973.**Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization , soil Science, 115 : 321-323.

**Stanford G et Epstein E. 1974.** Nitrogen mineralization –water relation in soils ;Soil Sci.Soc.Amer. Proc. 38 : 103-107.

**Steenvoorden, J.H.A.M. 1989.** Agricultural practices to reduce nitrogen losses via leaching and surface runoff. P. 72-84. In J.C. Germon (ed) Managements systems to reduce impact of nitrates. Elsevier, London.

**Stenberg M., Aronson A, Linden B, Rydberg T et Gustafson A.1999.** Soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses in soil tillage systems combined with a catch crop.soil and Tillage Research. 50 : 115-125.

**Stengel P et Gelin S. 1998.** Sol. Interface fragile. INRA, Paris. Pp :70-77.

**Stevenson F.J. 2001.** Am Soc Agron. In Madison (ed.) Wisconsin, USA. pp. 289--318.

**Stigter T.Y., Ribeiro L. and Dill A.C. 2006.** Evaluation of an intrinsic and a specific vulnerability assessment method in comparison with groundwater salinisation and nitrate contamination levels in two agricultural regions in the south of Portugal, *Hydrogeol J*, **14**, 79–99.

**Sweeten J.M et Reddell D.L.1978.** Nonpoint sources : State-of-art overview. Transactions of the Am.Soc.Ag.Engineers. 21(3) : 474-478.

## **T**

**Tisdale S.L., Nelson W.L and Beaton J.D. 1985.** Soil and fertilizer potassium, p. 249-291. In: Soil fertility and fertilizers. (Eds.): S.I. Tisdale, W.I. Nelson and J.D Beaton. 4th ed. MacMillan publ. Co., New York.

**Tremblay N., Scharpf H.C., Weier U., Laurence H and Owen J. 2001.** Board of Nitrogen in Vegetable Crops, Guide for Rational Fertilization. Agriculture and Agri-Food.Canada. 70 p.

**Tripathi N et Singh R.S. 2009.** Influence of different land uses on soil nitrogen transformations after conversion from an Indian dry tropical forest. *Catena*, 77(3) ,216-223

**Turpin N., Vernier F et Joncour F. 1997.** Transfert de nutriments des sols vers les eaux –Influence des pratiques agricoles.Ingénieries-EAT, 11 :3-16

## **V**

**Van Bol.V.2000.** Azote et agriculture durable.Appoche systématique en fermes-pilotes Thèse Doctorat de l'université catholique de louvain,157p. Interrelations avec les performances. Renc. Rech. Ruminants 5, 185-192.

**Van Dam J.C., Huygen J., Wesseling J.G., Feddes R.A., Kabat P., Walsum P.E.V.v., Webster C.P., Poulter P.R et Goulding K.W.T 1999.** Nitrogen leaching from winter cereals grown as part of a 5years ley-arable relation . *European Journal of Agronomy* ; 10, 99-109.

**Vanderborght J., Gonzalez C., Vanclooster M., Mallants D., Feyen J. 1997.** Effects of soil type and water flux on solute transport. *Soil Sci Soc Am J*, 61:372–389. 38.

**Vanderborght J., Jacques D., Feyen J. 2001.** Deriving transport parameters from transient flow leaching experiments by approximate steady-state flow convection–dispersion models. *Soil Sci Soc Am J*, 64: 1317–1327. 39.

- Vanderborght J., Vereecken H. 2007.** Review of dispersivities for transport modeling in soils. *Soil Sci Soc Am J*, 6:29–52
- Van Diepen C.A., Wolf J., Van Keulen H., Rappoldt C. 1989.** WOFOST : a simulation model of crop production *Soil Use and Management* 5, 16-24.
- Van Diest. 1994.** Agricultural sustainability and soil Nutrient cycling with Emphasis on tropical soils, international Society of soil Science, 4b : 48-61.
- Van Genuchten.R. and Wierenga P. 1976.** Mass transfer studies in porous sorbing media. I. Analytical solutions. *Soil Science Society of America Journal* 40, 473–480.
- Van Keulen H., Seligman N.G. 1987.** Simulation of water use nitrogen nutrition and growth of a spring wheat crop. Simulation monograph Pudoc Wageningen .
- Verberne et al. 1990.** Modeling Carbon and Nitrogen Dynamics for Soil Management
- Vereijken P et Kloen H.1994.** Advanced Ecological Farming Systems based on best practices with organic farms pilot-group, Individual progress report 1, AB-DLO. Wageningen, Netherlands.P24.
- Vertès F et Decau M.L. 1992.** Suivis d'azote minéral dans les sols : risque de lessivage de nitrate selon le couvert végétal *Fourrages*, 129, 11-28.
- Vertès F , Simon J.C le Corre L et Decau M.L.1997.** Les flux d'azote au pâturage : Etude des flux et de leur effets sur le lessivage. *Fourrages*, 151, 263-280.
- Vilain G., Garnier J., Passy P., Silvestre M., and Billen G. 2012.** Budget of N<sub>2</sub>O emissions at the watershed scale: role of land cover and topography (the Orgeval basin, France) *Biogeosciences*, 9, 1085–1097, 2012
- Vincent Van Bol.2000.** Azote et Agriculture durable Approche systématique en fermes-Pilotes. Thèse de doctorat université de Louvain. Faculté des Sciences Agronomiques.P23.

## W

- Wallis K.J., Candela L., Mateos R.M. and Tamoh K. 2011.** Simulation of nitrate leaching under potato crops in a Mediterranean area. Influence of frost prevention irrigation on nitrogen transport, *Agricultural Water management*, 98, 1629-1640.
- Walter P.J., Chalk S. et Kingston H.M. 1997.** A Review of Overview of Microwave Assisted Sample Preparation, Microwave Enhanced Chemistry: Fundamentals, Sample Preparation, and Applications. American Chemical Society, Washington, DC.
- Webster et al., 1999.** Peter J. Webster\*, Andrew M. Moore\*, Johannes P. Loschnigg\* & Robert R. Leben<sup>2</sup> Coupled ocean-atmosphere dynamics in the Indian Ocean during 1997±98 9 Macmillan Magazines Ltd letters to nature 356 NATURE | VOL 401 | 23
- Webster C.P., Poulton P.R. et Goulding K.W.T. 1999.** Nitrogen leaching from winter cereals grown as part of a 5-year leyable rotation. *European Journal of Agronomy*, 10: 99-109.
- Weir B.S., Clark Cockerham C. 1984.** Estimating F-statistics for the analysis of population Structure *Evolution*, Vol. 38, N°06, 1358- 1370.
- Wendland F.1994.** Modelling the nitrate flow in the ground-water provinces of the "old" federal states of the Federal Republic of Germany. *Ecological Modelling*, 75/76(1994): 385-397.
- Whisler F. D., Acok B., Baker D. N., Fye R. E., Hodges H. F., Lambert J. R., Lemmon H. E., Williams, J.R. 1984.** EPIC The Erosion - Productivity Impact Calculator. Vol. I. Model documentation. U.S. Department of Agriculture.

## **X**

**Xu P., Hou X., Zhou F., Ying N. and Zhao G. 2013.** Estimation of nitrate leaching rate and loading deduced by agricultural fertilizers in the North China Plain, *Journal of Environmental Q*

## **Z**

**Zhang R. 1994.** The transferfunction for solute transport. pp 442-453. In: Proceeding of fourteenth annual American geophysical union: Hydrology days. April 5-8. Colorado state university Fort Collins, Colorado.