



Université d'Oran 2 Mohamed Ben Ahmed
Faculté des Sciences de la Terre et de l'Univers

THESE

Pour l'obtention du diplôme de Doctorat 3^{ème} cycle « L.M.D »
En Sciences de la Terre
Option : Hydrogéologie

**Modélisation du transfert des nitrates dans les eaux souterraines :
application à la nappe alluviale de l'oued Nador**

Présentée et soutenue publiquement par :

Mme DJEMA Manal

Devant le jury composé de :

HASSANI M. Idriss	Professeur	Université d'Oran 2	Président
MEBROUK Naima	Professeure	Université d'Oran 2	Directrice de thèse
NADJI Abdelmansour	Professeur	Université d'Oran 2	Examineur
BABA-HAMED Kamila	Professeure	Université de Tlemcen	Examinatrice
BOUFEKANE Abdelmadjid	MCA	USTHB	Examineur

Année 2023-2024

Remerciements

La réalisation de cette thèse a été possible grâce au concours de plusieurs personnes à qui je voudrais témoigner toute ma gratitude.

Je tiens à exprimer toute ma reconnaissance à ma directrice de thèse, Madame **MEBROUK Naima**, professeure à l'université d'Oran 2. Je la remercie pour sa patience, sa disponibilité et surtout ses judicieux conseils. Son expérience et ses connaissances dans le domaine ont très fortement contribué à la réussite de ma thèse ; j'apprécie infiniment les corrections et commentaires constructifs qu'elle a fournis pour améliorer la qualité de ce travail.

Je tiens également à remercier les membres du jury : Monsieur **HASSANI M. Idriss**, professeur à l'université d'Oran 2 de m'avoir fait l'honneur de présider le jury. Je tiens également à remercier Monsieur **NADJI Abdelmansour**, professeur à l'université d'Oran 2 d'avoir bien voulu examiner ce travail. Je n'oublie pas d'adresser tous mes remerciements à Madame **BABA-HAMED Kamila**, professeure à l'université de Tlemcen qui m'a bien honorée en faisant partie de ce jury. Mes remerciements vont également à Monsieur **BOUFEKANE A.**, maître de conférences A à l'USTHB, sa participation à ce jury m'honore.

Je tiens tout spécialement à remercier le chef du département de géologie, Monsieur **Bouzid R.** pour sa sympathie et sa prise en charge efficace de toutes mes préoccupations administratives depuis mon inscription au sein de l'université d'Oran 2.

Mes meilleurs remerciements s'adressent à toutes les personnes qui m'ont encouragé et aidé dans la réalisation de cette thèse, en particulier aux ingénieurs de l'Agence Nationale des Ressources Hydriques :

Monsieur **Laghlough S.**, pour m'avoir fourni plusieurs données sur lesquelles repose grandement cette étude.

Monsieur **Belaidi M.**, d'avoir partagé ses connaissances et ses expériences dans le domaine de l'hydrogéologie.

Monsieur **Yahyaoui A.**, pour m'avoir accompagné sur le terrain lors des campagnes de mesure effectuées dans le cadre du présent travail.

Toute ma gratitude va à Monsieur **Ouahab R.**, ingénieur au Centre de Recherche Nucléaire d'Alger (CRNA) pour toutes les facilités apportées lors de la réalisation des analyses chimiques.

Mes remerciements vont à Monsieur **Belaroui H.**, maître de conférences à l'USTHB, pour sa collaboration et ses orientations.

Je remercie également Madame **Larkem S.**, qui était à mes côtés pour me motiver et me soutenir sans conditions.

Je remercie chaleureusement Monsieur **Zemour Y.**, doctorant hydrogéologue à l'université d'Oran 2, qui m'a toujours soutenu et encouragé au cours de la réalisation de ce travail.

Je suis également très reconnaissante envers mon frère **Dr. Djema W.**, pour son soutien moral et ses encouragements. Ses conseils de rédaction ont été très précieux.

J'adresse aussi mes vifs remerciements à mes chers parents qui étaient ma source d'inspiration et d'espoir. Je leur dois toutes mes réussites et progrès. Que Dieu les protège.

Je ne pourrais finir ces remerciements sans penser à mes enfants **Yasmine** et **Iyad**, dont l'affection, l'amour, le soutien et l'encouragement constant m'ont été d'un grand réconfort. Je les remercie pour leur patience et leurs sacrifices, que Dieu les garde et veille sur eux.

Et bien sûr, j'ai une pensée toute particulière pour mon époux **Abdelmadjid** dont la présence et le soutien de tous les instants m'accompagnent au quotidien.

Mes remerciements s'adressent également à toutes les personnes qui ont contribué à la réalisation de ce travail et que j'ai oublié de citer involontairement.

À toutes ces personnes, je présente mes remerciements, mon respect et ma gratitude.

Résumé

La plaine côtière de Nador est située à l'ouest d'Alger, dans la région de Tipaza. C'est une plaine alluviale qui s'étale sur environ 20 km², caractérisée par ses terres fertiles, exploitées par une activité agricole intense et par la présence d'une nappe peu profonde. La contamination des eaux de la nappe par les nitrates depuis plus d'un demi-siècle constitue une menace majeure qui préoccupe les autorités locales et les agriculteurs.

Les teneurs moyennes en nitrate estimées entre 1995 et 2018 mettent en évidence une hausse considérable de la présence de ce polluant dans les eaux souterraines. Le taux ainsi mesuré dépasse largement les normes de qualité fixées à 50 mg/L par les autorités algériennes et par l'OMS. Face à l'ampleur de cette pollution, des actions doivent être prises et une nouvelle politique de gestion des ressources souterraines et de l'activité agricole doit être mise en place. Afin d'aboutir à une meilleure maîtrise de la dynamique des nitrates, une approche par modélisation s'avère nécessaire.

Dans notre travail, un modèle de susceptibilité du transfert des nitrates à partir du sol vers les eaux souterraines a été réalisé. Ce modèle combine la méthode *d'Analyse Hiérarchique des Procédés (AHP)* et le *Système d'Information Géographique (SIG)*.

La démarche suivie allie les fonctionnalités de l'analyse multicritère et la spatialisation des résultats. En effet, selon notre analyse, le transfert des nitrates est régi par deux critères. D'une part le critère hydrogéologique et topographique (C1) regroupant : la profondeur de la nappe, les matériaux de l'aquifère, les matériaux de la zone non saturée, la conductivité hydraulique, la topographie, l'occupation du sol, le type de sol et l'infiltration et d'autre part, le critère physico-chimique du polluant (C2) qui regroupe la solubilité et l'adsorption. Ces deux critères ont été identifiés, standardisés, pondérés et agrégés en se basant sur l'*Analyse Hiérarchique des Procédés (AHP)*. La superposition pondérée des cartes critères (C1 et C2) permet de mettre en évidence cinq classes d'aptitude de transfert des nitrates.

La classe « *très élevée* » représente 72% de la surface de la plaine. Elle est localisée majoritairement à l'Est et au centre de la région d'étude, correspondant aux zones à fortes activités anthropiques. Enfin, le taux de coïncidence élevé entre les concentrations en nitrates des eaux de la nappe (Octobre 2018) et les différentes classes d'aptitude a permis de confirmer la fiabilité et la validité de la carte élaborée.

Mots-clés : Modélisation, pollution, analyse multicritère, Analyse Hiérarchique des Procédés (AHP), Système d'Information Géographique (SIG), nitrates, Cartographie, eaux souterraines, carte de susceptibilité, plaine de Nador.

Abstract

The coastal Nador plain is located west of Algiers, in the region of Tipaza. It is an alluvial plain spread over about 20 km², characterized by its fertile land exploited by intense agricultural activity and by the presence of a shallow aquifer. Nitrate contamination of groundwater for more than half a century is a major threat of concern to local authorities and farmers.

The mean nitrate concentrations estimated between 1995 and 2018 indicate a significant increase of this pollutant in groundwater. The measured rate values greatly exceed the quality standards set at 50 mg/L by the Algerian authorities and by the WHO. Given the scale of this pollution, we must act and implement a new policy for managing underground resources and agricultural activity. In order to achieve a better control of nitrate dynamics, a modeling approach is necessary.

As part of our research, a sensitivity model of nitrates transfer from soil to groundwater was carried out. This model combines the Hierarchical Process Analysis (HPA) method and the Geographic Information System (GIS).

The adopted approach combines the multi-criteria analysis features with results spatialization. According to our analysis, nitrate transfer is governed by two criteria. On the one hand, the hydrogeological and topographical criterion (C1) grouping together : the depth of the water table, the materials of the aquifer, the materials of the unsaturated zone, the hydraulic conductivity, the topography, the land use, the type of soil and the infiltration. On the other hand, the physico-chemical criterion of the pollutant (C2) which includes solubility and adsorption. These two criteria were identified, standardized, weighted and aggregated based on the Hierarchical Process Analysis (HPA). The weighted overlay of the criteria maps (C1 and C2) highlighted five classes of nitrate transfer ability.

The “very high” class represents 72% of the plain surface. It is mainly located in the East and in the Center of the study area, corresponding to strong anthropogenic activity.

Finally, the high rate of coincidence between the nitrate concentrations in groundwater (field campaign of October 2018) and the different skill classes confirmed the reliability and validity of the developed map.

Keywords: Modeling, pollution, multi-criteria analysis, Hierarchical Process Analysis (AHP), Geographic Information System (GIS), nitrates, cartography, groundwater, map sensitivity, Nador plain.

ملخص

يقع السهل الساحلي للناظور غرب الجزائر العاصمة في منطقة تيبازة. يمتد هذا السهل على ما يقارب من 20 كم²، ويتميز بأرضه الخصبة التي يتم استغلالها من خلال النشاط الزراعي المكثف إضافة إلى مياهه الجوفية القريبة من السطح. يعود تلوث هذه المياه الجوفية بالنترات لأكثر من نصف قرن ويعد تهديداً رئيسياً يقلق السلطات المحلية والمزارعين على حد سواء.

يُظهر متوسط مستويات النترات المقدر بين عامي 1995 و2018 زيادة كبيرة في وجود هذا الملوث في المياه الجوفية. وبالتالي فإن المعدل الذي تم قياسه يتجاوز إلى حد كبير معايير الجودة المحددة عند 50 ملجم / لتر من قبل السلطات الجزائرية ومنظمة الصحة العالمية. لمواجهة هذا التلوث والتقليل من اثاره، وجب اتخاذ عدة إجراءات ووضع سياسة جديدة لإدارة الموارد الجوفية والنشاط الزراعي. من أجل التحكم الأفضل في ديناميكيات النترات، من الضروري اتباع نهج النمذجة.

في هذا العمل، تم تنفيذ نموذج إمكانية نقل النترات من التربة إلى المياه الجوفية. يجمع هذا النموذج بين طريقة تحليل العمليات الهرمية ونظام المعلومات الجغرافية.

يجمع النهج المتبع بين وظائف التحليل متعدد المعايير وتحديد مكاني للنتائج. في الواقع، وفقاً لتحليلنا، يخضع نقل النترات لمعيارين. من جهة نجد المعيار الهيدروجي والطبوغرافي الذي يضم: عمق منسوب المياه الجوفية، مواد طبقة المياه الجوفية، مواد المنطقة غير المشبعة، التوصيل الهيدروليكي، التضاريس، احتلال التربة، نوع التربة والتسرب ومن جهة أخرى لدينا المعيار الفيزيائي الكيميائي للملوث الذي يشمل الذوبان والامتصاص. تم تحديد هذين المعيارين وتوحيدهما ووزانهما وتجميعهما بناءً على تحليل العملية الهرمية. يتيح التراكب الموزون لخرائط المعايير تسليط الضوء على خمس فئات من قدرة نقل النترات.

النتائج المحصل عليها تدل ان 72٪ من سطح السهل يعتبر ذات قابلية "مرتفعة جداً" لنقل النترات. تقع هذه المناطق بشكل رئيسي في شرق ووسط سهل الناظور، بما يتوافق مع أماكن الأنشطة البشرية الكثيفة. أخيراً، أكد معدل التطابق المرتفع بين تركيزات النترات في المياه الجوفية لشهر أكتوبر 2018 ومناطق قابلية نقل النترات صحة الخريطة المنتجة.

كلمات مفتاحية: النمذجة، التلوث، التحليل متعدد المعايير، تحليل العمليات الهرمي، نظام المعلومات الجغرافية، النترات، رسم الخرائط، المياه الجوفية، خريطة القابلية لنقل النترات، سهل الناظور.

Table des matières

Remerciements

Résumé

Abstract

ملخص

Liste des figures

Liste des tableaux

Liste des abréviations et acronymes

Introduction générale	1
1. La pollution nitratée des eaux souterraines : constat et défis majeurs	1
2. La pollution nitratée : législation en vigueur	3
3. Cas de la nappe alluviale de Nador en Algérie	3
4. Objectifs des travaux de la thèse.....	4
5. Méthodologie et organisation du manuscrit.....	5
Chapitre 1 : Aspects théoriques	7
1. Introduction.....	7
2.1. La pollution d'origine agricole.....	7
2.2. Les cycles biogéochimiques concernés.....	7
2.2.1. Le cycle de l'eau	8
2.2.2. Le cycle du Carbone.....	9
2.2.3. Le cycle de l'azote	10
2.3. Les processus du cycle de l'azote dans le sol (figure 4)	10
2.3.1. La Fixation de l'azote atmosphérique	10
2.3.2. La transformation	10
2.3.3. La volatilisation.....	11
2.3.4. La dénitrification	11
2.3.5. L'absorption de l'azote par les plantes.....	12
2.3.6. L'apport de fertilisants	12
2.3.7. Le lessivage ou la lixiviation.....	12
2.4. Les principaux facteurs influençant le cycle de l'azote	12
2.5. L'azote, de gros inconvénients pour la santé humaine.....	14

2.6. L'impact de l'azote sur l'environnement	14
2.7. La migration des nitrates à travers le sol.....	14
2.7.1. La migration des nitrates à travers la zone non saturée	15
2.7.2. La migration des nitrates à travers la zone saturée	15
2.8. Les mécanismes de transfert des nitrates dans le sol	16
2.9. Le rôle de l'eau dans le transfert et la migration des nitrates	16
3. La modélisation multicritère pour la cartographie du transfert des nitrates dans les eaux souterraines.....	16
3.1. L'analyse multicritère	17
3.2. Description de la méthode d'Analyse Hiérarchique des Procédés : AHP	17
3.3. La modélisation par AHP.....	17
3.4. Les démarches à suivre dans la modélisation multicritère.....	18
3.5. Les données d'entrées	18
4. Conclusion	18
Chapitre 2 : Présentation de la zone d'étude.....	19
1. Introduction.....	19
2. Cadre général	19
2.1. Situation géographique.....	19
2.2. Aperçu socio-économique.....	19
2.3. Réseau hydrographique	19
2.4. Couvert végétal	21
2.5. Cadre géomorphologique	21
3. Etude des paramètres climatiques et établissement du bilan hydrologique.....	21
3.1. Les précipitations	21
3.1.1. Les précipitations moyennes mensuelles	21
3.1.2. Les précipitations moyennes annuelles.....	22
3.1.3. Le diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausson (P = 2T)	23
3.2. La température	24
3.3. L'humidité relative.....	25
3.4. Le bilan hydrologique	25
3.4.1. La période du bilan.....	25
3.4.2. L'évapotranspiration réelle « ETR ».....	26

3.4.3. Le ruissellement	28
3.4.4. L'infiltration	29
4. Aperçu géologique	29
4.1. La succession lithostratigraphique	29
4.1.1. Le Pliocène	29
4.1.2. Le Quaternaire (Calabrien-Villafranchien)	30
4.2. L'évolution de la plaine de Nador : Aperçu sur l'activité tectonique	30
5. Caractéristiques hydrogéologiques	31
5.1. La description de la formation aquifère de l'oued Nador	31
5.2. La géométrie des formations aquifères	32
5.3. L'étude piézométrique	33
5.4. Les caractéristiques hydrodynamiques du réservoir étudié.....	35
6. Conclusion	36
Chapitre 3 : Caractéristiques hydrochimiques et qualité des eaux souterraines.	37
1. Introduction.....	37
2. Présentation des données	37
2.1. Prélèvements et méthodes analytiques.....	37
2.2. La fiabilité des résultats	38
3. Caractéristiques physico-chimiques des eaux souterraines de Nador.....	40
3.1. Etude des paramètres physiques.....	40
3.1.1. La température	40
3.1.2. La conductivité électrique (CE)	41
3.1.3. La minéralisation.....	44
3.1.4. Le potentiel d'hydrogène pH	46
3.2. Etude des paramètres chimiques	47
3.2.1. La variation spatiale des éléments majeurs en période des hautes eaux et des basses eaux	47
4. Classification hydrochimique des eaux souterraines	57
4.1. Représentation graphique des analyses chimiques	57
4.2. Diagramme de PIPER	57
5. Etat de santé de la nappe.....	58
5.1. Potabilité des eaux souterraines de Nador.....	58

5.1.1. Les normes de potabilité	58
5.1.2. Le titre hydrotimétrique (T.H.)	59
5.1.3. Le diagramme de Schöeller-Berkalof	60
6. Aptitude des eaux souterraines de Nador à l'irrigation	60
6.1. Ratio ou coefficient de Kelly (K.R.)	62
6.2. Carbonate de Sodium Résiduel (RSC : Residual Sodium Carbonate index)	62
6.3. Sodium Absorption Ratio (S.A.R.)	63
6.3.1. Relation SAR - Salinité	64
6.4. Pourcentage du Sodium : Diagramme de Wilcox	64
7. Conclusion	65
Chapitre 4 : Evolution du chimisme des eaux souterraines : méthodes statistiques et rapports caractéristiques	66
1. Introduction.....	66
2. Traitement statistique des données hydrochimiques.....	67
2.1. L'analyse en composantes principales (ACP)	67
2.1.1. Objectifs de l'ACP	67
2.1.2. Résultats obtenus par l'ACP	67
2.1.3. Application de l'ACP à la nappe alluviale de Nador	68
2.2. La classification ascendante hiérarchique (CAH).....	71
2.2.1. Principe de la méthode CAH.....	71
2.2.2. Avantages de la CAH.....	72
2.2.3. Application de la CAH.....	72
2.3. Conclusion partielle	73
3.Acquisition naturelle de la minéralisation des eaux souterraines	73
3.1. Le TDS des eaux souterraines	73
3.2. Le rôle de la géologie dans la salinité des eaux souterraines de Nador	74
3.2.1. Relation entre les éléments chimiques majeurs et origine de la minéralisation.....	74
3.3. Conclusion partielle	80
4. Etude des embruns marins : le rapport caractéristique : Cl ⁻ /Br ⁻	81
5. Contamination des eaux souterraines : évolution de l'état de la nappe	82
5.1. La nappe, une ressource vulnérable	82

5.2. La plaine alluviale de Nador, un aquifère littoral.....	82
5.2.1. L'intrusion marine, un facteur d'altération de la qualité de l'eau.....	83
5.2.2. L'intrusion marine : le degré de contamination actuelle.....	84
5.3. Les nitrates, cause majeure de la pollution des eaux souterraines	85
5.3.1. L'évolution spatio-temporelle des teneurs en nitrates	85
5.3.2. L'origine des nitrates.....	87
5.4. Conclusion partielle	87
6. Conclusion	88
Chapitre 5 : Modélisation spatiale du transfert des nitrates vers les eaux souterraines	90
1. Introduction.....	90
2. La collecte des données nécessaires pour l'élaboration du modèle.	90
3. Les méthodes de modélisation du transfert des nitrates.....	91
3.1. L'identification des paramètres d'entrée et assignation des cotes	91
3.1.1. La profondeur de la nappe.....	92
3.1.2. L'infiltration	93
3.1.3. Les matériaux de l'aquifère.....	93
3.1.4. Les matériaux de la zone non saturée	94
3.1.5. La conductivité hydraulique de l'aquifère	94
3.1.6. La solubilité.....	95
3.1.7. L'adsorption	95
3.1.8. La pente (la topographie)	96
3.1.9. Le type de sol	96
3.1.10. L'occupation du sol.....	96
3.2. La détermination des poids des paramètres et des critères adoptés	97
3.2.1. L'élaboration de la hiérarchie	97
3.2.2. Les combinaisons binaires	97
3.2.3. Le calcul des poids (Détermination des valeurs et des vecteurs propres)	
.....	98
3.3. L'agrégation des données pondérées et cartographie des résultats	99
3.4. La validation de la carte de synthèse.....	100
4. L'application à la nappe alluviale de l'oued Nador.....	100

5. Conclusion.....	111
Conclusion générale	112
1. Rappel de la problématique	112
2. Synthèse des résultats	113
3. Recommandations.....	115
Références bibliographiques	117
Annexes	128
Article: Groundwater quality and nitrate pollution in the Nador plain, Algeria	

Liste des figures

Figure 1	: Les cycles biogéochimiques.....	8
Figure 2	: Schéma simplifié du cycle de l'eau.....	8
Figure 3	: Schéma simplifié du cycle du carbone.....	9
Figure 4	: Schéma simplifié du cycle de l'azote.....	13
Figure 5	: Localisation de la zone d'étude et du réseau hydrographique sur un fond géologique simplifié.....	20
Figure 6	: Précipitations moyennes mensuelles à la station de Boukourdane (1987-2018)	22
Figure 7	: Précipitations moyennes annuelles, station de Boukourdane (1987-2018)	23
Figure 8	: Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen, station de : Boukourdane (1987-2018)	24
Figure 9	: Variation de la température moyenne mensuelle à la station de Boukourdane (1987-2018)	25
Figure 10	: Carte d'égale épaisseur du réservoir utile.....	32
Figure 11	: Carte d'égale profondeur du mur du réservoir utile.....	33
Figure 12	: Variation de la profondeur de l'eau dans le temps et dans l'espace sur la période 1993-2018.....	34
Figure 13	: Carte piézométrique de la nappe alluviale de l'oued Nador (octobre 2018)..	35
Figure 14	: Corrélacion entre les cations et les anions (Hautes eaux, juillet 2018)	39
Figure 15	: Corrélacion entre les cations et les anions (Basses eaux, octobre 2018).....	39
Figure 16	: Corrélacion entre la conductivité électrique mesurée in situ et le résidu sec mesuré au laboratoire (Octobre, 2018)	40
Figure 17	: Carte de distribution spatiale de la CE (Juillet, 2018)	42
Figure 18	: Carte de distribution spatiale de la CE (Octobre, 2018)	43
Figure 19	: Conductivité électrique en fonction de la profondeur d'eau (Octobre 2018)	44
Figure 20	: Carte de distribution spatiale de la minéralisation (Juillet, 2018)	45
Figure 21	: Carte de distribution spatiale de la minéralisation (Octobre, 2018)	45
Figure 22	: Variations de la conductivité électrique et de la minéralisation des eaux (Saison des basses eaux, octobre, 2018)	46
Figure 23	: Carte de distribution spatiale de Ca ⁺² en mg/L (Juillet, 2018)	48
Figure 24	: Carte de distribution spatiale de Ca ⁺² en mg/L (Octobre, 2018)	48
Figure 25	: Carte de distribution spatiale de Mg ²⁺ en mg/L (Juillet, 2018)	49
Figure 26	: Carte de distribution spatiale de Mg ²⁺ en mg/L (Octobre, 2018)	49
Figure 27	: Carte de distribution spatiale de Na ⁺ en mg/L (Juillet, 2018)	51

Figure 28	: Carte de distribution spatiale de Na^+ en mg/L (Octobre, 2018)	51
Figure 29	: Carte de distribution spatiale de Cl^- en mg/L (Juillet, 2018)	52
Figure 30	: Carte de distribution spatiale de Cl^- en mg/L (Octobre, 2018)	52
Figure 31	: Carte de distribution spatiale de SO_4^{2-} en mg/L (Juillet, 2018)	54
Figure 32	: Carte de distribution spatiale de SO_4^{2-} en mg/L (Octobre, 2018)	54
Figure 33	: Carte de distribution spatiale de HCO_3^- en mg/L (Juillet, 2018)	55
Figure 34	: Carte de distribution spatiale de HCO_3^- en mg/L (Octobre, 2018)	55
Figure 35	: Carte de distribution spatiale de NO_3^- en mg/L (Juillet, 2018)	56
Figure 36	: Carte de distribution spatiale de NO_3^- en mg/L (Octobre, 2018)	56
Figure 37	: Représentation graphique sur le diagramme de Piper des eaux de la nappe de Nador (Octobre, 2018)	57
Figure 38	: Représentation des points d'eau sur le diagramme de Schöeller-Berkaloff.....	61
Figure 39	: Variation du KR des différents points d'eau.....	62
Figure 40	: Variation du SAR des différents points d'eau.....	63
Figure 41	: Diagramme de Richards.....	64
Figure 42	: Classification de Wilcox.....	64
Figure 43	: Représentation graphique des variables et des individus sur les plans factoriels.....	71
Figure 44	: Dendrogramme pour Classification Ascendante Hiérarchique.....	72
Figure 45	: Diagrammes de dispersion des anions majeurs (a) et cations majeurs (b) par rapport au TDS.....	74
Figure 46 a	: Relation entre les éléments chimiques.....	77
Figure 46 b	: Relation entre les éléments chimiques.....	78
Figure 47	: Réactions des échanges de base.....	79
Figure 48	: Dissolution des carbonates.....	81
Figure 49	: Rapport caractéristique $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$	84
Figure 50	: Variation des concentrations en nitrates dans la nappe de Nador : (a) juillet 2018 et (b) octobre 2018.....	85
Figure 51	: Evolution des teneurs moyennes annuelles en nitrates des eaux souterraines de Nador (1995-2018)	86
Figure 52	: Origine des nitrates : (a) HCO_3^- vs NO_3^- ; (b) Evolution des teneurs en nitrates, chlorures et bicarbonates ; (c) Cl^- vs NO_3^- ; (d) Cl^- vs $\text{NO}_3^- / \text{Cl}^-$...	88
Figure 53	: Structure hiérarchique de la modélisation du transfert vertical des nitrates vers les eaux souterraines de Nador.....	101
Figure 54 a	: Carte du paramètre profondeur de la nappe.....	103

Figure 54 b	: Carte du paramètre infiltration.....	104
Figure 54 c	: Carte du paramètre matériaux de l'aquifère.....	104
Figure 54 d	: Carte du paramètre matériaux de la zone non saturée.....	105
Figure 54 e	: Carte du paramètre conductivité hydraulique (m/s)	105
Figure 54 f	: Carte du paramètre adsorption.....	106
Figure 54 g	: Carte du paramètre pente.....	106
Figure 54 h	: Carte du paramètre type de sol.....	107
Figure 54 i	: Carte du paramètre occupation du sol.....	107
Figure 55	: Carte du critère hydrogéologique-topographique.....	109
Figure 56	: Carte du critère physico-chimique.....	109
Figure 57	: Carte finale d'aptitude de transfert des nitrates dans les eaux souterraine de Nador obtenue par la méthode AHP et répartition spatiale des concentrations en nitrates.....	110
Figure 58	Diagramme circulaire représentant les pourcentages des différentes classes.....	110

Liste des tableaux

Tableau 1	: Caractéristiques des stations climatiques (ANRH)	21
Tableau 2	: Variations mensuelles des précipitations aux stations de Boukourdane	22
Tableau 3	: Précipitations moyennes annuelles à la station de Boukourdane (Période : 1987-2018, ANRH Blida)	23
Tableau 4	: Précipitations et températures moyennes mensuelles, station de Boukourdane (1987-2018) (source : ANRH Blida)	24
Tableau 5	: Valeurs moyennes mensuelles de l'humidité relative au niveau de la station de Boukourdane (1987-2018) (source : ANRH Blida)	25
Tableau 6	: Calcul de l'ETP par la formule de Thornthwaite (1987-2018)	26
Tableau 7	: Bilan simplifié de Thornthwaite, station de Boukourdane (1987-2018) ...	27
Tableau 8	: Valeurs des termes du bilan hydrologique (1987-2018)	29
Tableau 9	: Paramètres hydrodynamiques de l'aquifère de Nador (Mesbah, 1981) ...	35
Tableau 10	: Caractéristiques physiques des eaux de la nappe de Nador.....	40
Tableau 11	: Variation de la température en fonction de la profondeur au niveau des puits.....	41
Tableau 12	: Classification des eaux selon le pH (Rodier, 2009)	46
Tableau 13	: Caractéristiques chimiques des eaux de la nappe de Nador.....	47
Tableau 14	: Normes de potabilité des eaux.....	58
Tableau 15	: Classification des eaux en fonction de leur titre hydrotimétrique (T.H) ...	59
Tableau 16	: Dureté des eaux souterraines d'Oued Nador.....	60
Tableau 17	: Matrice des coefficients de corrélation entre les paramètres physico-chimiques des eaux souterraines de la nappe d'Oued Nador.....	69
Tableau 18	: Valeurs propres et pourcentage de variance totale.....	70
Tableau 19	: Corrélation entre les variables et les facteurs.....	70
Tableau 20	: Cotes en fonction des classes du paramètre profondeur de la nappe.....	92
Tableau 21	: Cotes en fonction des classes du paramètre infiltration.....	93
Tableau 22	: Cotes en fonction des classes du paramètre matériaux de l'aquifère.....	94
Tableau 23	: Cotes en fonction des classes du paramètre les matériaux de la zone non saturée.....	94
Tableau 24	: Cotes en fonction des classes du paramètre « conductivité hydraulique »	95
Tableau 25	: Cotes en fonction des classes du paramètre « adsorption »	95
Tableau 26	: Cotes en fonction des classes du paramètre « pente »	96
Tableau 27	: Cotes en fonction des classes du paramètre « type de sol »	96
Tableau 28	: Cotes en fonction des classes du paramètre « occupation du sol »	97

Tableau 29	: Echelle proposée par Saaty (1977)	98
Tableau 30	: Indices de cohérence aléatoire pour $n = 1, 2, \dots, 10$ (Saaty, 1977)	99
Tableau 31	: Matrice carrée réciproque de comparaison binaire déterminant le coefficient de pondération des paramètres du critère hydrogéologique et topographique.....	101p
Tableau 32	: Matrice carrée réciproque de comparaison binaire déterminant le coefficient de pondération des paramètres du critère physico-chimique.....	102
Tableau 33	: Matrice carrée réciproque de comparaison binaire déterminant le coefficient de pondération des critères.....	102

Liste des abréviations et acronymes

ACP	: Analyse en Composante Principale
AHP	: Analyse Hiérarchique des Procédés
AEP	: Alimentation en Eau Potable
AMC	: Analyse Multicritères
ANRH	: Agence Nationale des Ressources hydriques
CAH	: Classification Ascendante Hiérarchique
CMA	: Concentration Maximale Admissible
CGG	: Compagnie Générale de Géophysique
CNRA	: Centre Nucléaire de Recherche d'Alger
CP	: Coefficient de Pondération
DRE	: Direction des Ressources en Eaux
EEC	: Communauté Economique Européenne
FAO	: The Food and Agriculture Organization
GIEC	: Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat
I _A	: Indice aléatoire
I _c	: Indice de cohérence
K	: Perméabilité / La conductivité hydraulique
MNT	: Modèle Numérique de Terrain
OCDE	: Organisation de Coopération et de Développement Economiques
OMS	: Organisation Mondiale de la Santé
R _c	: Ratio de cohérence
S	: Coefficient d'emmagasinement
SIG	: Système d'Informations Géographiques
T	: Transmissivité
VP	: Vecteurs propres
WSM	: Weight Sum Method
WPM	: Weight Product Method
ZNS	: Zone non saturée
ZS	: Zone saturée

Introduction Générale

Introduction générale

L'eau souterraine est une ressource précieuse dans tous les écosystèmes. Ses caractéristiques sont étroitement liées à l'aquifère qui l'abrite et qui conditionne sa qualité et sa quantité. Néanmoins, l'eau souterraine n'est pas pour autant isolée de la surface du sol, et les pollutions qui y sont générées affectent fortement le milieu souterrain, particulièrement dans le cas des nappes libres et semi-libres (les nappes captives sont moins impactées par la pollution).

Le monde entier souffre aujourd'hui de la pollution des ressources hydriques (souterraines et de surface), engendrée par l'augmentation des activités humaines dans de multiples secteurs, tels que l'agriculture et l'industrie.

1. La pollution nitratée des eaux souterraines : constat et défis majeurs

Dans le contexte du changement climatique que nous vivons actuellement, l'imbrication des enjeux menaçant la disponibilité et la qualité des eaux souterraines devient hautement complexe. A ce propos, les impacts du dérèglement climatique sont de plus en plus violents et se manifestent fréquemment à travers la composante « eau », ce qui se traduit par des inondations et des sécheresses, mais également par une fonte des glaces accélérée, et une élévation dangereuse du niveau des mers (GIEC/IPCC, 2008). Par conséquent, l'eau et le changement climatique sont considérés comme les défis majeurs que l'humanité doit affronter.

L'évolution des pratiques agricoles pourrait également avoir des impacts profonds sur la qualité des ressources en eaux. Depuis la deuxième moitié du 21^{ème} siècle, des contaminations des eaux souterraines par des polluants d'origine agricole ont été largement observées. Cette situation est le résultat direct d'une stratégie adoptée par de nombreux pays à la fin de la guerre mondiale, visant à augmenter considérablement la production végétale et animale, afin de satisfaire les besoins alimentaires des populations (Jego, 2008).

Pour atteindre cet objectif, l'utilisation d'engrais et de pesticides a fortement augmenté. En particulier, l'azote minéral, qui a été largement utilisé dans l'agriculture car il est relativement peu coûteux (Capillon, 1996). Il s'en est suivi une période d'accroissement des rendements agricoles, accompagnée d'une augmentation importante des concentrations en nitrates dans les nappes d'eaux souterraines libres et semi libres (Dépaigne et Hénin, 1988 ; Hubbard et Sheridan, 1995). De ce fait, la pollution d'origine agricole est, actuellement, la source principale de la détérioration de la qualité des eaux dans de nombreuses régions d'Europe et des Etats Unis, et dans d'autres pays comme l'Australie, le Canada, la Nouvelle Zélande et même des pays méditerranéens (OCDE, 2004).

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 (Addiscott, 2005) .

En l'absence de contamination, la teneur en nitrate dans les eaux souterraines ne dépasse pas 1 mg/L (Kherici, 1991). Le seuil de potabilité fixé par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) est de 50 mg/L.

Il est important de constater que les quantités de nitrates observées dans les nappes d'eaux souterraines au cours de l'année, proviennent non seulement de l'épandage récent des engrais, mais également d'une accumulation de nitrates dans le sol pendant plusieurs années. En effet, les nitrates qui ne sont pas absorbés par les plantes sont lessivés vers les eaux souterraines par un excès d'eau d'irrigation ou par des eaux pluviales.

Dans les conditions actuelles, la décontamination des nappes polluées nécessite d'une part, l'arrêt immédiat de l'utilisation des engrais azotés et d'autre part, l'attente de plusieurs décennies avant de retrouver la situation saine des eaux (Le droit international de l'eau, 2012).

Ces dernières années, plusieurs travaux ont mis l'accent sur la pollution des eaux par les nitrates dans différentes régions du monde : en Slovénie (Ogrinc, 2018), au Japon (Nakagawa *et al.*, 2016), en Chine (Zhai *et al.*, 2017 ; Yue *et al.*, 2017), en Turquie (Yolcubal *et al.*, 2019), en France (El Khattabi *et al.*, 2018), en Espagne (Menció *et al.*, 2016 ; Pérez-Martín *et al.*, 2016), et au Canada (Paradis *et al.*, 2017).

Le phénomène de pollution nitratée constitue également un réel danger pour les ressources hydriques dans le continent africain (Abbou ben et Fadil, 2014). En Afrique de l'Ouest, les travaux qui signalent des excès en nitrates dans les eaux souterraines sont de plus en plus fréquents (Diop *et al.*, 2014 ; Ahoussi, 2013). Ainsi, d'importantes teneurs en nitrates, supérieures à la directive OMS, ont été détectées dans les eaux souterraines au Nigéria (Adelam *et al.*, 2006), au Bénin (Boukari *et al.*, 2006), en Côte d'Ivoire (Akpo *et al.*, 2021), au Maroc (Bricha *et al.*, 2007 ; Idrissi Alami *et al.*, 2007) et en Tunisie (Rapport de la cellule de production ; El Amri *et al.*, 2014).

La réforme agricole entamée par l'Algérie au début des années 70 visait à augmenter les rendements des cultures agricoles. Pour ce faire, un épandage abusif des engrais sur les sols a été appliqué. Durant ces dernières années, l'utilisation souvent irrationnelle des produits phytosanitaires dans certaines plaines agricoles du pays, et l'intensité des activités agricoles et d'élevages (Agence Nationale des Ressources Hydriques (ANRH), 1993), ont engendré une augmentation considérable de la teneur en nitrates des eaux des nappes voisines (Kheliel, 2017). Cette contamination a été mise en lumière par plusieurs études menées sur différents aquifères en Algérie (Kettab, 2005). Les travaux de Boudjadja *et al.*, (2003) ont montré que des teneurs excessives en nitrates (dépassant les 100 mg/L) sont fréquemment enregistrées dans les nappes des zones agricoles. Ce problème a été confirmé par les travaux réalisés au niveau de la plaine alluviale de Sidi Bel Abbes (Bentekhi *et al.*, 2018), la vallée du Chelif (Bouchenouk, 2013), la plaine d'Ain Djasser (Ziani, 2017), la vallée du M'Zab (Achour, 2014) et la vallée d'El Oued (Atia et Zine, 2019).

Au centre du pays, la plaine alluviale de la Mitidja a fait l'objet de multiples travaux mettant en évidence la pollution de cette nappe par les nitrates (Mimouni *et al.*, 1989 ; Ait Ouali, 2007 ; Yahiaoui, 2011 ; Khouli, 2011 ; Zamiche *et al.*, 2018 ; Djoudar *et al.*, 2014, 2020). Les travaux menés par Mesbah (1981) et Bouderbala (2015) ont montré que les eaux souterraines de la plaine alluviale de Nador sont aussi largement contaminées par les nitrates dans de nombreux forages et puits, avec des concentrations qui dépassent la norme fixée à 50 mg/L.

2. La pollution nitratée : législation en vigueur

Des concentrations élevées en nitrates dans l'eau potable peuvent entraîner plusieurs maladies telles que la méthémoglobinémie, le cancer de l'estomac, les avortements spontanés, le diabète et les troubles de la thyroïde (OMS, 2011). L'enrichissement en nitrates des eaux est également responsable de déséquilibres écologiques tels que l'eutrophisation. Par conséquent, il devient urgent de gérer la dégradation de l'environnement causée par la pollution azotée et de tenter d'y mettre un terme. Pour y parvenir, une nouvelle stratégie doit être développée pour changer les pratiques agricoles nuisibles menées par les agriculteurs, afin de réduire la pollution de l'eau par lessivage des nitrates d'origine agricole (Velthof *et al.*, 2014 ; Adhikary *et al.*, 2010). Parmi les mesures de gestion qui ont été adoptées par l'union européenne : « La Directive Nitrates (91/676/CEE) (Izcara Palacios, 1998 ; Kunkel *et al.*, 2010) » et « La directive-cadre sur l'eau ou DCE (2000/60/CE) ». Ces politiques visent d'une part, à identifier les zones vulnérables à la pollution par les nitrates d'origine agricole et d'autre part, à s'assurer du respect des bonnes pratiques établies et des règles imposées (respect des conditions et des périodes d'application des engrais, respect des conditions de stockage, etc.). Ces programmes incluent également une série de formations et des campagnes d'information destinées aux agriculteurs afin de les sensibiliser aux dangers qu'ils peuvent causer.

En Algérie, le développement de stratégies efficaces d'atténuation de la pollution azotée est essentiel pour l'amélioration des conditions environnementales (Salhi *et al.*, 2015).

La gestion du secteur de l'eau dans notre pays relève principalement de la loi relative à l'eau (loi n°05-12 du 4 août 2005). L'ensemble des textes réglementant les activités liées à l'environnement visent à maîtriser qualitativement les ressources en eau. Cependant, l'amélioration des lois et des textes en vigueur est fortement souhaitable, en veillant à une application stricte des règles visant à réduire la pollution agricole.

3. Cas de la nappe alluviale de Nador en Algérie

Les eaux souterraines des plaines alluviales sont vulnérables, et elles sont particulièrement sensibles à la pollution par les nitrates (Roux, 1995). Cette fragilité vis-à-vis des contaminations agricoles se fait ressentir plus fortement dans certaines régions sous l'effet de deux facteurs : la présence d'un sol riche qui favorise les activités agricoles à grande échelle, et l'accessibilité à l'eau de la nappe qui se trouve à un niveau peu profond. Cette activité agricole est à l'origine de nombreuses substances polluantes.

La migration de ces dernières vers les eaux souterraines est d'autant plus importante que le sol est perméable. Par conséquent, les nappes alluviales peu profondes sont particulièrement touchées par ce phénomène, et c'est le cas de la nappe de Nador en Algérie.

La plaine alluviale de l'Oued Nador fait partie des zones côtières algériennes. Elle est située à environ 75 km à l'Ouest d'Alger et elle couvre une superficie d'environ 20 km². Cette région est principalement rurale. Elle est donc particulièrement concernée par les activités agricoles : des élevages et des agricultures variées y sont installés. De par son importance stratégique et sa situation vulnérable, cette nappe est le site choisi pour mener ces travaux de thèse et elle est l'objet du modèle qui y est proposé pour le transfert de nitrates à travers le sol.

Les travaux antérieurs sur cette plaine ont déjà mis en évidence la contamination de la nappe par les nitrates (Mesbah, 1981 ; Tifour, 2000 ; Bouderbala, 2007 ; Bouderbala, 2015). Cependant, la dynamique de la pollution, impliquant les sources d'émission, ainsi que les flux et les mécanismes de transfert des nitrates dans le sol, n'ont pas été suffisamment abordés par le passé. De manière générale, les études qui ont été menées dans la région de Nador se sont focalisées en particulier sur l'analyse de la salinité des eaux souterraines, causée par l'intrusion marine. Les approches proposées sont essentiellement descriptives et ne permettent pas d'aboutir à une analyse approfondie des différents facteurs qui influencent le transfert des polluants (des nitrates en particulier) vers les eaux souterraines.

La diversité des pressions anthropiques exercées par les activités humaines exploitant les sols, combinée à la nature (hydro)géologique de la région, conduisent à une disparité dans le degré de contamination des eaux-souterraines à travers la plaine de Nador.

Un état des lieux a été réalisé en Octobre 2018 sur 19 points d'eau sélectionnés à travers la plaine de Nador. 42% des échantillons analysés dépassent la norme de potabilité recommandée par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), fixée à 50 mg de nitrates par litre. Une teneur extrêmement élevée (290 mg/L), a même été enregistrée dans le puits P200 situé en amont de la plaine.

4. Objectifs des travaux de la thèse

La préservation des eaux souterraines vis-à-vis des pollutions d'origine agricole exige une gestion rationnelle des ressources en eau et une maîtrise des facteurs de propagation des polluants.

Notre travail est principalement basé sur la modélisation du transfert de nitrates. Il s'agit d'établir des relations entre la géologie, la topographie, l'occupation du sol, les caractéristiques hydrodynamiques du milieu, en intégrant les propriétés du polluant.

Cette étude porte sur la pollution diffuse en nitrates au niveau de la nappe de Nador, et elle a pour principaux objectifs :

- La détermination de l'évolution spatio-temporelle des concentrations en nitrates et de leur impact sur les eaux souterraines de Nador, ainsi que l'origine de cette pollution nitratée.
- La mise en évidence des différents facteurs naturels et anthropiques participant à la salinisation des eaux souterraines par des approches statistiques et des rapports caractéristiques.
- La contribution à une meilleure connaissance du comportement du système (sol-zone non saturée ZNS, zone saturée ZS) aux pressions anthropiques en particulier à l'intensification des activités agricoles dans la région.
- L'amélioration de la compréhension du mécanisme de transfert des nitrates en se basant sur une modélisation multicritère réalisée en combinant l'analyse hiérarchique multicritères (AMC) et un système d'informations géographiques (SIG).

L'objectif de ce travail est finalement double. D'une part, nous contribuons à améliorer nos connaissances sur le transfert des nitrates depuis la surface du sol jusqu'à la nappe d'eau souterraine ; et d'autre part, nous souhaitons apporter un outil rationnel de gestion des ressources en eau. Cet outil tient compte des risques de contamination menaçant le réservoir d'eau souterrain de Nador et servira à la prise de décision dans ce secteur.

5. Méthodologie et organisation du manuscrit

En adéquation avec les objectifs précédemment énoncés, ce manuscrit se compose de 5 chapitres.

Le premier chapitre décrit le contexte général dans lequel s'inscrit ce travail. Un bref aperçu sur les cycles biogéochimiques concernés et une description des mécanismes et des facteurs contrôlant les fuites de nitrate y sont résumés. Ce chapitre se termine par une synthèse des différentes approches utilisées dans la modélisation multicritère pour la réalisation d'un modèle de transfert de nitrates.

Le deuxième chapitre se focalise sur la présentation du site d'étude, la définition de l'aquifère sur les plans géologique et hydrogéologique (caractéristiques hydrodynamiques et étude piézométrique) et l'estimation des termes du bilan hydrologique.

Le troisième chapitre décrit le chimisme des eaux souterraines en suivant l'évolution spatiale et temporelle des paramètres physico-chimiques. Par la suite, nous déterminons leurs origines en se basant sur les données géologiques et hydrogéologiques (la nature lithologique et l'évolution piézométrique). À la fin de ce chapitre, une estimation du degré de potabilité des eaux et leur aptitude à l'irrigation est réalisée.

Dans le quatrième chapitre, nous procédons à l'identification des différents phénomènes qui participent à l'acquisition naturelle de la minéralisation des eaux souterraines de Nador, depuis la surface du sol jusqu'à l'aquifère. Notre approche est basée sur le calcul des rapports caractéristiques et sur l'application de méthodes statistiques. Une évaluation de l'ampleur de la pollution dans les eaux de la nappe par

le traitement des contaminations spécifiques, telles que le biseau salé (accéléralé par les pompages et le rabattement de la nappe) et la pollution nitratalée liée à l'activité humaine est ainsi faite.

Dans le dernier chapitre, nous procédons à l'élaboration du modèle de transfert des nitrates relatif à la nappe alluviale de Nador. Cette partie a été réalisée en se basant sur l'utilisation combinée des systèmes d'information géographiques (SIG) et de l'analyse hiérarchique multicritères (AHP). En effet, nous avons sélectionné les principaux critères et paramètres régissant le transfert des nitrates dans la zone d'étude. A chaque paramètre, il a été attribué un coefficient de pondération déterminé par la méthode AHP. L'utilisation du SIG nous a permis de réaliser une carte de synthèse qui met en exergue la susceptibilité du transfert des nitrates dans la zone d'étude.

Enfin, la conclusion générale est une synthèse des résultats obtenus, avec des recommandations vers d'autres axes de recherche à développer, pour compléter et améliorer les connaissances dans le domaine de la modélisation du transfert des nitrates.

Chapitre 1

Aspects théoriques

Chapitre 1 : Aspects théoriques

1. Introduction

La dégradation, à la fois qualitative et quantitative des eaux souterraines, est largement ressentie ces dernières années. Pour cause, de nombreux facteurs interviennent. La pollution agricole est l'une des principales sources participantes à la modification physico-chimique des eaux souterraines, due à l'utilisation abusive des engrais et des pesticides. Les nitrates ne sont pas les seuls polluants résultant de ces pratiques agricoles mais sont considérés comme de bons indicateurs, facilement surveillés et dosés. Leurs sels très solubles sont aussi aisément entraînés en profondeur par les eaux d'infiltration.

Dans le but de faire face à la dégradation de la ressource hydrique et le besoin progressif de la préserver, la modélisation a été développée.

La modélisation est un outil fortement sollicité par les gestionnaires de la ressource en eau souterraine. Elle consiste en la création de programmes permettant la gestion, la préservation et la planification de la décontamination des aquifères.

Ce chapitre a pour objectif d'expliquer les causes et les impacts de ces contaminations et de comprendre leur dynamique dans la nature. Enfin, il se termine par une description des modèles permettant l'évaluation des risques de la pollution par les nitrates dans les eaux souterraines.

2.1. La pollution d'origine agricole

Les activités agricoles intensives sont considérées comme la principale source potentielle responsable de la dégradation de la qualité des eaux souterraines. Les polluants agricoles ont leur origine dans l'utilisation abusive des engrais chimiques et des produits phytosanitaires.

Parmi les polluants agricoles, l'azote occupe une place importante et c'est sous sa forme nitrique (NO_3^-) que son impact est le plus alarmant. Du fait de leur solubilité, les nitrates peuvent être entraînés par l'eau et atteindre ainsi les nappes d'eau souterraines.

2.2. Les cycles biogéochimiques concernés

La biogéochimie traite les éléments chimiques qui sont en relation directe avec la vie. Elle se situe donc à l'interface de trois grands secteurs scientifiques : géosciences, biologie et chimie et, plus particulièrement de trois sous-secteurs, qui sont la géochimie, la biochimie et l'écologie (figure 1).

La problématique de la pollution azotée doit prendre en compte non seulement le cycle de l'azote mais également les cycles avec lesquels cet élément interagit, à savoir le cycle de l'eau, et le cycle du carbone.

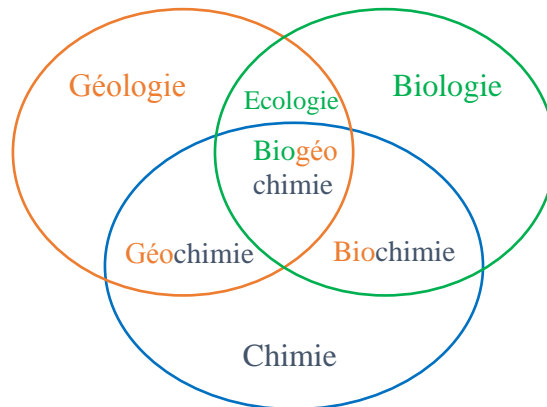


Figure 1 : Les cycles biogéochimiques

2.2.1. Le cycle de l'eau

L'eau est le principal véhicule des éléments nutritifs. Une pénurie ou un surplus d'eau influencent les cycles de l'azote, du carbone et des autres éléments chimiques.

L'eau est présente partout sur la terre, répartie dans les mers, les océans et les eaux continentales (rivière, lacs, eau souterraine...). L'eau douce représente la plus petite partie de l'eau de la planète, et c'est cette eau même qui est la plus vulnérable vis-à-vis des pollutions anthropiques.

Le moteur du cycle de l'eau est l'énergie solaire. Cette dernière favorise l'évaporation de l'eau au-dessus des rivières, des lacs, océans ainsi que la transpiration des végétaux (évapotranspiration).

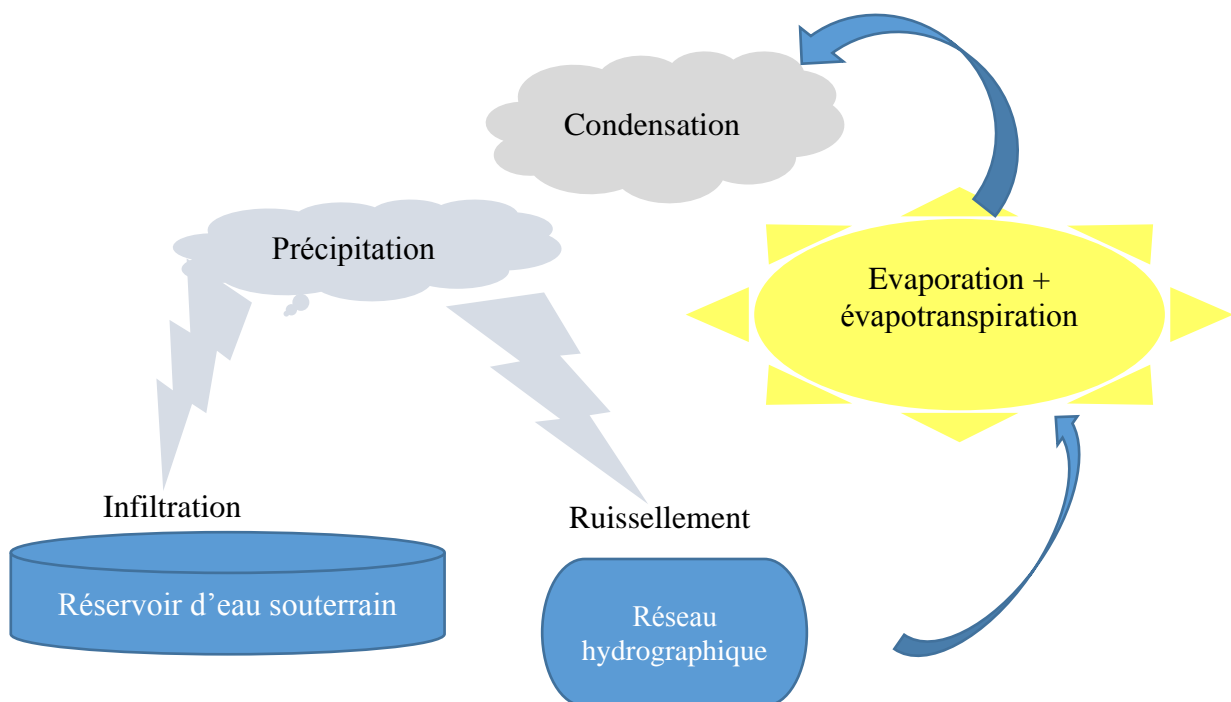


Figure 2 : Schéma simplifié du cycle de l'eau

Dans l'atmosphère, l'eau évaporée se condense et retombe sur terre, sous forme de précipitations. L'eau s'infiltré dans le sol jusqu'aux nappes souterraines ou ruisselle vers les cours d'eau qui se jettent dans les océans. Et le cycle recommence : évaporation, condensation, précipitation, infiltration (figure 2).

2.2.2. Le cycle du Carbone

Le carbone se trouve dans tous les réservoirs, dans la biosphère, l'atmosphère, l'hydrosphère et dans la lithosphère (figure 3).

Dans ces réservoirs, il occupe différentes formes et il s'échange sous différents processus.

La biosphère est très riche en carbone. Les autotrophes savent se fournir en carbone à partir de l'atmosphère via le processus de photosynthèse. Ce processus constitue le seul point d'entrée du carbone dans les écosystèmes. Il est ensuite rejeté dans l'atmosphère par les processus de la respiration, la fermentation ou de combustion (Jego, 2008).

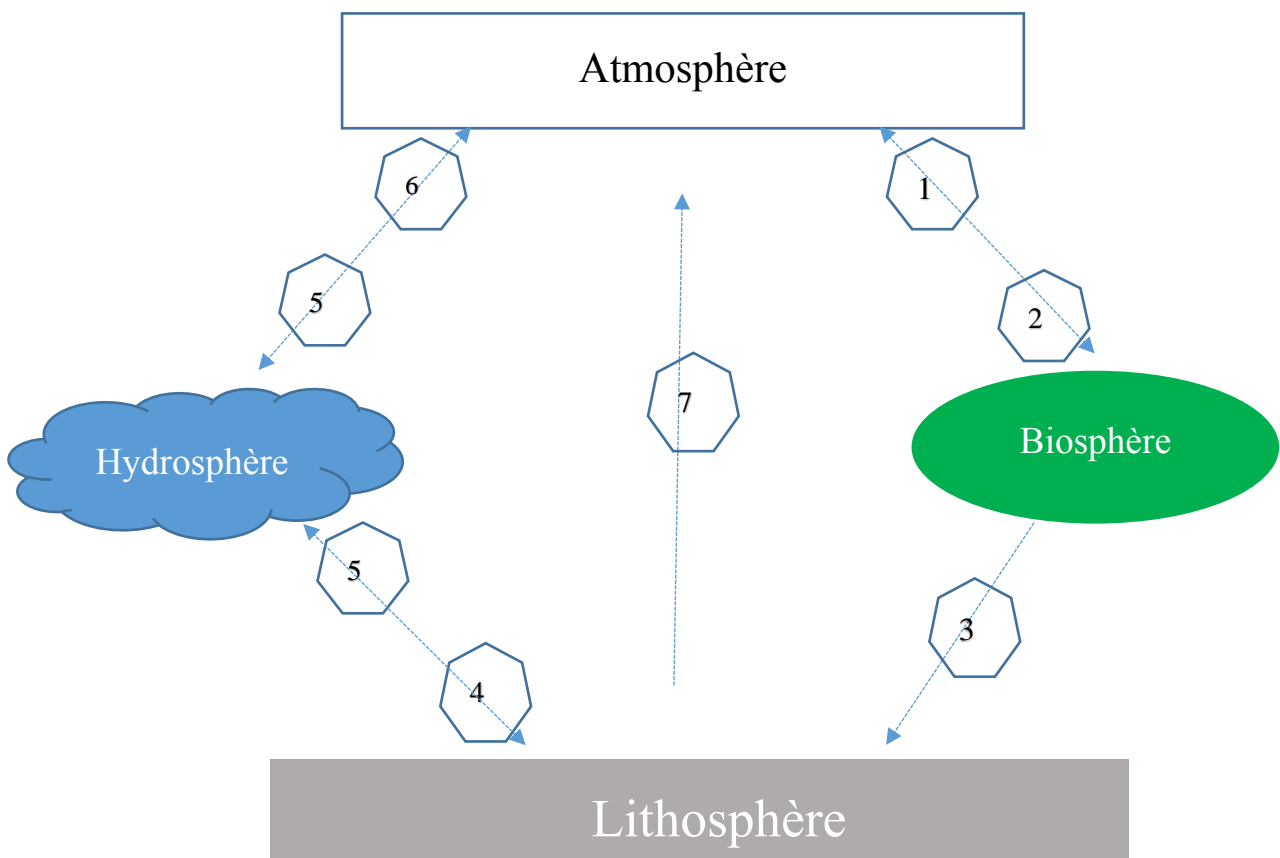


Figure 3 : Schéma simplifié du cycle du carbone

1 : Respiration ; 2 : Photosynthèse ; 3 : Fossilisation ; 4 : Précipitation ; 5 : Dissolution ;
6 : Dégazage ; 7 : Combustion.

2.2.3. Le cycle de l'azote

L'azote circule selon un cycle biogéochimique au cours duquel il passe sous des formes organiques et minérales. Le cycle de l'azote est en étroite relation avec les cycles biologiques, le cycle hydrique, et le cycle carboné.

L'azote est très présent dans la nature. Son principal réservoir est l'atmosphère (78 % d'azote moléculaire) et qui effectue des échanges avec le sol, les hydrosystèmes et la biosphère. L'azote peut se trouver principalement sous trois formes : gazeuse, minéral et organique.

On appelle cycle de l'azote, les diverses transformations que subit l'azote dans la biosphère. La plupart de ces transformations sont d'origine microbienne et leur importance est considérable car elles régissent le bilan d'azote du sol et la mise à la disposition de la plante des formes minérales utilisables.

Les plantes trouvent leur azote non pas dans l'atmosphère, mais elles le puisent avec leurs racines quand il est sous forme d'ammonium (NH_4^+) ou de nitrate (NO_3^-) dans le sol.

2.3. Les processus du cycle de l'azote dans le sol (figure 4)

2.3.1. La Fixation de l'azote atmosphérique

Deux phénomènes interviennent dans la transformation des molécules d'azote N_2 de l'atmosphère en azote combiné. Cela est un processus qui permet aux organismes de fabriquer des substances protéiques à partir de l'azote gazeux présent dans l'atmosphère.

Les 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 importantes que la pollution atmosphérique est importante.

La fixation biologique de l'azote par des micro-organismes qui sont soit symbiotiques des plantes supérieures (comme les *Rhizobium*), soit libres (comme les *Azoïobacter*, et certains *Clostridium*) (Mantella Morales, 1995 ; Richa, 2016).

Le fonctionnement de la symbiose est conditionné par la présence de l'oxygène, la fertilité minérale, la température, l'humidité et l'aération du milieu (Ma, 1991).

La fixation asymbiotique est essentiellement provoquée par des facteurs tels que, des températures comprises entre 6 °C et 25-30 °C, un pH de 3 à 9, une humidité élevée, une teneur du sol en substrat carboné métabolisable, une disponibilité de l'azote minéral (Belan, 1979, cité dans Landreau et Morisot, 1983).

2.3.2. La transformation

Ce phénomène se déroule en deux phases, difficilement distinguées sur le terrain, la minéralisation et la réorganisation (Muller et Mary, 1981 ; Mary et Recous, 1994).

a) La minéralisation

La minéralisation traduit la transformation de l'azote organique en azote nitrique. Elle comporte deux étapes : l'ammonification et la nitrification (Degremont, 2005).

- *L'ammonification* est la transformation de l'azote organique en azote ammoniacal. Cette transformation est effectuée par des micro-organismes tels que les champignons et les bactéries.
- *La nitrification* est la conversion de l'azote ammoniacal en nitrate, plus facilement absorbé par les plantes du fait de sa mobilité. Elle comprend deux phases successives :
 - **La nitrification** qui est l'oxydation de l'azote ammoniacal en azote nitreux $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^-$ par des nitrosomonas ;
 - **La nitrification** définie comme la transformation des nitrites en nitrates NO_3^- par les nitrobacters.

La minéralisation est influencée par la température et l'humidité du sol ; l'activité microbienne est alors nulle à 0 °C, moyenne à 10 – 15 °C et elle est favorisée aux environs de 30 °C (Belan, 1979 cité dans Landreau et Morisot, 1983). L'humidité du sol joue un rôle très important dans ce processus, car elle règle l'aération et la température du sol et influence directement l'activité des microorganismes (Prat, 1982).

b) L'immobilisation (la réorganisation)

La réorganisation est le passage de l'azote minéral (NH_4^+ et NO_3^-) en azote organique à l'aide des plantes et des microorganismes. C'est un processus inverse de la minéralisation.

L'immobilisation et la minéralisation sont deux phénomènes qui se produisent simultanément. Le rapport carbone-azote conditionne la dominance de l'un des événements par rapport à l'autre.

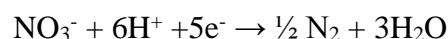
Si le rapport carbone azote est inférieur à 30, la minéralisation est accentuée par rapport à l'immobilisation. Si ce rapport est égal à 30, c'est l'immobilisation qui est favorisée par rapport à la minéralisation (Gagnon, 2009).

2.3.3. La volatilisation

Le processus de volatilisation ammoniacale correspond à l'émission dans l'atmosphère d'ammoniac gazeux (NH_3) issu de l'ion ammonium (NH_4^+). Un sol à pH basique et une température élevée favorise ce phénomène (Prat, 1982).

2.3.4. La dénitrification

Ce processus est favorisé par des conditions anaérobiques dans le sol (manque d'oxygène). Les bactéries dénitrifiantes convertissent les nitrates en nitrites puis en azote gazeux qui rejoint l'atmosphère, suivant la réaction :



La dénitrification survient après les apports d'engrais, quand la température du sol dépasse 8°C avec un pH optimum se situant entre 6 et 8 (Richa, 2016 ; Belan, 1979, cité dans Landreau et Morisot, 1983).

2.3.5. L'absorption de l'azote par les plantes

Les plantes peuvent utiliser l'azote ammoniacal ou nitrique. L'absorption des nitrates est prédominante grâce à la mobilité de ses ions (Hébert, 1979). L'absorption de NH_4 est donc plus lente, car il est peu mobile, lié aux particules d'argiles, les racines doivent l'atteindre.

2.3.6. L'apport de fertilisants

L'apport d'engrais chimique a une tendance fortement croissante durant ces dernières décennies. Il varie de quelques dizaines de kilogrammes à quelques centaines de kilogrammes par hectare et par an selon les régions et les types de cultures (Ma, 1991). La fertilisation azotée peut s'effectuer selon deux méthodes : épandage d'engrais minéraux et apports de matières organiques d'origines diverses. Cette pratique est considérée comme l'une des causes majeures de la pollution dans les eaux souterraines.

2.3.7. Le lessivage ou la lixiviation

La migration de l'azote soluble (NO_3^- et NH_4^+) vers les eaux souterraines constitue une voie de perte importante de l'azote dans certains sols.

L'ammonium, du fait de sa rétention par les particules d'argiles d'une part et de sa nitrification d'autre part, est peu lessivé vers la nappe.

Les nitrates sont la forme principale d'azote lessivable, du fait de leur grande mobilité et solubilité.

Dans les sols agricoles, le lessivage des nitrates est fonction de la quantité d'azote minéral inutilisé présente et de la quantité d'eau infiltrée qui emporte l'azote en profondeur (Mantella Morales, 1995 ; Vanderborght *et al.*, 1997 ; Simon, 1999). Une faible profondeur de sol, la présence de fissures accentuent aussi la probabilité du lessivage (Richa, 2016).

En conclusion, si on prend le sol comme système, les "entrées" sont la fertilisation, les précipitations et les fixations biologiques ; les "sorties" sont le prélèvement par les plantes, la volatilisation, la dénitrification et le lessivage. La minéralisation et l'immobilisation ne sont que des échanges internes dans le sol d'une forme à l'autre.

2.4. Les principaux facteurs influençant le cycle de l'azote

Les différentes phases du cycle de l'azote sont conditionnées par un certain nombre de facteurs climatique et agronomique. Ces derniers seront évoqués brièvement.

Les conditions climatiques influencent directement les cycles de l'eau, du carbone et de l'azote, décrits précédemment.

Les précipitations jouent un rôle primordial dans la lixiviation des ions nitrates dans le sol. La température du sol s'avère très importante dans la minéralisation de l'azote organique. La dénitrification se produit quand la température du sol devient supérieure à 8 °C (Germon, 1980).

L'humidité du sol peut provoquer une anaérobiose, quand elle excède la capacité au champ, le sol sera engorgé, par conséquent, le processus de la dénitrification est activé (Stanford *et al.*, 1974).

Les activités agricoles ont aussi une influence directe sur le cycle de l'azote. La fertilisation minérale du sol peut augmenter la teneur en azote ; la fertilisation organique, quant à elle, peut provoquer une immobilisation de l'azote minéral ou bien une minéralisation (Mantella Morales, 1995). Le retour des excédantes eaux d'irrigation entraîne les fuites de nitrates vers les profondeurs. La réduction de ses fuites passe par une gestion adéquate de l'irrigation (Diez *et al.*, 1997 ; Mailhol *et al.*, 2001 ; Fang *et al.*, 2006). La rotation des cultures peut modifier la dynamique de l'eau comme celle de l'azote (Mantella Morales, 1995).

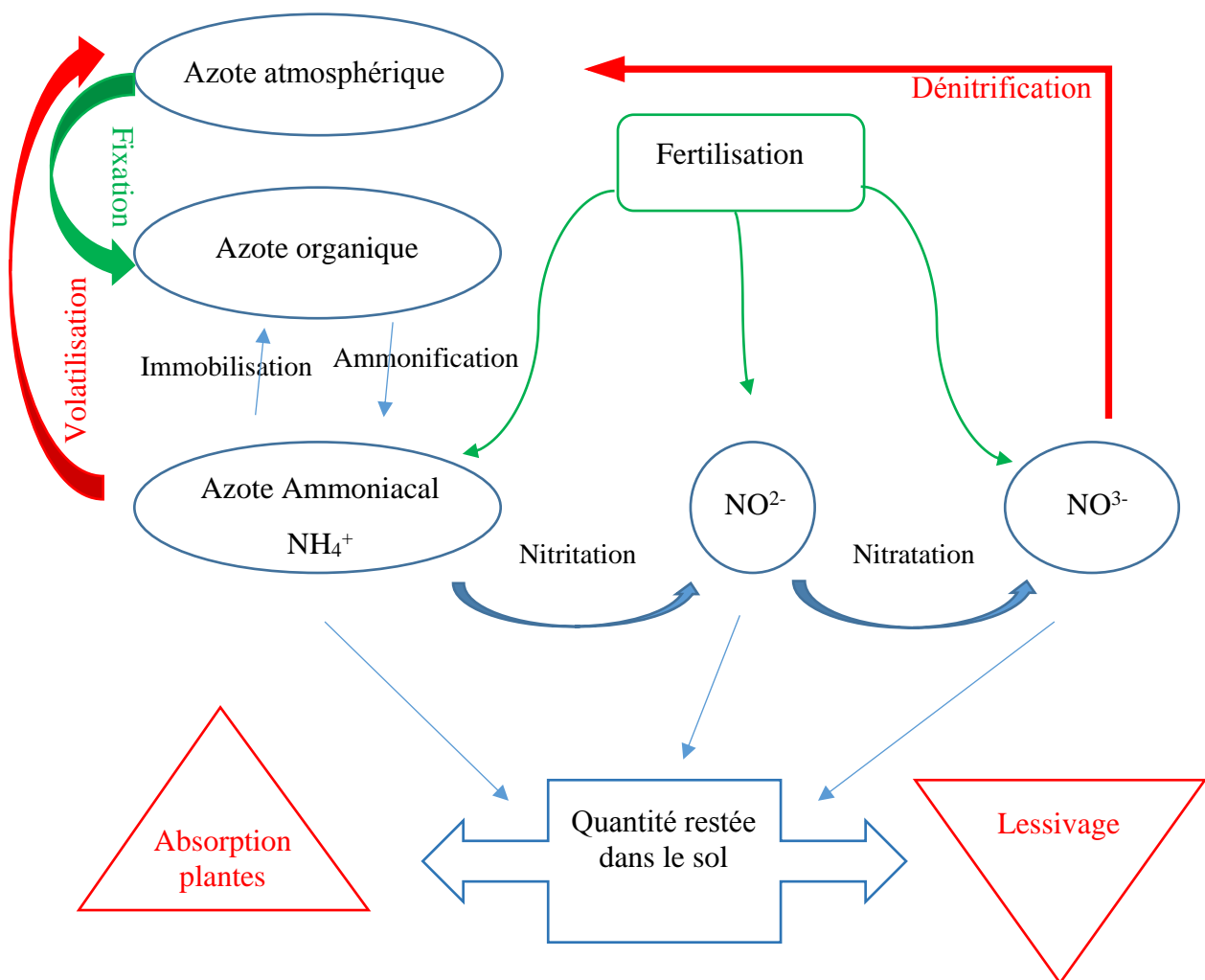


Figure 4 : Schéma simplifié du cycle de l'azote

Nitritation + nitratation = Nitrification et Nitrification + ammonification = Minéralisation

2.5. L'azote, de gros inconvénients pour la santé humaine

Les fortes teneurs en nitrates dans les eaux peuvent avoir des conséquences néfastes sur la santé humaine. L'organisme est capable de transformer les nitrates en nitrites. Ces nitrites peuvent transformer l'hémoglobine en méthémoglobine, ce qui réduit la capacité du sang à transporter l'oxygène (Philippe, 2011). La méthémoglobine peut se manifester par une cyanose qui touche essentiellement les nourrissons (CEE, 2001).

Les nitrates peuvent réagir avec les amines secondaires apportés par l'alimentation pour former des nitrosamines (Richa, 2016). Dans l'intestin des adultes, on suspecte les nitrates de favoriser ainsi l'accroissement des cas de cancers du côlon, causé par la présence de fortes teneurs de nitrites qui réagissent avec les matières organiques formant ainsi des nitrosamines qui ont le caractère cancérigène.

2.6. L'impact de l'azote sur l'environnement

L'accumulation des nitrates dans les eaux constitue un risque écologique majeur ; ces nitrates sont à l'origine du phénomène d'eutrophisation : des organismes invasives et parfois toxiques se prolifèrent et consomment une grande part de l'oxygène qui se trouve dans l'eau (ex : les algues vertes en Bretagne) (Richa, 2016).

En eau douce, le phénomène d'eutrophisation provient d'une forte teneur en phosphore alors qu'il tient plutôt de la présence de nitrates en eau de mer.

2.7. La migration des nitrates à travers le sol

La lixiviation est un phénomène chimique naturel qui joue un rôle très important dans la migration des nitrates (Jego, 2008). La lixiviation se définit comme la transmission d'éléments minéraux dissous dans l'eau du sol. L'azote est particulièrement exposé à cette fuite. En effet, les nitrates sont très disponibles pour les plantes qui peuvent facilement les capter grâce à leur solubilité dans l'eau. C'est cette solubilité même qui augmente le risque de la lixiviation.

L'eau, en s'infiltrant dans le sol, entraîne donc les nitrates. Dès que ceux-ci dépassent la profondeur d'enracinement, l'azote continue sa migration vers les nappes souterraines.

Pour que des pertes d'azote par lixiviation soient possibles, il faut donc réunir deux conditions : la présence de nitrate dans le sol et une situation d'excès d'eau qui conduit à un flux d'eau vertical dans le sol (Simon, 1999).

L'intensité de la lixiviation est fonction de plusieurs facteurs tels que :

- Les précipitations efficaces : plus les précipitations sont importantes, plus les lixiviations de nitrates sont conséquentes (Almasri et Kaluarachchi, 2004 ; Costa *et al.*, 2002 ; Moreno *et al.*, 1996) ;
- La texture minéralogique du sol : le drainage des nitrates est étroitement dépendant de la nature minéralogique du sol. Un sol argileux a une forte capacité de rétention des contaminants. Contrairement à un sol sableux qui

laisse passer facilement les polluants dissous vers les eaux souterraines (Tindall *et al.*, 1995 ; Philippe, 2011).

- Les type et quantité d'irrigation : le lessivage des nitrates est important quand les quantités d'eau apportées par l'irrigation dépasse les besoins des plantes. Une irrigation gravitaire entraîne ainsi un drainage considérable des polluants par rapport au système d'irrigation en goutte à goutte. (El Tabach, 2005 ; Trempley *et al.*, 2001) ;
- Le type de culture : la culture exercée influence également l'intensité de la lixiviation des nitrates dans les sols. Par la comparaison des concentrations en nitrates dans les eaux de percolation sous différentes occupations de sols, cette influence a été mise en évidence (Philippe, 2011) ;
- L'apport de l'azote : le lessivage des nitrates est fonction aussi de l'utilisation des engrais azotés et du moment de leur épandage. Des doses supérieures par rapport aux besoins des plantes ou du pouvoir de rétention du sol favorisent aussi la pénétration des nitrates dans les nappes souterraines (Bouchenouk, 2013).

2.7.1. La migration des nitrates à travers la zone non saturée

La zone non saturée est un milieu triphasique (eau-air-solide) se situant entre la surface du sol et la surface piézométrique. Cette zone est caractérisée par une épaisseur très variable, et d'une faible vitesse de transfert des solutés (Lacherez-Bastin, 2005 ; Serhal *et al.*, 2006 ; Van den Daele *et al.*, 2007 ; Legout *et al.*, 2007 ; Baran *et al.*, 2007) ; la combinaison de ces deux paramètres fait que le transfert à travers la zone non saturée est très complexe, du fait que les concentrations des solutés peuvent être très variées dans le temps et dans l'espace (Philippe, 2011)

Selon Jego (2008), la concentration en nitrates du sol à un moment donné résulte de nombreux facteurs, les plus importants sont : la fertilisation azotée (minérale et organique) des terrains agricoles, l'absorption de l'azote par les plantes ainsi que les phénomènes de réorganisation, de minéralisation, de nitrification et de la dénitrification.

2.7.2. La migration des nitrates à travers la zone saturée

Dans le milieu poreux saturé, tel que les nappes souterraines, les concentrations des nitrates lessivés varient dans le temps et dans l'espace.

La phase de drainage hivernale est donc la période durant laquelle on enregistre le maximum de pertes de nitrate par lixiviation. Plus le drainage est important, plus la quantité lixiviée d'azote nitrique présent dans le sol est grande (Jego, 2008 ; Li *et al.*, 2006).

Une stratification de concentration des nitrates peut être observée en fonction de la profondeur ; lorsque celle-là augmente, la teneur des nitrates dans les nappes diminue. Cela s'explique par le fait qu'en profondeur, les nitrates seront dilués par les mélanges et dénitrifiés par des microorganismes spécifiques (Almasri et Kaluarachchi, 2004 ; Honisch *et al.*, 2002 ; Foster, 2000).

La vulnérabilité des nappes libres à la pollution nitratée est beaucoup plus importante que celle des nappes captives (Almasri et Kaluarachchi, 2004 ; Beeson et Cook, 2004). Ces dernières sont protégées par une couche imperméable à la surface. Une éventuelle contamination des nappes profondes peut apparaître si la couche imperméable est percée par un ouvrage (puits, forage abandonné...).

2.8. Les mécanismes de transfert des nitrates dans le sol

Les mécanismes de migration des nitrates sont la convection, la diffusion et la dispersion mécanique (Belan, 1979 cité dans Landreau et Morisot, 1983).

Le moteur de la migration des nitrates par convection est le mouvement de l'eau. C'est un mécanisme dominant, par lequel la quantité de nitrates migrée est fonction de la quantité d'eau déplacée.

Dans la diffusion, le déplacement est entraîné par les gradients de concentration en nitrates. L'hétérogénéité de la distribution des vitesses d'écoulement dans les pores du sol entraîne la migration des nitrates par la dispersion mécanique (Fried, 1971).

En conclusion, la lixiviation est déclenchée quand deux conditions sont réunies, la présence des nitrates dans le sol et un excès d'eau. La percolation de l'eau dans le sol est un phénomène ponctuel qui a lieu principalement durant les mois de fortes précipitations et de faible évapotranspiration.

2.9. Le rôle de l'eau dans le transfert et la migration des nitrates

L'eau joue un rôle très essentiel dans le cycle de l'azote. La pluie transporte l'azote atmosphérique jusqu'au sol. L'eau du sol dissout les engrais apportés par l'agriculture. L'eau est aussi le principal moyen de transport des nitrates ; la migration des nitrates, quel que soit le mécanisme, nécessite l'eau comme dissolvant et véhicule (Ma, 1991). L'humidité du sol influence également toutes les transformations biochimiques et l'activité des microorganismes.

Les travaux de Ma (1991) montrent que la simulation du mouvement de l'eau est donc indispensable pour la simulation de la migration des nitrates.

3. La modélisation multicritère pour la cartographie du transfert des nitrates dans les eaux souterraines

La modélisation est un moyen puissant pour étudier la dynamique de l'azote dans les eaux souterraines "elle permet de dissocier des phénomènes complexes, physiques, chimiques ou biologiques, de les étudier à l'aide de sous-systèmes plus simples, et de les regrouper ensuite pour en donner une représentation plus compréhensible" (Kauark, 1986).

Dans ce contexte, la modélisation des eaux souterraines s'avèrent être non seulement des instruments de synthèse hydrogéologique, mais aussi des outils de dialogue extrêmement efficaces entre l'hydrogéologue et le planificateur (Ben Hamza and Talhaoui, 2008).

La modélisation par l'analyse multicritère proposée dans cette étude s'inscrit dans une démarche de réflexion qui contribue premièrement à une meilleure connaissance de la sensibilité des eaux souterraines de l'aquifère de Nador à la dégradation de sa qualité hydrochimique, et deuxièmement à la détermination du comportement et l'origine des nitrates. Le processus est basé sur l'utilisation combinée des systèmes d'information géographiques (SIG) et de l'analyse multicritères (AMC).

3.1. L'analyse multicritère

L'analyse multicritère est un outil d'aide à la décision qui permet de classer plusieurs alternatives par ordre de préférence sur la base de plusieurs critères pouvant avoir des unités différentes (Zopounidis et Doumpos, 2002). Grâce à un résultat unique et structuré, différents scénarios peuvent donc être évalués sur la même base, permettant une comparaison entre eux (Sofies, 2009). Les méthodes les plus connues sont : WSM (méthode des sommes pondérées, Weight Sum Method), WPM (méthode des produits pondérés, Weight Product Method) et AHP (analyse hiérarchique des procédés, Analytic Hierarchy Process).

La méthodologie développée dans ce travail pour étudier et cartographier la sensibilité et le transfert des nitrates dans les eaux souterraines est aboutie par la combinaison du modèle décisionnel multicritère (AHP) et le système d'information géographique (SIG). Cette approche est basée sur la collecte de données, l'évaluation de degrés de la susceptibilité et enfin sur la cartographie algébrique de la susceptibilité à la pollution nitraté.

3.2. Description de la méthode d'Analyse Hiérarchique des Procédés : AHP

La méthode AHP est un modèle décisionnel multicritère, développée en 1971 par le mathématicien américain Thomas Saaty. C'est une représentation hiérarchique d'un problème complexe, elle consiste d'abord à refléter les interactions entre les divers éléments du problème, à procéder ensuite à des comparaisons par paires des éléments de la hiérarchie, et enfin à déterminer les priorités des actions.

3.3. La modélisation par AHP

La méthode AHP a été retenue en raison de son efficacité et de sa rapidité de mise en œuvre pour modéliser de façon participative le phénomène de transfert des nitrates dans les eaux souterraines. Certains auteurs ont même souligné que cette méthode avait révolutionné la façon de résoudre des problèmes complexes (Saaty et Sodenkamp, 2010 ; Grandmont, 2013).

AHP a été utilisée dans des domaines scientifiques aussi variés : évaluation des risques d'inondation, l'étude des glissements de terrain, l'étude de la qualité des eaux souterraines et plusieurs autres, du fait de :

- Sa capacité à structurer les problèmes complexes, multicritères et multi période de façon hiérarchique
- La comparaison binaire des éléments (alternatives, critères et sous critères)
- La facilité de son implémentation informatique (Guesdon, 2011)

Dans notre cas, cette méthode nous a permis de combiner les caractéristiques du milieu et du polluant afin de cerner le phénomène de transfert des nitrates.

3.4. Les démarches à suivre dans la modélisation multicritère

Dans cette étude, la modélisation multicritères a été concrétisée par l'utilisation du couple SIG-AHP. La méthodologie adoptée repose sur la combinaison des fonctionnalités proposées par les deux approches : Le SIG a été utilisé pour la structuration des données, l'analyse et la représentation spatiale des différents facteurs. L'analyse hiérarchique multicritère AHP permet l'assemblage de plusieurs critères dans un seul modèle, la comparaison de chaque paire de critères et le calcul de leurs poids.

Cette méthodologie peut se résumer en 4 étapes :

- Etape 1 : Identification des paramètres et des critères et assignation des cotes
- Etape 2 : Calcul des poids d'importance et agrégation des critères ;
- Etape 3 : Analyse spatiale des différentes couches et cartographie des résultats ;
- Etape 4 : Validation du modèle.

3.5. Les données d'entrées

Il n'existe aucun modèle conventionnel qui définit le nombre et le choix des facteurs utilisés dans la cartographie de transfert des nitrates et dans l'étude de la susceptibilité des eaux à la pollution.

Pour une bonne précision, certains paramètres sont jugés nécessaires pour le processus d'évaluation. Les facteurs utilisés dans cette étude sont respectivement : la profondeur de la nappe, les matériaux de l'aquifère, les matériaux de la zone non saturée, la conductivité hydraulique, la pente, l'occupation du sol, le type du sol, l'adsorption, la solubilité et l'infiltration. Tous ces facteurs sont utilisés pour l'établissement d'une cartographie thématique relative à la zone d'étude.

4. Conclusion

Les phénomènes intervenant dans la migration des nitrates dans le sol sont assez complexes. La présence combinée d'activités agricoles et d'une nappe peu profonde augmentent la vulnérabilité des eaux souterraines par rapport aux pollutions d'origine agricole. A travers l'élaboration d'un modèle de transfert des nitrates par la méthode de l'Analyse Hiérarchique des Procédés (AHP) sous un environnement des Systèmes d'Information Géographique (SIG), il sera possible de déterminer et de cartographier les facteurs contribuant à la pollution des eaux souterraines par les nitrates, et d'aboutir à un modèle qui tient en compte le rôle du sol dans le lessivage de l'azote et la nature du polluant et ses caractéristiques physico-chimiques.

Chapitre 2

Présentation de la zone d'étude

Chapitre 2 : Présentation de la zone d'étude

1. Introduction

Avec le développement, à la fois socio-économique (agricole et touristique) et démographique, les besoins en eau sont en croissance continue. La nappe alluviale de l'oued Nador est une source majeure d'approvisionnement en eau dans la région.

Ce deuxième chapitre a pour objectif de présenter la zone d'étude. Il décrit le contexte géographique, climatologique, géologique et hydrogéologique de la région étudiée.

2. Cadre général

2.1. Situation géographique

La plaine alluviale d'oued Nador se situe à 75 km environ, à l'Ouest d'Alger dans la wilaya de Tipaza. Elle fait partie d'un grand ensemble littoral appelé Sahel d'Alger. Cette zone est comprise entre les coordonnées Lambert X1 = 469,8 km et X2 = 477,2 km, Y1 = 361,5 km et Y2 = 367,2 km (UTM X1 = 442,817 km et X2 = 450,235 km, Y1 = 4045,204 km et Y2 = 4050,881 km). D'une superficie globale d'environ 20 km², elle est limitée au Nord par la mer Méditerranée, au Sud et à l'Est par les pentes de Sahel et à l'Ouest par Djebel Chenoua (figure 5).

Cette vallée se présente comme une dépression synclinale d'orientation NNE-SSW, dont l'axe principal est occupé par l'Oued Nador, qui a donné son nom à la plaine.

2.2. Aperçu socio-économique

La partie Ouest du Sahel est une région à vocation essentiellement agricole, avec des cultures assez variées telles que le maraichère, les agrumes, la viticulture, l'arboriculture et les fourrages. Plus récemment, elle acquiert aussi un caractère touristique avec plusieurs infrastructures tout au long du littoral.

La région d'étude connaît un essor démographique très important, avec environ 45 000 habitants répartis sur trois villes (Tipaza, Chenoua plage et Nador), avec un taux d'accroissement de 2 % d'après la direction de la planification et de l'aménagement du territoire de la wilaya de Tipaza.

L'approvisionnement en eau se fait à la fois à partir des eaux souterraines et du barrage de Boukourdane. L'insuffisance de la ressource souterraine est due en premier lieu à la forte croissance des besoins en eau, engendrée par l'intense activité agricole et touristique ainsi que par la forte croissance des centres urbains.

2.3. Réseau hydrographique

La superficie du bassin hydrologique est de 280 km², et celle du bassin hydrogéologique est estimée à environ 60 km²; ainsi, la zone d'étude s'étend seulement sur 20 km². Elle est traversée par un cours d'eau principal appelé Oued Nador, qui a donné son nom à la plaine. Cet oued est à écoulement temporaire dont l'exutoire est la mer.

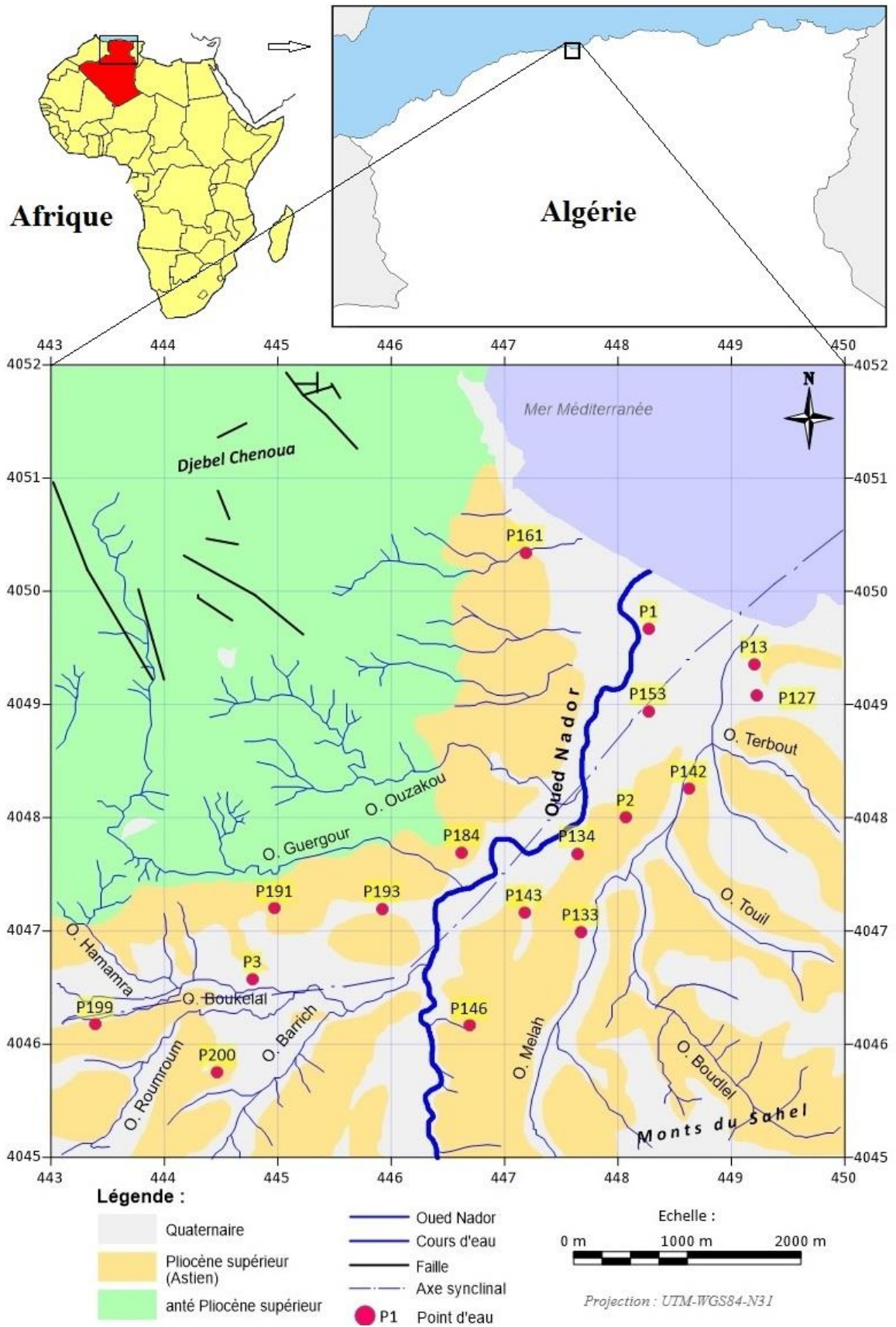


Figure 5 : Localisation de la zone d'étude et du réseau hydrographique sur un fond géologique simplifié

Plusieurs affluents se déversent à Oued Nador tels que : Oued Sidi Moussa, Oued Merad, Oued Bou-Haroun, Oued Bourkika, Oued Bouyahi... Ces affluents sont caractérisés par des écoulements irréguliers ; ils sont secs en été et coulent plus ou moins fortement en hiver.

Il est à signaler que l'oued Nador et ses affluents sont l'exutoire principal de toutes les eaux usées brutes ou épurées de la région d'étude (figure 5).

2.4. Couvert végétal

Avec des terres fertiles, la plaine de Nador est à vocation agricole. Cette activité très répandue dans la région joue un rôle important dans le comportement hydrologique de la plaine, elle conditionne à la fois l'évaporation, le ruissellement superficiel et le bilan hydrique.

2.5. Cadre géomorphologique

Oued Nador suit grossièrement l'axe du sillon synclinal de la vallée, en s'écoulant entre le massif abrupt du Chenoua et les reliefs du Sahel.

Du point de vue géomorphologique, la plaine de Nador est caractérisée par un relief généralement bas et plat, avec des affleurements de différente nature lithologique :

- Au Nord du Nador, la bordure de la plaine est formée par les calcaires à lithothamniées, sous-jacents aux molasses astiennes.
- Au Nord-Ouest, une molasse calcairéo-gréseuse est observée.
- A l'Est de la plaine, les marnes bleues plaisanciennes sont détectées.
- Au Sud, une molasse gréseuse à ciment marneux, passant à des sables argileux plus ou moins rubéfiés sont visibles.

3. Etude des paramètres climatiques et établissement du bilan hydrologique

La zone d'étude appartient au sous bassin du Sahel (0203). Les principales caractéristiques climatiques de la zone d'étude sont basées sur les données relatives à la station de Boukourdane, appartenant à l'ANRH, dont les caractéristiques sont mentionnées dans le tableau ci-dessous (tableau 1).

Tableau 1 : Caractéristiques des stations climatiques (ANRH)

Station	Code	X (Km)	Y (Km)	Z (m)	Paramètres	Période
Boukourdane	020329	464,3	359,9	110	Précipitations mensuelles, température mensuelle et Humidité relative	1987-2018

3.1. Les précipitations

3.1.1. Les précipitations moyennes mensuelles

Les précipitations moyennes mensuelles observées dans la station de Boukourdane sont représentées dans le tableau 2.

Tableau 2 : Variations mensuelles des précipitations à la station de Boukourdane

Stations	P (mm)	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Aout
Boukourdane (1987-2018)	Min	0,0	2,0	19,1	0,0	5,5	0,0	0,8	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0
	Moy	27,6	47,3	91,5	83,6	79,3	79,2	65,1	65,0	35,4	8,2	2,0	3,3
	Max	107,1	135,9	196,4	260,0	230,3	319,0	158,5	199,0	194,5	53,8	15,5	27,7

(Source : ANRH-Blida)

Les précipitations moyennes mensuelles dans la station de Boukourdane montrent une période pluviale qui s'étale de septembre à mai et une période sèche correspondant au trimestre juin-août (figure 6).

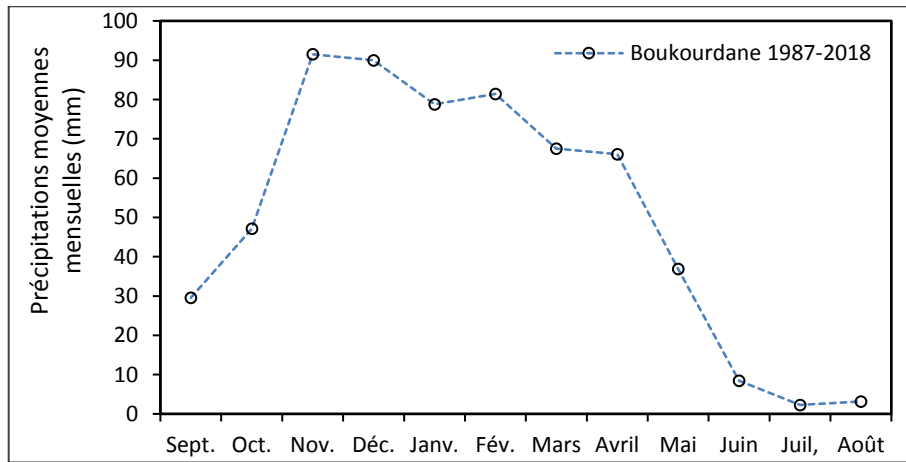


Figure 6 : Précipitations moyennes mensuelles aux stations de Boukourdane (1987-2018)

Les taux les plus importants des précipitations moyennes sont enregistrés au mois de novembre (91,5 mm). Le mois le plus sec est celui de juillet avec des quantités minimales de 2,0 mm.

Les valeurs extrêmes des précipitations au pas de temps mensuel montrent qu'à la station de Boukourdane, le maximum est observé au mois de février (319 mm). Par ailleurs, le minimum correspondant à zéro mm a été relevé plusieurs fois dans la même station (tableau 2).

3.1.2. Les précipitations moyennes annuelles

Le tableau 3 récapitule les valeurs de la précipitation annuelle enregistrées à la station de Boukourdane (1987-2018). La moyenne interannuelle est de 603 mm.

L'année hydrologique 2017-2018 est l'année la plus pluvieuse avec un taux de 890 mm. Par ailleurs, un minimum de 340 mm caractérise l'année 1993-1994 (tableau 3).

Tableau 3 : Précipitations moyennes annuelles à la station de Boukourdane (Période : 1987- 2018, ANRH Blida)

Année	1987-1988	1988-1989	1989-1990	1990-1991	1991-1992	1992-1993	1993-1994	1994-1995
P (mm)	606	571	370	530	614	434	340	628
Année	1995-1996	1996-1997	1997-1998	1998-1999	1999-2000	2000-2001	2001-2002	2002-2003
P (mm)	634	388	514	670	688	430	451	594
Année	2003-2004	2004-2005	2005-2006	2006-2007	2007-2008	2008-2009	2009-2010	2010-2011
P (mm)	572	664	674	560	726	640	660	761
Année	2011-2012	2012-2013	2013-2014	2014-2015	2015-2016	2016-2017	2017-2018	2018-2019
P (mm)	784	696	569	555	676	806	890	594

La figure 7 permet d'observer une tendance haussière des précipitations annuelles à la station de Boukourdane qui s'exprime avec un coefficient angulaire de 7,96.

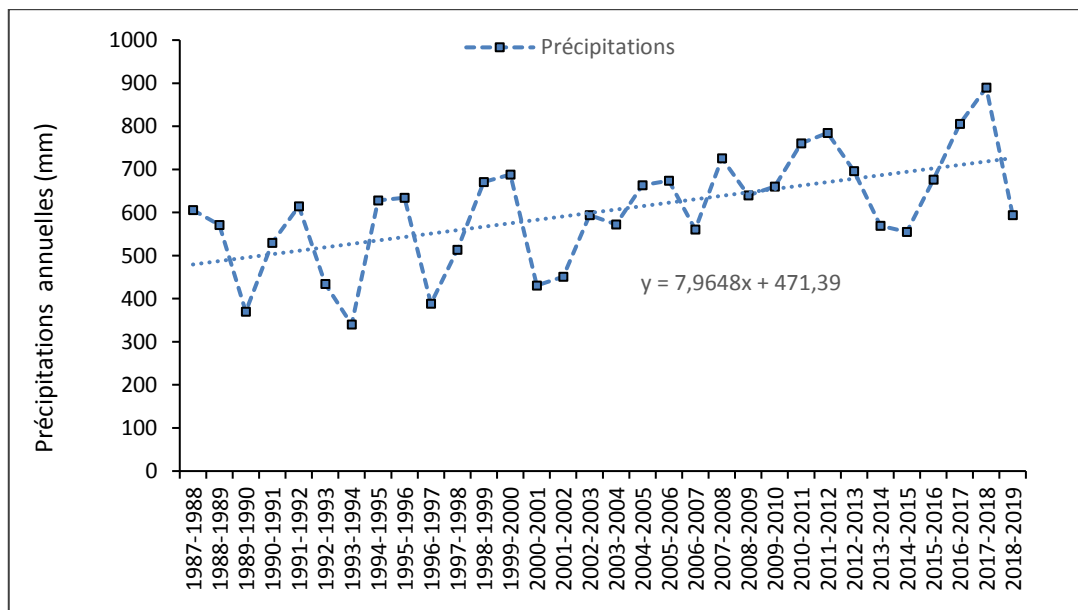


Figure 7 : Précipitations moyennes annuelles, station de Boukourdane (1987-2018)

3.1.3. Le diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausson (P = 2T)

Selon Bagnouls et Gausson (1953, 1957), on parle d'un mois sec si la pluviométrie moyenne mensuelle est égale ou inférieure au double de la température ($P_{\text{moy}} \leq 2 T$ °C). Ce diagramme consiste à confronter les précipitations à la température. Il comporte sur l'axe des abscisses les 12 mois de l'année et une double ordonnée pour les deux paramètres climatiques de telle sorte que les valeurs des précipitations correspondent à deux fois celles des températures ($1\text{ °C} = 2\text{ mm}$). Les données nécessaires pour déterminer les mois secs et les mois humides dans la zone d'étude sont présentées dans le tableau 4.

Tableau 4 : Précipitations et températures moyennes mensuelles, station de Boukourdane (1987-2018) (source : ANRH Blida)

Paramètre	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août
Précipitation (mm)	28,5	46,4	91,6	83,5	73,2	81	66,7	68,1	37,0	8,7	2,4	2,9
Température (°C)	23,2	19,6	15,4	11,9	11,4	11,9	13,7	15,6	18,8	22,4	26,3	26,5

L'analyse des courbes ombrothermiques (figure 8) établies en combinant les précipitations moyennes mensuelles et la température moyenne mensuelle de la période 1987-2018, indique que la zone d'étude est caractérisée par un climat doux et humide en hiver (s'étend du début du mois de novembre jusqu'à la mi-avril), et un climat chaud et sec en été (allant du mois d'avril jusqu'au mois d'octobre).

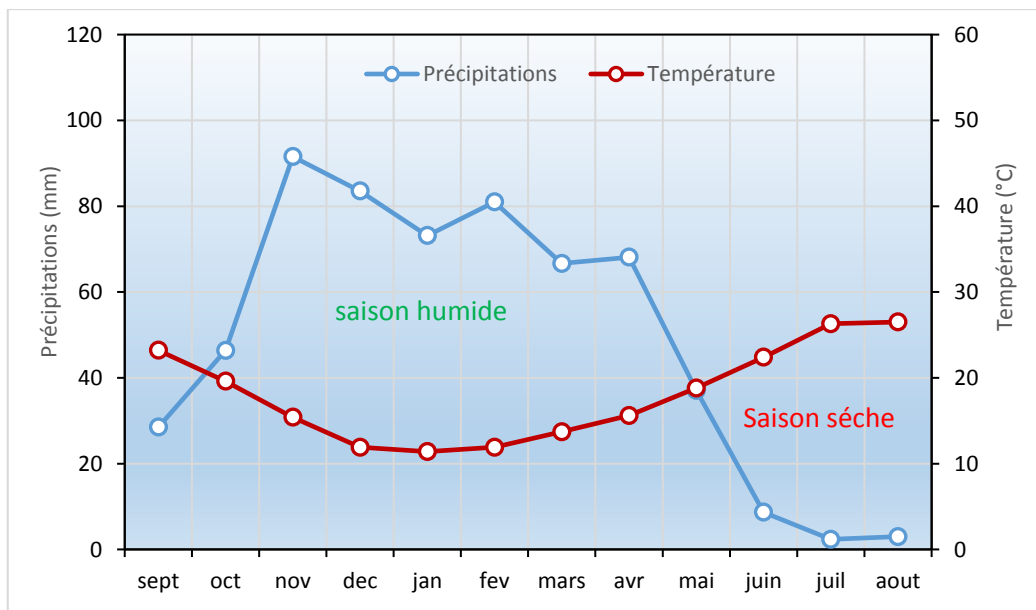


Figure 8 : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausse, station de Boukourdane (1987-2018)

3.2. La température

La température est un facteur très important qui définit le climat d'une région. Elle a un effet direct sur le degré d'évapotranspiration, et donc sur la salinisation des eaux et sur la variation des composantes du bilan hydrologique. Les valeurs moyennes de la température de l'air de la période 1987-2018 consignées dans le tableau précédent, permettent de suivre l'évolution moyenne du régime thermique au niveau de la plaine de Nador.

La figure 9 montre la variation de la température moyenne mensuelle à la station de Boukourdane durant la période 1987-2018. Les valeurs de la température les plus basses sont observées aux mois de décembre, janvier et février avec une mesure minimale de 11,37 °C enregistrée en janvier. La période d'été allant de juin à septembre est caractérisée par les températures moyennes les plus élevées, avec un maximum de 26,54 °C enregistré au mois d'Août. Cependant, la moyenne annuelle est de 18,1 °C.

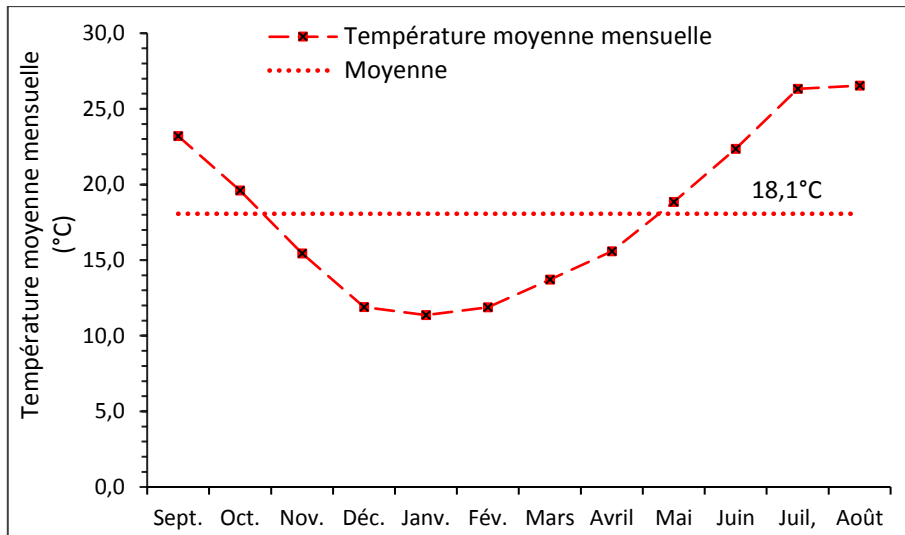


Figure 9 : Variation de la température moyenne mensuelle, station de Boukourdane (1987-2018)

3.3. L'humidité relative

L'humidité relative de l'air ou le degré d'hygrométrie est la mesure du rapport entre le contenu en vapeur d'eau de l'air et sa capacité maximale à en contenir dans la même condition de température.

Au niveau de la station de Boukourdane, l'humidité relative de l'air varie, durant la période 1987-2018, de 47,9 %, enregistrée au mois de mars, à 53,8 % en décembre. On remarque que les mesures de ce paramètre sont élevées en automne et en hiver, où elles dépassent la moyenne annuelle (tableau 5).

Tableau 5 : Valeurs moyennes mensuelles de l'humidité relative au niveau de la station de Boukourdane (1987-2018) (source : ANRH Blida)

Mois	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Aout	Moy.
Humidité en %	51,4	51,4	50,4	53,8	51,1	50,7	47,9	50,5	49,5	48,7	48,0	40,4	50,2

3.4. Le bilan hydrologique

L'infiltration est un processus physique par lequel l'eau pénètre dans le sol et alimente les nappes. Elle joue donc un rôle très important dans le lessivage du sol et le transfert des polluants vers le sous-sol ; c'est ainsi que les nitrates atteignent les eaux souterraines.

3.4.1. La période du bilan

Le bilan est réalisé sur une période de 32 ans (1987-2018) à la station de Boukourdane. Il s'exprime selon la formule suivante :

$$P = ETR + R + I \pm \Delta S \quad (1)$$

où ces termes représentent des grandeurs moyennes annuelles sur la période d'étude, avec :

- P : Précipitation moyenne interannuelle (mm)
- ETR : Evapotranspiration réelle moyenne interannuelle (mm)

- R : Ruissellement (mm)
- I : Infiltration (mm)
- ΔS : variation de la réserve (mm)

L'équation (1) devient : $P = ETR + R + I$

Les précipitations moyennes annuelles observées à la station de Boukourdane sont de l'ordre de 603 mm.

3.4.2. L'évapotranspiration réelle « ETR »

L'ETR correspond au volume d'eau réellement repris par l'atmosphère après précipitations.

Pour estimer l'ETR, il est indispensable de calculer l'ETP, définie par le pouvoir de l'atmosphère à absorber l'humidité si cette dernière est suffisamment disponible. L'estimation de l'ETP et de l'ETR est basée sur des formules empiriques.

3.4.2.1. Estimation de l'évapotranspiration potentielle « ETP »

Pour évaluer l'ETP, on se base sur la formule de Thornthwaite, elle s'exprime par :

$$ETP_{(m)c} = 16 \left[\frac{10T_{(m)}}{I} \right]^a \cdot F(m, \alpha)$$

où

$ETP_{(m)c}$: Evapotranspiration potentielle mensuelle corrigée en centimètre pour 30 jours et 12 heures d'ensoleillement par jour ;

$T_{(m)}$: Température moyenne mensuelle en °C ;

a : Constante fonction de l'indice thermique annuel
 $a = 6,75 \cdot 10^{-7} \cdot I^3 - 7,71 \cdot 10^{-5} \cdot I^2 + 1,7921 \cdot 10^{-2} \cdot I + 0,49239$;

I : Indice thermique annuel : $I = \sum_{1}^{12} i$;

i : Indice thermique mensuel : $i = \left(\frac{T}{5} \right)^{1,514}$;

$F_{(m, \alpha)}$: Facteur de correction dépendant du mois m et de latitude α de la station de mesure de la température.

L'application de cette formule a abouti à une ETP annuelle de 914 mm (tableau 6).

Tableau 6 : Calcul de l'ETP par la formule de Thornthwaite (1987-2018)

	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août	Annuel
T °C	23,2	19,6	15,4	11,9	11,4	11,9	13,7	15,6	18,8	22,4	26,3	26,5	
i	10,2	7,9	5,5	3,7	3,5	3,7	4,6	5,6	7,5	9,7	12,4	12,5	86,7
l	86,7												
a	1,91												
F	1,03	0,97	0,86	0,84	0,87	0,86	1,03	1,10	1,21	1,22	1,24	1,16	
ETP _C (mm)	107,7	73,5	41,4	24,6	23,3	25,0	39,5	53,8	85,1	118,8	165,0	156,6	914,2

3.4.2.2. Estimation de l'évapotranspiration réelle « ETR »

L'estimation de l'ETR est effectuée selon trois formules parmi tant d'autres :

a) La méthode du bilan simplifié de Thornthwaite

La méthode du bilan simplifié de Thornthwaite est adoptée. Les données des précipitations et de l'ETP, au pas de temps mensuel, sont les seuls paramètres nécessaires pour son application, d'où l'avantage de ce bilan. Cette méthode a montré sa fiabilité pour des bassins versants de tailles différentes situés dans des contextes climatiques variés (Brochet & Gerbier, 1974).

L'ETR, toujours inférieure ou égale à l'ETP, est l'hypothèse du bilan simplifié de Thornthwaite qui s'établit selon un principe simple. A chaque pas de temps (mensuel dans le présent cas), on vérifie si les précipitations peuvent satisfaire la demande de l'atmosphère sous forme d'ETP. Les cas possibles sont :

- Si $P > ETP$, alors $ETR = ETP$. Le volume d'eau $P - ETR$ alimente la réserve du sol jusqu'à atteindre RU_{max} . L'excédent est comptabilisé comme précipitation efficace
- Si $P < ETP$, l'ETR dépendra du volume d'eau stocké dans le sol (RU) à la fin du mois précédent. S'il est suffisant, $ETR = ETP$, sinon, $ETR < ETP = RU + P$ et $ETP - ETR$ correspondra au déficit du mois considéré.

On note que l'eau disponible pour satisfaire l'ETP pour chaque pas de temps i (mois) correspond aux précipitations et à la réserve du sol du mois précédent RU . Par ailleurs, l'établissement du bilan de Thornthwaite commence par le dernier mois où $P > ETP$ dont $RU = RU_{max}$. Une fois tous les termes du bilan relatifs à ce mois sont déterminés, les calculs du mois suivant peuvent être entamés.

La valeur de RU_{max} varie d'un sol à l'autre. La texture du premier horizon du sol qui retient l'eau ainsi que sa granulométrie détermine cette valeur maximale que le sol peut stocker. D'après des études basées sur des profils pédologiques, la RU_{max} peut avoir une valeur faible de 150 mm, une valeur moyenne (225 mm) ou forte égale à 300 mm (Riou, 1975).

Le bilan simplifié de Thornthwaite a permis d'estimer l'ETR à 435 mm sur la période 1987-2018 (tableau 7)

Tableau 7 : Bilan simplifié de Thornthwaite, station de Boukourdane (1987-2018)

Mois	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Annuel
P	29,5	47,1	91,5	90,0	78,8	81,4	67,5	66,1	36,9	8,5	2,3	3,2	603
ETPc	107,7	73,5	41,4	24,6	23,3	25,0	39,5	53,8	85,1	118,8	165,0	156,6	914
P-ETPc	-78,2	-26,4	50,1	65,4	55,5	56,4	28,0	12,3	-48,2	-110,3	-162,7	-153,4	/
R	0,0	0,0	50,1	49,9	0,0	0,0	0,0	0,0	-48,2	-51,8	0,0	0,0	/
RU	0,0	0,0	50,1	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	51,8	0,0	0,0	0,0	/
ETR	29,5	47,1	41,4	24,6	23,3	25,0	39,5	53,8	85,1	60,3	2,3	3,2	435
Excédent	0,0	0,0	0,0	15,5	55,5	56,4	28,0	12,3	0,0	0,0	0,0	0,0	168
Déficit	78,2	26,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	58,5	162,7	153,4	479

R : Variation RU ; Tous les termes du bilan sont exprimés en millimètres.

b) La formule de Turc

Cette formule est fonction des précipitations et des températures moyennes annuelles. Elle est de la forme suivante :

$$ETR = \frac{P}{\sqrt{0,9 + \frac{P^2}{L^2}}} \quad \text{et} \quad L = 300 + 25 T + 0,05 T^3$$

ETR : Evapotranspiration réelle en mm ;

P : Précipitations moyennes annuelles en mm ;

L : Pouvoir évaporant fonction de la température moyenne annuelle T.

L'application numérique donne les résultats suivants :

Pour une température moyenne annuelle de 18,1°C, L = 1048,99 et ETR = 543,8 mm.

c) La formule de Coutagne

La formule de Coutagne s'écrit comme suit :

$$ETR = P - \lambda T^2 \quad \text{et} \quad \lambda = \frac{1}{0,8 + 0,1 T}$$

ETR : Evapotranspiration annuelle en mm

P : Précipitation moyenne annuelle en m

T : Température moyenne annuelle en °C

La formule de Coutagne est applicable à condition de remplir la condition suivante :

$$\frac{1}{8\lambda} < P < \frac{1}{2\lambda}$$

La condition d'application de la formule est remplie car la précipitation 0,603 m est comprise entre : $\frac{1}{8\lambda}$ (0,326) et $\frac{1}{2\lambda}$ (1,305).

Les calculs numériques ont abouti à une ETR égale à 477,3 mm

Le bilan simplifié de Thornthwaite et les formules empiriques adoptés pour l'estimation de l'évapotranspiration réelle de la plaine de Nador ont abouti à des résultats assez proches. Pour la suite de l'établissement du bilan hydrologique, la moyenne arithmétique (485 mm) des trois valeurs obtenues est retenue.

3.4.3. Le ruissellement

La formule de Tixeront-Berkaloff est utilisée pour l'estimation du ruissellement ; elle est définie comme suit :

$$R = \frac{P^3}{3ETP^2}$$

où :

R : ruissellement (m) ;

P : précipitations moyennes mensuelles (m) ;

ETP : évapotranspiration potentielle (m).

L'application numérique a donné une lame ruisselée égale à 87 mm.

3.4.4. L'infiltration

De l'équation du bilan (1) susmentionnée, la lame d'eau infiltrée peut être obtenue par l'équation suivante :

$$I = P - (ETR + R) \quad (2)$$

Le remplacement des différents termes donne : $I = 603 - (485 + 87) = 31$ mm.

L'établissement du bilan hydrologique sur la période 1987-2018 a permis de constater que 80,5 % des précipitations reçues sur l'impluvium de Nador est repris par l'atmosphère, cependant, 14,5 % ruissellent en surface. Les 5% restants des pluies s'infiltrent en profondeur pour alimenter la nappe de la plaine de Nador (tableau 8). Ce dernier flux peut constituer un bon moyen de migration d'éventuels polluants déposés en surface tels que les nitrates utilisés dans les champs agricoles de la zone d'étude.

Tableau 8 : Valeurs des termes du bilan hydrologique (1987-2018)

Unité	P	ETR	R	I
mm	603	485	87	31
%	100	80,5	14,5	5

4. Aperçu géologique

La plaine de Nador fait partie du domaine tellien constituant la ride du Sahel. C'est une plaine côtière formée d'un synclinal orienté globalement NNE-SSW à remplissage plio-quadernaire. Elle est délimitée à l'Est et au Sud par les affleurements calcaro-gréseux de l'Astien et à l'Ouest par des terrains d'âge miocène (faciès argileux, roche éruptives) (*Cf. figure 5 page 20*).

4.1. La succession lithostratigraphique

Jusqu'en 1947, l'étude des terrains mio-plio-quadernaires du Sahel d'Alger fut basée sur la macrofaune. En l'absence de la microfaune, l'étude sédimentologique allant du Miocène inférieur jusqu'au Calabrien-Villafranchien, n'a pas abouti à la distinction des marnes du Miocène inférieur (Carténien), du Miocène supérieur (Vindobonien) et du Pliocène inférieur (Plaisancien). C'est sur la base de l'étude de la microfaune que cette distinction a été faite par la suite (Ayme *et al.*, 1954).

4.1.1. Le Pliocène

4.1.1.1. Le Plaisancien

Selon Ayme *et al.* (1954), la limite du Miocène-Pliocène est marquée par le conglomérat de Mazafran. Le Plaisancien apparaît au-dessus de ces conglomérats comme une série uniforme de marnes bleues, parfois légèrement gréseuse à la base, avec des intercalations gréseuses vers le sommet.

Muraour (1948-1949) a établi l'âge Plaisancien de ces formations marneuses, dans son étude sur les microfaunes et marne de la molasse de Bougara. En 1953, Dalloni a établi définitivement

l'âge Plaisancien de ces formations marneuses. Ayme *et al.*, (1954), dans leur étude micro-paléontologique de ces marnes, ont également confirmé cet âge.

4.1.1.2. L'Astien

a) Le niveau à glauconie

L'épaisseur du niveau à glauconie varie de 10 cm à 10 m. Malgré sa présence dans presque tout le Sahel d'Alger, son intérêt stratigraphique est particulier dans notre zone d'étude car il marque la rupture dans le Pliocène.

Ce niveau de marne gréseuse est très fossilifère et c'est grâce à la microfaune qu'on fait la distinction entre le Plaisancien et l'Astien.

A noter que ce niveau à glauconie, ne fait pas son apparition dans la plupart des coupes et logs de forages.

b) La molasse astienne

Les marnes gréseuses fossilifères sont surmontées par des bancs gréseux, accompagnés d'intercalations de grès coquilliers à ciment calcaire. Aussi, des lits de conglomérats à petits galets provenant de l'Atlas sont détectés dans ces grès.

4.1.2. Le Quaternaire (Calabrien-Villafranchien)

Les dépôts marins formés de sables mêlés de galets, de conglomérats et de microconglomérats à ciments calcaire, et qui reposent en discordance sur les formations grésocalcaire de l'Astien, peuvent être placés soit à la fin du cycle Pliocène (Astien supérieur), soit au Quaternaire ancien (Calabrien). Ces dépôts ont une épaisseur d'environ 30 m (Ayme *et al.*, 1954).

Yassini (1973) considère cette formation et les dépôts de Maison-Carrée (El-Harrach) comme une seule formation continentale d'âge Calabrien-Villafranchien.

4.2. L'évolution de la plaine de Nador : Aperçu sur l'activité tectonique

L'évolution tectonique et paléontologique des plaines de Nador et de la Mitidja est similaire.

Au Plaisancien, une transgression marine donne naissance à une sédimentation marneuse en mer profonde. Cette formation succède à une phase de sédiments détritiques de faible profondeur (niveau à glauconie, molasse, marne gréseuse) qui correspond à l'Astien.

A la fin de cet épisode, des dépôts de gravier et de conglomérats se sont décantés, délimitant des niveaux de bordures littorales. Cela coïncide avec la création d'une phase de plissement engendrant à la fois, une surélévation de l'Atlas, l'apparition du bombement anticlinal du Sahel ainsi que l'enfoncement synclinal de la Mitidja.

Au Quaternaire (Villafranchien), une érosion de l'Atlas a engendré des dépôts argileux et cailloutis, qui viennent combler la dépression de la Mitidja. Le niveau de la mer a ainsi baissé.

Selon Dalloni (1953), la Mitidja a eu son aspect actuel à la fin du Pléistocène, suite à la transgression flandrienne.

4.3. L'origine des roches éruptives

Les roches éruptives affleurant sur le flanc Nord et Sud du massif du Chenoua, sont semblables à celles des environs d'Alger et Hadjout.

Selon Savornin (1924), le grand affleurement permien et dévonien, est marqué par la présence de diabases sous forme de gros filons ou de necks irréguliers, dont l'origine est probablement la mise en place dans les terrains que le magma fluide a traversés avant de s'échapper, un témoin de ces éruptions de diabase ophitique dont les produits sont si souvent mêlés aux roches diverses du Trias.

Cet auteur a pu récupérer des fragments d'ophites en bordure de mer ; selon lui, leur origine est « droit au Sud », sans pourtant pouvoir identifier ces roches en place.

L'activité volcanique s'est poursuivie par l'apparition d'une bande de roche rhyolitiques (andésite, liparite,) d'âge Helvetien (Savornin, 1924). En 1929, Glangeaud donne à ces roches un âge Burdigalien.

Deux grands dômes sont bien préservés (Savornin, 1924) :

- Le premier s'étale de Sidi Amar jusqu'à l'Ouest de Koudiat Guergour, il s'agit d'un remplissage d'une grosse fente élargie d'une forme allongée d'orientation Est-Ouest et qui relie plusieurs cheminées d'émission.
- L'autre, situé à l'Ouest du premier dôme. C'est le pilon de Tourmaïn qui est le sommet de la colline. Dans cette dernière, une trace réduite d'une roche rhyolitique est détectée

En 1929, Glangeaud relève que ces roches éruptives sont des coulées de laves présentées sous forme de plissements. Ces roches s'associent à celles d'âge Burdigalien.

5. Caractéristiques hydrogéologiques

5.1. La description de la formation aquifère de l'oued Nador

Le couplage des caractéristiques géologiques et hydrogéologiques des formations de la plaine de Nador, a permis de distinguer l'aquifère Plio-Quaternaire, constitué par des alluvions grossières et les calcaires de l'Astien.

Selon Mesbah (1981), le réservoir utile est constitué par deux formations, qui sont en contact et en continuité hydraulique, comprenant :

- des graviers et des galets, constituant généralement la base du Quaternaire.
- une série calcaréo-gréseuse, formant la molasse astienne.

Ces formations sont séparées du substratum marneux d'âge Plaisancien par une couche imperméable d'argile silteuse et parfois d'argiles sableuses.

La nappe a un caractère semi-captif sous un recouvrement argileux ou marneux, mais elle devient libre des deux côtés de la plaine où les terrains de l'Astien affleurent.

L'aquifère plio-quaternaire se présente sous forme d'un synclinal d'orientation SSW-NNE. L'épaisseur de la nappe est variable, elle est plus épaisse au centre et se réduit vers les bordures. L'épaisseur diminue aussi de l'aval vers l'amont.

L'alimentation de la nappe se fait principalement par les précipitations efficaces dans les deux versants du bassin, soit environ 5 % des précipitations moyennes annuelles.

5.2. La géométrie des formations aquifères

En se basant sur l'étude géophysique menée par la CGG en 1967, la structure des formations de l'aquifère d'Oued Nador a été identifiée. Le réservoir utile est limité par son toit et son substratum à l'aide des cartes d'isopaques et de la profondeur du mur.

La figure 10 correspond à la carte isopaque du réservoir utile. Cette dernière montre que l'épaisseur maximale est enregistrée au centre du réservoir (pouvant atteindre 60 m au niveau du F6). Elle est également plus épaisse à l'aval que dans la partie amont.

La figure 11 montre que la profondeur du mur diminue progressivement de la côte vers l'amont. La profondeur maximale du réservoir peut atteindre les 80 m au niveau des forages F1, F2 et F6.

On remarque aussi que la profondeur est faible dans les zones d'affleurement de l'Astien au niveau des pentes du Sahel et au pied de Djebel Chenoua.

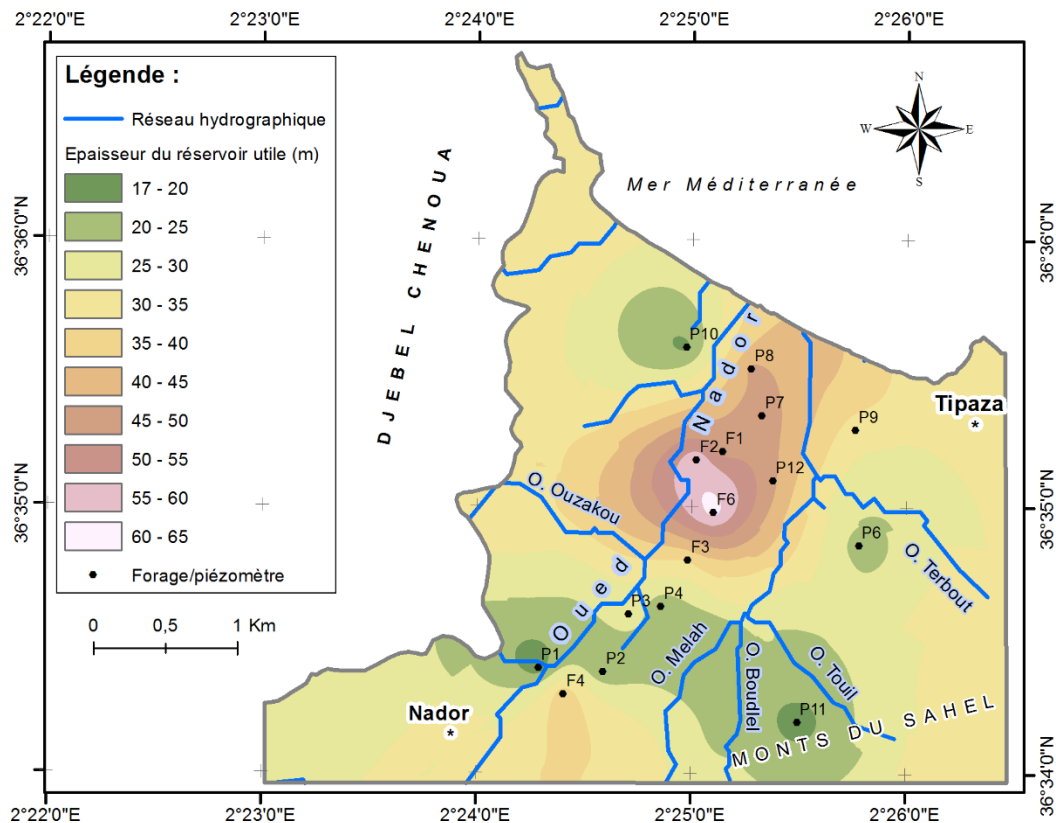


Figure 10 : Carte d'égale épaisseur (isopaque) du réservoir utile

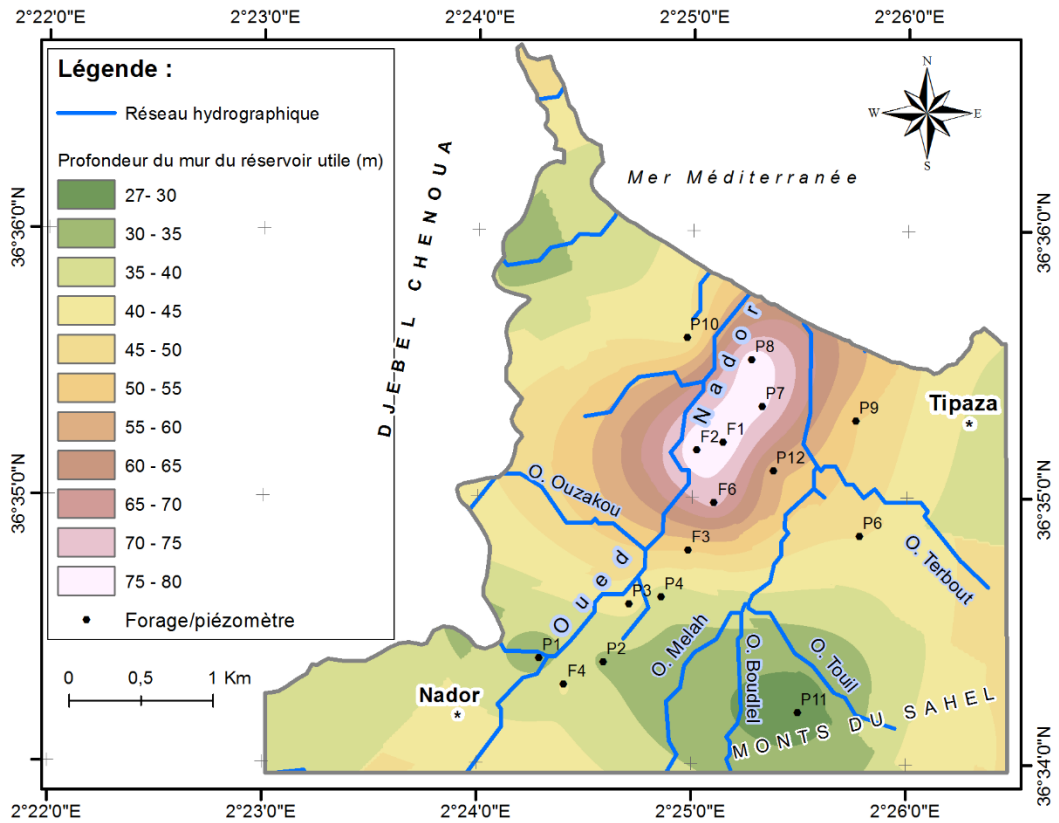


Figure 11 : Carte d'égalité de profondeur (isobathes) du mur du réservoir utile

5.3. L'étude piézométrique

Les relevés piézométriques effectués dans le cadre de cette étude servent à déterminer les fluctuations du niveau piézométrique de la nappe, la direction d'écoulement et de drainage et les zones d'alimentation des eaux souterraines.

La variation de la profondeur de la nappe de Nador sur la période 1993-2018 montre une tendance générale à la hausse. Cette augmentation du niveau d'eau atteint les 6 m au Nord et au centre de la plaine et dépasse les 9 m au Sud. Ceci est dû à la baisse des prélèvements suite à la mise en service du barrage de Boukourdane. Par ailleurs, les mesures effectuées avant 2010 permettent d'observer une fluctuation assez importante qui peut être expliquée par le recours aux eaux souterraines lors des années de faible pluviométrie (figure 12a, b et c).

L'analyse de la carte piézométrique des basses eaux enregistrées en Octobre 2018 (figure 13) montre que dans la partie Sud-Ouest, l'écoulement est vers le Nord-Est, avec un échange entre l'oued et la nappe dont le sens de drainage diffère d'une berge à l'autre.

A l'Est de l'oued Nador, on remarque plusieurs formes concentriques autour des points d'eau (P146, P133, P134, P2), indiquant une forte sollicitation des eaux souterraines à ce niveau.

Dans la partie aval du bassin, l'écoulement souterrain se fait généralement dans le même sens que celui des eaux de surface. La forme des courbes piézométriques suggère un léger drainage de l'Oued Nador par la nappe.

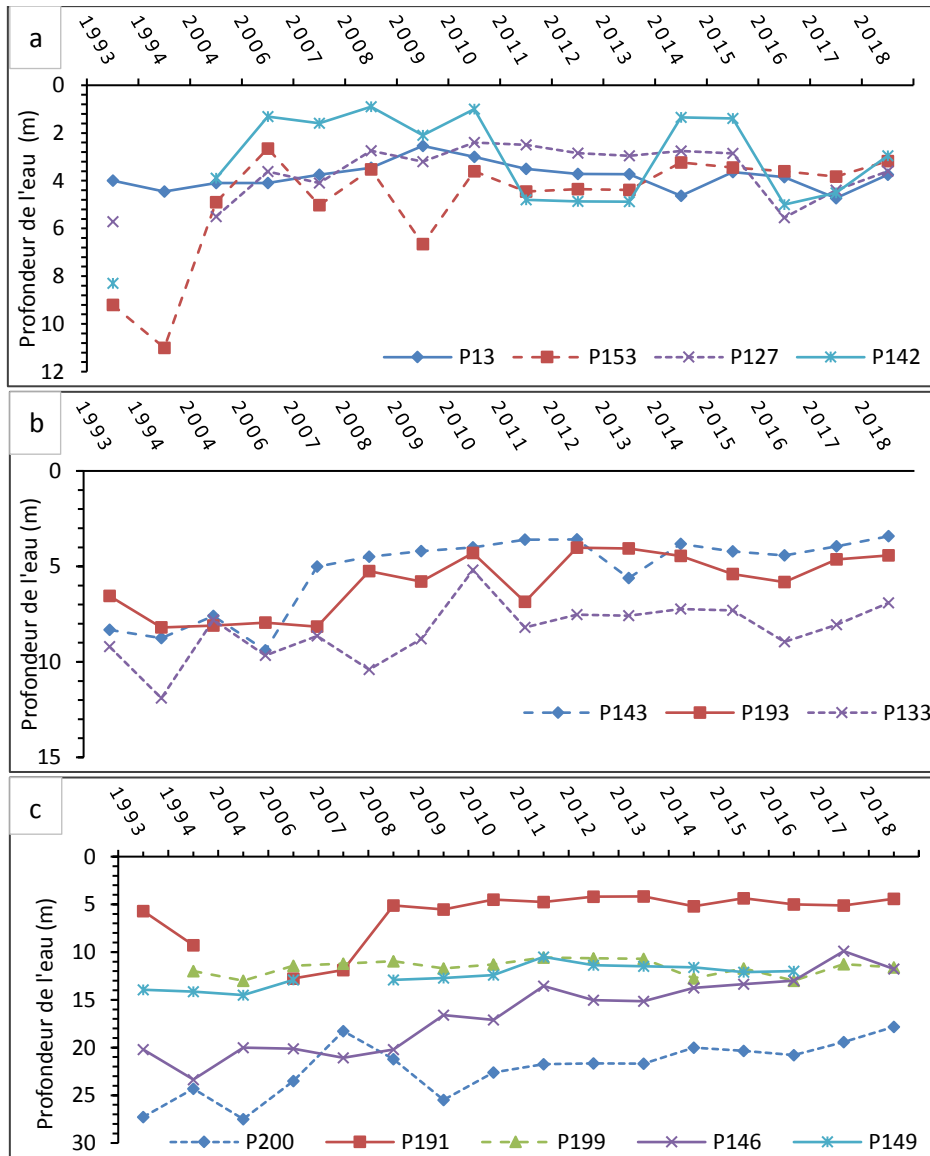


Figure 12 : Variation de la profondeur de l'eau dans le temps et dans l'espace sur la période 1993-2018

La courbe hydro-isohypse $h = 0$ m se situe à plus de 500 m du rivage et indique une inversion de l'écoulement souterrain, favorisant le déplacement de l'interface eau souterraine/ eau de mer vers l'intérieur du continent.

Le niveau d'eau mesuré dans les différents puits présente des variations aussi bien dans le temps que dans l'espace. D'une façon générale, une nette augmentation du niveau est observée dans les années 2000, cela est dû principalement à :

- La mise en service du barrage de Boukourdane, ce qui a réduit les prélèvements des eaux souterraines et a favorisé une remontée rapide du niveau d'eau.
- L'abandon de plusieurs puits, surtout en zone côtière, à cause de l'augmentation de la salinité des eaux souterraines sous l'effet d'une exploitation intensive. Le niveau d'eau remonte pendant l'arrêt du pompage.

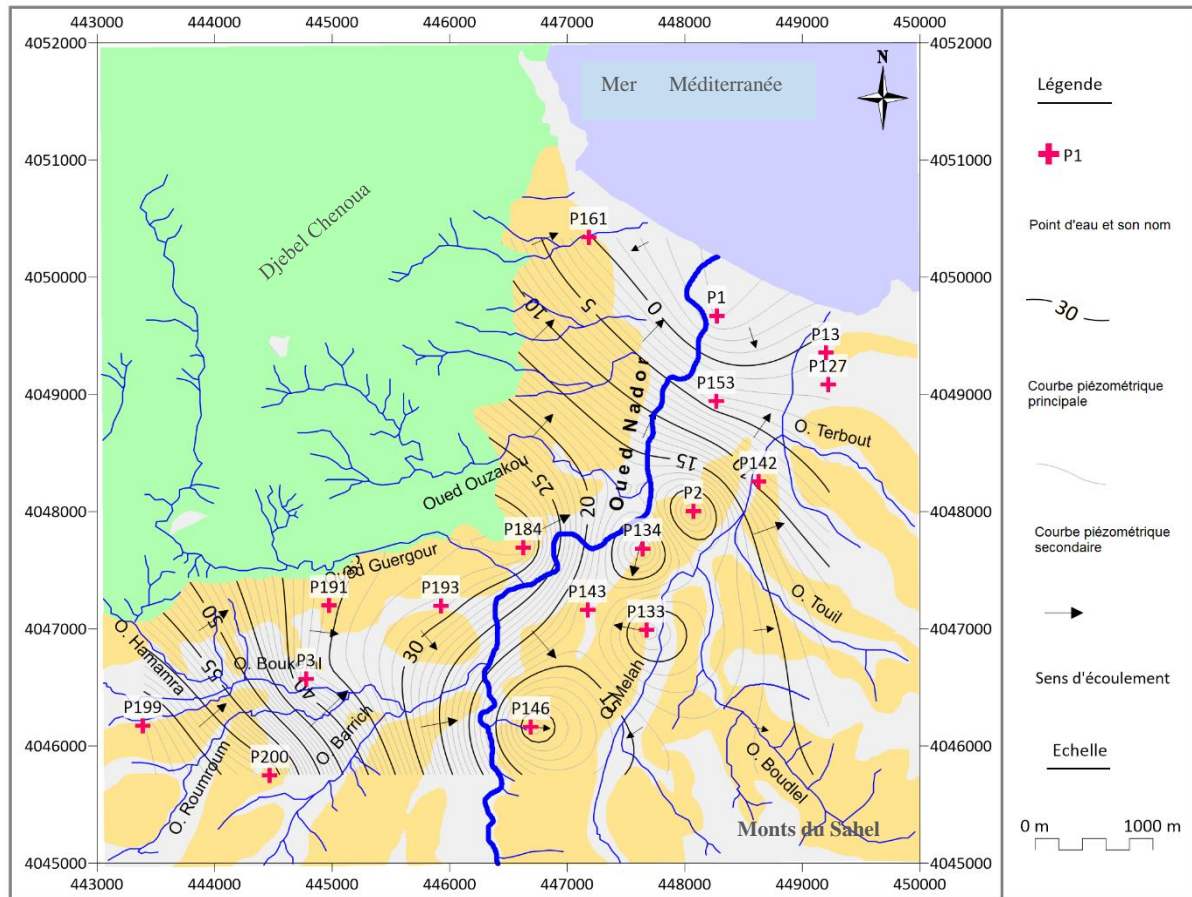


Figure 13 : Carte piézométrique de la nappe alluviale de l'oued Nador (Octobre, 2018)

5.4. Les caractéristiques hydrodynamiques du réservoir étudié

Dans cette partie du manuscrit, les résultats obtenus lors de travaux antérieurs effectués sur la zone d'étude sont présentés, sans reprendre les détails des méthodes de calcul.

Mesbah, (1981), dans sa thèse de doctorat, a fait une étude détaillée basée sur les essais de pompage de cinq (5) forages (F1, F2, F3, F5 et F6), pour déterminer les paramètres hydrodynamiques de l'aquifère, à savoir la conductivité hydraulique (K), la transmissivité (T) et le coefficient d'emménagement (Ss), tout en admettant que la nappe est captive. Les résultats sont représentés dans le tableau 9.

Tableau 9 : Paramètres hydrodynamiques de l'aquifère de Nador (Mesbah, 1981)

Forages	Coordonnées			Débit (l/s)	T (m ² /s)	K (m/s)	Ss
	X (km)	Y (km)	Z (m)				
F1	475,000	365,500	7,265	6,67	2,01 10 ⁻²	2,60 10 ⁻⁴	0,0002
F2	474,820	365,445	7,456	8,89	1,40 10 ⁻²	1,97 10 ⁻⁴	
F3	474,760	364,750	11,41	33,33	1,37 10 ⁻²	6,83 10 ⁻⁴	
F5	464,160	363,410	6,063	9,44	0,528 10 ⁻²	4,40 10 ⁻⁴	
F6	474,940	365,080	8,277	33.33	2.03 10 ⁻²	3.58 10 ⁻⁴	

La méthode de Jacob a été utilisée pour calculer la transmissivité et la perméabilité. Les résultats obtenus montrent que ces paramètres sont fonction de l'épaisseur et de l'hétérogénéité de la formation aquifère. La transmissivité varie entre $0,528 \cdot 10^{-2}$ (m^2/s) et $2,03 \cdot 10^{-2}$ (m^2/s), tandis que la perméabilité oscille entre $1,97 \cdot 10^{-4}$ (m/s) et $6,83 \cdot 10^{-4}$ (m/s).

6. Conclusion

Ce chapitre nous a permis la présentation de notre zone d'étude, avec son contexte géographique, géomorphologique, géologique et hydrogéologique. La plaine de Nador, connue par sa vocation agricole, s'étend sur une superficie d'environ 20 km^2 . La station de Boukourdane a été choisie pour le calcul des paramètres climatologiques durant la période de 1987 à 2018. Les précipitations moyennes annuelles sont de l'ordre de 603 mm, avec une température moyenne de $18,1 \text{ }^\circ\text{C}$. Le calcul du bilan hydrologique permet de mettre en évidence que 80,5% des précipitations sont reprises par l'atmosphère, 14,5% ruissellent en surface, et seuls 5% s'infiltrent et participent à la réalimentation des eaux souterraines.

Sur le plan géologique et hydrogéologique, la plaine de Nador renferme un réservoir souterrain important d'âge plio-quadernaire. La nappe est recouverte partiellement par des matériaux argilo-sableux. La série calcaro-gréseuse de l'Astien affleure des deux côtés de la plaine, permettant ainsi sa recharge naturelle par les précipitations efficaces.

Chapitre 3

Caractéristiques hydrochimiques et qualité des eaux souterraines

Chapitre 3 : Caractéristiques hydrochimiques et qualité des eaux souterraines

1. Introduction

L'hydrochimie est un outil principal pour la compréhension des circulations au sein de l'aquifère. Le chimisme des eaux souterraines est lié principalement à la lithologie des couches traversées et au temps de séjour des eaux. Ces interactions influent sur la concentration des éléments majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- ...). Dans un milieu souterrain sain, un équilibre entre la composition chimique des eaux et celle des roches est établi. La minéralisation demeure donc stable dans le temps en définissant le faciès hydrochimique des eaux.

Dans les milieux naturels, la présence des différents éléments chimiques est conditionnée, non seulement par la nature des roches rencontrées, mais par divers facteurs tels que les paramètres climatiques, l'activité anthropique, les échanges entre aquifères et les eaux de surface...

En effet, l'activité anthropique a une influence non négligeable sur la qualité physico-chimique des eaux souterraines. Son origine peut être double :

- L'activité agricole : avec des apports de K^+ , Ca^{2+} , NO_3^- , SO_4^{2-} , NH_4^+ et PO_4^{3-} .
- Les rejets des eaux usées : avec un apport de Na^+ , K^+ , NO_3^- , Cl^- et quelques métaux lourds.

Dans ce chapitre, les caractéristiques physico-chimiques de la nappe alluviale de l'Oued Nador sont présentées, en se basant sur les données recueillies lors de la campagne d'échantillonnage effectuée dans le cadre de ce travail en octobre 2018, avec l'analyse des éléments majeurs (cations et anions), le pH, la température, la conductivité électrique et la minéralisation. Par ailleurs, un suivi de la qualité des eaux a été réalisé sur une longue période allant de 1995 à 2018. C'est dans ce contexte que s'inscrit cette étude hydrochimique, qui vise à la fois à suivre l'évolution spatiale des paramètres physico-chimiques des eaux de la nappe, et à déterminer l'origine de ces évolutions. Pour ce faire, nous nous sommes basés sur l'étude des corrélations en relation avec la nature lithologique et la piézométrie de la région. La finalité étant de déterminer les faciès chimiques des eaux, d'estimer leur degré de potabilité et leur aptitude à l'irrigation.

2. Présentation des données

2.1. Prélèvements et méthodes analytiques

Cette étude est basée sur les données que nous avons recueillies pendant les campagnes d'échantillonnage entre juin et octobre 2018. Un total de 30 échantillons a été prélevé dans l'aquifère plio-quadernaire de l'Oued Nador (une sélection de 11 puits en période de hautes eaux et 19 puits en période de basses eaux). La profondeur des points d'eau varie de 6 à 40 m. Les points de prélèvement sont indiqués sur la figure 5 (Cf. page 20).

Ces échantillons ont été collectés dans des bouteilles en plastique, qui ont été rincées deux fois avec l'eau de puits avant le prélèvement. Pendant le transport, les échantillons d'eau ont été conservés dans une glacière à une température d'environ 4 °C.

La température de l'eau (T °C), le potentiel hydrogène (pH), le total dissolved solids (TDS) et la conductivité électrique (CE) ont été mesurés in situ par une sonde multi-paramètre (HERON SKU 1700). Cet appareil nous a permis d'effectuer les mesures des paramètres physiques simultanément à différentes profondeurs dans chaque puits.

Les ions majeurs (Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻ et HCO₃⁻) et Br⁻ ont été analysés au laboratoire de l'Agence Nationale des Ressources Hydriques de Blida (ANRH) et au Centre de Recherche Nucléaire d'Alger (CRNA).

L'analyse des éléments chimiques a été effectuée par volumétrie ; le calcium, magnésium, les chlorures et les bicarbonates par titrimétrie, le dosage du sodium et du potassium par le spectromètre à flamme, tandis que les nitrates et les sulfates par chromatographie ionique. Ces analyses sont conformes aux méthodes recommandées par les normes (Rodier *et al.*, 2009) et l'OMS (2011).

2.2. La fiabilité des résultats

Le contrôle de précision de l'analyse de l'équilibre de charge a été calculé pour chaque échantillon. Cette démarche est un préalable indispensable à la présentation des résultats d'analyse et à leur interprétation.

L'eau naturelle présente une électro-neutralité ; en effet, la somme des cations devrait être égale à celle des anions (en équivalents chimiques). En fait, cette égalité est rarement obtenue, cela est dû à d'éventuelles erreurs d'analyse ou à la présence de certains ions non dosés. Cette marge de déséquilibre entre anions et cations peut être exprimée par la balance ionique, exprimée selon la formule :

$$B.I (\%) = \frac{|\Sigma r^+ - \Sigma r^-|}{\Sigma r^+ + \Sigma r^-} 100$$

avec :

Σr^+ : somme des concentrations des cations en meq/L ;

Σr^- : somme des concentrations des anions en meq/L.

Cette relation permet de définir trois classes :

- B.I < 2 : Bonne analyse
- 2 < B.I < 5 : Analyse acceptable
- 5 < B.I : Mauvaise analyse (Domenico et Schwartz, 1997)

En ce qui concerne les données des eaux souterraines dans le cadre de cette étude, l'ensemble des analyses présente une BI ≤ 5 %, donc la fiabilité des résultats est acceptable à excellente.

Dans le but de confirmer la validité des analyses, les données hydrochimiques et les paramètres physiques, une corrélation linéaire entre la somme des cations et celle des anions a été faite pour chaque échantillon (figures 14 et 15). De même pour les valeurs de la conductivité électrique mesurée in situ et les teneurs du résidu sec mesuré au laboratoire (figure 16).

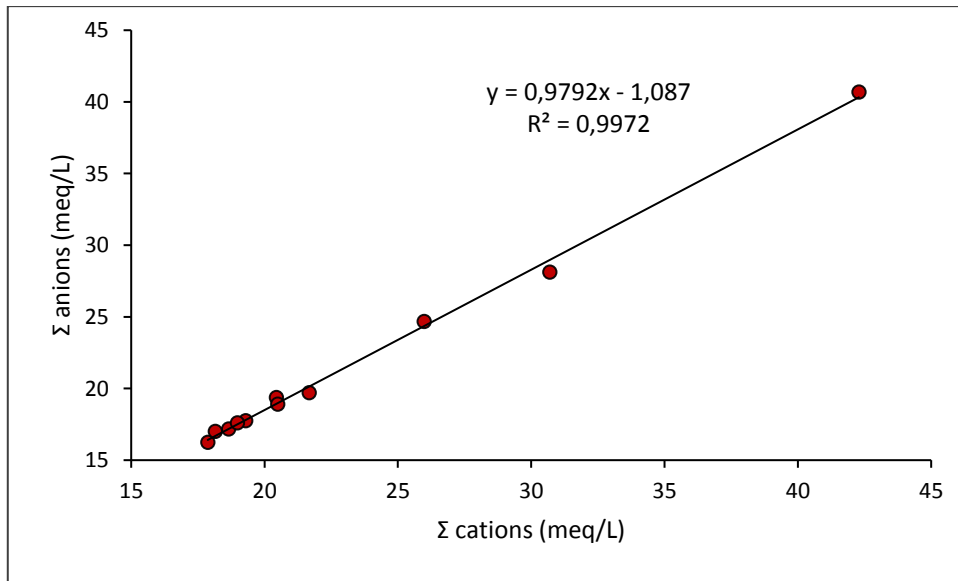


Figure 14 : Corrélation entre les cations et les anions (Hautes eaux, juillet 2018)

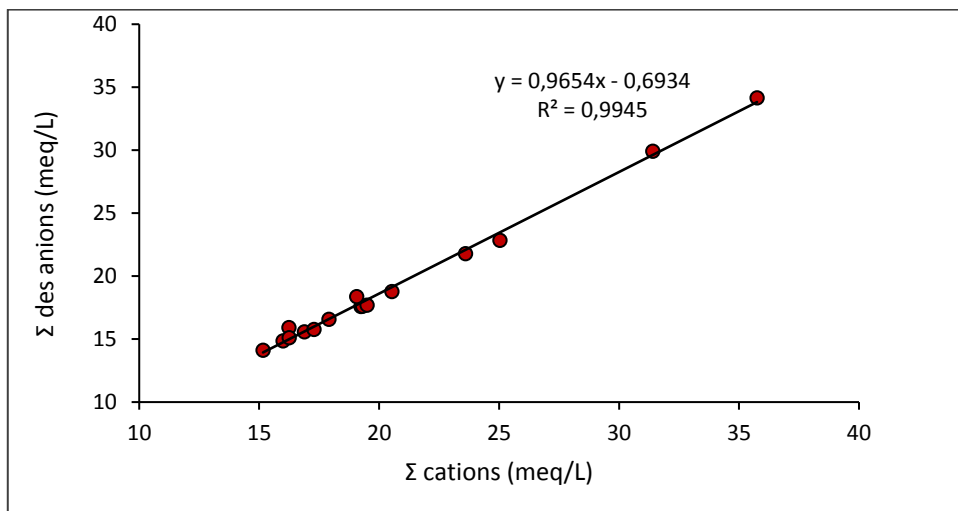


Figure 15 : Corrélation entre les cations et les anions (Basses eaux, octobre 2018)

La corrélation entre la somme des cations et celle des anions, pour les deux périodes hautes eaux et basses eaux, montre une évolution suivant une droite linéaire de la forme $y = ax + b$, dont l'équation est : $y = 0,9792x - 1,087$ en hautes eaux, et $y = 0,9654x - 0,6934$ en basses eaux avec un coefficient de corrélation $R = 0,99$ (pour les deux périodes). Ce coefficient de corrélation proche de 1 confirme la validité du modèle. Les analyses sont donc de bonne qualité dans l'ensemble, ce qui confirme les résultats du test de la balance ionique.

La corrélation entre la conductivité électrique (mesurée in situ) et le résidu sec (mesuré au laboratoire) (figure 16) montre une évolution linéaire selon l'équation : $y = 0,9654x - 0,6934$ et le coefficient de corrélation $R = 0,99$. Ce résultat montre que les analyses sont plus que satisfaisantes.

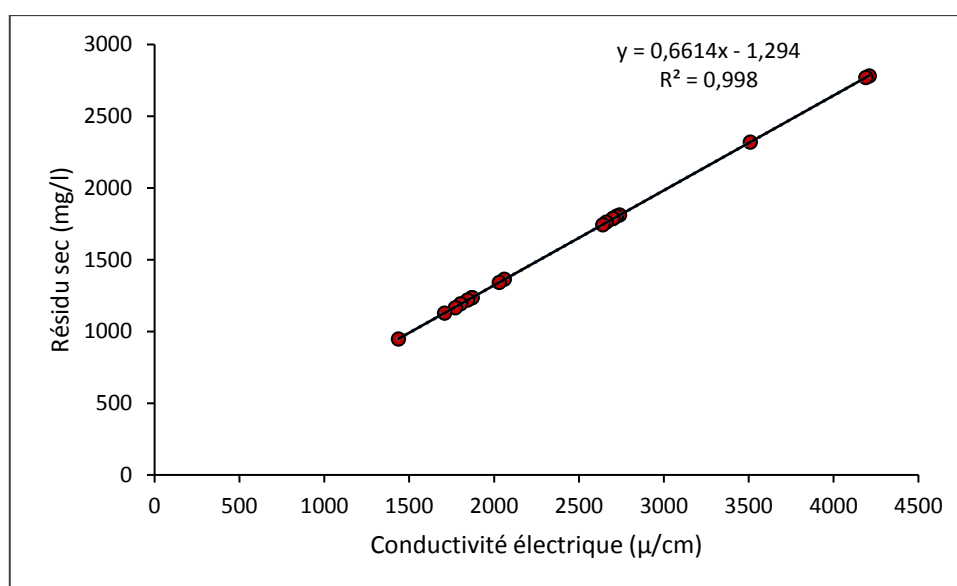


Figure 16 : Corrélation entre la conductivité électrique mesurée in situ et le résidu sec mesuré au laboratoire (Octobre, 2018)

3. Caractéristiques physico-chimiques des eaux souterraines de Nador

3.1. Etude des paramètres physiques

Les résultats de mesures des paramètres physiques des eaux de la nappe de l'Oued Nador sont donnés sur le tableau 10.

Tableau 10 : Caractéristiques physiques des eaux de la nappe de Nador

Paramètres	Période des hautes eaux				Période des basses eaux			
	Min.	Max.	Moy.	Ecart type	Min.	Max.	Moy.	Ecart type
T °C	-	-	-	-	18,50	24,60	20,57	1,54
CE µS/cm	1643,0	4120,0	2193,9	791,5	1436,0	4201,0	2403,8	840,4
pH	7,40	7,87	7,57	0,14	6,72	7,36	7,00	0,19
Résidu sec (mg/L)	931	2533	1409	558	918	2780	1595	551

3.1.1. La température

La température est un paramètre important des eaux souterraines. Elle a un impact sur la proportion d'oxygène dissous ainsi que sur le degré de minéralisation de l'eau. La température fait augmenter l'intensité des activités chimiques et biologiques au sein des réservoirs ; elle joue également un rôle primordial dans l'évaporation des eaux.

La température des eaux souterraines varie en fonction de la température de l'air et de la profondeur (1 °C pour 33 m) (Settou, 2013).

Les eaux de l'aquifère d'Oued Nador enregistrent des températures oscillant entre 24,6 et 18,5 °C, avec une moyenne de 20,6 °C.

La relation entre la température et la profondeur

Le suivi de l'évolution de la variation des températures des eaux souterraines en fonction de la profondeur des puits a été effectué sur le terrain en octobre 2018. Cette opération a été réalisée à l'aide d'une sonde multi-paramètre dans 13 puits. L'interprétation des résultats obtenus montre que pour tous les points d'eau, la température mesurée est fonction inverse de la profondeur, plus la profondeur augmente, la température des eaux souterraines diminue. Cela est dû principalement à l'influence de la température de l'air (tableau 11).

Tableau 11 : Variation de la température en fonction de la profondeur au niveau des puits

Prof (m) T°C	3	3,5	4	4,5	5	5,5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
P151	20	20	20	20	20	19,8	19,8	19,8	19,7	19,7	19,7	19,5	19,2						
P 127	20,6	20,6	20,2																
P 193				20,2	20,2	20,2	19,9	19,9	19,6										
P 184							18,5	18,3	18,3										
P 1				20,2	20,2	19,8													
P 142	20,4	20,4	20,4	20,4	20,4	20,3	20,3	20											
P 2		19,7	19,7	19,6	19,5	19,5	19,2	19											
P 143			21,1	21,1	20,5	20,5	20,1	20,1	20,1	19,6	19,4								
P 3					19,5	19	19	19	19	18,8									
P 133								18,6	18,1	18	17,9	17,9							
P 134					20,9	20,2	19,7	19,3	19,2	19,2	19,2	19,2	19,2	19,2	19,1				
P 146												19,2	19,2	19,2	19,2	19,2	19	19	19
P 200																20,2	20,2	20,2	19,8

3.1.2. La conductivité électrique (CE)

La conductivité est une mesure de la capacité de l'eau à conduire un courant électrique, donc une mesure indirecte de la teneur de l'eau en ions. Un ion est un atome ou un groupe d'atomes qui possède une charge électrique positive ou négative. Ainsi, plus l'eau contient des ions comme le calcium (Ca^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}), le sodium (Na^+), le potassium (K^+), le bicarbonate (HCO_3^-), les sulfates (SO_4^{2-}) et les chlorures (Cl^-), plus elle est capable de conduire un courant électrique et plus la conductivité mesurée est élevée.

Les valeurs de la conductivité des eaux souterraines sont généralement stables et dépendent essentiellement du lessivage des formations géologiques locales. Cependant, il est souvent difficile de confirmer avec précision si les variations importantes de la conductivité seraient également liées à la présence de polluants. Seule l'analyse de l'eau en laboratoire indique avec précision la nature des minéraux dissous.

Les facteurs qui influencent la conductivité de l'eau

La conductivité est influencée par divers facteurs naturels et anthropiques dont :

- La géologie du réservoir (la composition lithologique des roches).
- Les apports d'eau souterraine.
- La température de l'eau.
- L'évaporation des eaux (qui augmente ou diminue la concentration d'ions dans l'eau).
- Les variations du débit qui alimente la nappe (la conductivité augmente lorsque le débit est faible, car il y a une plus grande concentration en ions, et diminue lorsque le débit est élevé).
- Les apports d'eau contaminée provenant des activités humaines (déglaçage des routes, agriculture, développement urbain, activités industrielles...).

La conductivité électrique des eaux souterraines de Nador

Le suivi du chimisme des eaux souterraines pendant l'année 2018, montre que les eaux de la nappe ont des valeurs de conductivité électrique relativement élevées (de 1643 à 4120 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en hautes eaux et de 1436 à 4201 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en basses eaux). Sur les cartes de la répartition spatiale de la CE, établies aux mois de juillet et d'octobre, on remarque que les courbes d'iso-valeurs convergent vers le puits P153, situé près de la mer, avec une valeur maximale de 4201 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, en période de basses eaux. Au Sud et au centre de la plaine sont observées des valeurs de conductivité électrique moins importantes, avec une répartition spatiale très hétérogène (figures 17 et 18).

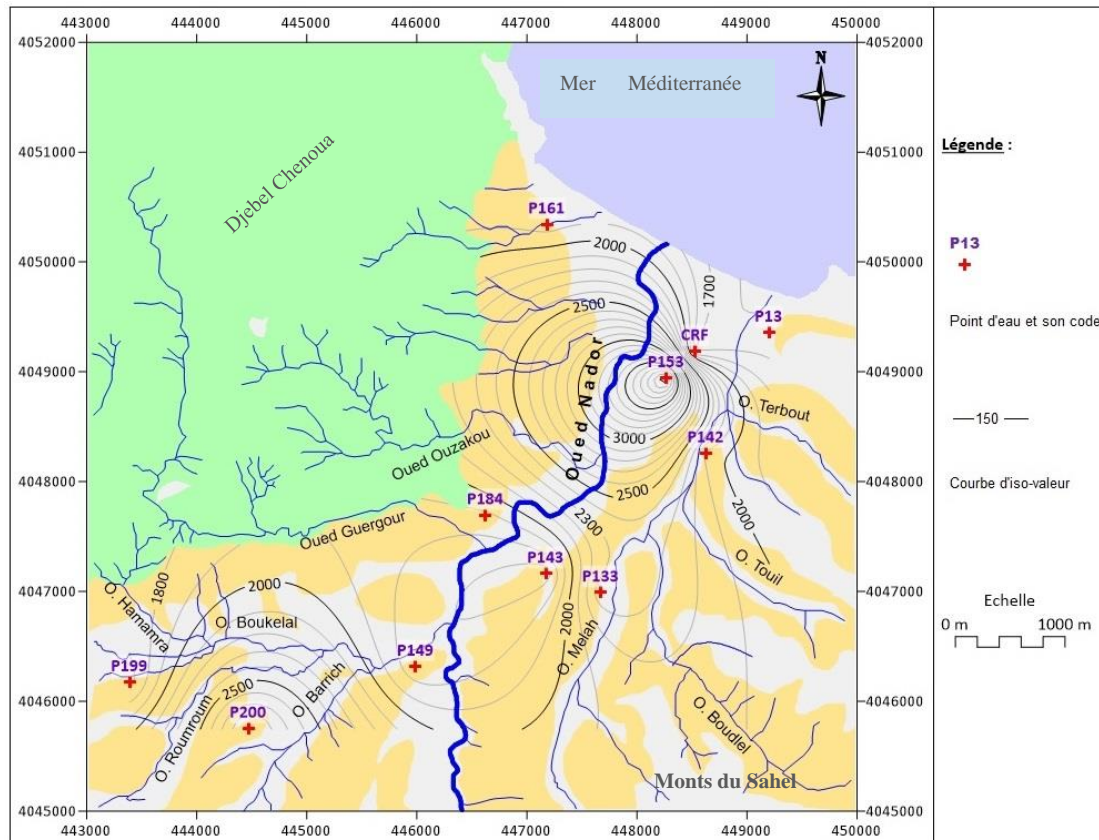


Figure 17 : Carte de distribution spatiale de la CE (Juillet, 2018)

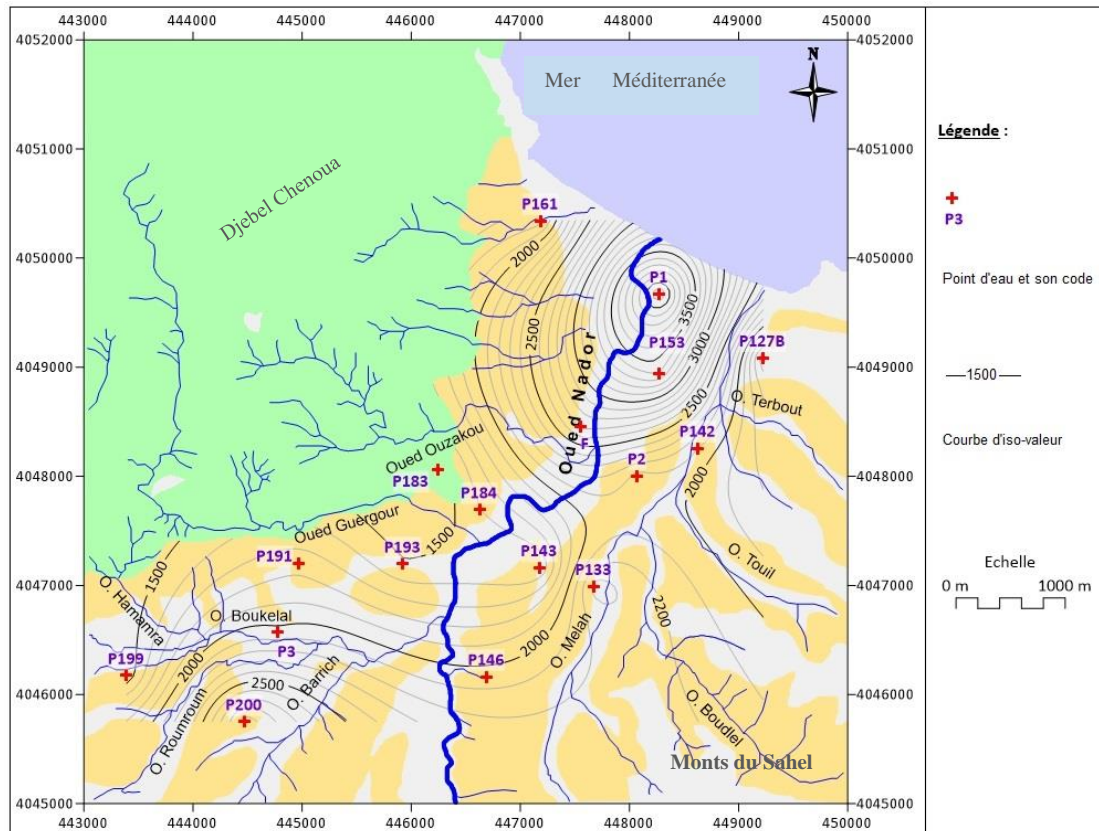


Figure 18 : Carte de distribution spatiale de la CE (Octobre, 2018)

La relation entre la conductivité électrique et la profondeur

Lors de la campagne de mesure que nous avons effectuée en octobre 2018, la conductivité électrique des eaux souterraines de Nador a été enregistrée en fonction de la profondeur au niveau des points d'eau suivants : P1, P127, P153, P142, P134, P184, P133, P193, P3 et P199. L'interprétation des résultats obtenus (figure 19) montre une nette augmentation de la CE en fonction de la profondeur dans l'ensemble des points de mesure ; en zone côtière, au niveau du puits P1, la CE passe de 4210 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 4,17 m de profondeur à plus de 7220 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 5,29 m. Ce constat serait dû principalement à l'effet densitaire engendré par l'intrusion marine dans le secteur d'étude. L'avancée des eaux salines dans les nappes côtières provoque une discordance de densité au sein des puits. L'eau douce caractérisée par une faible densité remonte en surface ; alors que l'eau salée, dont la densité est plus importante, n'est rencontrée qu'en profondeur (Comte, 2008).

Au centre de la plaine, la CE mesurée au point d'eau P133 varie de 2740 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 2880 $\mu\text{S}/\text{cm}$, enregistrés respectivement à la profondeur de 6,91 m et 11,13 m. En amont, la CE passe de 1709 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (à 4,63 m de profondeur) à 1986 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (à 15 m de profondeur) au niveau du puits P199.

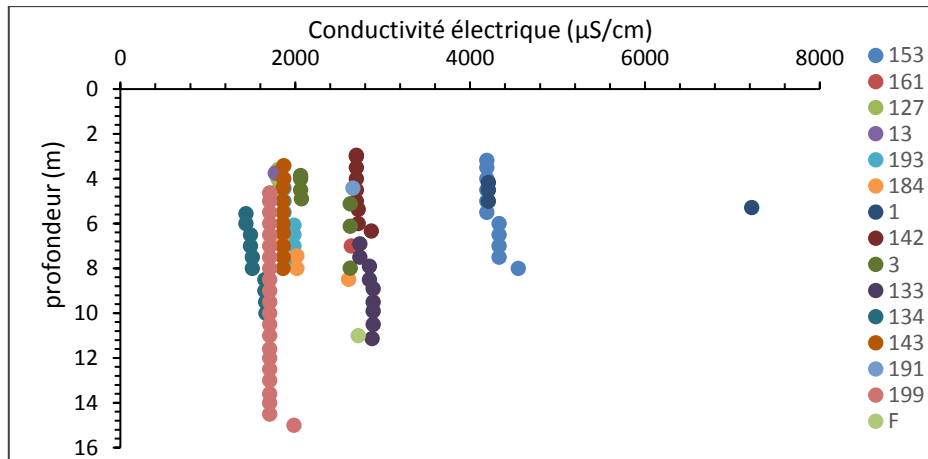


Figure 19 : La conductivité électrique en fonction de la profondeur de l'eau (Octobre, 2018)

3.1.3. La minéralisation

La minéralisation des eaux souterraines de Nador est assez élevée, elle avoisine ou dépasse les 1000 mg/L pour tous les échantillons. En période de hautes eaux, la minéralisation varie entre 931 et 2533 mg/L avec une moyenne de 1409 mg/L. Durant la période des basses eaux, elle oscille entre 948 et 2780 mg/L avec une moyenne significative de 1595 mg/L.

On remarque que les eaux souterraines sont légèrement plus minéralisées en période de basses eaux, indiquant l'effet des processus d'évaporation sur la qualité de l'eau.

Les cartes de la distribution spatiale de la minéralisation pendant les deux périodes de hautes et basses eaux 2018 dans la plaine de Nador, montrent une répartition similaire à celle de la conductivité électrique (figures 20 et 21).

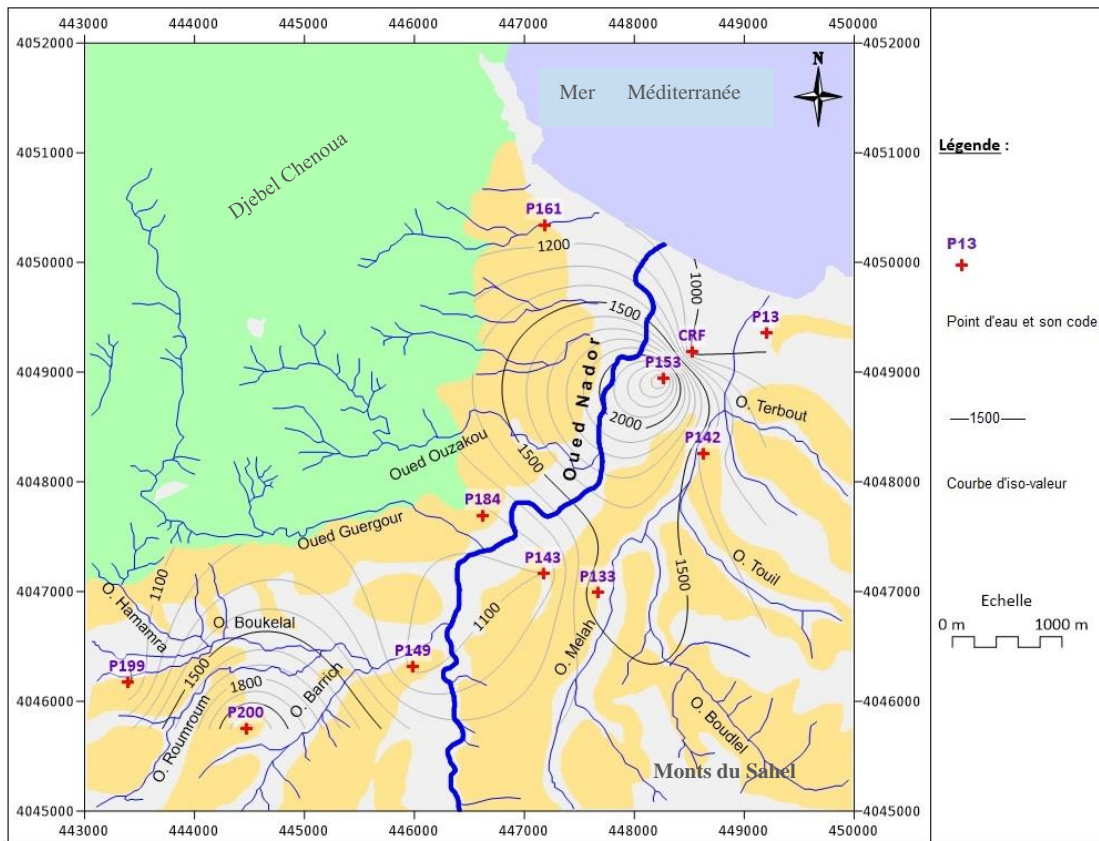


Figure 20 : Carte de distribution spatiale de la minéralisation (Juillet, 2018)

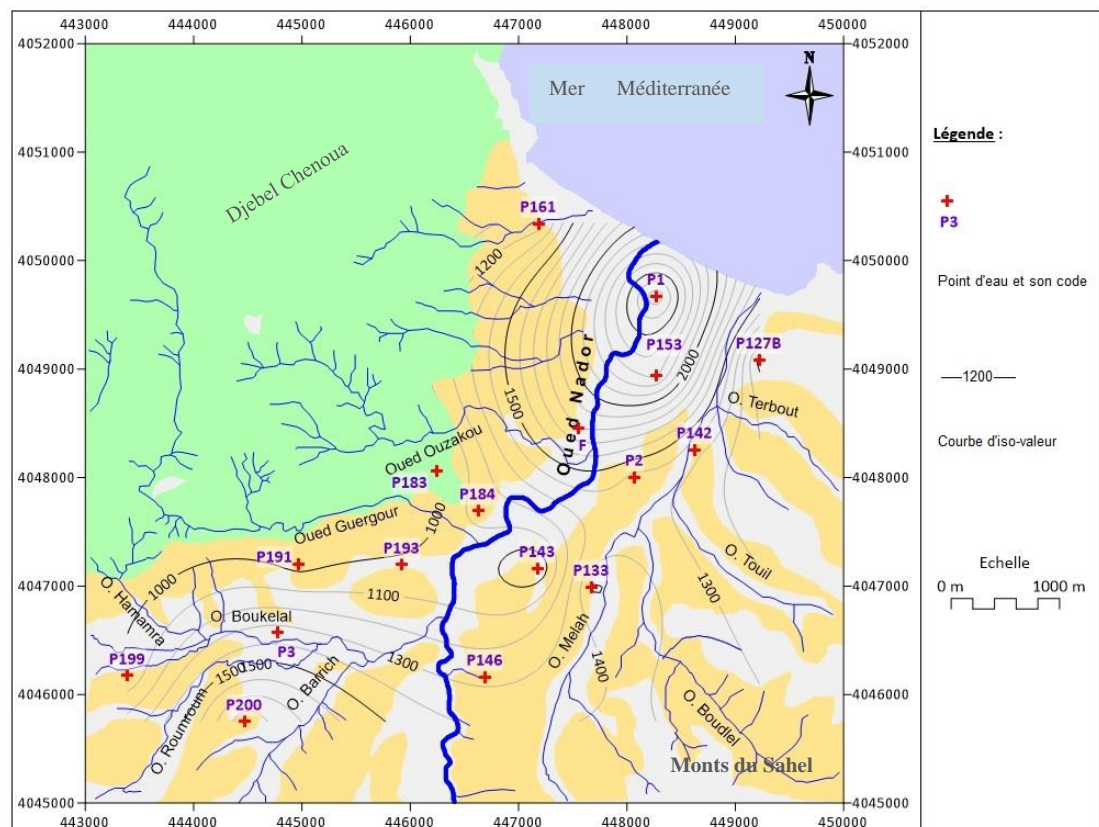


Figure 21 : Carte de distribution spatiale de la minéralisation (Octobre, 2018)

La relation entre la conductivité électrique et le résidu sec

La figure 22 illustre la variation du résidu sec et de la conductivité électrique des eaux échantillonnées dans chaque point de mesure en période de basses eaux, ces deux paramètres étant étroitement liés. Un résidu sec important des eaux analysées induit des valeurs de conductivité très significatives.

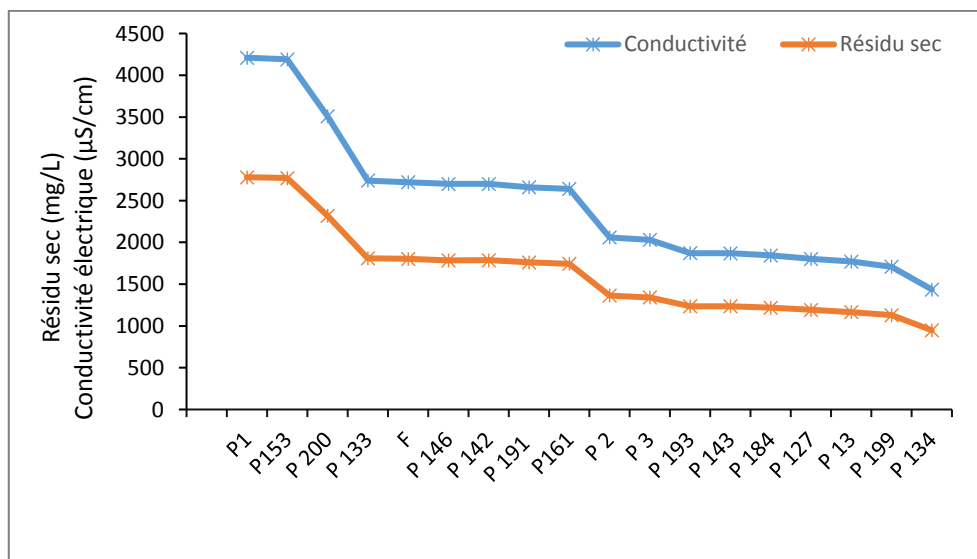


Figure 22 : Variations de la conductivité électrique et du résidu sec des eaux (Saison des basses eaux, octobre, 2018)

3.1.4. Le potentiel d'hydrogène pH

Le pH est une mesure du potentiel hydrogène. C'est un indicateur de l'acidité lorsqu'il est inférieur à 7, ou de l'alcalinité lorsqu'il est supérieur à 7. Un milieu neutre affiche un pH égal à 7. C'est le cas de l'eau pure à 25 °C.

Le pH est une grandeur sans unité qui est en relation avec la concentration des ions hydrogène [H⁺] présents dans l'eau ou les solutions comme le montre la relation suivante :

$$\text{pH} = - \log [\text{H}^+]$$

La plage des valeurs du pH des eaux souterraines de Nador est comprise entre 7,40 et 7,87 avec une moyenne de 7,57 en hautes eaux, et sont de l'ordre de 6,20 à 7,36 avec une moyenne de 7,00 en basses eaux. Les eaux analysées rentrent à la fois dans la gamme correspondante aux eaux souterraines et celle des eaux de surface (tableau 12), du fait de la faible profondeur de l'aquifère étudiée à certains endroits.

Tableau 12 : Classification des eaux selon le pH (Rodier, 2009)

pH	Correspondance
pH < 5	Forte acidité
pH = 7	Neutralité
7 < pH < 8	Neutralité rapprochée (eaux de surface)
5,5 < pH < 8	Majorité des eaux souterraines
pH > 8	Alcalinité (intense évaporation)

3.2. Etude des paramètres chimiques

Les analyses chimiques des eaux de la nappe du plio-quaternaire de la région de Nador ont été effectuées au niveau de 11 puits au mois de juillet 2018 et de 19 puits au mois d'octobre 2018. Le tableau 13 ci-après consigne les concentrations minimales, maximales et moyennes des paramètres analysés.

Tableau 13 : Caractéristiques chimiques des eaux de la nappe de Nador

Paramètres (mg/L)	Période des Hautes Eaux (11 échantillons)				Période des Basses Eaux (19 échantillons)			
	Min.	Max.	Moy.	Ecart type	Min.	Max.	Moy.	Ecart type
Calcium	134,78	347,83	194,78	73,06	104,35	349,51	183,22	63,33
Magnésium	49,57	187,83	78	40,78	18,64	133,33	54,71	31,22
Sodium	106	247	171,4	46,78	73,30	370	172,74	68,73
Potassium	0,2	4	1,27	1,38	-	-	-	-
Chlorures	185	730	327,35	176,88	94	726,70	273,32	163,69
Sulfates	132	470	211,9	100,48	91	457,50	199,65	86,54
Bicarbonates	396,5	549	463,6	45,58	336,9	549	414,58	47,64
Nitrates	15	112	50,64	30,62	13	290	62,92	61,09

3.2.1. La variation spatiale des éléments majeurs en période des hautes eaux et des basses eaux

a) Le calcium

Le calcium est un élément alcalino-terreux très abondant dans les eaux souterraines et un composant majeur de la dureté des eaux ; il tire son origine essentiellement à partir de la dissolution des carbonates en présence du gaz carbonique : $(\text{CaCO}_3 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{Ca}^{2+} + 2\text{HCO}_3^-)$ et des formations gypseuses ($\text{CaSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$) très solubles dans l'eau (Binet *et al.*, 2009).

En période de hautes eaux, les teneurs en calcium (Ca^{2+}) sont comprises entre 134,78 mg/L et 347,83 mg/L avec un écart type significatif de l'ordre de 73,06 mg/L. En octobre 2018, Ca^{2+} varie entre 104,35 mg/L et 349,51 mg/L avec une moyenne de 183,22 mg/L.

Sur les cartes de la variation spatiale du calcium (hautes eaux et basses eaux), les fortes concentrations sont observées au Nord-Est et au Sud de la nappe et elles diminuent au fur et à mesure que l'on se dirige vers le centre de la plaine (figures 23 et 24).

b) Le magnésium

La présence du magnésium dans les eaux souterraines est due essentiellement à la dissolution des formations salifères et carbonatées telles que les dolomies.

Dans notre étude, les teneurs en magnésium sont comprises entre 49,57 et 187,83 mg/L avec une moyenne de 78 mg/L en hautes eaux et atteignent un maximum de 133,3 mg/L durant le mois d'octobre.

Les figures 25 et 26 indiquent une diminution des concentrations de cet élément de l'aval vers l'amont de la plaine, avec des teneurs maximales enregistrées autour du puits P153 situé au Nord-Est de la nappe.

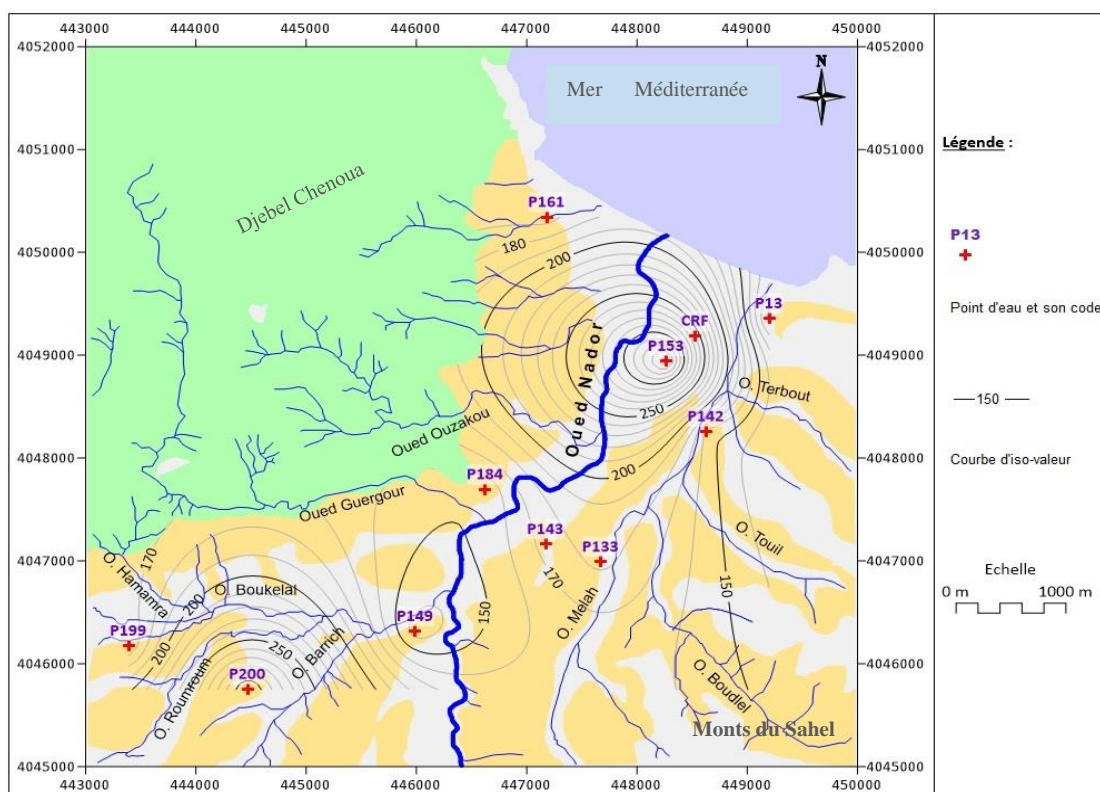


Figure 23 : Carte de distribution spatiale de Ca^{+2} en mg/L (Juillet, 2018)

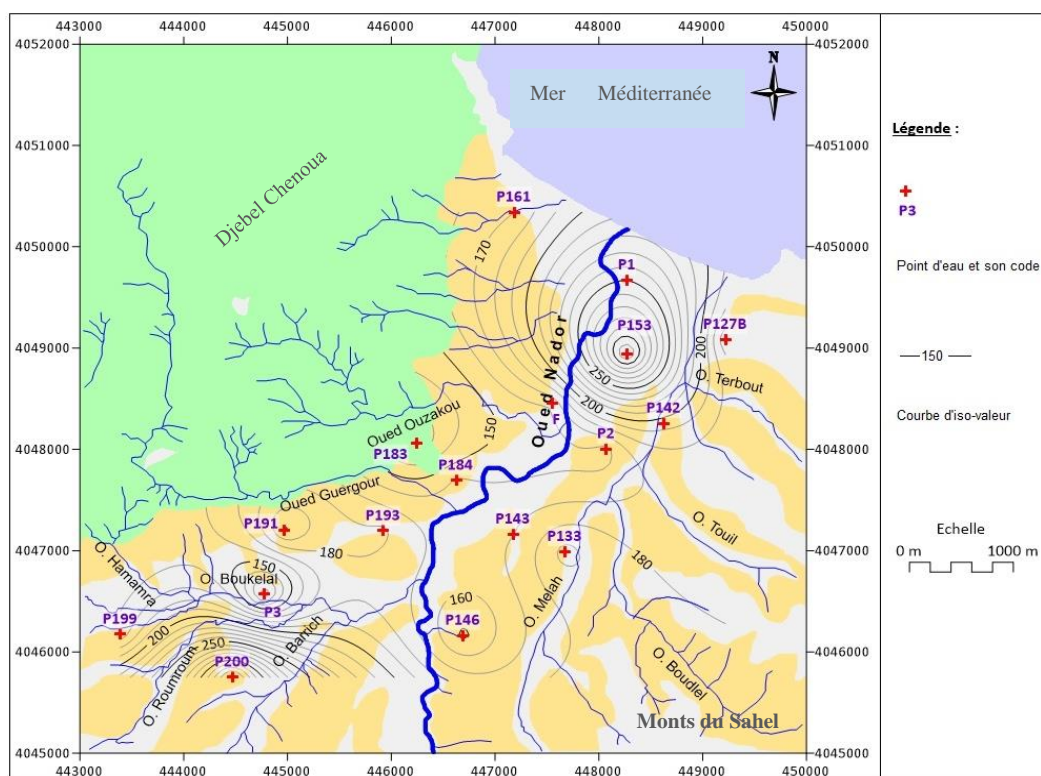


Figure 24 : Carte de distribution spatiale de Ca^{+2} en mg/L (Octobre, 2018)

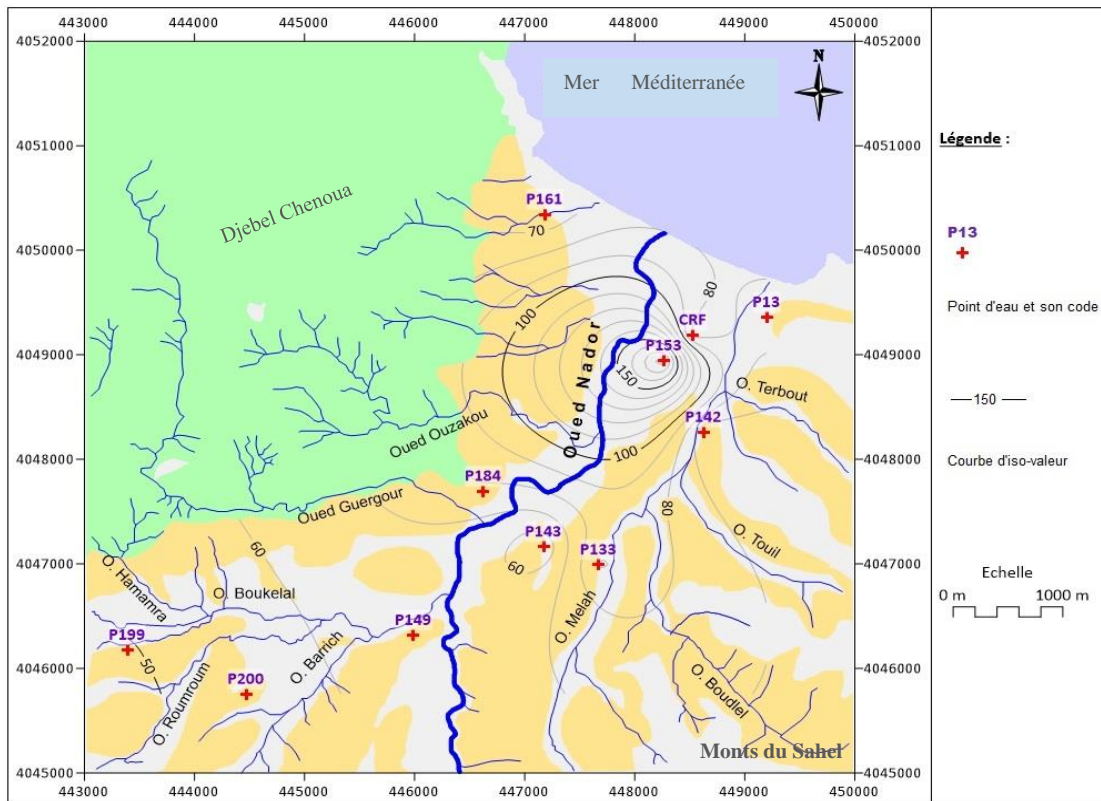


Figure 25 : Carte de distribution spatiale de Mg^{2+} en mg/L (Juillet, 2018)

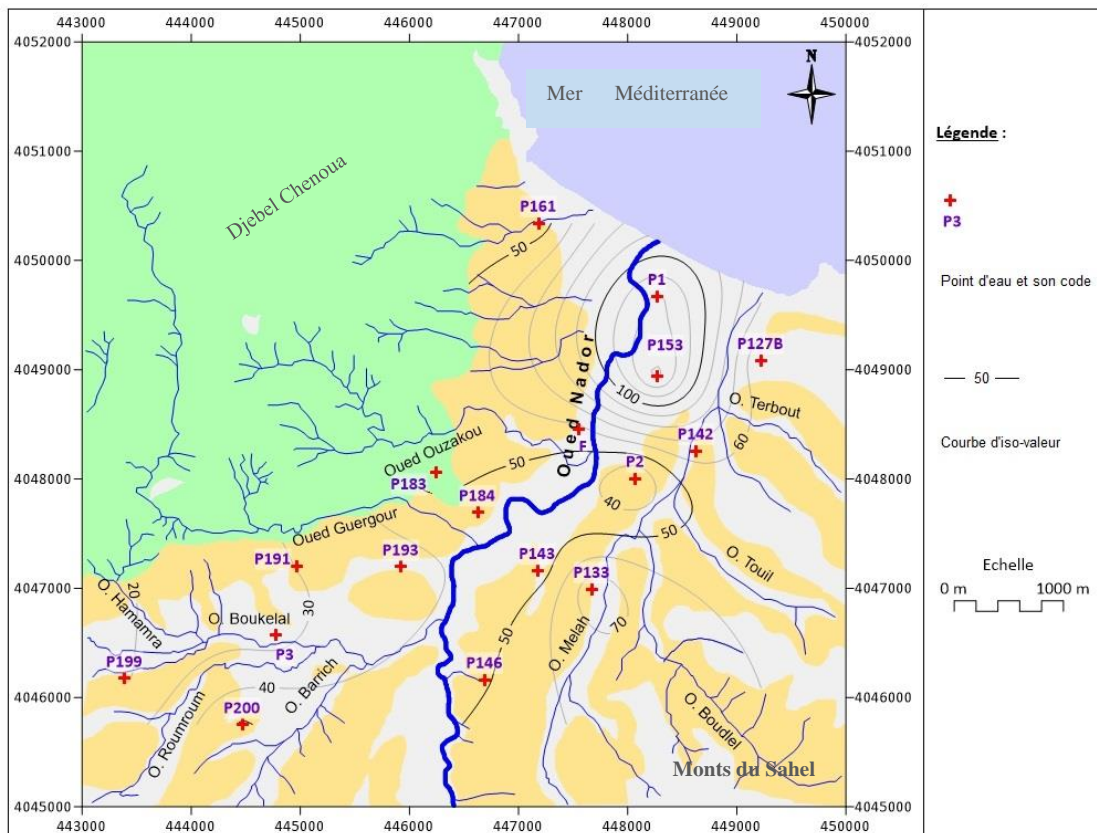


Figure 26 : Carte de distribution spatiale de Mg^{2+} en mg/L (Octobre, 2018)

c) Le sodium

La présence du sodium dans les eaux souterraines est très variable, elle est due à la dissolution des évaporites sous forme de halite (NaCl) ou de sylvite (KCl) et à l'effet de l'intrusion marine dans le continent (vu la proximité du site d'étude par rapport à la mer).

En hautes eaux, les concentrations en sodium (Na⁺) sont comprises entre 106 et 274 mg/L avec une moyenne de l'ordre de 171,4 mg/L. La représentation cartographique de ces teneurs montre que leur distribution est homogène à travers toute la plaine (figure 27).

En basses eaux, les valeurs du sodium oscillent entre 73,3 et 370 mg/L avec une moyenne de 172,74 mg/L et un écart type dépassant les 68 mg/L. La carte de la répartition spatiale montre une augmentation des concentrations du Sud vers le Nord, pour atteindre la teneur maximale au puits P1 très proche de la mer (figure 28).

d) Le potassium

La présence du potassium dans les eaux est très peu abondante, elle est liée principalement à l'altération des argiles potassiques et au lessivage des évaporites.

Dans les eaux souterraines de Nador, les teneurs en potassium sont faibles, elles varient entre 0,2 et 4 mg/L avec une moyenne de 1,27 mg/L.

e) Les chlorures

Le chlore est un élément très présent dans les eaux souterraines, son origine est liée principalement aux embruns marins, à l'intrusion marine, à la dissolution de la halite (NaCl) et des évaporites ainsi qu'à l'utilisation des engrais agricoles.

En période de basses eaux, les concentrations moyennes des ions chlorures sont de l'ordre de 327,35 mg/L avec des teneurs très élevées sur toute la plaine allant de 185 à 730 mg/L. Au mois d'octobre, les chlorures présentent des concentrations oscillant entre 94 mg/L et 726,7 mg/L avec une moyenne de l'ordre de 273 mg/L.

Les cartes d'iso-teneurs en chlorures des deux périodes, hautes eaux et basses eaux, montrent que sa distribution est similaire à celle du calcium avec des concentrations excessives au Nord (P153) et au Sud de la plaine (P200) (figures 29 et 30).

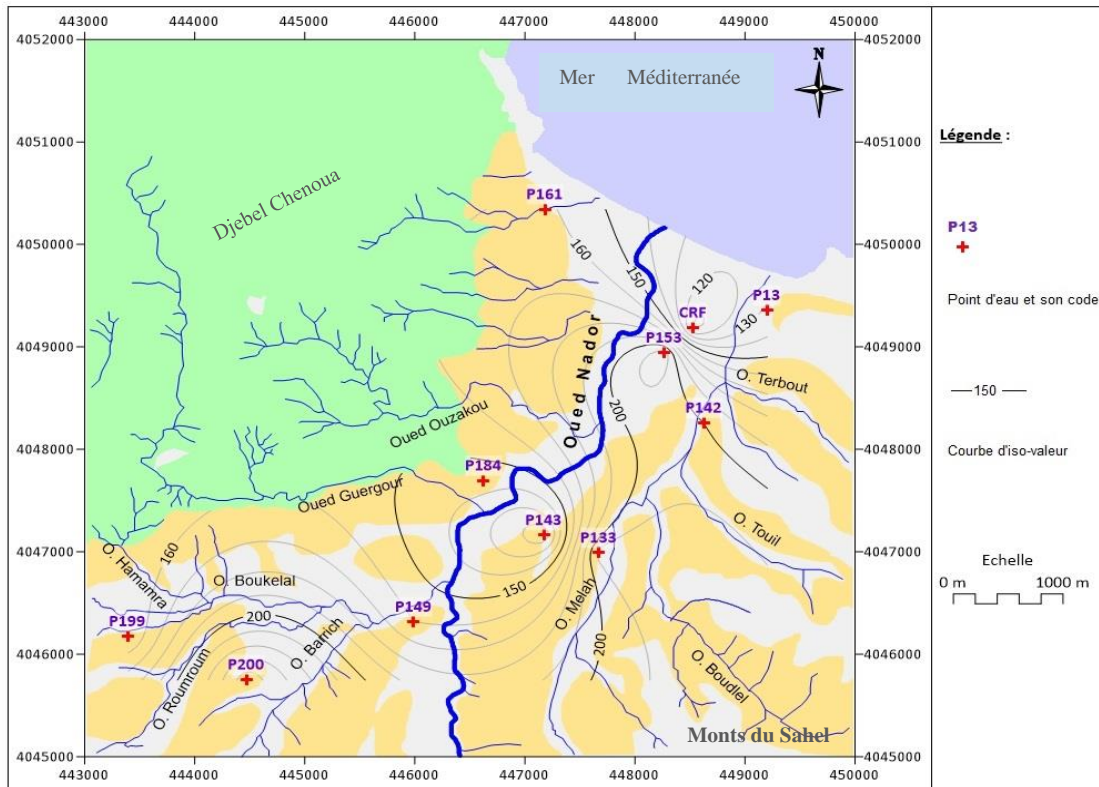


Figure 27 : Carte de distribution spatiale de Na^+ en mg/L (Juillet, 2018)

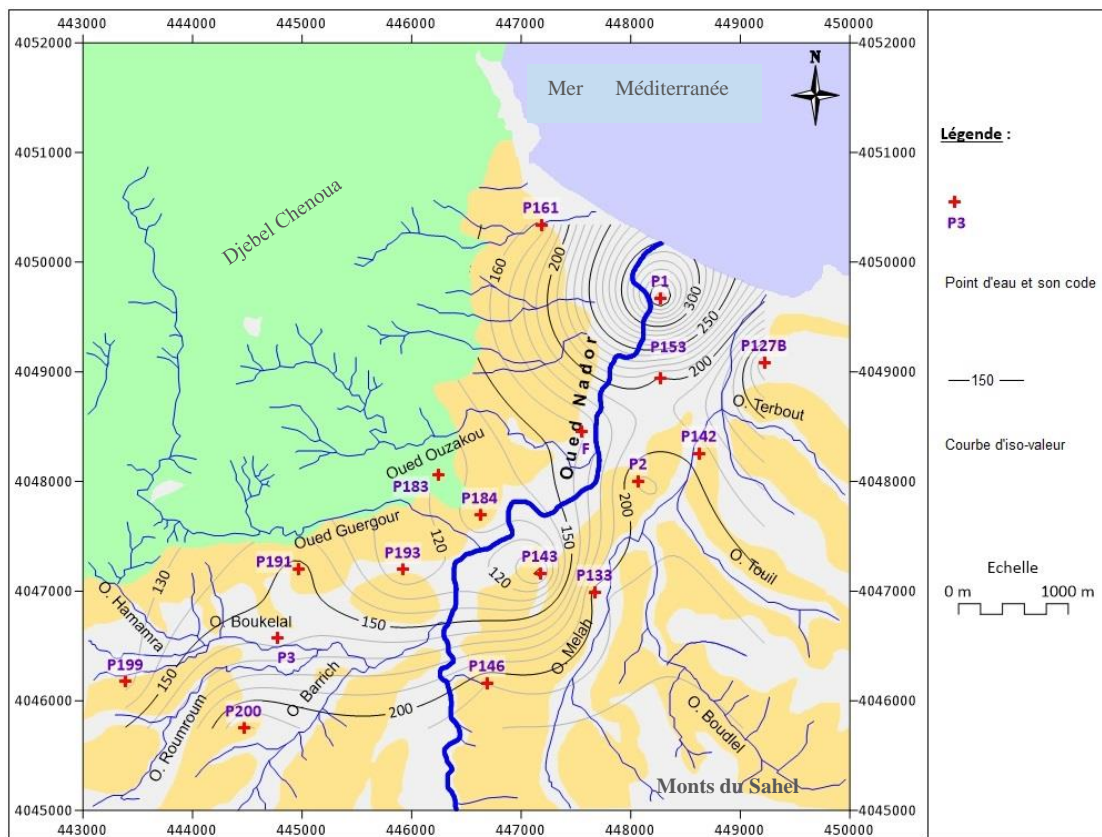


Figure 28 : Carte de distribution spatiale de Na^+ en mg/L (Octobre, 2018)

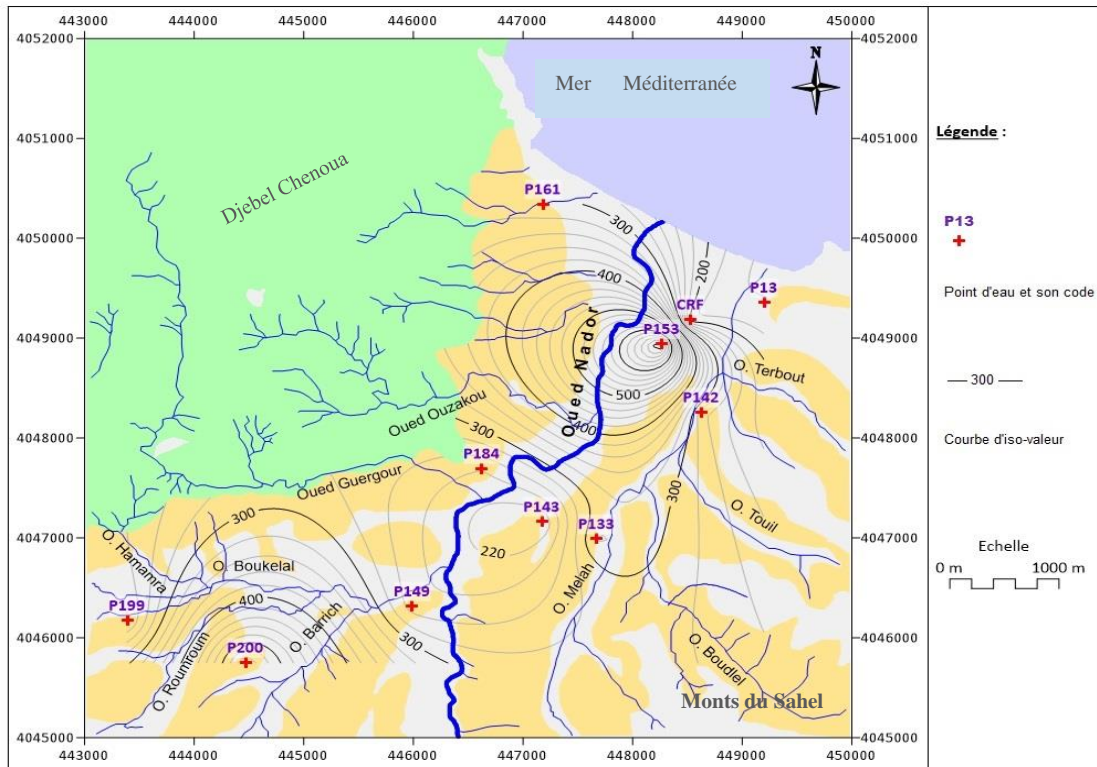


Figure 29 : Carte de distribution spatiale de Cl⁻ en mg/L (Juillet, 2018)

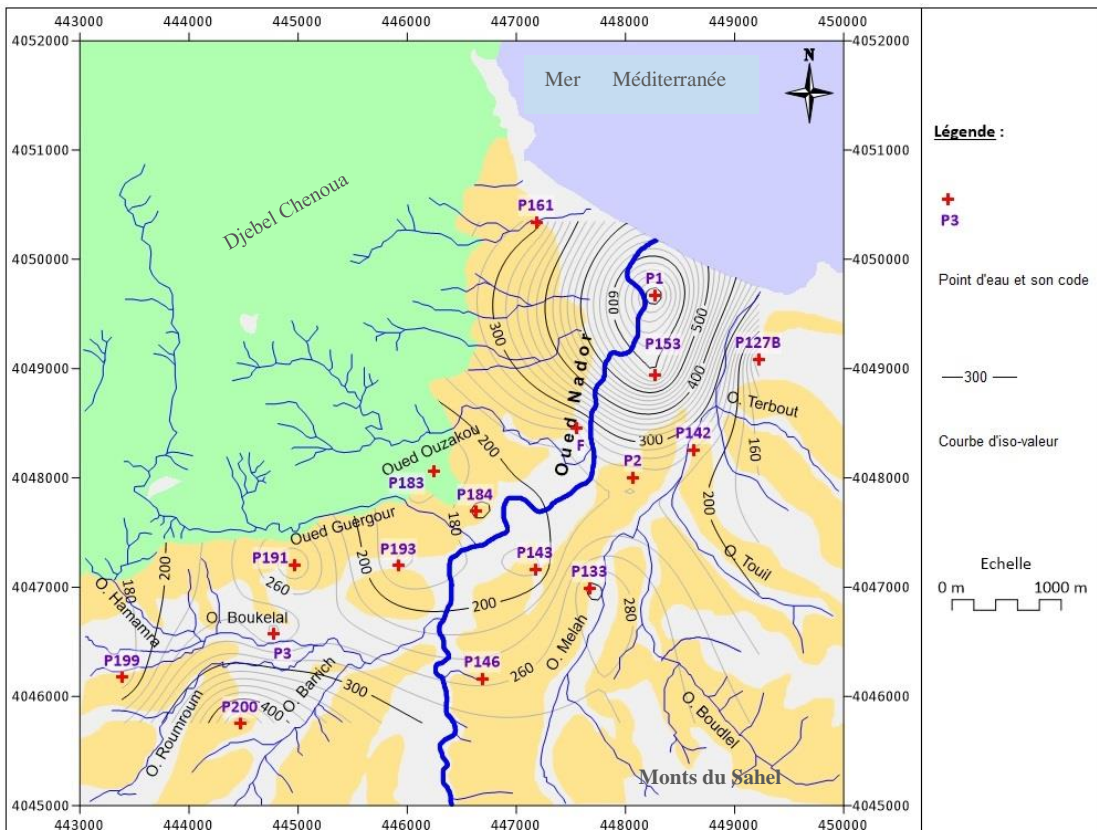


Figure 30 : Carte de distribution spatiale de Cl⁻ en mg/L (Octobre, 2018)

f) Les sulfates

Les sulfates proviennent essentiellement de la dissolution des formations gypseuses, selon la relation suivante : $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O} \Rightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}_2\text{O}$.

La concentration en ions sulfates des eaux naturelles est très variable. Dans le secteur d'étude, leurs teneurs oscillent entre 132 et 470 mg/L durant le mois de juillet, et varient entre 91 à 457,5 mg/L au mois d'octobre.

Les concentrations en sulfates suivent la même évolution spatiale que celle des chlorures. Des teneurs élevées sont observées au Nord-Est du site d'étude tandis que les teneurs relativement faibles se localisent au centre de la plaine (figures 31 et 32).

g) Les bicarbonates

La dissolution des formations carbonatées telles que les calcaires et la dolomie en présence du gaz carbonique est la principale source des bicarbonates dans les eaux souterraines selon l'équation d'équilibre calco-carbonique :



En hautes eaux, les concentrations en bicarbonates varient de 396,5 à 549 mg/L, avec une moyenne de 463,6 mg/L. En basses eaux, les teneurs sont comprises entre 336,9 et 549 mg/L, avec une concentration moyenne de l'ordre de 414,5 mg/L.

La distribution spatiale des teneurs en bicarbonates, illustrée sur les figures 33 et 34 pour les périodes de juillet et d'octobre 2018, montre une répartition homogène à travers toute la plaine.

h) Les nitrates

Les nitrates est la forme d'azote la plus présente dans les eaux souterraines. Son origine est double : naturelle, provenant des formations marno-gypseuses, ou anthropique par épandage des engrais utilisés dans l'agriculture.

En période de hautes eaux, les teneurs en nitrates observées oscillent entre 15 et 112 mg/L, avec une moyenne significative de l'ordre de 49,1 mg/L. Les eaux analysées enregistrent des teneurs assez importantes en nitrates en période de basses eaux allant de 13 mg/L à 290 mg/L, avec une concentration moyenne qui dépasse les 62 mg/L.

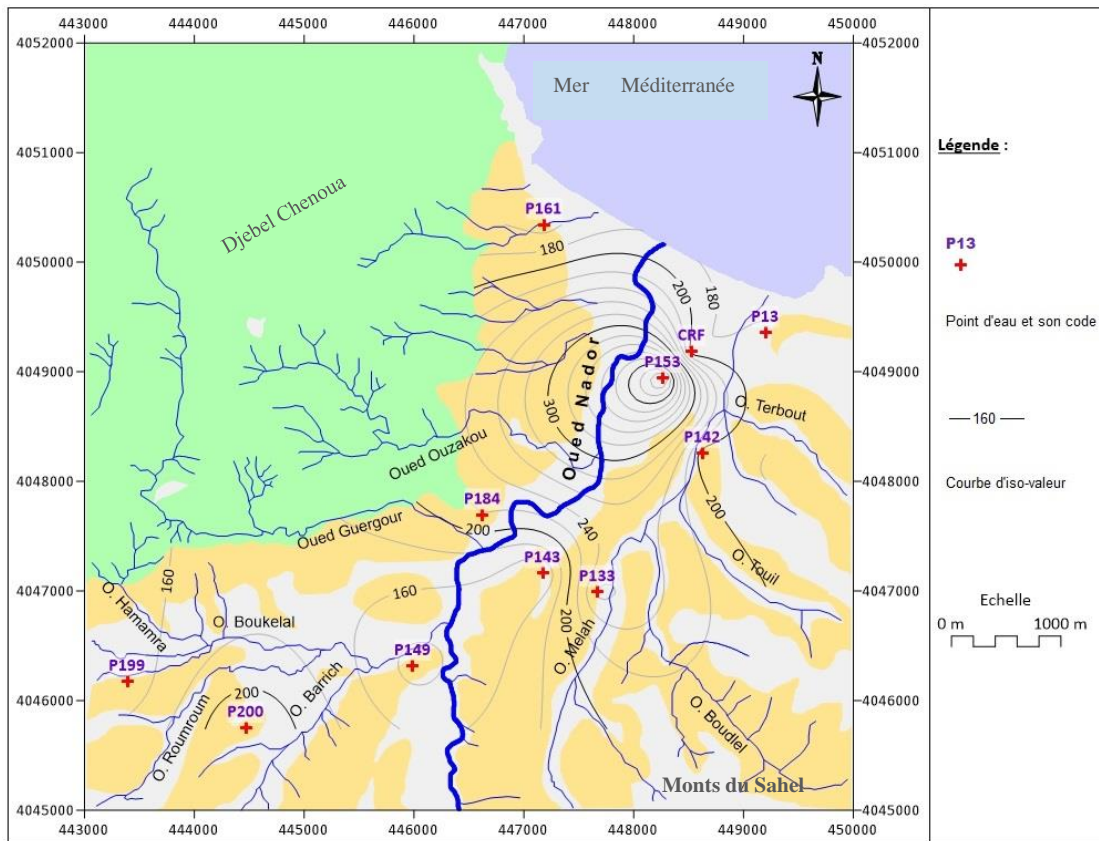


Figure 31 : Carte de distribution spatiale de SO_4^{2-} en mg/L (Juillet, 2018)

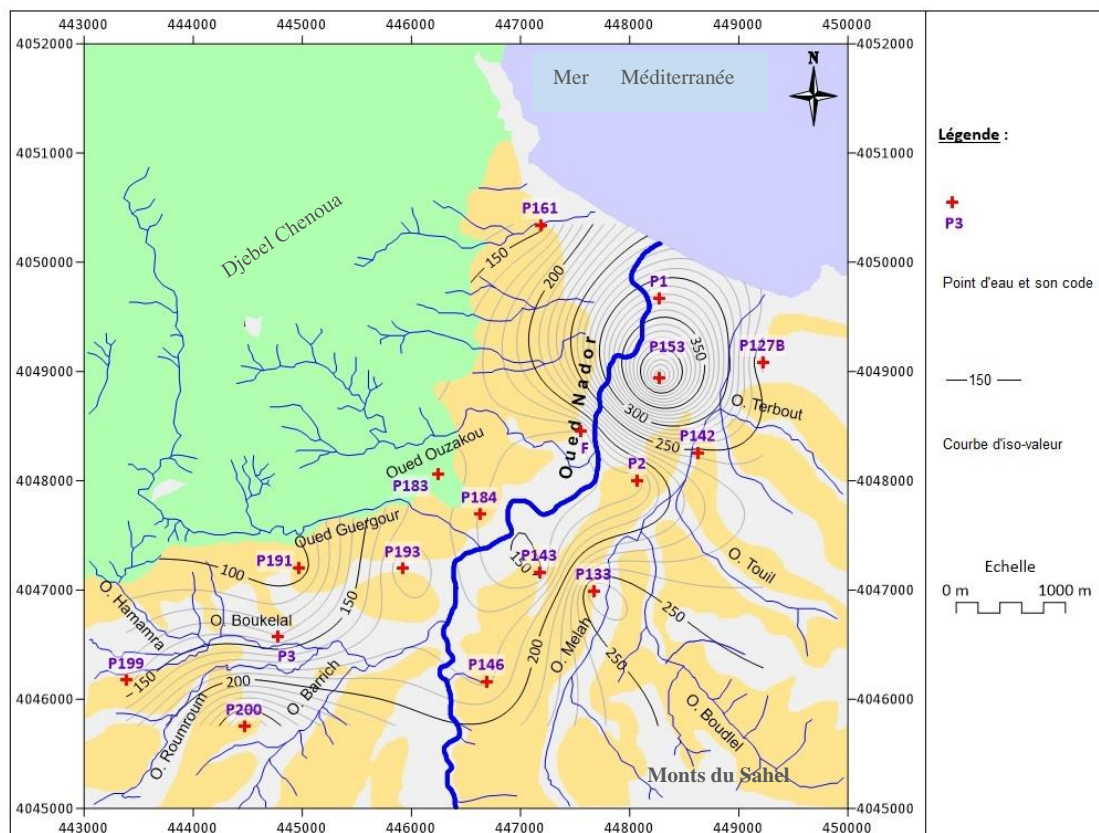


Figure 32 : Carte de distribution spatiale de SO_4^{2-} en mg/L (Octobre, 2018)

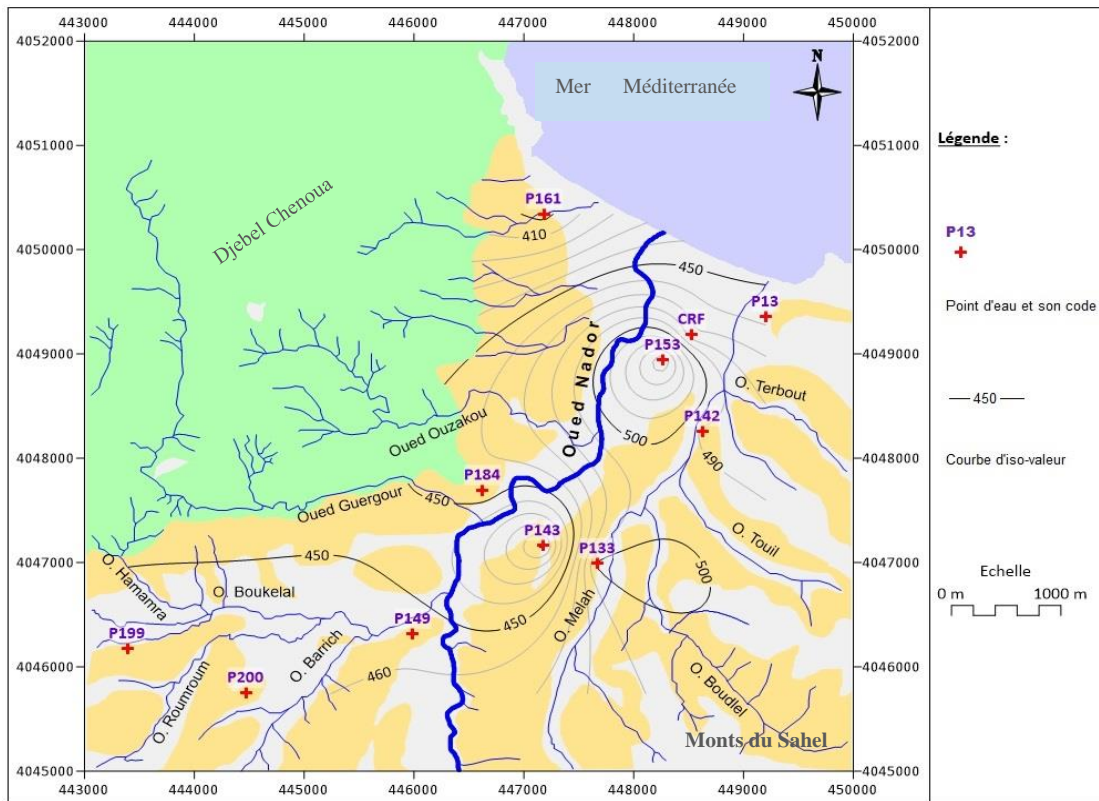


Figure 33 : Carte de distribution spatiale de HCO_3^- en mg/L (Juillet, 2018)

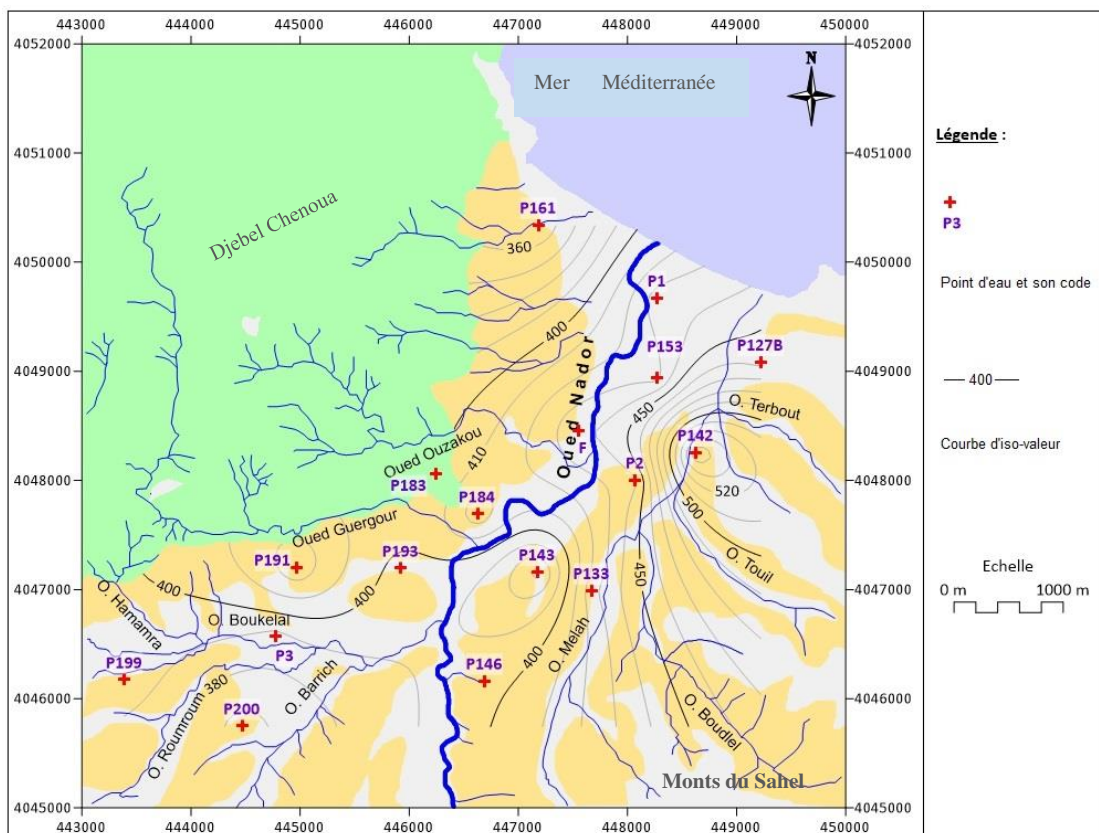


Figure 34 : Carte de distribution spatiale de HCO_3^- en mg/L (Octobre, 2018)

Les cartes de répartition spatiale des nitrates (figures 35 et 36) montrent que les concentrations les plus importantes (dépassant les 50 mg/L) sont observées à l'Est et au Sud de la plaine.

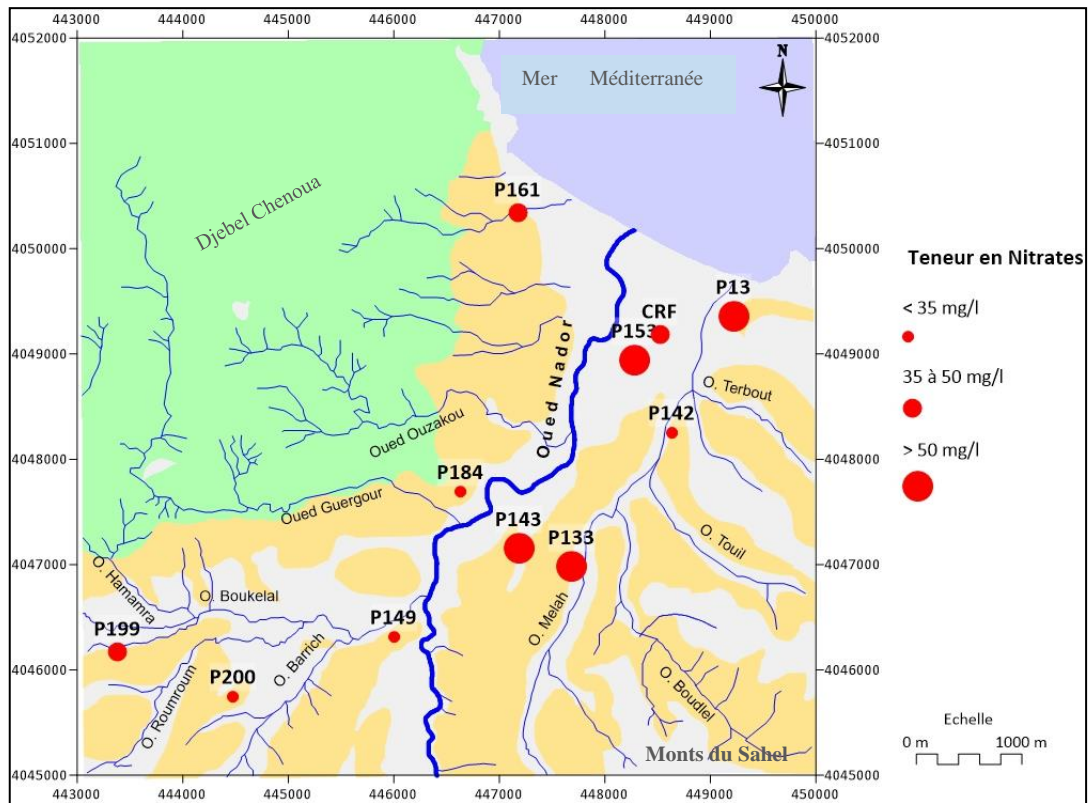


Figure 35 : Carte de distribution spatiale de NO_3^- en mg/L (Juillet, 2018)

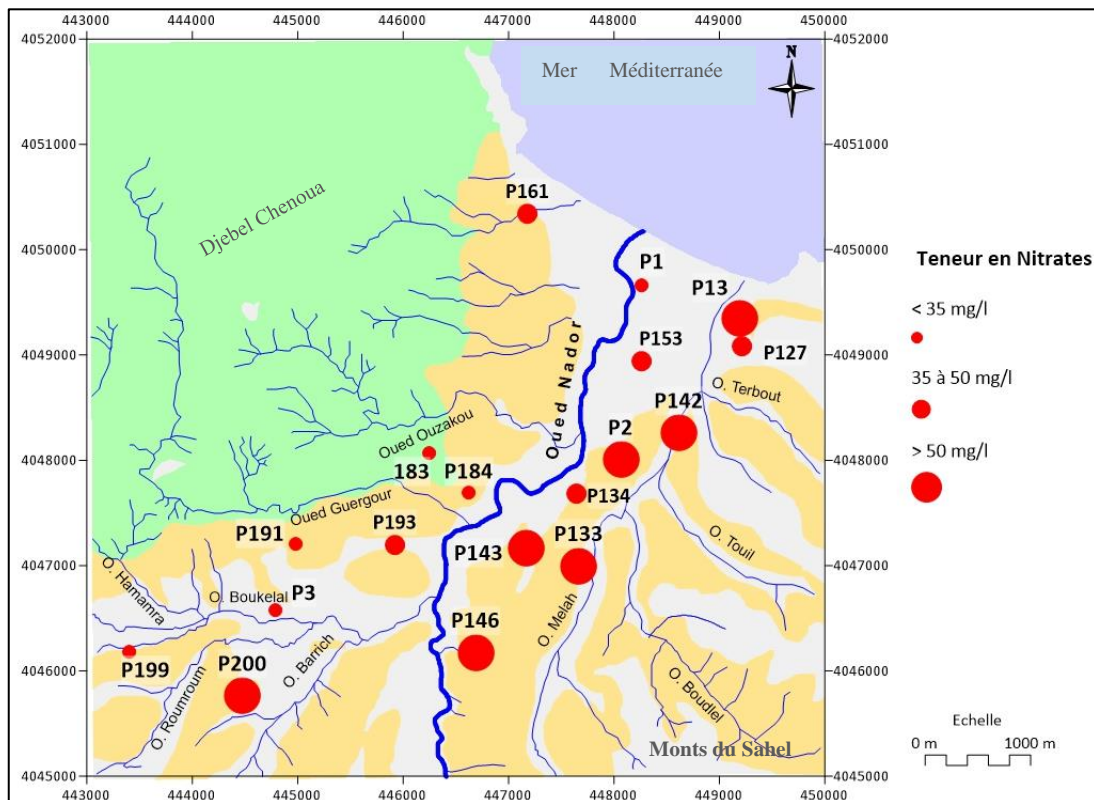


Figure 36 : Carte de distribution spatiale de NO_3^- en mg/L (Octobre, 2018)

4. Classification hydrochimique des eaux souterraines

4.1. Représentation graphique des analyses chimiques

La caractérisation des eaux naturelles induit l'utilisation des représentations graphiques. L'objectif principal est de permettre une approche rapide des résultats analytiques afin de caractériser l'eau, de suivre son évolution ou de la comparer à d'autres eaux de compositions physico-chimiques voisines ou de proximité géographique.

Par conséquent, les faciès chimiques des eaux souterraines sont couramment utilisés en hydrochimie, ils donnent des informations sur la lithologie des formations aquifères ainsi que le type d'usage auxquels les eaux souterraines peuvent servir.

4.2. Diagramme de PIPER

L'utilisation de ce diagramme nous permet de souligner l'incidence du faciès lithologique sur la qualité des eaux et d'estimer les pourcentages des éléments chimiques et leur classification. Cette représentation graphique a été réalisée à l'aide du logiciel «DIAGRAMMES» (Simler, 2004).

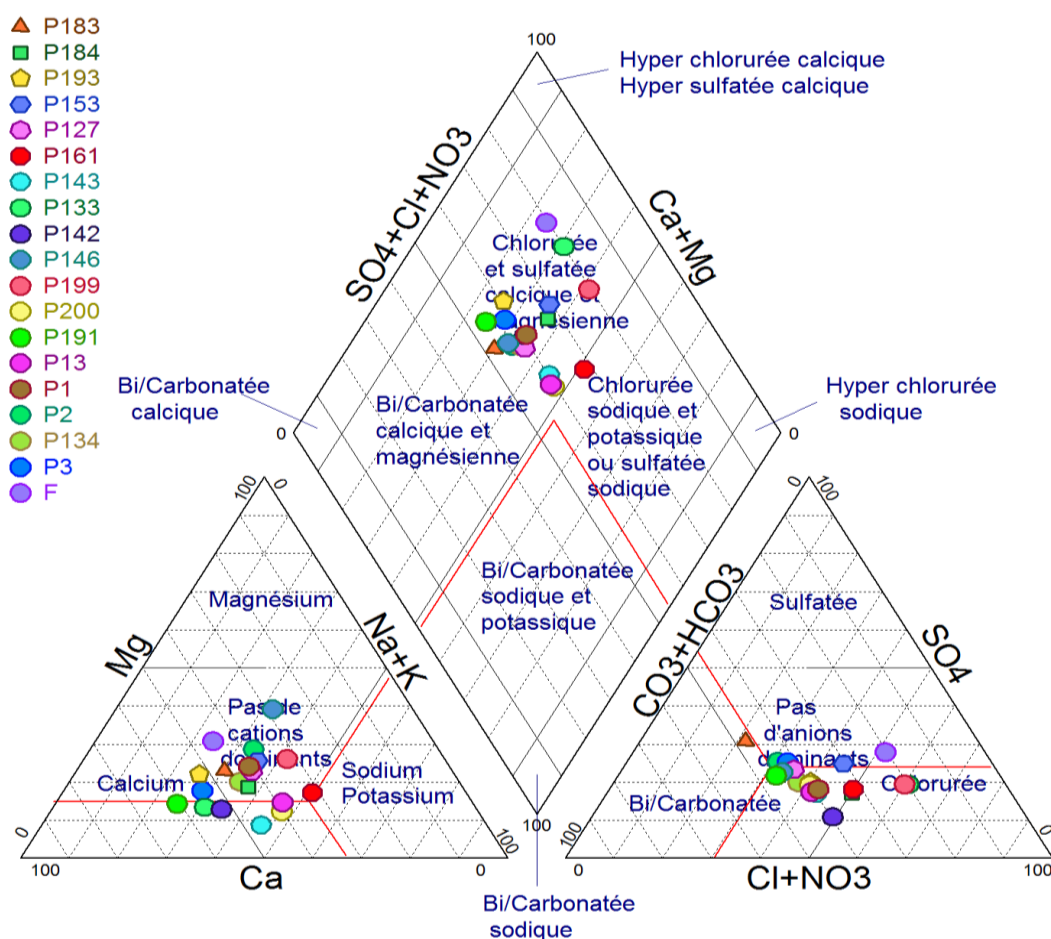


Figure 37 : Représentation graphique sur le diagramme de Piper des eaux de la nappe de Nador (Octobre 2018)

Le report des résultats des analyses des eaux souterraines de Nador sur le diagramme triangulaire de Piper (figure 37), montre la prédominance du faciès chloruré et sulfaté calcique et magnésien. Ce faciès est principalement lié à la géologie locale de la région d'étude.

5. Etat de santé de la nappe

L'eau, pour être utilisée, doit répondre à certaines normes en fonction de son usage. Les eaux souterraines de Nador sont destinées à l'alimentation en eau potable et à l'irrigation des terres agricoles. Cependant, sa situation en bordure littorale, l'importante activité humaine présente sur le territoire et son caractère semi-libre, la rendent particulièrement vulnérable.

5.1. Potabilité des eaux souterraines de Nador

5.1.1. Les normes de potabilité

L'appréciation de la qualité des eaux souterraines est basée sur de nombreux critères, physiques, chimiques, bactériologiques et organoleptiques. Chaque paramètre est défini par une valeur guide et une valeur maximale admissible (CMA). Le dépassement de cette dernière norme, pour certains éléments en particulier, rend l'eau impropre à la consommation humaine.

Dans ce travail, seule la potabilité du point de vue chimique a été prise comme critère tout en se référant aux normes de l'organisation mondiale de la santé (OMS) et aux normes algériennes indiquées dans le tableau 14.

Tableau 14 : Normes de potabilité des eaux

Eléments chimiques	CE	pH	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Na ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺
Normes OMS 2006	1500 μS.cm ⁻¹	6,5 à 8,5	50 (mg/L)	200 (mg/L)	250 (mg/L)	200 (mg/L)	150 (mg/L)	200 (mg/L)
% > normes (période des hautes eaux)	100 %	0 %	30 %	40 %	70 %	40 %	10 %	20 %
% > normes (période des basses eaux)	94,73 %	0 %	42 %	32%	36,84 %	26,3 %	0	21 %
Normes algériennes 2011	2882 μS.cm ⁻¹	-	50 (mg/L)	400 (mg/L)	500 (mg/L)	200 (mg/L)	150 (mg/L)	200 (mg/L)
% > normes (période des hautes eaux)	18 %	0 %	30 %	9 %	18 %	40 %	10 %	20 %
% > normes (période des basses eaux)	16 %	0 %	42 %	5 %	11 %	26,3 %	0	21 %

La comparaison des résultats des analyses chimiques des eaux échantillonnées avec les normes de potabilité de l'OMS, montre que les concentrations maximales admissibles (CMA) fixées à 1500 μS.cm-1 pour la conductivité électrique sont largement dépassées pendant les deux périodes de mesures, sauf pour le puits P134 où il a été enregistré une valeur de 1436 μS.cm-1 en période de basses eaux. Quant à la CMA des normes algériennes, elle n'est dépassée que pour 18% et 16% des échantillons en période de hautes et basses eaux respectivement.

Durant la période des hautes eaux, les teneurs en calcium sont conformes aux normes de potabilité, fixées à 200 mg/L, à l'exception des puits P153 et P200. Alors qu'en période des basses eaux, 79 % des échantillons ont une teneur inférieure à la CMA.

Les normes fixent la concentration maximale du magnésium (Mg^{2+}) à 150 mg/L, valeur au-delà de laquelle Mg confère à l'eau une saveur désagréable. Dans notre étude, la teneur en Mg est inférieure à la CMA, sauf pour le puits P153 en période de hautes eaux.

Pour le sodium (Na^+), 40 % des eaux analysées dépassent la CMA fixée à 200 mg/L en période des hautes eaux, contre seulement 26 % en octobre.

Les normes de l'OMS fixent la concentration maximale en chlorures à 250 mg/L. Dans les eaux de la nappe de Nador, la CMA est dépassée dans 70 % et 37 % des échantillons en période de hautes et basses eaux, respectivement. La CMA des normes algériennes en chlorures dépasse largement celle fixée par l'OMS, avec un seuil de 500 mg/L. On constate que 82 % et 89 % des eaux analysées sont conformes à ces normes.

Les concentrations des ions sulfates dépassent dans 40 % et 32 % des échantillons la CMA fixée par l'OMS à 200 mg/L en périodes des hautes et basses eaux respectivement. Les normes algériennes fixées à 400 mg/L sont mieux respectées avec un taux de dépassement n'excédant pas les 9 % en hautes eaux et 5 % en basses eaux.

Quant aux nitrates, la concentration maximale est fixée à 50 mg/L ; les résultats des analyses des eaux échantillonnées indiquent que la période des hautes eaux enregistre un taux de dépassement de 30 % par rapport à la norme, et plus de 42 % en période de basses eaux.

5.1.2. Le titre hydrotimétrique (T.H.)

Le titre hydrotimétrique (T.H) ou la dureté de l'eau est un indicateur de la minéralisation. Elle est donnée par la concentration totale en ions calcium et en ions magnésium, plus elle en contient, plus elle est considérée comme dure (tableau 15).

$$TH = r Ca^{2+} + r Mg^{2+} \text{ (en méq/l)} \quad (1 \text{ méq/l} = 5 \text{ } ^\circ\text{F})$$

Tableau 15 : Classification des eaux en fonction de leur titre hydrotimétrique (T.H.)

TH (°F)	0 à 7	7 à 15	15 à 30	30 à 40	> 40
Eau	Très douce	Douce	Plutôt douce	Dure	Très dure

Selon le guide de l'OMS, la consommation de l'eau dure n'est pas contre-indiquée. L'eau calcaire participe à l'apport journalier en calcium dont l'organisme a besoin (solidification des os, fonctionnement des muscles, transmission de l'influx nerveux). Le tableau ci-dessous représente la dureté des eaux souterraines analysées (tableau 16).

Le TH varie entre 61°F et 164 °F en période des hautes eaux, ce sont donc des eaux très dures. En période des basses eaux, la dureté oscille entre 39 °F et 136 °F, ce qui les classe dans la catégorie des eaux très dures dans l'ensemble, à l'exception de l'eau du puits P3 considérée comme dure.

Tableau 16 : Dureté des eaux souterraines d'Oued Nador

Point d'eau	Dureté des eaux (en °F)		Point d'eau	Dureté des eaux (en °F)	
	Hautes eaux	Basses eaux		Hautes eaux	Basses eaux
P153	164	136	P183	-	53
P161	67	60	P191	-	63
P133	83	80	P193	-	60
P142	65	75	P1	-	113
P199	61	48	P2	-	51
P200	100	108	P3	-	39
P13	61	61	F	-	64
P184	70	58	P146	-	57
P143	65	-	P134	-	48
P149	62	-	P127	-	60
CRF	71	-			

5.1.3. Le diagramme de Schöeller-Berkalof

La représentation graphique peut également être utilisée pour l'estimation de la qualité des eaux souterraines. Parmi ces diagrammes, on a utilisé celui de Schöeller-Berkalof (figure 38). La projection de nos échantillons sur ce diagramme montre que les puits P1 et P200 se rangent dans la classe passable à médiocre. Les puits P153, P161, 133, P146, P13 et P142 présentent une potabilité passable. Le reste des points d'eau analysés ont une potabilité bonne à passable (P193, P199, P2, P191, P127, P143, P3, P134, F, P183, P183).

6. Aptitude des eaux souterraines de Nador à l'irrigation

L'eau d'irrigation, qu'elle soit souterraine ou superficielle, contient des sels dissous. Ces derniers peuvent modifier la perméabilité et l'aération du sol, et perturber le développement des plantes (Person, 1978).

Les eaux d'irrigation riches en sels entraînent le processus de salinisation (fixation de sodium par le complexe adsorbant du sol) ; son intensité dépend des caractéristiques du sol, de la qualité des eaux utilisées, des conditions de leur emploi et en particulier de l'efficacité du système de drainage (Gouaidia *et al.*, 2012). En Algérie, plus de 20 % des sols irrigués sont affectés par le problème de salinité accentué par les pratiques agricole et d'irrigation exercés (Douaoui et Hartani, 2007 ; Bouhlassa *et al.*, 2008 ; Rouabhia et Djabri, 2010).

Il existe plusieurs critères de contrôle de la qualité des eaux destinées à une activité agricole. Dans le cas de notre étude, nous avons utilisé deux paramètres de qualité : l'indice de Kelly et le Carbonate de Sodium Résiduel (RSC). Nous avons également utilisé les diagrammes de L.V. WILCOX (1948) et L.A. RICHARDS (diagramme de "Riverside", 1954). Ces méthodes expriment le pouvoir alcalinisant des eaux. Elles sont utilisées en combinaison afin d'évaluer le risque potentiel de salinisation des sols, pour contrôler les effets négatifs des eaux d'irrigation sur les sols et les plantes.

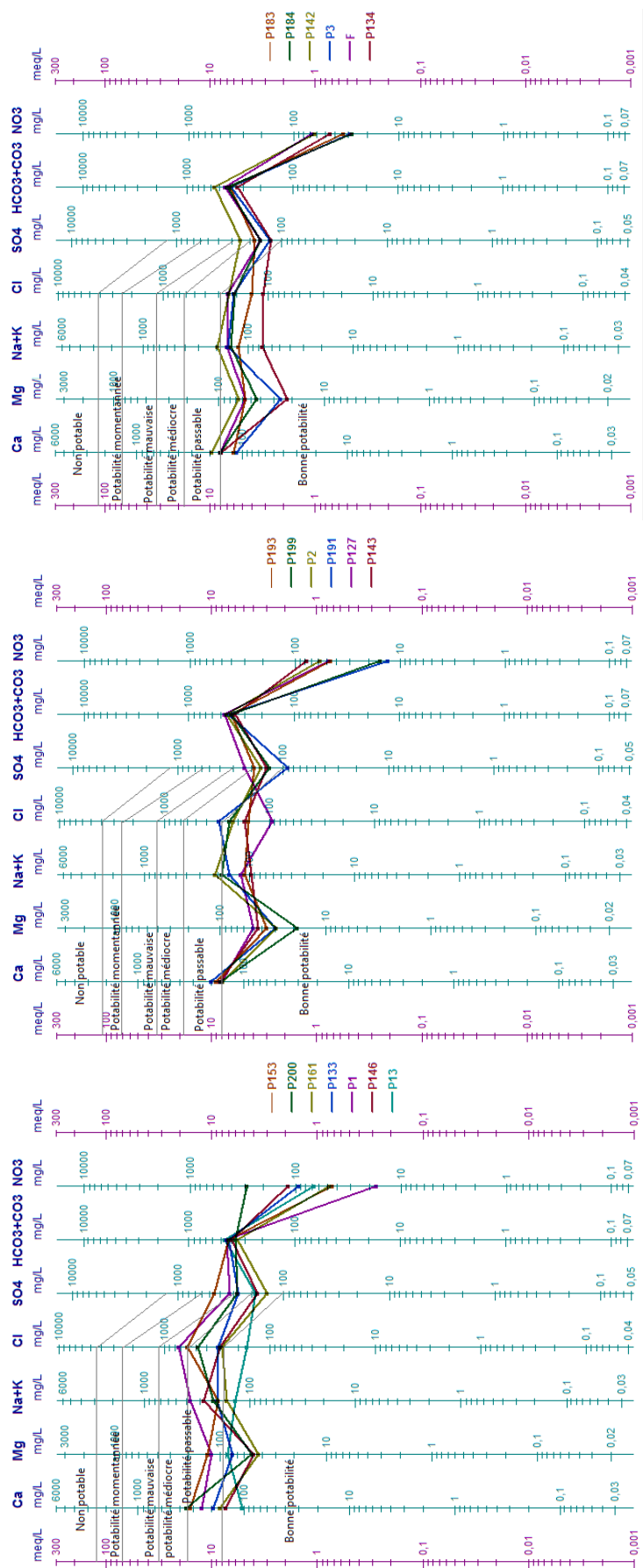


Figure 38 : Représentation des points d' eau sur le diagramme de Schöeller-Berkaloff

6.1. Ratio ou coefficient de Kelly (K.R.)

Le coefficient de Kelly est donné par l'expression suivante :

$$KR = \frac{Na^+}{Ca^{2+} + Mg^{2+}}$$

Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ sont exprimées en méq/L (Kelly, 1957 et 1963).

La qualité de l'eau est bonne pour l'irrigation, lorsque le ratio de Kelly est inférieur à 1.

Pour les eaux souterraines de Nador, le calcul de l'indice de Kelly indique que ces eaux sont de bonne qualité vis-à-vis de son utilisation en irrigation avec des valeurs de KR inférieures à 1 (figure 39).

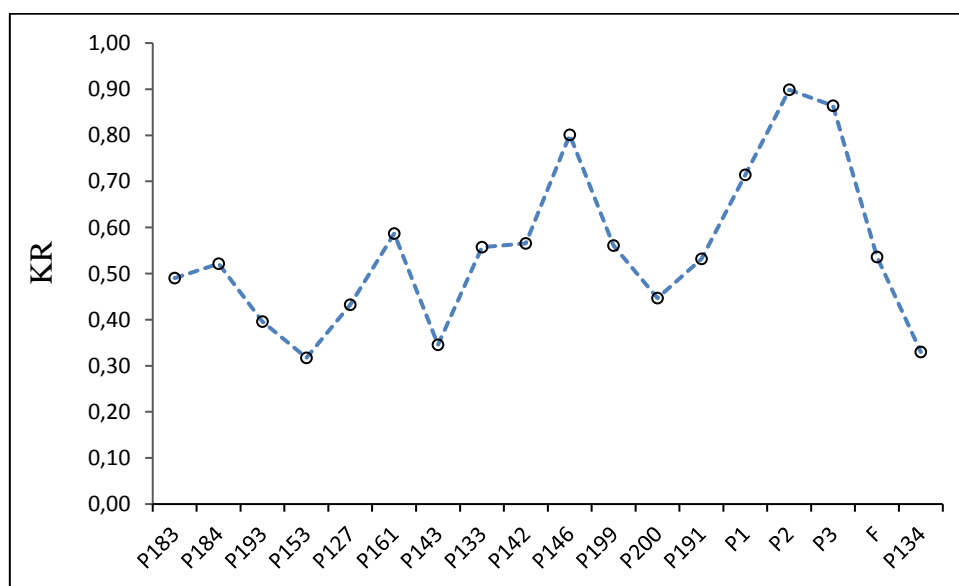


Figure 39 : Variation du KR des eaux

6.2. Carbonate de Sodium Résiduel (RSC : Residual Sodium Carbonate index)

Le RSC est exprimé en meq/L. La formule de calcul de l'indice RSC établie par F.M. Eaton, (1950) est donnée par la relation suivante :

$$RSC = [HCO_3^- + CO_3^{2-}] - [Ca^{2+} + Mg^{2+}]$$

Le phénomène de sodisation se manifeste pour des valeurs positives du RSC. Selon Marlet et Job (2006), si l'index est négatif, la formule de RSC devient :

$$RSC' = [HCO_3^- + CO_3^{2-} + SO_4^{2-}] - [Ca^{2+} + Mg^{2+}]$$

Si : RSC' > 0 : Présence de risque de sodisation.

Si : RSC' < 0 : Absence de risque de sodisation.

Le calcul de cet indice pour les eaux souterraines de Nador indique que 21 % des puits présentent un risque de sodisation, qui se traduit par un RSC' positif. Pour le reste des puits (79 %), le risque de sodisation des sols est faible.

6.3. Sodium Absorption Ratio (S.A.R.)

Une grande quantité du sodium dans l'eau affecte la perméabilité des sols et pose des problèmes d'infiltration. Ceci est dû au fait que le sodium présent dans le sol sous forme échangeable se substitue au calcium et magnésium adsorbés sur les argiles du sol et cause la dispersion des particules dans le sol (c.-à-d. si le calcium et le magnésium sont les cations prédominants adsorbés sur le complexe d'échange du sol, le sol tend à être facilement cultivé et a une structure perméable et granulaire).

L'index utilisé est le rapport d'adsorption du sodium (SAR) qui exprime l'activité relative des ions de sodium dans les réactions d'échange dans les sols. Cet indice mesure la concentration relative du sodium par rapport au calcium et au magnésium.

Le SAR est défini par l'équation suivante :

$$SAR = \frac{rNa^+}{\sqrt{(rCa^{2+} + rMg^{2+})/2}}$$

Le risque du SAR dans les eaux d'irrigation est donné comme suit (Ayers et Wescot, 1988) :

- SAR < 3, le risque est nul (pas de restriction sur l'utilisation de l'eau) ;
- 3 < SAR < 9, le risque est léger à modéré. De 3 à 6 : une attention particulière doit être portée sur les récoltes sensibles. De 6 à 8 : du gypse doit être utilisé, récolte non sensible.
- SAR > 9, le risque est élevé (dommage sévère).

Les variations du S.A.R. des différents points d'eau montrent qu'ils sont inférieurs à 3, elles sont qualifiées comme bonnes pour l'irrigation sauf aux puits P133, P142, P146, P1, P2 et P3, qui présentent un SAR variant entre 3 et 4, ce qui indique un léger risque d'alcalinisation (figure 40).

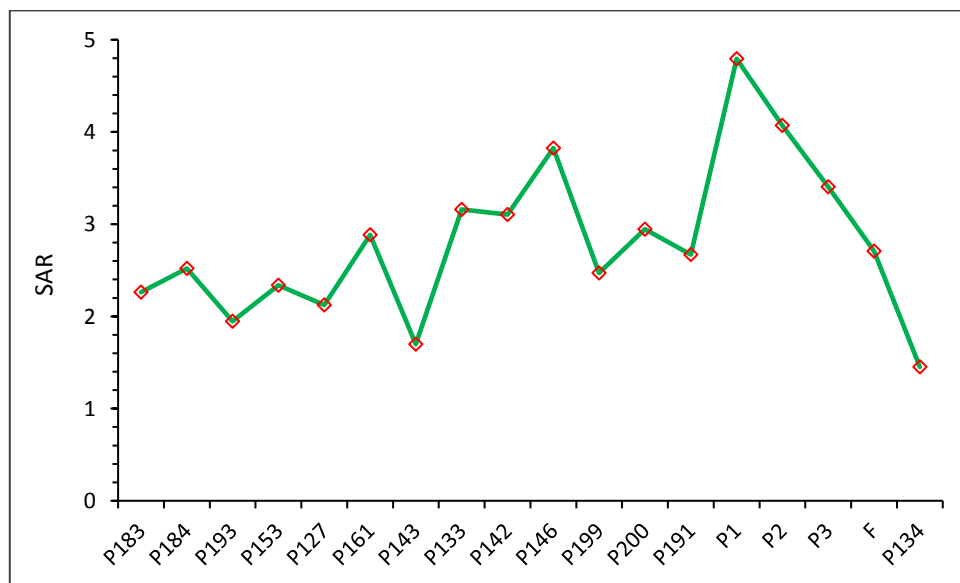


Figure 40 : Variation du SAR des eaux

6.3.1. Relation SAR - Salinité

À un SAR donné, le taux d'infiltration augmente avec certaines conditions comme, notamment, la salinité. Donc le SAR et la CE devraient être utilisés en combinaison pour évaluer des problèmes potentiels.

Les résultats obtenus par le diagramme de Richards indiquent que les eaux souterraines de la nappe de Nador sont d'une qualité admissible à médiocre pour l'irrigation, elles appartiennent aux classes suivantes : C3S1, C4S1 et C4S2 (figure 41).

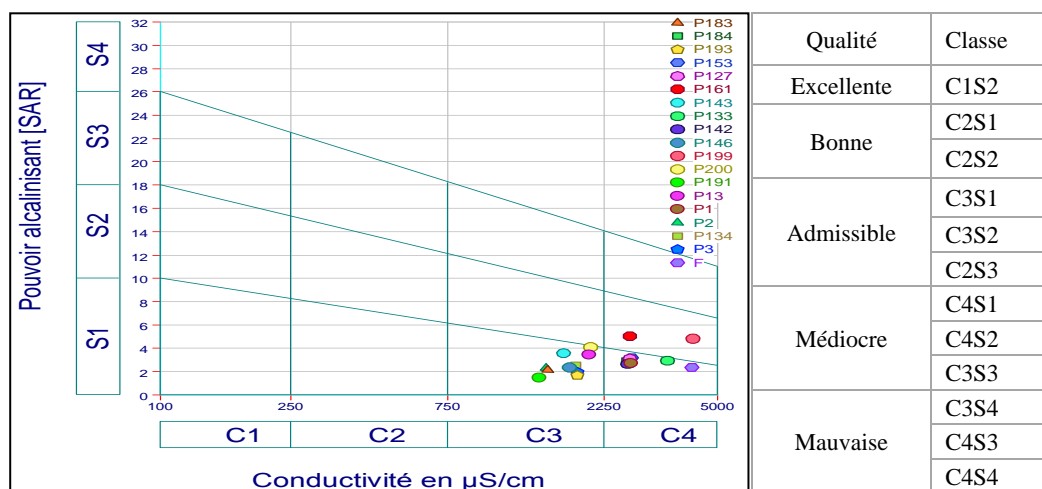


Figure 41 : Diagramme de Richards

6.4. Pourcentage du Sodium : Diagramme de Wilcox

Dans le même but de déterminer l'aptitude des eaux souterraines à l'irrigation, Wilcox (1948), dans ses travaux, a établi une classification des eaux en fonction du pourcentage en Sodium et de la conductivité électrique (figure 42).

L'interprétation du diagramme obtenu montre que les eaux de la nappe de Nador appartiennent aux classes "bonne" et "médiocre". Les puits P1, P153 et P200 sont fortement minéralisés et sont de mauvaise qualité pour l'irrigation.

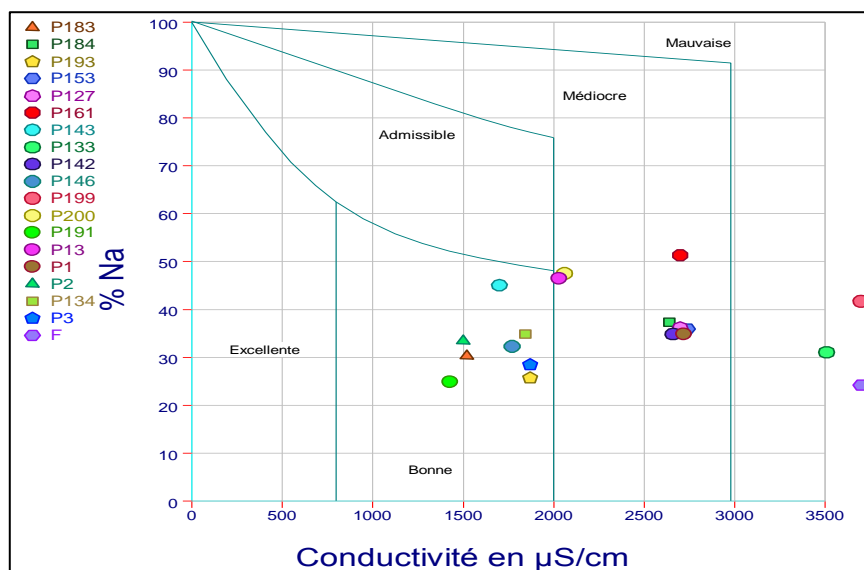


Figure 42 : Classification de Wilcox

7. Conclusion

L'étude hydrochimique des eaux souterraines de la nappe alluviale d'oued Nador, montre une salinité des eaux relativement importante. Cela se traduit par un taux de minéralisation avoisinant ou dépassant les 1000 mg/L, et des valeurs de conductivité électrique variant entre 1643 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 4120 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en période de hautes eaux et entre 1436 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 4201 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en période de basses eaux. La salinité des eaux est particulièrement significative en aval, comparée au centre et à l'amont de la plaine.

Les eaux de Nador sont caractérisées par la prédominance du faciès chloruré et sulfaté calcique et magnésien. L'observation du contexte géologique du site et de la répartition spatiale des éléments chimiques montrent que son origine est principalement liée à la dissolution des formations gypseuses et carbonatées.

La potabilité des eaux souterraines de la nappe alluviale d'Oued Nador est qualifiée comme passable pour la majorité des échantillons. Avant leur consommation, il est toujours recommandé de les traiter pour lutter contre tout type de toxication de l'eau.

L'utilisation des eaux pour l'irrigation requiert des qualités spécifiques. Pour aborder ce problème, des critères comme le taux d'absorption du sodium (SAR) et les diagrammes de Wilcox et Riverside ont été utilisés. Les résultats obtenus montrent que ces eaux peuvent être utilisées pour l'irrigation avec un léger risque d'alcalinisation.

Pour toute étude géochimique, l'étude séparée de chacune des variables est une phase importante lors de l'analyse du comportement chimique, mais elle est souvent insuffisante. Il faut donc analyser les données en tenant compte de leur caractère multidimensionnel. Ce sera l'objectif du chapitre qui suivra, intitulé "évolution du chimisme des eaux souterraines par des méthodes statistiques et des rapports caractéristiques".

Chapitre 4

Evolution du chimisme des eaux souterraines : méthodes statistiques et rapports caractéristiques

Chapitre 4 : Evolution du chimisme des eaux souterraines : méthodes statistiques et rapports caractéristiques

1. Introduction

La salinité des eaux souterraines est une problématique majeure en zones arides et semi-arides. La détérioration qualitative de la ressource disponible est donc un nouveau défi qui s'ajoute à la pénurie d'eau enregistrée dans ces régions. Cette situation est l'impact direct ou indirect de certaines pratiques exercées par l'homme. L'utilisation intensive des engrais chimiques dans l'agriculture, le rejet des eaux usées non traitées dans les oueds et l'exploitation irrationnelle des ressources en eau souterraines accentuent sa dégradation. L'enrichissement des eaux souterraines se produit également au cours de leur circulation dans le sol et le sous-sol (Beauchamp, 2006). Lors de son infiltration, l'eau de pluie se charge en ions ; ces changements de la géochimie des eaux sont fonction de la nature minéralogique des roches encaissantes (Glynn et Plummer, 2005). Dans l'aquifère, un équilibre entre la composition chimique de l'eau et celle des roches est établi. La minéralisation de l'eau demeure stable dans le temps et caractérise le faciès chimique des eaux souterraines.

L'objectif de cette partie de l'étude est la compréhension des différents phénomènes qui interviennent dans l'acquisition du chimisme de l'eau au cours de sa percolation vers la nappe de l'Oued Nador et au sein de l'encaissant.

Dans ce chapitre, l'accent est mis sur :

- Le traitement des résultats d'analyses chimiques des échantillons d'eau souterraine par des méthodes statistiques ;
- Le rôle extrêmement important joué par les formations géologiques traversées par les eaux (échanges de base et fixation des cations, dissolution des minéraux carbonatés et salifères...) ;
- Par la suite, des problèmes de contaminations plus spécifiques tels que l'intrusion d'eau de mer dans le continent (accélérée par les pompages et le rabattement de la nappe) et la pollution nitratée liée à l'activité humaine (agriculture, eaux usées...) seront revus.

La caractérisation hydrochimique des eaux souterraines est basée principalement sur la disponibilité d'une quantité importante de données physico-chimiques. La chimie des eaux souterraines dépend de plusieurs facteurs tels que la géologie régionale, la qualité de l'eau de recharge, sans négliger l'impact des activités anthropiques. L'interaction de tous ces facteurs génère une qualité complexe d'eaux souterraines. Dans cette étude, une approche combinant une analyse statistique multivariée (analyse en composante principale ACP et classification ascendante hiérarchique (CAH) et des rapports caractéristiques a été utilisée pour déterminer l'influence de ces facteurs et les mécanismes contrôlant la chimie des eaux souterraines dans la région.

2. Traitement statistique des données hydrochimiques

Les techniques statistiques multivariées peuvent être de puissants outils de synthèse, pour extraire des informations lorsqu'une grande quantité de données quantitatives doit être traitée et interprétée. Dans cette étude, les méthodes d'analyse en composantes principales (ACP) et la classification ascendante hiérarchiques (CAH) ont été utilisées pour analyser les corrélations entre les variables puis identifier des groupes homogènes d'observations, ou au contraire des observations atypiques.

Ces méthodes statistiques sont disponibles dans Excel avec le logiciel XLSTAT.

2.1. L'analyse en composantes principales (ACP)

L'analyse en composantes principales (ACP) vise à simplifier un ensemble de données dans une matrice avec des lignes représentant des individus (numéros de puits ou codes) et des colonnes représentant des variables (éléments majeurs, T°, EC...) tout en réduisant le nombre de variables à une, deux ou trois, dites «composantes principales» (Cloutier *et al.*, 2008 ; Yidana *et al.*, 2008).

2.1.1. Objectifs de l'ACP

Définie comme une approche à la fois géométrique et statistique, l'analyse en composante principale est utilisée dans le but de :

- Faciliter l'interprétation de la donnée en condensant les informations issues d'un grand nombre de variables dans un ensemble restreint, tout en limitant la perte d'information
- Comprendre les liaisons entre un ensemble de variables
- Classer et analyser les variables et les individus.

2.1.2. Résultats obtenus par l'ACP

L'ACP fournit des résultats relatifs aux variables et aux observations. Les principaux éléments étudiés sont les suivants :

- a) **Statistiques descriptives** : Le tableau des statistiques descriptives, relatif aux variables sélectionnées, présente des valeurs statistiques simples, telles que le nombre d'observations, le nombre de données manquantes, la moyenne et l'écart type.
- b) **Matrice de corrélation/de covariance** : Le type de matrice est choisie dans l'onglet «Général» de la boîte de dialogue. Dans le cas de corrélations, les corrélations significatives sont affichées en gras. La matrice permet donc d'observer la relation positive ou négative entre les différentes variables, de définir la composition de chaque axe factoriel ainsi que la représentation graphique des variables en fonction de leurs axes relatifs.
- c) **Valeurs propres et le graphique « scree plot » correspondant** : Cela consiste à sélectionner le nombre d'axes factoriels à retenir. La première composante renvoie au plus grand pourcentage de la variation totale des données, la deuxième au deuxième plus grand pourcentage de la variation totale des données, et ainsi de suite. L'ACP a pour but d'expliquer la plus grande proportion possible de la variance par le plus petit nombre de composantes principales (CP). Il existe plusieurs critères pour identifier le nombre de CP (Jackson, 1991) :

- **Le critère de Kaiser (1960)**, les composantes significatives sont celles ayant une valeur propre supérieure à 1.
 - **Le critère d'inertie minimal**, consiste à sélectionner des axes portant le maximum d'inertie, qui équivaut à la construction de nouvelles variables (auxquelles sont associés ces axes) afin d'atteindre un % explicatif d'inertie.
 - **La règle du coude**, sur l'éboulis des valeurs propres, on observe un décrochement (coude) suivi d'une décroissance régulière. On sélectionne les axes avant le décrochement.
- d) **Analyse des corrélations variables-facteurs** : La signification concrète des facteurs retenus est déterminée par les variables ayant des corrélations positives et fortes avec cet axe.
- e) **Représentation graphique** : Parmi les avantages de l'analyse en composantes principales est qu'elle fournit une visualisation optimale à la fois des variables et des données, tandis que la représentation graphique (biplots) réunit les deux.
- **Les cercles de corrélation ou graphique des variables** : ce graphe montre les corrélations entre les variables et les composantes.
 - **Les graphiques d'observation** : Les graphiques d'observations représentent les observations dans l'espace ACP.
 - **Les biplots** : représentent simultanément dans l'espace, les facteurs des variables et des observations (Gabriel, 1971 ; Gower *et al.*, 1996).

2.1.3. Application de l'ACP à la nappe alluviale de Nador

L'ACP a été réalisée sur les 19 échantillons recueillis en Octobre 2018 de l'aquifère Plio-quadernaire de la plaine de Nador. Dix (10) variables ont été considérées, à savoir les éléments majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- et HCO_3^-), la conductivité électrique (CE) et le pH.

Les coefficients de corrélation entre les constituants chimiques des eaux souterraines peuvent aider à déterminer la cause de la salinité des eaux souterraines (Jabal *et al.*, 2015 ; Najib *et al.*, 2017 ; Qin *et al.*, 2013).

La matrice de corrélation représentée sur le tableau 17 permet de déterminer la relation entre les variables. Un coefficient de corrélation $r > 0,7$ entre deux variables indique une forte corrélation. Les variables sont moyennement corrélées lorsque $0,5 < r < 0,7$ (Adams *et al.*, 2001 ; Demlie *et al.*, 2007 ; Kumar *et al.*, 2008).

Une forte corrélation est observée entre la CE et les ions Ca^{2+} et Cl^- .

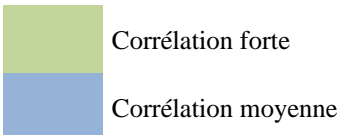
Une corrélation significative est observée entre Cl^- et Na^+ (0.8), suggérant une origine commune. Il s'agit probablement d'intrusion d'eaux marines pour les puits côtiers, ou la dissolution des minéraux évaporitiques pour les puits situés en amont de la plaine (Bouderbala, 2015).

La corrélation entre Na^+ et SO_4^{2-} peut-être le résultat d'une activité agricole ou industrielle ou d'une paléo-intrusion marine (Qin *et al.*, 2013).

L'enquête sur le terrain a révélé que l'utilisation abusive d'engrais chimiques dans l'agriculture, tels que les nitrates de calcium ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$) et les sulfates de magnésium (MgSO_4), entraîne une corrélation positive entre Ca^{2+} et NO_3^- , Mg^{2+} et SO_4^{2-} , Cl^- et SO_4^{2-} ; ces composants sont lessivés vers les eaux souterraines par un excès d'eau d'irrigation.

Tableau 17 : Matrice des coefficients de corrélation entre les paramètres physico- chimiques des eaux souterraines de la nappe d'Oued Nador

Variables	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	Cl^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-	NO_3^-	K^+	CE	TDS	pH
Ca^{2+}	1										
Mg^{2+}	0,500	1									
Na^+	0,438	0,514	1								
Cl^-	0,775	0,717	0,806	1							
SO_4^{2-}	0,725	0,865	0,500	0,715	1						
HCO_3^-	-0,020	0,374	0,238	0,052	0,297	1					
NO_3^-	0,522	0,018	0,195	0,202	0,235	-0,197	1				
K^+	-0,323	-0,026	-0,296	-0,251	-0,220	-0,031	-0,206	1			
CE	0,800	0,722	0,758	0,949	0,732	0,154	0,296	-0,349	1		
pH	-0,190	0,065	-0,281	-0,273	0,035	-0,068	-0,078	-0,031	-0,345	-0,313	1



Corrélation forte
Corrélation moyenne

La corrélation positive entre Ca^{2+} et Mg^{2+} suggère que ces deux éléments proviennent de la dissolution des carbonates et de la dolomite ainsi que de l'échange de cations. La faible corrélation entre HCO_3^- par rapport à Ca^{2+} et Mg^{2+} (-0,02 et 0,37 respectivement) est probablement due à la dissolution des minéraux carbonatés (Jabal *et al.*, 2015 ; Qin *et al.*, 2013).

Dans la région étudiée, la contribution du Mg^{2+} et du Ca^{2+} dans la minéralisation des eaux souterraines se traduit également par une bonne corrélation de ces éléments avec le Cl^- . Pour les puits situés en amont, elle est due à l'interaction eau-roche (formation géologique), alors qu'un éventuel échange entre l'eau douce souterraine et l'eau de mer se produit en aval (Bouderbala, 2015).

L'analyse factorielle

Le tableau 18 résume la valeur propre de chaque composante principale CP. La quantité de variance (c'est-à-dire d'informations) couverte par chaque CP dépend du pourcentage relatif de sa valeur propre par rapport à la somme totale des valeurs propres.

En utilisant le critère de Kaiser (1960), les composantes significatives sont celles ayant une valeur propre supérieure à 1. Dans cette étude, trois CP ont été considérées, représentant 76,94% de la variance de l'ensemble de données (tableau 18). Cette valeur est suffisamment représentative de l'information recherchée.

Tableau 18 : Valeurs propres et pourcentage de variance totale

	CP1	CP2	CP3
Valeur propre	5,77	1,52	1,18
Variance totale expliquée (%)	52,44	13,79	10,71
% cumulé	52,44	66,23	76,94

La composante principale 1 (CP 1) explique 52,44 % de la variance et est caractérisée par une forte corrélation avec les éléments suivants : Mg^{2+} , Na^+ , Ca^{2+} , SO_4^{2-} , Cl^- et CE (tableau 19). Cela signifie que la salinité des eaux souterraines résulte probablement de la dissolution des minéraux lors des processus d'interaction entre l'eau et la roche. La proximité de la conductivité avec les chlorures, le sodium et les sulfates, en particulier, sur l'espace des variables (Fig. 43 a) confirme l'importance de la contribution de ces éléments à la salinité de l'eau.

Tableau 19 : corrélation entre les variables et les facteurs.

	CP1	CP2	CP3
Ca^{2+}	0,832	-0,317	0,173
Mg^{2+}	0,777	0,495	0,217
Na^+	0,778	0,045	-0,2709
Cl^-	0,947	-0,020	-0,098
SO_4^{2-}	0,837	0,243	0,335
HCO_3^-	0,218	0,705	-0,146
NO_3^-	0,339	-0,670	0,248
K^+	-0,361	0,327	-0,198
CE	0,976	-0,051	-0,112
pH	-0,2576	0,2295	0,8750

La CP2 représente 13,79 % de la variance totale. Cet axe oppose les bicarbonates (HCO_3^-) aux nitrates (NO_3^-) avec des corrélations de 0,705 et - 0,670 respectivement (tableau 19). Cela peut s'expliquer par l'existence de deux processus d'acquisition de la minéralisation des eaux souterraines. Le premier est naturel, s'effectue par la circulation latérale et verticale des eaux au sein des formations carbonatées et qui permettent un enrichissement en HCO_3^- . Le deuxième provient de la recharge superficielle par les précipitations et le retour des eaux d'irrigation riches en NO_3^- ; ce dernier met l'accent sur les processus anthropiques liés à l'utilisation abusive des engrais nitrés et / ou à l'infiltration d'eaux usées urbaines non traitées.

La CP3 représente 10,71 % de la variance totale. Elle est caractérisée par une corrélation positive avec le pH (0,875). L'augmentation des valeurs de pH dans les eaux souterraines est étroitement liée à la présence de HCO_3^- et CO_3^{2-} . Cette relation peut être expliquée par la dissolution du dioxyde de carbone anaérobie en HCO_3^- et CO_3^{2-} lors de l'infiltration des eaux en profondeur (Moya *et al.*, 2015).

L'analyse en composante principale nous a permis de définir la typologie des eaux en fonction de leur minéralisation (figures 43a, 43b). Trois groupes d'eau ont été distingués :

- Groupe A, comprend les eaux les plus minéralisées (P1, P153 et P200)
- Groupe B, regroupe les eaux avec une minéralisation moyenne.
- Groupe C, englobe les points les moins minéralisés (P13, P183, P184, P127, P134 et P3).

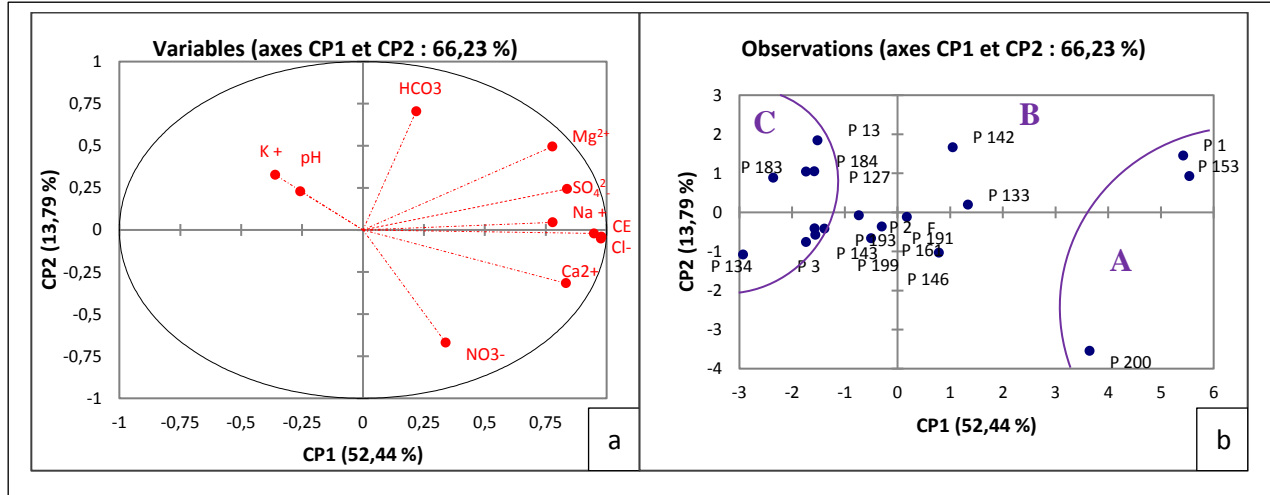


Figure 43 : Représentation graphique des variables et des individus sur les plans factoriels

2.2. La classification ascendante hiérarchique (CAH)

La Classification Ascendante Hiérarchique est un outil statistique permettant de classer des échantillons en groupes en définissant un critère d'assemblage, selon leur similarité ou dissimilarité ; On obtient un arbre binaire appelé « dendrogramme » (Templ *et al.*, 2008 ; Ouhamdouch *et al.*, 2016).

2.2.1. Principe de la méthode CAH

Le fondement mathématique de la méthode tel que proposé par Hussein (2004) est basé sur le calcul de la distance euclidienne entre les individus ou observations dans un espace à n-dimensions. Premièrement, les données doivent être normalisées par le calcul de leurs moyennes à l'aide de l'équation suivante (1) :

$$K_{ij} = \frac{(X_{ij} - X)}{S_{ic}} \quad Eq (1)$$

où : K_{ij} est la valeur normale de X_{ij} pour la $i^{\text{ème}}$ variable du $j^{\text{ème}}$ individu, X est la moyenne de la $i^{\text{ème}}$ variable et S_{ic} l'écart type.

La procédure adoptée donne un poids égal à chaque variable. Ainsi, la mesure de similarité est tout simplement la distance définie dans un espace euclidien (Hussein, 2004).

La distance entre deux individus (j, k) est donnée par l'équation 2 :

$$d_{ij} = \left[\sum_{i=1}^N (K_{ij} - K_{ik})^2 \right]^{1/2} \quad Eq (2)$$

où : K_{ik} représente la $K^{\text{ème}}$ variable mesurée sur l'objet i, et K_{jk} la $K^{\text{ème}}$ variable mesurée sur l'objet j.

Le résultat est donné sous forme d'un dendrogramme horizontal ou vertical qui classe les observations ou variables par groupes ou sous-groupes ayant le même poids ou les mêmes caractéristiques. Cette méthode permet donc de faire un regroupement des observations ou variables en fonction des similarités qui existent entre celles-ci ou non.

2.2.2. Avantages de la CAH

A l'inverse de la plupart des méthodes de clustering, la CAH permet à l'utilisateur de choisir le nombre de clusters le plus adapté à ses données et à son objectif (après avoir calculé toutes les combinaisons possibles et les représenter via un dendrogramme).

La classification ascendante hiérarchique est une méthode hiérarchique. Si le découpage des groupes ne paraît pas homogène, un découpage supplémentaire en groupes ou sous-groupes peut être effectué, ce qui facilite à l'utilisateur la lecture et l'interprétation des données.

2.2.3. Application de la CAH

Afin de classer les échantillons d'eau souterraine en groupes possibles en fonction de leurs similitudes et différences, la classification ascendante hiérarchique (CAH) a été réalisée (Daniel *et al.*, 2011 ; Davis, 1986 ; Najib *et al.*, 2016 ; Zhang *et al.*, 2012).

L'application de la classification ascendante hiérarchique (CAH) sur les dix-neuf échantillons prélevés de la nappe d'Oued Nador nous a permis d'identifier deux groupes (figure 44).

Le premier groupe (Groupe 1) comprend trois échantillons (P1, P153 et P200), caractérisés par une conductivité élevée allant de 3,5 à 4,2 mS/cm. Ces échantillons sont caractérisés par la dominance des ions : Cl^- , Ca^{2+} et Na^+ . Le deuxième groupe (Groupe 2) rassemble seize échantillons, avec une conductivité allant de 1,4 mS/cm à 2,7 mS/cm. Ce groupe est dominé par des eaux mixtes. Pour plus de précision, il fera l'objet d'une deuxième analyse hiérarchique. Deux sous-groupes se distinguent, le premier (2-a), comprenant six échantillons (P134, P193, P143, P127, P183 et P13), avec une conductivité moyenne de 1,6 mS/cm, et un faciès chimique $\text{HCO}_3^- - \text{Ca}^{2+}$ dominant.

Les dix échantillons restants (P2, P3, P184, P199, P161, P191, P142, P133, P146 et F) appartiennent au deuxième sous-groupe (2-b), avec une conductivité moyenne de 2,3 mS/cm et la dominance des faciès $\text{HCO}_3^- - \text{Na}^+$, $\text{HCO}_3^- - \text{Ca}^{2+}$, $\text{Cl}^- - \text{Ca}^{2+}$ et $\text{Cl}^- - \text{Na}^+$.

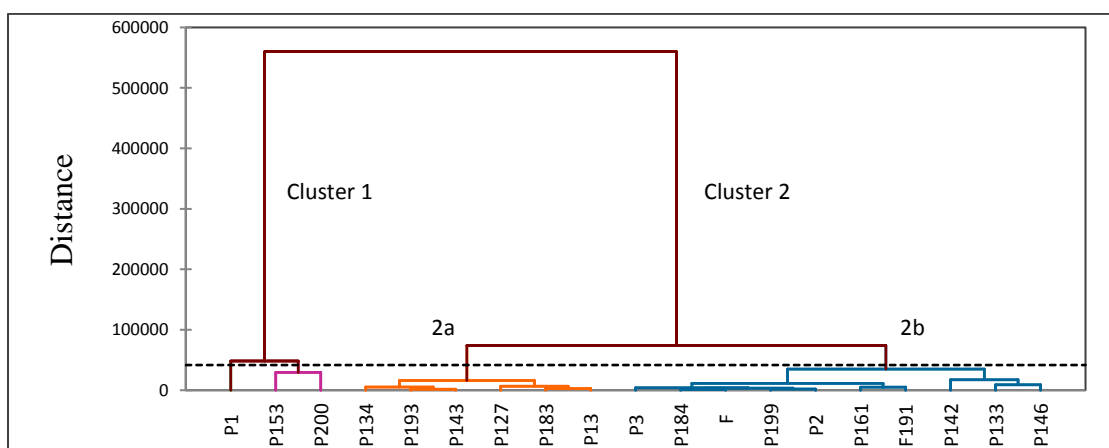


Figure 44 : Dendrogramme pour Classification Ascendante Hiérarchique

2.3. Conclusion partielle

L'analyse en composantes principales (ACP) montre que la salinité est le processus principal contrôlant l'hydrochimie des eaux souterraines de Nador. Cette méthode révèle l'importante contribution de Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} et Mg^{2+} dans le processus de minéralisation. L'ACP montre également la contamination des eaux par les nitrates, provenant des activités anthropiques exercées dans la région.

La méthode CAH a permis de confirmer les résultats de l'ACP. En effet, trois groupes ont été distingués en fonction de leurs conductivités électriques et de leurs faciès caractéristiques : groupe 1, groupe 2a et 2b. Les échantillons appartenant au groupe 1 (P1, P153 et P200), caractérisés par une forte minéralisation, sont également ceux du groupe A déterminé par l'ACP. Les sous-groupes «2a» et «2b», déterminés par la CAH, regroupent 80% des échantillons appartenant aux groupes B et C, obtenus par l'ACP. Ils sont globalement caractérisés par une minéralisation élevée à assez élevée.

3. Acquisition naturelle de la minéralisation des eaux souterraines

L'eau souterraine provient de la pluie ou de la fonte des neiges qui s'infiltrent dans le sol et forment les systèmes d'écoulement dans les matériaux géologiques sous-jacents. Le sol a des capacités uniques et puissantes pour modifier la chimie de l'eau ; l'infiltration se produit à travers cette couche mince et biologiquement active. Dans les zones de recharge, la couche de sol subit une perte nette de matière minérale au profit de l'eau qui s'écoule. Au cours de son trajet le long des lignes d'écoulement des zones de recharge vers les zones de résurgence, l'eau souterraine voit sa composition chimique originelle altérée par les effets d'une variété de processus géochimiques, que nous avons essayé de décrire dans cette section.

3.1. Le TDS des eaux souterraines

Afin d'identifier les différents mécanismes impliqués dans l'acquisition naturelle de la minéralisation des eaux souterraines, plusieurs approches ont été utilisées.

Dans ce contexte, les processus hydrochimiques se déroulant dans le système aquifère sont mis en évidence par les principaux ions constituant les sels dissous totaux (TDS) (Wu *et al.*, 2015).

Les figures 45a et 45b montrent clairement la prédominance des bicarbonates et des chlorures pour les anions, du calcium et sodium pour les cations. En général, une nette augmentation des concentrations en ions est observée lorsque le TDS augmente, cependant HCO_3^- , Ca^{2+} et Na^+ ont tendance à diminuer lorsque le TDS atteint 2320 mg/L, suivi d'une nouvelle augmentation de Ca^{2+} et Na^+ à partir d'une valeur de TDS de 2780 mg/L.

La variation des concentrations en ions majeurs en fonction du TDS, montre que la dissolution de minéraux comme la calcite, la dolomite ou l'albite est la source probable de Na^+ , Ca^{2+} et HCO_3^- . Les anions Cl^- et SO_4^{2-} résultent également de l'interaction entre la roche et l'eau par la dissolution du gypse et de la halite. Des processus d'échanges ioniques peuvent exister entre Ca^{2+} et Na^+ . A cela s'ajoutent d'autres facteurs tels que l'activité humaine (agriculture) et l'intrusion d'eau salée dans l'aquifère.

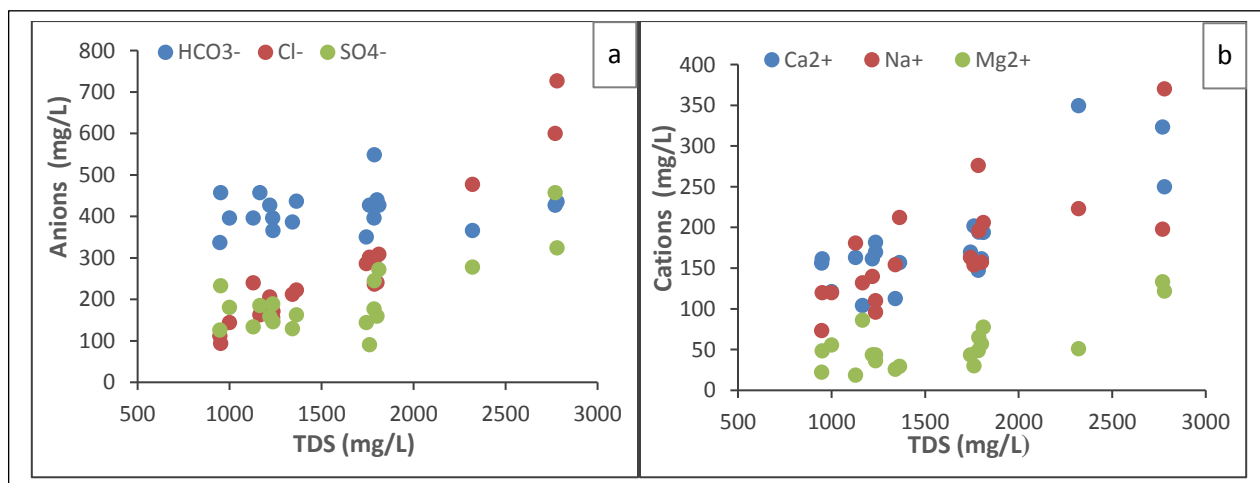


Figure 45 : Diagrammes de dispersion des anions majeurs (a) et cations majeurs (b) par rapport au TDS

3.2. Le rôle de la géologie dans la salinité des eaux souterraines de Nador

La composition chimique des eaux souterraines a un impact direct sur sa qualité. Plusieurs sources de contamination anthropique peuvent concourir à diminuer la qualité de l'eau consommée. Toutefois, la qualité de l'eau souterraine est également régie par le milieu naturel.

Le but de cette étude est de mettre en évidence l'influence de la géologie locale sur la qualité de l'eau circulant en leur sein. Pour ce faire, plusieurs méthodes, notamment les diagrammes binaires et les rapports caractéristiques ont été utilisés.

3.2.1. Relation entre les éléments chimiques majeurs et origine de la minéralisation

Pour expliquer quelques relations existantes entre les éléments chimiques, certains graphes ont été tracés. L'objectif est de déterminer l'origine de chaque élément chimique, son comportement par rapport aux autres ainsi que les différents phénomènes hydrogéochimiques qui les régissent.

3.2.1.1. Relation ion-ion : interprétation par rapport caractéristiques et par les diagrammes binaires

a) SO_4^{2-} versus Cl^-

L'examen de cette relation montre la dominance du faciès chloruré par rapport au faciès sulfaté dans l'ensemble des points analysés, à l'exception du puits P127 où un excès en sulfate est observé (figure 46a (a)).

b) $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ versus CE

Dans les eaux étudiées, les chlorures présentent une excellente corrélation avec la conductivité électrique par rapport à celle des sulfates qui est moins importante (0,949 et 0,732 respectivement). Le rapport $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ vs CE permet de confirmer l'influence de ces ions sur la conductivité électrique.

La représentation graphique (figure. 46a (b)) montre que la conductivité est influencée par les chlorures dans la majorité des points analysés (à l'exception du P127), cela se traduit par un rapport $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ inférieur à 1, indiquant une nette prédominance des chlorures.

c) Ca²⁺ versus Na⁺

La représentation graphique (figure 46a (c)) met en évidence deux tendances :

- La première est caractérisée par une diminution du calcium, contrairement au sodium qui continue à évoluer, ce qui est probablement dû à un échange de base entre le calcium et le sodium. Cela concerne les eaux des puits appartenant aux cluster 1 et cluster 2b (les groupes différenciés par la CAH, page 71).
- La deuxième tendance montre que l'évolution du sodium est indépendante de celle du calcium, ce qui est probablement lié à la dissolution de la halite. C'est le cas de la plupart des points d'eau du cluster 2a.

d) Mg²⁺ versus Na⁺

Le magnésium et le sodium sont moyennement corrélés ($R = 0,514$). La prédominance du sodium est nettement représentée sur le graphe Mg²⁺ vs Na⁺. La représentation graphique montre également une évolution simultanée du magnésium et du sodium. Ces deux éléments peuvent provenir de la dissolution des évaporites (figure 46a (d)).

e) Ca²⁺ versus SO₄²⁻

Les sulfates et le calcium sont relativement bien corrélés, de l'ordre de 0,725

Le graphe met en évidence trois tendances (figure 46a (e)) :

- Une diminution du calcium alors que les sulfates continuent à augmenter. Cela peut être dû à une origine anthropique des sulfates et/ou aux réactions d'échange de base entre le calcium et le sodium.
- Une évolution simultanée du calcium et des sulfates, traduisant une origine commune probablement due à la dissolution des formations gypseuses.
- Une augmentation des sulfates, indépendamment du calcium, probablement due aux échanges de base entre les alcalins et les alcalino-terreux de l'eau.

f) Mg²⁺ versus SO₄²⁻

Les sulfates et le magnésium présentent une bonne corrélation ($R = 0,865$). L'examen de la représentation graphique du SO₄²⁻ vs Mg²⁺ (figure 46a (f)) montre une évolution proportionnelle des sulfates et du magnésium. Cette relation traduit la dissolution d'un sulfate de magnésium d'origine salifère.

g) Na⁺ versus SO₄²⁻

La représentation graphique de la relation Na⁺ vs SO₄²⁻ montre deux tendances :

- La première concerne les eaux des puits appartenant aux clusters 2a et 2b, où l'évolution du sodium et des sulfates est similaire. Leur présence dans les eaux souterraines est due principalement à la nature géologique des terrains traversés.
- La deuxième est marquée par une diminution du sodium et une augmentation des sulfates. Ce phénomène caractérise les échantillons du cluster 1. Cette diminution en ions sodium est due aux réactions des échanges de base, durant lesquelles le calcium est libéré par les minéraux argileux qui fixent à sa place le sodium (figure 46b (g)).

h) Ca^{2+} versus Cl^-

Ca et Cl sont bien corrélés (0,775). Le graphe Ca^{2+} vs Cl^- montre une évolution disproportionnée de ces ions. Les puits P1 et P153 situés en aval de la plaine, sont caractérisés par une nette dominance des chlorures, avec comme origine probable les eaux de mer. Les puits P146 et P3, situés au sud de la plaine, sont aussi caractérisés par une prédominance des ions Cl^- · leur présence est liée à l'activité anthropique et/ ou aux embruns marins. Le reste des points d'eau sont marqués par une prédominance du calcium, provenant principalement de la dissolution des carbonates (figure 46b (h)).

i) Mg^{2+} versus Cl^-

La corrélation entre ces deux ions est bonne ($R = 0,717$). L'interprétation du graphe Mg^{2+} vs Cl^- montre la tendance à une évolution simultanée des deux ions. Cette relation suggère que l'enrichissement des eaux provient de la dissolution des formations salifères (chlorures de magnésium) (figure 46b (i)).

j) Na^+ versus Cl^- : Origine du sodium

Le sodium est un cation d'importance majeure dans la minéralisation des eaux souterraines, qui provient principalement des roches silicatées et halitiques (Li *et al.*, 2016 ; Mackenzie et Garrells, 1965 ; Meyback, 1987). Le rapport molaire Na^+/Cl^- est un indicateur important de l'origine du sodium (figure 46b (j)). Un rapport égal à 1 (P184, P193, P161, P143, P133, P191, P134, P3 et F) indique qu'il provient principalement de la dissolution de la halite, tandis qu'un rapport supérieur à 1 (puits : P183, P127B, P142, P146, P199, P13 et P2) montre que la source probable de sodium est soit l'altération des silicates, soit un échange de base où les ions Na^+ sont libérés du complexe et sont remplacés par des ions Ca^{2+} (Capaccioni *et al.*, 2005 ; Li *et al.*, 2016 ; Mackenzie et Garrells, 1965 ; Meyback, 1987 ; Stigter *et al.*, 1998).

Les échantillons P1, P153 et P200 sont situés en dessous de la ligne d'équilibre, indiquant un mélange avec l'eau de mer, associé à des réactions d'échange de bases avec les minéraux argileux par lesquels des ions Ca^{2+} et/ou Mg^{2+} vont être libérés dans l'eau contre une fixation des ions Na^+ (Capaccioni *et al.*, 2005 ; Stigter *et al.*, 1998).

Cependant, le puits P200, est situé en amont de la plaine ; par conséquent, l'intrusion marine ne contribue pas à sa minéralisation. Les réactions d'échange sont la principale source de salinité de l'eau dans ce puits (ceci confirme les résultats obtenus par le rapport $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$).

k) $\text{SO}_4^{2-} + \text{Cl}^-$ versus $\text{Na}^+ + \text{K}^+$

La représentation de la relation $\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$ vs $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ (figure 46b (k)) montre que les échantillons d'eau souterraine se situent au-dessus de la ligne d'équilibre (1:1), indiquant une dominance des ions Cl^- et SO_4^{2-} .

Selon Srinivasamoorthy *et al.*, (2014), cela est probablement dû à l'utilisation d'engrais chimiques dans l'agriculture, générant des concentrations élevées en Cl^- , NO_3^- et SO_4^{2-} . Les puits P2 et P146 sont situés près de la ligne d'équilibre, entraînant un enrichissement par dissolution des formations gypseuses (Fadili *et al.*, 2015).

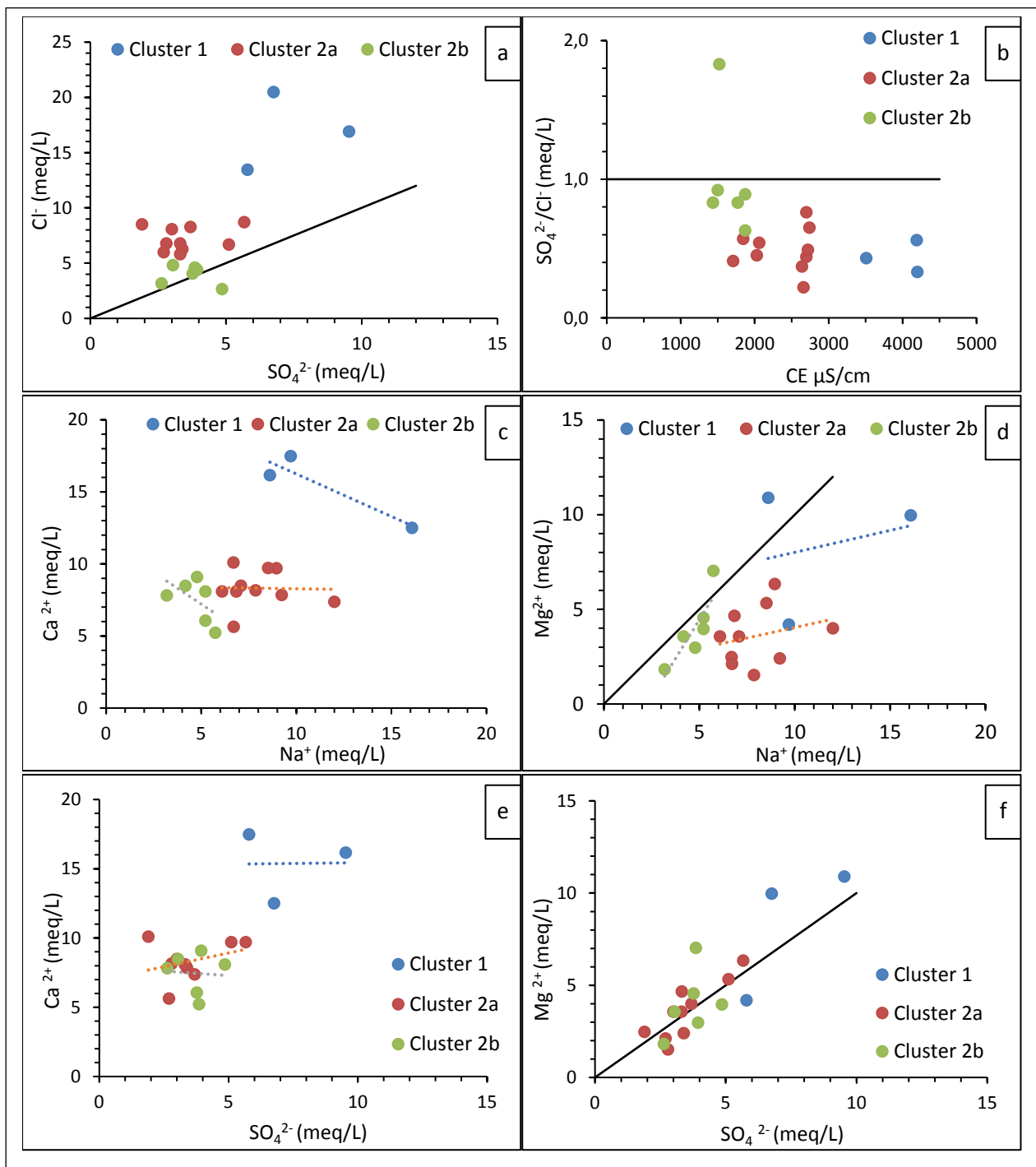


Figure 46 a : Relation entre les éléments chimiques

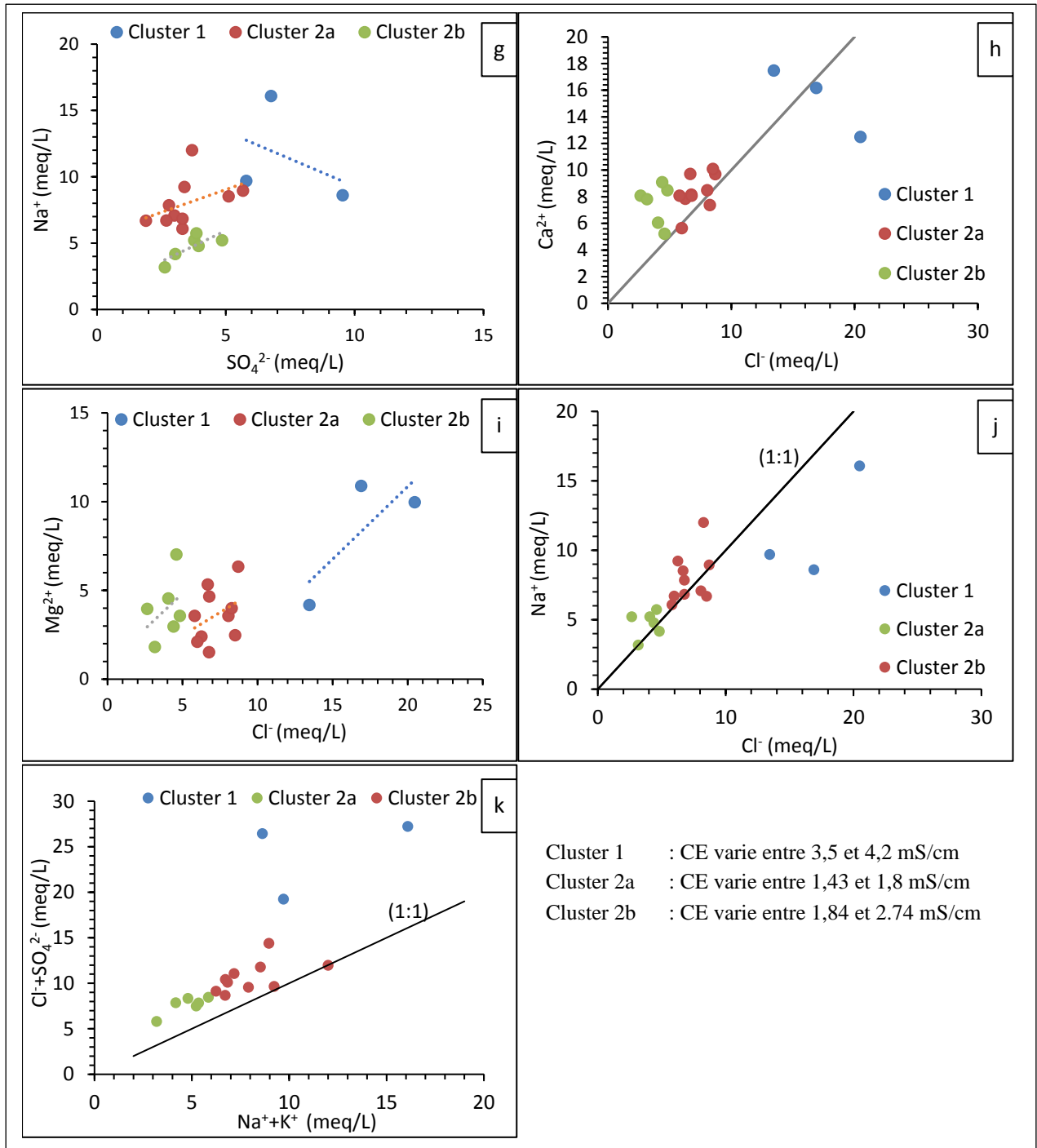


Figure 46 b : Relation entre les éléments chimiques

3.2.1.2. Les réactions d'échange de base

Au cours de leurs trajets vers les réservoirs d'eau souterrains, les eaux traversent différentes formations géologiques. Ces dernières peuvent échanger leurs ions contre ceux des eaux.

Les réactions d'échange de base fréquemment rencontrées lors des interactions eau-roche sont les suivantes : $\text{Na}^+ \text{--} \text{Ca}^{2+}$, $\text{Na}^+ \text{--} \text{Mg}^{2+}$ et $\text{Ca}^{2+} \text{--} \text{Mg}^{2+}$. Pour mettre en évidence ces réactions les diagrammes : $\text{Ca}^{2+}/(\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$ vs Na^+/Cl^- et $\text{Mg}^{2+}/(\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$ vs Na^+/Cl^- ont été élaborés.

a) $\text{Ca}^{2+} / (\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$ versus $\text{Na}^+ / \text{Cl}^-$

La projection de nos 19 points d'eau sur le diagramme $\text{Ca}^{2+} / (\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$ vs $\text{Na}^+ / \text{Cl}^-$ montre que 70% des points présentent un excès en Na^+ qui s'accompagne d'un déficit en Cl^- et Ca^{2+} , résultant probablement des réactions d'échange de base entre le calcium et le sodium (Figure 47a)

b) $\text{Mg}^{2+} / (\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$ versus $\text{Na}^+ / \text{Cl}^-$

La représentation graphique des points d'eau sur le diagramme $\text{Mg}^{2+} / (\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$ vs $\text{Na}^+ / \text{Cl}^-$ indique un déficit en ions Mg^{2+} et Cl^- et un excès en ion Na^+ dans la plupart des échantillons (figure 47b). Ce résultat est également dû aux réactions d'échange de base.

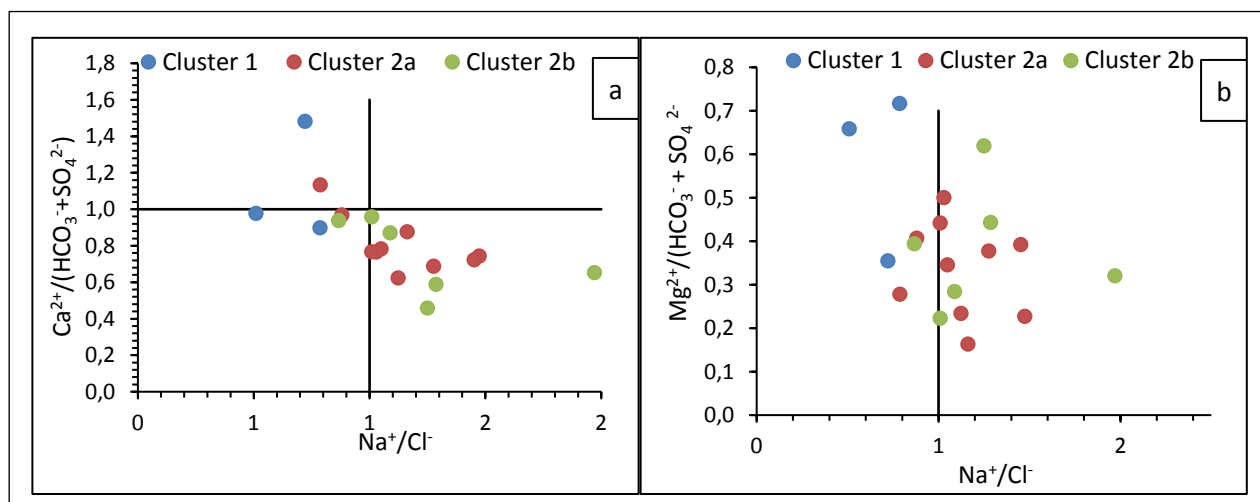


Figure 47 : Réactions des échanges de base

3.2.1.3. La dissolution des carbonates

Les carbonates sont parmi les minéraux les plus réactifs rencontrés à la surface de la terre. Leur dissolution provient des interactions entre l'eau percolant dans un aquifère et la roche encaissante (Brunet, 2017). Les formations carbonatées sont l'origine principale de l'enrichissement des eaux souterraines par les ions Ca^{2+} , Mg^{2+} et HCO_3^- en présence du gaz carbonique CO_2 : $\text{CaCO}_3 (\text{s}) + \text{CO}_2 (\text{g}) + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{Ca}^{2+} + 2\text{HCO}_3^-$ (Awad, 2011).

a) $\text{Ca}^{2+} / \text{Mg}^{2+}$ versus CE

La contribution de ces deux éléments à la minéralisation des eaux souterraines se traduit par leurs bonnes corrélations avec la conductivité électrique, avec $r=0,8$ pour le calcium et $r=0,722$ pour le magnésium.

La représentation graphique (figure 48a) montre, qu'à l'exception du puits P13, tous les points d'eau analysés présentent un rapport supérieur à 1, indiquant une prédominance du calcium par rapport au magnésium.

b) $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$ versus $(\text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^-)$

La dissolution des carbonates est un processus très important dans la chimie des eaux souterraines. Le diagramme de dispersion $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$ vs $(\text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^-)$ montre que si les échantillons s'alignent le long de la droite d'équilibre, $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) = (\text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^-)$. Ces

ions résultent de l'altération des silicates et des carbonates (Datta et Tyagi, 1996 ; Fisher et Mullican, 1997 ; Sonkamble *et al.*, 2012).

Les points d'eau (P1, P153 et P200) appartenant au cluster 1, sont plus proches du pôle ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$), indiquant que l'altération des carbonates est le processus le plus prédominant.

Le reste des échantillons se trouve sur ou près de la droite d'équilibre (1:1), indiquant l'altération à la fois des carbonates et des silicates (figure 48b).

c) L'indice de saturation (IS)

La tendance des formes chimiques entre la phase dissoute et la phase minérale a été examinée. L'indice de saturation calculé exprime le degré d'équilibre chimique entre l'eau et le minéral dans la matrice de l'aquifère et peut être considéré comme une mesure du processus de dissolution et/ou précipitation concernant l'interaction eau-roche. Dans la présente étude, les indices de saturation (IS) par rapport aux minéraux carbonatés (calcite et dolomite) et évaporitiques (gypse) ont été calculés en utilisant le programme PHREEQC.

Les résultats obtenus sur les échantillons analysés montrent que les eaux sont saturées en calcite et en dolomite, ce qui conduit à la précipitation de ces minéraux carbonatés. Cependant, ces eaux sont sous-saturées par rapport au gypse ($\text{IS} < 0$). De ce fait, les minéraux sulfatés sont susceptibles de se dissoudre (figure 48c).

Par conséquent, les minéraux carbonatés tels que la calcite et la dolomie sont les minéraux les plus fréquents dans les eaux de la zone d'étude. Leur dissolution peut être estimée par les rapports molaires $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ des échantillons d'eau souterraine (Sonkamble *et al.*, 2012). Un rapport supérieur à 1 indique que la dissolution de la calcite devrait se produire, tandis qu'un rapport de 1 indique la dissolution de la dolomite (Askri, 2015 ; Mayo et Loucks, 1995).

Dans cette étude, à l'exception du puits P13, tous les échantillons d'eau ont un rapport supérieur à 1, ce qui confirme que la dissolution de la calcite est le phénomène le plus dominant (figure 48d).

3.3. Conclusion partielle

L'étude des équilibres chimiques des eaux souterraines de la nappe d'Oued Nador et leurs saturations vis-à-vis des minéraux est principalement basée sur l'étude de la relation entre les éléments chimiques. Les résultats obtenus montrent que la minéralisation est contrôlée d'une part par les échanges ioniques avec les roches encaissantes, d'autre part, par les processus de précipitation-dissolution.

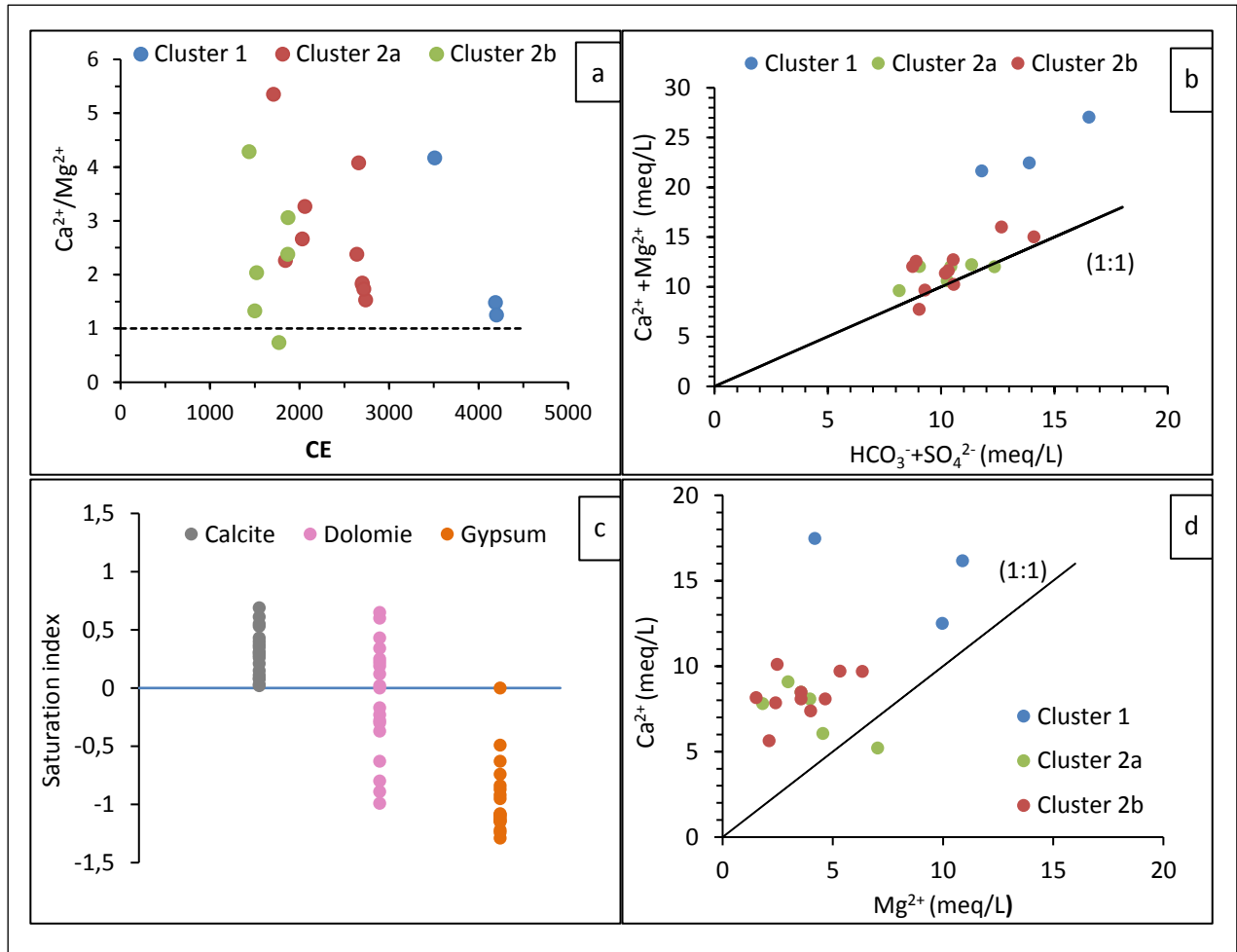


Figure 48 : Dissolution des carbonates

4. Etude des embruns marins : le rapport caractéristique : Cl⁻/Br⁻

Les concentrations élevées de Na⁺ et de Cl⁻ dans les eaux souterraines peuvent être dues à l'intrusion d'eau salée ou à l'activité humaine. Le dépôt par les précipitations contribue également à la présence de ces sels dans les eaux souterraines (Keyword *et al.*, 2008).

Les embruns marins sont enlevés aux mers et aux océans notamment par les vents, ils sont fortement concentrés en sels minéraux (surtout en NaCl). Ils peuvent être emportés sur plusieurs dizaines de kilomètres, et leur influence sur les zones littorales est importante. Les embruns marins peuvent déverser jusqu'à 750 kg de sel par hectare par an (soit près de 2 kg par jour) (Ben Belaïd, 2018).

Dans le secteur côtier d'Alger, les embruns marins déposent une quantité importante de sels à la surface du sol. Les apports les plus élevés sont observés dans la zone la plus proche de la mer avec des masses de 25 kg/ha de Cl⁻ et 17,7 kg/ha de Na⁺ (Durand, 1958 *cité dans* Khachai, 1999).

Dans la plaine de Nador, les mesures de chlorures dans les eaux pluviales réalisées par Bouderbala en 2012, pour des distances de 1, 2 et 3 km du rivage, ont donné une valeur moyenne de 14,8 mg/L.

Le rapport Cl^-/Br^- peut être utilisé pour déterminer l'origine de la salinité des eaux souterraines. Ce rapport permet de distinguer les chlorures provenant de sources atmosphériques, et ceux apportés par des sources endogènes, lithologiques ou anthropiques. Compte tenu du rapport Cl^-/Br^- de l'eau de mer de 655 ± 4 , les rapports Cl^-/Br^- peuvent être augmentés jusqu'à 1500 dans les eaux souterraines par l'ajout d'eaux usées chargées de NaCl ou de solides de lixiviation des déchets, et diminués à 300 par l'utilisation de Br^- à base de pesticides comme le bromure de méthyle, ou le lessivage des déchets d'animaux de ferme ou des fosses septiques (Alcalá et Custodio, 2008 ; Nailly et Sudaryanto, 2018).

La méthode analytique pour déterminer le rapport Cl^-/Br^- , également indiquée par R, consiste à diviser la concentration de chlorure par la concentration de bromure en utilisant la concentration molaire (r), exprimée dans cette équation : $R = \frac{r_{Cl^-}}{r_{Br^-}}$ (Nailly et Sudaryanto, 2018).

Dans les eaux souterraines de la plaine de Nador, ce rapport Cl^-/Br^- varie entre 87 et 335. Ces valeurs indiquent que ces sels proviennent des eaux de pluie continentales (David et al., 1998 ; Alcalá et Custodio, 2008 ; Heston, 2015 ; Alcalá et Custodio, 2004).

Ces ratios différents par rapport à celui de l'eau de mer peuvent indiquer que le chlorure a pénétré dans les eaux souterraines à partir de sources anthropiques ou d'une combinaison d'eau de mer et de sources anthropiques (Alcalá et Custodio, 2008). La présence de concentrations élevées d'azote peut également aider à déterminer si l'eau souterraine est affectée par une source anthropique de chlorure.

5. Contamination des eaux souterraines : évolution de l'état de la nappe

5.1. La nappe, une ressource vulnérable

La nappe de Nador est une nappe semi-captive, elle n'est donc pas protégée, par endroits, par une formation imperméable ; ce qui la rend particulièrement vulnérable à tous types de pollution. Les activités humaines, densément présentes dans la région, constituent des facteurs potentiels de pollution.

Depuis les années quatre-vingt, des campagnes d'analyses des eaux de la nappe sont effectuées par l'agence nationale des ressources hydriques (ANRH) pour surveiller la qualité des eaux de l'aquifère. Les résultats obtenus montrent que la qualité des eaux est bonne à moyenne sur l'ensemble de la nappe. Néanmoins, certains signes de dégradation sont observés depuis plusieurs années où des concentrations non négligeables ont été révélées (Pesticides, nitrates, chlorures...) avec pour origine potentielles :

- des parcelles agricoles soumises à une exploitation intensive ;
- des sources variées de pollution diffuses, telles que l'agriculture ;
- des sites et des sols pollués ;
- l'avancée du biseau salé.

5.2. La plaine alluviale de Nador, un aquifère littoral

En raison de sa proximité du littoral, l'eau douce de la nappe se mélange probablement à l'eau de mer. L'interface eau douce / eau salée, est susceptible d'avancer sur le territoire en fonction des prélèvements effectués sur la plaine. Cela peut générer une pollution irréversible

sur le milieu et provoque la contamination des captages d'alimentation en eau, ce qui la rend impropre à la consommation.

Dans la nappe de Nador, le biseau salé, qui est un phénomène naturel accentué par des activités humaines, a fait l'objet de multiples études depuis les années soixante-dix (Mesbah, 1981 ; Taibi et Hamadache, 1992 ; Tifour, 2000 ; Bouderbala, 2007 et 2015). Nous avons synthétisé ci-dessous les résultats obtenus lors de ces travaux antérieurs et donné un bref aperçu sur l'état actuel de l'avancée des eaux salines.

5.2.1. L'intrusion marine, un facteur d'altération de la qualité de l'eau

Dans la plaine de Nador, une avancée importante de l'interface eau douce/ eau salée a été constatée à partir des années 1970. Ce bilan est sans doute lié au pompage intensif. Depuis les années 2000, le biseau salé semble être stabilisé (Bouderbala, 2015). De nombreuses études en collaboration avec les services de l'ANRH, prennent en considération cette problématique.

L'exploitation des données physico-chimiques des eaux de la nappe de la période 1973-1974 et 1979 a montré des valeurs de la CE entre 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et des concentrations en chlorures entre 150 mg/L et 400 mg/L, dont les plus élevées sont celles des puits situés à quelques dizaines de mètres de la côte (Mesbah, 1981).

L'interprétation des données piézométriques, chimiques et géophysiques recueillies en juin 1991 a montré :

- un écoulement de la mer vers la plaine ;
- des valeurs de la CE dépassant les 6000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dans la frange côtière ;
- des concentrations en chlorures et sodium dépassant respectivement 2500 mg/L et 1500 mg/L ;
- un biseau salé estimé à trois (3) km à l'intérieur du continent.

Cela est causé principalement par des pompages intensifs dans la région (Taibi et Hamadache, 1992).

Les travaux de Tifour (2000), basés sur les résultats physico-chimiques effectués en 1995, montrent un écoulement de la mer vers le continent, avec une augmentation considérable de la conductivité électrique (atteignant les 9000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ près de la côte). Les teneurs en chlorures et en sodium sont de l'ordre de 3000 mg/L et 2000 mg/L respectivement.

Face à cette situation et à l'incontestable besoin de mettre en place une gestion cohérente de cette ressource unique sur le territoire, les gestionnaires du secteur ont procédé à la mise en œuvre des actions adéquates telles que la fermeture des forages de la frange côtière, la diminution de pompage au niveau des autres forages ainsi que la mise en service du barrage de Boukourdane. Ces dispositifs ont contribué à la remontée du niveau de la nappe et à l'amélioration de la qualité des eaux dans la zone côtière. Bouderbala, dans son mémoire de magister (2007) et sa thèse de doctorat (2015), a exploité les données de 2004 et de 2011. Il a constaté une diminution des paramètres caractérisant l'intrusion marine tels que la CE, Cl, Na, Mg et SO_4 . La CE diminue à moins de 6000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Quant aux chlorures et sodium, leurs teneurs diminuent respectivement à moins de 1000 mg/L et 500 mg/L. L'extension du biseau salé à l'intérieur de la plaine s'est réduite à environ 2 km. Cette amélioration de la qualité des

eaux souterraines est due à un certain nombre de processus de dilution et d'atténuation naturelle engendrés par l'augmentation du niveau piézométrique de la nappe.

5.2.2. L'intrusion marine : le degré de contamination actuelle

L'exploitation des résultats des analyses physico-chimiques réalisées en octobre 2018 indique que les valeurs de la CE enregistrent une importante baisse (4210 $\mu\text{S}/\text{cm}$ comme valeur maximale au nord de la plaine). Il en est de même pour les chlorures et le sodium qui atteignent des concentrations maximales de 726,7 mg/L et de 370 mg/L respectivement. Une amélioration de la situation générale est donc observée au niveau de la nappe.

Le rapport caractéristique : $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$

Mtoni *et al.*, (2013) et Sappa *et al.*, (2015) ont utilisé le rapport $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ pour classer les eaux souterraines selon leur degré de contamination par intrusion marine comme suit :

- Un rapport Inférieur à 0,5 : les eaux ne sont pas affectées par l'intrusion marine ;
- Un rapport entre 0,5 et 1,3 : les eaux sont légèrement affectées par l'intrusion marine ;
- Un rapport entre 1,3 et 2,8 : les eaux sont modérément affectées par l'intrusion marine ;
- Un rapport entre 2,8 et 6,6 : les eaux sont très affectées par l'intrusion marine ;
- Un rapport supérieur à 6,6 : les eaux sont fortement affectées par l'intrusion marine.

La figure 49 montre que le rapport $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ oscille entre 0,2 et 1,6. Les échantillons P1, P153 et P200 sont modérément affectés par l'intrusion d'eau de mer. Ce phénomène contribue probablement à la salinisation de l'eau des puits P1 et P153 situés à proximité de la mer. Cependant, le puits P200 situé en amont de la plaine (caractérisé par une conductivité électrique élevée, $\text{CE} = 3,5 \text{ mS}/\text{cm}$, et une eau de type $\text{Cl}^- - \text{Ca}^{2+}$) ne peut être affecté par cette contamination marine.

Les puits : P2, P3, P199, P161, P191, P133, P146 et F montrent une légère contamination. Les échantillons d'eau souterraine restants (P184, P142, P183, P193, P127, P143, P134 et P13) ne sont pas affectés par l'intrusion marine.

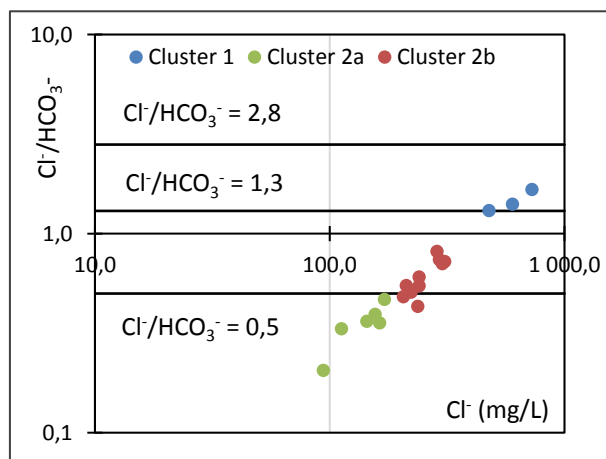


Figure 49 : Rapport caractéristique $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$

L'interprétation du rapport $\text{Cl}^- / \text{HCO}_3^-$ montre que l'intrusion marine n'est pas la seule source de salinisation des eaux souterraines dans l'aquifère de Nador. Des concentrations élevées sont également observées en amont de la plaine (P200, P191, P3). Cela implique que de multiples processus géochimiques contribuent à l'acquisition de la minéralisation des eaux souterraines dans cet aquifère.

5.3. Les nitrates, cause majeure de la pollution des eaux souterraines

Le nitrate (NO_3^-) est un ion produit au cours du cycle de l'azote, particulièrement soluble dans l'eau et responsable d'une pollution des eaux de plus en plus fréquente. En agriculture, il est considéré comme le nutriment le plus important pour les plantes et la clé des rendements élevés. Les nitrates que les racines trouvent dans le sol ont diverses origines : la dégradation de l'humus apportée comme fertilisant, ou l'azote nitrique des engrais chimiques. Les nitrates peuvent donner naissance à des composés extrêmement toxiques, tels que les nitrites (NO_2^-) et les nitrosamines. Les nitrites résultent de la réduction des nitrates par les microorganismes du système digestif, suivie de l'oxydation par les nitrites du fer ferreux (Fe^{2+}) de l'hémoglobine en fer ferrique (Fe^{3+}), provoquant ainsi des cas de méthémoglobinémie (également appelée syndrome du bébé bleu).

5.3.1. L'évolution spatio-temporelle des teneurs en nitrates

L'espace et le temps sont des concepts indissociables et nécessaires à l'analyse de l'évolution de la qualité des eaux souterraines et de sa préservation. Etudier cette évolution passe par la détection des variations et des relations qui modifient et caractérisent les quantités des polluants présents dans les eaux souterraines.

Notre zone d'étude est connue pour sa vocation agricole. Par conséquent, le nitrate (NO_3^-) est l'un des principaux polluants des eaux souterraines. Le suivi de la variation des teneurs en nitrates dans les eaux de la nappe de l'oued Nador durant l'année 2018 montre que le nitrate a dépassé la valeur guide de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) fixée à 50 mg/L dans 36 % des points d'eau en période de hautes eaux et dans 42 % des échantillons d'eau analysés en période de basses eaux. Les teneurs varient de 13 à 290 mg/L avec une moyenne significative de 63 mg/L (figures 50a et 50b).

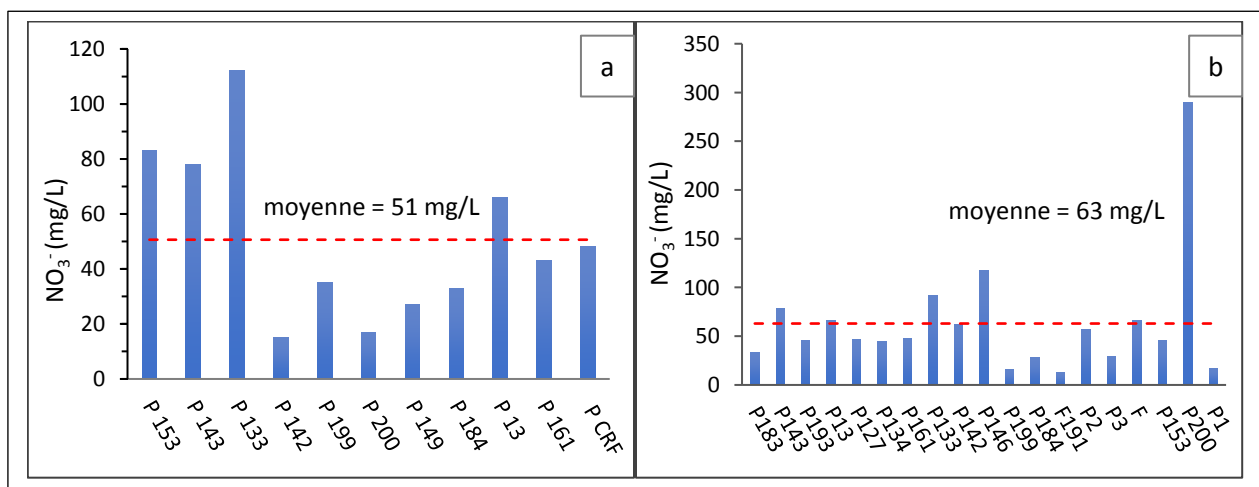


Figure 50 : Variation des concentrations en nitrates dans la nappe de Nador :
(a) juillet 2018 et (b) octobre 2018

Afin de protéger et d'améliorer la qualité des eaux souterraines, la détermination des sources de contamination est l'étape principale pour le contrôle et la réduction des émissions polluantes (Ahoussi *et al.*, 2013 ; Aghzar, 2002). Pour atteindre cet objectif, une carte de variation spatiale des concentrations en nitrates pour le mois d'octobre 2018, ainsi qu'un suivi des moyennes annuelles sur une période de 23 ans (1995-2018) ont été réalisés.

La répartition spatiale des nitrates dans les eaux souterraines de Nador (Cf. figure 36 page 56) montre que la majorité des échantillons d'eau de cet aquifère sont affectés par la pollution nitratée. Les valeurs les plus élevées sont observées dans la partie orientale de la plaine (P143 ; P13 ; P133 ; P142 ; P146 ; P2 et F).

L'étude de l'évolution des concentrations moyennes annuelles des nitrates dans l'aquifère de Nador sur une période de 23 ans (1995 à 2018) indique une augmentation importante (figures 51a, 51b et 51c). Cela est dû principalement à des facteurs naturels et anthropiques, dont la croissance démographique, qui a conduit à l'extension et au développement de l'agriculture, principale activité exercée par les habitants locaux.

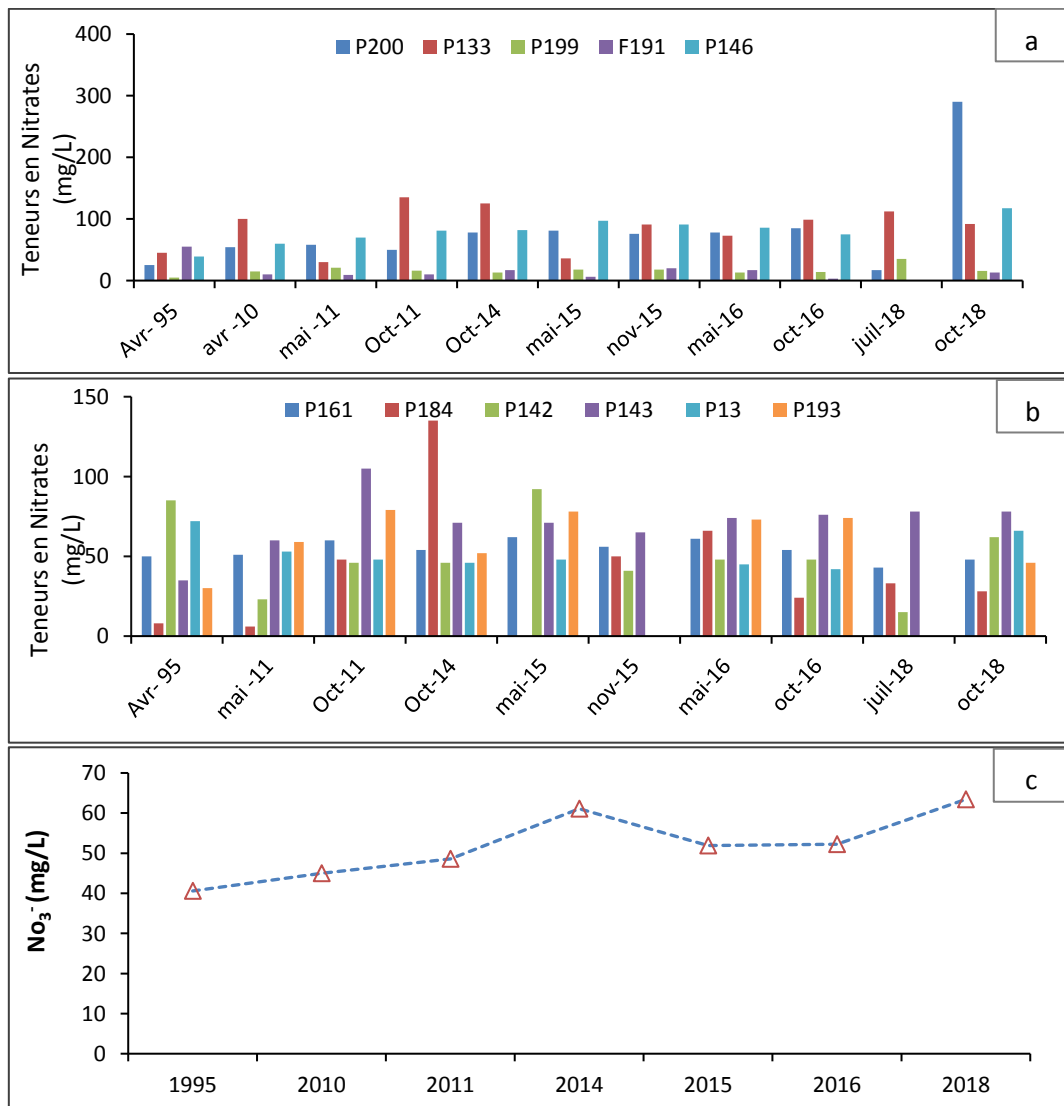
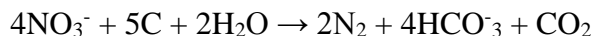


Figure 51 : Evolution des teneurs moyennes annuelles en nitrates des eaux souterraines de Nador (1995-2018)

5.3.2. L'origine des nitrates

Comme indiqué dans le tableau 17 (Cf. page 69), la corrélation négative entre NO_3^- et HCO_3^- (-0,19) est l'un des facteurs indiquant le processus de dénitrification (Mohamed *et al.*, 2003 ; Nakagawa *et al.*, 2016).

Dans un milieu réducteur peu oxygéné et en présence de carbone organique, le processus de dénitrification peut se produire selon la réaction suivante :



Cela signifie que HCO_3^- augmente lorsque NO_3^- diminue. Comme illustré dans les figures 52a et 52b, cette relation est vérifiée lorsque les teneurs en nitrate dépassent 48 mg/l pour les échantillons d'eau des groupes 2a, 2b et pour tous les échantillons du groupe 1.

Les nitrates et les chlorures semblent être liés. Lorsque les teneurs en nitrates augmentent, les teneurs en chlorures augmentent également, en particulier pour les échantillons avec NO_3^- supérieur à 48 mg/L. Le graphe Cl^- vs NO_3^- (figure 52c) indique un enrichissement dû au retour de l'eau d'irrigation qui, avec l'évapotranspiration, facilite les processus de dissolution des minéraux et dissout les engrais et les résidus agricoles, conduisant ainsi à une diminution des bicarbonates au profit des chlorures et des nitrates (Cardona *et al.*, 2004 ; Trabelsi *et al.*, 2005).

Le rapport $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ est utilisé comme indicateur de mélange ou de processus biologiques (nitrification, dénitrification, assimilation, reminéralisation) affectant la répartition des nitrates dans le bassin versant, en raison du comportement chimique conservateur des chlorures (Li *et al.*, 2010 ; Liu *et al.*, 2006). Habituellement, les engrais chimiques contiennent de fortes concentrations de NO_3^- et ont un rapport élevé de $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ et les eaux usées ont une forte teneur en Cl^- et un faible rapport $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ (Liu *et al.*, 2006 ; Widory *et al.*, 2005 ; Yue *et al.*, 2017).

Pour déterminer les sources de nitrate dans les eaux souterraines, le rapport $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ par rapport aux concentrations de Cl^- a été utilisé (figure 52d). Les résultats montrent que les échantillons du cluster 2a ont une faible teneur en Cl^- , suggérant une source d'azote principalement issue de l'agriculture et de l'utilisation des engrais. Le Cl^- dans les échantillons P1 et P153 situés en aval de la plaine augmente considérablement lorsque le rapport molaire $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ diminue, suggérant une contribution des eaux usées, alors que l'apport du sol est la principale source d'approvisionnement en nitrates pour le cluster 2b.

5.4. Conclusion partielle

Dans cette partie, on a constaté que de multiples pressions s'exercent sur la nappe de Nador : l'intrusion marine est un facteur important participant à la dégradation de la qualité des eaux. Dans les années soixante-dix à quatre-vingt-dix, un état alarmant a été signalé dans la région avec des valeurs de la conductivité électrique atteignant les 9000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ près de la côte. Cette situation a incité les autorités à prendre des mesures pour la protection de la ressource. A l'heure actuelle, l'extension du biseau salé à l'intérieur de la plaine s'est réduite à environ 1,4 km à l'Est et à 600 m à l'Ouest de la plaine.

Le suivi des teneurs en nitrates montre des valeurs excessives durant les deux périodes hautes et basses eaux 2018, avec des concentrations moyennes de l'ordre de 51 mg/L et 63 mg/L

respectivement. La variation spatio-temporelle montre une augmentation importante des teneurs en nitrates surtout dans la partie Est de la plaine, dépassant les 50 mg/L.

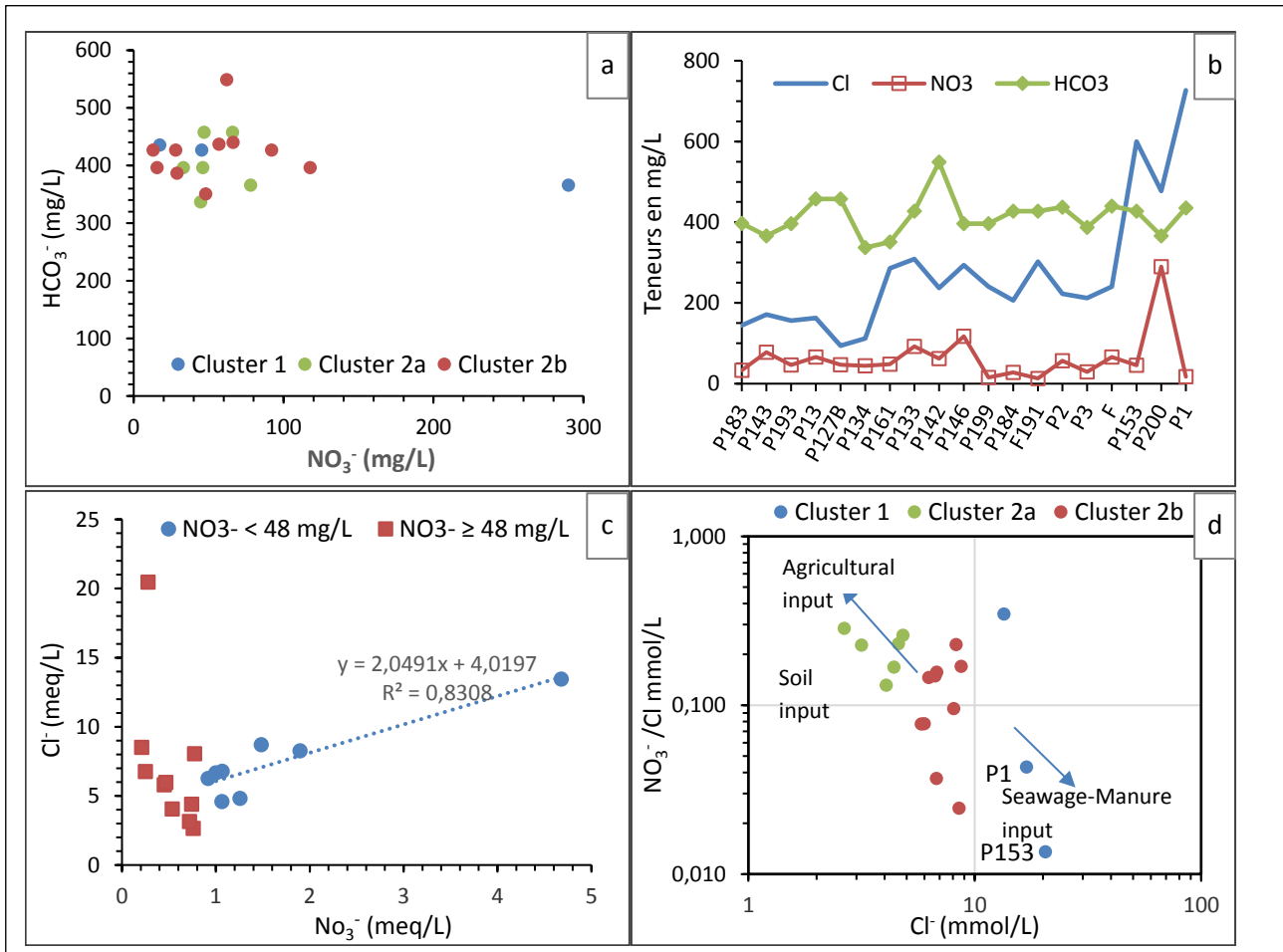


Figure 52 : Origine des nitrates : (a) HCO_3^- vs NO_3^- ;
(b) Evolution des teneurs en nitrates, chlorures et bicarbonates ;
(c) Cl^- vs NO_3^- ; (d) Cl^- vs $\text{NO}_3^- / \text{Cl}^-$

6. Conclusion

Dans ce chapitre, nous nous sommes concentrés sur l'investigation des origines potentielles de la minéralisation relativement élevée des eaux de l'aquifère côtier de Nador. Cette étude révèle l'existence de multiples facteurs qui se combinent pour expliquer la forte salinité des eaux souterraines dans la zone d'étude, d'où la complexité de l'analyse. En effet, nous avons mis en évidence à la fois l'influence de l'hétérogénéité de la géologie locale ainsi que celle de l'activité humaine dans la région (utilisation des engrais ainsi que la contamination par les eaux usées déversées dans le milieu naturel sans traitement). La minéralisation excessive provient principalement des échanges cationiques et des phénomènes de dissolution des minéraux évaporitiques (gypse et halite) et des carbonates (calcite et dolomie) naturellement présents dans les formations géologiques locales.

Par ailleurs, les concentrations anormalement élevées en certains éléments chimiques observés en aval de l'oued seraient liées à l'intrusion d'eau de mer dans la plaine. Ce phénomène est accentué par une baisse importante du niveau piézométrique. Il en ressort que les sources

potentielles de certains ions, tels que le chlorure et le bromure, seraient liées à la présence de sels marins dans les précipitations.

La pollution par les nitrates et ses origines a également été étudiée. Les concentrations de cet élément indésirable ont considérablement augmenté au cours des deux dernières décennies. Cette augmentation serait essentiellement due à la pollution générée par l'utilisation des engrais azotés et le retour des eaux d'irrigation vers les nappes souterraines d'une part, et à la pollution due à l'apport direct d'eaux usées d'autre part.

Chapitre 5

Modélisation spatiale du transfert des nitrates vers les eaux souterraines

Chapitre 5 : Modélisation spatiale du transfert des nitrates vers les eaux souterraines

1. Introduction

Les eaux souterraines offrent d'excellentes sources d'approvisionnement en eau potable et d'irrigation. Cependant, l'utilisation intensive de ces ressources et l'accroissement des activités anthropiques ont engendré de sérieux problèmes du fait d'un manque de protection de l'environnement (Matini et *al.*, 2009). Parmi ces problèmes, nous mettons en évidence la pollution des ressources en eau par les nitrates.

Dans la nappe de Nador, les rejets domestiques (eaux usées) et l'utilisation abusive des engrais chimiques contribuent fortement à la dégradation de la qualité des eaux souterraines.

Les résultats des analyses chimiques portant sur les concentrations en nitrates des eaux souterraines de Nador sur une période de 23 ans (1995-2018) ont montré une augmentation importante de ces teneurs, avec des valeurs atteignant et/ou dépassant souvent les normes de potabilité admissibles (50 mg/L).

Pour lutter contre ce type de pollution et protéger cette ressource, une approche d'aide à la prévention et à la prise de décision a été développée dans cette partie.

L'approche proposée dans cette étude repose sur l'utilisation des systèmes d'informations géographiques (SIG) et la méthode de l'analyse multicritère hiérarchique (AHP) pour la modélisation de transfert des nitrates. Cela nécessite d'abord la détermination des facteurs contrôlant la migration des nitrates dans les eaux souterraines et l'élaboration par la suite de la carte d'aptitude de transfert de ce polluant.

Le choix des facteurs intervenant dans ce processus est issu d'une bonne connaissance du terrain et de la maîtrise de leur importance dans le phénomène modélisé ainsi qu'une consultation bibliographique approfondie.

Le modèle cartographique permet de déterminer les zones favorisant le transfert des nitrates. En effet, ces zones nécessitent une prise de décision conduisant à limiter la pollution des eaux souterraines et préserver la qualité de cette ressource.

Les données disponibles pour la réalisation du modèle de transfert des nitrates ne couvrent pas la totalité de cette zone. Au Sud de la plaine, les données relatives à la conductivité hydraulique, la nature des matériaux de la zone non saturée et des matériaux de l'aquifère présentent de nombreuses lacunes. Ces données sont principalement récoltées à partir des logs de forages et des travaux de la compagnie générale de géophysique (CGG, 1967) réalisée au Nord et au centre de la plaine. Par conséquent, l'élaboration du modèle a été limitée à la partie nord et centre de la zone d'étude en raison de la disponibilité des données nécessaires.

2. La collecte des données nécessaires pour l'élaboration du modèle.

Une collecte de données a été effectuée. Le traitement de ces données par un système d'information géographique (SIG) permet de déterminer les différentes couches thématiques qui contribuent à la modélisation du transfert des nitrates vers les eaux souterraines. Ces données sont :

- La carte géologique de Tipaza au 1/50 000, feuille n°40, publiée en 1962 par le service de la carte géologique de l'Algérie ;
- La carte d'occupation du sol élaborée par le traitement de l'image satellitaire Landsat 8 sous ArcGis 10.3 ;
- Une base de données relative à l'inventaire des points d'eau (puits et forages) réalisée par la direction des ressources en eau de la wilaya de Tipaza et de l'agence nationale des ressources hydriques (ANRH). Pour chaque point d'eau, des informations telles que la nature des points d'eau, la profondeur, les coordonnées (X, Y) sont disponibles.
- 17 logs de forages et de piézomètres.
- Les profils de résistivité réalisés par la CGG (1967).
- Les résultats des analyses hydrochimiques effectuées sur 19 échantillons prélevés et analysés les 14 et 15 octobre 2018 dans le cadre de cette étude.
- Le niveau statique mesuré au niveau des 17 points d'eau, lors de la campagne piézométrique que nous avons-nous-même réalisée en octobre 2018, dans le cadre de ce travail.

3. Les méthodes de modélisation du transfert des nitrates

Les méthodes multicritères sont des outils d'évaluation et d'aide à la prise de décisions fréquemment utilisés dans la modélisation des phénomènes environnementaux d'origine naturel et/ou anthropique.

Cette étude a nécessité l'utilisation conjointe du système d'information géographique (SIG) et de la méthode d'analyse hiérarchique des procédés (AHP) développée par Saaty (1980). Cette méthode a été améliorée par plusieurs auteurs dans le but de l'adapter aux conditions et aux caractéristiques locales des zones et des phénomènes modélisés, en s'inspirant éventuellement des méthodes existantes (Panagopoulos *et al.*, 2006 ; Bolduc *et al.*, 2006).

L'évaluation spatiale multicritères adoptée dans notre étude s'organise autour de quatre (4) axes développés dans l'ordre suivant :

- Identification des critères et des paramètres et assignation des cotes ;
- Détermination des poids des paramètres et des critères ;
- Agrégation des données pondérées et cartographie des résultats ;
- Validation du modèle établi.

3.1. L'identification des paramètres d'entrée et assignation des cotes

La modélisation du transfert des nitrates nécessite tout d'abord d'identifier, de sélectionner et d'évaluer un certain nombre de critères et de paramètres (El Morjani, 2002 ; Hentati *et al.*, 2005 ; Jourda, 2005 ; Jourda *et al.*, 2006 ; Kouamé, 2007 ; Dibi, 2008). Le choix de ces critères est une phase critique qui conditionne la qualité des résultats à obtenir (Youan Ta, 2008 ; Youan Ta *et al.*, 2011).

Les paramètres utilisés dans cette étude sont respectivement : la profondeur de la nappe, les matériaux de l'aquifère, les matériaux de la zone non saturée, la conductivité hydraulique, la pente (la topographie), l'occupation du sol, le type de sol, l'infiltration, l'adsorption et la solubilité. Certains de ces paramètres nécessitent des campagnes d'investigation sur le terrain

afin d'améliorer la qualité de la modélisation (la profondeur de la nappe, la pente...). D'autres facteurs ne peuvent pas être mesurés directement sur le terrain, ils sont donc estimés sur la base des documents bibliographiques existants et une certaine connaissance du terrain (l'adsorption, l'infiltration). Des incertitudes résultantes de telles approximations peuvent être détectées lors de l'établissement de la cartographie thématique relative à la zone d'étude, il faut alors les prendre en considération lors de l'interprétation.

Pour la modélisation multicritère développée dans ce travail, nous avons pris en considération à la fois les paramètres climatologiques (taux d'infiltration), les propriétés physico-chimiques du polluant (solubilité et adsorption) ainsi que les caractéristiques du milieu (la nature du sol, les matériaux de la zone non saturée et de la zone saturée). Ces paramètres appartiennent donc à des échelles et des unités de mesure différentes. La standardisation des paramètres sélectionnés est une étape importante et incontournable pour aboutir à de bons résultats lors de l'analyse multicritères. Des cotes de 1 à 10 ont été attribuées à chaque paramètre selon la particularité du milieu. La cote 10 est attribuée aux classes « très faible » ou « très forte » selon qu'elles contribuent à l'excellente réalisation de l'indicateur considéré. Dans le cas inverse, la note 1 est attribuée à ces classes. En suivant la même logique, les valeurs intermédiaires sont attribuées aux classes intermédiaires selon une distribution linéaire (Youan Ta *et al.*, 2015).

3.1.1. La profondeur de la nappe

La profondeur de la nappe représente l'épaisseur de la zone non saturée. C'est un paramètre très important dans la détermination du temps et des conditions du transfert des nitrates avant d'atteindre la nappe. La profondeur de la nappe a été mesurée lors de la campagne piézométrique, réalisée durant la période des basses eaux, en octobre 2018 sur 17 points d'eau. Les résultats obtenus montrent une variation spatiale de la profondeur du plan d'eau allant de 2,40 m à 6,91 m. Une carte de la profondeur de la nappe de Nador a été tracée par la suite.

Lorsque la profondeur de la nappe diminue, les interactions avec l'encaissant diminuent et le polluant se propage facilement vers la nappe. De ce fait, quatre (4) classes ont été établies et les notes de 4 à 8 ont été attribuées aux différents intervalles de la profondeur. La note 8 a été donnée aux faibles profondeurs (allant de 2,4 m à 3,5 m) favorisant le phénomène de transfert des nitrates. La note 4 est attribuée aux profondeurs supérieures à 5,5 m où le transfert des nitrates devient moins élevé et le risque de contamination est moins important (tableau 20).

Tableau 20 : Cotes en fonction des classes du paramètre profondeur de la nappe

Classes	La profondeur (m)	Cote
Classe 1	2,4 à 3,5	8
Classe 2	3,5 à 4,5	7
Classe 3	4,5 à 5,5	5
Classe 4	5,5 à 6,7	4

3.1.2. L'infiltration

Les eaux météoriques qui tombent sur la surface du sol sont considérées comme un moyen de transfert préférentiel des polluants déversés sur le sol.

Le bilan hydrologique calculé sur la base des données climatologiques recueillies sur la période 1987-2018 a permis d'estimer l'infiltration à seulement 5 % des précipitations. Ce volume atteint les eaux souterraines par les zones de recharges et participe à la réalimentation de la nappe.

L'infiltration ou l'écoulement vertical des eaux pluviales varie d'un endroit à un autre selon la porosité des sols, la nature et l'épaisseur de la zone non saturée ainsi que le type de recouvrement du sol (milieu naturel, milieu urbain). Ce dernier critère est d'une importance majeure. En milieu urbain, la recharge des nappes par l'infiltration est difficile suite à l'imperméabilisation des sols. C'est donc en milieu naturel que la percolation des eaux pluviales est la plus efficace.

Dans la région d'étude, les zones urbaines sont représentées par la ville de Nador, une partie de la ville de Tipaza et une partie des localités de Chenoua plage et d'Ouzakou ainsi que quelques habitations éparses. Ces endroits sont quasi imperméables et le taux d'infiltration y est très faible ; le polluant est donc empêché de rejoindre le sous-sol. Cependant, certains points de rejet dans le milieu naturel des eaux usées collectées à partir de ces agglomérations constituent une source de pollution domestique, particulièrement par les nitrates. Par ailleurs, les zones naturelles où le recouvrement végétal est dense toute l'année présentent un taux d'infiltration moins important que les terres agricoles. Les cotes 2, 6 et 9 ont été respectivement attribuées aux zones urbaines, à la végétation dense et aux terres agricoles (tableau 21). La cote 9 est attribuée à la classe des terrains agricoles qui favorisent le phénomène modélisé et la cote 2 est assignée aux zones urbaines qui freinent le transfert du polluant.

Tableau 21 : Cotes en fonction des classes du paramètre infiltration

Classes	Recouvrement du sol	Cote
Classe 1	Zones agricoles	9
Classe 2	Zones de végétation dense	6
Classe 3	Zones urbaines	2

3.1.3. Les matériaux de l'aquifère

La nature des matériaux de l'aquifère définit le comportement d'un éventuel polluant au sein de la nappe. La nature lithologique de l'encaissant détermine aussi sa perméabilité (granulométrie, fissuration). Le temps de transfert d'un contaminant est faible dans les terrains à perméabilité d'interstices (sables, grès) et élevé dans les roches à perméabilité de fissure (calcaires) (Guillemin et Roux, 1991).

Pour la détermination de ce paramètre, 17 logs de forage et de piézomètre ont été analysés. A partir de ces coupes, la nature des matériaux composant l'aquifère a été déterminée. Cinq (5) classes de matériaux ont été retenues (matériaux grossiers, grossiers à moyens, moyens, moyens

à fins et fins à moyens). Les cotes 9, 8, 7, 6 et 5 ont été respectivement attribuées à ces classes en fonction du rôle de ce paramètre dans l'accélération du transfert des nitrates (tableau 22).

Tableau 22 : Cotes en fonction des classes du paramètre matériaux de l'aquifère

Classes	Les matériaux de l'aquifère	Cote
Classe 1	Matériaux grossiers	9
Classe 2	Matériaux grossiers à moyens	8
Classe 3	Matériaux moyens	7
Classe 4	Matériaux moyens à fins	6
Classe 5	Matériaux fins à moyens	5

3.1.4. Les matériaux de la zone non saturée

La zone non saturée est la partie du sous-sol comprise entre la surface du sol et le toit de la nappe. Au cours de la propagation des polluants dans la zone non saturée, des processus d'adsorption/désorption peuvent se produire. Par conséquent, la migration des polluants est soit freinée ou accélérée. Cela est fonction de la nature des matériaux de la zone non saturée qui joue un rôle dans le piégeage et la rétention du polluant. Plus les grains sont petits, plus la surface spécifique est élevée et la rétention du polluant est importante. Dans le cas des matériaux grossiers, la migration des substances polluantes, telles que les nitrates, est facilitée.

L'analyse des logs mis à notre disposition a permis de mettre en évidence 4 classes de textures différentes. Les cotes sont attribuées comme suit : matériaux grossiers (favorisant le transfert des nitrates) : 9 ; matériaux moyens à grossiers : 8 ; matériaux fins à moyens : 6 ; matériaux fins (freinant le transfert des nitrates) : 5 (tableau 23).

Tableau 23 : Cotes en fonction des classes du paramètre « les matériaux de la zone non saturée »

Classes	Les matériaux de la zone non saturée	Cote
Classe 1	Matériaux grossiers	9
Classe 2	Matériaux moyens à grossiers	8
Classe 3	Matériaux fins à moyens	6
Classe 4	Matériaux fins	5

3.1.5. La conductivité hydraulique de l'aquifère

La conductivité hydraulique (K) d'un sol est une grandeur qui exprime l'aptitude d'un milieu poreux à laisser passer un fluide (Urgelli, 2000). C'est la propriété physique fondamentale du sol permettant au polluant de se propager vers les eaux souterraines.

Les travaux réalisés par Mesbah (1981), dans la zone d'étude, montrent que les valeurs de la perméabilité ne présentent pas une importante variation spatiale. Elle oscille entre $1,97 \cdot 10^{-4}$ m/s et $6,83 \cdot 10^{-4}$ m/s, répartie en 5 classes. Les cotes assignées vont de 5 à 9 (tableau 24).

Tableau 24 : Cotes en fonction des classes du paramètre « conductivité hydraulique »

Classes	La conductivité hydraulique (m/s)	Cote
Classe 1	0,000197 à 0,000294	5
Classe 2	0,000295 à 0,000391	6
Classe 3	0,000392 à 0,000489	7
Classe 4	0,00049 à 0,000586	8
Classe 5	0,000587 à 0,000683	9

3.1.6. La solubilité

Les nitrates sont une cause majeure de la dégradation de la qualité des eaux. Ce polluant est très soluble dans l'eau ; ils migrent donc aisément vers les eaux souterraines lorsque leurs niveaux excèdent les besoins de la végétation (Santé Canada, 1992).

La solubilité des nitrates en excès n'est conditionnée que par la présence de l'eau. Ce paramètre est considéré comme homogène sur toute l'étendue de la zone d'étude et une note forte égale à 9 lui a été attribuée.

3.1.7. L'adsorption

L'adsorption est un phénomène physico-chimique qui se produit suite aux interactions eau/roche. Plus l'adsorption est importante, plus la nappe est protégée. Le polluant est alors retenu dans le sol.

Selon Deh *et al.*, (2012), l'adsorption représente la capacité qu'ont les nitrates à se fixer sur le sol. La nature des formations géologiques détermine le taux d'adsorption. Sur la base de ce critère, la zone non saturée est occupée par quatre types de formations granulométriques différentes. La taille des particules influe directement sur la rétention du polluant et conditionne de ce fait, le phénomène d'adsorption. Les matériaux fins favorisent ce phénomène et freinent la propagation du polluant. Les formations grossières présentent une faible adsorption et favorisent la mobilité des polluants. Dans le tableau 25 sont assignées les cotes attribuées à chaque formation.

Tableau 25 : Cotes en fonction des classes du paramètre « adsorption »

Classes	La formation géologique du sol	Cote
Classe 1	Formation grossière	9
Classe 2	Formation moyenne à grossière	8
Classe 3	Formation fine à moyenne	5
Classe 4	Formation fine	3

3.1.8. La pente (la topographie)

La topographie est un paramètre très important qui contrôle la possibilité que des polluants s'infiltrent dans le sol ou ruissellent en surface. La carte des pentes a été réalisée à partir du modèle numérique de terrain (MNT) issu des images satellitaires SRTM téléchargées à partir du site de l'Institut d'Etudes Géologiques des Etats Unis (U.S. Geological Survey). La pente montre une variation entre 0° et 25°. Cette région présente un relief relativement plat sans grande variation d'altitude, ce qui favorise l'infiltration sur le ruissellement quand les conditions du sol s'y prêtent. Cela nous a permis d'assigner les cotes allant de 1 pour les fortes pentes à 9 pour les faibles pentes (tableau 26).

Tableau 26 : Cotes en fonction des classes du paramètre « pente »

Classes	La pente en (°)	Cote
Classe 1	0 à 5	9
Classe 2	5 à 10	7
Classe 3	10 à 15	5
Classe 4	15 à 20	3
Classe 5	> 20	1

3.1.9. Le type de sol

Les caractéristiques du sol revêtent une importance considérable dans la détermination du temps de transfert des polluants depuis la surface du sol jusqu'au réservoir d'eau souterraine (Macary *et al.*, 2006). L'étude de la carte géologique de la région nous a permis de distinguer 6 classes différentes relatives au type de sol rencontré. Les cotes assignées à ce paramètre varient entre 9 et 3 (tableau 27).

Tableau 27 : Cotes en fonction des classes du paramètre « type de sol »

Classes	Type de sol	Cote
Classe 1	Plages, dunes actuelles, éboulis et dépôts de pentes.	9
Classe 2	Alluvions récentes.	8
Classe 3	Cônes de déjection.	7
Classe 4	Sable argileux, calcaire ou calcaréo-gréseux, calcaire à lithothamniées.	5
Classe 5	Dunes consolidées, alluvions anciennes, argileux ou argilo-sableux.	4
Classe 6	Lumachelles, poudingues et grès marins	3

3.1.10. L'occupation du sol

L'occupation du sol peut être définie comme la couverture biophysique de la surface des terres émergées. Deh *et al.*, (2012) définissent l'occupation du sol comme l'ensemble des

activités pratiquées et susceptibles d'engendrer des polluants. La carte de l'occupation du sol a été établie par le traitement de l'image satellitaire Landsat 8. L'application supervisée a permis de distinguer 3 classes en fonction de leur aptitude à générer les nitrates dans la nature en fonction de l'activité dominante pratiquée. Ces zones sont : la végétation dense et les routes, les habitations qui entraînent des rejets domestiques, et les terres agricoles considérée comme source principale d'enrichissement en nitrates. Les notes 1, 3 et 10 ont été respectivement attribuées à ces zones (tableau 28).

Tableau 28 : Cotes en fonction des classes du paramètre « occupation du sol »

Classes	Occupation du sol	Cote
Classe 1	Agriculture	10
Classe 2	Habitation (rejets domestiques)	3
Classe 3	Végétation dense et route	1

3.2. La détermination des poids des paramètres et des critères adoptés

La détermination des poids des paramètres et des critères s'est appuyée sur la méthode d'analyse hiérarchique des procédés (AHP) de Saaty (1980). Cette démarche s'articule en trois étapes :

- L'élaboration de la hiérarchie ;
- La comparaison binaire ;
- Le calcul des poids (détermination des valeurs et vecteurs propres).

3.2.1. L'élaboration de la hiérarchie

La méthode AHP décompose et simplifie les problèmes nécessitant une solution selon une structure hiérarchique. Chaque paramètre de la hiérarchie est caractérisé par une importance relative par rapport aux autres paramètres du même niveau.

- Un niveau 0 définit l'objectif principal.
- Un niveau 1 décrit les critères de décision.
- Un niveau 2 regroupe les paramètres relatifs aux critères adoptés (les caractéristiques des critères).

3.2.2. Les combinaisons binaires

Les combinaisons binaires consistent à comparer à l'intérieur d'une matrice les indicateurs sélectionnés deux à deux et à attribuer à chaque paire un coefficient de comparaison en utilisant l'échelle proposée par Saaty (1977) (tableau 29). La combinaison aboutit à la configuration des matrices carrées relatives aux critères sélectionnés. Ces matrices sont définies comme suit :

W : principales notes attribuées au critère i pour exprimer son importance relative.

w_{ij} : le jugement quantitatif de la paire de caractéristiques (C_i, C_j), il est défini par les règles suivantes :

- si : $w_{ij} = \alpha \Rightarrow w_{ji} = 1/\alpha$
- si : C_i est considéré comme étant une importance relative égale à celle de C_j , on aura : $w_{ij} = 1$, $w_{ji} = 1$ et $w_{ii} = 1$ pour tout i

avec : C_i : critère i , C_j : critère j .

Tableau 29 : Echelle proposée par Saaty (1977)

Valeurs	Jugement comparatif des indicateurs (paramètres et critères)	Explication
1	De même importance	Deux caractéristiques contribuent de la même façon à l'objectif.
3	Un peu plus important	L'expérience et l'appréciation personnelle favorisent légèrement une caractéristique par rapport à une autre.
5	Plus important	L'expérience et l'appréciation favorisent fortement une caractéristique par rapport à une autre.
7	Vraiment plus important	Une caractéristique est fortement favorisée et sa dominance est attestée dans la pratique.
9	Absolument important	Les preuves favorisant une caractéristique par rapport à une autre et sont aussi convaincantes que possible.
2, 4, 6, 8	Valeurs associées à des jugements intermédiaires	Lorsqu'un compromis est nécessaire.

3.2.3. Le calcul des poids (Détermination des valeurs et des vecteurs propres)

Après la combinaison binaire, on procède à la détermination du poids, connu aussi par «le coefficient de pondération (C_p) », de chaque élément des matrices carrées réciproques des niveaux 1 et 2 de la hiérarchie établie.

Les poids calculés des paramètres et des critères sont des appréciations que nous avons effectuées et qui sont issues d'une bonne connaissance du terrain et des critères influençant le transfert des nitrates dans les eaux souterraines.

Pour déterminer les poids au niveau de chaque paramètre et critère, les vecteurs propres (V_p) et le ratio de cohérence (R_c) sont calculés.

3.2.3.1. La détermination des vecteurs propres (V_p)

Dans la présente approche, le vecteur propre est assimilé à une moyenne géométrique calculé à partir de la formule suivante :

$$V_p = \sqrt[n]{W_1 \times \dots \times W_n}$$

Avec :

n : le nombre de paramètres comparés dans la matrice carrée ;

W_n : principales notes attribuées au paramètre n pour exprimer son importance relative.

3.2.3.2. Le calcul des coefficients de pondération (Cp)

Les coefficients de pondération (Cp), appelés aussi les vecteurs propres normalisés, correspondent au poids du paramètre considéré par rapport aux poids des autres paramètres de la matrice. Ils sont obtenus par la relation suivante :

$$Cp = \frac{Vp}{Vp_1 + \dots + Vp_n}$$

La somme des Cp est égale à l'unité ou à 100 %.

3.2.3.3. Le calcul du ratio de cohérence (RC)

La matrice de comparaison binaire calculée doit être cohérente. Cela veut dire que l'importance relative des paramètres et des critères que nous avons attribués est cohérente et demeure valable pour la suite de l'approche de la modélisation. Le calcul d'un ratio de cohérence (RC) est indispensable pour la validation des coefficients de pondération calculés (Saaty, 1977). Pour que la matrice soit cohérente, la valeur de RC doit être inférieure à 0,1, soit 10 %.

Le ratio de cohérence (RC) est donné par la relation suivante : $RC = \frac{I_C}{I_A}$

où : I_A : indice aléatoire élaboré par Saaty (1977) (tableau 30)

I_C : Indice de cohérence, donné par la formule suivante :

$$I_C = (\lambda_{max} - n)/(n - 1)$$

avec :

λ_{max} : est la valeur propre maximale de chaque indicateur dans la matrice ;

n : le nombre d'indicateurs comparés dans la matrice.

Tableau 30 : Indices de cohérence aléatoire pour $n = 1, 2, \dots, 10$ (Saaty, 1977)

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
I_A	0,00	0,00	0,58	0,90	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49

3.3. L'agrégation des données pondérées et cartographie des résultats

Cette étape d'agrégation est utilisée pour l'évaluation du transfert des nitrates dans les eaux souterraines. Il s'agit de multiplier chaque couche- paramètre par son propre coefficient de pondération. Les résultats obtenus vont être additionnés pour obtenir l'indice d'aptitude situé sur une échelle de 0 à 10. Selon Saaty (1980), la somme des coefficients de pondération des paramètres et critères générés vaut 1. Cela peut être résumé comme suit :

$$S = \sum_{i=2}^n W_i X_i$$

avec : S : le résultat ;
 W_i : le poids du critère i ;
 X_i : la valeur standardisée du critère de facteur i .

L'établissement de la carte de chaque paramètre et critère d'évaluation nécessite l'utilisation du système d'information géographique (SIG). C'est sous ArcGIS que ces cartes seront établies par le report dans l'espace des différentes valeurs issues de la somme des produits des valeurs standardisées (cotes) et pondérées (poids) des paramètres constitutifs de chaque critère.

L'agrégation des cartes critères conduit à l'établissement d'une carte d'aptitude finale (carte de synthèse) permettant l'évaluation de la dynamique de transfert des nitrates dans les eaux souterraines de Nador. Cette carte de répartition des critères d'évaluation rassemblés permettra de révéler les zones susceptibles d'être touchées par une éventuelle pollution nitratée. C'est dans ces zones qu'il faut réagir pour accroître les mesures de préservation et de protection de la nappe de Nador.

3.4. La validation de la carte de synthèse

La carte finale de synthèse est validée en exploitant les résultats des analyses chimiques des eaux souterraines et les mesures sur le terrain (Ake *et al.*, 2010). Plusieurs auteurs dont Menani (2001), Jourda *et al.*, (2006), Hamza *et al.*, (2007), Kouamé, (2007), Aké *et al.*, (2009), Aké *et al.*, (2010), Amrani *et al.*, (2020), Djoudar, (2020) ont testé la validité des méthodes d'évaluation de la pollution en se basant sur les données chimiques des eaux souterraines.

Dans notre étude, la carte finale de la modélisation spatiale de transfert des nitrates sera validée par les concentrations en nitrates dans les eaux souterraines obtenues lors de notre campagne d'échantillonnage (Octobre 2018).

4. L'application à la nappe alluviale de l'oued Nador

La structure hiérarchique adoptée dans notre étude est architecturée comme suit :

Le niveau 0 correspond à l'objectif principal du présent travail qui est la modélisation du transfert des nitrates dans les eaux souterraines de Nador.

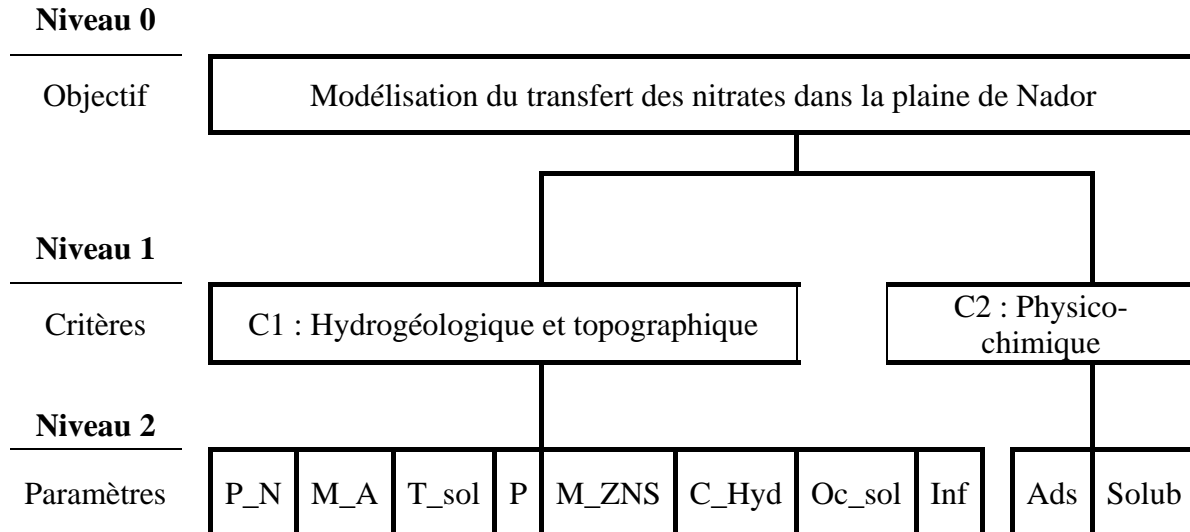
Dans le niveau 1, deux critères conditionnant le transfert vertical du polluant dans les eaux souterraines sont retenus, à savoir : le critère hydrogéologique et topographique et le critère physico-chimique.

Le niveau 2 regroupe les caractéristiques des deux critères. Dans ce cas, on a choisi dix paramètres qui affectent de manière significative la propagation des nitrates dans les eaux souterraines (figure 53).

La comparaison binaire a abouti à la configuration des deux matrices carrées relatives aux paramètres de critères de décision (Hydrogéologique-topographique et physico-chimique). Tenant compte des importances relatives des critères sélectionnés dans la dynamique des nitrates, une troisième matrice a été générée.

Dans la matrice carrée réciproque, la lecture de l'importance relative du paramètre est effectuée par la ligne par rapport à la colonne. A titre d'exemple, l'infiltration a une influence plus importante que la profondeur de la nappe dans le transfert des polluants. La lecture du

tableau 31 indique que l'infiltration est 5 fois plus importante que la profondeur de la nappe. À l'inverse, l'importance de cette dernière par rapport à l'infiltration est de 1/5. Les résultats de cette étape sont consignés dans les tableaux 31 et 32 pour la comparaison des paramètres et dans le tableau 33 pour la comparaison des critères.



- P_N* : Profondeur de la nappe
- M_A* : Matériaux de l'aquifère
- T_sol* : Type de sol
- P* : Pente
- M_ZNS* : Matériaux de la Zone Non Saturée
- C_Hyd* : Conductivité Hydraulique
- Oc_sol* : Occupation du sol
- Inf* : Infiltration
- Ads* : Adsorption
- Solub* : Solubilité

Figure 53 : Structure hiérarchique de la modélisation du transfert vertical des nitrates vers les eaux souterraines de Nador

Tableau 31 : Matrice carrée réciproque de comparaison binaire déterminant le coefficient de pondération des paramètres du critère hydrogéologique et topographique

	P_N	M_A	T_sol	P	M_ZNS	C_Hyd.	Oc_sol	Inf	Vp	Cp	Ic	Rc
P_N	1,00	3,00	0,20	0,20	0,33	1,00	0,33	0,20	0,48	0,043	0,06	0,043
M_A	0,33	1,00	0,20	0,14	0,33	0,50	0,20	0,14	0,29	0,026		
T_sol	5,00	5,00	1,00	1,00	3,00	5,00	2,00	1,00	2,29	0,207		
P	5,00	7,00	1,00	1,00	5,00	5,00	1,00	0,33	2,03	0,184		
M_ZNS	3,00	3,00	0,33	0,20	1,00	3,00	0,33	0,20	0,77	0,069		
C_Hyd	1,00	2,00	0,20	0,20	0,33	1,00	0,17	0,14	0,40	0,036		
Oc_sol	3,00	5,00	0,50	1,00	3,00	6,00	1,00	0,33	1,61	0,146		
Inf	5,00	7,00	1,00	3,00	5,00	7,00	3,00	1,00	3,20	0,289		
Somme	23,33	33,00	4,43	6,74	18,00	28,50	8,03	3,35	11,06	1,000		

Tableau 32 : Matrice carrée réciproque de comparaison binaire déterminant le coefficient de pondération des paramètres du critère physico-chimique

	Adsorption	Solubilité	Vp	Cp	Ic	Rc
Adsorption	1,00	0,25	0,50	0,20	0	0
Solubilité	4	1,00	2,00	0,80		
Somme	5	1,25	2,5	1,00		

Tableau 33 : Matrice carrée réciproque de comparaison binaire déterminant le coefficient de pondération des critères

	Hydrogéologiques et topographique	Physico-chimiques	Vp	Cp	Ic	Rc
Hydrogéologique et topographique	1,00	5	0,24	0,83	0	0
Physico-chimiques	0,20	1,00	0,45	0,17		
Somme	1,20	6,00	0,69	1,00		

La détermination des coefficients de pondération (Cp) de chaque paramètre nécessite tout d'abord le calcul des vecteurs propres (Vp) de la matrice de comparaison. Ces vecteurs sont obtenus pour chaque ligne en calculant leur moyenne géométrique. Par exemple, nous considérons la quatrième ligne du tableau 31, la valeur du vecteur propre (Vp) est donnée comme suit : $Vp = \sqrt[8]{5 \times 7 \times 1 \times 1 \times 5 \times 5 \times 1 \times 0,33}$ soit 2,03.

Le coefficient de pondération (Cp) de chaque paramètre est obtenu par la standardisation du vecteur propre. Cela est réalisé par la division de chaque vecteur propre par la somme des vecteurs propres calculés. Si on prend le paramètre pente (P) du tableau 31, le coefficient de pondération est donné comme suit :

$$Cp = \frac{2,03}{0,48+0,29+2,29+2,03+0,77+0,4+1,61+3,20}, \text{ soit } Cp = 0,184.$$

Le contrôle de la cohérence des jugements par le calcul du ratio de cohérence (Rc) est nécessaire. Ce ratio a été calculé selon l'équation de Saaty (1977), dont la valeur obtenue est de 0,043 et l'application numérique se présente comme suit :

I_A est donné par le tableau 30, il est fonction du nombre de paramètres sélectionnés. Dans notre cas, huit (8) paramètres du critère hydrogéologique et topographique ont été retenus et la valeur de l'indice aléatoire correspondante est de 1,41.

$$I_C = (\lambda_{max} - n)/(n - 1) = (8,426 - 8)/(8 - 1) \text{ soit } 0,06$$

λ_{max} est la somme des produits de la somme des colonnes et le coefficient de pondération. L'application numérique : $\lambda_{max} = (23,33 \times 0,043) + (33 \times 0,026) + (4,43 \times 0,207) + (6,74 \times 0,184) + (18 \times 0,069) + (28,5 \times 0,036) + (8,03 \times 0,146) + (3,35 \times 0,289) = 8,426$.

$R_c = \frac{0,06}{1,41}$ soit 0,043. Ce résultat nous a permis de constater que la cohérence de la matrice est bonne ($R_c < 10\%$) et que l'importance relative qu'on a affecté aux paramètres est valide.

Après pondération, les cartes des différents paramètres sont réalisées (figures 54 a, b, c, d, e, f, g, h, et i).

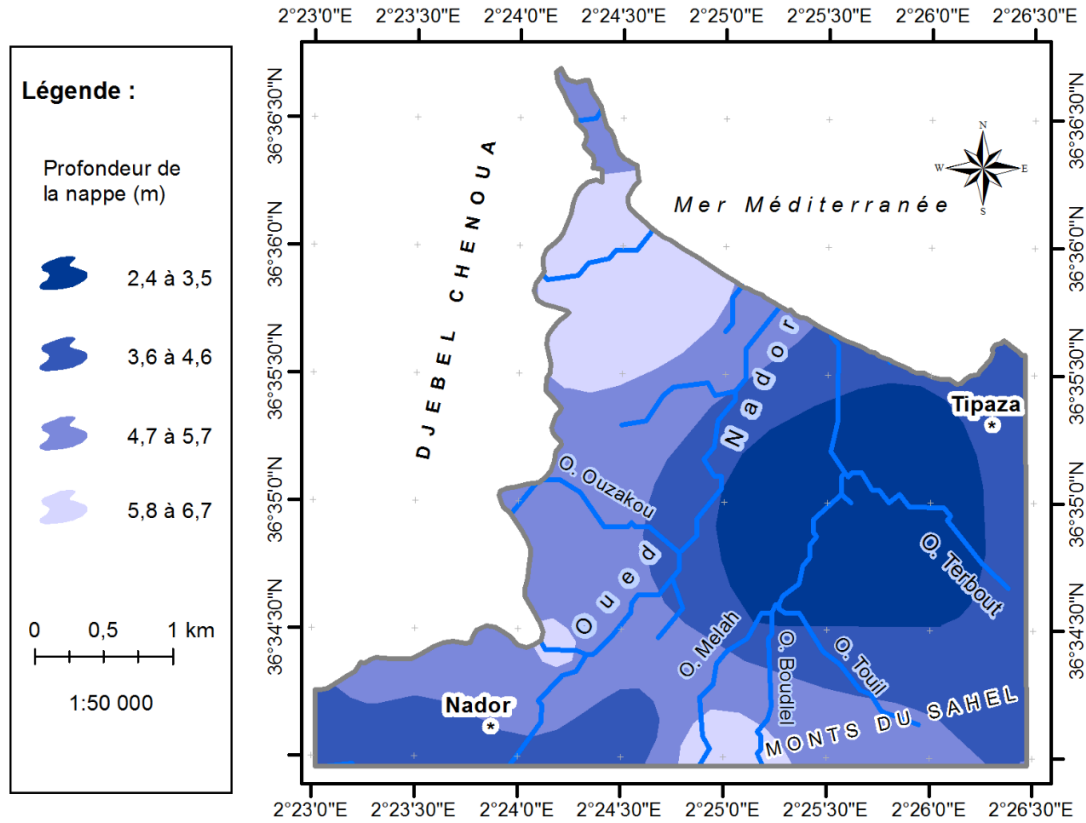


Figure 54 a : Carte du paramètre profondeur de la nappe

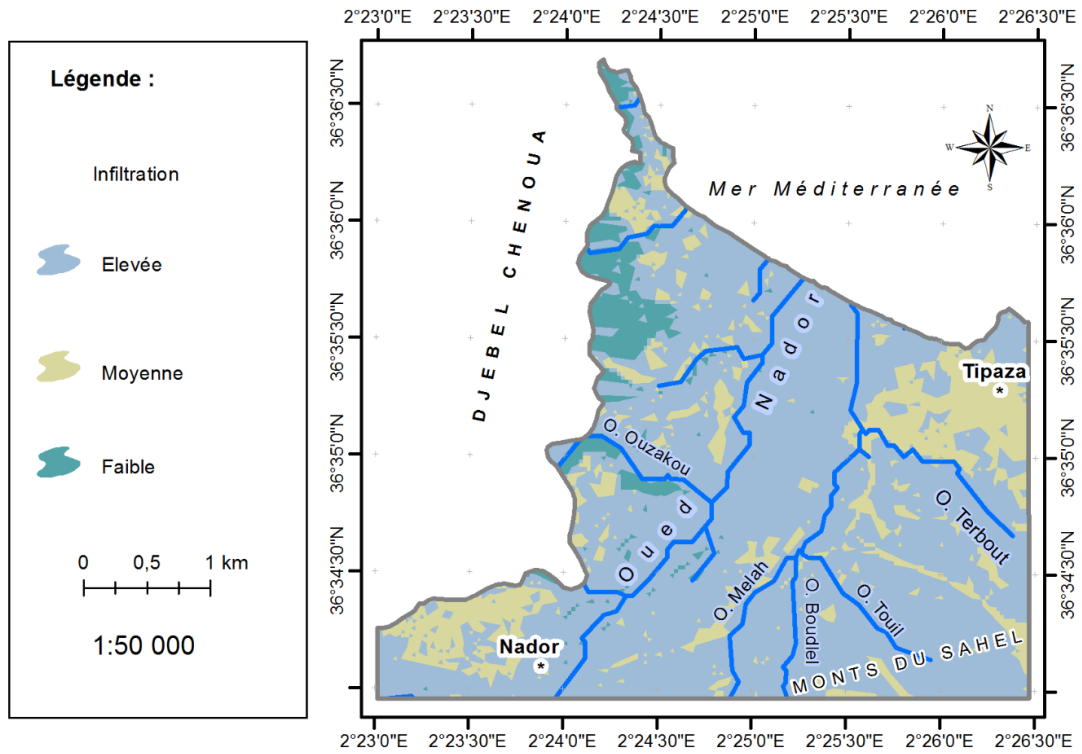


Figure 54 b : Carte du paramètre infiltration

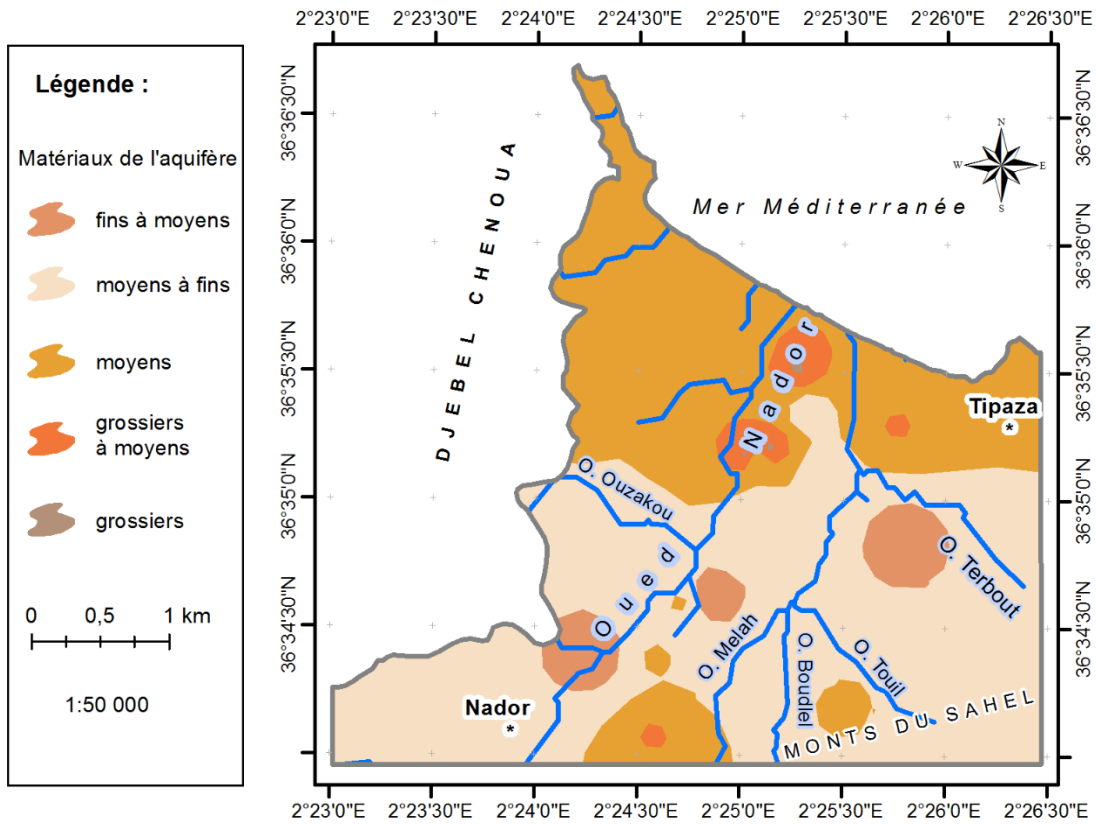


Figure 54 c : Carte du paramètre matériaux de l'aquifère

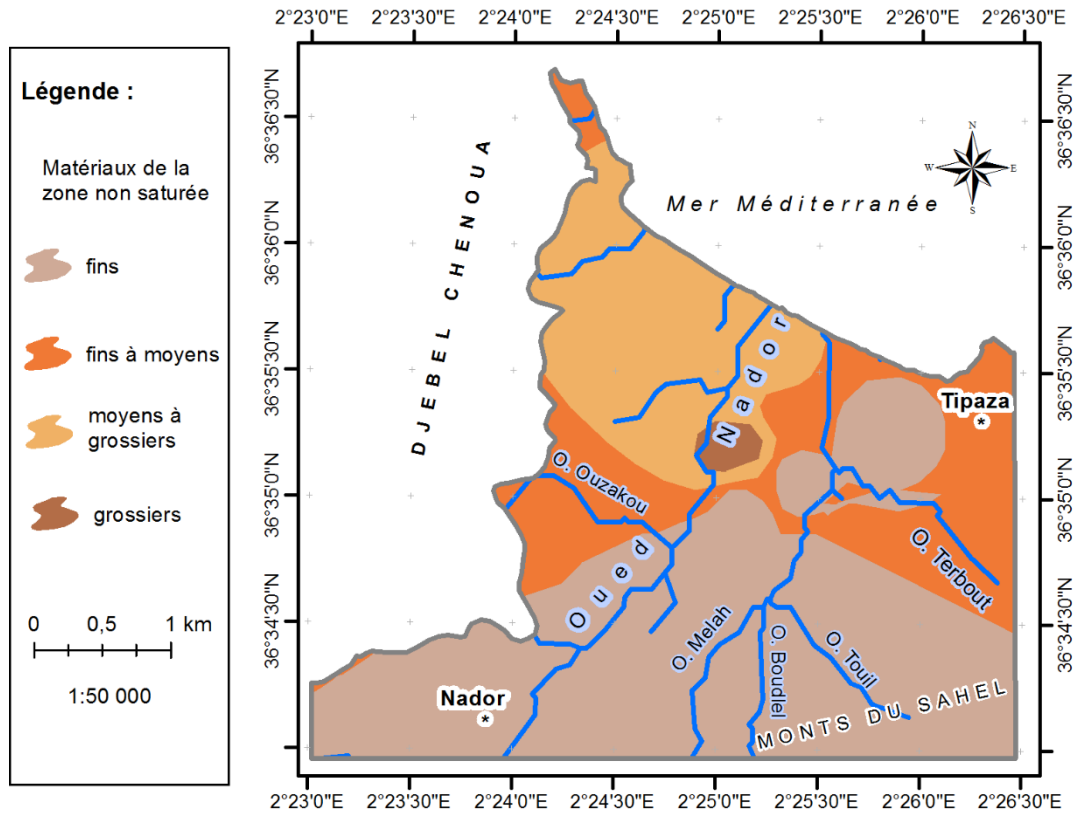


Figure 54 d : Carte du paramètre matériaux de la zone non saturée

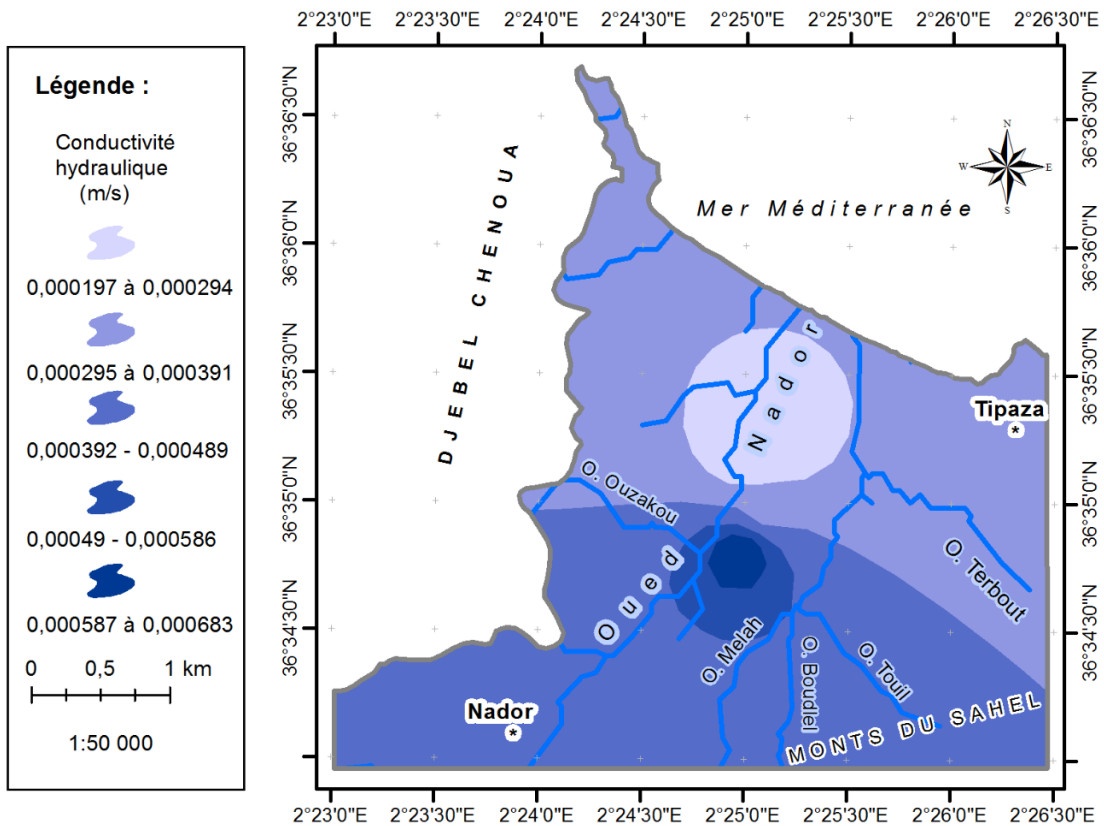


Figure 54 e : Carte du paramètre conductivité hydraulique (m/s)

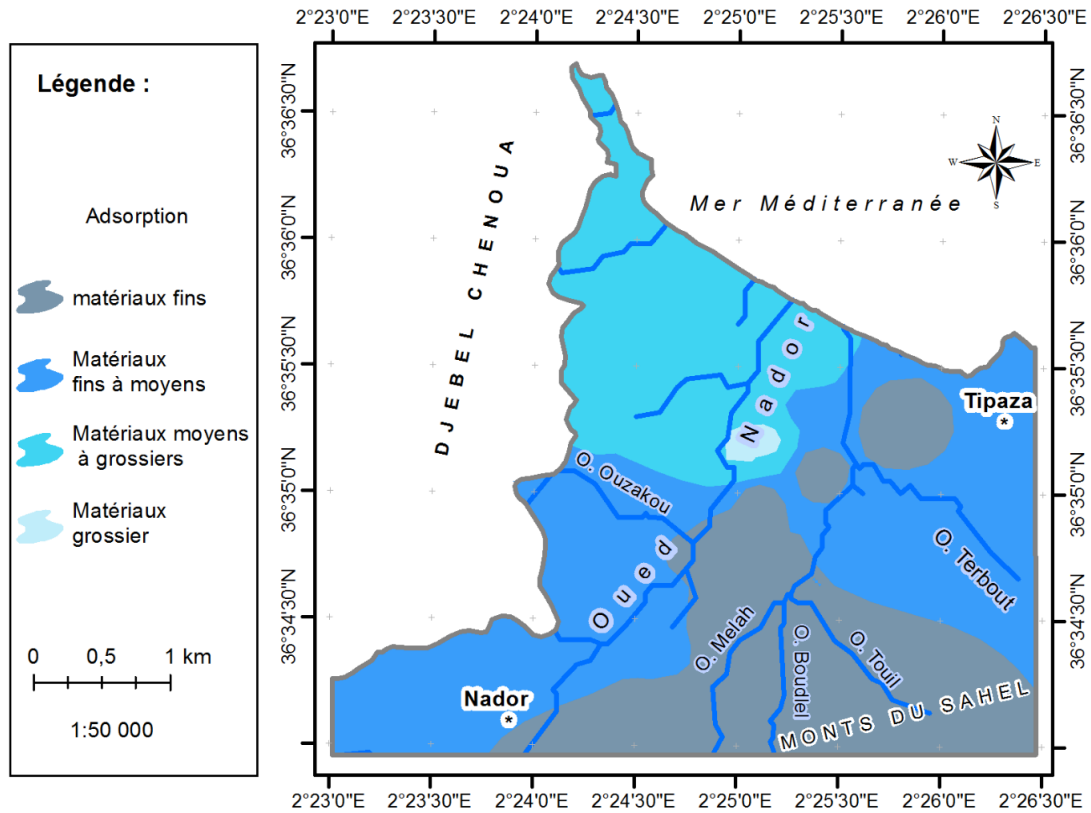


Figure 54 f : Carte du paramètre adsorption

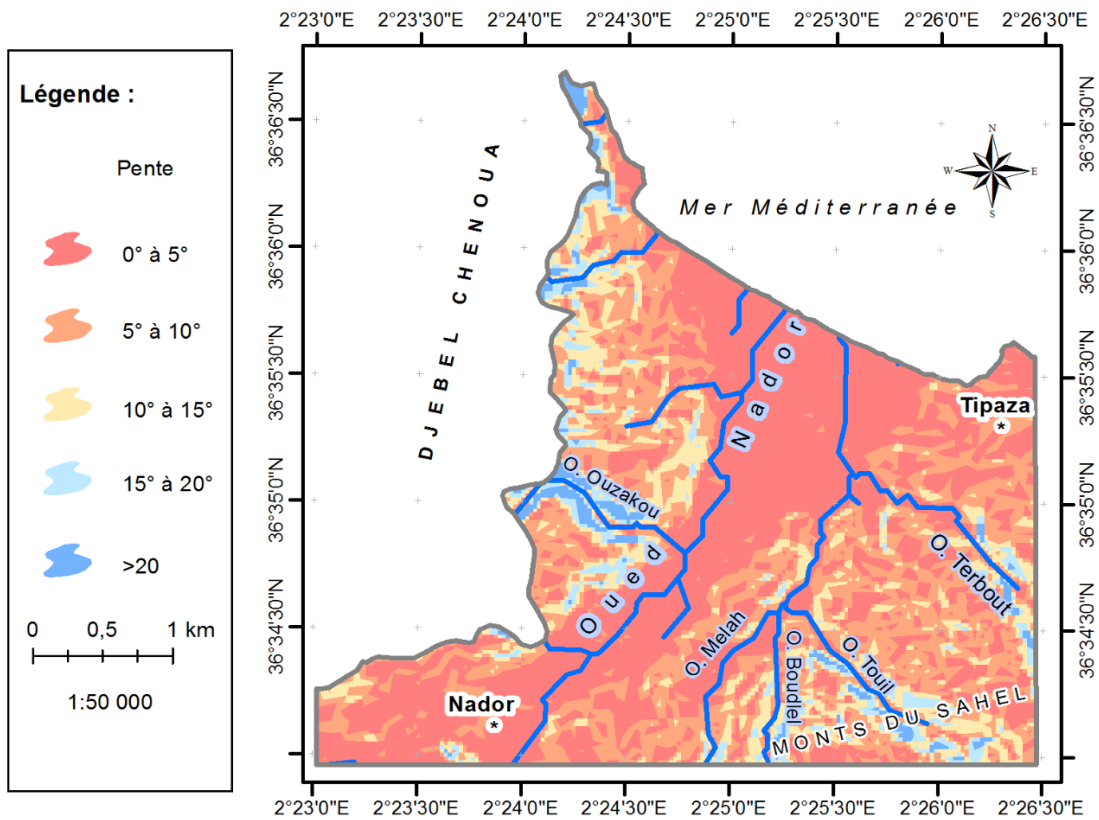


Figure 54 g : Carte du paramètre pente

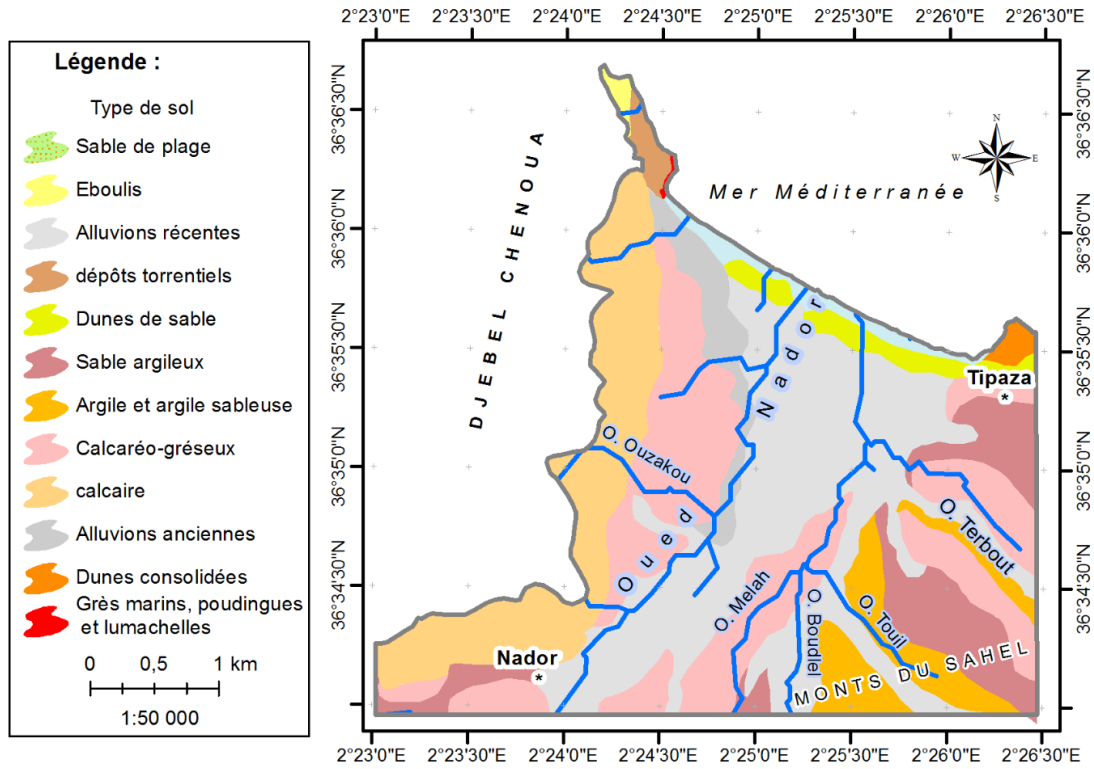


Figure 54 h : Carte du paramètre type de sol

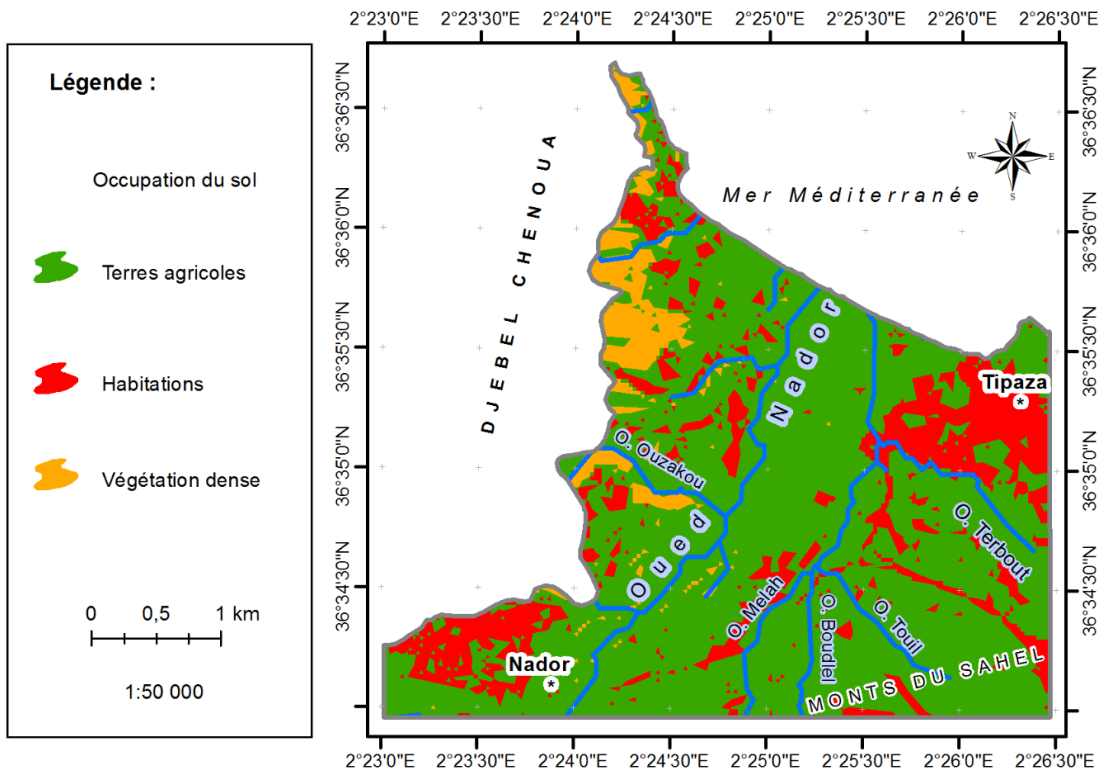


Figure 54 i : Carte du paramètre occupation du sol

L'agrégation de ces cartes nous a permis d'aboutir à deux cartes-critères :

- **La carte du critère hydrogéologique-topographique** : issue de l'agrégation des cartes de la profondeur de la nappe, les matériaux de l'aquifère, le type de sol, la pente, les matériaux de la zone non saturée, la conductivité hydraulique, l'occupation du sol et l'infiltration (figure 55).
- **La carte du critère physico-chimique** : réalisée par l'agrégation des cartes de l'adsorption et de la solubilité (figure 56).

La cartographie de l'aptitude de transfert des nitrates dans les eaux souterraines de Nador est réalisée par la superposition pondérée des cartes-critères (figure 57).

L'examen de la carte finale montre l'existence de cinq (05) classes d'aptitude qui sont : très faible, faible, moyenne, élevée, très élevée. Cette classification est fonction de l'intensité de la migration du polluant vers les eaux souterraines. La carte finale montre que les classes d'aptitude de transfert des nitrates « faible » à « très faible » ne représentent que 1 % de la surface de la plaine et se trouvent à la bordure Ouest où les reliefs sont importants (forte pente) et la végétation est très dense. La classe d'aptitude « moyenne » couvre 18 % de la zone d'étude et se localise principalement au Nord-Est et au Sud-Ouest. Cette classe offre une protection hydrogéologique incertaine des eaux souterraines. La classe d'aptitude « élevée » se rencontre essentiellement à l'Ouest et au Sud-Est de la plaine sous forme de lambeaux et elle ne couvre que 8 % du territoire étudié. La classe d'aptitude de transfert des nitrates « très élevée » est la plus représentée dans la plaine de Nador. Elle représente 72 % de la surface totale et se localise majoritairement au centre et à l'Est de la plaine. Suite aux enquêtes sur le terrain, il ressort que ces zones sont destinées dans leur majorité à l'agriculture (culture maraîchère, arboriculture...) et à l'élevage. De plus, l'Oued Nador est considéré comme une source supplémentaire potentielle des nitrates. Il draine les différentes eaux usées domestiques. En effet, ces eaux sont rejetées directement dans l'Oued et ses affluents, ce qui contribue à une augmentation excessive des concentrations en nitrates. Il est aussi important de signaler que certaines agglomérations sont dépourvues de réseau d'assainissement et que les eaux infiltrées des fosses septiques constituent une source supplémentaire de contamination des eaux souterraines de la région.

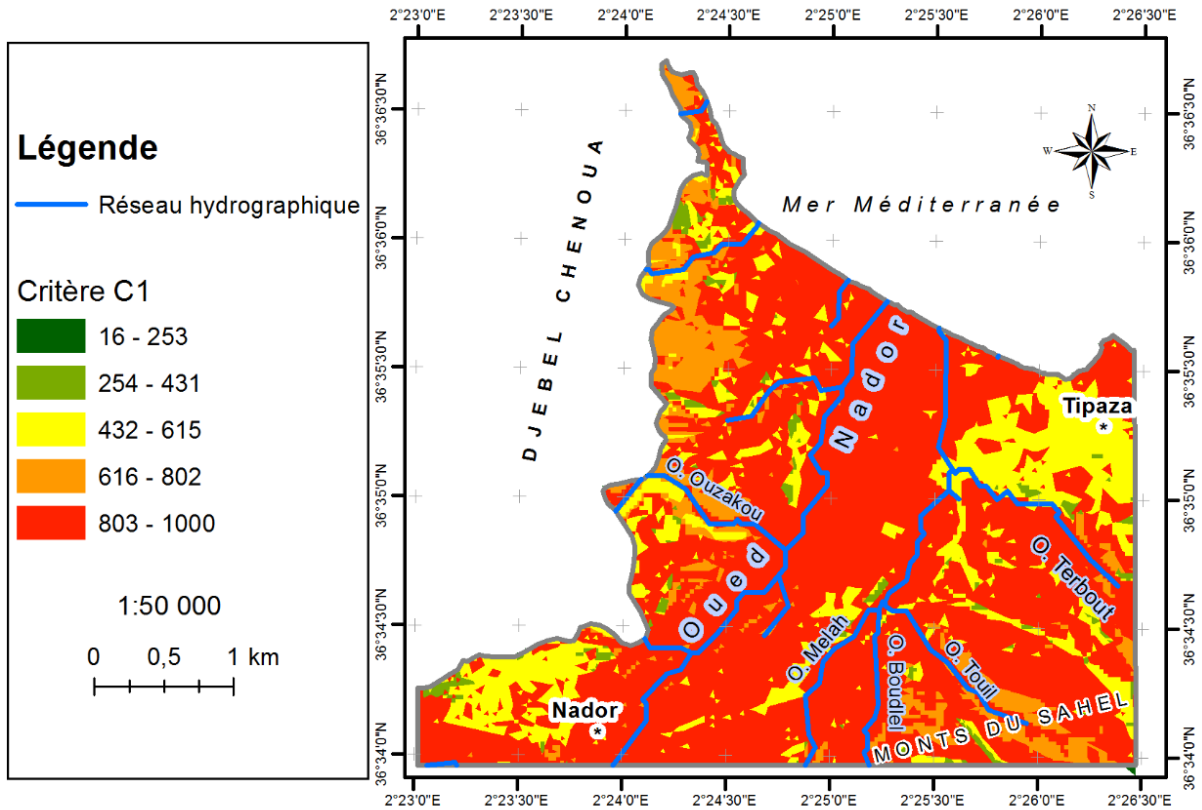


Figure 55 : Carte du critère hydrogéologique-topographique

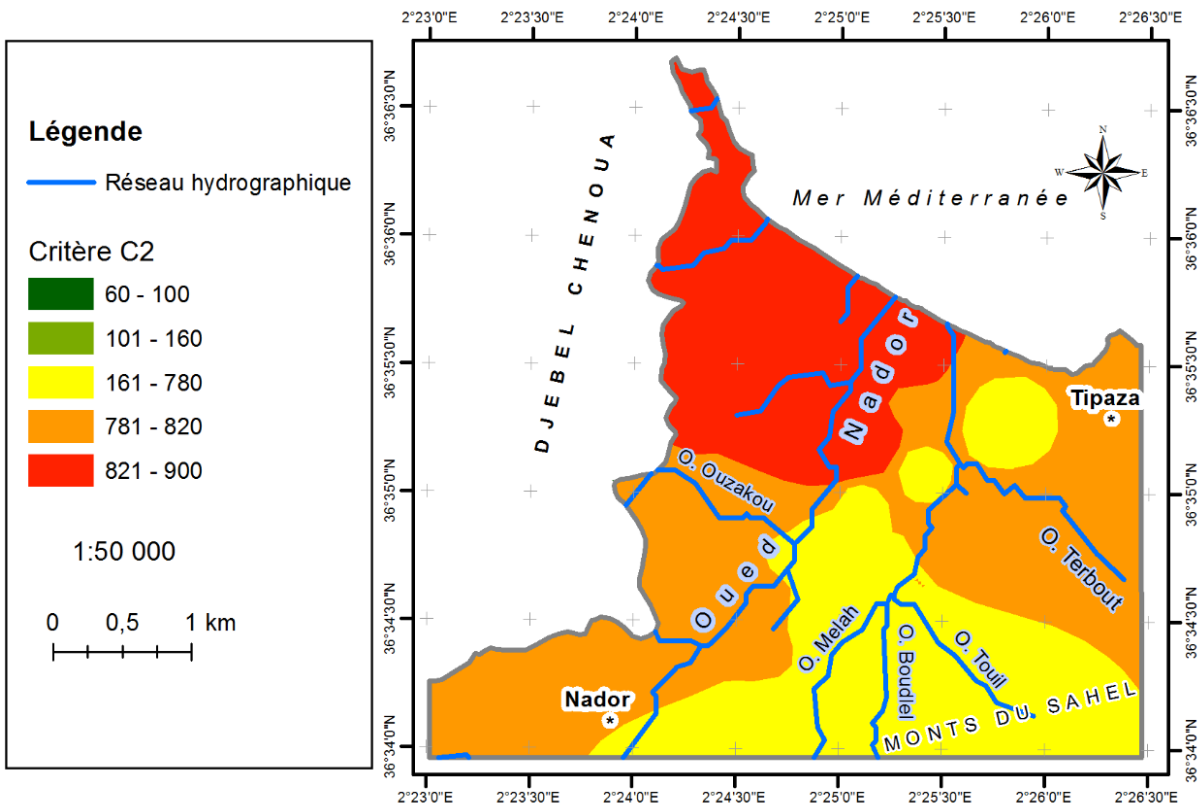


Figure 56 : Carte du critère physico-chimique

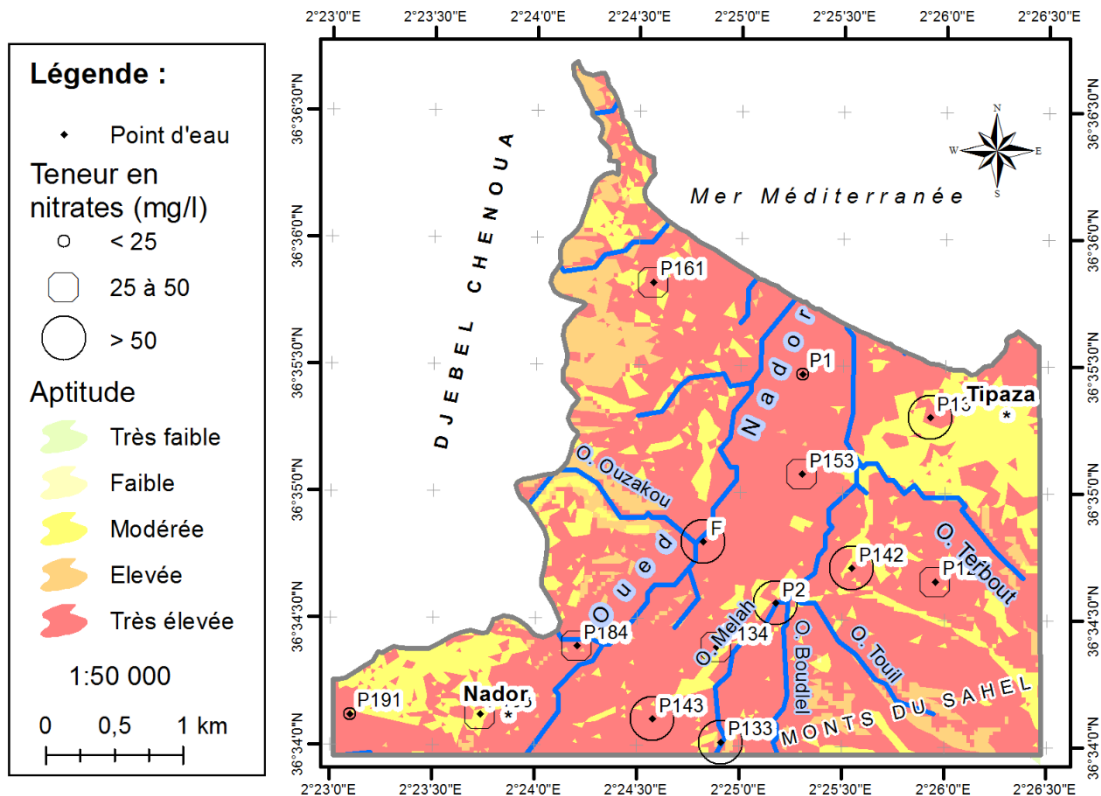


Figure 57 : Carte finale d'aptitude de transfert des nitrates dans les eaux souterraine de Nador obtenue par la méthode AHP et répartition spatiale des concentrations en nitrates

Les pourcentages de chaque classe sont représentés sur un diagramme circulaire, figure 58.

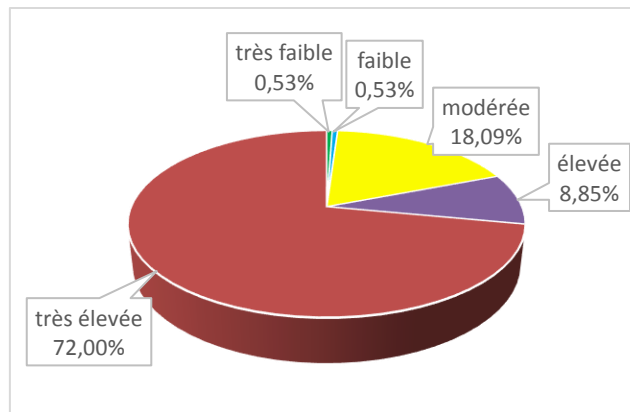


Figure 58 : Diagramme circulaire représentant les pourcentages des différentes classes

Afin de valider la carte finale obtenue, nous nous sommes basés sur l'interprétation de la répartition spatiale des concentrations en nitrates dans la plaine de Nador. Ce paramètre n'a pas servi lors de l'élaboration de la carte d'aptitude des eaux souterraines à la pollution nitraté. Cette condition donne plus de fiabilité aux résultats obtenus avant d'être utilisé comme un outil d'aide à la prise de décision.

La validation du modèle cartographique établi par la méthode AHP, a été donc effectuée par la comparaison entre la répartition spatiale des nitrates dans les eaux souterraines et la distribution spatiale des zones de susceptibilité à une éventuelle pollution due à un transfert vertical des nitrates.

A l'issue des résultats obtenus, la carte finale de synthèse (figure 57) montre une similarité avec les zones de fortes activités anthropiques. Les teneurs en nitrates supérieures à la norme de l'OMS coïncident avec les zones de « très forte » aptitude de transfert des nitrates à travers le sol. Le taux de coïncidence obtenu est de 100 %. Il s'agit en particulier des terres agricoles et des zones de rejets des eaux usées à ciel ouvert. La partie Est de la plaine, où les concentrations en nitrates sont excessives (dépassant les 50 mg/L) est la zone la plus touchée par cette contamination.

Pour l'ensemble des points d'eau, même avec des concentrations modérées en nitrates, le taux de coïncidence avec la classe de susceptibilité « très élevée » est de 92 %. Ce résultat nous a permis d'approuver la fiabilité de la carte élaborée.

5. Conclusion

Dans cette étude, nous avons procédé à une modélisation basée sur l'analyse multicritères, en intégrant les avantages qu'offre la méthode AHP et les SIG pour comprendre la dynamique régissant le transfert des nitrates dans le sol, afin d'apporter une aide aux décideurs pour la prévention et la lutte contre la pollution nitratée des eaux souterraines. A cet effet, un modèle appliqué à la nappe alluviale de Nador a été élaboré.

Cette approche explore les fonctions de l'AHP afin d'assembler, d'évaluer et de modéliser un ensemble de critères relatifs à notre problématique. L'utilisation du SIG a permis de structurer, d'analyser et d'élaborer les cartes de synthèse pour déterminer les zones susceptibles à la pollution par les nitrates.

Les résultats obtenus par le modèle s'accordent bien avec les concentrations des nitrates observées. Par conséquent, nous pouvons conclure que la méthode AHP est une méthode bien adaptée au contexte de notre région d'étude.

Conclusion Générale

Conclusion générale

1. Rappel de la problématique

L'eau est une ressource vitale : elle est à la fois essentielle à la vie et à tout développement. Aucune activité humaine ne peut réellement prospérer à long terme dans une région qui en manque. Assurer l'approvisionnement en eau pour les années à venir est certainement le défi majeur auquel le monde entier est confronté actuellement.

L'eau est de plus en plus menacée par des perturbations climatiques, sous forme de sécheresses sévères à répétitions, mais également par un ensemble d'autres conditions socio-économiques, en lien avec l'activité agro-alimentaire par exemple.

L'Algérie se trouve fortement touchée par ces conjonctions socio-économiques et climatiques qui affectent ses ressources. L'accès à l'eau dans plusieurs régions du pays pose à la fois un souci quantitatif en raison de sa rareté, mais également qualitatif en raison de la dégradation de ses paramètres par endroits. La préservation de cette précieuse ressource et la gestion optimale de son utilisation sont donc indispensables.

La pollution de l'eau est l'un des problèmes les plus difficiles à appréhender et à traiter dans le domaine de la gestion des ressources hydriques. L'agriculture est le premier secteur consommateur d'eau, et cette utilisation étendue n'est pas sans conséquences nocives. En effet, des produits polluants issus de l'activité agricole contaminent cette ressource soit à partir des eaux pluviales, soit à partir des eaux d'irrigation. Une des principales conséquences est qu'une partie importante des fuites de nitrates détectées dans les réservoirs d'eau souterrains est d'origine agricole. Face à l'ampleur des dégâts constatés, une politique de gestion des ressources hydriques plus responsable doit être appliquée, en particulier dans les zones rurales agricoles.

La plaine alluviale de Nador est une zone d'agriculture intensive touchée par le problème de la pollution d'eau souterraine. La présence des nitrates dans ces eaux provient principalement de l'épandage d'importantes quantités d'engrais azotés sur les sols de la plaine. Plusieurs facteurs géologiques, climatiques et biochimiques caractérisant cette région ont favorisé l'augmentation des teneurs en nitrates dans les eaux souterraines. La situation actuelle préoccupe les autorités compétentes, ainsi que des scientifiques-chercheurs experts dans ce domaine. Des moyens matériels et humains conséquents sont mobilisés pour lutter contre la propagation de cette pollution.

Dans cette thèse, nous nous sommes intéressés à la modélisation du transfert des nitrates à travers le sol dans la plaine de Nador. Nous avons pu, tout au long de ce travail de recherche, mettre en évidence un lien causal entre la géologie, le climat, et les caractéristiques du polluant. Ceci nous a permis de mieux décrire et de comprendre le transfert des nitrates qui s'infiltrent vers les réservoirs d'eau souterrains.

Le recours à la modélisation par l'analyse multicritères est considéré comme étant la démarche la plus adéquate à suivre dans notre cas d'étude, compte tenu d'un ensemble de contraintes pratiques incluant l'insuffisance des données récoltées et la mauvaise répartition spatiale des points d'eau au niveau de la plaine.

2. Synthèse des résultats

Au terme de ce travail, les principaux résultats obtenus sont résumés ci-dessous :

- 1) La modélisation cartographique confirme que la plaine de Nador est une région relativement plate, à faible pente. Pour rappel, la zone d'étude appartient au sous bassin du Sahel (0203), soumis à un climat méditerranéen doux et humide en hiver et chaud et sec en été. La plaine de Nador est à vocation agricole favorisant l'exploitation irrationnelle des ressources souterraines, qui se traduit par une insuffisance en eau et une détérioration de sa qualité. L'étude climatologique réalisée a révélé que les précipitations moyennes annuelles sont de l'ordre de 603 mm. Le calcul du bilan hydrologique a également établi que 80,5 % des précipitations sont reprises par l'atmosphère, 14,5 % ruissellent en surface, alors que seuls 5 % des précipitations s'infiltrent dans les sols et participent à la réalimentation des nappes d'eaux souterraines.
- 2) L'étude géologique et hydrogéologique des formations de la plaine de Nador a mis en évidence un important réservoir souterrain d'âge plio-quadernaire. Ce réservoir utile est constitué de deux formations :
 - Des graviers et des galets, formant généralement la base du Quadernaire.
 - Une série calcaro-gréseuse, formant la molasse astienne.

Ces deux formations sont en contact et en continuité hydraulique, et sont séparées du substratum marneux d'âge Plaisancien par une couche imperméable d'argiles silteuses et parfois d'argiles sableuses.

L'examen des cartes de résistivités et les coupes géo-électriques ont permis de bien connaître la géométrie et l'extension du réservoir utile à l'échelle de la plaine. Cela nous a permis de déterminer :

- L'épaisseur de la nappe, qui peut atteindre les 60 m au centre de la plaine et qui diminue vers l'amont.
- La profondeur du mur, qui diminue progressivement de la côte vers l'amont. La profondeur maximale du mur du réservoir peut atteindre les 80m au centre de la plaine.

De plus, l'étude hydrogéologique a montré que l'alimentation directe de la nappe par l'infiltration des précipitations s'effectue des deux côtés de la plaine où la série calcaréo-gréseuse de l'Astien affleure.

Les caractéristiques de l'aquifère Plio-quadernaire, et plus particulièrement sa faible profondeur, l'expose à une surexploitation. Ceci provoque une diminution des niveaux statiques et une dégradation de la qualité des eaux.

L'étude piézométrique a montré une fluctuation du niveau d'eau à la fois dans le temps et dans l'espace. Le sens d'écoulement préférentiel se fait vers le Nord-Est avec une inversion de l'écoulement souterrain en aval de la plaine, favorisant ainsi la pénétration du biseau salé dans le continent.

- 3) L'étude hydrochimique de la plaine a montré que la salinité des eaux est relativement élevée, ce qui se traduit par des valeurs importantes de la minéralisation qui dépassent les 1000 mg/L dans la majorité des échantillons, et des valeurs de conductivité électrique atteignant les 4201 $\mu\text{S}/\text{cm}$ au Nord de la plaine, sachant que ces deux paramètres sont étroitement liés.

L'augmentation remarquable des valeurs de la conductivité électrique en fonction de la profondeur est due à l'effet densitaire engendré par l'intrusion marine dans le secteur d'étude.

Les eaux de Nador sont caractérisées par la dominance du faciès chloruré et sulfaté calcique et magnésien. La répartition spatiale des éléments chimiques a montré que son origine est principalement liée à la nature lithologique de l'aquifère (dissolution des formations gypseuses et carbonatées).

Le contrôle de la potabilité a permis de qualifier les eaux de la nappe comme « passables » pour la plupart des échantillons analysés. Par ailleurs, l'analyse de leur aptitude à l'irrigation a démontré que ces eaux peuvent être utilisées, avec un léger risque d'alcalinisation.

L'étude statistique a été réalisée grâce à deux méthodes :

- L'analyse en composante principale (ACP), qui a révélé à la fois l'importante contribution des ions Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} et Na^+ , d'origine naturelle dans la minéralisation des eaux souterraines, et leurs contaminations par les nitrates d'origine anthropique.
- La classification ascendante hiérarchique (CAH), qui a permis de confirmer les résultats de l'ACP, et de classer les eaux de la nappe en trois groupes (groupe 1, groupe 2a et groupe 2b), selon leurs minéralisations et leurs faciès chimiques caractéristiques.

Le calcul de l'indice de saturation des minéraux carbonatés et gypsifères a montré que les eaux souterraines sont sursaturées par rapport à la calcite et la dolomie. Elles sont par ailleurs sous saturées par rapport au gypse.

L'étude des interactions entre les différents éléments chimiques a montré que l'acquisition naturelle de la minéralisation est contrôlée d'une part par les échanges ioniques avec les roches encaissantes, et d'autre part par les processus dits de "précipitation-dissolution". Néanmoins, d'autres sources de minéralisation participent également à l'augmentation de la salinité des eaux naturelles étudiées. Le lessivage des embruns marins par les précipitations enrichit les eaux par des quantités non négligeables en sels. En frange côtière, les taux de salinité excessifs des eaux de la nappe proviennent de l'intrusion marine.

Des concentrations importantes de nitrates (dépassant les 50 mg/L) dans les eaux souterraines sont atteintes suite à l'utilisation abusive des engrais azotés, au retour des eaux d'irrigation vers les nappes souterraines et à l'infiltration des eaux usées non traitées, déversées dans le milieu naturel.

4) La modélisation multicritère employée dans cette étude s'est basée sur la méthode de *l'Analyse Hiérarchique des Procédés (AHP)* sous un environnement de *Systèmes d'Information Géographique (SIG)*. Cette combinaison a permis :

- La détermination et la cartographie des principaux facteurs contribuant au transfert des nitrates vers les eaux souterraines.
- La prise en compte du rôle essentiel du climat, du sol, ainsi que de la nature du polluant et de ses caractéristiques physico-chimiques, afin de construire un modèle de transfert des nitrates vers les eaux souterraines.

La carte de sensibilité obtenue par le modèle a permis :

- La mise en évidence de cinq différentes classes de sensibilité, décrivant les degrés de protection de la nappe de Nador vis-à-vis de la pollution nitratée et des zones favorisant le transfert des nitrates. La classe d'aptitude « très élevée » est la plus prédominante dans la plaine. Elle représente 72 % de la surface totale, et elle est localisée majoritairement au centre et à l'Est de la zone d'étude.
- La localisation des zones les plus touchées par la pollution nitratée. En effet, l'étude comparative a permis de démontrer que les zones où le transfert des nitrates est favorisé correspondent également aux zones à forte activité anthropique (activité agricole).
- L'existence d'un taux de coïncidence élevé entre les concentrations de nitrates et les différentes classes de sensibilité, ce qui permet de confirmer la fiabilité de la carte établie.

Le modèle de transfert des nitrates vers les eaux souterraines nous a démontré que les phénomènes intervenant dans la migration des nitrates à travers le sol sont assez complexes. La combinaison de plusieurs facteurs, incluant les activités agricoles exercées dans la région et la présence d'une nappe peu profonde (donc plus vulnérable), augmentent les risques de pollution. Au final, la méthode utilisée, basée sur *l'Analyse Hiérarchique des Procédés*, s'est avérée bien adaptée à la problématique abordée dans notre zone d'étude.

3. Recommandations

Les résultats obtenus dans le cadre de ce travail pourraient apporter une aide précieuse aux décideurs. La carte de synthèse élaborée permet d'indiquer aux professionnels les zones les plus sensibles à protéger. La démarche proposée permet également de montrer l'intérêt d'intégrer une approche de modélisation multicritères dans la stratégie de préservation des ressources naturelles et de développement durable de la région. Pour ce faire, plusieurs mesures de gestion appropriées pourraient améliorer la qualité des eaux souterraines :

- Organiser et planifier un suivi à la fois qualitatif et quantitatif des eaux souterraines de la plaine de Nador par les services de l'ANRH et de la direction des ressources en eau (DRE). En plus des dispositifs de surveillance déjà existants, il s'avère nécessaire de moderniser et de renforcer les outils déjà mis en place.

- Veiller à une gestion durable et rationnelle des eaux et lutter contre l'exploitation illicite de la ressource par des forages et des puits clandestins.
- Etendre la surveillance de la qualité des eaux à Oued Nador et ses affluents. En effet, ces eaux peuvent atteindre la nappe et altérer sa qualité.
- S'assurer que tous les nouveaux ouvrages d'AEP et/ou d'irrigation autorisés soient conformes aux normes et exigences techniques en vigueur.
- Eviter l'implantation et la surexploitation des ouvrages d'AEP et/ou d'irrigation dans la partie avale de la plaine pour freiner l'avancée du biseau salé et ainsi protéger la nappe d'une éventuelle contamination.
- Ordonner systématiquement la condamnation de tout forage ou puits abandonné. En effet, ces ouvrages inutilisables représentent une importante source de pollution.
- Restructurer le réseau d'assainissement. Il s'avère nécessaire d'installer un réseau d'assainissement dans les zones qui en sont dépourvues, de rénover le réseau existant détérioré, et de procéder impérativement à l'éradication des fosses septiques.
- Effectuer un traitement préalable de tous les rejets domestiques avant de les déverser dans les oueds.
- Restreindre le recours aux engrais chimiques et aux produits phytosanitaires, utilisés souvent de manière abusive et non contrôlée. Il faudrait également limiter leur utilisation dans les sols, et plus particulièrement dans les sols à grande perméabilité, afin de réduire l'infiltration des éléments chimiques nocifs.
- Organiser des campagnes de sensibilisation auprès des agriculteurs, qui sont les acteurs majeurs de la région. Il faudrait davantage les inciter à se former sur la thématique, et à améliorer au quotidien leurs pratiques agricoles, plus respectueuses de l'environnement, tout en tenant compte des spécificités de la région de Nador.
- S'inspirer des méthodologies et des expertises internationales dans le domaine de la lutte contre la pollution nitratée, afin de proposer des directives similaires adaptables à notre région (par exemple, les normes européennes).

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- Abbou ben M. et Fadil F., 2014.** Impact anthropique sur la qualité des eaux souterraines du bassin versant de l'Oued Taza (Maroc). *European Scientific Journal*, vol.10, no 5, pp 37-69, 2014.
- Achour M., 2014.** Vulnérabilité et protection des eaux souterraines en zones arides : cas de la vallée du M'zab (Ghardaia, Algérie). Thèse de Magister.
- Adhikary P.P., Chandrasekharan H., Chakraborty D. et Kamble K., 2010.** Assessment of groundwater pollution in West Delhi, India using geostatistical approach. *Environ Monit Assess* 167:599–615. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1076-5>.
- 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.
- Adelam S.M.A., 2006.** Nitrates pollution of groundwater in Nigeria''. *Groundwater pollution in Africa*, Editors Yongxin Xu and Brent Usher, Taylor & Francis/Balkema, Great-Britain, pp 37-45, 2006.
- Adams S., Titus R., Pietersen K., Tredoux G. et Harris C., 2001.** Hydrochemical characteristics of aquifers near Sutherland in the Western Karoo, South Africa. *Journal of Hydrology* 241 (2001): 91–103.
- Agence Nationale des Ressources Hydriques., 1993.** Pollution par les nitrates. Agence Nationale des Ressources Hydrauliques, Algérie, 15 p. Google Scholar 10.1016/0038-0717(79)90071-3.
- Ahoussi K. E., Loko S., Koffi Y. B., Soro G., Oga Y.M.S. et Soro N., 2013.** Evolution spatio-Temporelle Des Teneurs en Nitrates Des Eaux Souterraines De La Ville d'Abidjan (Côte d'Ivoire), *Journal of Pure & Applied Biosciences*, vol.1, no 3, pp 45-60, 2013.
- Ait-Ouali A., 2007.** Synthèse hydrogéologique et vulnérabilité à la pollution du système aquifère quaternaire de la Mitidja. Mémoire de magistère USTHB.2007.123 P.
- Ake G.E., Kouadio H.B., Dongo K., Dibi B., Kouame F.K. et Biemi J., 2010.** Application des méthodes DRASTIC et SI pour l'étude de la vulnérabilité à la pollution par les nitrates (NO_3^-) de la nappe de Bonoua (Sud-Est de la Côte d'Ivoire) *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 4(5): 1676-1692, 2010.
- Akpo K.S., Koffi A.S., Kone T., Eba M.G., Horo M.T.C. et Coulibaly L., 2021.** Modélisation spatiale du transfert des nitrates vers les eaux souterraines dans un bassin versant agricole : Cas de Songon (Côte d'Ivoire) *J. Chem. Bio. Phy. Sci. Sec. D* ; November 2020 – January 2021, Vol. 11, No.1 ; 123-134. DOI :10.24214/jcbps.D.11.1.12334.].
- Alami I., Zeraouli M., Addou M., Mokhtari A. et Soulaymani A., 2007.** Évaluation de la pollution nitrique de la nappe phréatique de la zone côtière du Gharb (M'nasra) au Maroc entre 1993 et 2003. *Afrique Science* 03(3) (2007) 378 – 390, ISSN 1813-548X.
- Almasri M.N. et Kaluarachchi J.J., 2004.** Assessment and management of long-term nitrate pollution of ground water in agriculture-dominated watersheds. *Journal of Hydrology*, 295(1-4):225 – 245.
- Amrani S., Hinaje S. et Gharmane Y., 2020.** Application des méthodes paramétriques (DRASTIC et SI) pour l'étude de la vulnérabilité à la pollution potentielle par les nitrates de la nappe d'eau superficielle de Timahdite-Almis Guigou (Moyen Atlas, Maroc) *Revue des*

Sciences de l'Eau / Journal of Water Science Volume 32, numéro 3, 2019, p. 237–252. Doi <https://doi.org/10.7202/1067307> .

Askri B., 2015. Hydrochemical processes regulating groundwater quality in the coastal plain of Al Musanaah, Sultanate of Oman. *J Afr Earth Sci* 106:87–98. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2015.03.009>

Atia M.O. et Zine A., 2019. Apport des SIG dans l'étude de la qualité des eaux souterraines par la méthode d'analyse hiérarchique des Procédés (AHP) dans la région Nord-ouest d'El Oued. Mémoire de Master.

Awad S., 2011. Hydrochimie et faciès géochimiques des eaux souterraines, Plaine de Bekaa, *Hydrological Sciences Journal – Journal des Sciences Hydrologiques*, 56:2, 334-348, DOI: 10.1080/02626667.2011.559331.

Ayers R.S. et Wescot D.W., 1988. La qualité de l'eau en agriculture. Bulletin FAO d'irrigation et de drainage. 29 Rév. 1, 165 p.

Ayme A., Ayme J., Magné J., 1954. Etude des terrains néogènes de la cluse de Mazafran (Sahel d'Alger). Travaux des collaborateurs. Bulletin 129–150.

Bagnouls F. et Gaussen H., 1953. Saison sèche et indice xéothermique. *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse* 88: 3-4 et 193-239.

Bagnouls F. et Gaussens H., 1957. Les climats biologiques et leur classification. *Ann. géo. Fr.* LXVI. 335, pp :193-220.

Baran N., Richert J. et Mouvet C., 2007. Field data and modelling of water and nitrate movement through deep unsaturated loess. *Journal of Hydrology*, 345(1-2):27–37.

Ben Belaid S., 2018. Le Manuel pratique du Père Magraine N°5 – Évaluer la salinité de son sol [en ligne], Chez le Père Magraine, 29/11/2017, 04/06/2018 [consulté le 08/04/2023], disponible sur : <https://chezleperemagraine.com/blog/manuel-pratique-n5-evaluer-la-salinite-de-son-sol>.

Bentekhici N., Benkesmia Y., Berrichi F. et Bellal S.A., 2018. Évaluation des risques de la pollution des eaux et vulnérabilité de la nappe alluviale à l'aide des données spatiales. Cas de la plaine de Sidi Bel Abbès (nord-ouest algérien). *Revue des sciences de l'eau*, Volume 31, Number 1, 2018, p. 43–59. Doi <https://doi.org/10.7202/1047052ar>.

Beeson S. et Cook M.C., 2004. Nitrate in groundwater: a water company perspective. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, 37(4):261–270.

Belan J., 1979. Influence des pratiques culturales sur le lessivage de l'azote. Essai d'évaluation du lessivage par un modèle pratique.

Beauchamp J., 2006. Université de Picardie Jules Verne. <https://www.u-picardie.fr/beauchamp/cours/qge/index.html> /.

Binet S., Spadini L., Bertrand C., Guglielmi Y., Mudry J. et Scavia C., 2009. Variability of the groundwater sulfate concentration in fractured rock slopes: a tool to identify active unstable areas. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 2315–2327.

Bouchenouk I., 2013. Processus d'enrichissement en nitrates des eaux souterraines dans les zones semi-arides, cas de la plaine de boukadir (Nord-Ouest Algérien). Thèse de Magister.

- Boukari M., Alassane A., Azonsi F., Dovonou F. A. L., Tossa A. et Zogo D., 2006.** Groundwater pollution from urban development in Cotonou City, Benin. Groundwater pollution in Africa. Editors Yongxin Xu and Brent Usher, Taylor & Francis/ Balkema, Great-Britain, pp 125-138, 2006.
- Bouhlassa S., Alechcheikh C. et Kabiri L., 2008.** Origine de la minéralisation et de la détérioration de la qualité des eaux souterraines de la nappe phréatique du Quaternaire du bassin-versant de Rheris (Errachidia, Maroc). Sécheresse, vol. 19, n° 1, p. 67-75.
- Bouderbala A., 2007.** Contribution à l'étude de l'intrusion marine, cas de la nappe de Nador (Tipaza). Thèse de magister.
- Bouderbala A., 2015.** Contribution des méthodes hydrochimiques et géophysiques à l'acquisition de la minéralisation dans les zones côtières cas de la nappe alluviale de l'Oued Nador-Tipaza (Algérie). Thèse doctorat.
- Bolduc S., Larocque M., Prichonnet G., 2006.** Vulnérabilité de l'eau souterraine à la contamination par les nitrates sur le bassin versant de la rivière Noire (Montérégie, Québec). Rev. Sci. Tech. Eau, 19(2): 87-99.
- Bricha S., Ounine K., Oulkheir S., El haloui N. et Attarassi B., 2007.** Etude de la qualité physicochimique et bactériologique de la nappe phréatique M'nasra (Maroc), Afrique Science, vol.3, no 3, pp 391-404, 2007.
- Brunet P., 2017.** Détermination expérimentale des constantes de réaction influençant la dissolution d'une roche carbonatée à différentes températures [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/2591/>
- Capillon., 1996.** Maitrise de l'azote dans les agrosystèmes. INRA ed., pp. 173-181.
- Costa J. L., Massone H., Martinez D., Suero E.E., Vidal C.M. et Bedmar F., 2002.** Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. Agricultural Water Management, 57:33-47.
- Comte J.C., 2008.** Apport de la tomographie électrique à la modélisation des écoulements densitaires dans les aquifères côtiers. Thèse de doctorat en Hydrogéologie, Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse.
- Demlie M., Wohnlich S., Wisotzky F. et Gizaw, B., 2007.** Groundwater recharge, flow and hydrogeochemical evolution in a complex volcanic aquifer system, central Ethiopia. Hydrogeology Journal (2007) 15: 1169-1181.
- Dépagne J. et Hénin S., 1988.** Evolution des teneurs en nitrate des eaux souterraines. Essai d'interprétation des tendances. CR de l'académie d'Agriculture de France 74 : 65-71.
- Deh S.K., Kouame K.J., Saley M.B., Tanoh K.J.J., Epse Anani K.A., Signo K.H., Jourda J.P. et Biémi J., 2012.** Evaluation de la vulnérabilité spécifique aux nitrates (NO₃⁻) des eaux souterraines du District d'Abidjan (Sud de la Côte d'Ivoire). Int. J. Biol. Chem. Sci. 6(3): 1390-1408, 2012 Doi : <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v6i3.40>.
- Degremont R.M., 2005.** Mémento technique de l'eau, 10ème édition, Ed. Lavoisier, Paris.
- Dibi B., 2008.** Cartographie des sites potentiels d'implantations des points d'eau dans le département d'Aboisso (sud-est de la Côte-d'Ivoire) : Apport du SIG et de l'analyse multicritère, Thèse unique de doctorat, université d'Abobo-Adjamé, 164p.

- Diez J.A., Roman R., Caballero R. et Caballero A., 1997.** Nitrate leaching from soils under maize-wheat-maize sequence, two irrigation schedules and three types of fertilisers. *Agriculture Ecosystems and environment*, 65: 189-199.
- Diop S., Diome F., Samb M., et Sarr R., 2014.** ‘Hydrogeochemical Relationships between Spring and Subsurface. Waters in the Dindéfello Area of South Eastern Senegal’. *Journal. Water Resource. Protection.*, vol 6, pp 1743–1754 2014.
- Djouidar-Hallal D., 2014.** Approche méthodologique de la vulnérabilité de la ressource en eau souterraine en milieu fortement urbanisé : exemple en Algérie des plaines littorales (Mitidja). Thèse de doctorat. USTHB.2014. 157 P.
- Djouidar Hallal D., Khelfi M.E.A., Zahouani S., 2020.** Approche géostatistique de l'étude de la vulnérabilité des eaux souterraines de la Mitidja Orientale : Application de trois modèles DRASTIC, PRAST et GALDIT. Conférence : 14-ème journées de Géostatistique, Fontainebleau, Paris, France du 18 au 20 septembre 2019.
- Douaoui A. et Hartani T., 2007.** Impact de l'irrigation par les eaux souterraines sur la dégradation des sols de la plaine du Bas-Chélif. Actes du troisième atelier régional SIRMA (Nabeul, Tunis), CD-Rom, Édité. CIRAD, Montpellier, 5 p.
- Domenico P.A. et Schwartz S., 1997.** *Physical and Chemical Hydrogeology*: John Wiley & Sons, New York, 528 pages.
- El Amri A., Dridi L., Barhoumi Y. et Zairi M., 2014.** Contribution à l'Etude de la Contamination des Systèmes Aquifères de la Région de Kasserine par les Nitrates. *International Journal of Innovation and Scientific Research*. ISSN 2351-8014 Vol. 9 No. 2 Sep. 2014, pp. 344-353 *Innovative Space of Scientific Research Journals* <http://www.ijisr.issrjournals.org/>.
- El Khattabi J., Louche B., Darwishe H., Chaaban F. et Carlier E., 2018.** Impact of Fertilizer Application and Agricultural Crops on the Quality of Groundwater in the Alluvial Aquifer, Northern France. *Water Air Soil Pollut* 229:128 <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3767-4>.
- El Morjani Z., 2002.** Conception d'un système d'information à référence spatiale pour la gestion environnementale ; application à la sélection de sites potentiels de stockage de déchets ménagers et industriels en région semi-aride (Souss, Maroc), Thèse de doctorat, université de Genève, *Terre et Environnement*, Vol. 42. 300 p.
- El Tabach E., 2005.** Etude de l'impact d'une pollution accidentelle et d'une pollution agricole sur les ressources en eau souterraine. Thèse de doctorat. Ecole polytechnique universitaire de Lille ; 240 p.
- Foster S. S. D., 2000.** The Ninth Ineson Lecture: Assessing and Controlling the Impacts of Agriculture on Groundwater—from Barley Barons to Beef Bans. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, 33(4):263–280.
- Fried J.J. et Combarrous M.A., 1971.** Dispersion in porous media. New-York, Academic Press, *Advances in hydroscience*, vol. n°7, pp. 169-282.
- Gabriel K.R., 1971.** The Biplot Graphic Display of Matrices with Application to Principal Component Analysis. *Biometrika*, 58, 453-467. <http://dx.doi.org/10.1093/biomet/58.3.453>.
- Gagnon C.A. et Berteaux D., 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.

Germon J.C., 1980. Etude quantitative de la dénitrification biologique dans le sol à l'aide de l'acétylène: II - Evolution de l'effet inhibiteur de l'acétylène sur la N₂O-reductase ; incidence de l'acétylène sur la vitesse de dénitrification et sur la réorganisation de l'azote nitrique. *Annales de microbiologie*, Vol. 131, N°1, pp.81-90.

Glynn, P. D. et Plummer L.N., 2005. Geochemistry and the understanding of ground-water systems. *Hydrogeology Journal*, 13(1), 263-287.

Gouaidia L., Guefaïfia O., Boudoukha A., Laid M., Hemila et Claude Martin., 2012. Évaluation de la salinité des eaux souterraines utilisées en irrigation et risques de dégradation des sols : exemple de la plaine de Meskiana (Nord-Est Algérien), *Physio-Géo*, Volume 6 -1,141-160. Doi : <https://doi.org/10.4000/physio-geo.2632>.

Grandmont K., 2013. Utilisation de systèmes d'information géographique pour l'évaluation des risques liés à la dégradation du pergélisol. Étude de cas : Tasiujaq, Nunavik, Québec. Mémoire présenté à la Faculté des arts et des sciences en vue de l'obtention du grade de maîtrise en géographie.

Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC-IPCC), Genève, 2008 – Bilan 2007 des changements climatiques : synthèse du rapport d'évaluation du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC). Genève : Organisation Mondiale de Météorologie (OMM)/Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE).

Guesdon G., 2011. « Aide multicritère à la décision –comparaison de Saaty, Évaluation des impacts environnementaux (EIE) », 5 e. Méthodes et outils, Faculté des sciences et de génie, Université LAVAL.

Guillemin C.I. et Roux J.C., 1991. Pollution des nappes d'eau souterraines en France. Académie des sciences, rapport n° 29, nov 1991, 183 p. Travaux du sous-comité de l'environnement /manuels et méthodes n°23, Ed : BRGM, 1992, 259 p Orléans.

Hamza M.H., Added A., Rodriguez R., Abdeljaoued S. et Ben Mammou A., 2007. A GIS based DRASTIC vulnerability and net recharge reassessment in an aquifer of a semi-arid region (Met line-Ras Jebel-Raf Raf aquifer, Northern Tunisia). *J. Environ. Manage.*, 84.

Hem J.D., 1985. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. 3rd Edition. US geological survey water-supply paper 2254, Univ of Virginia, Charlottesville, Etats Unies. p 263.

Hentati I., Zairi M., Dhia H.B., 2005. Utilisation des SIG pour l'évaluation de la vulnérabilité environnementale des aquifères phréatiques : Cas de la nappe de Sfax-Agareb (Sud-Est tunisien), Communication SIG 2005, Environnement/Eau, Conférence Francophone ESRI - 5 et 6 octobre – Issy-les-Moulineaux, France.

Honisch M., Hellmeier C. et Weiss K., 2002. Response of surface and subsurface water quality to land use changes. *Geoderma*, 105(3-4):277 – 298.

Hubbard R.K., et Sheridan J.M., 1989. Nitrate movement to groundwater in the southeastern coastal plain. *J. of soil and water conservation*, vol. 44, N°1, pp.20-27.

Hussein MT., 2004. Hydrochemical evaluation of groundwater in the Blue Nile Basin, eastern Sudan, using conventional and multivariate techniques. *Hydrogeology Journal*, 12: 144-158. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10040-003-0265-5>.

- Hubbard R.K. et Sheridan J.M., 1995.** Nitrates in groundwater in the southeastern USA. In: Adriano, DC, Iskandar AK, Murarka IP (Eds.), contamination of groundwater: case studies. *Advances in Environmental science, Science Reviews*, 303-345.
- Isabel D., Gelinas P., Aubre F., 1990.** Cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines au Québec. *Rev Sc Tech Eau* 1990; 23 : 255-8.
- Jankowski P., 1995.** “Integrating geographical information systems and multiple criteria decision-making methods.” *International journal of geographical information systems* 9(3), 1995, pp.
- Jiang C., Yilong Z., Zongyu C. et Zhenlong N., 2014.** Improving assessment of groundwater sustainability with analytic hierarchy process and information entropy method: a case study of the Hohhot Plain, China. *Environ Earth Sci*. Doi 10.1007/s12665-014-3583-0.
- Jourda J.P., Saley M.B., Djagoua E. V., Kouame K., J., Biemi J. et Razack M., 2006.** Utilisation des données ETM+ de Landsat et d’un SIG pour l’évaluation du potentiel en eau souterraine dans le milieu fissure précambrien de la région de de Korhogo (nord de la Cote d’Ivoire) : approche par analyse multicritère et test de validation, *Rev. Télédétection*, Vol. 5, N°4, 339-357.
- Jourda J.P., Kouamé K. J., Adja M.G., Deh S.K., Anani A. T., Effini A.T. et Biémi J., 2007.** Evaluation du degré de protection des eaux souterraines : vulnérabilité à la pollution de la nappe de Bonoua (Sud-est de la Côte d’Ivoire) par la méthode DRASTIC. *Session Environnement /Eau*, 11p.
- Kelly W.P., 1957.** Adsorbed Sodium, cation exchange capacity and percentage sodium adsorption in alkali soils, *sci.*, vol. 84, pp. 473-477.
- Kelly W.P., 1963.** Use of saline irrigation water, *soil science*, 95 (4), pp. 355-391.
- Kettab A., 2005.** De l’eau pour le développement durable (DD). *An International Publication of Engineering Sciences. Algerian J. Technol.*, ISSN 1111-357X, Numéro spécial, 521-524. Google Scholar 10.1016/B978-0-12-334910-1.50010-8.
- Kheliel O., Youcef L., Achour S., 2017.** Les nitrates dans les eaux souterraines de la region d’El-ghrous (Biskra) et possibilites de traitement. *Larhyss journal*, issn 1112-3680, n°30, Juin 2017, pp. 349-360 © 2017.
- Khouli M R., Djabri L., 2011.** Impact of use of agricultural inputs on the quality of groundwater case of Mitidja plain (Algeria). *GeographiaTechnica*, 2 :35- 44.
- Kherici N., Messadi D. et Kherici H., 1991.** Evolution des nitrates dans un système de nappes aquifères superposées (Annaba-Algérie). *Géologie Méditerranéenne*. Année 1991 18-4 pp. 199-206.
- Khachai S., 1999.** Contribution à l’étude du comportement hydrophysique des sols de périmètre de l’ITDAS dans la plaine d’El Outaya –Biskra. *Mémoire de Magister*. Université de Batna.
- Kouame K. J., 2007.** Contribution à la gestion intégrée des ressources en eaux (GIRE) du district d’Abidjan (Sud de la Cote d’Ivoire) : Outils d’aide à la décision pour la prévention et la protection des eaux souterraines contre la pollution, *Thèse unique de doctorat*, Université de Cocody, Cote d’ivoire, 225 p.

- Kumar M., Singh U.K., Chauhan R.P., Jha K., Ramanathan A.L. et Subramanian V., 2008.** Assessment of the impact of landfill on groundwater quality: A case study of the Pirana site in western India. *Environ Monit Assess* (2008) 141 :309–321.
- Lacherez-Bastin S., 2005.** Contribution à l'étude de la migration des nitrates dans le sol et la zone non saturée de la nappe de la Craie dans le Nord de la France : modélisation intégrée des nitrates dans le bassin versant de l'Escrebieux. Thèse de doctorat, Université des Sciences et Technologies de Lille.
- Landreau A., et Morisot A., 1983.** Evaluation de la vulnérabilité des aquifères libre aux nitrates d'origine agricole. Rapport du B.R.G.M. 83 SGN 026 EAU, 101p.
- Legout C., Molenat J., Aquilina L., Gascuel-Oudoux C., Faucheux M., Fauvel Y. et Bariac T., 2007.** Solute transfer in the unsaturated zone-groundwater continuum of a headwater catchment. *Journal of Hydrology*, 332(3-4):427 – 441.
- Li C., Farahbakhshazad N., Jaynes D. B., Dinnes D. L., Salas W. et McLaughlin D., 2006.** Modeling nitrate leaching with a biogeochemical model modified based on observations in a row-crop field in Iowa. *Ecological Modelling*, 196(1-2):116–130.
- Mailhol J.C., Ruelle P. et Nemeth I., 2001.** Analysis of nitrate leaching under sprinkler and furrow irrigation techniques on a loamy soil plot with corn. Control of adverse impacts of fertilizers and agrochemicals Proceedings-of-an International Workshop of the International Commission on Irrigation and Drainage ICID, Cape Town, South Africa, 22-27 October 2000; 113-126.
- Marlet S., et Job J.O., 2006.** Processus et gestion de la salinité des sols. In : *Traité d'irrigation*, J.R. Tiercelin et A. Vidal édit., Édit. La voisier, Paris, p. 797-822.
- 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.
- Maynard D.N. et Hochmuth G.J., 1997.** Knott's Handbook for Vegetable growers. 582p. Peterson, H.G. Water quality Fact Sheet: Irrigation and Salinity, Agriculture et Agroalimentaire Canada (http://www.agr.gc.ca/pfra/water/microirr_h.htm), 4p.
- Menció A., Mas-Pla J., Otero N., Regàs O., Boy-Roura M., Puig R., Bach J., Domènech C., Zamorano M., Brusi D. et Folch A., 2016.** Nitrate pollution of groundwater; all right..., but nothing else? *Science of the Total Environment* 539, 241–251 <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.151>.
- Mesbah M., 1981.** Contribution à l'étude hydrogéologique de la basse vallée de l'Oued Nador, Tipaza. Thèse de doctorat 3^e cycle, USTHB, Alger, Algérie, 236 pages.
- Mimouni O., Gaid A., Chibane B., Akli A., 1989.** Pollution par les nitrates des eaux souterraines de la plaine de la Mitidja. *Rev « Eaux et sols d'Algérie »* N° 3, ANRH, Alger. 1989.
- Menani M.R., 2001.** Evaluation et cartographie de la vulnérabilité à la pollution de l'aquifère alluvionnaire de la plaine d'El Madher, Nord-Est algérien, selon la méthode DRASTI C. *Sciences et changement planétaires / sécheresse*, vol. 12, n°2, pp. 95-101.
- Moreno F., Cayuela J.A., Fernández J.E., Fernández-Boy E., Murillo J.M. et Cabrera F., 1996.** Water balance and nitrate leaching in an irrigated maize crop in SW Spain. *Agricultural Water Management*, 32(1):71–83.

- Moya C. E., Raiber M., Taulis M et Cox M. E. 2015.** Hydrochemical evolution and groundwater flow processes in the Galilee and Eromanga basins, Great Artesian Basin, Australia: A multivariate statistical approach. *Science of the Total Environment* 508 (2015) 411–426. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.099>.
- Mtoni Y., Mjemah I.C., Bakundukize C., Van Camp M., Martens K. et Walraevens K., 2013.** Saltwater intrusion and nitrate pollution in the coastal aquifer of Dar es Salaam Tanzania. *Environ Earth Sci* 70(3):1091–1111. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-2197-7>.
- 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.
- Nakagawa K., Amano H., Asakura H. et Berndtsson R., 2016.** Spatial trends of nitrate pollution and groundwater chemistry in Shimabara, Nagasaki, Japan. *Environ Earth Sci* 75: 234 DOI 10.1007/s12665-015-4971-9.
- Ogrinc N., Tamše S., Zavadlav S., Vrzel J. et Jin L., 2018.** Evaluation of geochemical processes and nitrate pollution sources at the Ljubljansko polje aquifer (Slovenia): A stable isotope perspective. *Science of the Total Environment* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.245>.
- OCDE., 2004.** Agriculture et environnement : enseignements tirés de dix ans (1993-2003) des travaux de l'OCDE,
- Panagopoulos GP., Antonakos AK., Lambrakis NJ., 2006.** Optimization of the DRASTIC method for groundwater vulnerability assessment via the use of simple statistical methods and GIS. *Hydrogeol. J.*, 14 : 894-911.
- Paradis D., Ballard J.M., Lefebvre R. et M Savard M., 2017.** Multi-scale nitrate transport in a sandstone aquifer system under intensive agriculture. *Hydrogeol J.* Doi 10.1007/s10040-017-1668-z.
- Person J., 1978.** Irrigation et drainage en Tunisie problème posé par la salinité des sols et des eaux. *Bulletin du BRGM*, 2ème série, section III, n° 2, p. 143-151.
- Pérez-Martín M.A., Estrela T. et del-Amo P., 2016.** Measures required to reach the nitrate objectives in groundwater based on a long-term nitrate model for large river basins (Júcar, Spain) *Science of the Total Environment* 566–567 (2016) 122–133, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.206>.
- Postgate J., 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 – rivière Thèse. Institut National Polytechnique de Toulouse, 184pp.
- Rapport de la cellule de production :** Gestion des ressources en eaux souterraines comme biens communs Cas Tunisien (rédigé par SCET Tunisie) Agence Française de Développement.
- Revelle R., 1941.** Criteria for recognition of seawater in groundwaters. *Trans Am Geophys Union* 22:593–597. <https://doi.org/10.1029/tr022i003p00593>.
- Richa A., 2016** Géostatistique et SIG pour la modélisation spatialisée de la pollution nitrée dans la plaine du Haut-Chélif. Thèse doctorat.

- Rodier Jean L., Bernard M., Nicole et coll., 2009.** L'Analyse de l'eau, Paris : Dunod ISBN 978-2-10-054179-9.
- Rodier J., Legube B., Merlet M. et Brunet R., 2009.** L'analyse de l'eau. Ed. Dunod, Paris, 1600 pages.
- Rogers Danny H., Freddie R., Lamm et Mahbub A., 2003.** Irrigation Management Series, subsurface drip irrigation Systems (SDI) Water Quality Assessment Guidelines. Kansas State University. (<http://www.oznet.ksu.edu/library/ageng2/mf2575.pdf>), 8p.
- Rouabhia A.E.K. et Djabri L., 2010.** L'irrigation et le risque de pollution saline. Exemple des eaux souterraines de l'aquifère miocène de la plaine d'El Ma Labiod. *Larhyss Journal* (<http://larhyss.net/journal.html>), n° 8, p. 55-67.
- Roux J.C., 1995.** The evolution of groundwater quality in France: perspectives for enduring use for human consumption. *The Science of the Total Environment* 171, 3-16.
- Saaty T., 1977.** "A scaling method for priorities in hierarchical structures." *Journal of Mathematical Psychology* 15(3), 1977, pp. 234-281.
- Saaty T.L. et Sodenkamp M., 2010.** The Analytic Hierarchy and Analytic Network Measurement Processes: The measurement of intangibles. Dans C. Zopounidis et P.M. Pardalos (dir.) *Handbook of Multicriteria Analysis*, Berlin; Heidelberg: Springer-Verlag: 91-166.
- Sappa G., Ergul S., Ferranti F., Sweya L.N. et Luciani G., 2015.** Effects of seasonal change and seawater intrusion on water quality for drinking and irrigation purposes, in coastal aquifers of Dar es Salaam Tanzania. *J Afr Earth Sci* 105:64–84. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2015.02.007>.
- Savornin J., 1924.** Résumé des travaux récents. Feuille de Tipaza. Géologie, structure et orogénie du Chenoua. *Bull. Serv. Carte géol. Algérie, Trav. Récents, Coll. Fasc. 1*, pp. 65-82, 13 fig.
- Serhal H., Bastin-Lacherez S., Bernard D. et El Khattabi J., 2006.** Etude de la migration des nitrates dans la nappe à travers la zone non saturée : enjeux et impact sur la qualité de l'eau exploitée. In *International symposium - Aquifers Systems Management - 30 may-1th June 2006*, Dijon, France.
- Simler R., 2004.** Hydrogeology Laboratory of Avignon.
- Simon J.C., 1999.** La pollution nitrique des eaux. In : *L'eau : usage et polluants*, Grosclaude G (cord.), INRA Editions, p 95-115.
- Sofies Sàrl 2009.** Analyse Multicritères de Scénarios de Production de Tomate pour le Consommateur Genevois. Rapport SOFIES, Direction Générale de l'Agriculture, Plan-les-Ouates, Genève, Suisse, juillet 2009.
- Stanford G. et Epstein E., 1974.** Nitrogen mineralization –water relation in soils; *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 38: 103-107.
- Settou D., 2013.** Etude hydrogéologique et hydrochimique de la nappe du continentale intercalaire de la région de touat (wilaya d'adrar). Mémoire de Master, université Kasdi Merbah – Ouargla.
- Taibi Y. et Hamadache S., 1992.** Contribution à l'étude hydrogéologique de la basse vallée de l'oued Nador- Tipaza. Mémoire de fin d'études, USTHB, Alger, Algérie.

- Tifour Y., 2000.** Intrusion des eaux salées dans les eaux douces dans les nappes côtières. Approche hydrodynamique, exemple du champ de captage de Tipaza. Thèse de magister de l'université de Blida.
- Tindall J.A., Petrusak R.L. et McMahon P.B., 1995.** Nitrate transport and transformation processes in unsaturated porous media. *Journal of Hydrology*, 169(1-4):51 – 94. 27
- Tremblay N., Scharpf H.C., Weier U., Laurence H. et Owen J., 2001.** Régie de l'azote chez les cultures maraichères. Guide pour fertilisation raisonnée. Agriculture et agroalimentaire. Canada 70 p.
- Van den Daele G.F., Barker J.A., Connell L.D., Atkinson T.C., Darling W. et Cooper J., 2007.** Unsaturated flow and solute transport through the Chalk: Tracer test and dual permeability modelling. *Journal of Hydrology*, 342(1-2):157–172.
- Vanderborcht J., Gonzalez C., Vanclooster M., Mallants D. et Feyen J., 1997.** Effects of soil type and water flux on solute transport. *Soil Sci Soc Am J*, 61:372–389. 38.
- Velthof G.L., Lesschen J.P., Webb J., Pietrzak S., Miatkowski Z., Pinto M., Kros J. et Oenema O., 2014.** The impact of the nitrate's directive on nitrogen emissions from agriculture in the EU-27 during 2000–2008. *Sci Total Environ* 468:1225–1233
- Vengosh A. et Rosenthal E., 1994.** Saline groundwater in Israel: its bearing on the water crisis in the country. *J Hydrol* 156:389–430. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(94\)90087-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(94)90087-6).
- World Health Organization., 2011.** Guidelines for drinking-water quality. Fourth edition. Typeset by Value Chain, India. Printed in Malta by Gutenberg. 508 pages.
- Yahiaoui S., 2011.** Evaluation de la qualité des eaux souterraines de la Mitidja et leur aptitude à l'irrigation. Mémoire de magister. Génie de l'eau. ENSH.
- Yassini I., 1973.** Nouvelles données stratigraphiques et microfaunistiques sur la limite Pliocène inférieur-Pliocène moyen (Plaisancien-Astien) dans la région d'Alger. *Revue Micropal.*, vol. 16, n. 4, pp, 229.248.
- Yolcubal I., Ataş Gündüz O.C. et Kurtuluş N., 2019.** Origin of salinization and pollution sources and geochemical processes in urban coastal aquifer (Kocaeli, NW Turkey). *Environmental Earth Sciences* (2019) 78:181. <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8181-8>.
- Youan Ta M., Lasm T., Jourda J. P., Kouame K. F., Razack M., 2008.** Cartographie structurale par imagerie satellitaire ETM+ de Landsat-7 et analyse des réseaux de fractures du socle précambrien de la région de Bondoukou (Nord-Est de la Cote d'Ivoire), *Rev. Télédétection*, Vol. 8, N°2, 119-135.
- Youan Ta M., Lasm T., Jourda J. P., Saley M.B., Adja G.M., Kouame K et Biemi J., 2011.** Cartographie des eaux souterraines en milieu fissuré par analyse multicritère : Cas de de la région de Bondoukou (Côte-d'Ivoire). *Rev. Int.géomatique*. Vol. 21, N°1, 43-71.
- Youan Ta M., Yao K.A.F., Bakar D., De Lasm Z.O., Lasm T., Adja M.G., Kouakou S., Onetie Z.O., Jourda J.P.R. et Biemi J., 2015.** Cartographie des zones potentielles à l'implantation des forages a gros debits en milieu fissure par analyse multicritere cas du departement d'oume (centre-ouest de la cote d'ivoire) *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n°23, September 2015, pp. 155-181.

Yue F.J., Li S.L., Liu C.Q., Zhao Z.Q. et Ding H., 2017. Tracing nitrate sources with dual isotopes and long-term monitoring of nitrogen species in the Yellow River, China. *Scientific Reports* | 7: 8537 | DOI:10.1038/s41598-017-08756-7.

Zamiche S., Hamaidi-Chergui F. et Demiai A., 2018. Pollution of the quaternary aquifer of mitidja (algeria) by nitrates: origins and impacts on the quality of water for human consumption. *J Fundam Appl Sci.* 2018, 10(1), 113-131 doi: <http://dx.doi.org/10.4314/jfas.v10i1.8>.

Zhai Y., Zhao X., Teng Y., Li X., Zhang J., Wu J. et Zuo R., 2017. Groundwater nitrate pollution and human health risk assessment by using HHRA model in an agricultural area, NE China. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 137 130–142 <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.11.010>.

Ziani D., 2017. Quantification de la pollution anthropique des eaux souterraines de l'aquifère de Ain Djasser, Batna. Est algérien. Thèse Magister.

Zopounidis C. et Doumpos M., 2002. Multicriteria classification and sorting methods: a literature review. *European Journal of Operational Research* 138 : 229-246.

Site web

<https://www.xlstat.com/fr/solutions/fonctionnalites/analyse-en-composantes-principales-acp>

<https://www.journaldunet.fr/web-tech/guide-de-l-intelligence-artificielle/1501303-analyse-en-composantes-principales-acp-definition-et-cas-d-usage/>

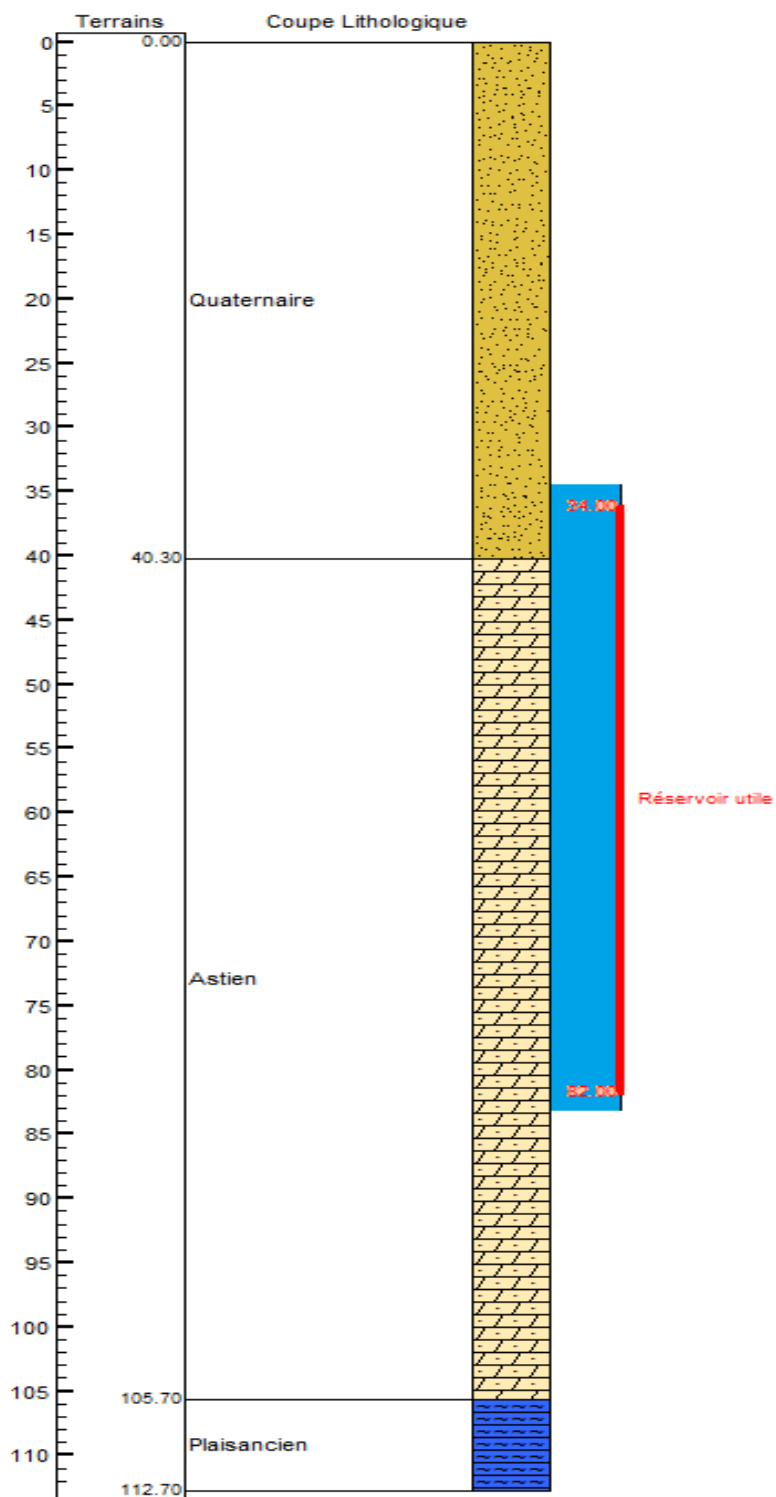
Le droit international de l'eau : une aide croissante au partage de la ressource ? Jacques Sironneau Dans *Géoéconomie* 2012/1 (n° 60), pages 77 à 88.

Annexes

Coupe technique du forage F1 (3357 E7)

X = 448,030 km

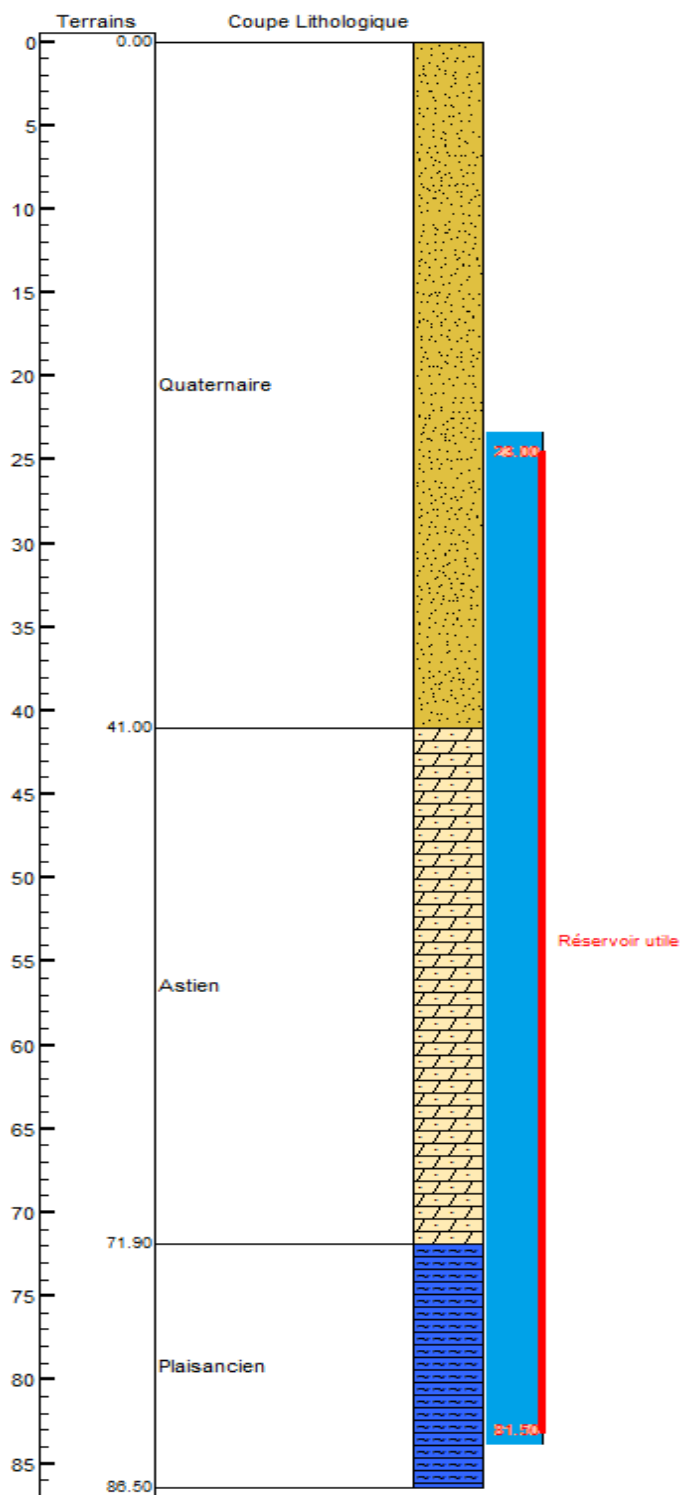
Y = 4049,188 km



Coupe technique du forage F2 (4197 E7)

X = 447,849 km

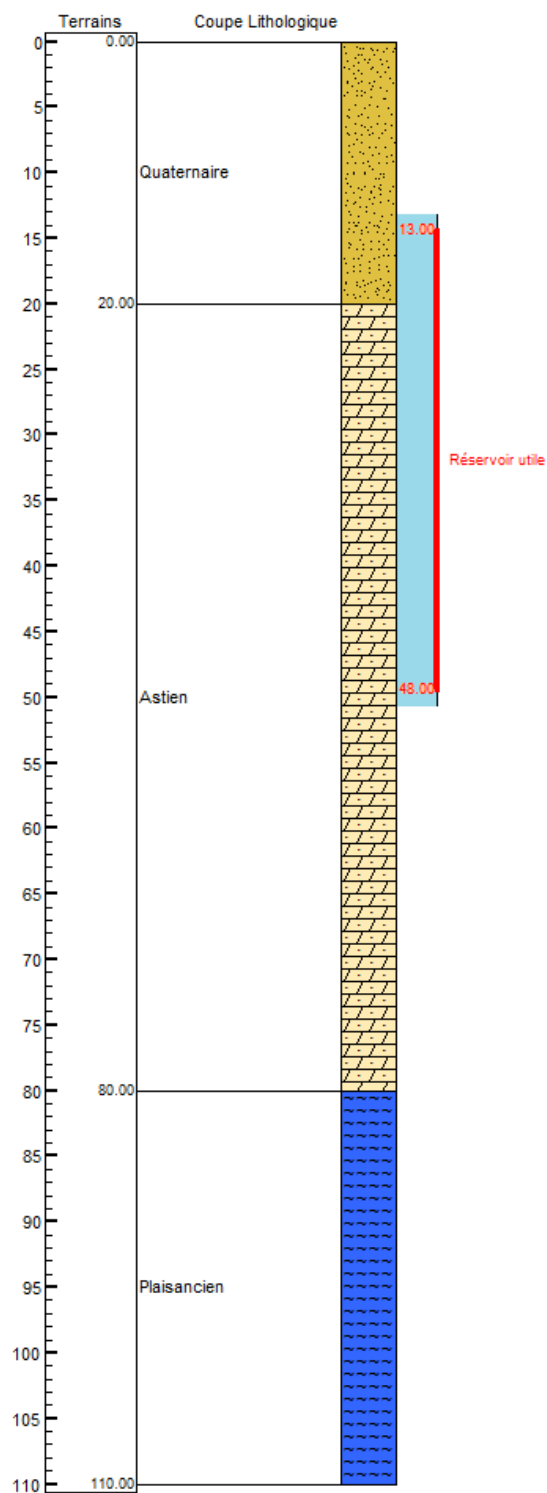
Y = 4049,133 km



Coupe technique du forage F3 (7546 E7)

X = 447,787 km

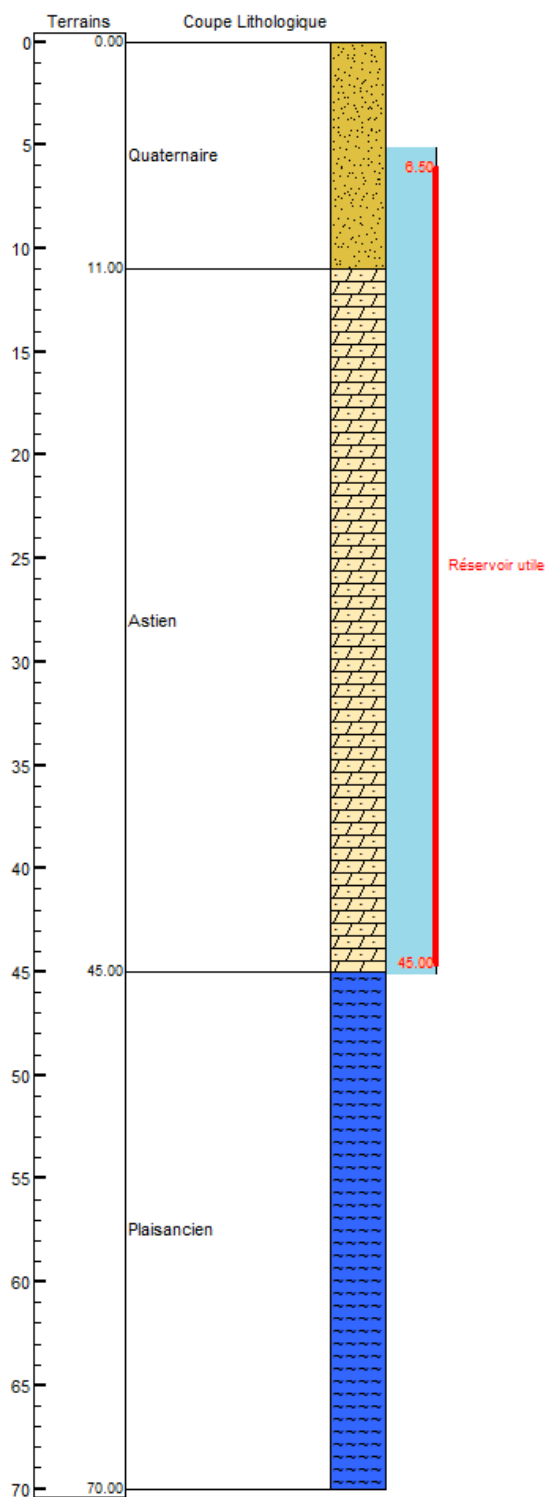
Y = 4048,439 km



Coupe technique du forage F4 (7545 E7)

X = 446,924 km

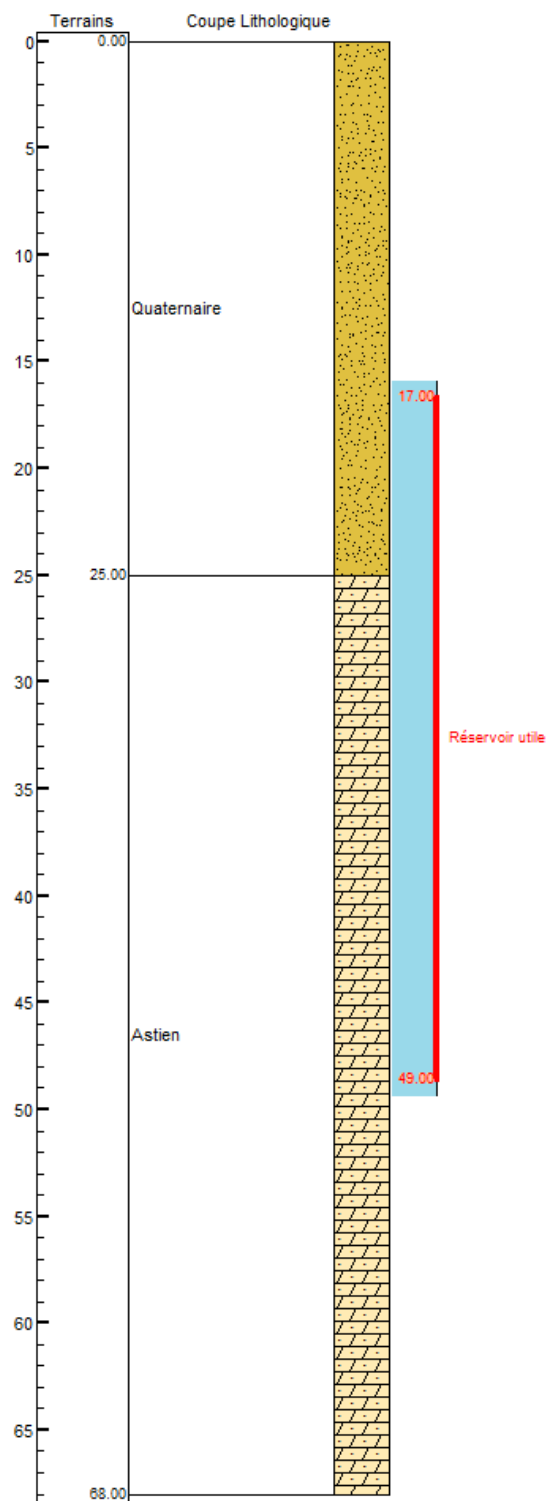
Y = 4047,511 km



Coupe technique du forage F5 (7547 E7)

X = 464,160 km

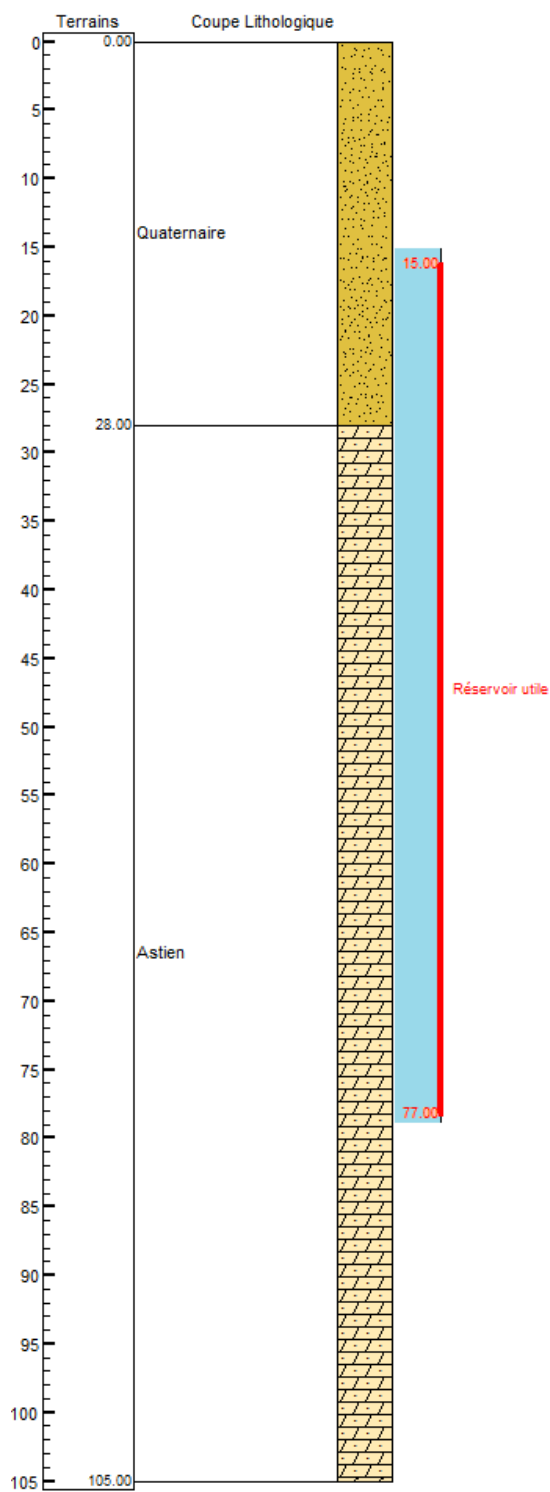
Y = 363,410 km



Coupe technique du forage F6 (7308 E7)

X = 447,968 km

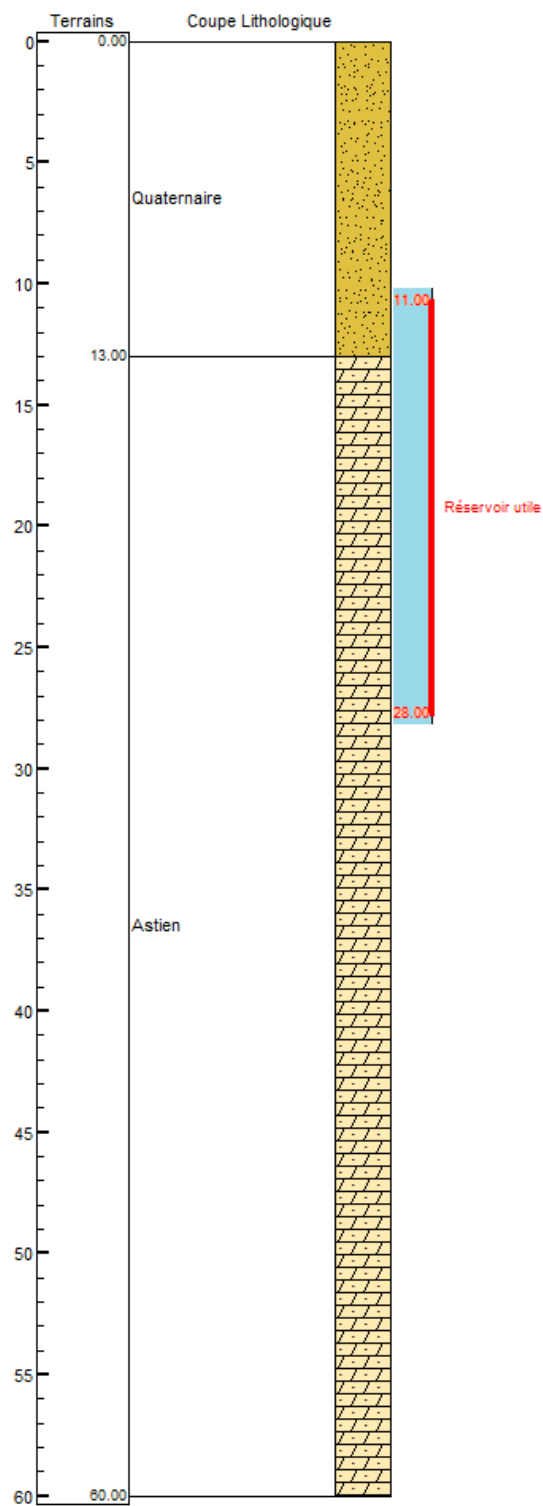
Y = 4048,768 km



Coupe technique du piezomètre P1

X = 446,750 km

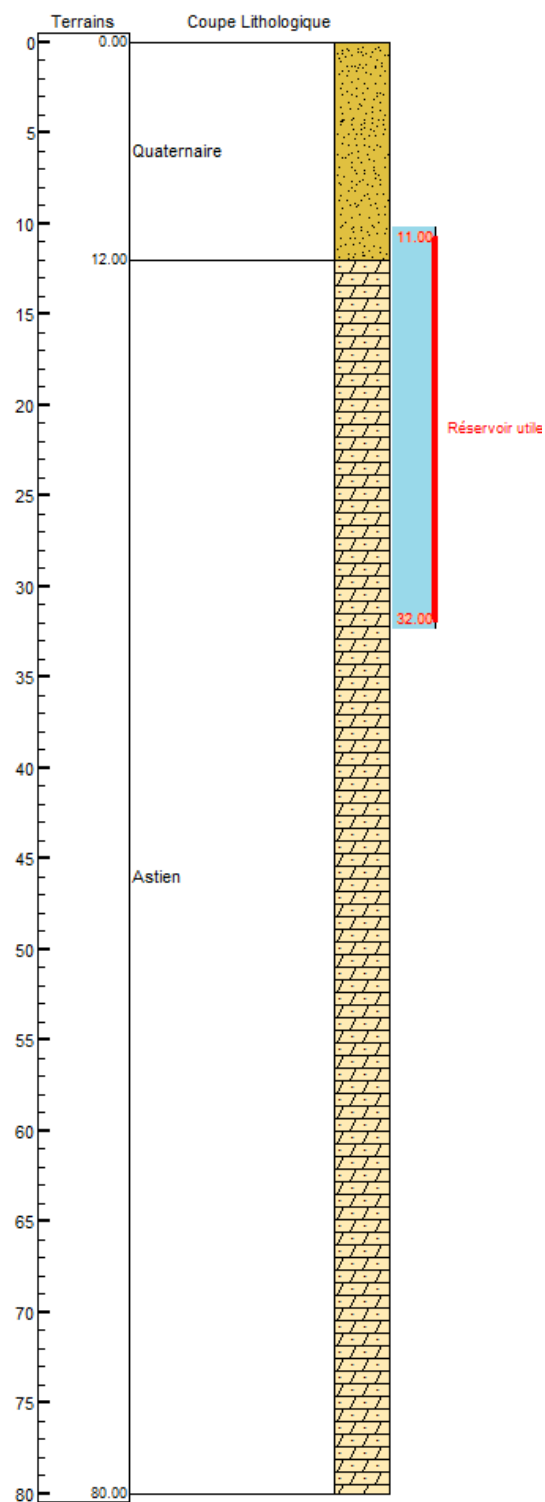
Y = 4047,692 km



Coupe technique du piezomètre P2

X = 447,200 km

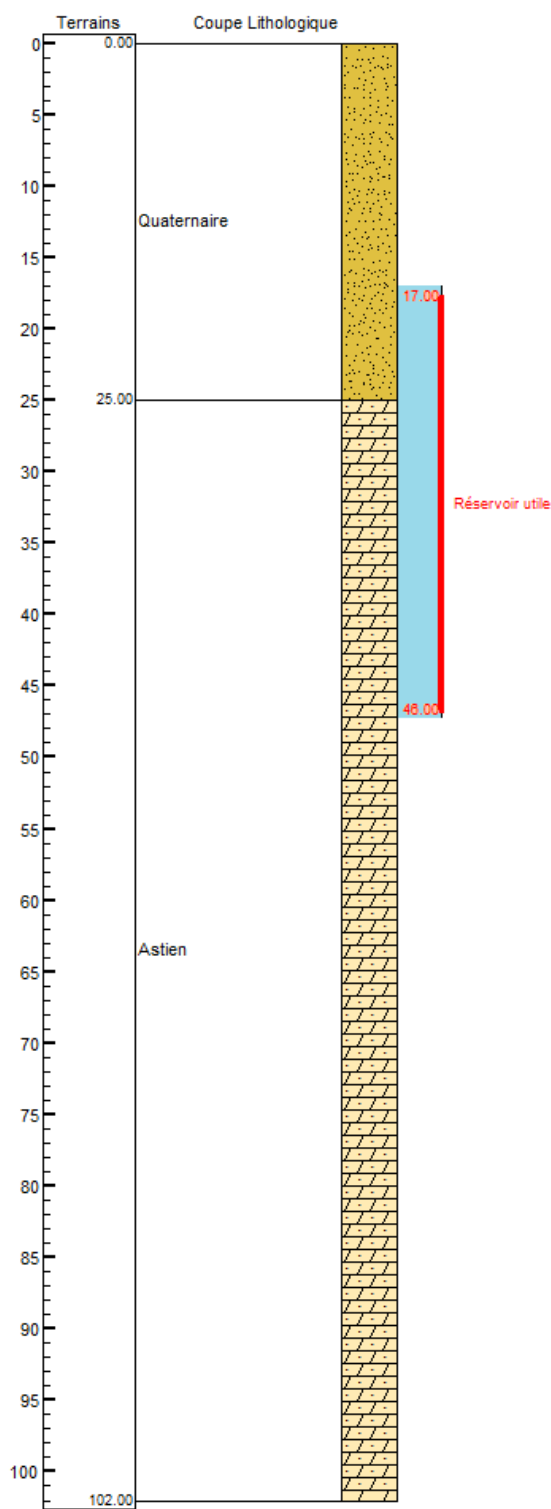
Y = 4047,666 km



Coupe technique du piezomètre P3

X = 447,376 km

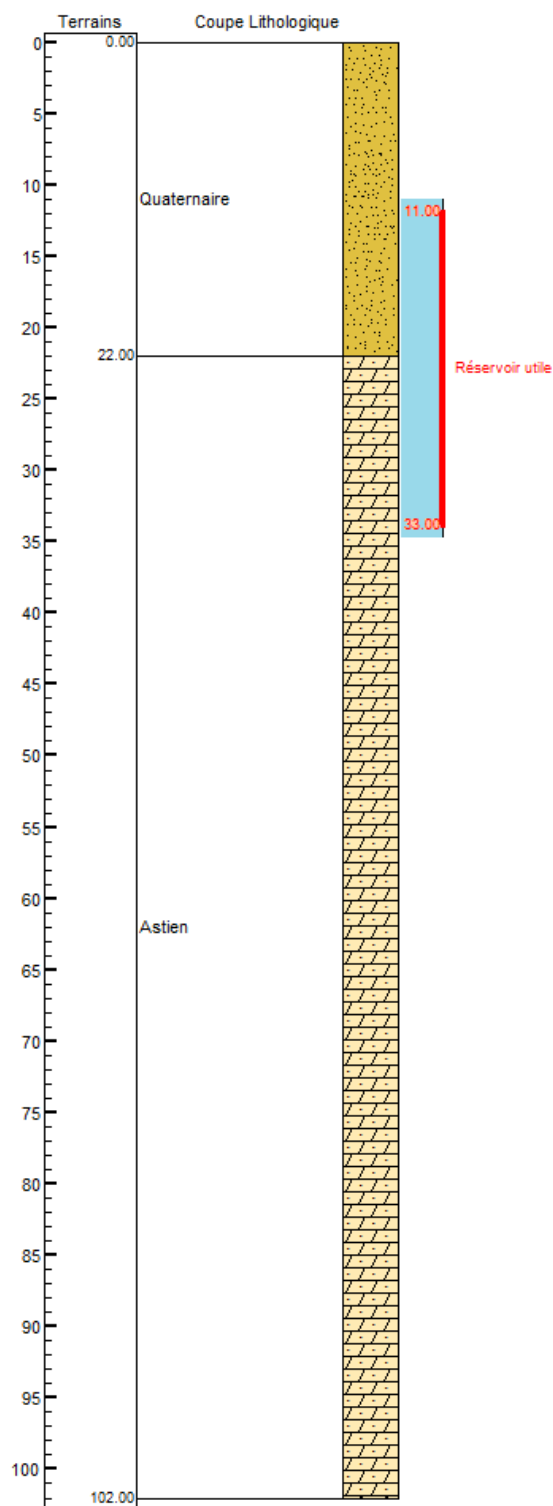
Y = 4048,065 km



Coupe technique du piezomètre P4

X = 447,601 km

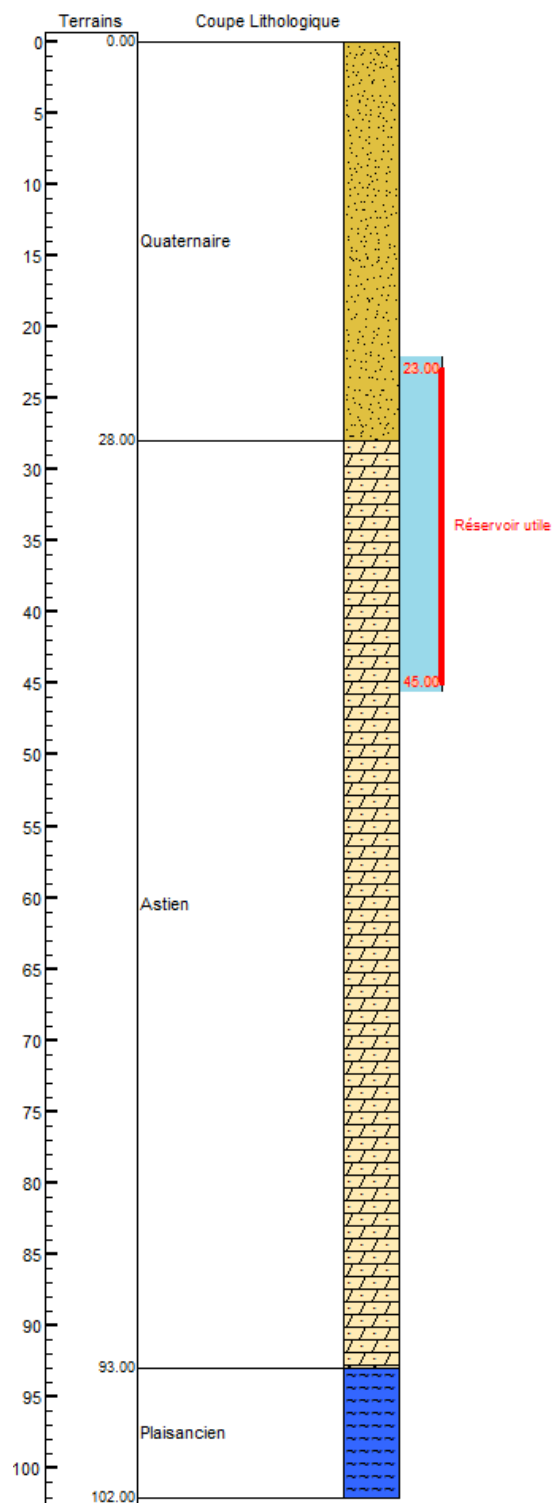
Y = 4048,114 km



Coupe technique du piezomètre P6

X= 448,977 km

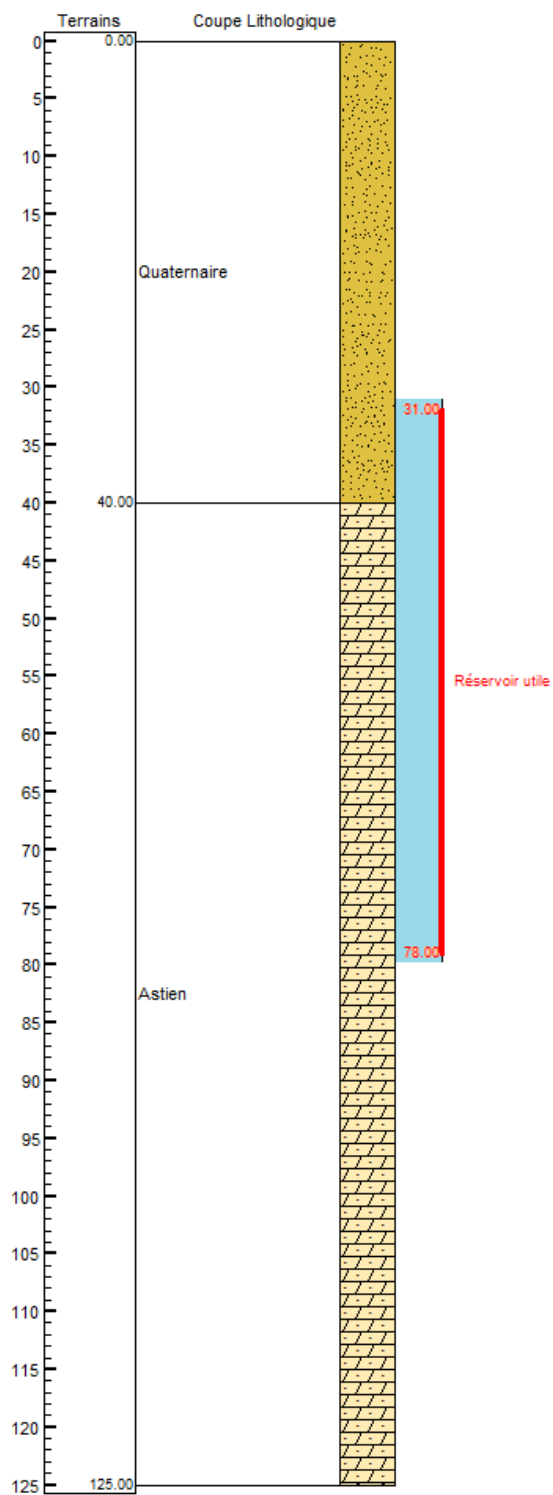
Y= 4048,535 km



Coupe technique du piezomètre P7

X = 448,305 km

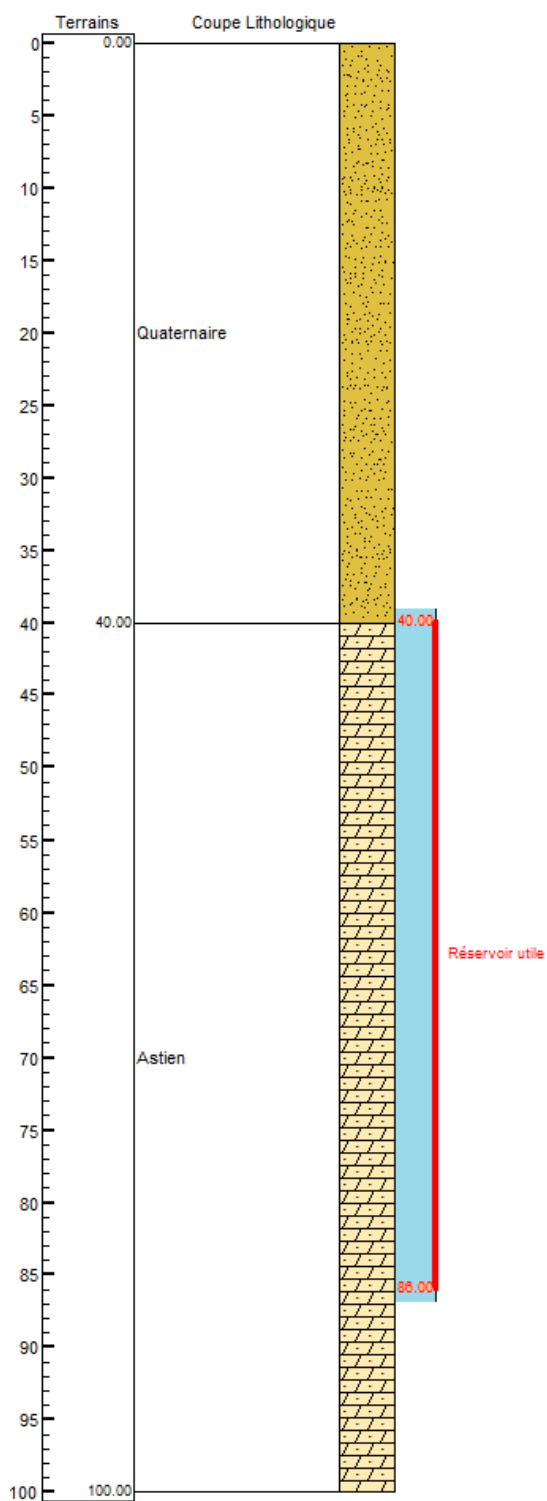
Y = 4049,437 km



Coupe technique du piezomètre P8

X = 448,231 km

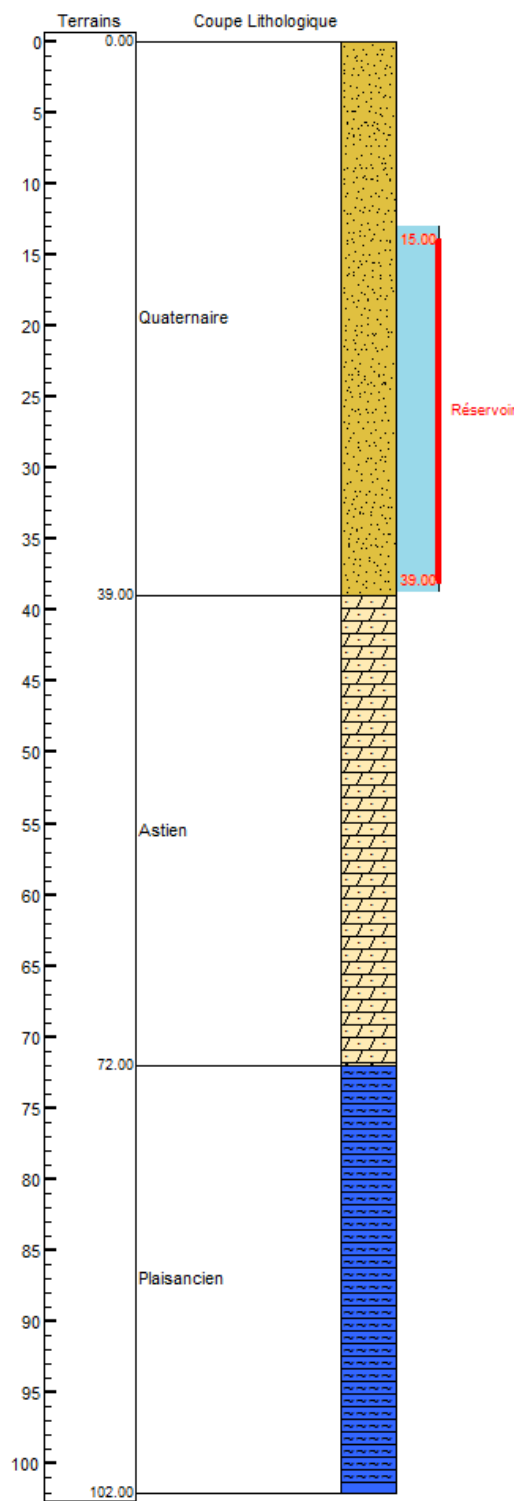
Y = 4049,762 km



Coupe technique du piezomètre P9

X = 448,955 km

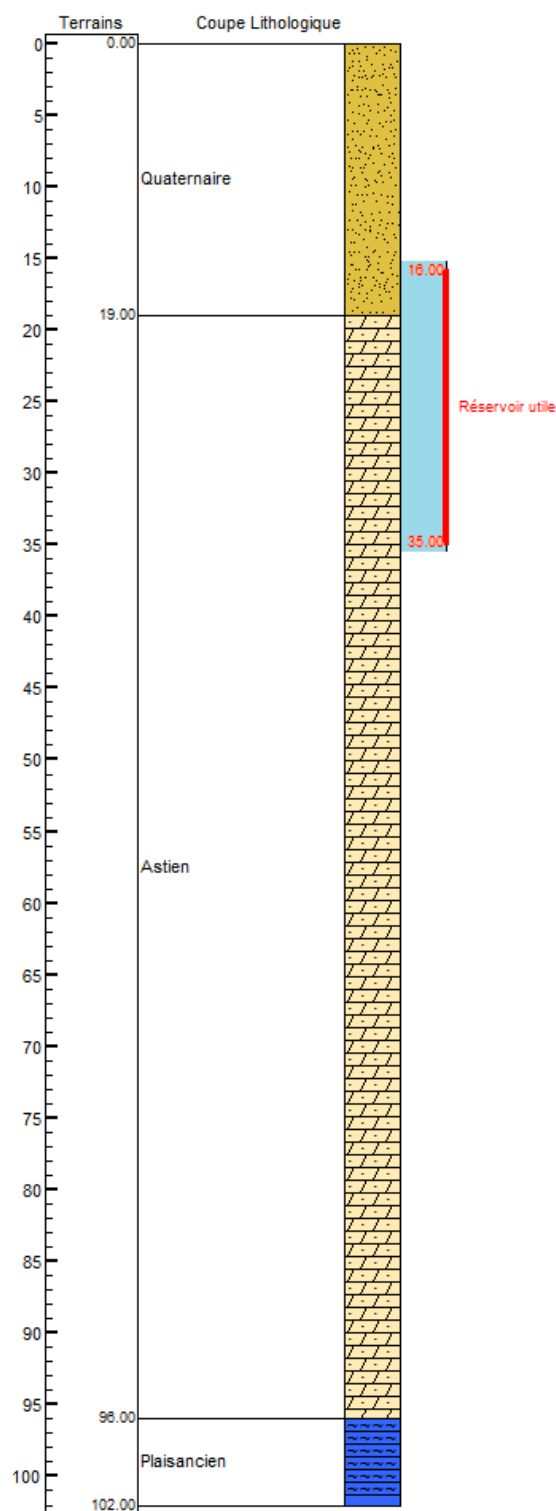
Y = 4049,335 km



Coupe technique du piezomètre P10

X = 447,782 km

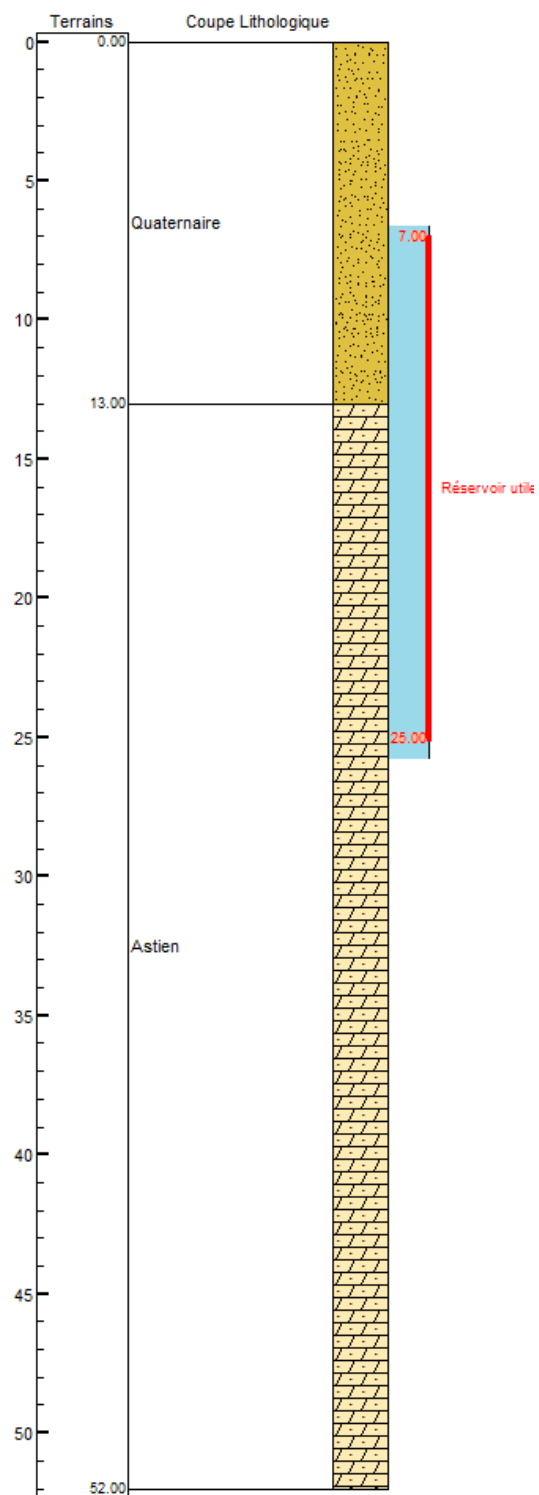
Y = 4049,914 km



Coupe technique du piezomètre P11

X = 448,549 km

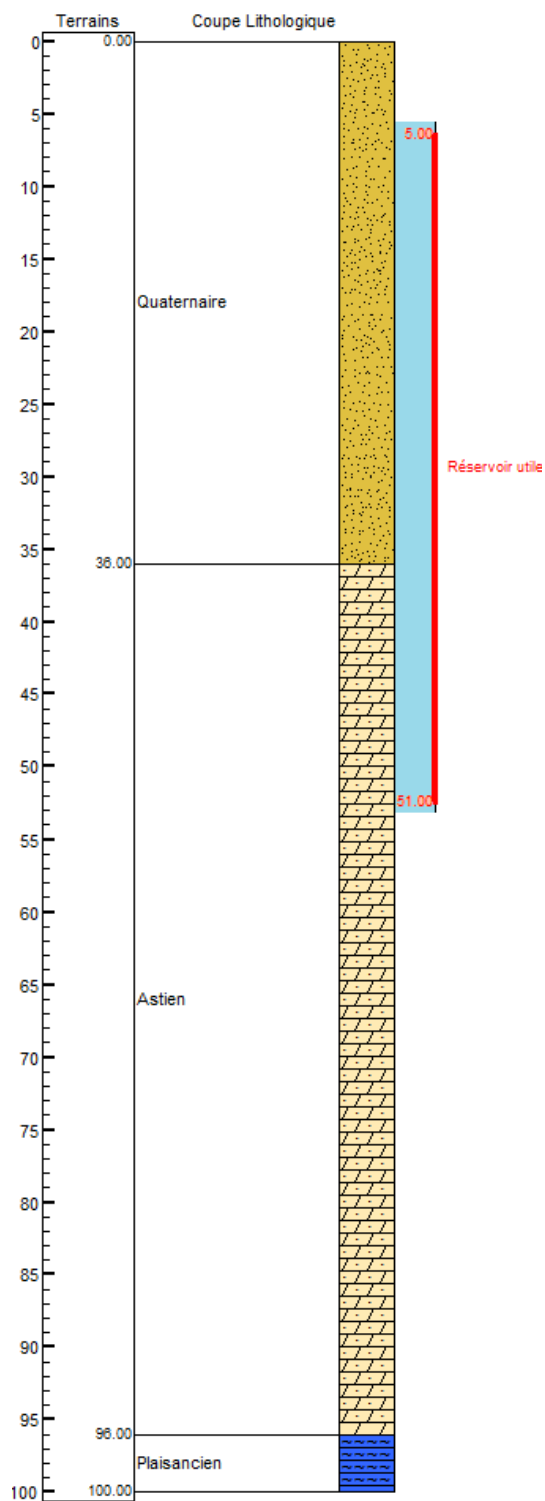
Y = 4047,311 km



Coupe technique du piezomètre P12

X = 448,379 km

Y = 4048,987 km



Coupe technique du piezomètre P13

X= 474,900 km

Y = 365,400 km

