

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

جامعة أبي بكر بلقايد - تلمسان -

Université Aboubakr Belkaïd – Tlemcen –

Faculté de TECHNOLOGIE



THESE

Présentée pour l'obtention du **grade** de **DOCTORAT LMD**

En : Hydraulique

Spécialité : Technologie des sciences de l'eau

Par : Benariba Housseyn

Sujet

**Étude géochimique et isotopique des eaux superficielles,
étude de cas (bassin versant de Sikkak, Tlemcen)**

Soutenue publiquement, le / / , devant le jury composé de :

Mr Chiboub Fellah Abdelghani	Professeur	Univ. Tlemcen	Président
Mr Habi Mohammed	Professeur	Univ. Tlemcen	Directeur de thèse
Mr Morsli Boutkhil	Maître de Recherche A	INRF. Tlemcen	Co- Directeur de thèse
Mr Elouissi Abdelkader	MCA	Univ. Mascara	Examineur 1
Mr Kazi Tani Hicham A.	MCA	CU. Maghnia	Examineur 2

Année Universitaire 2022/2023

Remerciements

Louange à Dieu de m'avoir accordé la patience et le courage pour accomplir ce modeste travail.

L'élaboration de ce travail a nécessité la collaboration de nombreuses personnes et il me tient à cœur de les remercier.

Je souhaite, tout d'abord, remercier mes deux encadreurs Monsieur **HABI Mohammed** « professeur à l'Université de Tlemcen », et Monsieur **MORSLI Boutkhil** « Maître de Recherche A et Directeur l'INRF-Tlemcen » d'avoir rempli parfaitement leurs rôles et pour les orientations précieuses dont ils m'ont fait part. Je ne saurais les remercier assez pour leurs soutiens et leurs suivis scientifique. Je leur dois beaucoup pour leurs confiances qu'ils m'ont témoigné et pour leurs encouragements et conseils qu'ils m'ont prodigué.

Je voudrai remercier tous les membres du jury qui vont juger ce modeste travail ce qui me permettra de profiter de leurs connaissances et remarques constructives :

Mr Chiboub Fella Abdelghani qui m'a fait l'honneur de présider le jury.

Mr Elouissi Abdelkader et **Mr Kazi Tani Hicham** qui ont spontanément eu la volonté et l'honneur d'examiner ce travail et l'intérêt qu'ils ont porté pour me faire profiter de leurs expériences. Leurs critiques et commentaires seront bénéfiques pour enrichir ma connaissance dans ce domaine.

Je remercie fortement tous le personnel de la direction de l'ANBT du barrage Sikkak, de l'ANRH d'Oran, de l'ANRH de Tlemcen, de l'ONA de Tlemcen et de la DSA de Tlemcen qui n'ont pas hésité un moment pour me donner les informations dont j'aurais eu besoin.

Je tiens à remercier le responsable du laboratoire vétérinaire de Tlemcen, monsieur « **Zekri** » qui m'a beaucoup aidé.

J'adresse mes vifs remerciements à l'ensemble du personnel du laboratoire du Centre de Recherche Nucléaire d'Alger - CRNA) notamment monsieur **Adnan Moulla** pour la réalisation des analyses isotopiques.

Dédicace

Premièrement et avant tout je remercie DIEU puissant de m'avoir donné le courage pour achever ce modeste travail que je dédie :

A la mémoire de ma mère

A mon père

A mes sœurs et mes frères

A toute ma famille

A tous mes amis

A tous les enseignants qui ont participé à ma formation.

Résumé

Dans le sud de la méditerranée et plus particulièrement en Algérie (zone semi-aride), les eaux de surface sont très affectés par les impacts des activités anthropiques, de l'érosion hydrique et par des changements climatiques d'où la nécessité d'un diagnostic de l'évolution de ces impacts. La présente étude a pour objet d'approfondir des connaissances sur le fonctionnement et l'évolution de la qualité des eaux de surface dans le bassin de l'oued Sikkak situé au nord-ouest de l'Algérie.

Les méthodes appliquées pour évaluer et interpréter la qualité des eaux de surface sont le diagnostic de la qualité des eaux du barrage Sikkak ainsi que l'utilisation des approches géochimiques et isotopiques.

L'exploitation d'une base de données des eaux du barrage relatives à des variables géochimiques, organiques et hydrologiques, couvrant une période de 11 ans (2005 -2015) révèle que l'eau du barrage Sikkak est caractérisée par une minéralisation naturelle bonne (61,37 %) à moyenne (38,63 %) en tenant compte de la conductivité, du chlorure, du sodium, du calcium, du magnésium et des sulfates tandis que l'eau est assez contaminée par une pollution organique allant de mauvaise qualité (46,37 %) à moyenne qualité (34,98 %) en tenant compte de la DCO, DBO, nitrate, nitrite, ammonium et l'orthophosphate. Les tendances des variables montre que les eaux de surface tendent modérément vers l'alcalinité, et présentent des valeurs en croissance dans le temps de la DCO et des chlorures, cependant elles présentent une diminution de la conductivité, DBO5, MO, de l'azote et du phosphate et de la plupart des paramètres salifères et carbonatés. Cette diminution liée à la contribution de la station d'épuration dans l'amélioration de la qualité des eaux est confirmée par les analyses statistiques.

L'interprétation des données géochimiques a révélé que les eaux de surface de Sikkak sont caractérisées par un faciès chlorurées et sulfatées calciques et magnésiennes, lié principalement à la lithologie du bassin. La chimie des eaux du barrage Sikkak est contrôlée par l'évaporation selon le diagramme de Gibbs.

Le diagramme $\delta^2\text{H} = f(\delta^{18}\text{O})$ montre que les données analytiques des eaux de l'oued Sikkak sont distribuées le long d'une droite de pente égale à 5,89. L'emploi d'outil isotopique en quelques points de l'oued Sikkak a montré que le processus d'évaporation contrôle la salinisation des eaux du bassin Sikkak.

Mots-clés: pollution, géochimie, isotope, Sikkak, eau de surface, qualité.

ملخص

في جنوب البحر الأبيض المتوسط وعلى وجه الخصوص في الجزائر (منطقة شبه قاحلة)، تتأثر المياه السطحية بشدة بتأثيرات الأنشطة البشرية والتعرية وتغير المناخ، ومن هنا تأتي الحاجة إلى تشخيص تطور هذه الآثار. الغرض من هذه الدراسة هو تعميق المعرفة حول أداء وتطور جودة المياه السطحية في حوض وادي السكاك الواقع في شمال غرب الجزائر.

الطرق المطبقة لتقييم و تفسير جودة المياه السطحية هي تشخيص جودة المياه في سد سكاك وكذلك استخدام المناهج الجيوكيميائية و النظرية.

كشفت استغلال قاعدة بيانات مياه السدود المتعلقة بالمتغيرات الجيوكيميائية والعضوية والهيدروولوجية ، والتي تغطي فترة 11 سنة (2005-2015)، أن مياه سد السكاك تتميز بتمعدن طبيعي جيد (61.37%) إلى متوسط (38.63%) مع الأخذ في الاعتبار كل من الموصلية و الكلوريد و الصوديوم و الكالسيوم و المغنيسيوم و الكبريتات بينما المياه ملوثة تمامًا بالتلوث العضوي تتراوح من نوعية رديئة (46.37%) إلى جودة متوسطة (34.98%) مع الأخذ في الاعتبار كل من الطلب الكيميائي للأكسجين، الطلب البيولوجي للأكسجين، النترات ، النتريت و الأمونيوم و الفوسفات. تظهر اتجاهات المتغيرات أن المياه السطحية تميل بشكل معتدل نحو القلوية، وتظهر قيم متزايدة بمرور الوقت من الطلب الكيميائي للأكسجين و الكلوريدات، إلا أنها تظهر انخفاضًا في الموصلية، المادة العضوية، الطلب البيولوجي للأكسجين ، النتريت و الفوسفات ومعظم معاملات الملح و الكربونات. هذا الانخفاض المرتبط بمساهمة محطة تطهير المياه في تحسين جودة المياه تم تأكيده من خلال التحليلات الإحصائية.

أظهر تفسير البيانات الجيوكيميائية أن المياه السطحية لسكاك تتميز بسمات الكلوريد و الكبريتات و الماغنيسيوم ، و التي تتعلق أساسًا بخصائص الحجر الصخري للحوض. يتم التحكم في كيمياء المياه في سد سكاك عن طريق التبخر وفقًا لمخطط جيبس.

الرسم البياني $\delta^2\text{H} = f(\delta^{18}\text{O})$ يوضح أن البيانات التحليلية لمياه وادي السكاك موزعة على طول خط مستقيم بميل يساوي 5.89. أظهر استخدام أداة النظائر في بضع نقاط في وادي السكاك أن عملية التبخر تتحكم في تملح مياه حوض السكاك.

الكلمات المفتاحية : التلوث، الجيوكيمياء، النظائر، السكاك، المياه السطحية، الجودة.

Abstract

In the countries of the southern shore of the Mediterranean and most particularly in Algeria (semi-arid area), surface-waters are highly impacted by anthropogenic activities, water erosion and climate change. It thus requires a complete diagnosis of the evolution of these impacts through a survey. The present study aims at deepen knowledge on the functioning and evolution of surface water quality in the Sikkak watershed (north-western Algeria).

The methods applied to assess and interpret surface-water quality are the diagnosis of the water quality of the Sikkak dam as well as the use of geochemical and isotopic approaches.

The exploitation of a database of dam waters relating to geochemical, organic and hydrological variables, covering a period of 11 years (2005 -2015) revealed that the Sikkak dam water is characterized by a natural mineralization that is good (61.37%) to medium (38.63%) taking into account electrical conductivity (EC), chloride, sodium, calcium, magnesium and sulfate contents. However, it is found to be highly contaminated by organic pollution ranging from bad grade (46.37%) to fairly medium quality (34.98%). COD, BOD, nitrate, nitrite, ammonium and orthophosphate were used as the evaluation parameters. The trend-following method shows that the surveyed waters moderately tend towards more alkaline and exhibit increasing COD and chloride. Further, the waters show a decreasing EC, BOD₅, organic matter, nitrogen and phosphate as well as most of the salinizing and carbonating compounds. This decrease linked to the contribution of wastewater treatment plant in improving the water quality is confirmed by the statistical analyses.

The interpretation of the geochemical data revealed that the surface waters of Sikkak are characterized by a chloride and sulfate calcic and magnesium facies, related mainly to the lithology of the watershed. The water chemistry of the Sikkak dam is controlled by evaporation according to the Gibbs diagram.

The diagram $\delta^2\text{H} = f(\delta^{18}\text{O})$ shows that the analytical data of the waters of the Sikkak wadi are distributed along a line of slope equal to 5.89. The use of an isotopic tool at a few points in the Sikkak wadi has shown that the evaporation process controls the salinization of the waters of the Sikkak watershed.

Keywords: pollution, geochemistry, isotope, Sikkak, surface water, quality.

Table des matières

Introduction générale.....	1
Chapitre I : État de l'art	
I. Introduction.....	3
II. Pollution des eaux de surface.....	3
II.1. Pollution d'origine urbaine.....	3
II.2. Pollution industrielle.....	4
II.3. Pollution agricole.....	4
II.4. Pollution naturelle.....	4
III. Types de pollution.....	4
III.1. Pollution physique.....	4
III.1.1. Pollution solide.....	4
III.1.2. Pollution thermique.....	5
III.1.3. Pollution radioactive.....	5
III.2. Pollution chimique.....	5
III.3. Pollution microbiologique.....	5
IV. Paramètres d'évaluation de la pollution des eaux de surface.....	5
IV.1. Température.....	5
IV.2. Potentiel d'hydrogène (pH).....	6
IV.3. Conductivité électrique (CE).....	6
IV.4. Turbidité.....	6
IV.5. Matières en suspension (MES).....	6
IV.6. Oxygène dissous (OD).....	7
IV.7. Résidus secs à 105 °C (RS).....	7
IV.8. Calcium (Ca^{2+}).....	7
IV.9. Magnésium (Mg^{2+}).....	8
IV.10. Sodium (Na^+).....	8
IV.11. Chlorures (Cl^-).....	8
IV.12. Le Potassium (K^+).....	9
IV.13. Sulfates (SO_4^{2-}).....	9
IV.14. Les bicarbonates (HCO_3^-).....	9
IV.15. Paramètres d'azote et du phosphore.....	10
IV.15.1. Cycle de l'azote.....	10
IV.15.1.1. Ammonium (NH_4^+).....	11
IV.15.1.2. Nitrate (NO_3^-).....	11
IV.15.1.3. Nitrites (NO_2^-).....	11
IV.15.2. Phosphore total (Pt).....	12
IV.15.3. Orthophosphates (PO_4^{3-}).....	12
IV.15.4. Eutrophisation.....	13
IV.16. Demande chimique en oxygène (DCO).....	13
IV.17. Demande biochimique en oxygène (DBO5).....	13

IV.18. Biodégradabilité.....	14
IV.19. Matière organique.....	14
V. Principes de base de la géochimie isotopique.....	14
V.1. Géochimie des eaux.....	15
V.1.1. Dissolution et précipitation des minéraux.....	15
V.1.2. Échange ionique.....	15
V.2. Signature isotopique des eaux.....	15
V.2.1. Domaine d'utilisation.....	16
V.2.2. Isotopes stables (¹⁸ O, ² H).....	16
V.2.3. Rapports isotopiques.....	17
V.2.4. Abondance isotopique ou Delta pour mille (δ ‰).....	17
V.2.5. Facteur de fractionnement α.....	18
V.2.6. Facteur d'enrichissement.....	18
V.2.7. Standards internationaux.....	18
V.2.8. Relation δ ² H/ δ ¹⁸ O.....	19
V.2.8.1. Excès en deutérium (d).....	19
V.2.9. Composition isotopique lors d'échange de base.....	20
V.2.9.1. La condensation.....	20
V.2.9.2. Évaporation.....	21
V.2.10. Facteurs contrôlant la composition isotopique.....	21
V.2.10.1. Effet de la température.....	21
V.2.10.2. Effet d'altitude.....	21
V.2.10.3. Effet de continentalité.....	22
V.2.10.4. Effet saisonnier.....	22
V.2.10.5. Effet de latitude.....	22
VI. Conclusion.....	22

Chapitre II : Présentation de la zone d'étude

I. Introduction.....	23
II. Situation géographique.....	23
III. Limites administratives.....	24
III.1. Commune de Tlemcen.....	25
III.2. Commune de Chetouane.....	26
III.3. Commune de Mansourah.....	26
III.4. Commune de Hennaya.....	26
IV. Aperçu socio-économique.....	26
IV.1. Situation démographique.....	26
IV.2. Contexte agricole.....	26
IV.2.1. Élevage.....	27
IV.2.2. Agriculture intensive.....	27
IV.2.3. Irrigation avec les eaux usées brutes.....	28
IV.2.4. Irrigation avec les eaux usées épurées.....	28
IV.3. Contexte industriel.....	28

V. Caractéristiques morphométriques.....	29
V.1. Surface et périmètre.....	30
V.2. Indice de compacité « coefficient de gravelius ».....	30
V.3. Rectangle équivalent.....	30
VI. Étude du relief.....	31
VI.1. Modèle Numérique de Terrain (MNT).....	32
VI.2. Carte hypsométrique.....	32
VI.3. Courbe hypsométrique.....	33
VI.4. Altitudes caractéristiques.....	35
VI.5. Indice de pente global (Ig).....	36
VI.6. Dénivelée spécifique (Ds).....	36
VI.7. Analyse spatiale des pentes.....	37
VI.8. Carte d'exposition des pentes.....	38
VII. Caractéristiques hydrographiques.....	38
VII.1. Profil en long.....	39
VII.2. Densité de drainage.....	40
VII.3. Temps de concentration.....	40
VII.4. Vitesse de concentration.....	41
VIII. Contexte géologique.....	42
VIII.1. Formations secondaires.....	43
VIII.1.1. Grés de Boumediene.....	43
VIII.1.2. Calcaires de Zarifet.....	44
VIII.1.3. Dolomies de Tlemcen.....	44
VIII.1.4. Marno-calcaires de Raourai.....	44
VIII.1.5. Dolomies de Terny.....	44
VIII.2. Formations tertiaires.....	44
VIII.2.1. Éocène.....	44
VIII.2.2. Miocène inférieur.....	45
VIII.2.3. Helvétien.....	45
VIII.3. Formations quaternaires.....	45
VIII.3.1. Travertins.....	45
VIII.3.2. Croûte calcaire.....	45
VIII.3.3. Alluvions récentes.....	45
IX. Occupation du sol.....	45
X. Ressources en eau.....	46
X.1. Barrages.....	46
X.2. Eaux de dessalements.....	46
X.3. Forages et sources.....	47
X.4. Les eaux usées épurées.....	47
XI. État de l'assainissement dans la zone d'étude.....	47
XII. Caractéristiques techniques du barrage Sikkak.....	48
XII.1. La digue.....	48
XII.2. Le batardeau amont.....	49
XII.3. La tour de prise.....	49

XII.4. Vidange de fond.....	50
XII.5. Évacuateur de crue.....	50
XIII. Conclusion.....	51

Chapitre III : Étude hydro-climatologique

I. Introduction.....	52
II. Température.....	52
II.1. Étude des températures annuelles.....	53
II.2. Étude des températures mensuelles.....	53
II.3. Étude des températures saisonnières.....	54
III. Précipitation.....	55
III.1. Étude des précipitations annuelles.....	55
III.2. Étude des précipitations mensuelles.....	57
III.3. Étude des précipitations saisonnières.....	58
IV. Relation températures – précipitations.....	59
IV.1. Degré d’aridité (Indice de De Martonne).....	59
IV.2. Diagramme ombrothermique de GAUSSEN.....	61
IV.3. Étage bioclimatique.....	61
V. Étude de l’évapotranspiration.....	62
V.1. Évapotranspiration potentielle (ETP).....	63
V.1.1. Méthode de Thornthwaite.....	63
V.2. Évapotranspiration réelle (ETR).....	64
V.2.1. Méthode de Turc.....	64
V.2.2. Méthode de Coutagne.....	64
V.2.3. Méthode de Wundt.....	65
V.2.4. Méthode de Verdeil.....	65
V.2.5. Méthode du bilan de Thornthwaite.....	66
VI. Estimation du bilan hydrologique.....	67
VII. Étude des écoulements.....	68
VII.1. Étude des débits moyens annuels.....	68
VII.2. Étude des débits moyens mensuels.....	69
VIII. Relation entre les moyennes mensuelles des précipitations et des débits.....	70
IX. Conclusion.....	71

Chapitre IV : Matériels et méthodes

I. Introduction.....	72
II. Méthodes de diagnostic de la qualité des eaux de surface du barrage.....	72
II.1. Collecte des données.....	72
II.2. Classification de la qualité des eaux de surface.....	73
II.3. Méthode de tendance.....	74
II.4. Impact de la station d’épuration sur la qualité des eaux du barrage.....	74
II.5. Analyse des variations saisonnières de la qualité de l’eau.....	75
II.6. Analyse statistique.....	75

II.6.1. Analyse en composantes principales (ACP).....	75
II.6.2. Classification ascendante hiérarchique (CAH).....	76
II.6.3. Test T.....	76
II.7. Outils de caractérisation géochimique des eaux.....	77
II.7.1. Diagramme de Piper.....	77
II.7.2. Diagramme de Schoeller- Berkaloff.....	77
II.7.3. Indice de saturation (IS).....	78
II.7.4. Diagramme binaire.....	79
III. Analyse temporelle de la qualité des eaux en amont du barrage.....	79
III.1. Échantillonnage et méthodes analytiques.....	79
III.1.1. Mesure de la conductivité.....	79
III.1.1.1. Principe.....	79
III.1.1.2. Matériel.....	80
III.1.1.3. Mode opératoire.....	80
III.1.2. Mesure de la turbidité.....	80
III.1.2.1. Principe.....	80
III.1.2.2. Matériel.....	80
III.1.2.3. Mode opératoire.....	80
III.1.3. Mesure des matières en suspension.....	81
III.1.3.1. Principe.....	81
III.1.3.2. Matériel.....	81
III.1.3.3. Mode opératoire.....	81
III.1.4. Mesure de la DCO.....	81
III.1.4.1. Principe.....	81
III.1.4.2. Réactifs.....	82
III.1.4.3. Mode opératoire.....	82
III.1.5. Mesure de l'oxygène dissous.....	82
III.1.5.1. Principe.....	82
III.1.5.2. Mode opératoire.....	83
III.1.6. Mesure de l'ammonium.....	83
III.1.6.1. Principe.....	83
III.1.6.2. Réactifs.....	83
III.1.6.3. Mode opératoire.....	83
III.1.7. Mesure des nitrites.....	83
III.1.7.1. Principe.....	83
III.1.7.2. Réactif mixte.....	84
III.1.7.3. Matériels.....	84
III.1.7.4. Mode opératoire.....	84
III.1.8. Mesure des nitrates.....	84
III.1.8.1. Principe.....	84
III.1.8.2. Réactifs.....	84
III.1.8.3. Mode opératoire.....	84
III.1.9. Mesure des phosphates.....	85
III.1.9.1. Principe.....	85

III.1.9.2. Mode opératoire.....	85
III.1.10. Mesure du calcium et du magnésium.....	85
III.1.10.1. Principe.....	85
III.1.10.2. Réactifs.....	85
III.1.10.3. Mode opératoire du calcium (pour déterminer V1).....	85
III.1.10.4. Mode opératoire du (magnésium + calcium) (pour déterminer V2)..	86
III.1.11. Mesure du sodium et du potassium.....	86
III.1.11.1. Principe.....	86
III.1.11.2. Matériels.....	86
III.1.11.3. Réactifs.....	87
III.1.11.4. Mode opératoire.....	87
III.1.12. Mesure du chlorure.....	87
III.1.12.1. Principe.....	87
III.1.12.2. Réactifs.....	87
III.1.12.3. Mode opératoire.....	88
III.1.13. Mesure des sulfates.....	88
III.1.13.1. Principe.....	88
III.1.13.2. Mode opératoire.....	88
III.1.14. Mesure des hydrogénocarbonates.....	88
III.1.14.1. Principe.....	88
IV. Approche isotopique.....	89
IV.1. Échantillonnage.....	89
IV.2. Méthodes analytiques.....	90
V. Aptitude des eaux de surface à l'irrigation.....	93
V.1. Salinité.....	93
V.2. Rapport d'adsorption du sodium (SAR).....	93
V.3. Chlorure.....	94
V.4. Pourcentage de sodium (Na %).....	94
V.5. Risque du Magnésium (RM).....	94
V.6. Rapport de Kelly (RK).....	95
V.7. Indice de perméabilité (IP).....	95
V.8. Potentiel de la salinité (PS).....	95
V.9. Classification des eaux d'irrigation selon les diagrammes de Wilcox et de Riverside.....	96
VI. Conclusion.....	98

Chapitre V : Résultats et discussion

I. Introduction.....	99
II. Diagnostic de la qualité géochimique et organique des eaux du barrage Sikkak.....	99
II.1. Bilan hydrologique du réservoir de Sikkak.....	99
II.2. Caractérisation et évaluation des paramètres de qualité de l'eau.....	100
II.2.1. Température.....	101
II.2.2. Potentiel d'hydrogène.....	102

II.2.3. Conductivité.....	102
II.2.4. Résidu sec à 105 °C (RS).....	103
II.2.5. Matière en suspension (MES).....	104
II.2.6. Turbidité (Turb).....	104
II.2.7. Oxygène dissous (OD).....	105
II.2.8. Paramètres organiques.....	105
II.2.9. Paramètres de l'azote et du phosphore.....	107
II.2.9.1. Facteurs limitant l'eutrophisation.....	110
II.2.10. Paramètres carbonatés et salifères.....	110
II.2.11. Silice (SiO ₂).....	113
II.2.12. Éléments traces métalliques (ETM).....	114
II.2.13. Impact de la station d'épuration sur la qualité des eaux du barrage.....	115
II.3. Variation saisonnière et mensuelle de la qualité de l'eau.....	117
II.4. Analyse statistique.....	119
II.4.1. Application de l'ACP à la série des mesures moyennes annuelles.....	119
II.4.2. Classification ascendante hiérarchique.....	122
II.4.2.1. Classification ascendante hiérarchique des variables.....	122
II.4.2.2. Classification ascendante hiérarchique des individus.....	123
II.4.3. Test T.....	124
II.5. Caractérisation géochimique des eaux.....	125
II.5.1. Diagramme de Piper.....	125
II.5.2. Diagramme de Schöeller-Berkaloff.....	126
II.5.3. Indice de saturation (IS).....	127
II.5.4. Diagrammes binaires.....	127
II.5.4.1. Diagramme de Gibbs.....	129
III. Analyse temporelle de la qualité des eaux de l'oued Sikkak.....	130
III.1. Paramètres physico-chimiques.....	130
III.2. Caractérisation géochimique.....	131
III.2.1. Paramètres carbonatés.....	131
III.2.2. Paramètres salifères.....	131
III.3. Paramètres de pollution organique.....	132
IV. Apports de l'outil isotopique à l'étude des eaux de surface de Sikkak.....	133
IV.1. Relation entre $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$	133
IV.2. Excès en deutérium.....	135
IV.3. Relation entre conductivité électrique (CE) et $\delta^{18}\text{O}$	135
IV.4. Relation entre $\delta^{18}\text{O}$ et l'altitude.....	136
V. Aptitude des eaux de Sikkak à l'irrigation.....	137
V.1. Diagrammes de Wilcox et de Riverside.....	139
VI. Conclusion.....	140
Conclusion générale.....	141
Références bibliographiques.....	144

Liste des figures

Figure I.1. Cycle de l'azote.....	10
Figure I.2. Domaine de répartition des eaux naturelles sur le diagramme $\delta^{18}\text{O} - \delta^2\text{H}$	20
Figure II.1. Carte de situation géographique de la zone d'étude.....	24
Figure II.2. Découpage administratif du bassin versant de Sikkak.....	25
Figure II.3. Rectangle équivalent du bassin versant de l'oued Sikkak.....	31
Figure II.4. Modèle numérique de terrain (MNT) du bassin versant de l'oued Sikkak.....	32
Figure II.5. Carte hypsométrique du bassin versant de l'oued Sikkak.....	33
Figure II.6. État de maturité du relief des bassins versant.....	34
Figure II.7. Courbe hypsométrique du bassin versant Sikkak.....	35
Figure II.8. Carte des pentes du bassin versant de l'oued Sikkak.....	37
Figure II.9. Cartes d'exposition des pentes du bassin de l'oued Sikkak.....	38
Figure II.10. Réseau hydrographique du bassin versant de l'oued Sikkak.....	39
Figure II.11. Profil en long de l'oued Sikkak.....	40
Figure II.12. Carte lithologique du bassin versant de l'oued Sikkak.....	43
Figure II.13. Carte d'occupation du sol du bassin versant de l'oued Sikkak.....	46
Figure III.1. Carte de localisation des stations pluviométriques, hydrométriques et météorologiques.....	52
Figure III.2. Variations interannuelles des températures (1981/1982 – 2017/2018).....	53
Figure III.3. Variation des températures mensuelles (1981/1982 – 2017/2018).....	54
Figure III.4. Variations saisonnières des températures (1981/1982 – 2017/2018)...	54
Figure III.5. Variations interannuelles des précipitations aux différentes stations...	55
Figure III.6. Évolution annuelle de l'indice pluviométrique standardisé aux différentes stations (1973/1974 – 2015/2016).....	57
Figure III.7. Variation des précipitations mensuelles aux différentes stations (1973/1974 – 2015/2016).....	58
Figure III.8. Variation des précipitations saisonnières aux différentes stations (1973/1974 – 2015/2016).....	58
Figure III.9. Indice climatique de Martonne du bassin de Sikkak.....	60
Figure III.10. Indice d'aridité mensuel du bassin Sikkak.....	60
Figure III.11. Diagramme ombrothermique de Gaussen (1981 – 2016).....	61
Figure III.12. Quotient pluvio-thermique d'Emberger du bassin Sikkak.....	62
Figure III.13. Variation mensuelle de l'ETP « Thorntwaite » du bassin Sikkak (1981-2016) années hydrologiques.....	63
Figure III.14. Estimation de l'ETR à partir Abaque de Wundt.....	65
Figure III.15. Estimation de l'ETR à partir de l'abaque de Verdeil.....	66
Figure III.16. Évolution interannuelle des débits et des lames d'eau écoulées au niveau d'oued Sikkak (1973/1974 -2015/2016).....	69

Figure III.17. Variation des débits moyens mensuels et du coefficient mensuel de Débits (1973/1974 - 2010/2011).....	70
Figure III.18. Moyennes mensuelles des précipitations et des débits (1973/1974 - 2010/2011).....	71
Figure IV.1. Diagrammes de Piper et de Schoeller Berkaloff vierges.....	78
Figure IV.2. Localisation des stations de prélèvements dans le bassin versant Sikkak.....	90
Figure IV.3. Diagrammes de Wilcox et de Riverside vierges.....	97
Figure V.1. Bilan hydrologique du réservoir de Sikkak (janvier 2005 à décembre 2015).....	100
Figure V.2. Variation mensuelle de la température (janvier 2005 à décembre 2015).....	102
Figure V.3. Variation mensuelle du pH (janvier 2005 à décembre 2015).....	102
Figure V.4. Variation mensuelle de la conductivité (janvier 2005 à décembre 2015).....	103
Figure V.5. Variation mensuelle des résidus secs (janvier 2005 à décembre 2015).....	103
Figure V.6. Variation mensuelle des MES (janvier 2005 à décembre 2015).....	104
Figure V.7. Variation mensuelle de la turbidité (janvier 2005 à décembre 2015).....	104
Figure V.8. Variation mensuelle de l'oxygène dissous (janvier 2005 à décembre 2015).....	105
Figure V.9. Variation mensuelle de a) DCO, b) DBO, c) MO (janvier 2005 à décembre 2015).....	106
Figure V.10. Variation temporelle du rapport DCO/DBO5 (janvier 2005 à décembre 2015).....	107
Figure V.11. Variation mensuelle de a) NH_4^+ , b) NO_2^- , c) NO_3^- , d) PO_4^{2-} , e) Pt (janvier 2005 à décembre 2015).....	109
Figure V.12. Évolution du rapport (Nt / Pt) dans le lac de Sikkak.....	110
Figure V.13. Variation mensuelle de a) Ca^{2+} , b) Mg^{2+} , c) Na^+ , d) Cl^- , e) SO_4^{2-} , f) HCO_3^- , g) K^+ (janvier 2005 à décembre 2015)	113
Figure V.14. Variation mensuelle de la silice (janvier 2005 à décembre 2015).....	114
Figure V.15. Variation mensuelle des ETM (janvier 2006 à mai 2006).....	114
Figure V.16. Variation mensuelle moyenne de qualité de l'eau (janvier 2005 à décembre 2015).....	118
Figure V.17. Projection des variables et des individus (années) sur les deux axes principaux.....	121
Figure V.18. Dendrogramme du regroupement des variables.....	122
Figure V.19. Dendrogramme du regroupement des individus.....	123
Figure V.20. ACP et CAH des données moyennes mensuelles.....	124
Figure V.21. Projection des analyses des eaux du barrage Sikkak sur le diagramme de Piper.....	126
Figure V.22. Projection des analyses des eaux du barrage Sikkak sur le diagramme de Schöeller-Berkaloff.....	126
Figure V.23. Relations entre les principaux éléments majeurs.....	128

Figure V.24. Diagramme de Gibbs pour les eaux du barrage Sikkak.....	129
Figure V.25. Variation temporelle des paramètres physico-chimiques (mars à octobre 2018).....	130
Figure V.26. Variation temporelle des éléments carbonatés (mars à octobre 2018).....	131
Figure V.27. Variation temporelle des éléments salifères (mars à octobre 2018).....	132
Figure V.28. Variation temporelle des paramètres de l'azote, de l'orthophosphate, de la DCO et l'OD (mars à octobre 2018).....	133
Figure V.29. Variations spatiales des teneurs en $\delta^{18}\text{O}$ et en $\delta^2\text{H}$	134
Figure V.30. Relation ente $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$ dans les eaux de surface du Sikkak.....	135
Figure V.31. Variations spatiales de l'excès en deutérium.....	135
Figure V.32. Relation entre la conductivité électrique et $\delta^{18}\text{O}$ des eaux de surface de Sikkak.....	136
Figure V.33. Gradient de $\delta^{18}\text{O}$ en fonction de l'altitude du bassin Sikkak.....	136
Figure V.34. Classification de la qualité de l'eau de Sikkak selon différents critères d'irrigation.....	138
Figure V.35. Classification des eaux du barrage Sikkak selon les diagrammes de Wilcox et de Riverside.....	139

Liste des tableaux

Tableau I.1. Abondance moyenne des isotopes de l'eau.....	17
Tableau II.1. Données des superficies des communes dans le bassin Sikkak.....	25
Tableau II.2. Occupation du sol agricole de l'année 2015.....	27
Tableau II.3. Espèces animales des différentes communes de la zone d'étude.....	27
Tableau II.4. Irrigation avec les eaux usées brutes dans le BV Sikkak.....	28
Tableau II.5. Cultures irriguées par les eaux épurées.....	28
Tableau II.6. Principales unité polluante de la région d'étude.....	29
Tableau II.7. Répartition altimétrique du bassin versant Sikkak.....	34
Tableau II.8. Classification du relief selon ORSTOM.....	36
Tableau II.9. Classification de relief selon la méthode de l'ORSTOM à partir de la Ds.....	37
Tableau II.10. Caractéristiques physiographiques du bassin versant de l'oued Sikkak.....	42
Tableau II.11. Taux de raccordement au réseau d'assainissement.....	47
Tableau III.1. Coordonnées géographiques de la station de Zenâta.....	53
Tableau III.2. Caractéristiques des stations pluviométriques du bassin Sikkak.....	55
Tableau III.3. Classification de la sécheresse et de l'humidité selon les valeurs de l'IPS.....	56
Tableau III.4. Contribution des pluies saisonnières dans les pluies moyennes annuelles (1973/1974 – 2015/2016).....	59
Tableau III.5. Quotient pluvio-thermique du bassin Sikkak.....	62
Tableau III.6. Valeurs du coefficient de correction mensuel (K).....	63
Tableau III.7. Estimation de l'évapotranspiration réelle par la méthode de Thornthwaite.....	67
Tableau III.8. Estimation de l'ETR moyenne.....	67
Tableau III.9. Bilan hydrologique du bassin versant Sikkak.....	68
Tableau III.10. Caractéristiques des stations hydrométriques.....	68
Tableau IV.1. Seuils de classe pour les paramètres déterminant la qualité.....	73
Tableau IV.2. Classification de la qualité de l'eau pour l'irrigation.....	96
Tableau IV.3. Interprétation des classes du diagramme de Riverside.....	97
Tableau V.1. Statistiques descriptives des paramètres de qualité de l'eau.....	101
Tableau V.2. Qualité de l'eau des effluents à l'entrée de la station d'épuration....	115
Tableau V.3. Interprétation des cas exceptionnels des paramètres de pollution....	116
Tableau V.4. Facteur de l'ACP.....	120
Tableau V.5. Test T de student.....	125
Tableau V.6. Indice de saturation des minéraux des différentes années.....	127

Liste des photos

Photo II.1. Photo satellitaire de la cuvette du barrage Sikkak.....	48
Photo II.2. Photo de la digue du barrage Sikkak.....	49
Photo II.3. Photo de la tour de prise du barrage Sikkak.....	49
Photo II.4. Photo de la vidange de fond du barrage Sikkak.....	50
Photo II.5. Photo de l'évacuateur de crue du barrage Sikkak.....	50
Photo IV.1. Spectromètre de Laser : Piccaro.....	91
Photo IV.2. Visualisation de l'interface graphique.....	92

Liste des abréviations

- ACL:** Agglomération Chef-Lieu
- ACP:** Analyse en Composantes Principales
- AEP:** Alimentation en Eau Potable
- AIEA:** Agence Internationale de l'Énergie Atomique
- ANAT:** Agence Nationale pour l'Aménagement du Territoire
- ANBT:** Agence Nationale des Barrages et Transferts
- ANRH:** Agence Nationale des Ressources Hydrauliques
- BV:** Bassin Versant
- CAH:** Classification Ascendante Hiérarchique
- CE:** Conductivité Électrique
- Da:** Déficit Agricole
- DBO:** Demande Biochimique en Oxygène
- DCO:** Demande Chimique en Oxygène
- Dd:** Densité de drainage
- DML:** Droite Météorique Locale
- DRE:** Direction des Ressources en Eau
- DSA:** Direction des Services Agricoles
- EP:** Évaporation
- ETR:** Évapotranspiration Réelle
- ETP:** Évapotranspiration Potentielle
- ha:** hectare
- INRF:** Institut National de Recherche Forestière
- INSID:** Institut National des Sols, de l'Irrigation et du Drainage
- IPS:** Indice Pluviométrique Standardisé
- IS:** Indice de Saturation
- MES:** Matière En Suspension
- MNT:** Modèle Numérique de Terrain
- MO:** Matière Organique
- Nt:** Azote total
- OD:** Oxygène Dissous
- ONA:** Office National de l'Assainissement
- ONM:** Office National de Météorologie

ORSTOM: Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer

pH: potentiel d'Hydrogène

Pt: Phosphore total

RFU: Réserve Facilement Utilisable

RS: Résidu Sec

SMOW: Standard Mean Ocean Water

STEP: Station d'Épuration

Turb: Turbidité

Vol: Volume

Introduction générale

Introduction générale

La demande en eau ne cesse d'augmenter en raison de l'expansion de l'agriculture, de l'industrie, de l'urbanisation croissante et de la population humaine. La croissance démographique et le développement économique exercent une pression sans précédent sur les ressources en eau, notamment dans les régions arides et semi arides. Dans les pays du sud de la Méditerranée et notamment dans la région arabe, connue pour son climat aride à semi aride, la pénurie d'eau sera un fait marquant (**Hamoda, 2004**). Près de la moitié de la population des pays méditerranéens se trouvera en situation de tension ou de pénurie d'eau en 2025 (**Rais et Xanthoulis, 1999**). L'approvisionnement en eau et la qualité de l'eau qui en découle sont influencés par des processus naturels tels que la quantité des précipitations, le transport de sédiments et les activités anthropiques. Ces activités entraînent souvent la dégradation de la qualité de l'eau, de l'habitat physique et de l'intégrité biologique du système aquatique. Les rejets d'eaux usées non traitées ne font qu'amplifier le phénomène de pollution. Ces rejets introduisent des substances toxiques dans les milieux aquatiques et dégradent la qualité des eaux et conduisant quelque fois à l'apparition de maladies graves (**Ouali et al., 2018**).

En Algérie, pays en majeure partie aride et semi-aride, l'accès à l'eau est devenu un véritable obstacle (**Bahroun et Chaib, 2017**) à cause de la réduction des précipitations, de la croissance démographique, de la pollution des eaux par les rejets d'eaux usées non traitées et l'utilisation intensive des engrais chimiques en agriculture. Les autorités algériennes ont été dans l'obligation d'investir dans les infrastructures hydrauliques telles que les barrages pour stocker l'eau. Cependant, le contrôle de la qualité de l'eau stockée est devenu une nécessité afin de la sauvegarder. Plusieurs bassins ont connu des problèmes de dégradation de leurs qualité de l'eau, à titre d'exemple, le bassin du barrage de babar (**Gaagai, 2009**), le bassin du barrage de Beni haroun (**Barkat, 2016**), le bassin du barrage de Mexa (**Bahroun et Chaib, 2017**), le bassin du barrage de Hammam Debagh (**Mekkaoussi, 2014**), le bassin du barrage de Foug el Khenga (**Allalguia et al., 2017**) et le bassin du barrage de bouhrara (**Djelita, 2015**).

Le barrage Sikkak, situé au nord ouest d'Algérie est une structure de mobilisation des eaux de surface du bassin versant Sikkak. Ce barrage reçoit les eaux de surface de certains oueds qui comprennent des effluents urbains. L'implantation du barrage à l'aval d'une grande agglomération (ville de Tlemcen) a rendu ce réservoir plus vulnérable, il est menacé par une forte pollution par les effluents urbains. Cette menace a déclenché une prise de conscience et a poussé les chercheurs à s'intéresser à l'étude de l'état des réservoirs surtout ceux situés à l'aval des agglomérations.

Introduction générale

La présente étude porte sur l'évaluation de la qualité des eaux de surface du bassin Sikkak. Selon la littérature, l'évaluation de la qualité des eaux de surface est un processus complexe qui implique de nombreuses variables capables de provoquer divers stress sur la qualité générale des eaux, car la chimie des eaux peut être modifiée par différentes sources anthropiques et naturelles. L'évaluation de la qualité des eaux et son évolution dans la zone d'étude a été effectuée à l'aide de méthodologies intégrées et appropriées. C'est dans ce cadre que s'intègre cette recherche doctorale qui se propose d'acquérir de nouvelles données et de combiner différents outils méthodologiques tels que l'évolution des polluants dans le temps, la géochimie isotopique et la statistique pour l'amélioration des connaissances sur le fonctionnement des eaux de surface du bassin Sikkak.

L'hydrologie isotopique employant les données géochimiques et isotopiques est devenue un moyen incontournable pour une meilleure compréhension du fonctionnement hydrologique et hydrochimique des eaux de surface. Ces méthodes ont donné des résultats intéressants sous différents types de climat, en particulier en zones arides et semi-arides (**Fontes, 1976**).

Bien que la région considérée ait fait l'objet de nombreuses études, traitant principalement les écoulements de surface en rapport avec la problématique de transport solide et de l'érosion du sol, peu d'études ont été réalisées pour évaluer les potentialités qualitatives des eaux de surface de la région malgré qu'elles constituent des ressources importantes destinées à l'alimentation en eau potable et à l'irrigation.

L'objectif global de notre travail est d'améliorer nos connaissances sur les processus de la minéralisation et de la pollution des eaux de Sikkak en utilisant des outils géochimiques et isotopiques. Pour atteindre cet objectif, on a partitionné ce travail en cinq chapitres :

Le premier chapitre est un chapitre introductif qui traite les différentes notions de base associées à la pollution des eaux de surface ainsi qu'à la géochimie isotopique.

Le deuxième chapitre consiste à la description des principaux traits décrivant la zone d'étude tels que la localisation, les caractéristiques morphométriques et les formations lithologiques.

Le troisième chapitre présente une étude hydro-climatique de la région d'étude afin de pouvoir caractériser le climat de la région et de déterminer le régime d'écoulements des eaux de surface.

Le quatrième chapitre donne les grandes lignes des méthodes et matériels utilisés dans le cadre de ce travail.

L'ensemble des résultats ainsi que la discussion des résultats sont illustrés dans le cinquième chapitre.

Chapitre I

État de l'art

I. Introduction

L'eau est un élément vital, on la rencontre à la surface de la terre stockée par des infrastructures de base très onéreuses et en profondeur dans des aquifères sous forme de nappes.

L'être humain doit disposer d'un approvisionnement satisfaisant en eau (suffisant, sûr et accessible), pour cette raison, on doit préserver cette eau. Cette préservation consiste à la protection de cette eau de toutes sortes de pollutions et contaminations volontaires ou non.

Ce chapitre présente sommairement les termes utilisés dans ce travail. Il englobe les points essentiels à savoir : les sources de pollution des eaux, les paramètres d'évaluation de la qualité des eaux de surface, ainsi que les mécanismes géochimiques et isotopiques de l'eau.

II. Pollution des eaux de surface

Les eaux naturelles ont en effet un degré de pureté très variable, depuis les eaux de fonte de neige ou de glace jusqu'aux eaux issues des marécages très chargées en matières organiques et minérales. D'autre part, une eau chimiquement pure n'est pas favorable au développement de la vie. La notion de la pollution ne se réfère donc pas à la "pureté" des eaux ni même à leurs aptitudes, mais aux modifications de leurs caractéristiques dues aux actions humaines et naturelles.

Le terme « pollution » désigne la présence d'une substance au-delà d'un seuil pour lequel des effets négatifs sont susceptibles de se produire (**Ramade, 2000**). La pollution de l'eau superficielle décrit généralement l'introduction ou la présence des substances nocives ou inacceptables dans l'ampleur suffisante pour modifier ses propriétés physiques, chimiques et biologiques (**Benkaddour, 2018**). Cette pollution provient de plusieurs sources, les principales sont :

II.1. Pollution d'origine urbaine

Due principalement aux rejets domestiques (eaux domestiques, eaux collectives de lavage, huiles de vidange, détergents, matières fécales, sels minéraux, etc.), elle est liée aux grandes concentrations urbaines. Généralement cette pollution est véhiculée par le réseau d'assainissement jusqu'à la station d'épuration. Malheureusement, lors d'événements pluviaux, les réseaux d'assainissement ne peuvent pas acheminer à la station d'épuration toutes les eaux de ruissellement et les eaux usées domestiques. Ces eaux de débordement des réseaux d'égouts, quoiqu'elles puissent être de qualité très variable, sont généralement

fortement contaminées. Elles le sont d'abord par les eaux usées domestiques mais aussi par les matières solides et dissoutes apportées par le ruissellement sur les surfaces urbaines.

Les émissaires des stations d'épuration de même que les émissaires de débordement rejettent également des quantités appréciables de matière organique et d'azote ammoniacal.

II.2. Pollution industrielle

Il s'agit de différents déchets provenant des industries diverses (industrie alimentaire, industrie agricole, tannerie et textile, papeterie, industrie physique, industrie chimique, industrie pétrochimie,...). Les rejets industriels renferment des produits divers sous forme insoluble ou soluble d'origine minérale et/ou organique, à caractère plus ou moins biodégradable et parfois toxique même à très faible concentration (**Boeglin, 2001**).

II.3. Pollution agricole

Elle provient de l'agriculture, l'élevage et l'aviculture. Elle se caractérise par les fortes teneurs en sels minéraux à cause de l'utilisation d'engrais et de produits chimiques du traitement des végétaux et des sols. La pollution agricole s'est intensifiée depuis que l'agriculture est entrée dans un stade d'industrialisation. Ceci provoque un déséquilibre de certains cycles biogéochimiques, la dégradation des sols ainsi que l'eutrophisation des retenues (**Laurent, 2013**).

II.4. Pollution naturelle

Certains auteurs considèrent que divers phénomènes naturels sont aussi à l'origine de pollution. Le transport des sédiments est l'un de ces phénomènes, c'est un processus naturel qui se produit lorsque la quantité de matières solides est déplacée d'un site à un autre via différents facteurs tels que l'air, l'eau ou les forces de gravité.

III. Types de pollution

Trois grandes familles caractérisent la pollution :

III.1. Pollution physique

Elle modifie la structure physique du milieu par divers facteurs, elle résulte de différents éléments solides entraînés par les rejets domestiques et industriels. On distingue :

III.1.1. Pollution solide : elle provient des particules solides apportées par les eaux industrielles ainsi que les eaux de ruissellement et issue des décharges de déchets à ciel ouvert.

III.1.2. Pollution thermique : causée généralement par les eaux des circuits de refroidissement des usines, en effet tout changement de température de l'eau a des conséquences significatives sur l'équilibre écologique du milieu aquatique naturel et la survie des organismes vivants.

III.1.3. Pollution radioactive : elle est sans aucun doute le type de pollution le plus dangereux, elle est liée aux rejets des éléments radioactifs par les installations et les centrales nucléaires ainsi que les usines de traitement de déchets radioactifs

III.2. Pollution chimique

Due aux polluants chimiques de nature organique et minérale générés par les différentes activités naturelles et anthropiques.

III.3. Pollution microbiologique

L'eau peut contenir des microorganismes pathogènes tels que les bactéries, les virus et les protozoaires qui sont dangereux pour la santé humaine et limitent donc les usages que l'on peut faire de l'eau (**Lounnas, 2009**). La pollution microbiologique provient de plusieurs sources comme les eaux usées mal traitées, les rejets des hôpitaux, le ruissellement des installations d'élevage et le lessivage des terres agricoles.

IV. Paramètres d'évaluation de la pollution des eaux de surface

Pour caractériser la qualité d'une eau de surface. Il est indispensable d'évaluer les différents paramètres physico-chimiques, organiques et géochimiques. Au cours de ce qui suit, nous allons présenter une synthèse sur ces paramètres.

IV.1. Température

La température est un facteur écologique important pour les milieux aqueux. Elle varie en fonction des saisons, car elle est liée directement à la température de l'air. De leurs parts, les activités anthropiques telles que les industries chimiques et les centrales thermiques peuvent influencer la température.

La température influe sur plusieurs paramètres physico-chimiques et biochimiques, car elle joue un rôle primordial dans toutes les réactions (**Beaudry et Henry, 1984**). Elle a aussi un effet sur le développement et sur la croissance des organismes vivants dans l'eau et particulièrement les microorganismes (**Dallas, 2009**).

IV.2. Potentiel d'hydrogène (pH)

C'est un paramètre qui permet de mesurer l'acidité ou la basicité (alcalinité) d'une eau. Il correspond à la concentration en ions H^+ . L'échelle des pH s'étend de 0 (très acide) à 14 (très alcalin). La valeur 7 correspond à une solution neutre à 25°C.

Le pH d'une eau naturelle dépend de son origine et de la nature des terrains traversés. En plus de la maîtrise du phénomène de corrosion, le suivi de la qualité des eaux et les études thermodynamiques des équilibres chimiques sont les principaux objectifs de la mesure du pH en raison de son effet sur le comportement de certains éléments comme les métaux (**Aminot et Kerouel, 2004**).

IV.3. Conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique (CE) exprimée généralement en milli siemens par cm (mS/cm) à 20 °C, mesure la capacité d'une solution à conduire le courant électrique et renseigne sur le taux de salinité. La plupart des sels minéraux en solution sont de bons conducteurs contrairement aux composés organiques.

La mesure de la conductivité constitue une bonne appréciation du degré de minéralisation d'une eau (**Ben Alaya et al., 2014**). La CE de l'eau de surface est affectée principalement par la géologie de la zone à travers laquelle l'eau coule ainsi que par les rejets des eaux usées dans les cours d'eau.

IV.4. Turbidité

La turbidité exprimée généralement en NTU (Néphelométric Turbidity Unit) indique la réduction de la limpidité de l'eau. Elle se caractérise par un effet visuel et se traduit par des eaux troubles ce qui empêche la pénétration de la lumière (**OMS, 2017**). Elle exprime la quantité de matières en suspension (microorganismes, algues, macromolécules organiques) qui sont à l'origine du trouble de l'eau.

IV.5. Matières en suspension (MES)

Les matières en suspension, exprimées en mg/l, représentent l'ensemble des particules minérales et organiques insolubles contenues dans les eaux. Les MES varient en fonction de plusieurs paramètres tels que la pluviométrie, le régime d'écoulement, terrains traversés, nature des rejets, etc. (**Rodier, 1996**). Les taux élevés des MES peuvent être considérées comme une forme de pollution, car elles affectent la transparence de l'eau et diminuent la

pénétration de la lumière, et par suite, la photosynthèse. Elles peuvent également gêner la respiration des poissons (**Hébert et Légaré, 2000**).

IV.6. Oxygène dissous (OD)

C'est une grandeur importante de l'écologie des milieux aquatiques. Sa présence dans l'eau est indispensable au développement de la vie animale et végétale. Dans les eaux de surface, l'O₂ provient essentiellement de l'atmosphère et de l'activité photosynthétique des algues et des plantes aquatiques.

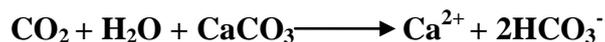
Il dépend de nombreux facteurs comme la température de l'eau, le taux des éléments dissous dans le milieu, ainsi que la pression partielle en oxygène dans l'atmosphère. De plus, la présence des quantités importantes de matières organiques dans les eaux souvent d'origine anthropique, peut provoquer un déficit d'oxygène dissous dans le milieu aquatique. Ceci est lié à la consommation de l'oxygène du milieu par les microorganismes qui dégradent des matières organiques (**Nehme, 2014**).

IV.7. Résidu sec à 105 °C (RS)

C'est la mesure de la quantité de matières minérales dissoute dans l'eau. Il donne une indication du degré de minéralisation de l'eau. Il donne une information sur la teneur en substances dissoutes non volatiles après soustraction des matières en suspension (**Mebarkia, 2018**). En plus de l'origine naturelle (nature géologique des terrains traversés), les effluents liés aux activités humaines peuvent contribuer à l'augmentation des résidus secs dans les eaux de surfaces.

IV.8. Calcium (Ca²⁺)

Le calcium est un élément alcalinoterreux, il se trouve dans les eaux circulant en milieu calcaire particulièrement sous forme de carbonate (CaCO₃). Le Ca²⁺, élément principal de la dureté de l'eau peut provenir également des formations gypsifères (CaSO₄, 2H₂O). Il résulte de la dissolution des carbonates en présence du gaz carbonique dans l'eau. Selon le processus suivant :

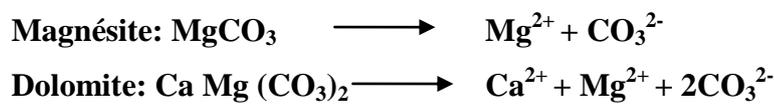


Dans les cours d'eau pollués organiquement, la concentration en calcium peut être accrue, car les protéines et acides faibles provenant de l'oxydation des matières organiques augmentent la mise en solution du carbonate de calcium (**Rodier, 2005**).

Dépendant de la température, du pH et de l'alcalinité de l'eau, la concentration en calcium constitue un facteur favorisant selon le cas soit l'entartrage (forte teneur), soit la corrosion (faible teneur) des canalisations (**Bessedik, 2011**).

IV.9. Magnésium (Mg^{2+})

Son abondance géologique, sa grande solubilité, sa large utilisation industrielle (alliage, pyrotechnie, batteries sèches, réducteur chimique, engrais, céramiques, explosifs, médicaments,...) font que les teneurs dans l'eau peuvent être importantes. Le magnésium provient de la dissolution des roches magnésiennes, dolomitiques et des minéraux ferromagnésiens. Ce processus de dissolution se fait selon les formules suivantes :



À partir d'une concentration de 100 mg/l, le magnésium procure à l'eau une saveur amère (**Rodier, 1996**).

IV.10. Sodium (Na^+)

Existant dans la majorité des eaux (souterraines et de surface) à cause de sa forte solubilité, le sodium provient du lessivage des formations riches en NaCl, des formations argileuses, argilo-marneuses et des rejets des eaux usées d'origine domestique ou industrielle (**Rodier, 2005**). Les risques sanitaires dus à l'excès de sodium dans l'eau intéressent principalement deux catégories de sujets : les nourrissons, en raison de l'immaturation de leurs reins ou du fait d'affections gastro-intestinales entraînant une déshydratation avec élévation du niveau de sodium (**Item, 2018**).

IV.11. Chlorures (Cl^-)

Généralement trouvées sous forme de sels de sodium (NaCl) et de potassium (KCl), les chlorures sont des anions inorganiques contenus en concentrations variables dans les eaux naturelles. Les chlorures peuvent avoir plusieurs origines, ils sont liés principalement à la dissolution des terrains salifères et aux activités humaines telles que la désinfection des eaux domestiques, les procédés industriels qui emploient le chlorure comme agent de blanchissement et de nettoyage domestique (**Rodier, 2005**). Le chlorure est généralement présent en faible concentration dans les eaux de surface naturelles, les concentrations sont souvent inférieures à 10 mg/l (**Guerraiche, 2017**).

L'ion Cl^- est considéré comme un indice de pollution, car il influe sur la faune et la flore aquatique ainsi que sur la croissance des végétaux (**Makhoukh et al., 2011**). De plus, il donne un goût désagréable et pose le problème de la corrosion dans les canalisations et les réservoirs ainsi qu'il peut être préjudiciable aux personnes atteintes de maladies rénales ou cardio-vasculaires (**Rodier, 2005**).

IV.12. Le Potassium (K^+)

Retrouvées dans les roches ignées et dans la nature sous forme de chlorure double et dans la végétation sous forme de carbonate, les ions de potassium ne dépassent pas habituellement 10 à 15 mg/l dans les eaux naturelles et ne représentent aucun inconvénient particulier sur la santé de la population (**Rodier, 2005**).

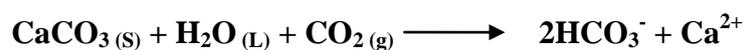
Le K^+ provient de l'altération des formations silicatées et des argiles potassiques (**Beaudry et Henry, 1984**) et de la dissolution des engrais chimiques retrouvées dans les eaux agricoles. Il peut provenir également des industries extractives (mines de sel et de potasse et des industries du verre et matériaux connexes (**Moudjari, 2012**).

IV.13. Sulfates (SO_4^{2-})

La présence des sulfates dans l'eau résulte de la solubilité du sulfate de calcium des roches gypseuses et de l'oxydation des sulfures répandus dans les roches. Les effluents des tanneries, les ateliers de décapage métallique, les usines de textile et les fabriques de pâtes et papiers et les pesticides provenant des eaux d'irrigation peuvent être d'autres sources des sulfates dans les eaux naturelles (**Gaagai, 2017**). Des teneurs élevées des ions de SO_4^{2-} peuvent poser des problèmes en agriculture, à la consommation humaine et peuvent contribuer à la corrosion des systèmes de distributions, surtout avec des eaux faiblement alcalines.

IV.14. Les bicarbonates (HCO_3^-)

La présence du bicarbonate dans l'eau est dûe à la dissolution des formations carbonatées telles que les calcaires et les dolomies par des eaux chargées en gaz carbonique (CO_2) (**Belhadj, 2006**). Le processus de dissolution se fait selon la formule suivante :



Une concentration trop élevée en bicarbonate dans l'eau est susceptible d'avoir des risques de corrosion dans les canalisations (**Bessedik, 2011**).

IV.15. Paramètres d'azote et du phosphore

L'enrichissement des eaux des milieux aquatiques en azote, en phosphore et en apports de matières organiques peut engendrer un phénomène appelé « eutrophisation ». Il consiste à une prolifération excessive de la végétation aquatique, ce qui entraîne une augmentation de la turbidité et un appauvrissement en oxygène dans le milieu aquatique. En conséquence, il présente des risques pour les organismes vivants du milieu (mortalité). L'utilisation abusive des fertilisants chimiques pour l'agriculture, les activités d'élevage intensives ainsi que les rejets anthropiques sont à l'origine de ce phénomène d'eutrophisation.

IV.15.1. Cycle de l'azote

Dans les écosystèmes aquatiques, l'azote se présente sous forme gazeuse, minérale ou organique. La forme gazeuse est présentée par l'azote moléculaire N_2 . Il provient principalement de l'atmosphère terrestre qui contient le plus important stock d'azote (78 %) (Mariotti, 1982). L'azote atmosphérique ne peut pas être utilisé par la plupart des organismes, seules certaines bactéries et quelques algues unicellulaires sont capables de le fixer. Cette fixation permet de convertir l'azote atmosphérique en azote minéral (NH_4 , NH_3). L'azote minéral peut être également originaire de la décomposition de l'azote organique composé de protéines, de l'urée des acides humiques, etc. (Le Gal, 1989). La minéralisation de l'azote organique donne lieu à la formation d'ammonium (NH_4^+) effectuée par des bactéries hétérotrophes et d'autres micro-organismes (champignons, levures...) qui sera transformé en nitrites (NO_2^-) et après en nitrates (NO_3^-) par l'intermédiaire de bactérie aérobie. Cette transformation correspond à la nitrification (Figure I.1).

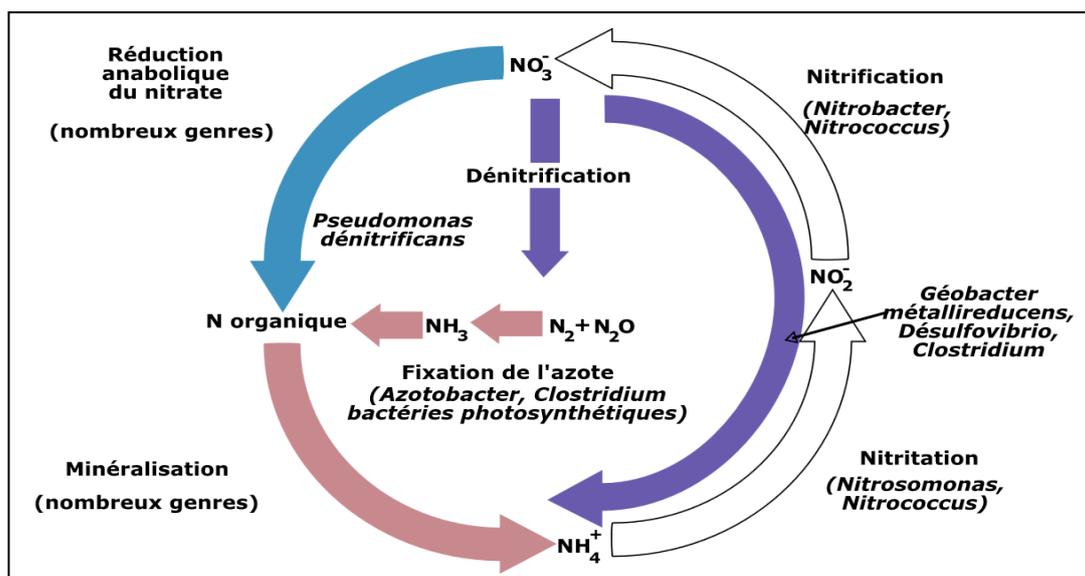


Figure I.1 : Cycle de l'azote (Benkaddour, 2018).

L'azote est élément essentiel de la matière vivante. Sa quantité et sa forme dans le milieu aquatique y conditionnent le développement de la vie. Sa forme minérale se présente en solution ionique dans l'eau sous trois principaux types : ammonium, nitrite et nitrate.

IV.15.1.1. Ammonium (NH₄⁺)

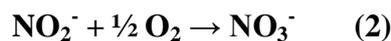
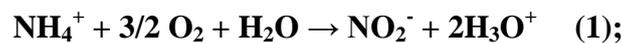
L'ammonium est la forme d'azote la plus toxique. Il constitue l'un des maillons du cycle complexe de l'azote dans son état primitif. C'est le produit de la minéralisation de l'azote organique, il se transforme assez rapidement en nitrites et nitrates par oxydation. Sa présence dans l'eau est liée aux rejets urbains et industriels, il peut avoir une origine naturelle due à la décomposition des déchets végétaux et animaux.

L'ammonium constitue un bon indicateur de la pollution des eaux superficielles, car sa présence peut engendrer divers inconvénients comme le développement de microorganismes responsables de saveurs et d'odeurs désagréables.

L'oxydation biologique de l'ammoniaque peut développer des zones anaérobies dans certaines parties des réseaux de distribution et provoquer la corrosion des conduites (surtout si elles sont en cuivre) (Hamsatou, 2005).

IV.15.1.2. Nitrate (NO₃⁻)

L'ion NO₃⁻ est la forme la plus stable de l'azote. Il constitue le produit final de l'oxydation de l'azote organique dans l'eau selon les réactions (1) et (2) (Martin, 1979).



Les nitrates représentent la forme d'azote au degré d'oxydation le plus élevé présent dans l'eau. Sa présence dans les eaux de surface est liée aux rejets urbains, agricoles et industriels. Leurs concentrations varient selon les événements hydrologiques.

La transformation de nitrates en nitrites dans l'appareil digestif peut être particulièrement grave chez les nourrissons et s'explique par la faible acidité de leur estomac qui permet la prolifération des bactéries aptes à faire cette conversion. Des teneurs en excès des nitrates contribuent, avec d'autres éléments nutritifs (phosphates) à l'eutrophisation des eaux superficielles (Anses, 2022).

IV.15.1.3. Nitrites (NO₂⁻)

Les nitrites représentent une forme toxique moins oxygénée et moins stable, elle représente la forme du passage entre l'ammonium et les nitrates. Les ions NO₂⁻ sont le produit de l'oxydation de l'ammonium en aérobie ou la réduction des nitrates en anoxie. Dans les

cours d'eau, notamment canalisés et dans les régions densément habitées ou d'agriculture intensive, les nitrites sont souvent un paramètre important de déclassement des cours d'eau (**Mohammedi, 2016**). En général, dans les eaux de surface, leurs teneurs excèdent rarement 1 mg/l (**Guerraiche, 2017**).

La présence des nitrites dans le milieu aquatique est à l'origine d'un déséquilibre d'oxygénation de la flore bactérienne dans le milieu aquatique, ou à des températures faibles ralentissant les processus bactériens (**Beldjazia, 2020**). La pollution atmosphérique (oxyde d'azote) favorise l'augmentation des teneurs en nitrites. Aussi, Les nitrites pourraient être à l'origine de la formation des composés N-nitrosés (nitrosamines et nitrosamides) dans l'appareil digestif, qui sont suspectés d'être cancérogènes (**INERIS, 2014**).

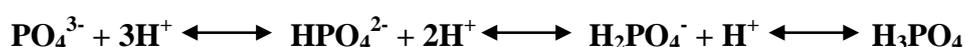
IV.15.2. Phosphore total (Pt)

Le phosphore est un élément fondamental pour les êtres vivants, car il est le constituant de molécules riches en énergie et en information génétique. Sa carence peut entraîner faiblesse et douleurs osseuses pour l'être humain. Il est, après l'azote, l'élément fertilisant qui limite le plus souvent le développement des cultures.

Le phosphore total (Pt) inclut le phosphore organique (phospho-lipides, esters, polynucléotides..) et inorganique (polyphosphates et orthophosphates). En absence d'activités anthropiques, la teneur naturelle en phosphore total des cours d'eaux est faible, elle dépasse rarement 10 µg/l (**Hayzoun, 2015**).

IV.15.3. Orthophosphates (PO₄³⁻)

Les phosphates correspondent à la forme dissoute du phosphore. Ils font partie des anions facilement fixés par le sol, leur présence dans les eaux naturelles est liée à la nature des terrains traversés et à la décomposition de la matière organique (**Beaudry et Henry, 1984**). Les concentrations élevées des phosphates favorisent la prolifération des algues qui conduisent à l'eutrophisation des lacs. Les phosphates peuvent se trouver sous différentes formes oxydées, méta HPO₃, pyro H₄P₂O₇ et ortho H₃PO₄. En milieu aqueux, les formes méta et pyro tendent vers la forme ortho pour des pH de 5 à 8. Les réactions chimiques entre les différentes formes de phosphate sont données par la réaction suivante (**Beaudry et Henry, 1984**):



Les teneurs élevées des ions (PO_4^{3-}) dans les eaux de surface témoignent un enrichissement d'origine domestique ((polyphosphates des détergents)), agricole (engrais, pesticides) et industrielle (agro-alimentaires, laveries, ateliers de traitement de surface).

IV.15.4. Eutrophisation

L'eutrophisation résulte d'un accroissement de la fertilisation de l'eau d'un lac par un apport d'éléments nutritifs qui favorisent la prolifération du phytoplancton et des plantes aquatiques. Peu à peu, ce processus accélère la sédimentation: le lac se rétrécit, se comble et finit par disparaître (**Ramade, 1982**). Ce phénomène a été classé par l'ILEC (**1997**) (International Lake Environment Committee) quatrième sur les six risques majeurs susceptibles d'affecter les lacs et les réservoirs de la planète.

L'introduction massive de matières organiques et d'éléments nutritifs (azote, carbone, et phosphore notamment) dans les eaux de surface perturbe les équilibres naturels des écosystèmes aquatiques. Les activités anthropiques (domestiques et agricoles) ont rendu le phénomène d'eutrophisation plus fréquent, affectant par ailleurs certaines zones aquatiques où se produisent régulièrement des développements d'algues toxiques. L'eutrophisation a des impacts négatifs sur la biodiversité, sur la qualité de l'eau et sur l'environnement (**Vandenberghe et al., 2006**).

IV.16. Demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour la dégradation des composés organiques présents dans l'eau par voie chimique. Il s'agit en grande partie de matières organiques qui seront oxydées lors de réactions enzymatiques, ou d'ions oxydables (fer ferreux, chlorures, sulfures, nitrites...). Il s'agit donc d'un paramètre important permettant de caractériser la pollution globale d'une eau. Les valeurs élevées de la DCO indiquent la présence d'une forte contamination liée à la présence de polluants réfractaires d'origine organique et minérale issus des activités anthropiques ou naturelles (**Benkaddour, 2018**).

IV.17. Demande biochimique en oxygène (DBO5)

Elle représente la quantité d'oxygène utilisée par les bactéries pour décomposer partiellement ou totalement les matières biochimiques oxydables présentes dans l'eau dans des conditions d'essais spécifiques (incubation pendant 5 jours, à 20° dans l'obscurité).

Par définition, la DBO5 est incluse dans la DCO (et son taux devrait nécessairement lui être inférieur). Elle est représentative de la capacité d'un milieu à s'auto-épurer.

La DBO5 fournit une des indications importantes permettant de juger la qualité d'une eau et de son degré de pollution.

IV.18. Biodégradabilité

L'estimation du coefficient de biodégradabilité est très importante pour la recherche de la qualité de l'effluent qui est le rapport entre la demande chimique d'oxygène et la demande biochimique. Ce rapport permet d'apprécier la dégradabilité de la matière organique. On convient généralement des limites suivantes (**Dhimni et al., 2015**) :

DCO/DBO5 < 3 : l'effluent est biodégradable ;

DCO/DBO5 > 3 : l'effluent n'est pas ou très peu biodégradable.

IV.19. Matière organique

Le terme « matière organique naturelle » est employé pour définir toute matière composée avec du carbone qui est associé à d'autres atomes comme l'hydrogène, l'azote, etc. La matière organique des eaux superficielles englobe les cellules vivantes ou mortes, animales ou végétales et toutes les molécules résultant de la décomposition de ces cellules. Elle provient de la dégradation des débris de végétaux à la surface du sol par les microorganismes. La matière organique est un élément majeur des milieux naturels et anthropiques présente naturellement dans les eaux, mais elle peut être très nocif et peut détruire l'équilibre naturel des écosystèmes aquatiques (**Berrahal, 2019**).

V. Principes de base de la géochimie isotopique

Par définition, la géochimie est une discipline de la géologie qui étudie la répartition des éléments chimiques (et de leurs isotopes) dans différents objets terrestres comme les roches, les minéraux, les eaux, les gaz terrestres, ... Elle a pour objectif de mieux définir la nature et l'origine de ces objets. Elle permet également d'étudier le comportement de ces objets au cours des phénomènes géologiques de transfert (**belalite, 2020**).

La composition chimique d'une eau joue un rôle important dans la détermination de sa qualité et la possibilité d'utilisation pour l'alimentation en eau potable ou d'autres usages (irrigation, industrie, etc.). La géochimie des eaux a pour but la connaissance des caractéristiques chimiques ou physicochimiques des eaux, des processus de leur acquisition et des lois qui régissent les échanges entre l'eau, le sol et le sous-sol.

La combinaison d'outils géochimiques est nécessaire pour décrire l'état du système hydrologique, ces outils sont basés sur des données chimiques en ions majeurs, ions mineurs, éléments traces et les rapports ioniques. Ces informations peuvent être utilisées pour interpréter l'origine de la pollution, dénombrer les processus et les réactions qui gouvernent la salinisation et apporter une meilleure information sur l'évolution spatiotemporelle de la salinité.

V.1. Géochimie des eaux

Au cours du trajet des eaux de surface et dans certaines conditions de température, de pression, la nature des roches, il se produit une dissociation des minéraux qui engendrent dans l'eau des groupements ioniques. De cette mise en solution des sels, résultent différents phénomènes peuvent intervenir tels que la dissolution et précipitation des minéraux ainsi que les échanges ioniques de base au contact des roches.

V.1.1. Dissolution et précipitation des minéraux

Les phénomènes de dissolution dépendent du degré de saturation des eaux vis-à-vis des minéraux à une température donnée. Ce phénomène indique les tendances des phases à se dissoudre ou précipiter et permet de suivre l'évolution géochimique de l'eau. Les échanges entre l'eau et l'encaissant sont contrôlés aussi par le temps de séjour et l'aire de contact entre les deux. La solution est saturée ou sursaturée à l'égard du minéral qui a tendance à la précipitation. Par contre, la solution est sous-saturée vis-à-vis du minéral qui a tendance à la dissolution (**Maghchiche, 2020**).

V.1.2. Échange ionique

Ce phénomène plus connu avec l'argile, se produit souvent par fixation des alcalino-terreux (Ca^{2+} et Mg^{2+}) et libération de sodium (Na^+) (**Ammary, 2007**). Durant son transit, l'eau de surface chargée de minéraux dissous, se trouve en contact avec des complexes échangeurs de cations.

V.2. Signature isotopique des eaux

Les isotopes d'un même élément, par exemple ^1H , ^2H , ^3H , diffèrent seulement par leur nombre de masse, noté symboliquement par un exposant, qui représente le nombre de protons et de neutrons.

Comme les isotopes d'un même élément ont le même nombre d'électrons, ils ont des propriétés chimiques identiques. Mais leurs différences de masse ont un effet plus ou moins important sur leurs vitesses de réaction. Il en résulte que la composition isotopique du produit d'une réaction diffère donc plus ou moins de celle du composé original : c'est l'effet isotopique. C'est pourquoi les molécules H_2O^{16} et H_2O^{18} présentent des tensions de vapeur et des vitesses de diffusion différentes dans l'air, car la vitesse de la réaction de la molécule H_2O^{16} est plus rapide que celle de la molécule H_2O^{18} (Clark et Fritz, 1997). On conçoit facilement que les molécules lourdes soient moins volatiles que les molécules légères. Ainsi, un plan d'eau soumis à l'évaporation se retrouve plus riche en isotopes lourds, contrairement à la phase vapeur. C'est le principe du "fractionnement isotopique" en hydrologie.

On distingue, pour chaque élément, les isotopes stables dont le noyau ne subit aucune modification au cours du temps, exemple : ^1H et ^2H , et les isotopes radioactifs qui se désintègrent au cours du temps en émettant divers types de particules, parce que leurs neutrons supplémentaires confèrent une instabilité énergétique (Mazor, 1991).

V.2.1. Domaine d'utilisation

L'utilisation des isotopes de la molécule de l'eau est devenue un outil fondamental dans les études hydrologiques, hydrogéologiques et l'origine de la minéralisation des eaux. En effet, les traceurs naturels isotopiques permettent d'obtenir des informations concernant l'âge, l'origine des eaux et leur vitesse d'écoulement (Froehlich et al., 1998).

V.2.2. Isotopes stables (^{18}O , ^2H)

La molécule d'eau est constituée de deux éléments (O et H) possédant chacun trois isotopes stables ou radioactifs.

L'hydrogène possède deux isotopes stables : l'un est rare, c'est le deutérium ^2H (D) et l'autre est très abondant (le protium ^1H) et un isotope radioactif (le tritium ^3H (T)).

L'oxygène possède deux isotopes stables ^{16}O , le plus abondant et ^{18}O , qui est rare. Ces isotopes se combinent pour former quatre types d'eau : le plus abondant H_2^{16}O et les autres qui sont plus rares H_2^{18}O , $^2\text{H}_2^{16}\text{O}$ et $^2\text{H}_2^{18}\text{O}$ (Mook, 2001).

L'abondance relative d'un isotope dépend de plusieurs facteurs tels que le lieu de précipitation de la pluie (altitude, latitude, distance de l'océan), le cycle d'évaporation – condensation, les échanges avec les minéraux, etc. L'abondance relative moyenne de ces isotopes est illustrée dans le tableau I.1:

Tableau I.1 : Abondance moyenne des isotopes de l'eau (Gat, 2008).

Élément	Isotope	Abondance moyenne naturelle (%)
hydrogène	^1H	99,984
	^2H	0,015
	^3H	-
Oxygène	^{16}O	99,76
	^{17}O	0,04
	^{18}O	0,20

V.2.3. Rapports isotopiques

Pour un même élément, le rapport de la quantité d'isotope lourd sur la quantité d'isotope commun (léger) ($^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$, $^2\text{H}/\text{H}$) peut être modifié au cours de changements de phase comme la condensation de l'eau des nuages, ou l'évaporation de l'eau des océans. Ce rapport est très petit dans la mesure où l'isotope lourd est très rare (Etcheverry, 2002).

V.2. 4. Abondance isotopique ou Delta pour mille (δ ‰)

Dans un échange isotopique de l'atome d'oxygène entre deux phases de la molécule d'eau :



La mesure de la différence relative des rapports isotopiques de ces deux phases est suffisante, de plus, elle est plus facilement mesurable que les rapports eux-mêmes (Friedman et O'Neil, 1977). Cette différence que l'on nomme δ , exprime la concentration en isotope lourd d'un échantillon relativement à un étalon, elle est exprimée en part pour mille. La notation ainsi définie, valable pour tous les systèmes isotopiques, selon la formule suivante :

$$\delta = ((\text{R}_{\text{échantillon}} / \text{R}_{\text{standard}}) - 1) * 10^3$$

Avec : $\text{R}_{\text{échantillon}}$, est le rapport isotopique de l'échantillon ou teneur en isotope lourd.

$\text{R}_{\text{standard}}$, est le rapport isotopique du standard.

Les compositions isotopiques sont quantifiées par spectrométrie de masse. C'est le champ magnétique qui dissocie les isotopes en fonction de leur masse ; les plus légers ont un rayon de courbure plus fort (Barthelemy, 2009).

Une valeur positive de δ traduit un enrichissement en isotopes lourds de l'échantillon par rapport à la référence et inversement, un échantillon dont la déviation δ est négative sera donc appauvri en isotope lourd.

V.2.5. Facteur de fractionnement α

Lors des réactions chimiques et des différents processus physiques, les molécules contenant des isotopes différents subissent une séparation ou un fractionnement isotopique. Le facteur de fractionnement est exprimé généralement par rapport à la valeur δ que l'on mesure par spectrométrie de masse :

$$\alpha = (\delta_1 + 10^3) / (\delta_2 + 10^3)$$

Par exemple, pour exprimer la différence de composition isotopique de l'oxygène entre l'eau liquide et l'eau vapeur, on écrira : α (liquide – vapeur) = ($^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$) liquide / ($^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$) vapeur.

Les réactions isotopiques obéissent à la loi d'action de masse sous conditions d'équilibre, le facteur de fractionnement est alors relié à la constante d'équilibre K par:

$$\alpha = K^{1/n} = R_{\text{échant } 1} / R_{\text{échant } 2}$$

Où, n est le nombre d'atomes échangés. On note $K = \alpha$, si la réaction est monoatomique. Le facteur α est corrélé avec la température par:

$$10^{+3} * \ln \alpha = a + 10 T^{-1} + c T^{-2}$$

T, étant la température en degré kelvin: a, b et c, étant des paramètres empiriques propres à chaque système (Ammary, 2007).

V.2.6. Facteur d'enrichissement

La plupart des facteurs de fractionnement isotopique sont proches de l'unité. C'est la raison pour laquelle on exprime le facteur ε en part pour mille (Fritz et Fontes, 1980). Cette valeur est appelée facteur d'enrichissement, exprimée par :

$$\varepsilon = (\alpha_{1-2} - 1) \cdot 10^3$$

ε peut prendre des valeurs positives ou négatives, on peut obtenir une approximation en reprenant la définition de α et en tenant compte du fait que δ est très petit devant mille par:

$$\varepsilon = \delta_1 - \delta_2$$

V.2.7. Standards internationaux

Toute espèce chimique est exprimée par rapport à un standard approprié conventionnellement admis. L'étalon utilisé pour le deutérium (^2H) et l'oxygène 18 (^{18}O) est le SMOW ou le Vienna SMOW: une eau océanique moyenne. Les teneurs en espèces chimiques du SMOW ou VSMOW sont des standards fixés d'après l'analyse d'un échantillon moyen d'eau de l'océan Atlantique, prélevé à la verticale d'un lieu situé à 0° de latitude et 0° de longitude et dont la composition isotopique est : $\delta^{18}\text{O} = 0 \text{ ‰}$ et $\delta^2\text{H} = 0 \text{ ‰}$ (Fritz et Fontes, 1980).

Le standard VSMOW est distribué par l'AIEA (Agence internationale de l'énergie atomique) aux différents laboratoires qui sont appelés à exprimer les résultats d'analyses par rapport au VSMOW.

V.2.8. Relation $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$

L'existence d'une thermo dépendance des facteurs de fractionnement de ^{18}O et du ^2H implique une corrélation linéaire positive entre ces deux isotopes.

D'une façon générale, aussi bien sur terre que sur les océans, les teneurs en ^{18}O et ^2H des eaux de pluies vérifient la droite des eaux météoriques mondiales (DMM ou GMWT (Global Meteoric Water Line)) de **Craig (1961)**, d'expression: $\delta^2\text{H} = 8 \delta^{18}\text{O} + d \text{ ‰ SMOW}$, ($d = 10$), avec d : excès en deutérium. Elle a été confirmée statistiquement par (**Rozanski et al., 1993**).

La relation entre $\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$ fait de nombreuses droites météoriques locales (DML). Chacune de ces droites de corrélations est contrôlée par divers facteurs climatiques locaux comme la température de l'air à la surface du sol, l'humidité de l'air, la vitesse du vent, l'origine et la trajectoire des masses d'air et l'évaporation durant la chute des gouttes d'eau (**Celle, 2000**).

V.2.8.1. Excès en deutérium (d)

La constante d dite « excès en deutérium » est équivalente à $\delta^2\text{H} - 8 \delta^{18}\text{O}$ d'une eau météorique donnée (**Dansgaard, 1964**), elle augmente avec le déficit d'humidité des masses d'air océaniques (**Gonfiantini, 1996**). Pour des vapeurs d'origine océaniques et pour une humidité relative de 85 %, $d = 10 \text{ ‰}$ (**Clark et Fritz, 1997**). Cette valeur est la plus fréquemment observée aux stations soumises aux influences océaniques directes (**Benkaddour, 1993**). Cependant, elle peut varier lorsque la condensation est générée à partir de masse de vapeur de différentes origines (évaporation continentale, mer fermée, évapotranspiration). L'excès en deutérium d est plus grand que 10 lorsque la vapeur océanique est alimentée par l'évaporation continentale ou par une vapeur d'eau en provenance des mers fermées, par exemple, la droite des eaux de la Méditerranée orientale présente un excès en deutérium de 22 ‰, tandis qu'il n'est que de 13,7 ‰ en Méditerranée occidentale (**Celle, 2000**), et peut descendre jusqu'à 6 ‰ pour les stations continentales de l'Amérique du nord (**Yurtsever et Gat, 1981**).

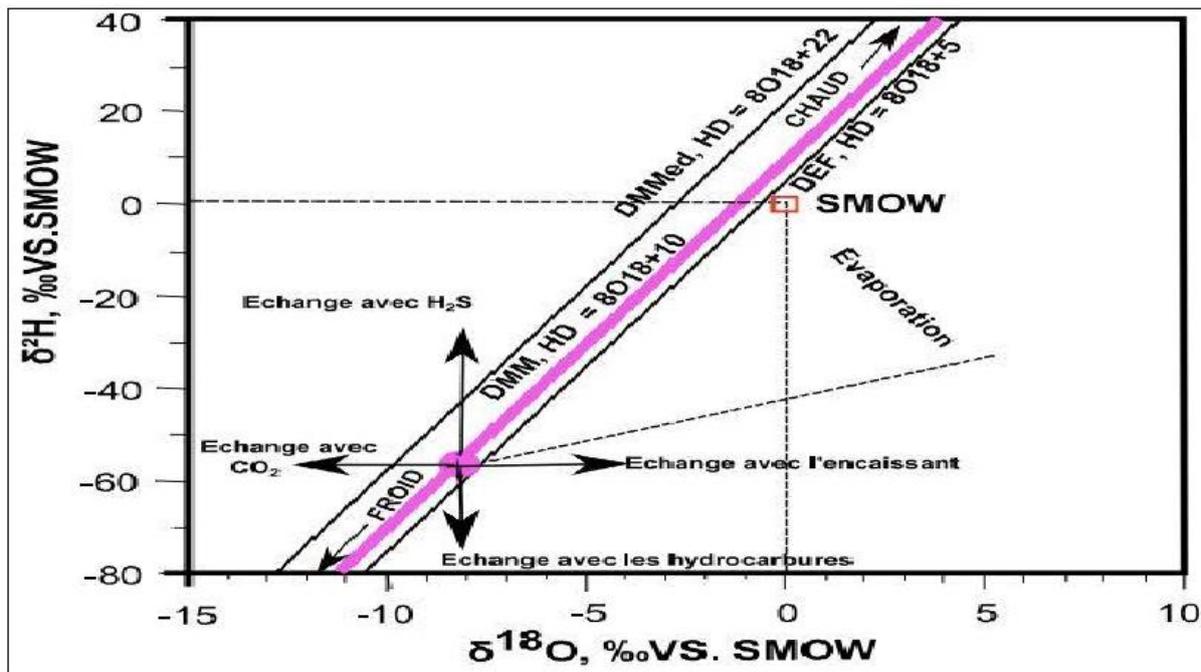


Figure I.2. Domaine de répartition des eaux naturelles sur le diagramme $\delta^{18}\text{O} - \delta^2\text{H}$ ((Madene, 2021).

Pour un climat donné, les eaux évaporées définissent la droite d'équation suivante :

$$\delta^2\text{H} = a \cdot \delta^{18}\text{O} + d.$$

Où : la valeur **a** est généralement comprise entre 3 et 5, alors que le paramètre (d) est généralement inférieur à 10 ‰ (Benkaddour, 1993). De ce fait, les droites représentatives de l'évaporation s'inscrivent toujours sous la droite des eaux météoriques (Figure I.2).

V.2.9. Composition isotopique lors d'échange de base

Les isotopes rares obéissent aux mêmes lois de la thermodynamique chimique que les isotopes banales. Lors de changement de phase, il se produit des transferts isotopiques entre phases, par exemple, entre les phases liquides et vapeurs (Gat, 2008).

Les processus de changement de phase dans le cas de l'eau peuvent s'effectuer suivant deux modes: la condensation et l'évaporation.

V.2.9.1. La condensation

La condensation est une réaction qui a lieu à l'équilibre. Le fractionnement isotopique entraîne un enrichissement en isotopes lourds de la phase liquide au détriment de la phase vapeur. Dans le cas de précipitation, la masse de vapeur qui leur donne naissance est soumise à ce processus de condensation résulte d'une baisse des températures ou d'une augmentation de la pression.

V.2.9.2. Évaporation

L'évaporation est une réaction qui a lieu dans des conditions de non équilibre. Les variations isotopiques engendrées au cours de l'évaporation d'une masse d'eau, consistent en un enrichissement de la fraction restante du liquide en isotope lourds. Le fractionnement isotopique est alors régi non seulement par le partage à l'équilibre, mais aussi par des effets cinétiques dûs à des vitesses de diffusion différentes des molécules d'eau dans l'air humide.

Le passage de la phase liquide à la phase vapeur est favorisé pour les molécules à contenu isotopique léger. La phase vapeur est alors appauvrie en isotopes lourds.

V.2.10. Facteurs contrôlant la composition isotopique

Le facteur principal contrôlant les variations spatiales de la teneur isotopique moyenne des eaux météoriques est la température. Les autres effets, en l'occurrence, l'altitude, l'éloignement à la mer, la saison et latitude, sont en principe sous dépendants de la température (Mebrouk, 2007).

V.2.10.1. Effet de la température

La composition isotopique des précipitations dépend de la température à laquelle l'eau océanique s'est évaporée dans l'atmosphère et surtout de la température à laquelle les précipitations ont condensé dans les nuages. La ligne météorique est donc le résultat de la dépendance combinée du $\delta^2\text{H}$ et du $\delta^{18}\text{O}$ à la température.

Dansgaard (1964) a proposé une relation entre les teneurs isotopiques moyennes annuelles des pluies et la température moyenne annuelle au sol:

$$\delta^{18}\text{O} = 0,69 \cdot T - 13,6$$

$$\delta^2\text{H} = 5,6 \cdot T - 100$$

V.2.10.2. Effet d'altitude

Quand un nuage s'élève aux abords d'un relief, la température diminue du fait de l'altitude, ce qui donne des précipitations de plus en plus pauvres en isotopes lourds. Généralement, l'appauvrissement engendré par l'effet d'altitude varie entre -0,15 ‰ et -0,5 ‰ tous les 100 m d'altitude en $\delta^{18}\text{O}$ et entre -1 et -4 ‰ tous les 100 m pour $\delta^2\text{H}$ (Clark et Fritz, 1997).

V.2.10.3. Effet de continentalité

Il correspond à un appauvrissement progressif en ^{18}O dans les précipitations lorsqu'on s'éloigne de l'océan, en direction de l'intérieur des terres. L'effet continental est fortement corrélé à la température, à la topographie et au régime climatique (**Mebrouk, 2007**).

V.2.10.4. Effet saisonnier

Les précipitations sont isotopiquement appauvries en hiver et enrichies en été par rapport à la moyenne observée sur l'année. Ces variations saisonnières peuvent s'expliquer par divers paramètres (**Araguas-Araguas et al., 2000**).

Dans les zones arides et semi-arides, le phénomène d'évaporation des gouttes de pluie pendant leur chute dans l'atmosphère peut entraîner une modification de la composition isotopique des précipitations.

V.2.10.5. Effet de latitude

Les teneurs en $\delta^{18}\text{O}$ et en $\delta^2\text{H}$ deviennent plus faibles lorsque latitude augmente. L'effet de la latitude est lié à celui de la température et de la situation géographique (**Madene, 2021**).

VI. Conclusion

L'ensemble des termes et des définitions cités et décrits dans ce chapitre nous servirons de base pour comprendre les mécanismes de fonctionnement du bassin versant ainsi que l'identification des processus hydrogéochimiques et isotopiques des eaux de surface de Sikkak.

Chapitre II

Présentation de la zone d'étude

I. Introduction

Dans ce chapitre, nous allons procéder à la caractérisation générale de la zone d'étude. On expose le milieu physique, l'hydromorphologie et la géologie du bassin versant de Sikkak dans le but de mieux comprendre la région avec toutes ses complexités.

II. Situation géographique

Le bassin versant de l'oued Sikkak est un sous bassin de la Tafna (7245km²), situé à l'ouest de ce dernier, s'étend en grande partie dans le groupement urbain de la wilaya de Tlemcen (nord-ouest de l'Algérie), régularisé par le barrage d'Ain Youcef « Sikkak », il couvre une superficie d'environ 241 km² avec un périmètre 91 Km, L'oued Sikkak, qui constitue un prolongement de l'oued En-nachef est l'important affluent du bassin. Ce bassin est limité au sud par djebel Nadour et bouladour, au nord par djebel Touillait, à l'est par djebel Ramlya , Ouakrif et tabeldaout, et à l'ouest par djebel Tefatisset et plateau de Zenata (Figure II.1).

Le barrage qui contrôle le bassin de la zone d'étude est implanté dans la commune d'Ain Youcef sur l'oued Sikkak. Avec sa capacité de 27 millions m³, le barrage a été prévu au départ pour la mise en valeur agricole des plaines de Hennaya et la vallée de l'oued Sikkak (au nord de la ville de Tlemcen). Dès l'achèvement des travaux (2004), une conduite de transfert d'eau a été réalisée afin de renforcer l'alimentation en eau potable du groupement urbain de Tlemcen.

La délimitation du bassin versant Sikkak a été réalisé à l'aide des logiciels Mapinfo et Global mapper, le premier est utilisé pour digitaliser les courbes de niveau des cartes topographiques (1/50000) de Terny, de Tlemcen et du pond d'Isser, le deuxième a été utilisé afin de tracer les lignes de partage des eaux.

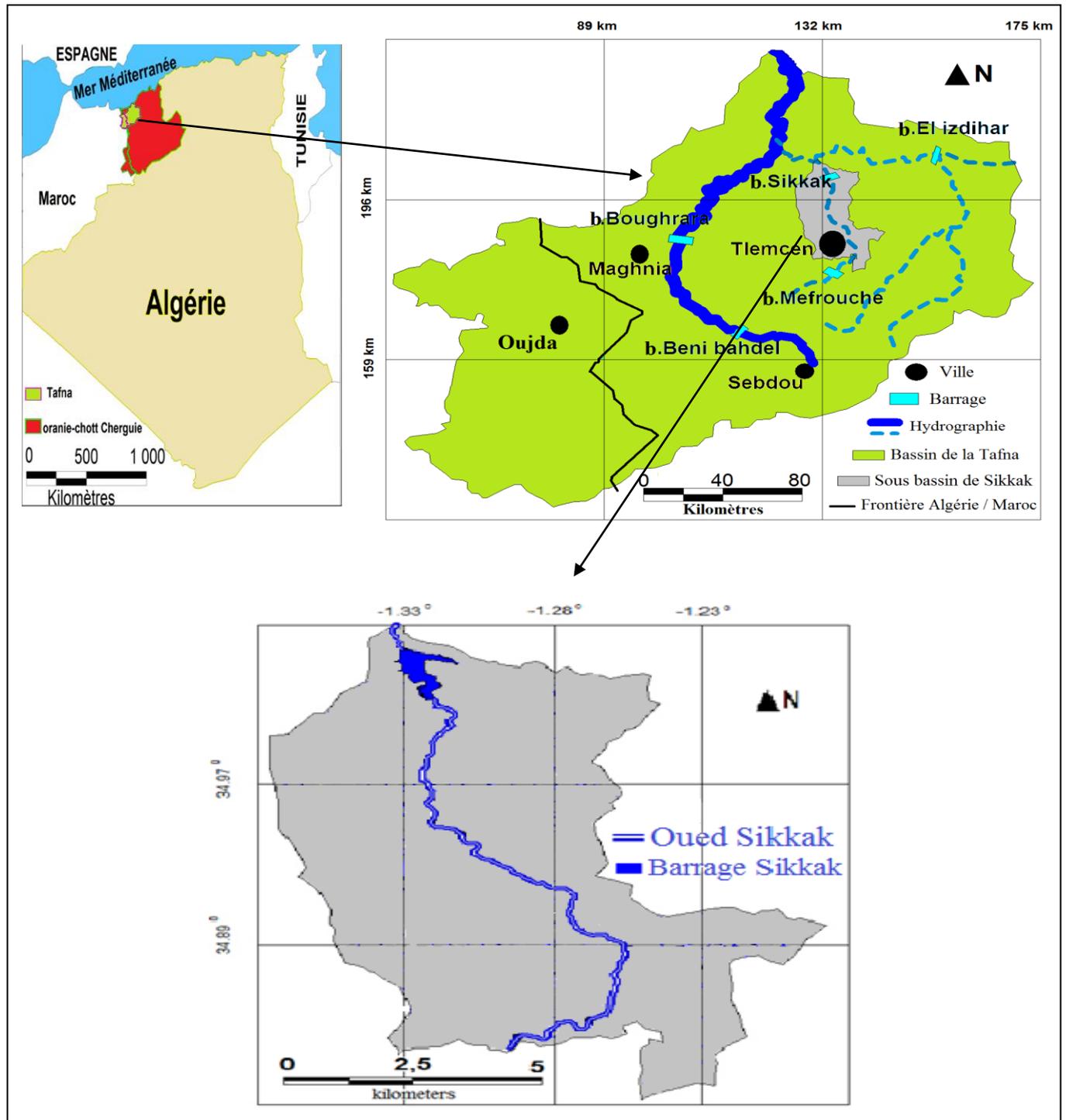


Figure II.1. Carte de situation géographique de la zone d'étude

III. Limites administratives

L'armature urbaine du bassin versant de l'oued Sikkak se compose des communes de Tlemcen, Chetouane et une partie des communes de Hennaya, Mansourah, Amieur, Ain Fezza, Ain Youcef et Terny (Figure II.2).

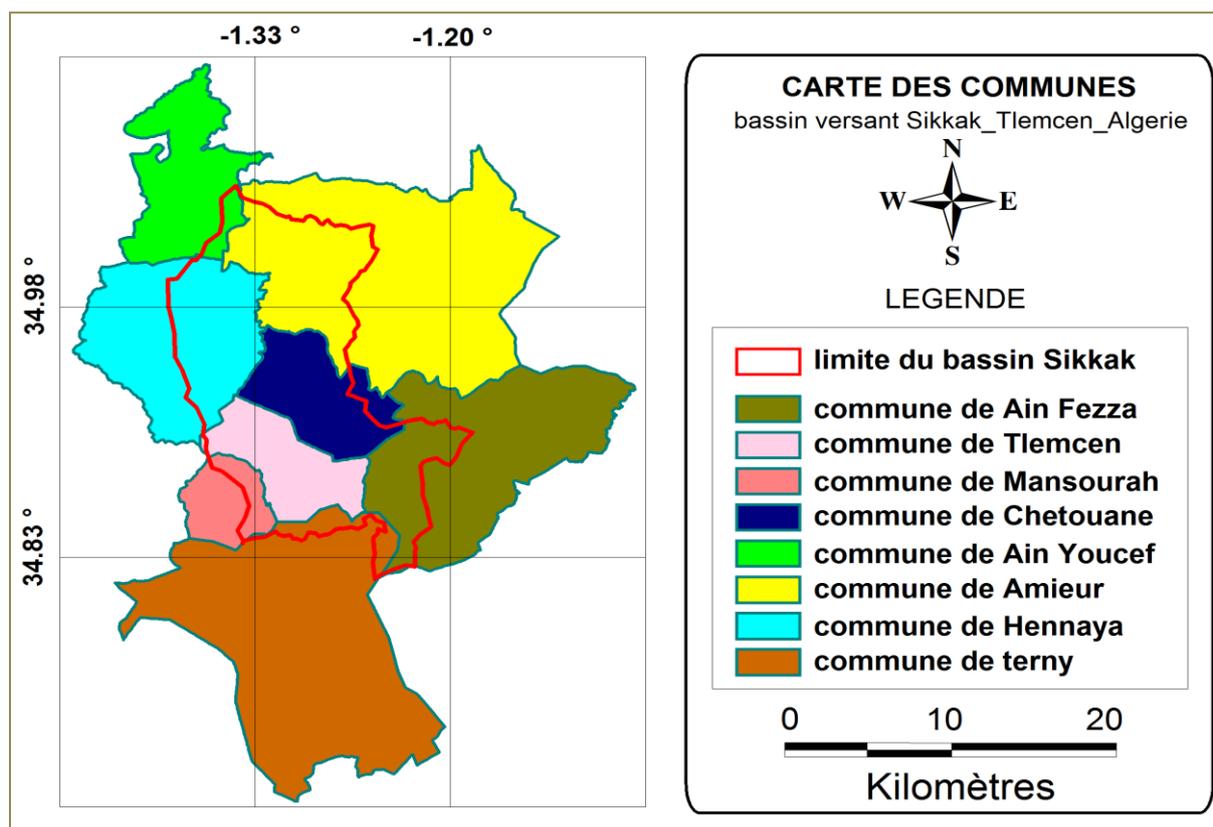


Figure II.2. Découpage administratif du bassin versant de Sikkak

Les communes de Amieur, Hennaya, Chetouane et Tlemcen s'étendent sur une grande partie du bassin Sikkak, soit (77,54 %) de la surface totale du bassin (Tableau II.1). La partie de Amieur située dans le bassin Sikkak est une zone montagneuse peu peuplée.

Tableau II.1. Données des superficies des communes dans le bassin Sikkak.

Commune	Surface (Km ²)	Pourcentage (%)
Amieur	55,30	22,95
Hennaya	46,75	19,4
Chetouane	43,10	17,88
Tlemcen	41,72	17,31
Ain Fezza	29,76	12,35
Terny	10,12	4,20
Mansourah	9,09	3,77
Ain Youcef	5,16	2,14

III.1. Commune de Tlemcen

Située entre le plateau de Lalla Setti (1200 mètres d'altitude) au sud et koudia (760 mètres) au nord-ouest. Entre ces deux extrémités de formation rocheuse se trouve une zone des piémonts et de plaines totalement urbanisées, les extrémités nord-est et sud-ouest se confondent avec l'urbanisation des communes de Chetouane et Mansourah (figure II.2).

III.2. Commune de Chetouane

Elle se situe à 3 km au nord-est de la ville de Tlemcen. La commune de Chetouane compte une population de 47595 en 2008. Elle a connu, durant ces dernières années une forte croissance démographique qui s'est déroulée d'une manière différenciée entre l'Agglomération Chef-Lieu (ACL) et les agglomérations secondaires de la commune, à savoir Ouzidane, Saf Saf, M'dig, Sidi Aissa, Ain El Houtz et Ain El Defla.

III.3. Commune de Mansourah

Elle est limitée à l'est et au nord par la commune de Tlemcen, à l'ouest par la commune de Beni Mester et au sud par la commune de Terny, elle connaît une forte concentration de sa population et une extension spatiale de son tissu urbain en raison de sa qualité de commune résidentielle du groupement de Tlemcen.

III.4. Commune de Hennaya

La commune de Hennaya est limitée au nord par les communes de Remchi et Ain Youcef, au sud par le chef-lieu Tlemcen, à l'est par les communes d'Amieur et Chetouane, à l'ouest par les communes de Zenata et Beni mester. L'aire de l'étude est limitée par les superficies du chef-lieu de commune, cité Khemisti et l'agglomération de Ain el Hadjar.

IV. Aperçu socio-économique

IV.1. Situation démographique

Le bassin versant Sikkak occupe totalement deux communes à caractère urbain (Tlemcen et Chetouane) et une grande partie de l'armature urbaine de la commune de Hennaya en plus de quelques zones peuplées des communes de Mansoura et d'Ain Youcef.

Selon les données de base de population publiées par (**Bensayah et lekhal, 2017**), le bassin versant Sikkak contient en 2020 environ 246905 habitants.

IV.2. Contexte agricole

Le bassin Sikkak est à vocation agricole, notamment les grandes cultures en sec. Cependant, l'activité agricole connaît des contraintes liées principalement aux conditions climatiques. L'occupation du sol agricole des principales communes situées dans le bassin est illustrée dans le tableau II.2. À noter que les données du tableau sont selon les limites administratives des communes. L'analyse de ce tableau montre que les communes d'Amieur et Hennaya connaissent une activité agricole plus intense que Tlemcen et Chetouane.

Tableau II.2. Occupation du sol agricole de l'année 2015 (DSA, 2016)

Communes	Superficie agricole utile (S.A.U)			Autres terres utilisées par l'agriculture	
	irriguée	Terres labourables	Terre des cultures permanentes	Parcours et pacages	Terres improductives
	ha	ha	ha	ha	ha
Tlemcen	346	821	246	14	1
Chetouane	763	2319	781	400	0
Hennaya	1558	7984	1300	0	218
Amieur	222	13943	1404	1369	255

IV.2.1. Élevage

L'élevage constitue une activité d'appoint à l'agriculture à travers cette région (Tableau II.3). Les produits que fournit cette activité génèrent des revenus importants à l'exploitation agricole, cependant, l'élevage entraîne un excédant de déjections animales qui constitue un risque de pollution pour les eaux de surface.

Tableau II.3. Espèces animales des différentes communes de la zone d'étude (DSA, 2016)

Communes	Ovins	Bovins	Vaches	Caprins	Poules	Poulets
	(Têtes)	(Têtes)	Laitière	(Têtes)	pondeuses	de chair
Tlemcen	680	765	280	280	0	48900
Chetouane	2900	1590	950	250	3 800	335000
Hennaya	12730	1418	1000	1030	98 000	269500
Amieur	14050	1725	1000	360	4 800	41500

À l'exception des rejets d'élevage avicole, les déjections des autres espèces sont utilisées comme fertilisants par les agriculteurs de la région (Bemmoussat, 2012).

IV.2.2. Agriculture intensive

Les engrais naturels et chimiques sont utilisés dans l'agriculture afin d'améliorer la production, cependant, l'intensification des cultures par ces intrants peut dégrader la qualité des eaux de ruissellement. Les différents types d'engrais utilisés pour fertiliser les sols de la région sont : les engrais azotés, phosphatés, potassiques, binaires, composés, solubles et liquides (DSA, 2016).

IV.2.3. Irrigation avec les eaux usées brutes

L'irrigation avec les eaux usées brute est strictement interdite selon les lois algériennes, car elle peut engendrer un risque de contamination chimique et microbiologique sur le sol et sur les eaux de surface, cependant, l'application stricte de la réglementation sur terrain reste très difficile. Le tableau II.4 illustre le type et la surface des cultures irriguées par les eaux usées brutes dans la région d'étude.

Tableau II.4. Irrigation avec les eaux usées brutes dans le BV Sikkak (Bemoussat, 2012)

Commune	Surface irrigué (ha)	Types de cultures	Nombre de Fellahs
Chetouane	33	Arbo-maraichages	40
Tlemcen	8	Arbo-maraichages	7
Hennaya	12	Arboriculture + Arbo-maraichages	9

IV.2.4. Irrigation avec les eaux usées épurées

Le manque d'eau et l'accroissement constant des besoins en eau en agriculture ont conduit à la nécessité de la réutilisation des eaux usées épurées en irrigation. Cependant, ces eaux présentent des risques de pollution sur les eaux de surface lorsqu'elles sont mal traitées.

Les eaux épurées issues de la station d'Ain el houtz (commune de Chetouane) sont destinées pour irriguer le périmètre de Hennaya. Le volume de ces eaux est de l'ordre d'environ 11 millions m³/an. Les cultures irriguées à partir de ces eaux sont illustrées dans le tableau II.5.

Tableau II.5. Cultures irriguées par les eaux épurées (Abdoulaye et Souleymane, 2019)

Culture	Agrumes	Arbres fruitiers divers	Oliviers	Céréales
Superficie (ha)	475	150	70	50

IV.3. Contexte industriel

La région d'étude a bénéficié depuis le début de l'industrialisation d'importants projets. Vieillissantes et de moins en moins adaptées aux nouvelles exigences environnementales, les unités industrielles de la région entament une mise à niveau lente et couteuse. Entre temps beaucoup de dégâts ont été provoqués, liées aux différents types de pollutions (ANAT, 2016).

L'activité industrielle dans le bassin Sikkak est concentrée autour des agglomérations. Elle est localisée principalement dans la zone industrielle de Chetouane et dans d'autres zones d'activité des communes de Tlemcen et de Hennaya. Les principaux secteurs d'activités industrielles sont : l'industrie de textile et de la confection, Industrie de l'agro-alimentaire, Industries mécaniques, chimiques, métalliques et électroniques, imprimerie, plastique, carton.

Les principales unités industrielles polluantes déversant dans les affluents de l'oued Sikkak sont récapitulées dans le tableau II.6.

Tableau II.6. Principales unité polluante de la région d'étude (ANAT, 2016)

Unité industrielle	Activité	Dispositif de traitement
ENTC	Armoires métalliques et pièces téléphoniques	Neutralisation Précipitation Décyanurisation déchromatation
SITEL	Centraux téléphonique numérique	/
GIPLAIT	Lait et dérivés	/
SOITEX	Textiles	En panne
EURL MANTAL EX : COUVRETEX	Textiles	/
Industrie chimique	Savonnerie, Mousse polyuréthane, Dents artificielles et matériel dentaire	/
Unités maintenance	- Transport maintenance (SOTRAMAT) - Réparation véhicules maintenance (SNVI) - Maintenance et production (DNC- SNTR)	/
Transformation plastique	Transformation plastique, caoutchouc, métal et traitement de surface	Déchets solides récupérés par broyage au sein des unités

V. Caractéristiques morphométriques

Les caractéristiques physiographiques d'un bassin versant influencent fortement sa réponse hydrologique et notamment le régime des écoulements en période de crue ou d'étiage (Biswas et al., 1999).

V.1. Surface et périmètre

La superficie (surface drainante) et le périmètre du bassin versant peuvent être obtenues successivement par un planimètre et un curvimètre sur cartes topographiques où, comme dans ce travail, à l'aide des logiciels de cartographie par des techniques de digitalisation et de limitation. Ces deux paramètres (superficie et périmètre) apportent des informations précieuses dans l'étude des bassins versants. Leur influence se manifeste dans la nature de la relation entre le débit et le temps.

En ce qui concerne le bassin versant du Sikkak, il s'étale sur une superficie (A) de 241 km² et présente un périmètre (P) de 91 km.

V.2. Indice de compacité « coefficient de gravelius »

L'indice de compacité de Gravelius KG, appelé également coefficient de forme influence fortement l'allure de l'hydrogramme à l'exutoire du bassin versant. Il est défini comme le rapport du périmètre du bassin au périmètre du cercle ayant la même surface (Roche, 1963):

$$KG = \frac{P}{2 \cdot \sqrt{\pi \cdot A}} \approx 0,28 \cdot \frac{P}{\sqrt{A}}$$

Où :

KG : indice de compacité de Gravelius ;

A : surface du bassin versant [km²] ;

P : périmètre du bassin [km].

Plus cet indice est proche de 1, plus la forme du bassin versant devient circulaire. Tandis qu'il est supérieur à 1 lorsque le bassin est de forme allongée.

La forte valeur du coefficient de Gravelius du bassin versant Sikkak KG =1,64 montre que ce bassin est de forme allongée implique par conséquent une réponse plus lente (un temps de concentration des eaux plus long).

V.3. Rectangle équivalent

Le rectangle équivalent se définit comme le rectangle qui a la même surface et le même périmètre, le même indice de compacité et la même distribution hypsométrique que le bassin versant. C'est une transformation purement géométrique. La répartition du bassin versant par tranches d'altitude dans un rectangle équivalent donne une importance capitale pour les études hydrologiques. Cette notion a été introduite pour pouvoir comparer des bassins entre eux du point de vue de l'influence de leurs caractéristiques géométriques sur

l'écoulement. La longueur et la largeur du rectangle équivalent sont données par les expressions suivantes:

$$Leq = \frac{1}{2} \cdot KG \cdot \sqrt{\pi \cdot A} \cdot \left(1 + \sqrt{1 - \left(\frac{2}{KG \cdot \sqrt{\pi}}\right)^2}\right) = 38,96 \text{ Km}$$

$$B = \frac{1}{2} \cdot KG \cdot \sqrt{\pi \cdot A} \cdot \left(1 - \sqrt{1 - \left(\frac{2}{KG \cdot \sqrt{\pi}}\right)^2}\right) = 6,185 \text{ Km}$$

Soit Leq et B , la longueur et la largeur du rectangle en km ; P : le périmètre en km ; A : l'aire du bassin versant, exprimée en km^2 ; KG : indice de compacité.

Les droites parallèles (courbes de niveau) sont assez serrées en amont du bassin versant témoignant d'une pente importante dans cette partie du bassin et d'un relief fort, elles deviennent progressivement plus espacées en allant vers l'exutoire du bassin (Figure II.3).

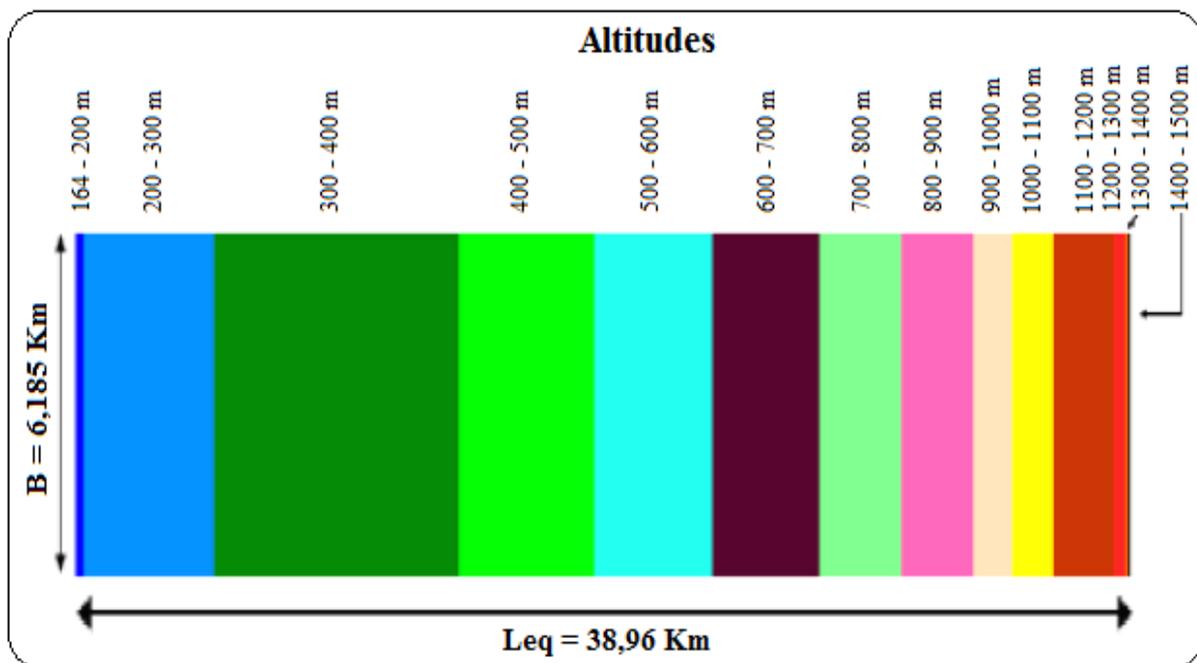


Figure II.3. Rectangle équivalent du bassin versant de l'oued Sikkak

VI. Étude du relief

Le relief est un facteur essentiel dans le comportement hydrologique d'un bassin versant, il détermine en grande partie l'aptitude au ruissellement des terrains, l'infiltration et l'évaporation.

VI.1. Modèle Numérique de Terrain (MNT)

Le modèle numérique de terrain (MNT) est une représentation numérique du relief. Il est établi à partir des courbes de niveau numérisées du bassin.

Le MNT du bassin versant de l'oued Sikkak présente une topographie avec une dénivelée importante entre 164 et 1500 m. Il montre dans ses parties amont, situées dans les communes de Terny et Ain fezza des zones montagneuses dont l'altitude atteint 1500 m. les altitudes diminuent progressivement dans les communes de Tlemcen ,Chetouane, Hennaya et Amieur jusqu'à l'altitude 164 mètres dans la commune d'Ain Youcef au voisinage du barrage Sikkak (Figure II.4).

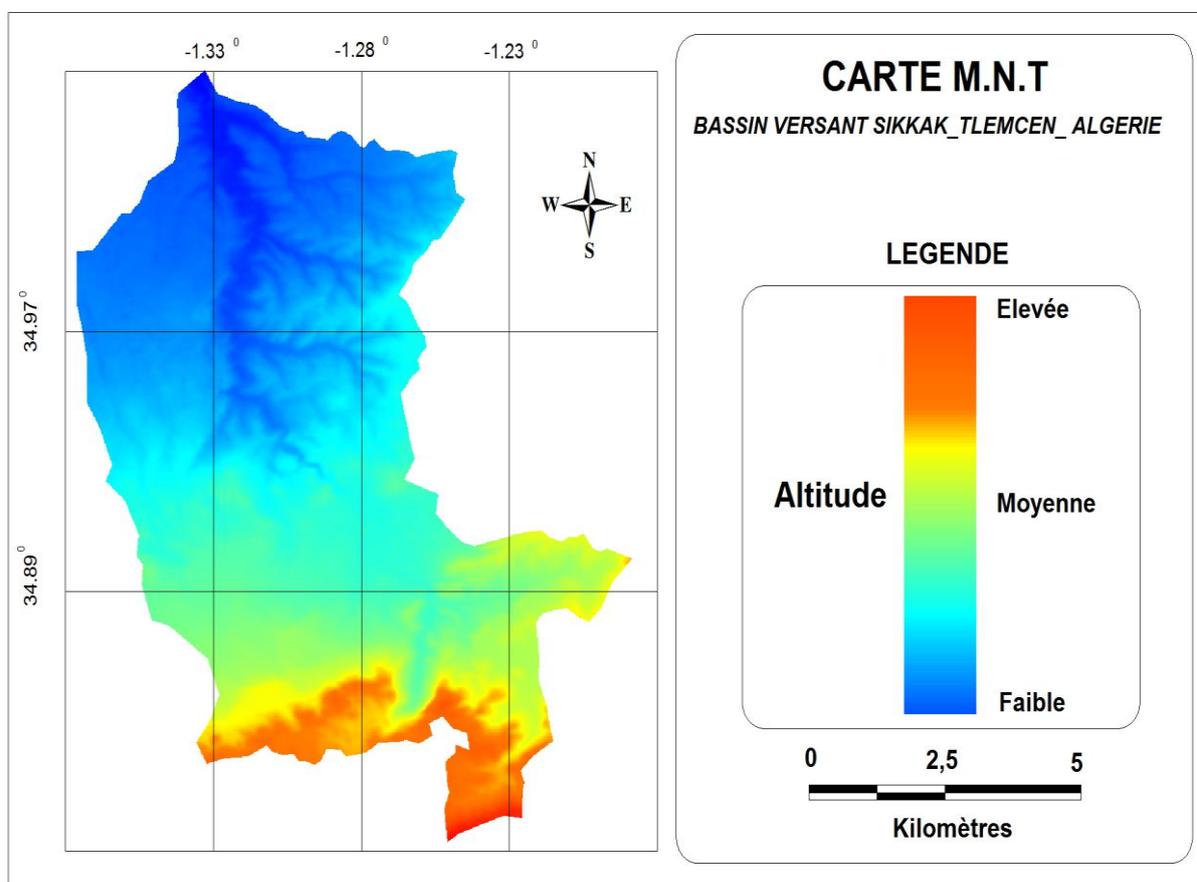


Figure II.4. Modèle numérique de terrain (MNT) du bassin versant de l'oued Sikkak

VI.2. Carte hypsométrique

Les surfaces comprises entre les courbes de niveau de la carte hypsométrique sont représentées sous formes de classes de couleurs différentes en partant de la classe de haute altitude dont le point culminant se tient à 1500 mètres jusqu'à celle de basse altitude dont le point le plus bas présente une altitude égale à 164 mètres.

La carte hypsométrique du bassin versant de Sikkak établie sur la base du modèle numérique du terrain (MNT) présente des tranches d'altitudes équidistantes de 100 mètres. Les zones de hautes altitudes figurent dans le sud-est du bassin et les zones de basses altitudes se trouvent au nord-ouest et aux alentours du barrage Sikkak (Figure II.5).

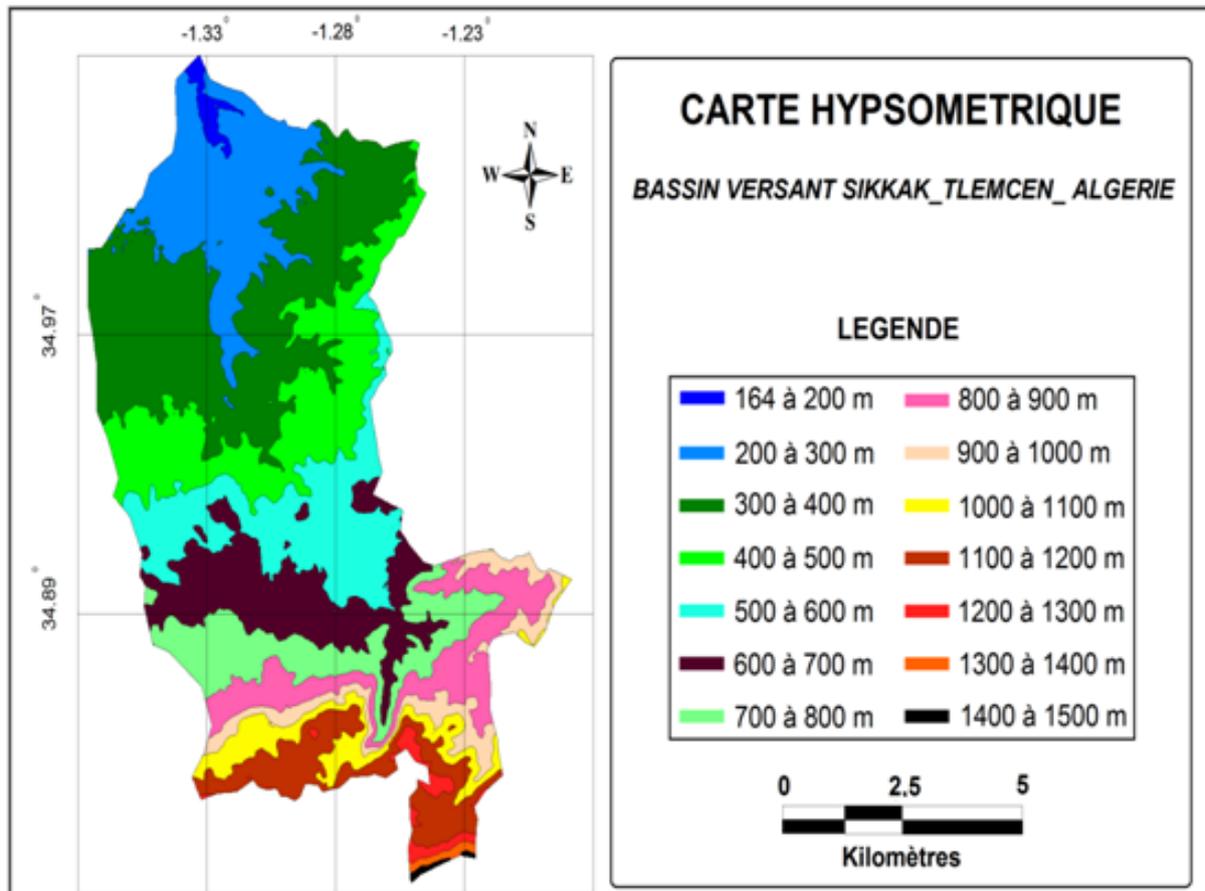


Figure II.5. Carte hypsométrique du bassin versant de l'oued Sikkak

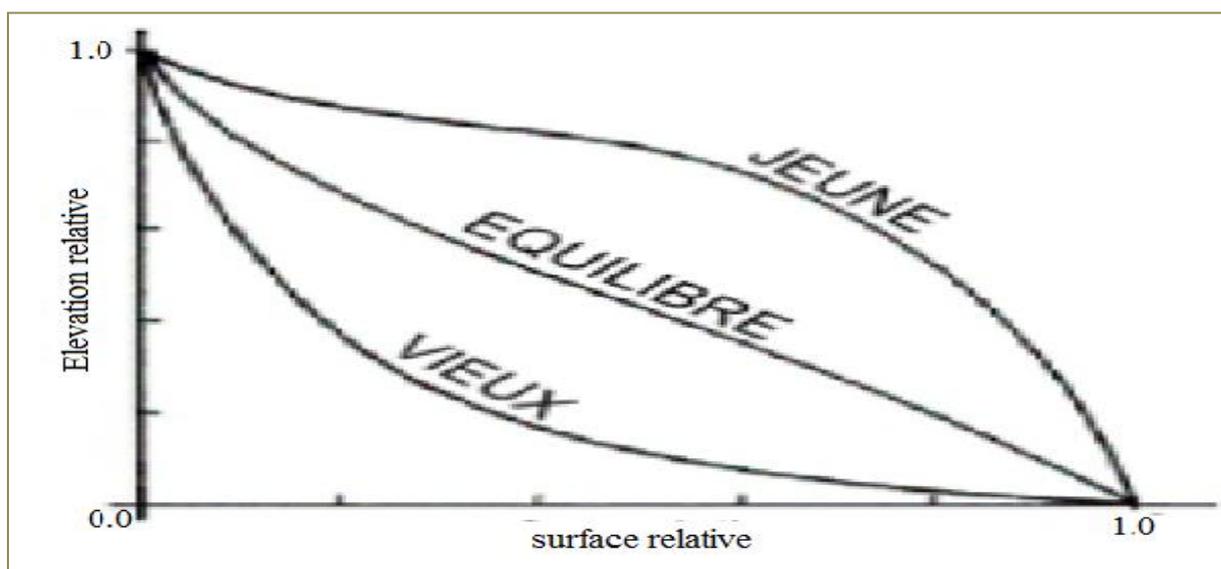
VI.3. Courbe hypsométrique

L'analyse hypsométrique est très utile pour l'étude du relief, la courbe hypsométrique représente la répartition de la surface du bassin versant en fonction de son altitude, elle porte en abscisse le pourcentage de surface (surface cumulée) et en ordonnée les altitudes du bassin. La courbe hypsométrique du bassin versant de l'oued Sikkak a été tracée à partir des élévations par tranches d'altitudes (en mètre) et des surfaces relatives calculées (en km²) (Tableau II.7).

Tableau II.7. Répartition altimétrique du bassin versant Sikkak

Altitude (m)	Surfaces (km ²)	Surfaces cumulées (km ²)	Surfaces (%)	Surfaces cumulées (%)
1500-1400	0,3718	0,3718	0,1543379	0,1543379
1400-1300	0,7005	1,0723	0,29078456	0,44512246
1300-1200	2,546	3,6183	1,05687007	1,50199253
1200-1100	13,87	17,4883	5,75757576	7,25956829
1100-1000	9,289	26,7773	3,85595683	11,1155251
1000-900	9,217	35,9943	3,82606891	14,941594
900-800	16,47	52,4643	6,83686177	21,7784558
800-700	18,54	71,0043	7,69613948	29,4745953
700-600	24,36	95,3643	10,1120797	39,586675
600-500	27,11	122,4743	11,2536322	50,8403072
500-400	30,8827	153,357	12,8197177	63,6600249
400-300	55,47	208,827	23,0261519	86,6861768
300-200	30,19	239,017	12,532171	99,2183479
200-164	1,883	240,9	0,78165214	100

Selon **Strahler (1952)**, la forme de la courbe hypsométrique est caractéristique de l'état de maturité du relief (jeune, en équilibre et vieux) ainsi que de sa capacité érosive (Figure II.6).

**Figure II.6.** État de maturité du relief des bassins versant (Strahler, 1952).

L'allure de la courbe hypsométrique du bassin versant de Sikkak montre une légère concavité vers le bas, avec une pente assez élevée vers les hautes altitudes dépassant les 1000 mètres (Figure II.7).

Cette forme de la courbe permet de nous dire que le bassin a dépassé l'état de maturité et a atteint par conséquent un stade relativement développé d'érosion.

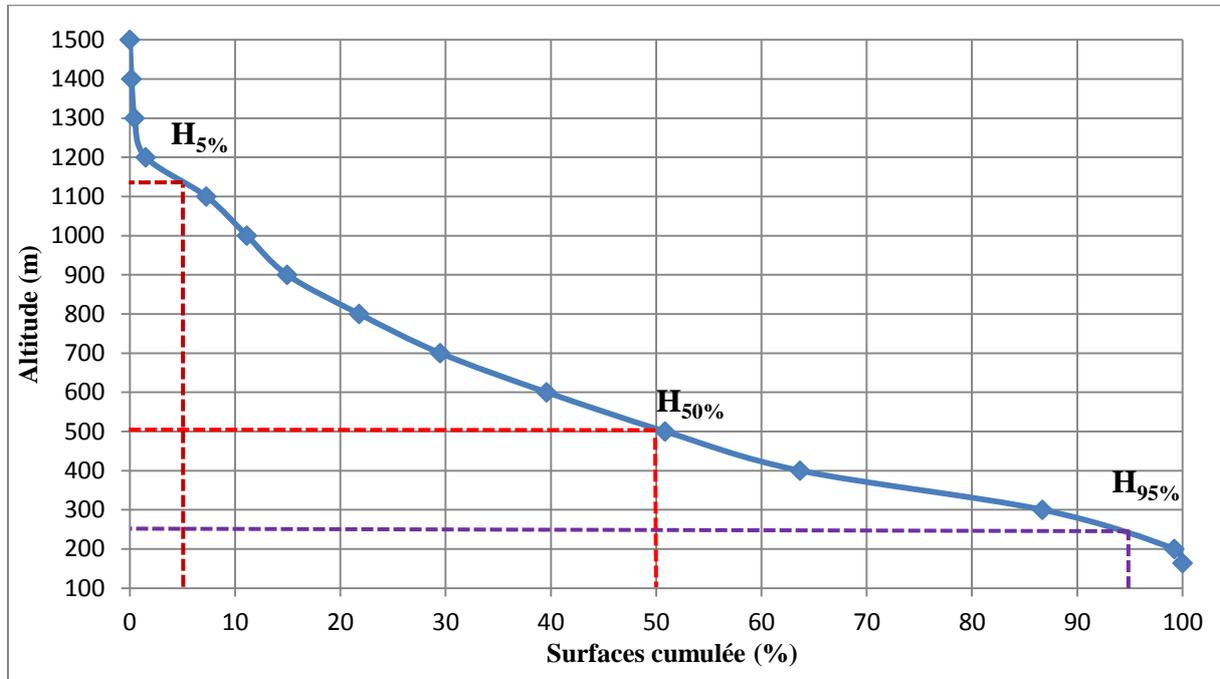


Figure II.7. Courbe hypsométrique du bassin versant Sikkak

VI.4. Altitudes caractéristiques

Les principales altitudes du bassin versant de l'oued Sikkak, extraites à partir de la courbe hypsométrique, sont les suivantes :

Altitude maximale $H_{max} = 1500$ mètres;

Altitude minimale $H_{min} = 164$ mètres;

Altitude médiane $H_{50\%} = 505$ mètres ;

Altitude à 95 % de la surface totale $H_{95\%} = 250$ mètres ;

Altitude à 5 % de la surface totale $H_{5\%} = 1135$ mètres.

L'altitude moyenne est définie par la formule suivante : $H_{moy} = \frac{\sum_{i=1}^n A_i H_i}{A} = 576,76$ mètres.

H_{moy} : altitude moyenne du bassin [m];

A_i : aire comprise entre deux courbes de niveau [km^2];

H_i : altitude moyenne entre deux courbes de niveau [m];

A : superficie totale du bassin versant [km^2].

VI.5. Indice de pente global (Ig)

L'indice de pente globale est donné par le rapport de la dénivelée (D) sur la longueur du rectangle équivalent.

$$I_g = \frac{D}{L} = 22,71 \text{ m/Km}$$

Où :

$$D = H_{5\%} - H_{95\%} = 885 \text{ m}$$

L : longueur du rectangle équivalent

Selon La classification de l'ORSTOM, le relief du bassin Sikkak est assez fort, car l'indice de pente global est compris entre 20 et 50 m/Km (Tableau II.8).

Tableau II.8. Classification du relief selon ORSTOM.

Type de relief	Indice de pente globale
Relief très faibles	$I_g < 0,002$
Relief faible	$0,002 < I_g < 0,005$
Relief assez faible	$0,005 < I_g < 0,01$
Relief modérée	$0,01 < I_g < 0,02$
Relief assez fort	$0,02 < I_g < 0,05$
Relief fort	$0,05 < I_g < 0,5$
Relief très fort	$0,5 < I_g$

VI.6. Dénivelée spécifique (Ds)

La dénivelée spécifique est donnée par la formule suivante : $D_s = I_g \cdot \sqrt{A}$

Avec :

Ds : Dénivelée spécifique (m);

Ig : Indice de pente global (m/km);

A : Superficie du bassin versant (km²).

$$D_s (\text{Sikkak}) = 352,55 \text{ m}; \quad (250 \text{ m} < D_s (\text{Sikkak}) < 500 \text{ m.})$$

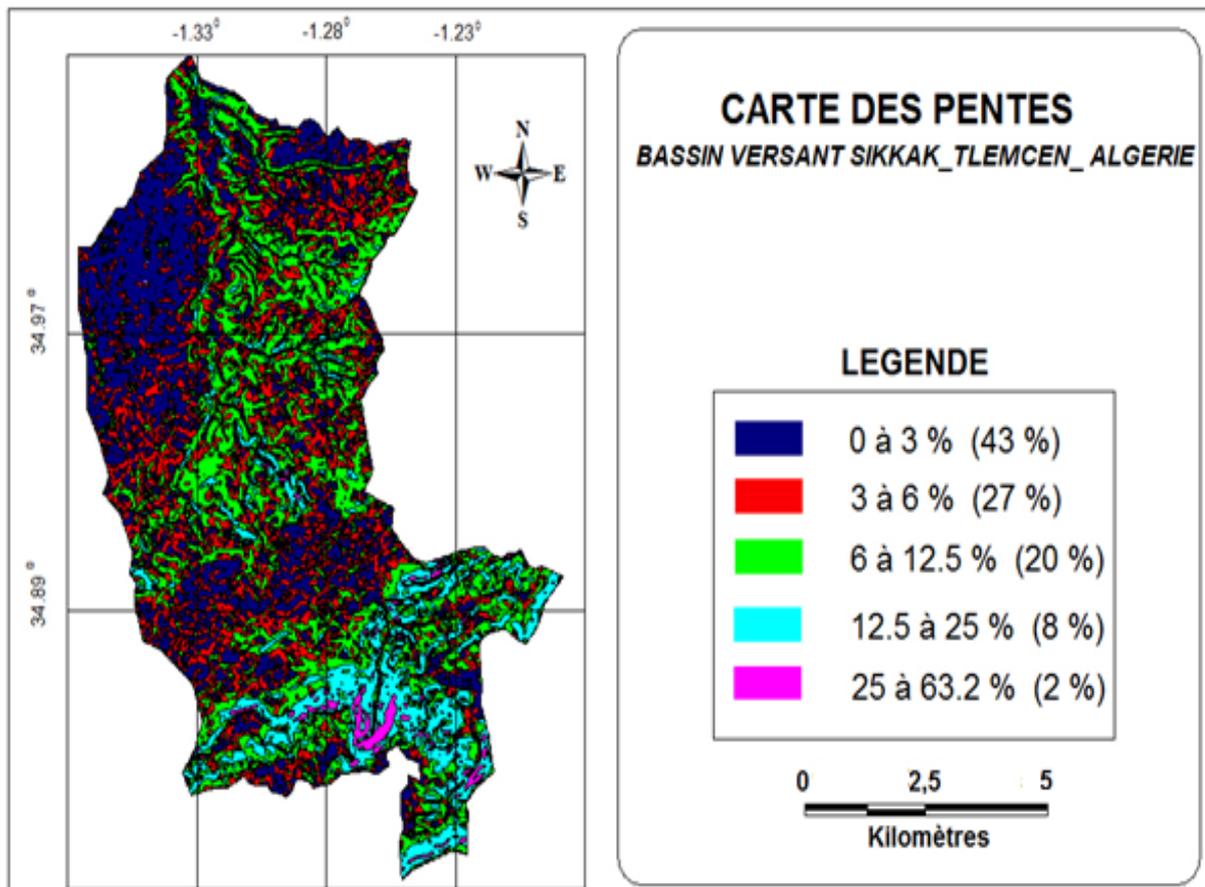
Selon la classification de l'ORSTOM, le relief du bassin Sikkak est de type très fort (Tableau II.9).

Tableau II.9. Classification de relief selon la méthode de l'ORSTOM à partir de la Ds.

Classe	Type de relief	Ds
R1	Relief très faible	Ds < 10 m
R2	Relief faible	10 m < Ds < 25 m
R3	Relief assez faible	25 m < Ds < 50 m
R4	Relief modéré	50 m < Ds < 100 m
R5	Relief assez fort	100 m < Ds < 250 m
R6	Relief fort	250 m < Ds < 500 m
R7	Relief très fort	Ds > 500 m

VI.7. Analyse spatiale des pentes

La carte des pentes du terrain a été extraite du MNT, elle montre des valeurs comprises entre 0 et 63,2 %. Les pentes les plus élevées (supérieures à 12 %) se concentrent dans la partie sud du bassin de l'oued Sikkak. La classe de pentes prédominante varie entre 0 et 3 % couvrant 43 % de la superficie du bassin (Figure II.8).

**Figure II.8.** Carte des pentes du bassin versant de l'oued Sikkak

L'analyse de la carte des pentes montre que la topographie du bassin est formée en amont de plateaux étagés du sud vers le nord-ouest qui passent vers l'aval à des plaines.

VI.8. Carte d'exposition des pentes

La carte d'exposition permet de déterminer l'orientation des pentes et leur exposition dans le bassin versant. Elle montre des pentes dirigées pour l'essentiel vers le nord-ouest et l'est-nord (Figure II.9).

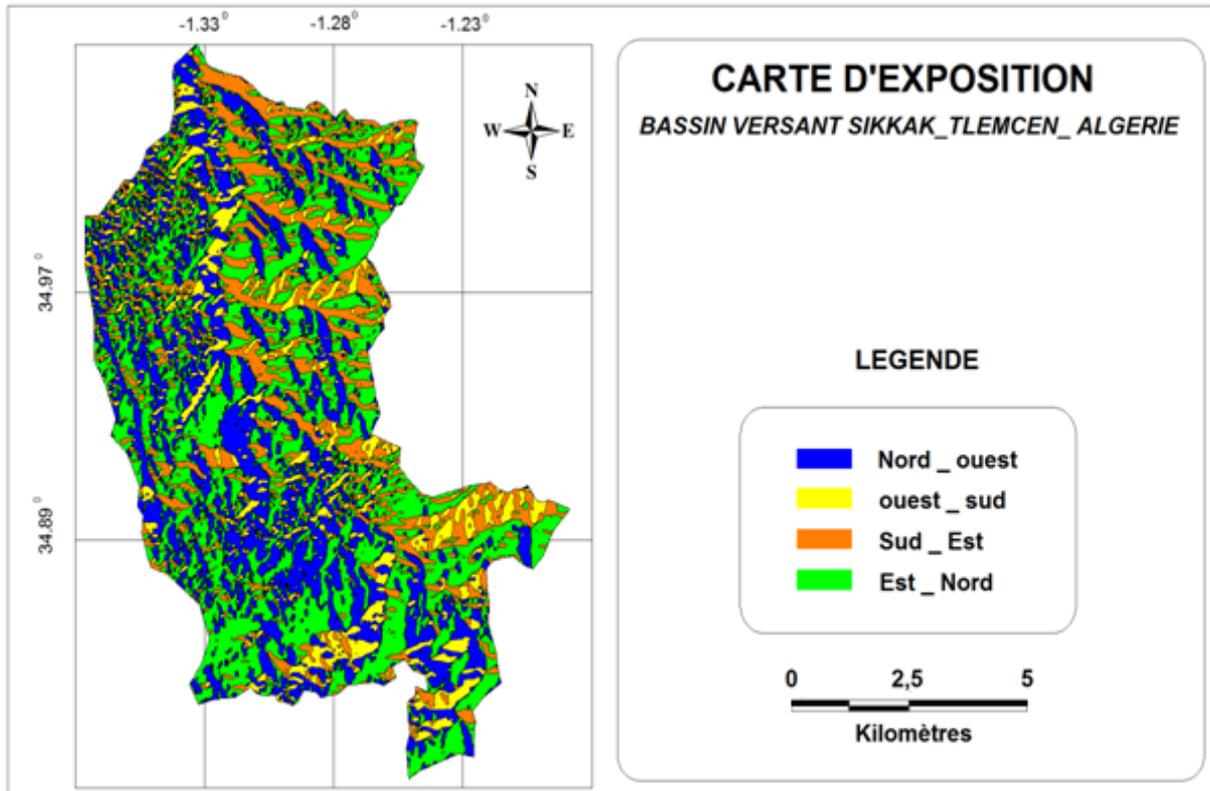


Figure II.9. Carte d'exposition des pentes du bassin de l'oued Sikkak

VII. Caractéristiques hydrographiques

Avec sa surface de 241 km², le bassin versant de l'oued Sikkak dispose d'un réseau hydrographique assez dense, il a un écoulement temporaire dont l'exutoire est le barrage d'Ain Youcef « Sikkak ». Les plus importants affluents aboutissant à l'oued Sikkak sont : oued Tasseddarine, oued Sennoun, oued Bou-Rorara, chaabat El horra, chaabat Mellah, chaabat Ain el beida, chaabat El Youdi et chaabet Tirxeret (Figure II.10).

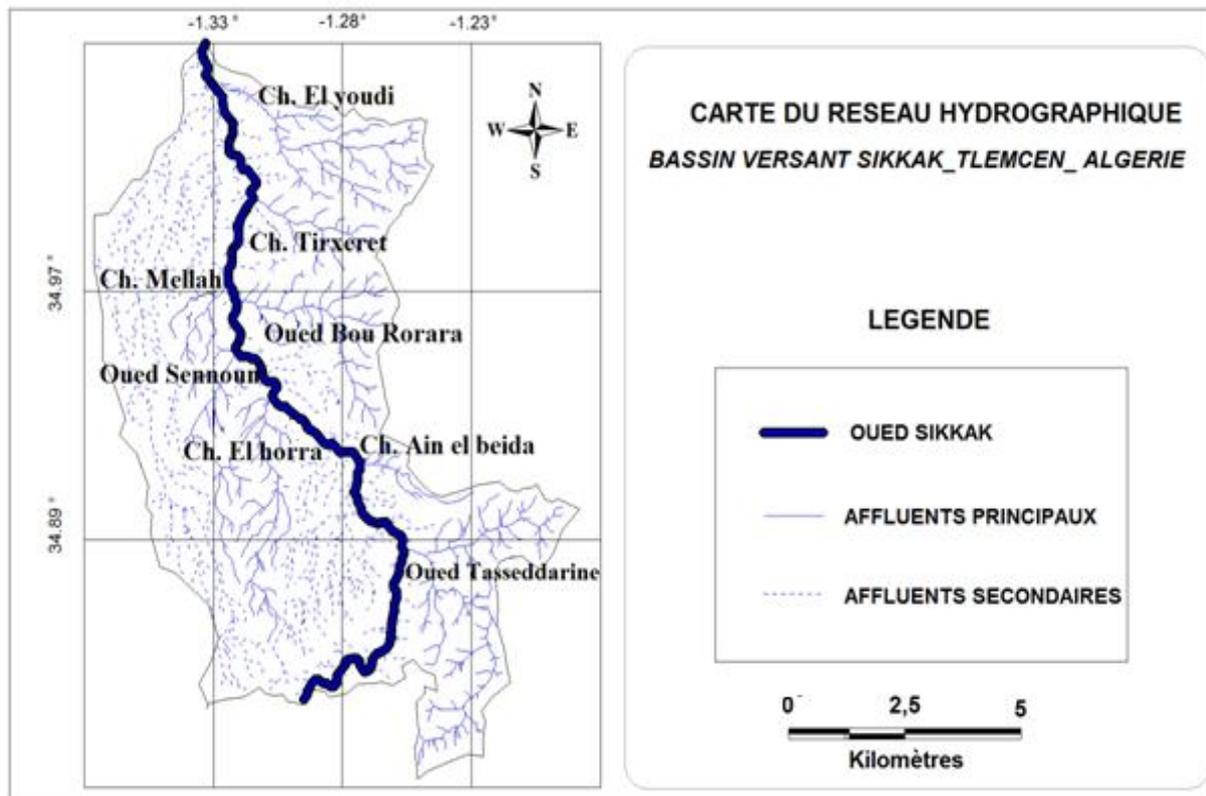


Figure II.10. Réseau hydrographique du bassin versant de l'oued Sikkak

Les principaux paramètres qui régissent le régime hydrologique d'un cours d'eau sont: le profil en long, la densité de drainage, le temps de concentration et vitesse de concentration.

VII.1. Profil en long

Le profil en long permet d'apporter des éléments complémentaires à la densité de drainage, au vu de rôle des pentes des talwegs sur le ruissellement superficiel et sur la vitesse d'écoulement lors des crues.

La longueur totale du thalweg principal d'oued Sikkak est de 32,78 Km, le profil montre des variations de pente assez importantes. Il fait apparaître l'existence d'une forte pente entre le barrage Meffrouche et Ain El Ourit de l'ordre de 8,1 %. À partir d'Ain El Ourit jusqu'à chaabet Tirxeret, la pente devient faible et atteint 2,6 %. Par la suite la pente est pratiquement constante et très faible (0,78 %) jusqu'au barrage Sikkak (Figure II.11).

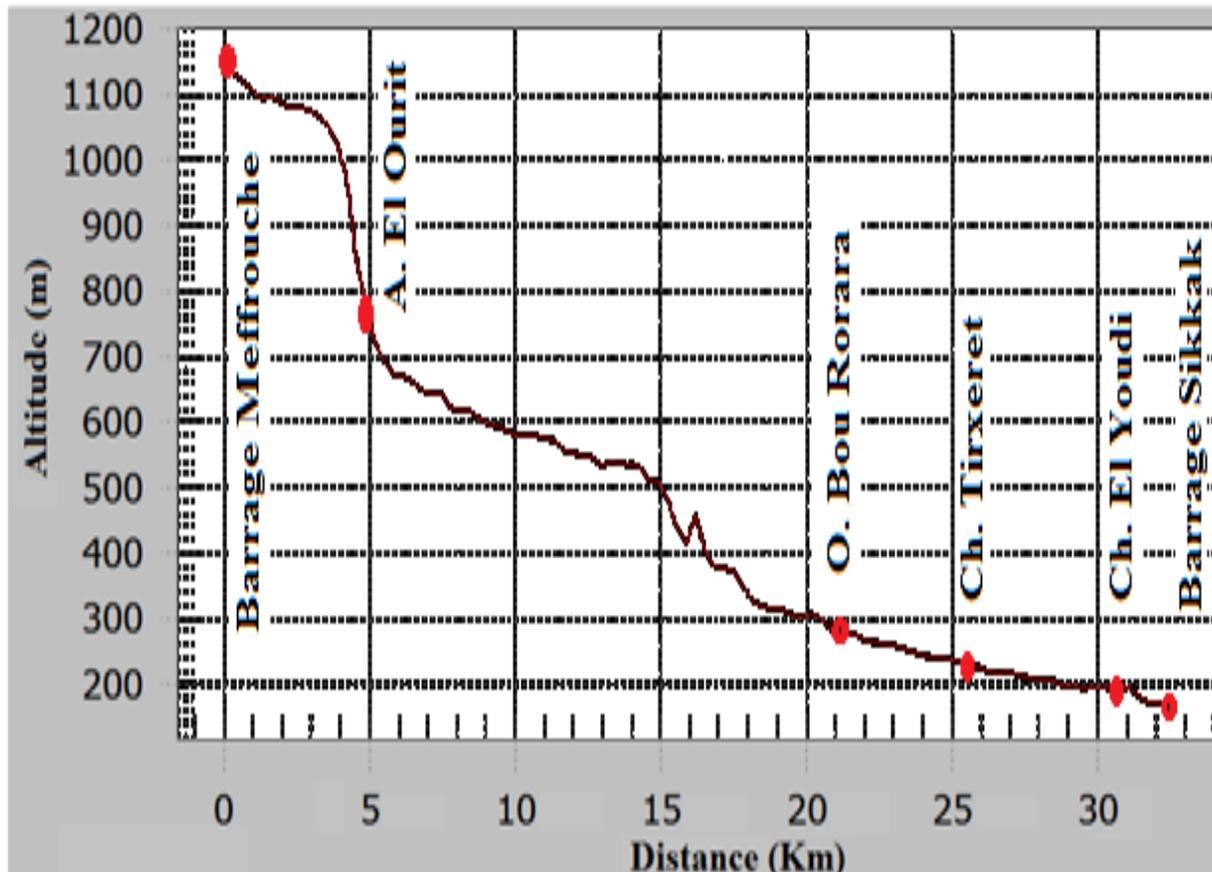


Figure II.11. Profil en long de l'oued Sikkak

VII.2. Densité de drainage

La densité de drainage Dd dépend des caractéristiques lithologiques, topographiques et de l'abondance des précipitations (Hamenni, 2011). Elle est donnée par la formule suivante :

$$Dd = \frac{\sum_{i=1}^n Li}{A} = 2,35 \text{ Km/ Km}^2$$

Où :

$\sum_{i=1}^n Li = 567,6 \text{ km}$: Longueur totale des cours d'eau ;

$A = 241 \text{ km}^2$: surface du bassin versant.

La longueur des talwegs est mesurée à l'aide du logiciel mapinfo.

VII.3. Temps de concentration

C'est le temps que met une goutte d'eau tombée au point hydrauliquement le plus éloigné pour arriver à l'exutoire. Le temps de concentration Tc , qui caractérise en partie la vitesse et l'intensité de la réaction du bassin versant à une sollicitation des précipitations est influencé par diverses caractéristiques morphologiques : en premier lieu, la taille du bassin (sa surface), sa forme, son relief, sa pente longitudinale et son orientation. À ces facteurs

s'ajoutent encore la lithologie des terrains et la nature des sols, le couvert végétal et les caractéristiques du réseau hydrographique. Pour son calcul, nous faisons appel à la formule de Giandotti (**Giandotti, 1934**).

$$T_c = \frac{4\sqrt{S} + 1,5 L_p}{0,8\sqrt{H_{moy} - H_{min}}} = 6,84 \text{ heure}$$

Où:

Tc: temps de concentration (heures) ;

S: superficie du bassin versant ;

Lp: longueur du talweg principal, $L_p = 32,78 \text{ km}$;

Hmoy: altitude moyenne du bassin versant ;

Hmin: altitude minimale du bassin versant.

Le temps de concentration assez long du bassin Sikkak ($T_c = 6,84 \text{ heure}$) peut être lié aux pentes et à l'allongement du bassin.

VII.4. Vitesse de concentration

C'est la vitesse moyenne de propagation de la crue, elle est calculée par la formule suivante :

$$V_c = \frac{L_p}{T_c} = 4,79 \text{ km/heure}$$

Où:

Vc: vitesse de concentration

Lp: longueur du talweg principal

Tc: temps de concentration

L'ensemble des caractéristiques de ce bassin versant ont été représentées dans le tableau II.10.

Tableau II.10. Caractéristiques physiographiques du bassin versant de l'oued Sikkak

Caractéristiques	Unité	Valeur
Morphologie du bassin versant		
Surface (A)	Km ²	241
Périmètre (P)	km	91
Indice de compacité (KG)	-	1,64
Longueur du rectangle équivalent (Leq)	Km	38,96
Largeur du rectangle équivalent (B)	Km	6,185
Longueur du talweg principal (Lp)	Km	32,78
Relief		
Altitude maximale (Hmax)	m	1500
Altitude minimale (Hmin)	m	164
Altitude moyenne (Hmoy)	m	576,76
Altitude médiane (H _{50%})	m	505
Hauteur 5% (H _{5%})	m	1135
Hauteur 95% (H _{95%})	m	250
Indice de pente global (Ig)	m/km	22,71
Dénivelée spécifique (Ds)	m	352,55
Hydrographie		
Densité de drainage (Dd)	Km/km ²	2,35
Temps de concentration (Tc)	heure	6,84
Vitesse de concentration (Vc)	Km/heure	4,79

VIII. Contexte géologique

La géologie et la lithologie du bassin versant jouent un rôle primordial sur le ruissellement, l'infiltration, l'érosion et sur la qualité des eaux suite à la dissolution des minéraux se trouvant dans la roche. La lithologie du bassin Sikkak est caractérisée essentiellement par sols calcaires, elle comporte aussi des marnes et des alluvions (Figure II.12). Les sols marneux lorsqu'ils sont secs, restent non érodables, mais dès qu'ils atteignent une certaine humidité, leur sensibilité au ruissellement augmente (**Chebbani et al., 1999**), tandis que les calcaires et les alluvions sont considérés comme des sols perméables (**Bouanani, 2004**).

La carte lithologique (Figure II.12) extraite de la carte de Tlemcen élaborée par l'INRF (2016) nous montre que la majeure partie du bassin est constituée de calcaires, substrat très sensible à l'érosion.

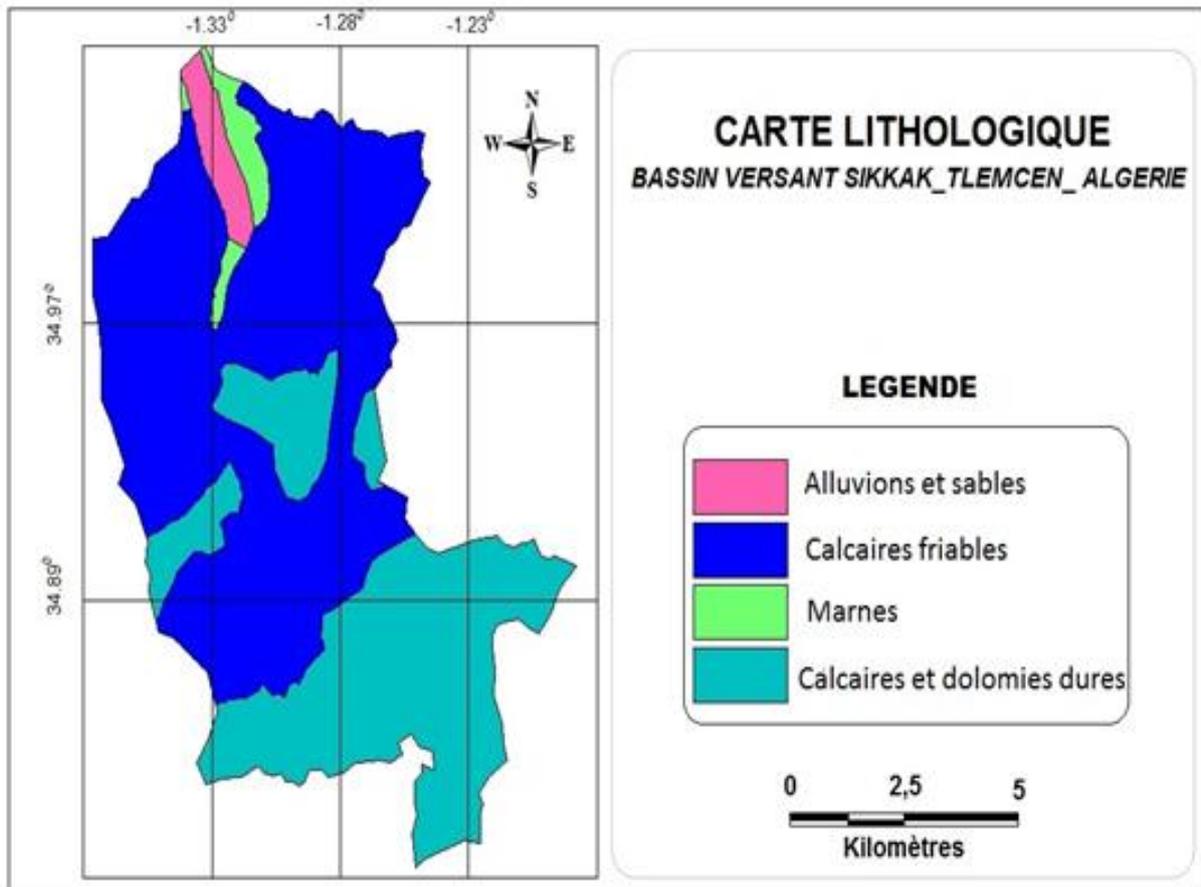


Figure II.12. Carte lithologique du bassin versant de l'oued Sikkak

Sur le plan géologique, deux grands ensembles sont distingués dans le bassin versant de l'oued Sikkak :

- Au nord, une dépression dont le principal élément ayant contribué au remplissage est représenté par le Miocène marneux.
- Au sud et à l'est, les massifs montagneux où affleurent principalement des terrains jurassiques.

L'évolution des terrains rencontrés va du secondaire au Quaternaire

VIII.1. Formations secondaires :

VIII.1.1. Grés de Boumediene

Il s'agit d'un ensemble à dominance gréseuse. Ces grés à ciment calcaire forment de gros bancs séparés par des inter lits argileux. L'épaisseur de cette formation peut atteindre

500 m. Les grès de Boumediene sont particulièrement développés dans les forêts de Zarifet et de Hafir au sud-ouest de Terny et au niveau des cascades d'El Ourit au sud du bassin d'oued Sikkak (**Bouanani, 2004**).

VIII.1.2. Calcaires de Zarifet

Cette formation tire son nom du col de Zarifet situé à 5 Km au sud-ouest de Tlemcen. Il s'agit de bancs calcaires séparés par de minces intercalations de calcaires marneux de position intermédiaire entre les grés de Boumediene et les dolomies formant les falaises des environs de Tlemcen. L'épaisseur de cette formation peut atteindre 25 m au col de Zarifet (**Hayane, 1983**).

VIII.1.3. Dolomies de Tlemcen

Elles affleurent autour d'Ain Fezza, dans la forêt de Zarifet, au nord de Tlemcen, dans les djebels Teffatisset, Ain El Hout et sur le plateau de Terny (**Hayane, 1983**). Il s'agit de dolomies cristallines grises, avec de nombreuses cavités remplies de calcite. L'épaisseur de cette formation peut atteindre 200 m aux environs de Tlemcen (**Bouanani, 2004**).

VIII.1.4. Marno-calcaires de Raourai

Ce sont des marnes grises, blanchâtres en surface, intercalées de nombreux lits et bancs de calcaires marneux durs. Cette formation bien développée sur le plateau de Terny, à l'est de Aïn Fezza, à djebel Ain El-Houtz et à El-Hadid au nord de Chetouane (**Hayane, 1983**).

VIII.1.5. Dolomies de Terny

Il s'agit de dolomies massives (100 m) bien développées sur le plateau de Terny. Elles correspondent à des dolomies parfois vacuolaires avec de nombreuses stratifications obliques (**Bouanani, 2004**).

VIII.2. Formations tertiaires

VIII.2.1. Éocène

Ce sont des grés fissurés jaune à rougeâtre à ciment argileux alternant avec des marnes verdâtres, leur épaisseur est de 50 m. Elles affleurent dans la vallée d'oued Sikkak (**Hayane, 1983**).

VIII.2.2. Miocène inférieur

Sont formés d'éléments calcaires dolomitiques à ciment calcaréo-gréseux, ce faciès est très résistant. Il affleure particulièrement à l'ouest de l'agglomération d'Ain el houtz (**Hayane, 1983**).

VIII.2.3. Helvétien

Il est constitué par une épaisse série de marnes grises ou bleutées. Ces marnes sont bien développées dans la vallée d'Amieur (**Hayane, 1983**).

VIII.3. Formations quaternaires

VIII.3.1. Travertins

Provenant de la dissolution interne des massifs calcaire-dolomitiques, ils constituent de puissants dépôts pouvant atteindre 60 m (Lalla-Setti au sud de Tlemcen) (**Hayane, 1983**).

VIII.3.2. Croûte calcaire

Cette croûte de teinte claire et des croûtes lamellaires est bien marquée dans la plaine de Hennaya où il masque partiellement des grès Tortonien (**Hayane, 1983**).

VIII.3.3. Alluvions récentes

Ce sont des dépôts limoneux occupant les parties basses des plaines et des vallées (**Hayane, 1983**).

IX. Occupation du sol

L'occupation du sol d'un bassin est un facteur déterminant de la rapidité du ruissellement superficiel, du taux d'évaporation et de l'infiltration.

L'analyse de la carte d'occupation des sols (Figure II.13) basée sur les travaux antérieurs de l'**INSID (2011)** présente une grande diversité de cultures. Elle montre que les cultures en sec occupent près de la moitié de la surface du bassin. Le bassin versant est occupé par les forêts et par les maquis principalement au niveau des massifs montagneux au sud de Tlemcen. Les terrains urbanisés constituant une portion assez importante de la superficie totale du bassin versant, ils sont composés principalement du groupement urbain de Tlemcen (commune de Tlemcen, Chetouane et Mansourah) et d'une partie de la commune de Hennaya.

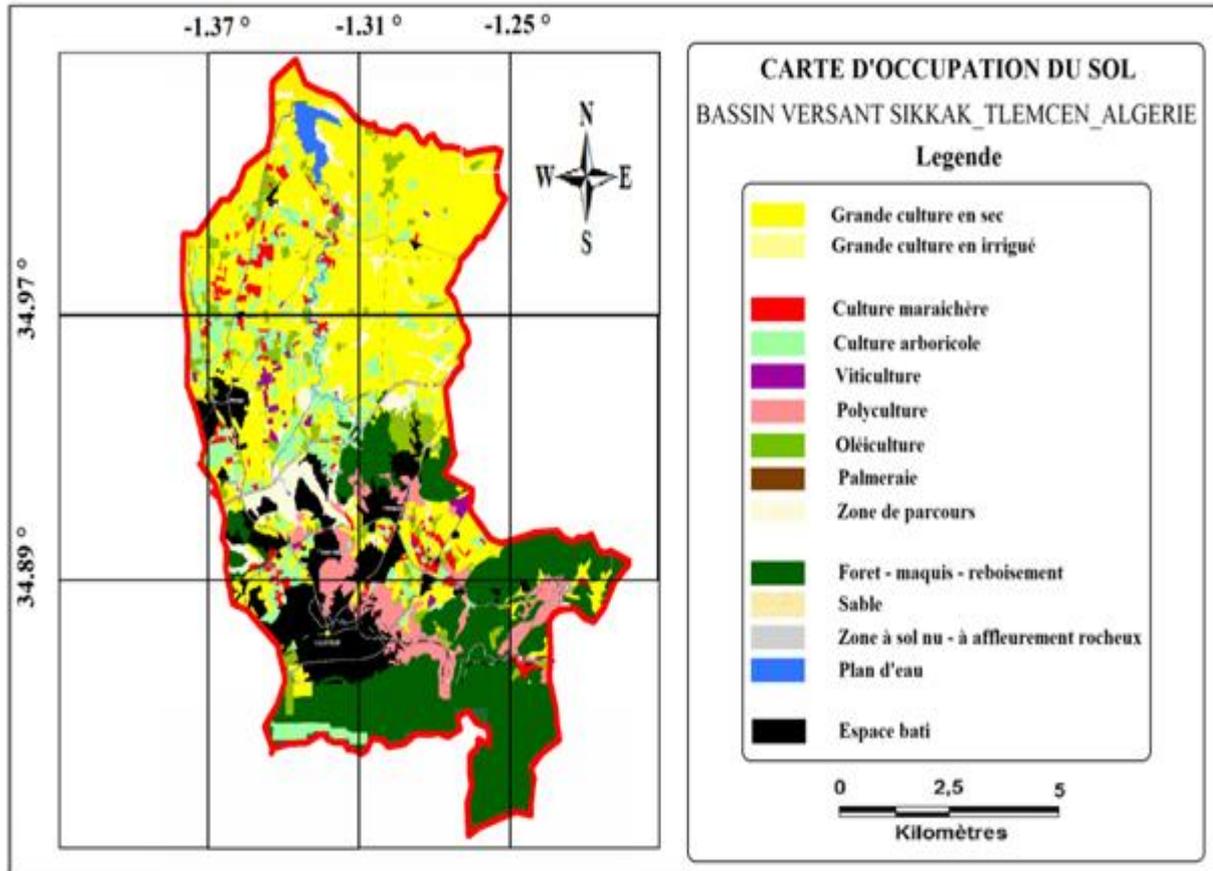


Figure II.13. Carte d'occupation du sol du bassin versant de l'oued Sikkak

X. Ressources en eau :

X.1. Barrages

Trois barrages sont destinés à l'alimentation en eau potable de l'armature urbaine du bassin versant de Sikkak:

Barrage de Beni Bahdel : situé au sud-ouest de Tlemcen, il assure l'alimentation en AEP d'une partie de la commune de Mansourah.

Barrage de Meffrouche : situé à 8 km au sud de la ville de Tlemcen, il assure l'alimentation en AEP d'une partie des communes de Tlemcen, Chetouane et Mansourah.

Barrage Sikkak : situé à 20 Km au nord de la ville de Tlemcen, il assure l'alimentation en AEP d'une partie des communes de Tlemcen, Chetouane et de Hennaya (DRE, 2017).

X.2. Eaux de dessalements

L'armature urbaine de Sikkak bénéficie de la nouvelle politique du pays dans le domaine de mobilisation des ressources en eau non conventionnelles. La station de dessalement de Honaine avec sa capacité de production de 200.000 m³/j, assure actuellement

l'alimentation en eau potable du groupement urbain de Tlemcen et de la commune de Hennaya.

X.3. Forages et sources

Les eaux souterraines sont exploitées afin de renforcer les volumes des eaux superficielles. Selon la **DRE (2017)**, le groupement urbain de Tlemcen dispose d'un nombre total de trois principales sources (Fouara supérieure, Fouara inférieure et Ain Bendou), et de 34 forages. Après la mise en service de la station de dessalement, la majorité des forages ont été mis à l'arrêt, en 2017 seulement sept (7) forage étaient opérationnels.

Il est à noter qu'il existe d'autres sources de moindre importance, mais qui sont quand même utilisées par les citoyens telles que : Ain Dar Dbagh, Ain Sidi elHaloui et Ain Karadja.

X.4. Les eaux usées épurées

L'utilisation des eaux usées épurées comme ressource pour l'irrigation constitue une composante essentielle de gestion intégrée et durable des ressources en eau. Le bassin versant Sikkak compte actuellement une station d'épuration située à Ain elhoutz. Le volume recyclé par la STEP est environ 11 millions m³/an, soit un volume de 30000 m³/jour (volume qui reste non atteint à ce jour). La superficie irriguée par ces eaux épurées (périmètre de Hennaya) était de l'ordre de 745 hectares en 2018 (**ONID, 2019**).

XI. État de l'assainissement dans la zone d'étude

La dégradation des ressources en eaux sous l'effet des rejets d'eaux polluées peut détériorer l'environnement et entraîner des risques de pénurie et de nombreuses maladies.

Selon la **DRE (2017)**, l'armature urbaine de Sikkak dispose de réseaux d'assainissement collectifs de type unitaire qui rejettent soit dans la STEP (effluents du groupement urbain de Tlemcen), soit directement dans les talwegs de Sikkak.

Les taux de raccordement aux réseaux d'assainissement (année 2015) des communes constituant les principales armatures urbaines de Sikkak sont illustrés dans le tableau II.11.

Tableau II.11. Taux de raccordement au réseau d'assainissement (**DRE, 2017**)

Commune	Taux de raccordement (%)
Tlemcen	99
Chetouane	92
Mansourah	96
Hennaya	98

En 2005, la station d'épuration d'Ain Elhoutz de capacité 30000 m³/jour a été réalisée afin de traiter les eaux usées du groupement. En 2006, seulement six rejets sur 62 existants ont été raccordés à la station d'épuration. Cette station a atteint progressivement des résultats acceptables (DRE, 2017). Mais toujours il existe des rejets qui déversent directement dans les affluents de l'oued Sikkak, ce qui a poussé les autorités à intervenir pour programmer une autre station d'épuration à Hennaya afin de traiter ces rejets en plus de quelques rejets de la commune de Hennaya.

XII. Caractéristiques techniques du barrage Sikkak

Situé sur l'oued Sikkak à la hauteur de Guaadet Boukaben à environ deux Km du village d'Ain Youcef qui se trouve à environ 20 Km au nord de la ville de Tlemcen (ANBT, 2016), le barrage Sikkak est une structure de mobilisation des eaux de surface (Photo II.1).



Photo II.1. Photo satellitaire de la cuvette du barrage Sikkak (Google Earth, 2020)

Sa mise en eau a été faite en 2005. Les ouvrages qui composent ce barrage sont les suivants :

XII.1. La digue

Le barrage (Photo II.2) est constitué de:

- Un noyau argileux central
- Un filtre amont et aval en sable calibré
- Une transition amont et aval en calcaire concassé : max 80 mm
- Une recharge amont et aval en tout venant : des grés 0-1000 mm
- Une zone de protection amont et aval en enrochement : du calcaire.

La digue du barrage a une hauteur de 45 mètres, une longueur en crête de 497 mètres et une largeur de 10 mètres (ANBT, 2016).



Photo II.2. Photo de la digue du barrage Sikkak (prise le 08/05/2014)

XII.2. Le batardeau amont

Le batardeau amont est constitué d'une digue zonée, son noyau argileux est situé à l'amont de l'ouvrage et il est protégé contre l'érosion interne à l'aide d'un géotextile. Il a une hauteur maximum de 28 m et son couronnement est à la cote 203,80 m, sa crête en arc de cercle à une longueur totale de 530 m (ANBT, 2016).

XII.3. La tour de prise

La tour de prise est située au-dessus de la chambre des vannes de la vidange de fond et abrite trois (03) prises d'eaux situés aux cotes 196,05 m, 206,72 m et 215,86 m (Photo II.3). Elle a un diamètre intérieur de 7 m et une hauteur totale de 51,45 m (ANBT, 2016).



Photo II.3. Photo de la tour de prise du barrage Sikkak (prise le 13/01/2022)

XII.4. Vidange de fond

Dotée d'un accès situé à la cote 186,78 m (Photo II.4), elle se divise en deux parties :

- 1) Partie inférieure pour la vidange de fond
- 2) Partie supérieure pour la conduite.

De forme rectangulaire et avec un dégagement minimum de 2,25 X 2,00 m, la galerie de vidange de fond de longueur de 238 m se comporte d'un bassin de dissipation de 12 mètres de largeur et 24 mètres de longueur (ANBT, 2016).



Photo II.4. Photo de la vidange de fond du barrage Sikkak (prise le 08/05/2014)

XII.5. Évacuateur de crue

L'évacuateur de crue est en béton armé (Photo II.5), dimensionné pour le passage de la crue millénaire laminée de 1477 m³/s, il comporte les quatre parties suivantes:

- Le seuil déversant en forme de labyrinthe de longueur de 186 m ;
- Le coursier rectiligne de longueur de 200,50 m ;
- Le bassin de dissipation de longueur de 81,08 m ;
- Le canal de fuite (ANBT, 2016).



Photo II.5. Photo de l'évacuateur de crue du barrage Sikkak (prise le 08/05/2014)

XIII. Conclusion

Les milieux physiques, hydromorphologiques et géologiques interviennent de façon combinée pour commander les modalités de l'écoulement ainsi que l'hydrochimie de la région.

Du point de vue hydromorphologique, la zone d'étude est caractérisée par une pente assez forte due à la différence d'altitude entre l'amont et l'aval du bassin versant. La forme allongée du bassin versants, exprimée par un indice de compacité assez élevé est étroitement dépendante de la lithologie et l'abondance des précipitations. Le bassin Sikkak est occupé par une couverture végétale discontinue qui a engendré un réseau hydrographique relativement dense.

Sur le plan géologique et lithologique, les caractéristiques des formations sédimentaires qui s'étalent du secondaire au quaternaire sont constituées généralement par des calcaires, des marnes et des dépôts alluvionnaires.

Chapitre III

Étude hydro-climatologique

I. Introduction

En Plus des facteurs géographiques, socio-économiques, hydromorphologiques et géologiques, les conditions climatiques d'un bassin versant jouent un rôle capital dans le comportement hydrologique et hydrogéochimique des eaux de surface. De ce fait, L'étude hydro-climatologique s'impose pour définir la variabilité spatiale et temporelle des différents paramètres et le calcul des différents bilans.

Comme la région d'étude est située dans une zone suivie par l'ANRH (Agence Nationale des Ressources Hydriques) ainsi que par l'ONM (Office National de Météorologie), notre étude sera basée sur des données recueillies au niveau des différentes stations gérées par ces deux organismes (figure III.1).

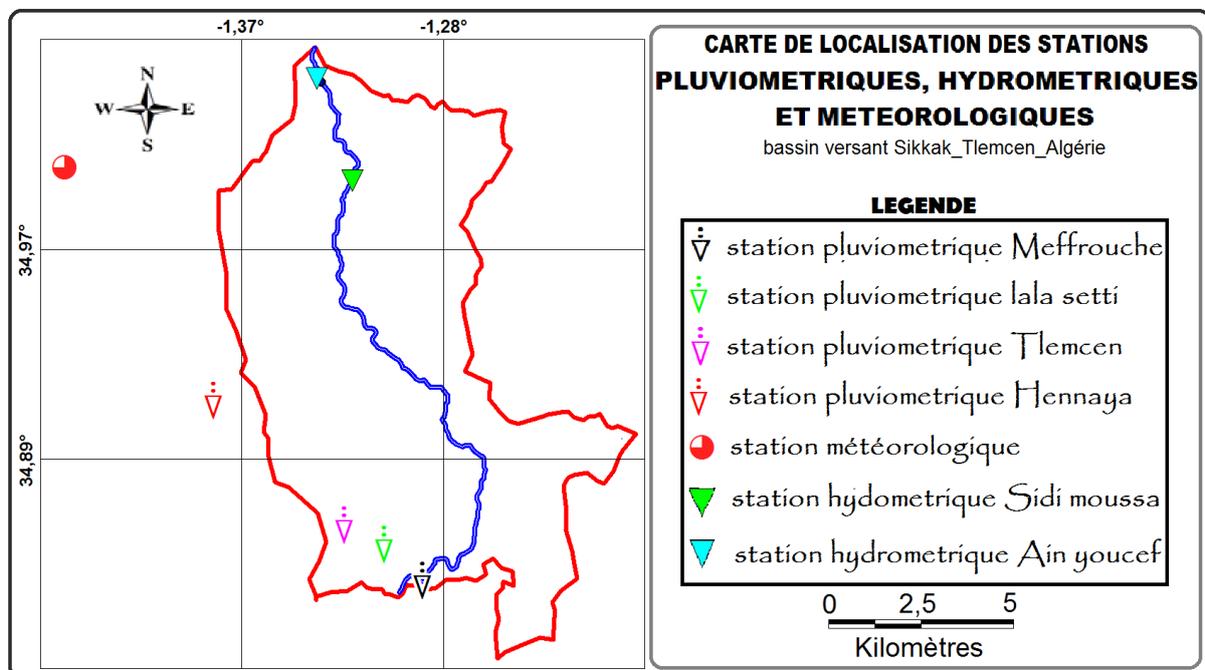


Figure III.1. Carte de localisation des stations pluviométriques, hydrométriques et météorologiques

II. Température

La température de l'air, liée à la radiation solaire, est un paramètre incontournable ayant un grand impact sur le climat et sur l'hydrologie d'un bassin versant.

L'analyse des températures du bassin versant Sikkak est basée sur des données de la station météorologique de Zenâta sur une période allant de septembre 1981 à août 2018.

Les coordonnées géographiques de la station météorologique de Zenâta sont présentées dans le tableau III.1.

Tableau III.1. Coordonnées géographiques de la station de Zenâta

Station	Altitude	Latitude	Longitude
Zenâta	247 (mètre)	35,01 (°nord)	1,46 (°ouest)

Cette analyse permet de comprendre la variation annuelle, mensuelle et saisonnière de la température dans le bassin versant.

II.1. Étude des températures annuelles

L'étude de l'évolution de la température dans le temps a une grande importance à l'hydrologie et l'hydrochimie du fait qu'elle constitue le paramètre principal qui conditionne le phénomène d'évaporation.

L'examen des données montre que les températures moyennes interannuelles ont une tendance positive durant la période (1981-2018) en raison du réchauffement climatique. La température interannuelle minimale a été enregistrée en 1982/1983 avec 16,57 °C tandis que la valeur maximale a été observée en 2016/2017 avec 18,61 °C (Figure III.2).

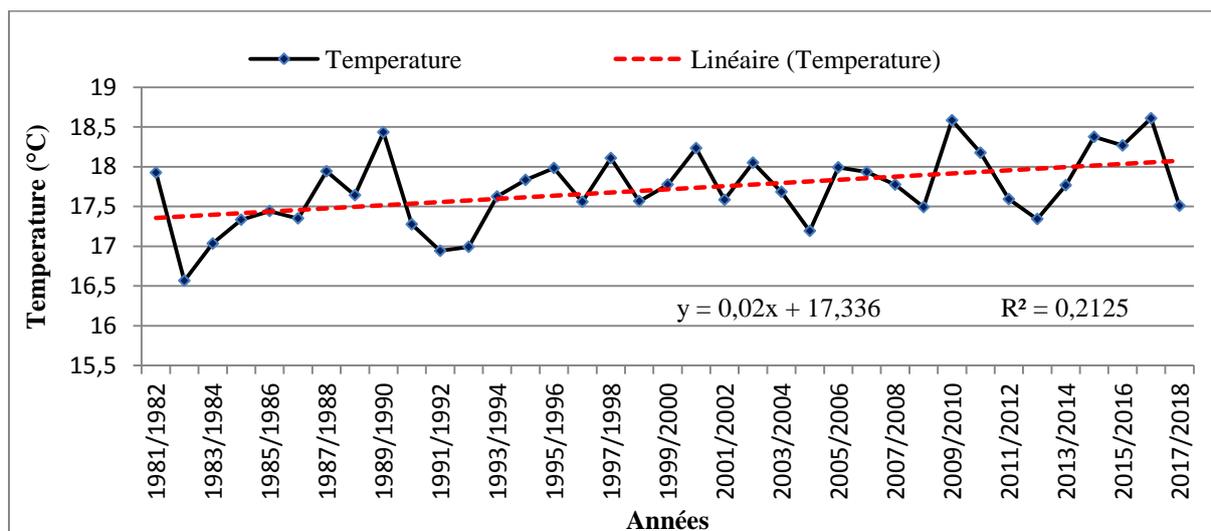


Figure III.2. Variations interannuelles des températures (1981/1982 – 2017/2018).

II.2. Étude des températures mensuelles

L'analyse des températures mensuelles du bassin versant Sikkak a permis la représentation graphique (Figure III.3) des caractéristiques thermiques suivantes:

Les températures moyennes mensuelles des maxima (Max) : la température la plus basse apparaît au mois de janvier avec 16,71 °C alors que la plus élevée se présente en août où elle atteint 33,55 °C. La température journalière la plus élevée a été enregistrée le 22 juillet 2009 avec 47 °C.

Les températures moyennes mensuelles des minima (min) : le minimum apparaît en janvier avec seulement 5,36 °C et le maximum en août avec 20,11 °C. La température journalière la plus basse a été enregistrée le 9 mars 2012 avec -4.3 °C.

Les températures mensuelles des températures moyennes : le minimum apparaît en janvier avec seulement 10,36 °C et le maximum en août avec 26,39 °C.

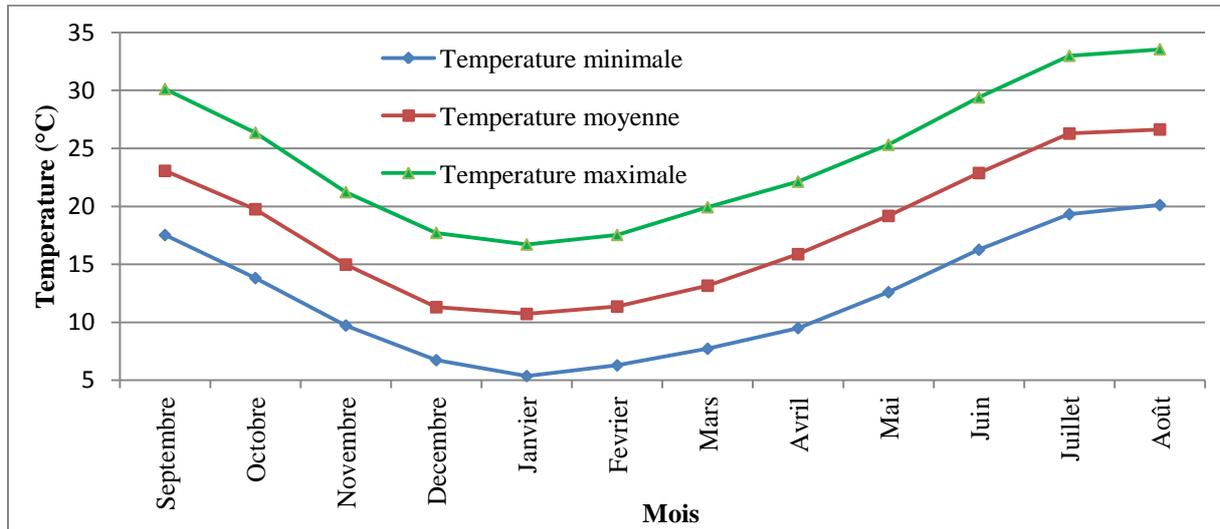


Figure III.3. Variation des températures mensuelles (1981/1982 – 2017/2018)

II.3. Étude des températures saisonnières

La variation saisonnière des températures met en évidence que l’été et le printemps correspondent aux saisons les plus chaudes, l’hiver et l’automne aux saisons froides (Figure III.4).

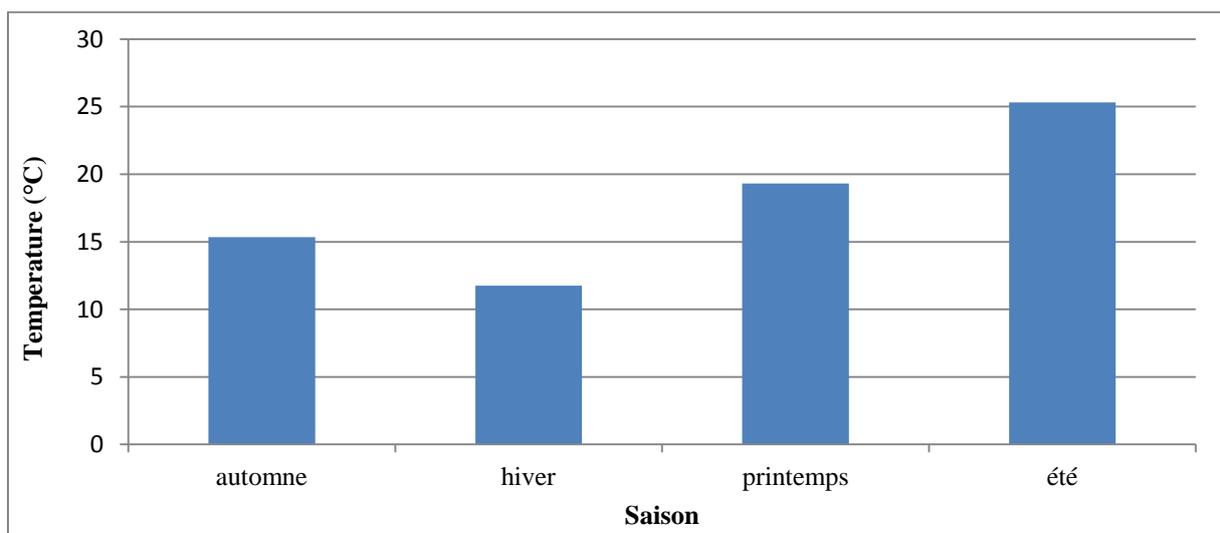


Figure III.4. Variations saisonnières des températures (1981/1982 – 2017/2018)

III. Précipitation

Comme la température, la pluie est un facteur très important pour la caractérisation du climat. Les précipitations englobent la totalité des eaux météoriques tombées sous forme solide (neige, grêle) ou liquide (pluie) sur une surface de la terre.

Le bassin versant Sikkak possède quatre postes pluviométriques (Tableau III.2). L'analyse des précipitations est réalisée sur la base de données de ces stations gérées par l'Agence National des Ressources Hydrauliques (ANRH).

Tableau III.2. Caractéristiques des stations pluviométriques du bassin Sikkak

station	Période d'observation	X (km) Lambert	Y (km) Lambert	Altitude (m)
Meffrouche	1973-2016	135,5	180,2	1110
Lala Setti	1973-2016	133,9	181,8	1007
Tlemcen	1973-2016	132,2	182,7	810
Hennaya	1973-2016	126,75	188,25	515

III.1. Étude des précipitations annuelles

D'après la figure III.5, on constate que le régime de précipitation est très irrégulier.

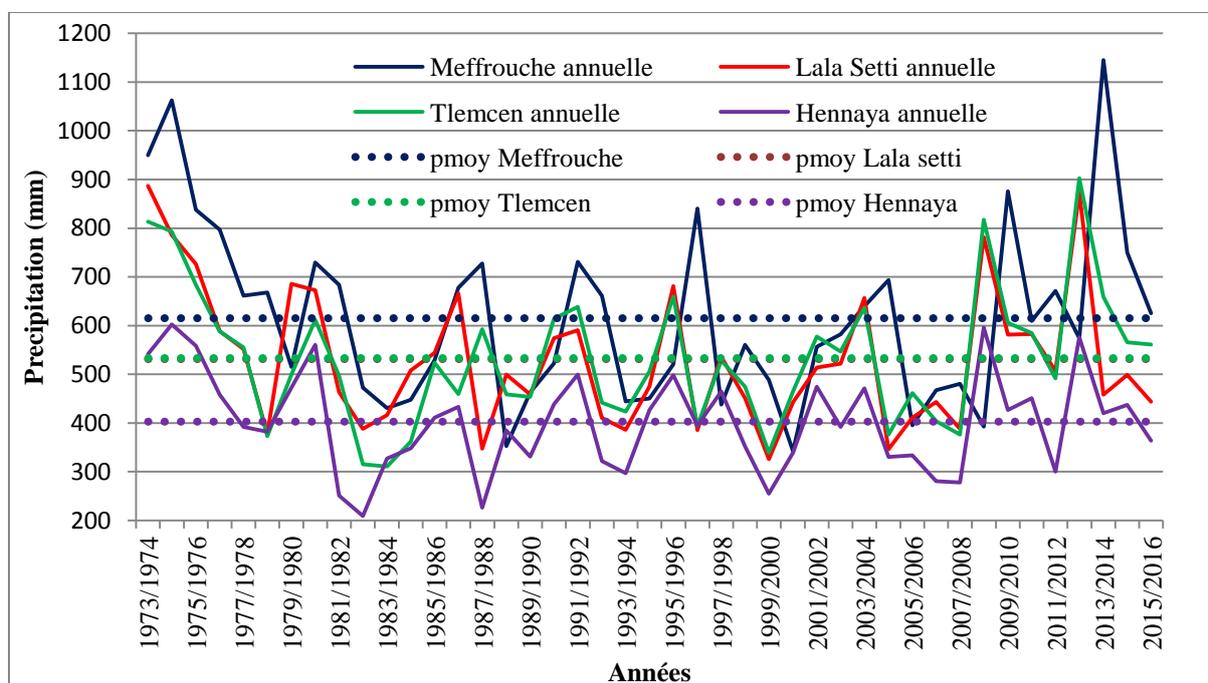


Figure III.5. Variations interannuelles des précipitations aux différentes stations.

Les cumules annuelles des précipitations durant la période d'étude varient d'une station à une autre et d'une année à une autre avec un maximum de 1144,9 mm atteint en 2013/2014 à la station Meffrouche, de 886,9 mm atteint en 1973/1974 à la station Lala Setti,

de 902,4 mm atteint en 2012/2013 à la station de Tlemcen et de 602,2 mm atteint en 1974/1975 à la station de Hennaya, alors que les pluies minimales ont été enregistrées en 2000/2001 au niveau de la station Meffrouche (342,4 mm), en 1999/2000 au niveau de la station Lala Setti (325,7 mm), en 1983/1984 à la station de Tlemcen (310,7 mm) et en 1982/1983 à la station de Hennaya (209,2 mm).

La moyenne interannuelle des précipitations enregistrée à la station de Meffrouche (615,5 mm) est plus élevée que celles de Tlemcen (533,6 mm), de Lala Setti (531 mm) et de Hennaya (402,6 mm).

Ces moyennes annuelles cachent des disparités liées aux variations interannuelles qui sont étudiées en calculant l'Indice Pluviométrique Standardisé (IPS). Ce dernier (IPS) permet d'analyser la variabilité temporelle des précipitations et par conséquent d'identifier les années humides, moyennes ou sèches par rapport à une moyenne sur une période donnée. Il se calcule selon la formule suivante (McKee et al., 1993) :

$$IPS_R^i = \frac{P_R^i - PM_R}{\sigma_R}$$

Avec :

IPS_R^i : Indice Pluviométrique Standardisé d'une année i à la station R

P_R^i : La pluie de l'année i à la station R

PM_R : La moyenne interannuelle de la pluie à la station R sur la période considérée

σ_R : L'écart type de la pluie à la station R

L'organisation météorologique mondiale (OMM) a utilisé 7 classes pour délimiter différents seuils de sécheresse et d'humidité (Tableau III.3).

Tableau III.3. Classification de la sécheresse et de l'humidité selon les valeurs de l'IPS (OMM, 2012).

Valeurs de l'IPS	Degré d'humidité ou de sécheresse
2,0 et plus	Extrêmement humide
de 1,5 à 1,99	Très humide
de 1,0 à 1,49	Modérément humide
de -0,99 à 0,99	Proche de la normale
de -1,0 à -1,49	Modérément sec
de -1,5 à -1,99	Très sec
-2 et moins	Extrêmement sec

L'examen des variations de l'indice IPS permet de constater que les valeurs extrêmes ne sont pas nombreuses. Une période humide a été observée dans les différentes stations entre 1973/1974 et 1980/1981 pendant laquelle les IPS ont été supérieurs à zéro à l'exception de

l'année 1978/1979 au niveau des stations de Lala Setti, Tlemcen et Hennaya. Par contre, une diminution considérable des pluies a été observée à partir de 1981/1982 à 2007/2008 (Figure. III.6).

Sur les 43 ans étudiés (1973/1974 – 2015/2016), les pluies annuelles ont une tendance négative dans les différentes stations à l'exception de celle de Tlemcen. Cette tendance négative des pluies est la conséquence d'une sécheresse qui a sévi dans la région depuis le début des années quatre-vingt.

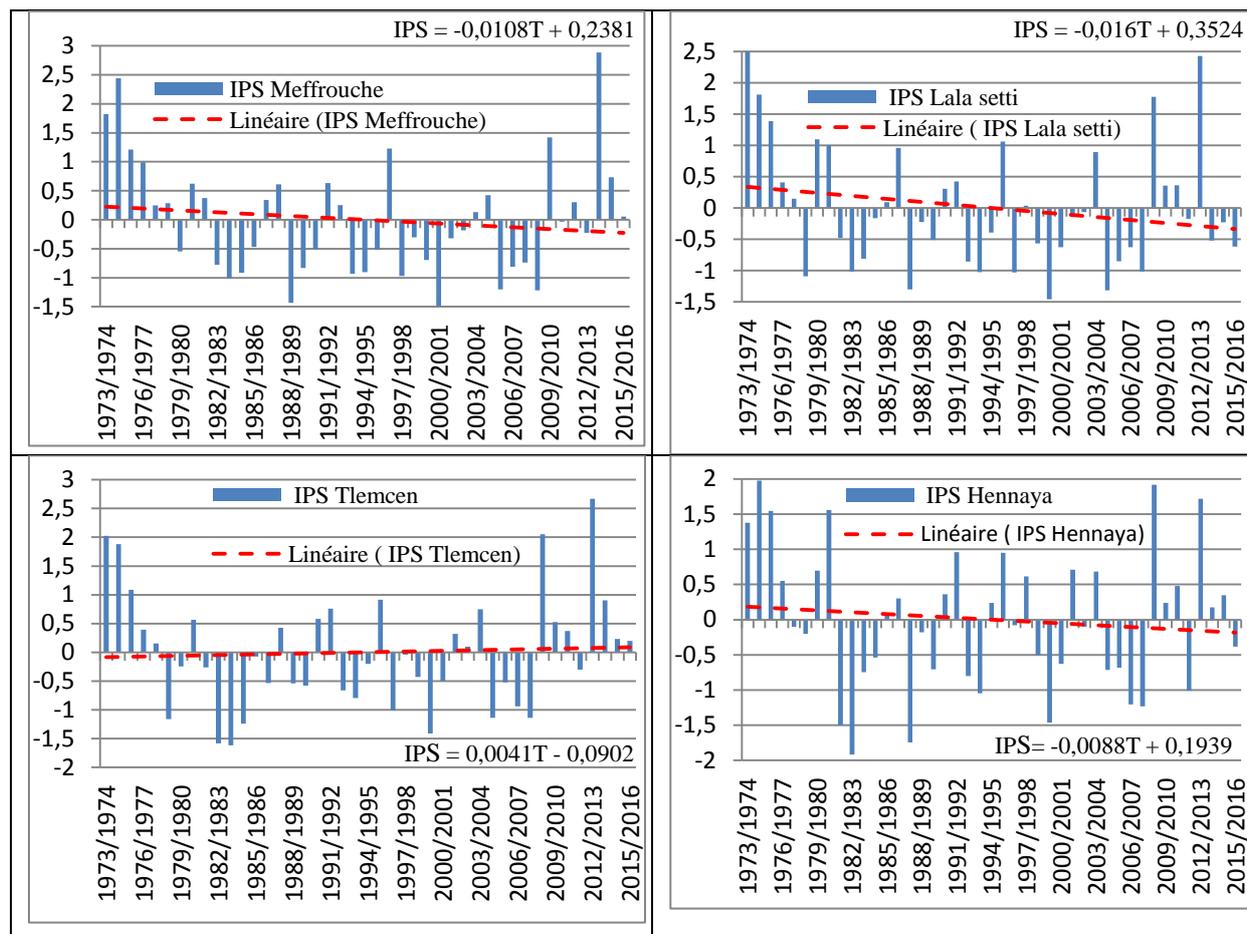


Figure III.6. Évolution annuelle de l'indice pluviométrique standardisé aux différentes stations (1973/1974 – 2015/2016)

III.2. Étude des précipitations mensuelles

L'étude des précipitations mensuelles permet la connaissance de la répartition des pluies au cours de l'année.

La figure III.7 montre que les précipitations mensuelles moyennes varient d'une station à l'autre avec un maximum enregistré en mois de mars aux stations de Meffrouche, Tlemcen et Lala Setti, alors que la valeur maximale observée dans la station de Hennaya était

en février. Pour l'ensemble des stations, le mois de juillet constitue le mois le moins pluvieux (le plus sec).

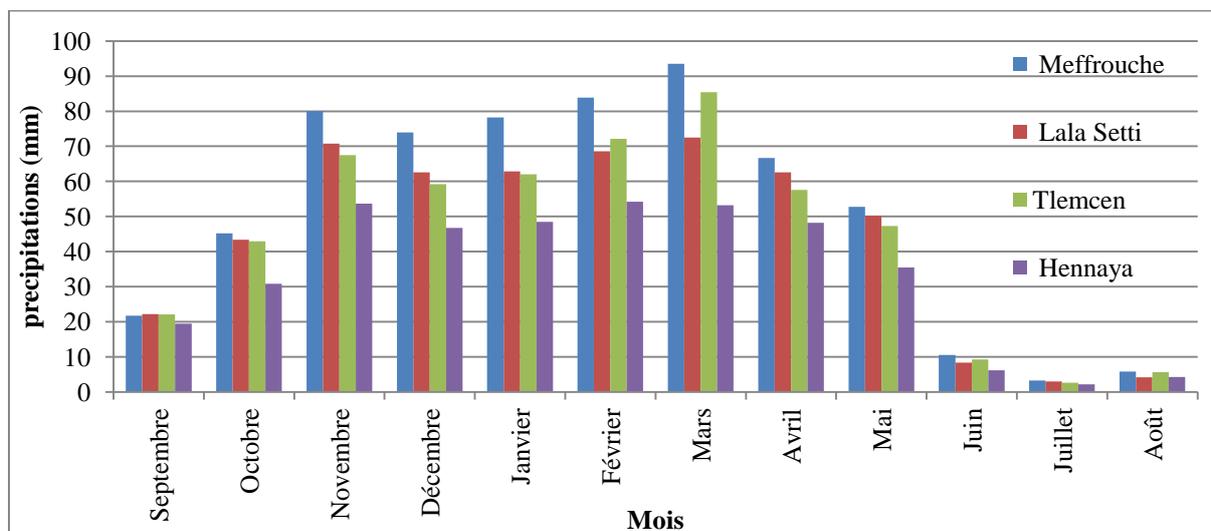


Figure III.7. Variation des précipitations mensuelles aux différentes stations (1973/1974 – 2015/2016)

L'analyse de l'évolution des précipitations mensuelles au niveau des stations étudiées permet de distinguer deux périodes, une période humide allant du mois d'octobre jusqu'au mois de mai, alors que la période sèche s'étale du mois de juin jusqu'au mois de septembre.

III.3. Étude des précipitations saisonnières

Pour l'ensemble des stations, la distribution saisonnière des précipitations (Figure III.8) montre que la saison hivernale est la saison qui reçoit le maximum de précipitations suivie de l'automne et du printemps alors que l'été reste la saison la plus sèche.

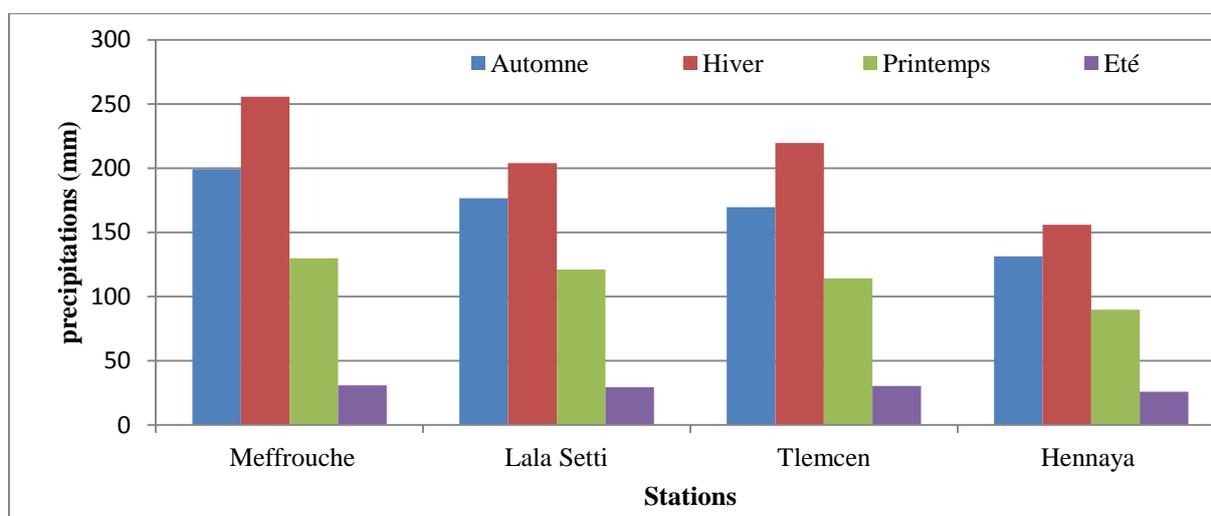


Figure.III.8. Variation des précipitations saisonnières aux différentes stations (1973/1974 – 2015/2016)

Malgré la grande variabilité des précipitations observées au niveau des différentes stations, on peut constater que les pluies d'hiver et d'automne représentent plus de 70 % de la pluie moyenne annuelle. Alors que, l'été reste la saison la moins pluvieuse avec taux de contribution dans la pluie annuelle qui ne dépasse pas le 6 % (Tableau III.4).

Tableau III.4. Contribution des pluies saisonnières dans les pluies moyennes annuelles (1973/1974 – 2015/2016)

saison	automne		hiver		printemps		été	
mois	Oct- nov - dec		Jan- fev - mar		Avril- mai- juin		Juil- aout- sept	
station	mm	%	mm	%	mm	%	mm	%
Meffrouche	199,17	32.36	255,65	41.54	129,86	21.1	30,8	5
Lala setti	176,68	33.27	203,9	38.4	121,15	22.81	29,31	5.52
Tlemcen	169,66	31.80	219,55	41.15	114,05	21.37	30,31	5.68
Hennaya	131,22	32.59	155,83	38.71	89,74	22.29	25,82	6.41

IV. Relation températures – précipitations

Les températures annuelles et mensuelles régissent en interaction avec les autres facteurs météorologiques comme la pluie, donc la température et les précipitations ne sont pas des variables indépendantes.

IV.1. Degré d'aridité (Indice de De Martonne)

Afin d'évaluer le degré d'aridité d'un bassin versant, Martonne a proposé une formule climatologique permettant le calcul d'un indice dit indice d'aridité. Cet indice est en fonction de la température et des précipitations, il se calcule selon la formule suivante :

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

Avec :

I : indice d'aridité ;

P : hauteur annuelle des précipitations (en mm) ; Pmoy Sikkak (1981-2016) = 494,1 mm ;

T : Température moyenne annuelle (°C) ; Tmoy Sikkak (1981 – 2016) = 17,7 °C.

Cet indice permet de déterminer le type de climat qui caractérise la zone d'étude selon la classification suivante :

- $I < 5$ —————> le climat est hyperaride.
- $5 < I < 7.5$ —————> le climat est désertique
- $7.5 < I < 10$ —————> le climat est steppique.
- $10 < I < 20$ —————> le climat est semi-aride.
- $20 < I < 30$ —————> le climat est tempéré.
- $I > 30$ —————> le climat est humide

D'après la classification de Martonne, le bassin Sikkak avec un degré d'aridité de 17,8 est soumis à un climat semi-aride ($10 < 17,8 < 20$) (Figure III.9).

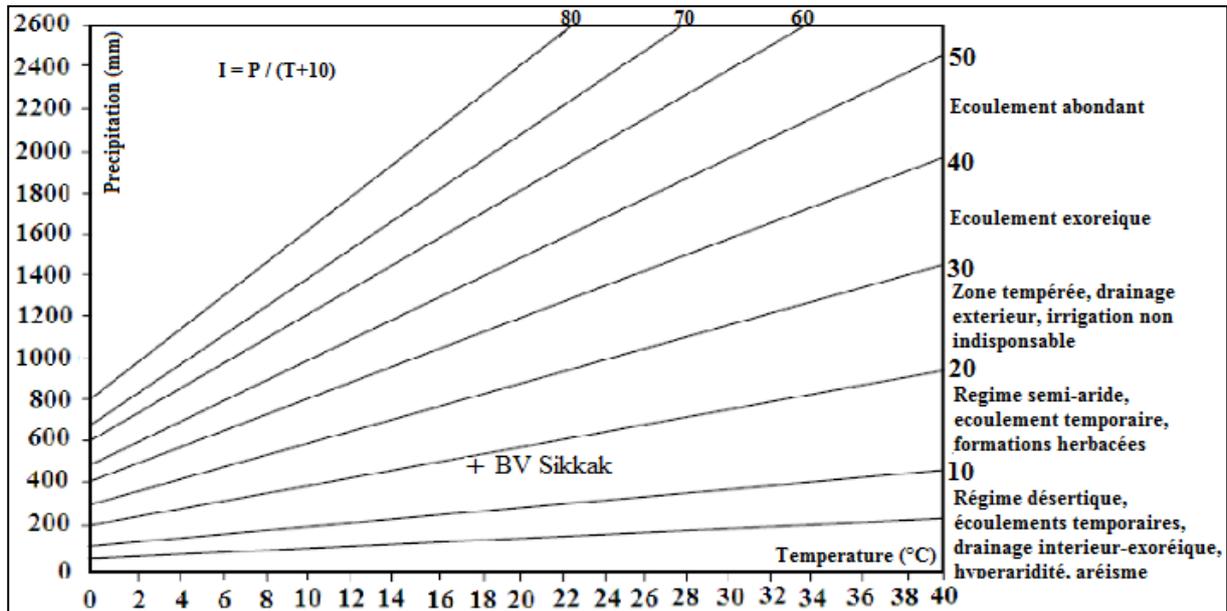


Figure III.9. Indice climatique de Martonne du bassin de Sikkak

Pour examiner l'extrême variabilité du climat de la région durant les différents mois de l'année, Certains auteurs ont mis en évidence un indice d'aridité mensuel qui est défini de la manière suivante :

$$i = 12 * P / (T + 10)$$

Avec:

P : pluie moyenne mensuelle (mm)

T : température moyenne mensuelle (°C)

Les indices d'aridité mensuels à l'échelle du bassin versant de Sikkak sont illustrés dans la figure III.10.

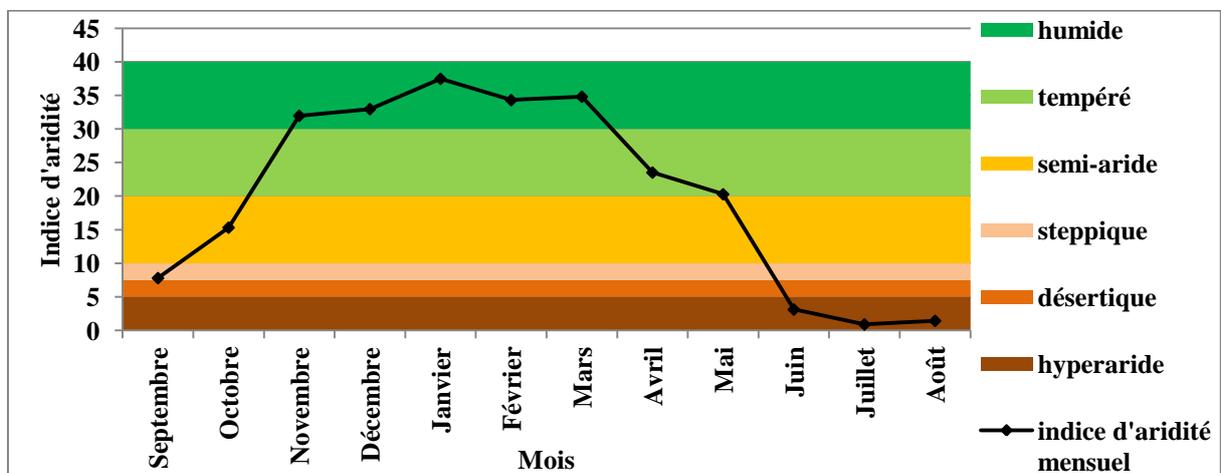


Figure III.10. Indice d'aridité mensuel du bassin Sikkak

Le climat de la région est extrêmement variable selon les mois de l'année. En effet, les valeurs de cet indice indiquent que les mois de juin, juillet et août forment une saison "hyperaride".

IV.2. Diagramme ombrothermique de Gausсен

La combinaison des deux principaux facteurs climatiques (température et précipitations) est intéressante dans la mesure où elle permet de déterminer les mois humides et les mois secs. La relation $P = 2T$ permet d'établir le diagramme ombrothermique de Gausсен sur lequel les températures sont portées à une échelle double de celle des précipitations (**Bagnouls et Gausсен, 1953**).

Un mois est sec lorsque les précipitations moyennes exprimées en (mm) sont inférieures ou égales au double des températures enregistrées durant la même période ($P \leq 2T$). L'établissement de ce diagramme pour la région du Sikkak a permis de montrer que la période sèche s'étale sur cinq mois (juin, juillet, août, septembre et octobre), alors que la période humide s'étend de novembre à mai (Figure III.11).

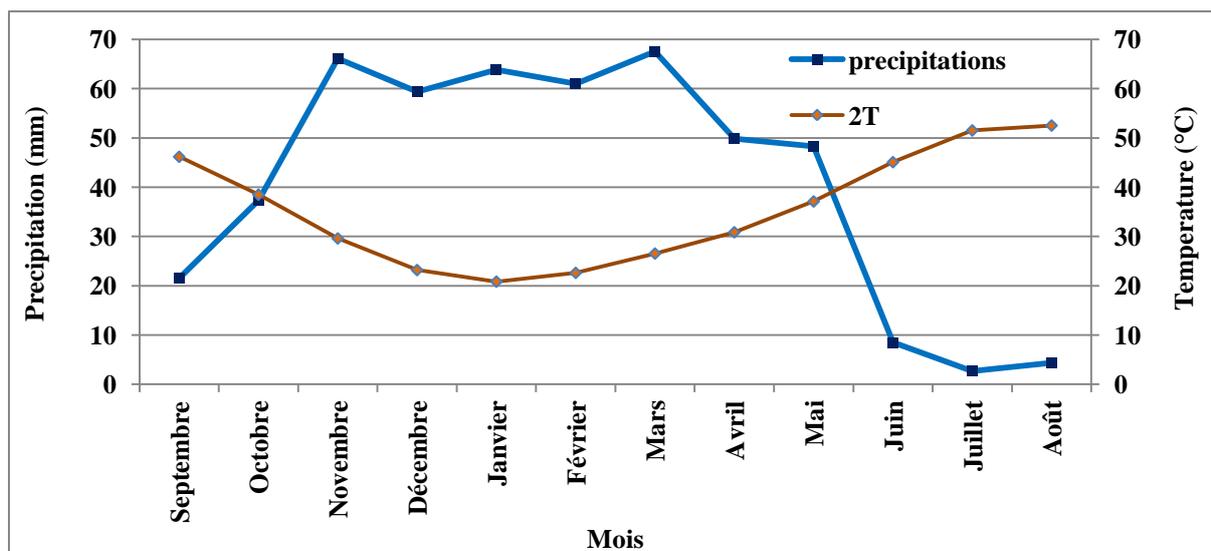


Figure III.11. Diagramme ombrothermique de Gausсен (1981 – 2016)

IV.3. Étage bioclimatique

Le quotient pluvio-thermique d'**Emberger (1955)** qui propose une classification du climat méditerranéen, repose sur trois facteurs fondamentaux :

La moyenne annuelle des précipitations (P_{moy}) en mm; P_{moy} Sikkak (1981-2016) = 494,1 mm.

La moyenne des maxima du mois le plus chaud (M) en °K ;

La moyenne des minima du mois le plus froid (m) en °K.

Ce quotient pluvio-thermique (QE) est donné par l'équation suivante :

$$QE = (2000 * P)/(M^2 - m^2)$$

Tableau III.5. Quotient pluvio-thermique du bassin Sikkak

P (mm)	M (°C)	M (°K)	m (°C)	m (°K)	QE
494.1	33,53	306,53	5,35	278,35	59,59

La projection du quotient pluvio-thermique (Tableau III.5) sur le diagramme d'Emberger (Figure III.12) montre que le bassin versant de Sikkak se range dans l'étage climatique « Semi-aride » à hiver doux.

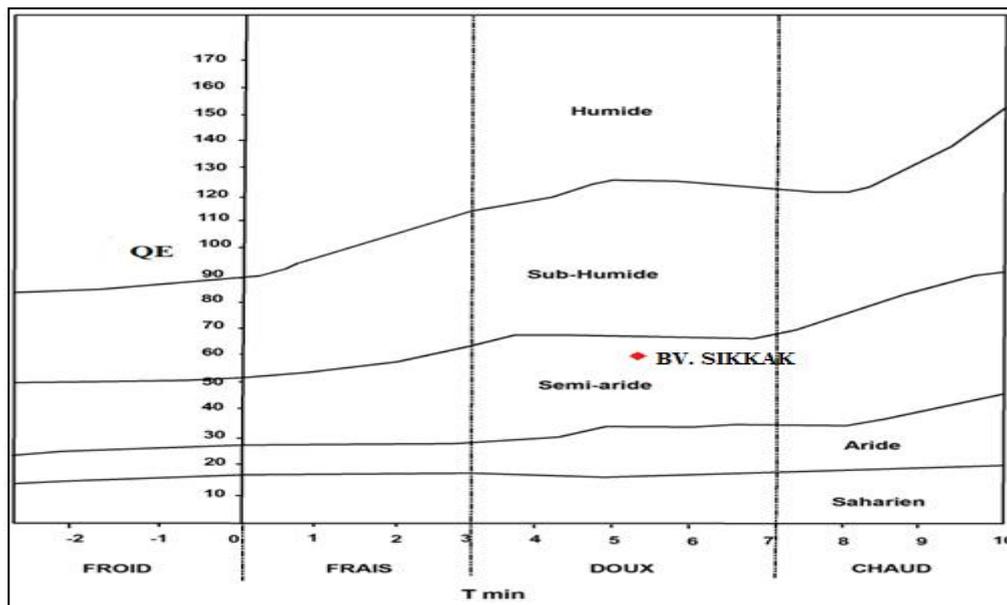


Figure III.12. Quotient pluvio-thermique d'Emberger du bassin Sikkak

V. Étude de l'évapotranspiration

L'évapotranspiration (ET) est un terme qui combine deux processus :

Processus physique : il s'agit de l'évaporation des surfaces (sol, plans d'eau, océans, ..), définit comme étant le passage de la phase liquide à la phase vapeur.

Processus biologique : il s'agit de la transpiration des plantes.

L'intensité de l'évapotranspiration est fonction de la radiation solaire, de la température, de la couverture végétale, de l'humidité du sol, du vent, de l'humidité relative de l'air et des travaux du sol (Seghir, 2008). L'évapotranspiration est l'une des paramètres climatologiques la plus difficile à apprécier. Elle se calcule soit en valeur potentielle, appelée aussi de référence (ETP) où en valeur réelle (ETR).

V.1. Évapotranspiration potentielle (ETP)

Elle correspond à l'évaporation du sol et la transpiration du couvert végétal qui seraient suffisamment approvisionnées en eau pour évaporer la quantité maximale permise par les conditions climatiques. Son estimation s'effectue par l'utilisation de plusieurs formules.

V.1.1. Méthode de Thornthwaite

L'évapotranspiration potentielle mensuelle peut être calculée par la formule suivante (Thornthwaite, 1948) :

$$ETP = K \cdot 16 \cdot \left(\frac{10 \cdot T}{I}\right)^a$$

$$a = (6,75 \cdot 10^{-7} \cdot I^3) - (7,71 \cdot 10^{-5} \cdot I^2) + (1,79 \cdot 10^{-2} \cdot I) + 0,49$$

$$i = \left(\frac{T}{5}\right)^{1,514}$$

Avec:

ETP : Évapotranspiration potentielle du mois considéré corrigée (mm) ;

T : Température moyenne mensuelle du mois considéré (°C) ;

I : Indice thermique annuel : somme des indices mensuels calculés à partir des températures moyennes mensuelles selon la formule précédente (i) ;

K : Coefficient de correction mensuel dépendant de la latitude, ses valeurs sont données dans le tableau III.6.

Tableau III.6. Valeurs du coefficient de correction mensuel (K) (Thornthwaite, 1948)

Mois	sept	oct	nov	déc	jan	fév	Mars	avril	mai	juin	juil	août
K	1,03	0,97	0,86	0,85	0,87	0,85	1,03	1,09	1,21	1,21	1,23	1,16

D'après la figure III.13, on constate que l'ETP moyenne à l'échelle du bassin versant de Sikkak évolue progressivement de 21,1 mm obtenue au mois de janvier pour atteindre son maximum (162 mm) au mois de juillet.

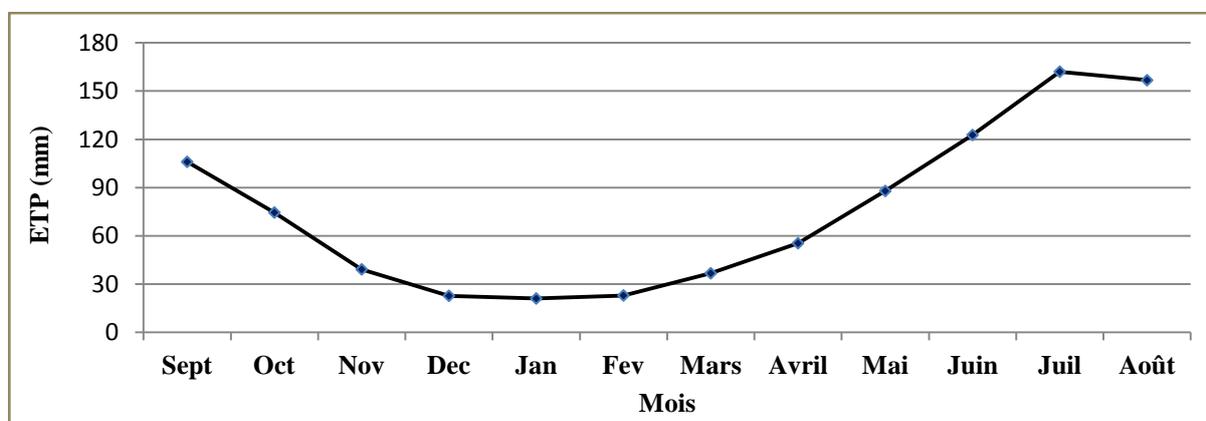


Figure III.13. Variation mensuelle de l'ETP « Thornthwaite » du bassin Sikkak (1981-2016)

V.2. Évapotranspiration réelle (ETR)

Elle donne des informations sur la quantité d'eau réellement évaporée. L'évapotranspiration réelle est la quantité totale d'eau qui s'évapore du sol et des plantes lorsque le sol est à son taux d'humidité naturel (Musy, 2005). Elle reste difficile à mesurer directement, cependant elle peut être estimée par l'application des équations empiriques.

V.2.1. Méthode de Turc

Turc (1961) a établi une relation tenant compte des précipitations et de la température. Elle est applicable à toutes les régions.

$$ETR = \frac{P}{\sqrt{0,9 + \frac{P^2}{L^2}}}$$

Avec :

ETR : évapotranspiration réelle (mm) ;

P : pluie annuelle (mm) (1981/1982-2015/2016) = 494,1 mm ;

T : température moyenne annuelle (°C) (1981/1982-2015/2016) = 17,7 °C ;

$L = 300 + 25T + 0,05.T^3 = 1019,76$.

L'application de cette méthode nous a permis de constater que l'évapotranspiration réelle annuelle est de 463,83 mm.

V.2.2. Méthode de Coutagne

La formule s'établit comme suit :

$$ETR = P - \lambda.P^2$$

$$\lambda = 1/(0,8 + 0,14 T)$$

ETR : évapotranspiration réelle (mm) ;

P : précipitation moyenne annuelle (mm), soit 494,1 mm ;

λ : Facteur dépendant de la température moyenne annuelle.

Cette formule ne sera valable qu'après la vérification de la condition suivante :

$$1 / (8 \lambda) < P (m) < 1 / (2 \lambda)$$

$$\lambda = 1 / (0,8 + 0,14 * 17,7) = 0,305$$

$$1 / (8 \lambda) < P (m) < 1 / (2 \lambda) \iff 0,409 < 0,4941 < 1,64$$

Étant donné que la précipitation moyenne annuelle du bassin versant de Sikkak répond à la condition citée ci – dessus, la méthode de Coutagne sera donc appliquée.

L'application de cette méthode a permis de constater que l'évapotranspiration réelle annuelle est de 419,6 mm.

V.2.3. Méthode de Wundt

L'abaque mis au point par l'hydrologue allemand Wundt, partiellement modifiée par les Français Coutagne et Pardé (**Guilcher, 1965**) permet de déduire la valeur de l'ETR en prenant en considération la température moyenne annuelle et les précipitations annuelles.

L'utilisation de l'abaque de Wundt nous a permis de trouver une ETR égale à 470 mm (Figure III.14), soit 95 % des précipitations.

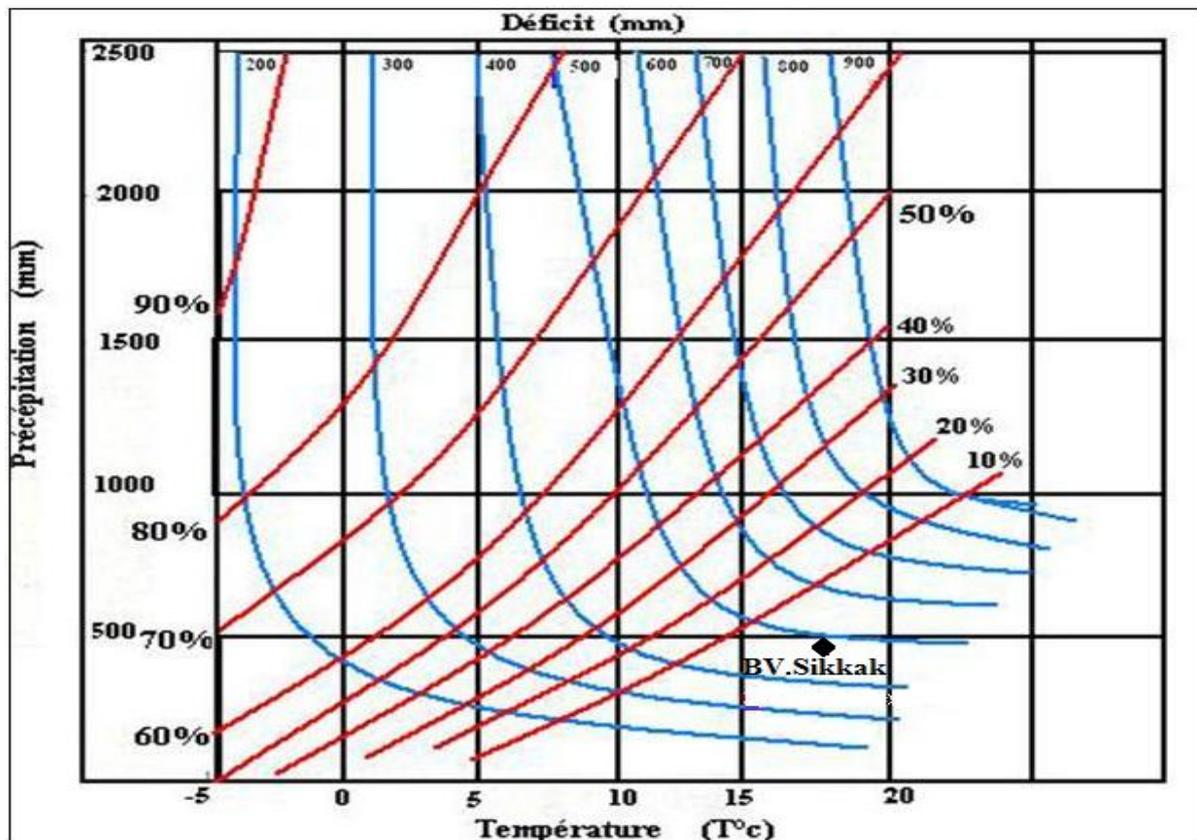


Figure III.14. Estimation de l'ETR à partir Abaque de Wundt

V.2.4. Méthode de Verdeil

L'abaque de Verdeil permet d'estimer les valeurs de l'ETR en tenant compte seulement les précipitations annuelles (**Verdeil, 1988**). L'utilisation de cet abaque nous a permis de trouver une ETR égale à 479 mm (Figure III.15), soit 97 % des précipitations.

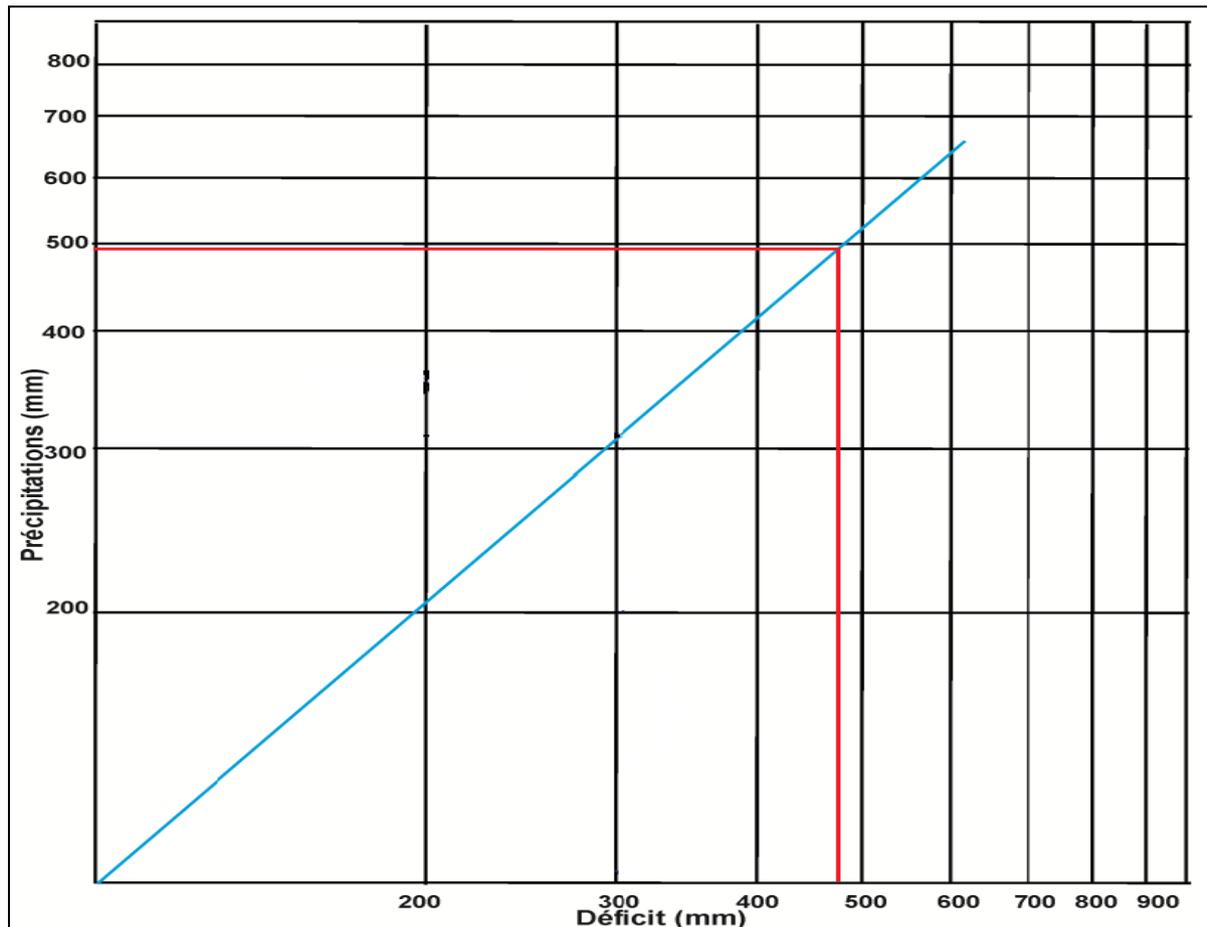


Figure III.15. Estimation de l'ETR à partir de l'abaque de Verdeil

V.2.5. Méthode du bilan de Thornthwaite

La méthode du bilan hydrologique de Thornthwaite permet d'estimer pour chaque mois : l'évapotranspiration réelle (ETR), la réserve facilement utilisable (RFU), l'excédent (EX) et le déficit agricole (Da).

Le calcul de l'ETR par cette méthode dépend de la valeur de cette quantité facilement utilisable (RFU). De ce fait, nous pouvons considérer deux situations :

- 1^{ère} situation : si $(P + RFU) > ETP \Rightarrow ETR = ETP$ (la teneur en eau du terrain (pluie + RFU) est suffisante)
- 2^{ème} situation: si $(P + RFU) < ETP \Rightarrow ETR = P + RFU$

La quantité d'eau maximum emmagasinée par le sol dépend pour sa saturation, de la nature de la composition lithologique et de l'épaisseur de la couche superficielle du terrain et du climat. **Hayane (1983)** a trouvé que la RFU du bassin versant Sikkak calculée à l'aide de la formule de Hallaire égale à 120 mm. Cette valeur maximum peut être ramenée à 100 mm du fait que le sol n'est pas toujours saturé. Le tableau III.7 résume les résultats obtenus par cette méthode :

Tableau III.7. Estimation de l'évapotranspiration réelle par la méthode de Thornthwaite

	Sep	Oct.	Nov.	Déc.	Jan	Fév.	Mar	Avr	Mai	juin	juil.	août
P	21,90	37,81	68,96	61,28	66,45	63,00	65,69	51,05	48,81	8,27	2,88	4,47
ETP	106,01	74,50	39,17	22,75	21,07	22,96	36,73	55,43	87,91	122,69	162,05	156,74
P-ETP	-84,12	-36,69	29,79	38,53	45,37	40,04	28,96	-4,37	-39,10	-114,42	-159,16	-152,27
RFU	0	0	29,79	68,32	100	100	100	95,63	56,53	0	0	0
ETR	21,90	37,81	39,17	22,75	21,07	22,96	36,73	55,43	87,91	64,80	2,88	4,47
Da	84,12	36,69	0	0	0	0	0	0	0	57,89	159,17	147,8
EX	0	0	0	0	13,69	40,04	28,96	0	0	0	0	0

L'examen du tableau III.7 montre que l'ETR annuelle estimée par la méthode de Thornthwaite est de 417,88 mm. Le déficit agricole dans le bassin Sikkak s'étend du mois de juin au mois d'octobre, il arrive à son maximum pendant les mois de juillet et août.

À partir du mois de novembre, on assiste à une reconstitution du stock (RFU), qui atteint son maximum au mois de janvier et demeure ainsi jusqu'au mois de mars où la réserve commence à diminuer jusqu'à l'épuisement totale.

L'évapotranspiration réelle estimée par les méthodes de Turc, Coutagne, Wundt, Verdeil et Thornthwaite a donné une valeur moyenne de 450,06 mm (Tableau III.8).

Tableau III.8 : Estimation de l'ETR moyenne

Méthode	Turc	Coutagne	Wundt	Verdeil	Thornthwaite	Moyenne
ETR (mm)	463,83	419,6	470	479	417,88	450,06

VI. Estimation du bilan hydrologique

Le bilan hydrologique est estimé par une formule simple qui permet d'évaluer le ruissellement et l'infiltration :

$$P = ETR + R + I$$

Avec :

P = Précipitation moyenne annuelle en mm ;

ETR = Évapotranspiration réelle en mm ;

R = Ruissellement moyen en mm ;

I = Infiltration en mm.

Les eaux de ruissellement représentent le surplus d'eau n'ayant pas réussi à s'infiltrer dans le sol ou à s'évaporer. Ce sont les eaux qui ruissellent à la surface du sol et se jettent dans des cours d'eau.

La lame d'eau ruisselée sera calculée par la formule empirique de Tixeront–Berkaloff (Tixeront et Berkaloff, 1956):

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

L'utilisation de cette formule est limitée aux précipitations moyennes annuelles inférieures à 600 mm.

L'infiltration est la quantité d'eau qui pénètre dans le sous-sol et alimente les aquifères souterrains. Elle peut être estimée à partir de la formule du bilan hydrologique :

$$I = P - (ETR + R)$$

Le tableau III.9 résume les résultats de calcul du bilan hydrologique du bassin Sikkak

Tableau III.9. Bilan hydrologique du bassin versant Sikkak

Bassin	période	P (mm)	ETR (mm)	ETR (%)	R (mm)	R (%)	I (mm)	I (%)
Sikkak	1981-2016	494,1	417,88	84,57	48,77	9,87	27,45	5,56

VII. Étude des écoulements

Le régime de l'écoulement d'un oued durant une période déterminée dépend essentiellement du régime des précipitations de la région.

L'activité hydrologique du bassin versant de Sikkak a été étudiée en analysant les données des deux stations hydrométriques d'Ain Youcef et de Sidi Moussa (Figure III.1) fournies par l'ANRH. À noter que la station d'Ain Youcef a été arrêtée le 01/05/1999 et transférée à 9 km en amont (Sidi Moussa), suite au projet de construction du barrage de Sikkak (ANRH, 2016).

La longueur des séries de mesures disponibles au niveau de ces stations est de 43 ans répartis comme suit : 17 ans de la station d'Ain Youcef (1973/1974 – 1989/1990) et 26 ans de la station de Sidi Moussa (1990/1991 – 2015/2016) (Tableau III.10).

Tableau III.10. Caractéristiques des stations hydrométriques

Station	Code	X (km)	Y (km)	Z (mètre)	Période
Ain Youcef	160704	131.70	201.70	200	1973/1974 – 1989/1990
Sidi Moussa	160727	133.150	197.250	250	1990/1991 – 2015/2016

VII.1. Étude des débits moyens annuels

Les débits annuels de l'oued Sikkak sont très variables (Figure III.16), d'où une alternance multiple d'années excédentaires et d'années déficitaires.

Les modules annuels maximaux ont été enregistrés en 1973/1974 et en 2013/2014 avec un débit dépassant le 2 m³/s. Deux cas exceptionnels ont été observés en 2002/2003 et en 2003/2004 où le débit a dépassé le 3 m³/s (correspondant à une lame d'eau supérieure à 390 mm). Cette brusque augmentation est due aux crues signalées en janvier, février, novembre et décembre de l'année 2003, et en janvier et février de l'année 2004.

Le bassin Sikkak draine un débit moyen interannuel relativement faible (0,7 m³/s) s'explique par la présence du barrage de Meffrouche en amont ainsi que le caractère karstique prépondérant des formations géologiques du bassin. À noter que 79 % des débits moyens annuels ont une valeur inférieure à la moyenne interannuelle.

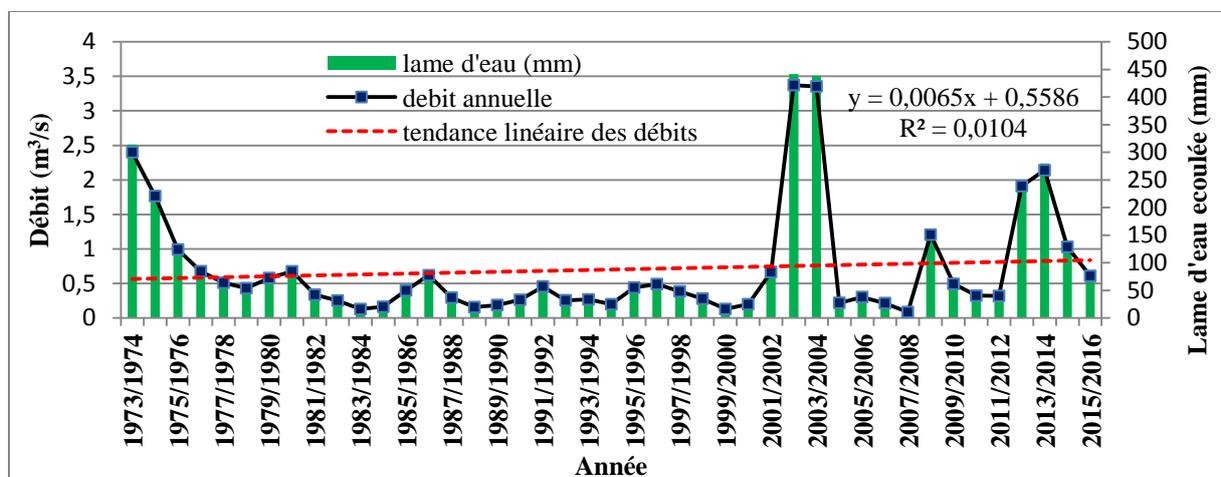


Figure III.16. Évolution interannuelle des débits et des lames d'eau écoulées au niveau d'oued Sikkak (1973/1974 - 2015/2016).

VII.2. Étude des débits moyens mensuels

Dans cette partie, la longueur des séries de données relatives aux débits moyens mensuels est de 38 ans (1973/1974 - 2010/2011).

L'analyse des débits moyens mensuels permet de mettre en évidence le régime des cours d'eau. Ce régime est défini par le coefficient mensuel de débits (CMD) correspondant aux rapports des débits moyens mensuels au module de la période considérée (**Réménieras, 1986**).

$$\text{CMD} = Q_i / Q_m$$

Avec :

Q_i : débit moyen mensuel en m³/s ;

Q_m : moyenne des débits mensuels en m³/s.

Par définition, les CMD inférieurs à l'unité correspondent aux mois de basses eaux et les CMD supérieurs à l'unité représentent les mois de hautes eaux.

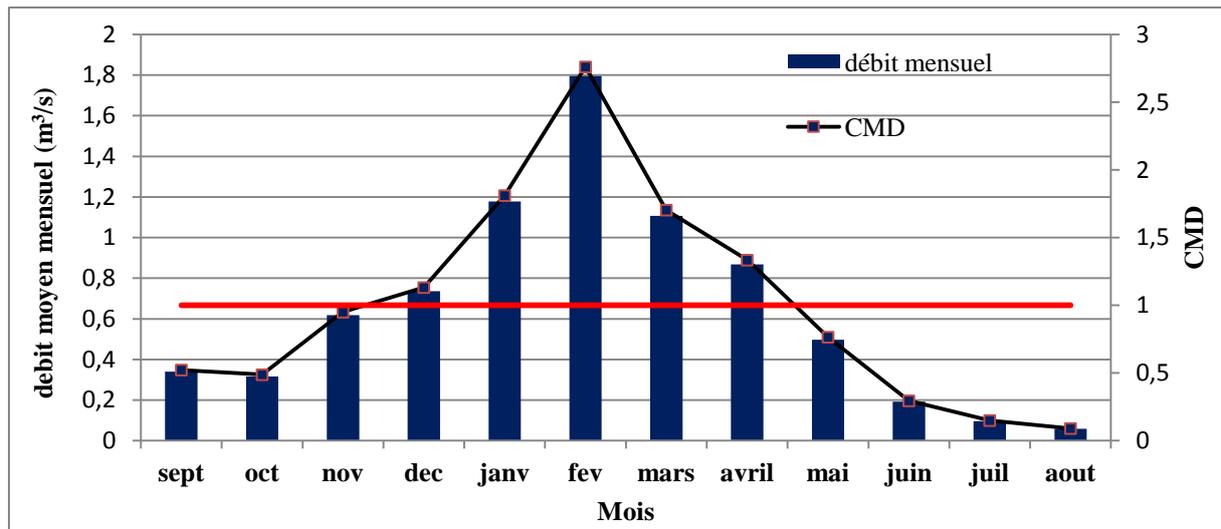


Figure III.17. Variation des débits moyens mensuels et du coefficient mensuel de Débits (1973/1974 - 2010/2011)

L'examen de la figure III.17 montre que les maxima mensuels ont été enregistrés au mois de février, tandis que les minima mensuels ont été illustrés en août.

L'année hydrologique du bassin Sikkak est subdivisée en deux parties :

- période de hautes eaux (CMD > 1), allant de novembre à avril avec des débits qui dépassent le 0,7 m³/s.
- période de basses eaux (CMD < 1), allant de mai à octobre avec des débits inférieurs à 0,62 m³/s.

VIII. Relation entre les moyennes mensuelles des précipitations et des débits

Le débit et la pluie dans les différentes stations ont une allure pratiquement identique. Les maxima des débits écoulés sont observés particulièrement aux mois février, janvier et mars, cependant les précipitations maximales ont été enregistrées depuis le mois de novembre jusqu'au mars. Ceci est expliqué par l'infiltration des eaux précipitées en novembre et en décembre pour assurer le remplissage des réserves souterraines. Dès que les nappes sont pleines et le sol est saturé, les valeurs des débits écoulés vont évoluer dans le sens des hauteurs d'eau précipitées (Figure III.18).

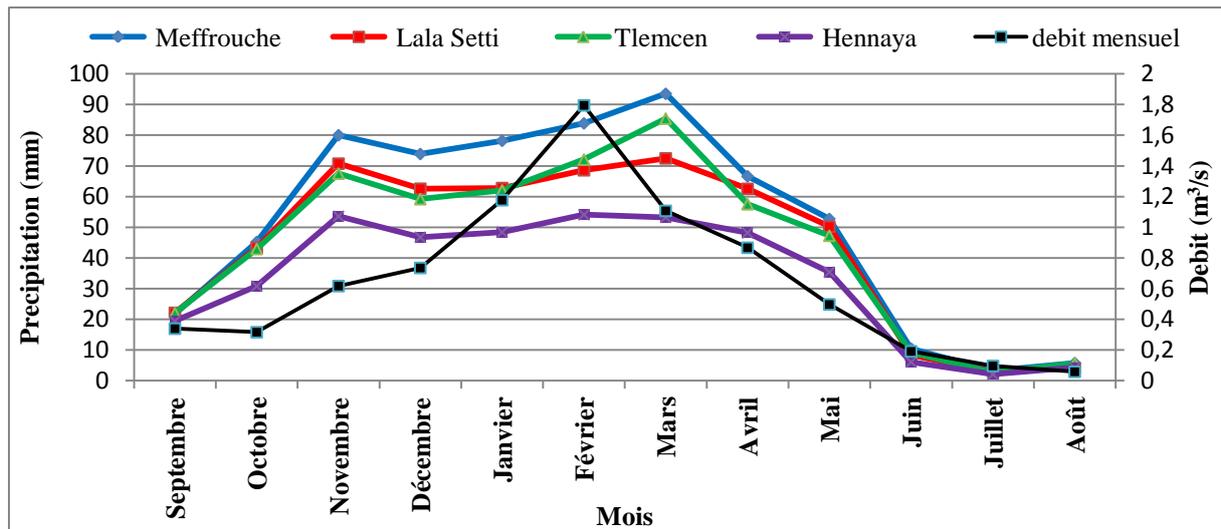


Figure III.18. Moyennes mensuelles des précipitations et des débits (1973/1974 - 2010/2011)

IX. Conclusion

L'analyse des paramètres climatiques du bassin versant Sikkak montre que la région est caractérisée par un hiver froid et humide et un été chaud et sec. La combinaison entre la température et la précipitation par le biais de calcul du degré d'aridité et l'étage bioclimatique a confirmé que le bassin versant Sikkak est globalement sous un climat semi-aride.

Le calcul de l'évapotranspiration réelle par les différentes méthodes (Turc, Coutagne, Wundt, Verdeil, Thornthwaite) a donné une valeur moyenne de 450,06 mm. Elle représente 84,57 % des précipitations, alors que le ruissellement et l'infiltration totalisent les 15,43 % restants. L'estimation du bilan hydrologique par la méthode de Thornthwaite a montré qu'à partir du mois de novembre, l'apport considérable des précipitations et la diminution de l'évapotranspiration permettent la recharge des réserves souterraines, cependant, un déficit a été observé pendant les mois de juin, juillet, août, septembre et octobre.

L'étude hydrologique du bassin Sikkak a montré que l'écoulement moyen annuel est relativement faible ($0,7 \text{ m}^3/\text{s}$). L'analyse des variations des coefficients mensuels des débits a permis de dégager les nuances de régimes hydrologiques.

L'étude de la relation entre les précipitations et les lames d'eau montre qu'il existe un synchronisme avec un faible retard entre les crues et les averses expliqué par le remplissage des aquifères souterraines par les premières précipitations.

Chapitre IV

Matériels et méthodes

I. Introduction

Ce chapitre est consacré pour la présentation de la méthodologie adoptée pour mieux caractériser la géochimie isotopique des eaux de surface du bassin Sikkak. Différentes méthodes peuvent être appliquées pour mener à bien cette étude. Dans ce travail, nous essayons de comprendre les mécanismes de pollution des eaux de surface dans la zone d'étude. Pour cela, nous avons utilisé les étapes suivantes :

- Méthodes de diagnostic de la qualité géochimique et organique des eaux du barrage Sikkak
- Analyse temporelle de la qualité des eaux de surface en amont du barrage
- Méthode de l'approche isotopique

II. Méthodes de diagnostic de la qualité des eaux de surface du barrage

Le majeur problème pour un ouvrage hydraulique destiné à l'alimentation en eau potable et à l'irrigation est la qualité de l'eau stockée dans cet ouvrage. Pour aboutir à une vision aussi claire que possible sur la qualité des eaux du barrage Sikkak, il est important d'étudier le comportement de certains éléments géochimiques et organiques.

II.1. Collecte des données

Le diagnostic est développé en se basant sur les données des analyses physicochimiques, géochimiques et organiques collectées auprès de l'ANRH (direction régionale d'Oran). La série de données s'étale sur une période de 11 ans (2005-2015). La surveillance de la qualité des eaux du barrage Sikkak faite par le service concerné (ANRH) est mensuelle au niveau d'un point de prélèvement fixe situant au sein des eaux de surface de la retenue. Cette fréquence d'échantillonnage d'un échantillon par mois nous a permis de collecter 132 analyses d'eau.

Les échantillons prélevés directement avec bouteilles de polyéthylène ont été conservés à une température de 4 °C. Les mesures de température, de conductivité électrique, d'oxygène dissous et de pH ont été effectuées sur le terrain, tandis que les analyses chimiques ont été effectuées au laboratoire selon les méthodes d'analyses standard (ANRH, 2016).

Les principaux paramètres de pollution étudiés sont : température (T), potentiel d'hydrogène (pH), conductivité électrique (CE), turbidité, oxygène dissous (OD), résidu sec (RS), matière en suspension (MES), demande chimique en oxygène (DCO), demande

biochimique en oxygène (DBO5), matière organique (MO), ammonium (NH_4^+), nitrite (NO_2^-), nitrate (NO_3^-), orthophosphate (PO_4^{3-}), phosphore total (Pt), calcium (Ca^{2+}), magnésium (Mg^{2+}), sodium (Na^+), chlorure (Cl^-), sulfate (SO_4^{2-}), potassium (K^+), hydrogencarbonate (HCO_3^-) et silice (SiO_2).

II.2. Classification de la qualité des eaux de surface

L'évaluation de la qualité d'une eau est basée souvent sur une estimation de la qualité par rapport à une grille de qualité, conçue en fonction des usages de l'eau. Cette conception est à la base de tous les systèmes d'évaluation des agences de l'eau à travers le monde (**Oudin et Maupas, 1999**). La qualité des eaux de surface de Sikkak a été diagnostiquée en comparant les résultats d'analyses aux degrés de dégradation, sachant que la qualité générale de l'eau de surface est définie selon quatre classes selon les bornes établies par l'ANRH (bonne, moyenne, mauvaise et très mauvaise) (Tableau IV.1).

Tableau IV.1. Seuils de classe pour les paramètres déterminant la qualité

Paramètre	Unité	Classe de qualité			
		bonne	moyenne	mauvaise	Pollution excessive
Oxygène dissous	%	90 – 100	50 - 90	30 – 50	< 30
Conductivité	$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	<3000	3000–3500	3500–4000	>4000
Residu sec	Mg/l	300 - 1000	1000 - 1200	1200 - 1600	> 1600
Turbidité	NTU	35	70	105	> 105
DCO	Mg/l	< 20	20 - 40	40 – 50	> 50
DBO	Mg/l	< 5	5 - 10	10 – 15	> 15
MO	Mg/l	< 5	5 – 10	10 – 15	> 15
Ammonium	Mg/l	≤ 0.01	0.01 - 0.1	0.1 – 3	> 3
Nitrites	Mg/l	≤ 0.01	0.01 - 0.1	0.1 – 3	> 3
Nitrates	Mg/l	≤ 10	10 – 20	20 – 40	> 40
Calcium	Mg/l	40 - 100	100 – 200	200 – 300	> 300
Magnésium	Mg/l	< 30	30 – 100	100 – 150	> 150
Sulfate	Mg/l	50 - 200	200 – 300	300 – 400	> 400
Chloride	Mg/l	10 - 150	150 – 300	300 – 500	> 500
Sodium	Mg/l	10 - 100	100 – 200	200 – 500	> 500
Phosphate	Mg/l	≤ 0.01	0.01 - 0.1	0.1 – 3	> 3

L'ANRH s'est appuyé sur le système d'évaluation de la qualité des eaux de surface français (SEQ) pour établir les bornes des classes (**Barkat, 2016**). Ces classes sont construites à partir de l'aptitude de l'eau à la biologie et aux usages principaux tels que la production de l'eau potable et l'irrigation (**MEDD et Agence de l'eau, 2003**).

Cette classification de qualité conduit à retenir les principes suivants :

- lorsque la qualité est bonne, les aptitudes à la biologie, à l'irrigation et aux loisirs et sports aquatiques sont très bonnes ;
- lorsque la qualité est très mauvaise, une de ces aptitudes au moins est très mauvaise ;
- lorsque la qualité est moyenne ou mauvaise, une ou plusieurs de ces aptitudes sont moyennes ou mauvaises (**Merah, 2020**).

II.3. Méthode de tendance

La méthode de tendance a été utilisée afin d'étudier l'évolution de la pollution dans le temps. Cette tendance correspond à une certaine orientation prise par les valeurs d'une série de données en fonction du temps. Elle représente l'évolution du processus observé en fonction du temps. Il consiste à ajuster un nuage de points (t, Ct) par une ligne d'une fonction de type :

$$C = a*t + b \quad (C = \text{concentration} ; t = \text{temps})$$

La tendance linéaire (en %) est calculée selon la formule (**Etchanchu et Probst, 2009**) :

$$\text{TDC (\%)} = [(CF - CI) / CI] * 100$$

TDC : Tendance ;

CF : valeur (concentration) finale de la droite de tendance à l'instant (décembre 2015) ;

CI : valeur (concentration) initiale de la droite de tendance à l'instant (janvier 2005) ;

Malgré son ancienneté, cette méthode est aujourd'hui largement utilisée par plusieurs auteurs pour décrire l'évolution des paramètres de la qualité des eaux.

II.4. Impact de la station d'épuration sur la qualité des eaux du barrage

Parallèlement au diagnostic de la qualité des eaux au niveau de la cuvette du barrage, d'autres données de la qualité des eaux usées à l'entrée et à la sortie de la STEP ont été étudiées afin d'analyser la qualité des eaux qui proviennent au barrage. Ceci nous permettra d'évaluer d'une part la qualité des eaux usées qui alimente le barrage et d'autre part de voir l'influence de la STEP sur la qualité des eaux qui arrivent au barrage Sikkak vu que la STEP ne traite pas la totalité des eaux usées du bassin versant.

II.5. Analyse des variations saisonnières de la qualité de l'eau

L'évaluation des changements saisonniers et mensuels de la qualité des eaux de surface est un aspect important pour évaluer les variations temporelles de la pollution des eaux du barrage dues aux apports naturels et anthropiques de sources ponctuelles et diffuses. Les données utilisées pour cette analyse sont les moyennes mensuelles de tous les mois de la série (2005-2015).

II.6. Analyse statistique

L'analyse statistique consiste à chercher de l'information dans des données nombreuses, obtenues par enquête, sondage, tirage, à l'aide de ce que l'on appelle les techniques statistiques, afin de pouvoir mieux étudier les différents phénomènes (physiques, humains, économiques, environnementale, etc.) (Foucart, 2001). Ces techniques sont largement utilisées dans le domaine de l'eau.

Les techniques multivariées utilisées pour étudier les données de qualité des eaux du barrage Sikkak sont : l'analyse en composantes principales (ACP), la classification ascendante hiérarchique (CAH) et le test (T). Tous les calculs ont été réalisés par le biais du logiciel Xlstat 2016.

II.6.1. Analyse en composantes principales (ACP)

L'analyse en composante principale (ACP) est un procédé statistique essentiellement descriptif, son objectif est de présenter d'une manière graphique le maximum d'informations contenues dans un tableau de données. Ce tableau est constitué en ligne par des individus sur lesquels sont mesurés des variables disposées en colonnes. L'ACP permet également de résumer, de représenter, de classer, de visualiser et de définir les relations qui pourraient exister entre les variables et entre les individus (Rousselet et Labrousse, 2005).

L'ACP a pour but de remplacer les « p » variables initiales fortement corrélées entre elles en « p » variables appelées composantes principales non corrélés entre elles et de variance progressivement décroissante.

Cette méthode a été utilisée en Algérie par plusieurs chercheurs dans le domaine d'hydrologie pour le traitement des données hydrochimiques des eaux de surface. L'utilisation de cette méthode en hydrochimie permet de donner un complément dans l'interprétation et l'analyse des processus géochimiques des eaux de surface, leurs écoulements, la nature du bassin traversée, le temps de séjour ..., etc.

Pour notre cas, nous avons appliqué l'ACP aux analyses physicochimiques, organiques et géochimiques des eaux du barrage Sikkak qui s'étendent sur une série des moyennes des années (2005 - 2015). Les variables retenues sont : température, pH, volume, NH_4^+ , NO_3^- , Pt , PO_4^{3-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , Na^+ , SO_4^{2-} , HCO_3^- , K^+ , conductivité, évaporation, matière organique, DCO, DBO5, O_2 , NO_2^- , SiO_2 , RS, MES et la turbidité.

II.6.2. Classification ascendante hiérarchique (CAH)

La classification ascendante hiérarchique (CAH) permet de déterminer le niveau de ressemblance ou de divergence entre les échantillons et donne une répartition de ces échantillons en groupes homogènes. C'est un outil aussi puissant pour analyser des données de la qualité de l'eau.

Cet outil statistique a été utilisé avec succès par plusieurs chercheurs algériens tels que **Madene (2021)** et **Brinis (2011)** pour classifier les échantillons d'eau en groupes hydrochimiques.

Dans ce travail, la CAH a été appliquée en utilisant la distance Euclidienne comme mesure entre les échantillons et la méthode de Ward comme règle de liaison pour la classification des données.

II.6.3. Test T

Le test T est un test statistique servant à mesurer les différences entre les moyennes de deux groupes ou d'un groupe par rapport à une valeur standard. Il est basé sur une loi de probabilité appelée loi de Student. Ce test sert à comprendre si les différences sont statistiquement significatives, cela nous permet également de savoir s'il existe des facteurs qui influencent les différences entre les résultats de plusieurs échantillons observés (**Poinsot, 2004**).

Le test T est utilisé pour comparer les valeurs moyennes des résultats et définir la signification statistique de leurs différences avant et après 2010 (Date de stabilité des performances de la station d'épuration et augmentation du volume du barrage).

H_0 : la différence entre les moyennes est égale à 0.

H_a : la différence entre les moyennes est supérieure à 0 (c.-à-d, moyenne (avant 2010) > moyenne (après 2010)).

Si la valeur de « p » calculée est inférieure au niveau de signification $\alpha = 0,05$, on doit rejeter l'hypothèse nulle H_0 , et retenir l'hypothèse alternative H_a .

II.7. Outils de caractérisation géochimique des eaux

Un nombre important de phénomènes et de réactions chimiques affectent les caractéristiques géochimiques des eaux de surface, tels que la dissolution des minéraux, la précipitation, l'absorption, l'échange d'ion et les réactions oxydoréduction et acido-basiques.

La caractérisation géochimique des eaux nécessite l'utilisation de différents outils susceptibles d'expliquer les différents mécanismes associés à la minéralisation des eaux. Les diagrammes de Piper et de Schoeller –Berkaloff, le suivi de l'évolution des éléments majeurs, l'utilisation des rapports ioniques ainsi que la comparaison des teneurs en éléments conservatifs avec le reste des éléments peuvent donner des réponses à la minéralisation des eaux de surface de Sikkak.

II.7.1. Diagramme de Piper

Le diagramme de Piper permet de représenter le faciès chimique d'un ensemble d'échantillons d'eaux. Il est composé de deux triangles permettant de représenter le faciès cationique et le faciès anionique et d'un losange synthétisant le faciès global (Figure IV.1). Il est adapté à l'étude de l'évolution des faciès des eaux, ou bien pour comparer des groupes d'échantillons entre eux.

La projection des données chimiques sur le diagramme de Piper va permettre d'avoir une idée sur les faciès chimiques des eaux de surface de Sikkak, leur évolution dans le temps, ainsi que sur les conditions naturelles (lithologie du bassin) à l'origine de ces faciès.

II.7.2. Diagramme de Schoeller-Berkaloff

Il permet de représenter les faciès chimiques de plusieurs échantillons d'eaux dans un seul graphe. Chaque échantillon est représenté par une ligne brisée. La concentration de chaque élément chimique est figurée par une ligne verticale graduée selon une échelle logarithmique (Figure IV.1). La ligne brisée est formée en reliant tous les points figurant les différents éléments chimiques. Lorsque les lignes obtenues sont superposées, cela signifie que les concentrations sont identiques et lorsqu'elles se croisent, cela signifie qu'il y a un changement de faciès chimiques.

Le logiciel DIAGRAMME conçu par le laboratoire d'hydrogéologie de l'université d'Avignon a été utilisé pour créer les deux diagrammes (Piper et Schoeller-Berkaloff) des eaux de Sikkak.

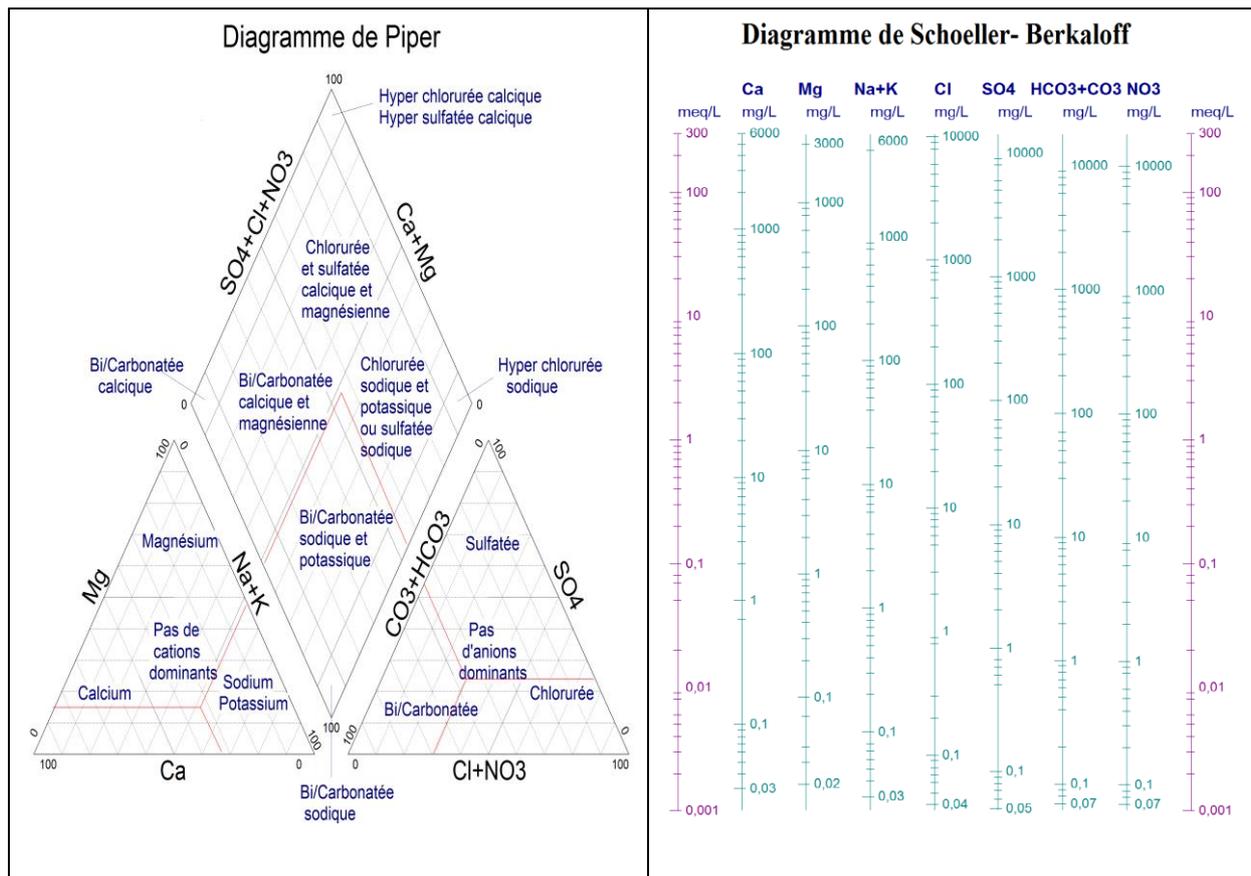


Figure IV.1. Diagrammes de Piper et de Schoeller Berkaloff vierges

II.7.3. Indice de saturation (IS)

Exprimé par l'équation suivante (Debye et Hückel, 1923):

$$IS = \text{Log} \left(\frac{AI}{Kps} \right)$$

IS : indice de saturation pour un minéral ;

AI : activité ionique des éléments majeurs A et I qui constituent le minéral ;

Kps : constante d'équilibre des minéraux.

L'indice de saturation se définit comme le rapport de l'activité ionique (AI) au produit de solubilité (Kps). Son calcul permet de déterminer l'état de saturation des eaux de surface et d'indiquer les tendances des phases à se dissoudre ou précipiter.

IS est nul pour une solution en équilibre avec la phase solide minérale

IS est positif pour un état de sursaturation

IS est négatif pour une sous-saturation.

Cet indice est calculé pour les différents minéraux présents dans le bassin versant de Sikkak à l'aide du logiciel Phreeqc version 3 (Parkhurst et Appelo., 2014).

II.7.4. Diagramme binaire

Les eaux de surface qui circulent dans le bassin versant s'écoulent sur un matériel très hétérogène. Le parcours d'écoulement et les terrains traversés influent sur l'évolution chimique des eaux pendant leur trajet. L'étude des corrélations établies par les graphes binaires entre les concentrations des principaux éléments majeurs permet d'identifier les différents mécanismes et processus qui contribuent à la minéralisation des eaux.

III. Analyse temporelle de la qualité des eaux en amont du barrage

Après avoir diagnostiqué la pollution des eaux de la cuvette du barrage Sikkak, nous avons essayé de comprendre le mécanisme de cette pollution en déterminant la qualité des eaux de l'affluent le plus polluant qui alimentent le barrage. À cet effet, nous avons effectué des prélèvements d'eaux mensuels (de mars à octobre 2018) de l'oued Sikkak au niveau de son entrée à la cuvette (Station S4). Cette station est à environ 1,5 km de la cuvette (Figure IV.2).

III.1. Échantillonnage et méthodes analytiques

La fiabilité de l'échantillonnage est une étape primordiale dans l'interprétation des résultats obtenus, à cet effet, il est nécessaire de prendre en compte toutes les mesures nécessaires (échantillons représentatifs, stockage et transport, délais de l'analyse).

La fréquence d'échantillonnage adoptée au cours de la période d'observation (de mars à octobre 2018) était d'un échantillon par mois. Au total, 8 échantillons d'eau ont été prélevés dans des bouteilles en polyéthylène de 1 litre qui ont été préalablement rincées plusieurs fois avec de l'eau échantillonnée. Les échantillons sont prélevés à 20 cm de profondeur et de manière à éviter les effets de bord. Ils ont été conservés à 4°C et transportés aux laboratoires dans un délai n'excédant pas 4 heures selon les recommandations de Rodier (**Rodier, 1996**).

Les paramètres physicochimiques (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , SO_4^{2-} , HCO_3^- , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{2-} , O_2 , turbidité, DCO et la conductivité) ont été mesurés dans le laboratoire "Technalab _ Tlemcen". Les MES ont été mesurés dans le laboratoire de la faculté de technologie, tandis que les chlorures et l'ammonium ont été mesurés dans le laboratoire vétérinaire régional de Tlemcen (L.V.R.T).

III.1.1. Mesure de la conductivité

III.1.1.1. Principe

La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm² de surface et séparées l'une de l'autre de 1 cm.

Elle est l'inverse de la résistivité électrique (RE).

$$CE = \frac{1}{RE} = \frac{1}{R} * \frac{D}{S}$$

Où :

CE : la conductivité électrique en (S/m) ; RE : résistivité (en $\Omega \cdot m$) ;

D : distance entre les deux électrodes (en m) ; R : résistance (en Ω) ;

S : surface de chaque électrode (en m^2).

III.1.1.2. Matériel

Nous avons mesuré la conductivité à l'aide d'un conductimètre.

III.1.1.3. Mode opératoire

La verrerie doit être rigoureusement rincée avant usage avec de l'eau distillée.

- 1) Rincer plusieurs fois la cellule à conductivité, d'abord avec de l'eau permutée puis en la plongeant dans un récipient contenant de l'eau à analyser
- 2) faire la mesure dans un deuxième récipient en prenant soin que les électrodes de platine soient complètement immergées.

Agiter le liquide (barreau magnétique) afin que la concentration ionique entre les électrodes soit identique à celle du liquide ambiant. Cette agitation permet aussi d'éliminer les bulles d'air sur les électrodes. Le résultat est donné directement en $\mu S/cm$ (**Rodier et al., 2009**).

III.1.2. Mesure de la turbidité

III.1.2.1. Principe

Comparaison de la lumière diffusée et la lumière transmise par l'échantillon d'eau et par une gamme étalon constituée de solutions de formazine.

Pour tout échantillon d'eau, la mesure de la lumière diffusée et de la lumière transmise permet la détection de matières non dissoutes.

III.1.2.2. Matériel

La mesure de la turbidité a été effectuée à l'aide d'un turbidimètre

III.1.2.3. Mode opératoire

Remplir une cuvette de mesure propre avec l'échantillon à analyser bien homogénéisé et effectuer rapidement la mesure, il est nécessaire de vérifier l'absence de bulle d'air avant la mesure. La mesure est obtenue directement en NTU (**Rodier et al., 2009**).

III.1.3. Mesure des matières en suspension

III.1.3.1. Principe

L'eau est filtrée et le poids des matières retenues est déterminé par différence de pesée.

III.1.3.2. Matériel

Balance de précision électronique, filtre, étuve, dessiccateur, pompe à vide.

III.1.3.3. Mode opératoire

- 1) Laver le filtre par l'eau distillée.
- 2) Mettre le filtre dans l'étuve à 105 °C pendant 2 heures.
- 3) Laisser refroidir dans le dessiccateur.
- 4) Peser le filtre
- 5) Placer le filtre (la partie lisse en bas) sur le support de filtration.
- 6) Agiter le flacon d'échantillon.
- 7) Verser un volume de 100 ml d'échantillon dans l'éprouvette graduée.
- 8) Filtrer l'échantillon.
- 9) Retirer avec précaution le papier filtre à l'aide de pinces.
- 10) Mettre le filtre dans l'étuve à 105 °C pendant 2 heures.
- 11) Laisser refroidir dans le dessiccateur.
- 12) Peser le filtre.

La teneur en MES est donnée par l'expression suivante :

$$\text{MES} = 1000 * (\text{M1} - \text{M0}) / \text{V}$$

MES : la teneur en matières en suspension en (mg/l).

M1 : la masse en (mg) de la capsule contenant l'échantillon après étuvage à 105°C.

M0 : la masse en (mg) de la capsule vide.

V : volume de la prise d'essai en (ml).

III.1.4. Mesure de la DCO

III.1.4.1. Principe

Dans des conditions définies, certaines matières contenues dans l'eau sont oxydées par un excès de dichromate de potassium en milieu acide et en présence de sulfate d'argent et de sulfate de mercure.

L'excès de dichromate de potassium est dosé par le sulfate de fer et d'ammonium.

III.1.4.2. Réactifs

- Solution de dichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) à 0,25 N ;
- Solution de sulfate de fer ferreux et d'ammonium à 0,25 N ;
- Sulfate de mercure cristallisé : 0,5 g ;
- Solution d'acide sulfurique ;
- Solution sulfate d'argent ;
- Solution indicateur Féroïen.

III.1.4.3. Mode opératoire

- Prendre 20 ml d'échantillon débarrassé de matières décantables. Ajouter 10 ml de solution de dichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) puis une pincée de $HgSO_4$. Ajouter avec précaution 30 ml de H_2SO_4 avec Ag_2SO_4 .
- Répéter les deux étapes précédentes pour un échantillon à blanc (20 ml d'eau distillée).
- Amener le mélange réactionnel à l'ébullition pendant 120 minutes à 150 °C.
- Après refroidissement, compléter à 150 ml avec de l'eau distillée.
- Ajouter 5 ou 6 goutte l'indicateur coloré (Ferroïne).
- Titrer avec le sulfate de fer ferreux ammoniacal ($Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$) jusqu'au virage de la couleur de la solution du bleu vert au rouge brun.

La DCO exprimée en mg/l est donnée par la formule:

$$DCO = 8000 * Te * \left(\frac{VB - VE}{E} \right)$$

Où :

VE : Volume de sulfate de fer et d'ammonium nécessaire titré pour l'échantillon (ml) ;

VB : Volume de sulfate de fer et d'ammonium titré pour l'essai à blanc (ml) ;

Te : Titre de la solution de sulfate de fer et d'ammonium ;

E : Volume de la prise d'essai (ml) (Rodier et al., 2009).

III.1.5. Mesure de l'oxygène dissous

III.1.5.1. Principe

Actuellement, la mesure électrochimique est la méthode reconnue par les différentes normes pour déterminer la concentration en oxygène des eaux à l'aide de l'oxymètre.

III.1.5.2. Mode opératoire

- Prendre dans un bécher environ 100 ml de l'échantillon à mesurer
- Plonger l'électrode dans le bécher
- Laisser stabiliser un moment
- Notez la valeur indiquée (**Rodier et al., 2009**).

III.1.6. Mesure de l'ammonium

III.1.6.1. Principe

L'azote ammoniacal est dosé avec une précision acceptable par titrage acide-base.

III.1.6.2. Réactifs

Les réactifs utilisés sont :

- Solution d'acide sulfurique (H₂SO₄)
- Indicateur coloré rouge de méthyle à 2 %

III.1.6.3. Mode opératoire

- Prendre 10 ml d'eau à analyser,
- Ajouter 2 gouttes de rouge de méthyle à 2 % (coloration rouge).
- Titrer avec H₂SO₄ à 0,1 N jusqu'à coloration rose claire.
- Effectuer un essai en blanc de la même façon que pour l'échantillon.

La concentration de l'ammonium en mg/l est donnée par :

$$\text{NH}_4^+ = \frac{(V_2 - V_1) * 0,1 * 1000 * 18}{V}$$

Où :

V₂ : le nombre de ml d'acide versés pour l'échantillon ;

V₁ : quantité d'acide versés pour l'eau distillée ;

V : volume de la prise d'essai (**Rodier et al., 2009**).

III.1.7. Mesure des nitrites

III.1.7.1. Principe

Le principe du dosage repose sur la formation d'un complexe coloré par réaction de diazotation-copulation entre l'ion nitrite, la sulfanilamide et le N-naphtyléthylène diamine, ce qui donne naissance à une coloration rose mesurée à 543 nm.

III.1.7.2. Réactif mixte

Les réactifs utilisés sont :

- Sulfanilamide : 40 g.
- Acide phosphorique : 100 ml.
- N-1- Naphtyl éthylène diamine : 2 g.
- Eau distillée : 1000 ml.

III.1.7.3. Matériels

Nous avons mesuré les nitrites à l'aide d'un spectrophotomètre

III.1.7.4. Mode opératoire

- Prendre 50 ml d'eau à analyser
- Ajouter 1 ml du réactif mixte.
- Attendre 10 mn.
- L'apparition de la coloration rose indique la présence des NO_2^-
- Effectuer la lecture à 543 nm.

À partir de la courbe d'étalonnage, la teneur en nitrite est donnée directement en mg/l (Rodier et al., 2009).

III.1.8. Mesure des nitrates

III.1.8.1. Principe

Afin de déterminer les nitrates dans les eaux, on utilise la méthode de l'acide sulfocalicylique. L'acide sulfocalicylique réagit sur les nitrates en donnant un dérivé d'acide nitrosulfosalicylique de couleur jaune (Rodier, 2005).

III.1.8.2. Réactifs

Les réactifs utilisés sont : solution de salicylate de sodium 0,5 %, H_2SO_4 concentré, solution d'hydroxyde de sodium et de potassium, eau distillée.

III.1.8.3. Mode opératoire

- On prend 10 ml d'eau à analyser + 1 ml de solution de salicylate de sodium. On l'évapore dans une étuve à 80 °C, puis on le laisse refroidir, ensuite on reprend le résidu par 2 ml d'acide sulfurique concentré. On attend 10 mn, puis on ajoute 15 ml d'eau distillée et 15 ml de la solution d'hydroxyde de sodium et de potassium.
- Effectuer la lecture au spectromètre à $\lambda = 415 \text{ nm}$.

À partir de la courbe d'étalonnage, on peut trouver la valeur de concentration des nitrates.

III.1.9. Mesure des phosphates

III.1.9.1. Principe

En milieu acide et en présence de molybdate d'ammonium, les orthophosphates donnent un complexe phosphomolybdique qui réduit par l'acide ascorbique développe une coloration bleue, susceptible d'un dosage colorimétrique.

III.1.9.2. Mode opératoire

Établissement de la courbe d'étalonnage

Introduire 20 ml d'eau dans une fiole jaugée de 25 ml, ajouter 1 ml de solution d'acide ascorbique. Attendre 30 minutes pour la stabilisation de la coloration et effectuer les mesures au spectromètre à la longueur d'onde de $\lambda = 608$ nm.

Après avoir effectué la lecture au spectromètre et à partir de la courbe d'étalonnage, on obtient la teneur en phosphore, exprimée en mg/l (**Rodier et al., 2009**).

III.1.10. Mesure du calcium et du magnésium

III.1.10.1. Principe

Titration molaire des ions calcium et magnésium avec une solution de sel disodique de l'acide éthylènediaminetétraacétique (EDTA) à pH = 10.

Le noir érichrome T, qui donne une couleur rouge foncé ou violette en présence des ions calcium et magnésium est utilisé comme indicateur.

III.1.10.2. Réactifs

Les réactifs utilisés sont :

- Solution d'EDTA à 0,02 N ;
- Solution d'hydroxyde de sodium (NaOH) à 2 N ;
- Solution d'hydroxyde d'ammonium (NH₄OH) à pH = 10 ;
- Solution étalon de référence, C(CaCO₃) = 0,01 mol/l.

III.1.10.3. Mode opératoire du calcium (pour déterminer V1)

- Prendre 50 ml d'eau à analyser ;
- Ajouter 2 ml de NaOH à 2 N ;
- Ajouter du Murexide ;

- Titrer avec l'EDTA jusqu'au virage (bleu).

III.1.10.4. Mode opératoire du (magnésium + calcium) (pour déterminer V2)

- Prendre 50 ml d'eau à analyser ;
- Ajouter 2 ml de NH₄OH ;
- Ajouter noir Eriochrome ;
- Titrer avec l'EDTA jusqu'au virage (bleu).

La concentration du calcium en mg/l est donnée par :

$$\text{Ca}^{2+} = \frac{V1 * \text{CEDTA} * F * M_{\text{Ca}}}{E} * 1000$$

Où :

V1 : Volume d'EDTA nécessaire pour une concentration donnée.

CEDTA : Concentration molaire d'EDTA

M_{Ca} : Masse molaire du calcium en g.

E : Prise d'essai (volume de l'échantillon nécessaire pour ce dosage).

F : Facteur de correction

La concentration du magnésium en mg/l est donnée par :

$$\text{Mg}^{2+} = \frac{(V2 - V1) * \text{CEDTA} * F * M_{\text{Mg}}}{E} * 1000$$

V2: Volume total d'EDTA

CEDTA : Concentration molaire d'EDTA.

M_{Mg} : Masse molaire du Magnésium en g.

E : Prise d'essai (volume de l'échantillon nécessaire pour ce dosage).

F : Facteur de correction (Rodier et al., 2009).

III.1.11. Mesure du sodium et du potassium

III.1.11.1. Principe

Les atomes d'un élément excités par une flamme émettent des radiations d'onde déterminées dont l'intensité peut être mesurée par spectrométrie. La concentration initiale du cation à doser est déduite de la valeur absolue de l'intensité spectrale mesurée (Henry et Beaudry, 1992).

III.1.11.2. Matériels

La mesure a été effectuée à l'aide du spectrophotomètre d'émission de flamme.

III.1.11.3. Réactifs

Les réactifs utilisés sont :

- Solution étalon de sodium à 0,5 g/l ;
- Solution étalon de potassium à 0,5 g/l ;
- Solution tampon de radiation pour le sodium ;
- Solution tampon de radiation pour le potassium.

III.1.11.4. Mode opératoire

Pour le sodium

- Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde $\lambda = 585 \text{ nm}$;
- Soustraire des valeurs lues pour premiers tubes la valeur indiquée pour le tube témoin ;
- Tracer la courbe d'étalonnage. En déduire la concentration du sodium de l'eau analysée.

Pour le potassium

- Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde $\lambda = 766,5 \text{ nm}$;
- Soustraire des valeurs lues pour premiers tubes la valeur indiquée pour le tube témoin ;
- Tracer la courbe d'étalonnage. En déduire la concentration du potassium de l'eau analysée (Rodier et al., 2009).

III.1.12. Mesure du chlorure

III.1.12.1. Principe

La réaction des ions chlorure avec les ions argent forme du chlorure d'argent insoluble qui est quantitativement précipité. Les chlorures sont dosés en milieu neutre par une solution titrée de nitrate d'argent en présence de chromate de potassium.

III.1.12.2. Réactifs

Les réactifs utilisés sont :

- Acide nitrique pur ;
- Carbonate de calcium solide pur ;
- Solution de chromate de potassium à 10 % ;
- Solution de nitrate d'argent à 0,1 N.

III.1.12.3. Mode opératoire

- Introduire dans un erlenmeyer 100 ml d'eau à analyser. Ajouter 2 à 3 gouttes d'acide nitrique pur puis une pincée de carbonate de chaux et 3 gouttes de solution de chromate de potassium à 10 %.
- Remplir la burette avec la solution titrée de nitrate d'argent et verser goutte à goutte dans l'erlenmeyer en agitant constamment jusqu'à l'apparition d'une teinte rougeâtre.
- Effectuer un essai en blanc de la même façon que l'échantillon.

La concentration du chlorure en mg/l est donnée par :

$$Cl^- = \frac{(A-B) * N * 35,45}{V}$$

A : solution titrée (en ml) utilisée dans l'échantillon ;

B : solution titrée (en ml) en blanc ;

N : normalité de la solution titrée (0,1 N) ;

V : volume de l'échantillon (100 ml) (**Rodier et al., 2009**).

III.1.13. Mesure des sulfates

III.1.13.1. Principe

Les ions sulfates se précipitent en présence des ions de baryum.

III.1.13.2. Mode opératoire

- verser dans un bécher 50 ml d'eau à doser ;
- Doser par solution décimolaire d'éthanoate de baryum ($Ba^{2+} + 2CH_3CO_2^-$) et noter les valeurs de la conductivité $CE_{mesurée}$;

La valeur corrigée $CE_{corrigée} = CE_{mesurée} * [(50 + V) / 50]$ où V représente le volume (exprimé en ml) d'éthanoate de baryum ajouté.

- En trace la courbe $CE_{corrigé} = f(V)$;
- déduire la concentration en ions sulfate, en mol/l puis en mg/l (**Rodier et al., 2009**).

III.1.14. Mesure des hydrogénocarbonates

III.1.14.1. Principe

Aux pH des eaux naturelles (entre 7 et 8), les carbonates sont sous formes HCO_3^- (ion d'hydrogénocarbonate). Le dosage des hydrogénocarbonates peut être réalisé très simplement par la détermination de l'alcalinité totale (TA) et l'alcalinité en sels minéraux TAC (**Rodier et al., 2009**). La concentration des hydrogénocarbonates est donnée par :

$$\text{HCO}_3^- \text{ (mg/l)} = \text{TAC (meq/l)} * 61$$

IV. Approche isotopique

Les traceurs isotopiques les plus classiques en hydrologie (^{18}O , ^2H de la molécule d'eau) ont été utilisés pour compléter l'approche hydrogéochimique des eaux de Sikkak. Au niveau de la zone d'étude, il n'y a pas beaucoup de mesures isotopiques qui ont été réalisées à travers l'histoire bibliographique. En effet, l'emploi des isotopes de l'eau constitue un apport original de la thèse.

IV.1. Échantillonnage

En mars 2022, un total de 6 échantillons d'eau de surface et un échantillon de l'eau de pluie (Figure IV.2) ont été prélevés dans des flacons en polyéthylène de 700 ml.

La seule mesure isotopique des eaux de pluie (station P) a été effectuée pour définir le signal d'entrée dans le système. À noter qu'avant la mise en œuvre d'une station de collecte d'échantillon de précipitation pour l'analyse isotopique, il est recommandé d'évaluer le positionnement de la station et les procédures retenues, pour s'assurer qu'elles sont conformes aux normes appropriées et que les précautions nécessaires sont prises (éviter l'évaporation, représentativité de l'échantillon) pour obtenir des données isotopiques fiables.

Les isotopes de l'oxygène et de l'hydrogène ont été mesurés au laboratoire du département de la datation et du traçage isotopique du Centre de Recherche Nucléaire d'Alger (CRNA) par la nouvelle méthode «CRDS (LASER)».

Deux mesures de conductivité aux différentes stations ont été effectuées sur terrain et au laboratoire afin de vérifier une éventuelle évolution de la minéralisation des eaux entre le prélèvement et les analyses ainsi que de voir la relation entre la salinité et $\delta^{18}\text{O}$.

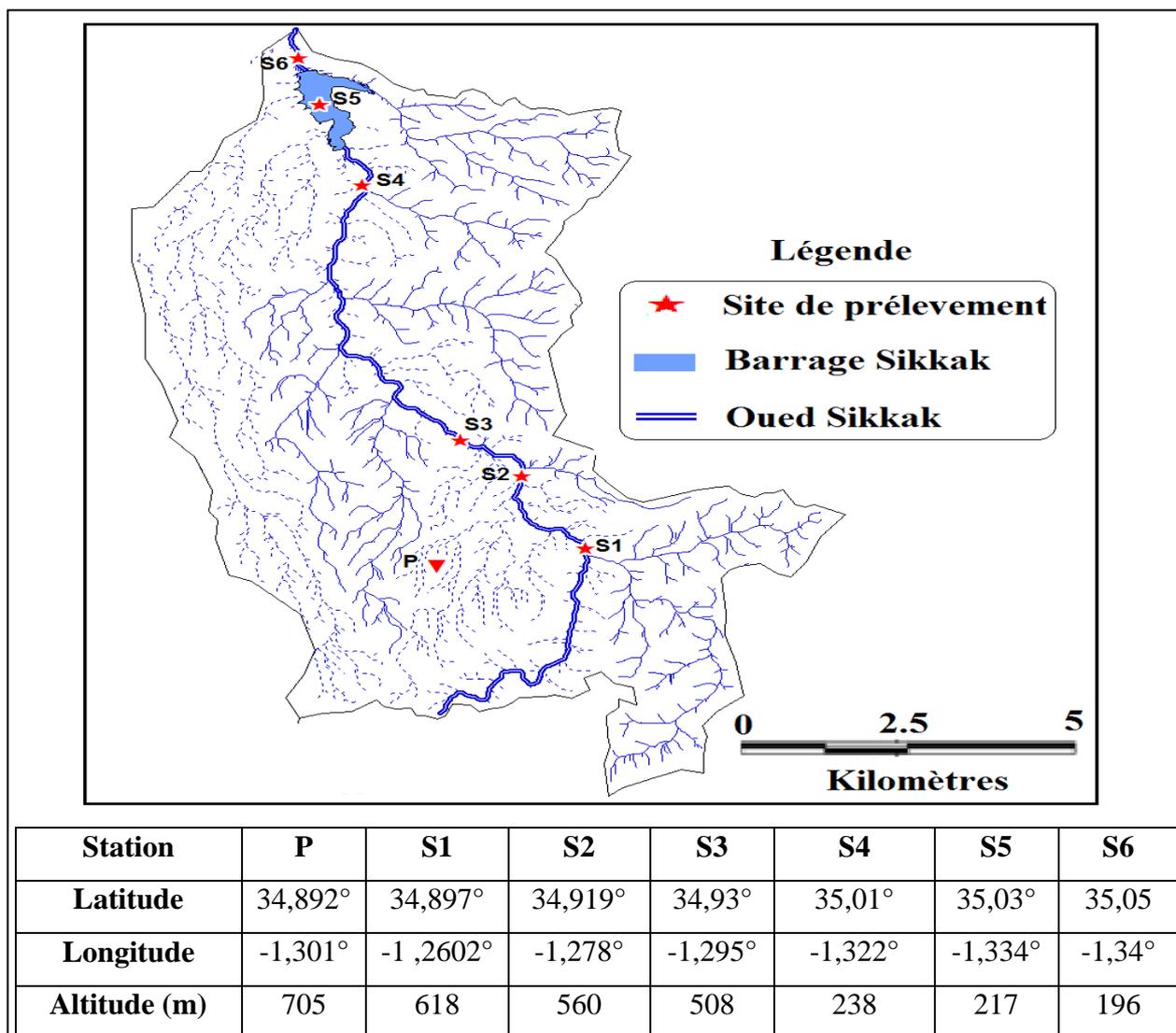


Figure IV.2. Localisation des stations de prélèvements dans le bassin versant Sikkak

IV.2. Méthodes analytiques

Le spectromètre Picarro L2110-i utilise la dernière technologie de spectrométrie qui permette de mesurer les deux isotopes de l'eau (^{18}O et ^2H).

Le fonctionnement se base sur le principe des raies d'absorption de chaque atome. En effet, les différents isotopes d'un même élément n'ont pas les mêmes raies d'absorption. En se plaçant à ces longueurs d'ondes précises, on peut mesurer l'absorbance de l'isotope étudié et ainsi déterminer sa quantité dans l'échantillon.

Le système comporte plusieurs appareils de fonctionnement (Photo IV.1):

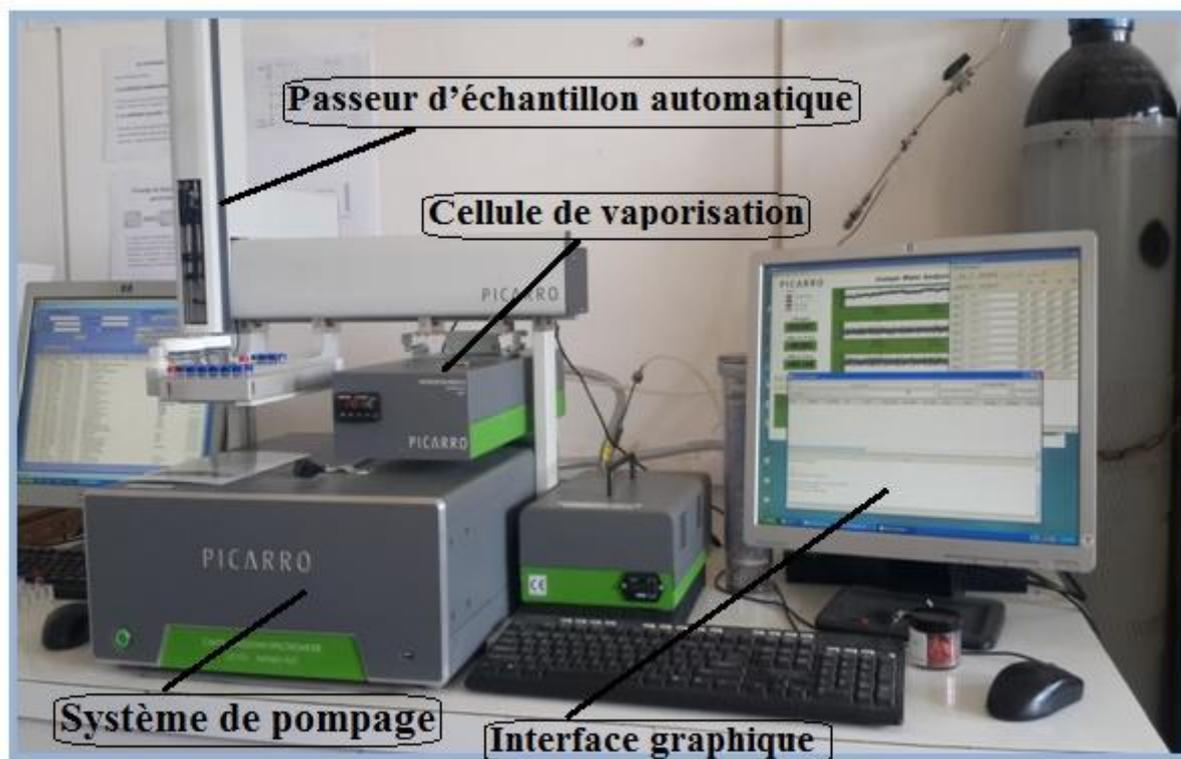


Photo IV.1. Spectromètre de Laser : Picarro

Système de pompage :

Le système de pompage sert à maintenir la cavité laser légèrement dépressurisée pour que la cavité soit exempte de toute molécule d' H_2O extérieure qui pourrait fausser la mesure.

Vaporisateur :

Pour pouvoir étudier un échantillon liquide, il faut d'abord le mettre à l'état gazeux. On va donc utiliser une cellule de vaporisation. L'échantillon est introduit dans la cellule qui est chauffée à une température de 110 °C. Ainsi, l'échantillon est rapidement vaporisé et est entraîné dans la cavité laser. Le système d'introduction de l'échantillon se fait grâce à un septum, évitant ainsi des pertes de gaz.

Laser CRDS (Cavity Ring-Down Spectroscopy):

L'échantillon rentre sous forme de vapeur dans la cavité laser, elle-même étant légèrement dépressurisée pour éviter une quelconque interaction entre l'échantillon et d'autres molécules restantes.

La cavité CRDS se base sur le principe que chaque molécule de gaz a une raie d'absorption unique. Ces raies sont bien distinctes et connues. On pourra donc déterminer la concentration de chaque molécule étudiée en mesurant la valeur de leur absorption. La CRDS produit une absorption sur plusieurs kilomètres pour augmenter la sensibilité du capteur.

Le faisceau d'une diode laser mono-fréquence pénètre dans une cavité définie par trois miroirs à haute réflectivité. Un photodétecteur enregistre une variation de signal lorsque la lumière traverse l'un des miroirs.

Passeur automatique d'échantillon :

Le passeur est muni d'une seringue et vient prélever un échantillon liquide dans le flacon et le dirige vers la cellule de vaporisation.

Un boîtier de commande permet de régler le nombre et la position des flacons à étudier et le nombre d'injections à effectuer.

Interface graphique :

On peut visualiser en temps réel les mesures du $\delta^{18}\text{O}$ et du $\delta^2\text{H}$ réalisées par le spectromètre grâce à l'interface sur l'ordinateur intégré. Une interface graphique nous permet de visualiser le niveau d' H_2O ou d'isotopes dans la cavité au cours du temps (Photo IV.2). C'est grâce aussi à cette interface que l'on lance le programme de l'analyse. Les résultats sont enregistrés directement sur le spectromètre.

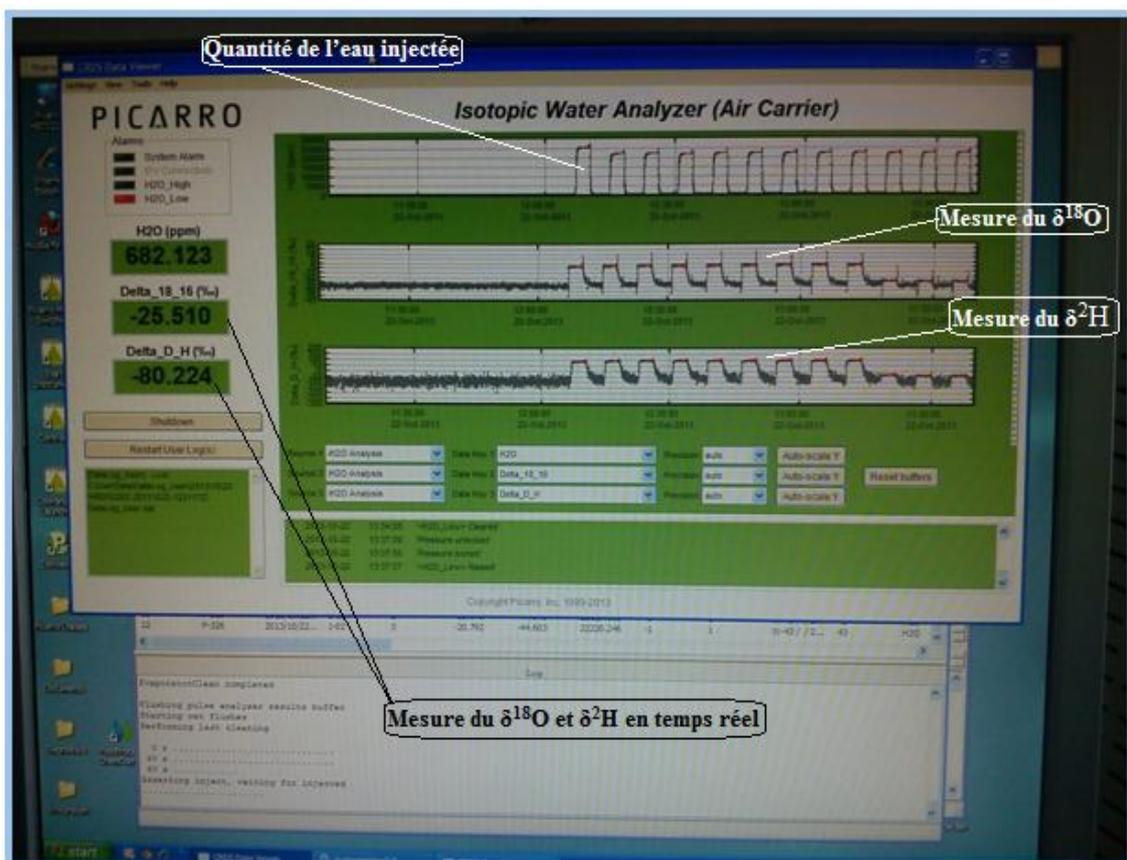


Photo IV.2. Visualisation de l'interface graphique

V. Aptitude des eaux de surface à l'irrigation

La qualité de l'eau d'irrigation est très variable en fonction du type de sol et de la quantité de sels dissous. Ces sels proviennent de sources naturelles et anthropiques et une fois introduits, ils suivent le chemin d'écoulement de l'eau. Les problèmes provenant de la qualité de l'eau d'irrigation varient en type et en gravité en fonction de nombreux facteurs, Néanmoins, la qualité de l'eau d'irrigation a un effet profond sur la croissance de récolte et sa productivité et également sur les propriétés de sol (porosité et perméabilité).

En Algérie, plusieurs études portant sur la qualité des eaux de l'irrigation ont été établies, nous citons **Hallouche et al (2017)** dans le bassin versant de Mekkera, **Chaib et al (2018)** dans la zone de l'oued Righ et **Hadji et al (2013)** dans le bassin versant de Mouillah.

Les différents paramètres mesurés ou calculés pour évaluer l'aptitude de l'eau de Sikkak à l'irrigation sont : la salinité, rapport d'adsorption du sodium (SAR), chlorure, pourcentage de sodium (Na %), risque du magnésium (RM), rapport de Kelly (RK), indice de perméabilité (IP), potentiel de la salinité (PS), les diagrammes de Wilcox et de Riverside.

V.1. Salinité

Les principaux sels responsables de la salinité de l'eau sont les sels de calcium, de magnésium, de sodium, de potassium, les chlorures, les sulfates et les bicarbonates. Une valeur élevée de la salinité signifie une grande quantité d'ions en solution, ce qui rend plus difficile l'absorption de l'eau et des éléments minéraux par la plante. La salinité peut se mesurer, soit par les matières dissoutes totales exprimées en mg/l ou, plus couramment, par la conductivité électrique (CE) exprimée en ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Le tableau IV.2 donne une classification des eaux d'irrigation proposée par **Wilcox (1955)**.

V.2. Rapport d'adsorption du sodium (SAR)

La présence des teneurs élevées du sodium cause des modifications de la structure du sol. Ces modifications sont causées par l'accumulation du sodium échangeable sur le sol. D'où, le sodium dispersé sur le sol obstrue les pores des conduites du sol réduisant la perméabilité contrairement au calcium et au magnésium qui facilitent la culture (**Fekrache, 2018**). L'augmentation du rapport d'adsorption de sodium (SAR) de l'eau d'irrigation entraîne une augmentation du sodium dans le sol qui remplace le calcium et le magnésium de la solution du sol en la rendant dure ce qui réduit l'infiltration et le drainage interne. Le SAR est défini par la formule suivante :

$$\text{SAR} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\frac{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}}{2}}}$$

Où, les concentrations des Na^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} sont exprimées en milliéquivalent par litre (méq/l)

La classification du (SAR) (Tableau IV.2) est basée principalement sur l'effet du sodium sur les conditions physiques du sol.

V.3. Chlorure

Le danger du chlorure excessif réside dans sa facilité de déplacement. Il n'est pas retenu dans le sol. Il est absorbé par la culture. Le chlorure est un paramètre important dans la détermination de la qualité des eaux de l'irrigation, car il attaque la plante directement (**Ayers et Westcot, 1994**).

Quatre classes de risque des chlorures sur la plante ont été définies (Tableau IV.2).

V.4. Pourcentage de sodium (Na%)

Son calcul est basé sur la concentration des sels dissous suivants (sodium, potassium, calcium et magnésium).

L'appréciation de Na% est nécessaire pour décider de la convenance de l'eau à l'irrigation (**Bouderbala, 2017**). Na% est calculé comme suit :

$$\text{Na}\% = \frac{100 \times (\text{Na}^+ + \text{K}^+)}{(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+)}$$

Où, les concentrations de tous les éléments sont exprimées en méq/l.

La classification du (Na %) est illustrée dans le tableau IV.2.

V.5. Risque du Magnésium (RM)

Le calcium et le magnésium maintiennent un état d'équilibre dans la plupart des eaux. RM représente un excès de Mg^{2+} par rapport à Ca^{2+} , cet excès de Mg^{2+} altère la qualité du sol en le rendant alcalin (**Chaudhary et Satheeshkumar, 2018**), ce qui entraîne une baisse du rendement des cultures. **Szabolcs et Darab (1964)** ont introduit ce rapport important appelé indice de risque du magnésium suivant cette formule :

$$\text{RM} = \frac{100 \times \text{Mg}^{2+}}{(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})}$$

Où, les concentrations de tous les éléments sont exprimées en méq/l.

La classification du (RM) est illustrée dans le tableau IV.2.

V.6. Rapport de Kelly (RK)

Le rapport de Kelly signifie une teneur plus élevée en sodium dans l'eau par rapport au Ca^{2+} et Mg^{2+} (Kelly, 1940). C'est l'un des paramètres vitaux de la classification de l'eau d'irrigation. RK est calculé en utilisant la formule suivante:

$$\text{RK} = \frac{\text{Na}^+}{(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})}$$

Où, les concentrations des Na^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} sont exprimées en milliéquivalent par litre (méq/l)

Deux classes du rapport de Kelly ont été définies (Tableau IV.2).

V.7. Indice de perméabilité (IP)

L'utilisation à long terme d'une eau riche en minéraux diminue la perméabilité du sol (Khanoranga et Sofia, 2018). Doneen (1964) a développé un principe pour évaluer l'adéquation de l'eau d'irrigation sur la base de l'indice de perméabilité (Tableau IV.2). IP a été défini par l'équation :

$$\text{IP} = \frac{\text{Na}^+ + \sqrt{\text{HCO}_3^-}}{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+} \times 100$$

Où, les concentrations des ions Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} et HCO_3^- sont exprimées en méq/l.

V.8. Potentiel de la salinité (PS)

Les sels de faible solubilité précipitent dans le sol et s'accumulent à chaque irrigation successive (Doneen, 1964), ce qui augmente la salinité du sol. Le potentiel de salinité est défini comme la concentration en chlorure plus la moitié de la concentration en sulfate.

$$\text{PS} = \text{Cl}^- + 0.5 \times \text{SO}_4^{2-}$$

Où, les concentrations des ions Cl^- et SO_4^{2-} sont exprimées en méq/l.

Deux classes de ce paramètre ont été définies (Tableau IV.2).

Tableau IV.2. Classification de la qualité de l'eau pour l'irrigation

Paramètre	Unité	Intervalle	Classification	Référence
Conductivité	(μS /cm)	< 250	Basse salinité	(Wilcox ,1955)
		250 - 750	Salinité modérée	
		750 - 2250	Haute salinité	
		> 2250	Trés haute salinité	
Rapport d'adsorption du sodium (SAR)	/	< 10	Excellente	(Richards, 1954)
		10 – 18	Bonne	
		18 – 26	Mauvaise	
		> 26	Inappropriée	
Pourcentage de sodium (Na %)	(%)	0 – 20	Excellente	(Wilcox, 1955)
		20 – 40	Bonne	
		40 - 60	Modérée	
		60 - 80	Mauvaise	
		> 80	Inappropriée	
Indice de perméabilité (IP)	(%)	< 75 %	Bonne	(Bouderbala, 2015)
		> 75 %	Inappropriée	
Rapport de Kelly (RK)	/	< 1	Bonne	(Kelley, 1963)
		> 1	Inappropriée	
Risque du Magnésium (RM)	(%)	< 50 %	Bonne	(Szabolcs et Darab, 1964)
		> 50 %	Inappropriée	
Potentiel de la salinité (PS)	Meq/l	< 3	Bonne	(Doneen, 1964)
		> 3	Inappropriée	
Chlorure (Cl ⁻)	Meq/l	< 4	Excellente	(Bouderbala, 2015)
		4 – 7	Bonne	
		7- 12	Modérée	
		12 - 20	Mauvaise	

V.9. Classification des eaux d'irrigation selon les diagrammes de Wilcox et de Riverside

Une analyse plus complète de la convenance des échantillons d'eaux de surface de Sikkak pour l'usage d'irrigation a été effectuée en prenant en compte la relation entre le SAR et la conductivité en les traçant sur le diagramme de Riverside ainsi que la relation entre les Na% et la conductivité en les traçant sur le diagramme de Wilcox.

La classification du diagramme de Wilcox définit cinq classes d'eaux : excellente, bonne, admissible, médiocre et mauvaise (Figure IV.3).

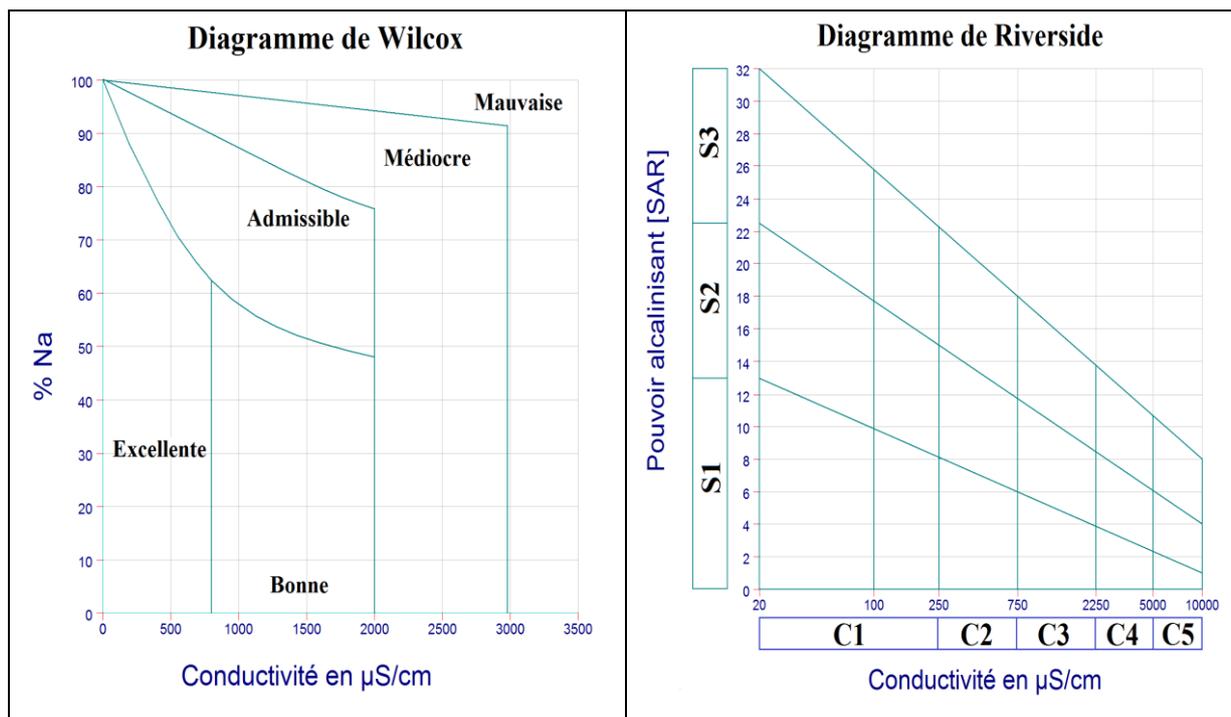


Figure IV.3. Diagrammes de Wilcox (Wilcox, 1955) et de Riverside (Richards, 1954)

vierges

La figure IV.3 et le tableau IV.3 illustrent les différentes classes issues du diagramme de Riverside et l'interprétation de chaque classe.

Tableau IV.3. Interprétation des classes du diagramme de Riverside (Durand, 1982).

Classe	Interprétation
C1S1	Eau présentant une bonne qualité pour l'irrigation, utilisable avec précautions pour les plantes sensibles.
C1S2 C2S1	Eau de qualité bonne à moyenne a utilisé avec précaution pour les sols mal drainés et pour les plantes sensibles
C1S3 C2S2 C3S1	Qualité moyenne à médiocre a utilisé avec précaution ; nécessite un drainage avec des doses de lessivage et/ou apport de gypse.
C2S3 C3S2 C4S1	Eau de qualité médiocre à mauvaise, utilisée avec précaution pour les sols lourds et les plantes sensibles, l'emploi pour les sols légers et bien drainés nécessite une dose de lessivage et/ou apport de gypse.
C3S3 C4S2 C5S1	Eau de qualité très mauvaise utilisée que pour les sols légers et bien drainés et pour les plantes résistantes avec nécessité de doses de lessivages et/ou apport de gypse.
C4S3 C5S2	Qualité très mauvaise a n'utilisé que pour les circonstances exceptionnelles.
C5S3	Eau déconseillée pour l'irrigation.

VI. Conclusion

Ce chapitre est une synthèse des principales méthodes mise en œuvre pour la caractérisation géochimique et isotopique des eaux de Sikkak ainsi que les différents matériels utilisés pour mener cette étude. La dernière partie de ce chapitre est consacré à l'évaluation de l'aptitude des eaux de Sikkak à l'irrigation.

Les résultats de ces méthodes et leurs interprétations seront présentés dans le prochain chapitre.

Chapitre V

Résultats et discussion

I. Introduction

Ce chapitre sera consacré à la présentation, à la discussion et à l'interprétation des résultats obtenus en suivant les étapes de la méthodologie qui ont fait l'objet du chapitre précédent.

Ces résultats peuvent contribuer à préciser les mécanismes de la minéralisation d'une part et à évaluer la qualité globale des eaux de surface du bassin versant de Sikkak d'autre part. L'atteinte de ces objectifs se fera en trois parties, dans un premier temps, nous avons exploité les données collectées auprès de l'ANRH afin de caractériser les propriétés géochimiques et organiques de l'eau du barrage. Dans un second temps, nous avons analysé la qualité des eaux en amont du barrage et enfin nous avons caractérisé la signature isotopique de l'eau de surface de Sikkak. Ces trois procédures sont considérées comme complémentaires. Leur mise en œuvre permettra d'approcher d'une analyse plus ou moins détaillée.

II. Diagnostic de la qualité géochimique et organique des eaux du barrage Sikkak

II.1. Bilan hydrologique du réservoir de Sikkak

Depuis son ouverture, en 2005, le volume (Vol) du barrage Sikkak était très faible à cause du déficit pluviométrique. Il a atteint $10,5 \text{ hm}^3$ en juin 2006, ensuite le volume a atteint son maximum avec un premier déversement de crue enregistré en avril 2009, puis le volume est resté pratiquement constant jusqu'à décembre 2015.

La moyenne interannuelle des apports entre 2005 et 2015 est de $19,26 \text{ hm}^3/\text{an}$. Mais les apports peuvent dépasser les 50 hm^3 durant les années exceptionnelles comme celle de 2012 qui a enregistré des pluies intenses où la pluie journalière maximale observée en décembre était de 120 mm, avec une intensité maximale de 30 mm/h pendant 30 mn.

En moyenne interannuelle, les défluent entre janvier 2005 et mars 2009 étaient représentés que par l'évaporation (EP) et par des faibles débits de l'ordre de $5 \text{ Hm}^3/\text{an}$ vers l'utilisation en alimentation en eau potable. À partir d'avril 2009 à décembre 2015, des déversements de crues, des vidanges de fond et des utilisations en irrigation ont été ajoutés aux lâchées grâce au remplissage du barrage (Figure V.1).

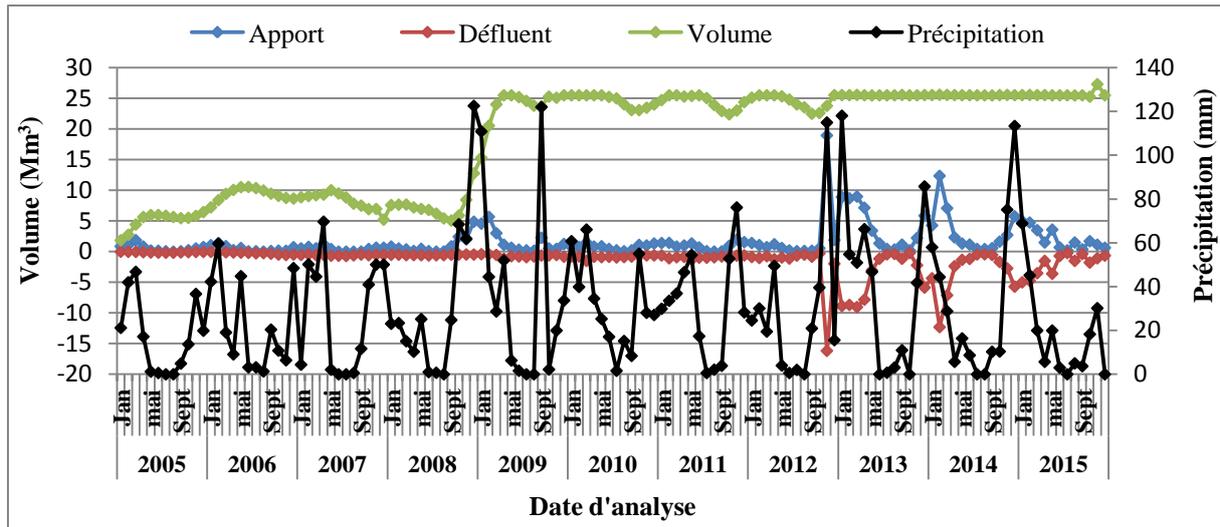


Figure V.1. Bilan hydrologique du réservoir de Sikkak (janvier 2005 à décembre 2015)

II.2. Caractérisation et évaluation des paramètres de qualité de l'eau

Les différents paramètres statistiques élémentaires tels que la moyenne, l'écart-type, la médiane et le coefficient de variation sont illustrés dans le tableau V.1. L'examen de l'écart-type et du coefficient de variation montre que la température, le pH, CE, RS, Mg^{2+} , Na^+ , K^+ et Cl^- sont affectés d'une variation faible ($< 30\%$), alors que l'OD, DCO, DBO5, MO, Ca^{2+} , SO_4^{2-} et HCO_3^- montrent une variation de 30% à 50% . Le reste des paramètres tels que : la turbidité, MES, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , silice, Pt et PO_4^{3-} sont affectés d'une forte variation ($> 50\%$). Les variations de ce dernier groupe concernent principalement les paramètres de pollution résultant des effluents et du lessivage des sols (Kattan et al., 1987; Nas et Berkta, 2006).

Tableau V.1. Statistiques descriptives des paramètres de qualité de l'eau

Paramètres	Paramètres statistiques					Paramètres de tendance			
	Min	Max	Moy	Med	SD	CV	CI	CF	TDC (%)
TE (°C)	7	31	20,4	21	6,04	0,29	18,95	22,03	16,2
pH	7,2	8,9	8,0	8	0,36	0,04	7,97	8,13	1,97
EP (hm ³)	0,01	0,4	0,15	0,13	0,11	0,71	0,10	0,21	105,1
Vol (hm ³)	1,86	27,3	18,5	24,0	8,55	0,46	6,04	31,07	413,9
P (mm)	0	122,6	28,4	20,0	29,22	1,03	25,3	31,49	24,3
CE (µS/cm)	647	1330	913,0	904	138,8	0,15	1069,8	756,3	-29,3
Turb	3	55	15,8	13,5	10,44	0,66	18,56	13,12	-29,3
OD (%)	19,2	181,5	87,9	86,55	31,08	0,35	79,03	96,77	22,4
RS (mg/l)	480	1080	763,3	775	120	0,16	872,71	654,4	-25,01
MES (mg/l)	5	98	22,1	18	12,78	0,58	26,53	17,7	-33,28
DCO (mg/l)	10	130	39,08	39	15,14	0,39	36,08	42,07	16,5
DBO5	2,2	25	8,08	7,15	3,6	0,45	8,91	7,19	-19,4
DCO/DBO5	2,15	7,69	5,04	5,14	0,96	0,19	4,31	5,77	33,87
MO (mg/l)	0,7	15,2	6,41	6,25	2,03	0,32	7,95	4,86	-39,0
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,01	13,40	0,66	0,19	1,64	2,5	1,61	-0,30	-118,3
NO ₂ ⁻ (mg/l)	0,02	2,80	0,48	0,35	0,49	1,03	0,50	0,46	-7,86
NO ₃ ⁻ (mg/l)	1	48	10,32	8	7,51	0,73	10,981	9,66	-12,05
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,01	4,40	0,44	0,14	0,75	1,71	1,195	-0,31	-126,0
Pt (mg/l)	0,05	5,35	0,71	0,24	1,06	1,49	1,84	-0,43	-123,4
Ca ²⁺ (mg/l)	13	98	46,35	44	17,44	0,38	52,941	39,75	-24,92
Mg ²⁺ (mg/l)	18	85	47,04	46	10,99	0,23	56,220	37,85	-32,67
Na ⁺ (mg/l)	23	184	115,4	113	23,72	0,21	129,91	100,9	-22,27
Cl ⁻ (mg/l)	85	235	155,2	153	27,8	0,18	151,10	159,3	5,43
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	21,5	217,0	117,5	108,5	39,4	0,34	155,38	79,64	-48,75
K ⁺ (mg/l)	1	21	12,45	12	3,53	0,28	17,015	7,90	-53,58
HCO ₃ ⁻	102	495	257,2	257	80,17	0,31	343,68	170,7	-50,33
Silice (mg/l)	0	17,2	5,15	4,4	3,4	0,66	7,36	2,95	-59,92

Max: Maximum; Min: Minimum; Med : Médiane ; SD : Écart-type ; CV : Coefficient de variation

II.2.1. Température

L'eau du barrage Sikkak montre des températures mensuelles oscillant entre 7 et 31 °C, avec une température moyenne mensuelle de 20,49 °C (Figure V.2). Ces valeurs sont en parfaite concordance avec le climat semi-aride de la région.

A long terme, l'effet saisonnier est très marqué et l'analyse de tendance générale de l'eau montre que la température a augmentée de 16,2 % (Tableau V.1). Cette augmentation est due probablement au changement climatique qui se fait sentir cette région pendant la période d'étude.

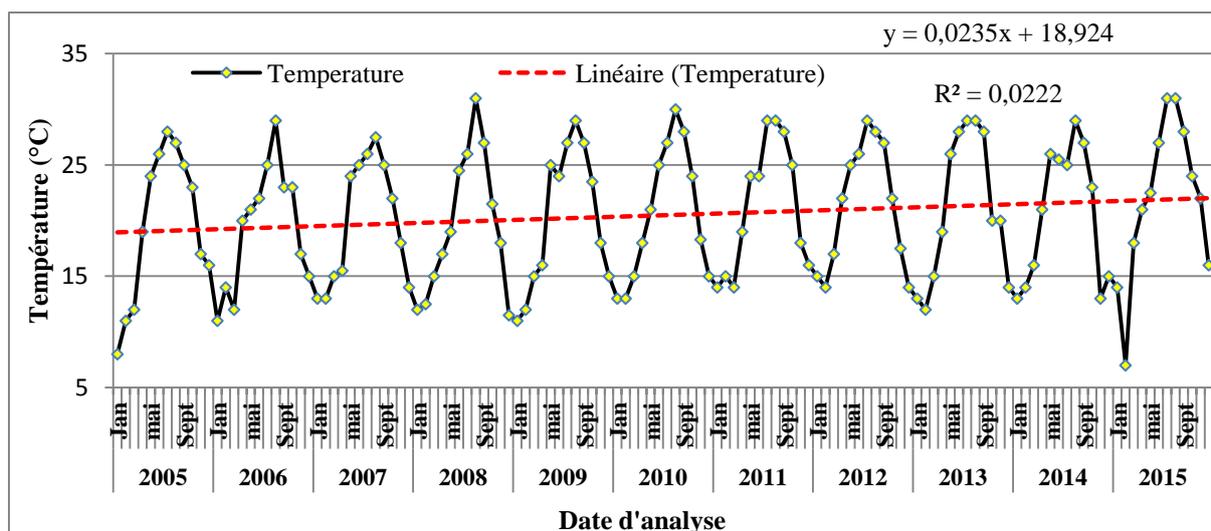


Figure V.2. Variation mensuelle de la température (janvier 2005 à décembre 2015)

II.2.2. Potentiel d'hydrogène

À partir des résultats obtenus (Figure V.3), on constate que les eaux de surface du barrage Sikkak ont un pH qui varie entre 7,2 et 8,9 avec une moyenne d'environ 8,05 indiquant une eau faible à moyennement alcaline. Ces valeurs ont montré que le système aquatique n'est pas menacé pour la vie en termes de pH car elles sont comprises entre 6,5 et 8,5 (Stantec, 2015). À long terme, l'analyse de la courbe de tendance montre que les valeurs de pH sont pratiquement stables avec une pente légèrement positive. Ceci est dû à la nature de la lithologie du bassin Sikkak.

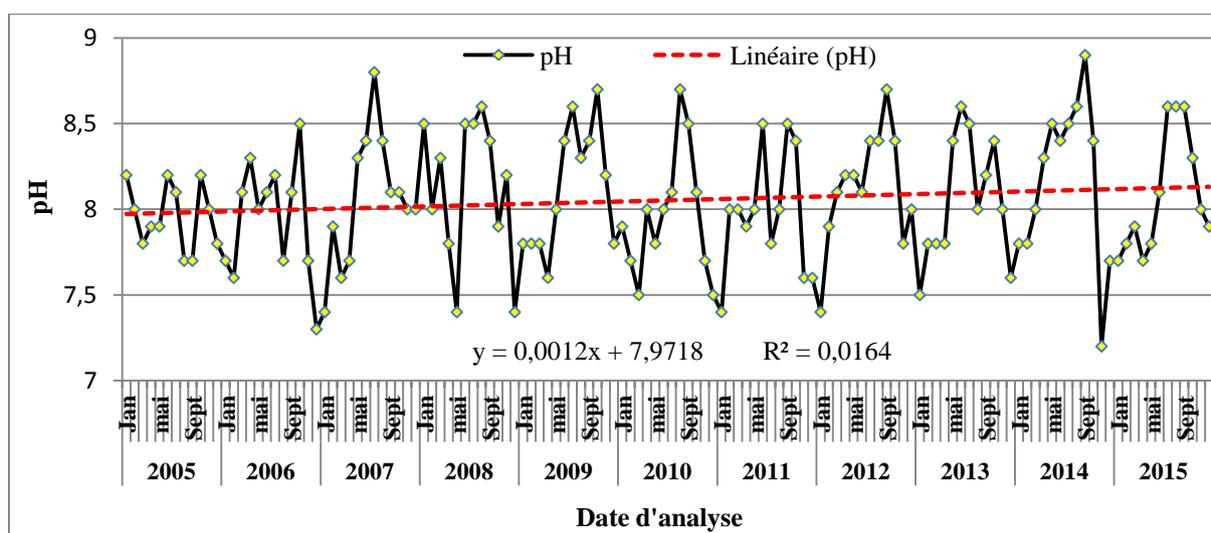


Figure V.3. Variation mensuelle du pH (janvier 2005 à décembre 2015)

II.2.3. Conductivité

La conductivité électrique de l'eau du barrage Sikkak mesurée pendant la période (2005-2015) varie entre 647 et 1330 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ avec une moyenne de l'ordre de 913,03 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Ceci indique une eau moyennement minéralisée (**Beudry et Henry, 1984**). L'analyse de la droite de tendance montre clairement que la conductivité diminue dans le temps avec une pente négative de (-29,31 %). La totalité des échantillons sont classés dans la catégorie de bonne qualité (Figure V.4).

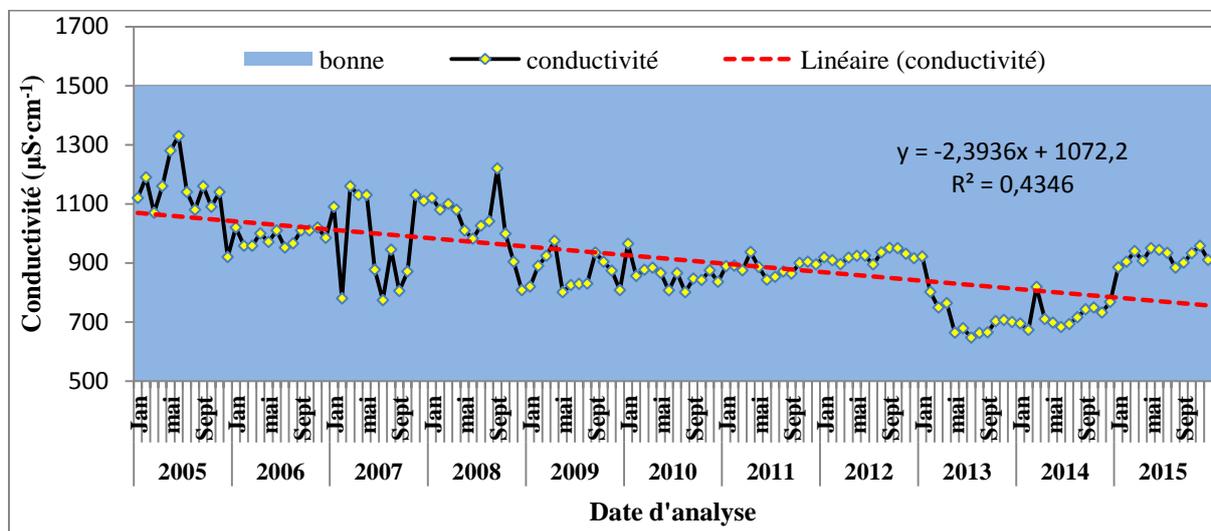


Figure V.4. Variation mensuelle de la conductivité (janvier 2005 à décembre 2015)

II.2.4. Résidu sec à 105 °C (RS)

Les teneurs en RS varient entre 480 et 1080 mg/l avec une moyenne de 763,3 mg/l. L'analyse de la courbe de tendance montre une baisse de (-25,01 %) de ce paramètre durant les onze années, due principalement à l'augmentation du volume du barrage. 97,7 % des échantillons sont classés dans la catégorie de bonne qualité (Figure V.5).

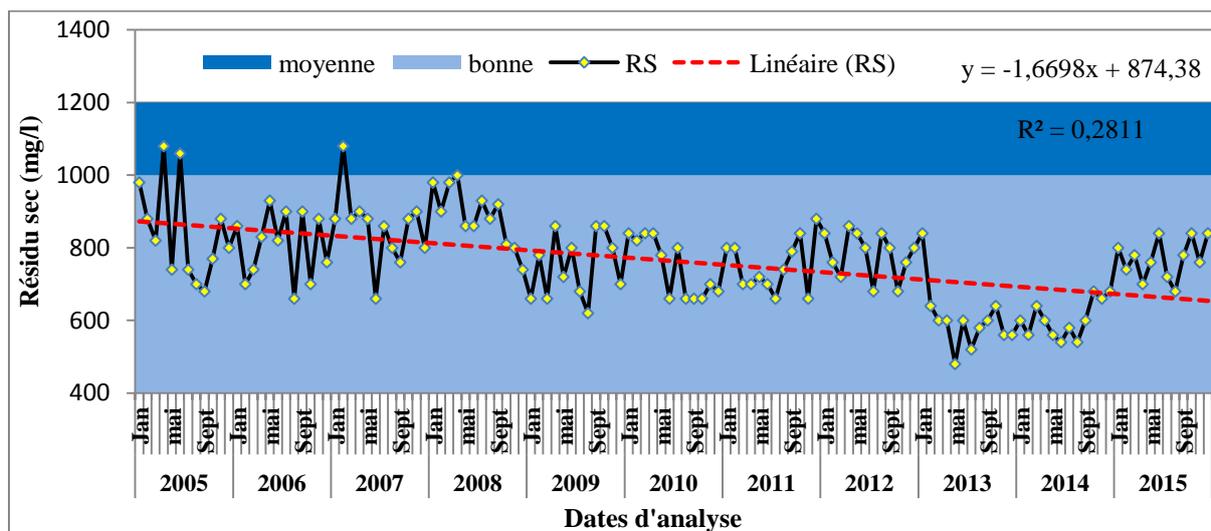


Figure V.5. Variation mensuelle des résidus secs (janvier 2005 à décembre 2015)

II.2.5. Matière en suspension (MES)

Les concentrations des MES dans les eaux du barrage Sikkak varient entre 5 et 98 mg/l. À long terme, la tendance linéaire montre une baisse des MES (-33,28 %) (Figure V.6). Ceci est en liaison avec l'augmentation du volume du barrage.

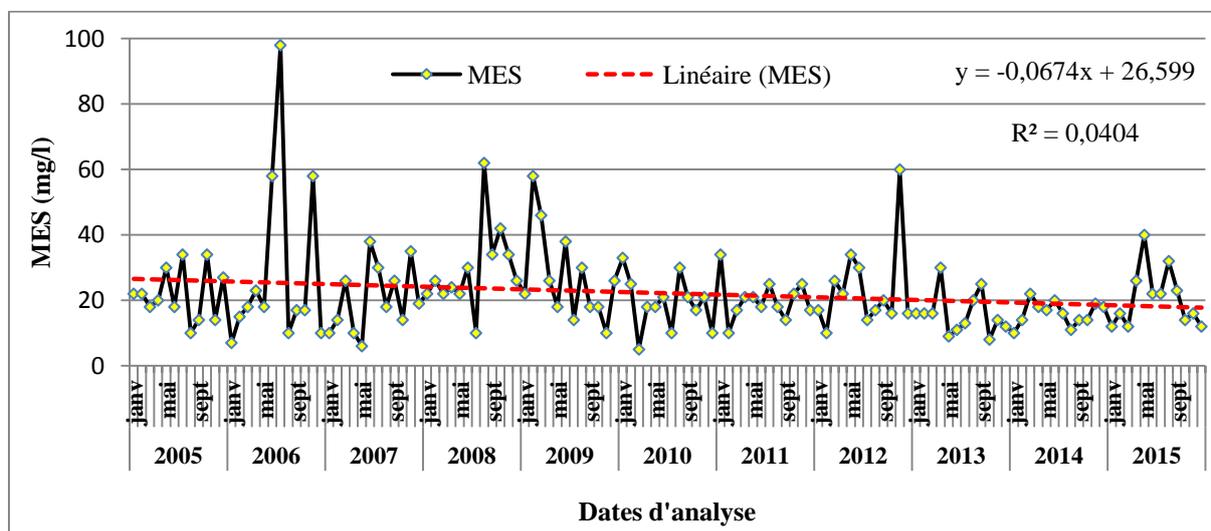


Figure V.6. Variation mensuelle des MES (janvier 2005 à décembre 2015)

II.2.6. Turbidité (Turb)

Pour l'ensemble des échantillons d'eau, les valeurs de la turbidité sont comprises entre 3 et 55 NTU avec une moyenne de 15,84 NTU. L'analyse de la courbe de tendance montre une légère diminution de ce paramètre durant les onze années. La majorité des échantillons (92,42 %) sont classés dans la catégorie de bonne qualité (Figure V.7).

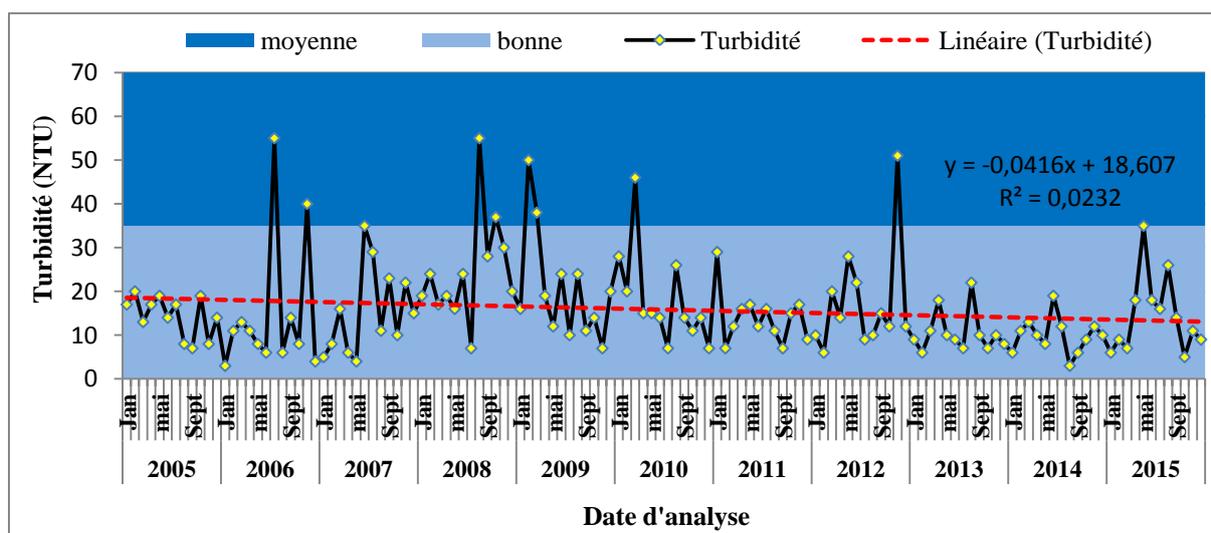


Figure V.7. Variation mensuelle de la turbidité (janvier 2005 à décembre 2015)

II.2.7. Oxygène dissous (OD)

Les teneurs en oxygène dissous sont très variables et irrégulières d'un mois à l'autre. Elles varient entre 19,2 et 181,5 % avec une moyenne de 87,91 %. La pente de la droite de tendance est positive (22,44 %). Environ la moitié des échantillons (46,97 %) est classé dans la catégorie « moyenne » et 42,42 % dans la catégorie « bonne » (Figure V.8). Ceci est en relation avec la grande surface du lac du barrage qui permet une meilleure oxygénation du milieu. Cette sursaturation peut probablement être attribuée aux efflorescences algales puisque les conditions telles que la température ne font que confirmer cette hypothèse.

La turbidité empêche la lumière de pénétrer dans l'eau et empêche ainsi la croissance des plantes qui produiraient de l'oxygène. Les niveaux élevés de turbidité contribuent à la réduction de l'oxygène dissous.

La tendance négative de la turbidité (-29,3 %) et la tendance positive de l'OD des eaux de Sikkak soutiennent toujours l'hypothèse selon laquelle la turbidité affecte la croissance des algues.

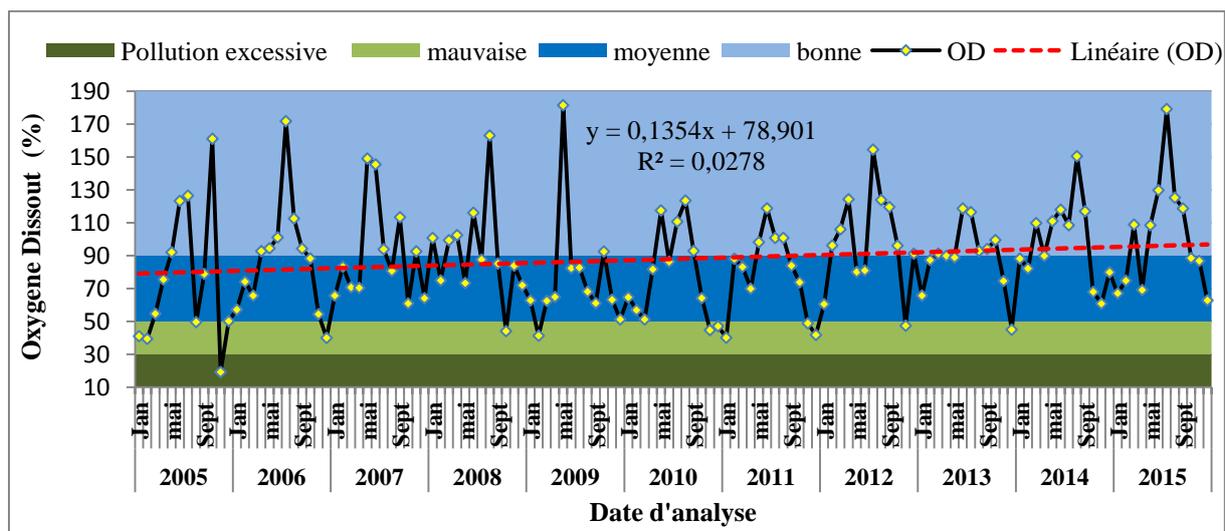


Figure V.8. Variation mensuelle de l'oxygène dissous (janvier 2005 à décembre 2015)

II.2.8. Paramètres organiques

Pour les paramètres organiques, on observe que la classe « moyenne » domine. Les échantillons classés dans la catégorie moyenne sont de l'ordre de 48,49 % pour la DCO, 65,15 % pour la DBO5 et 74,24 % pour les MO. La tendance de la DBO et de la MO est négative, -19,40 % et -39,01 % respectivement, tandis qu'elle est relativement stable pour la DCO avec une faible pente positive (16,59 %) (Figure V.9).

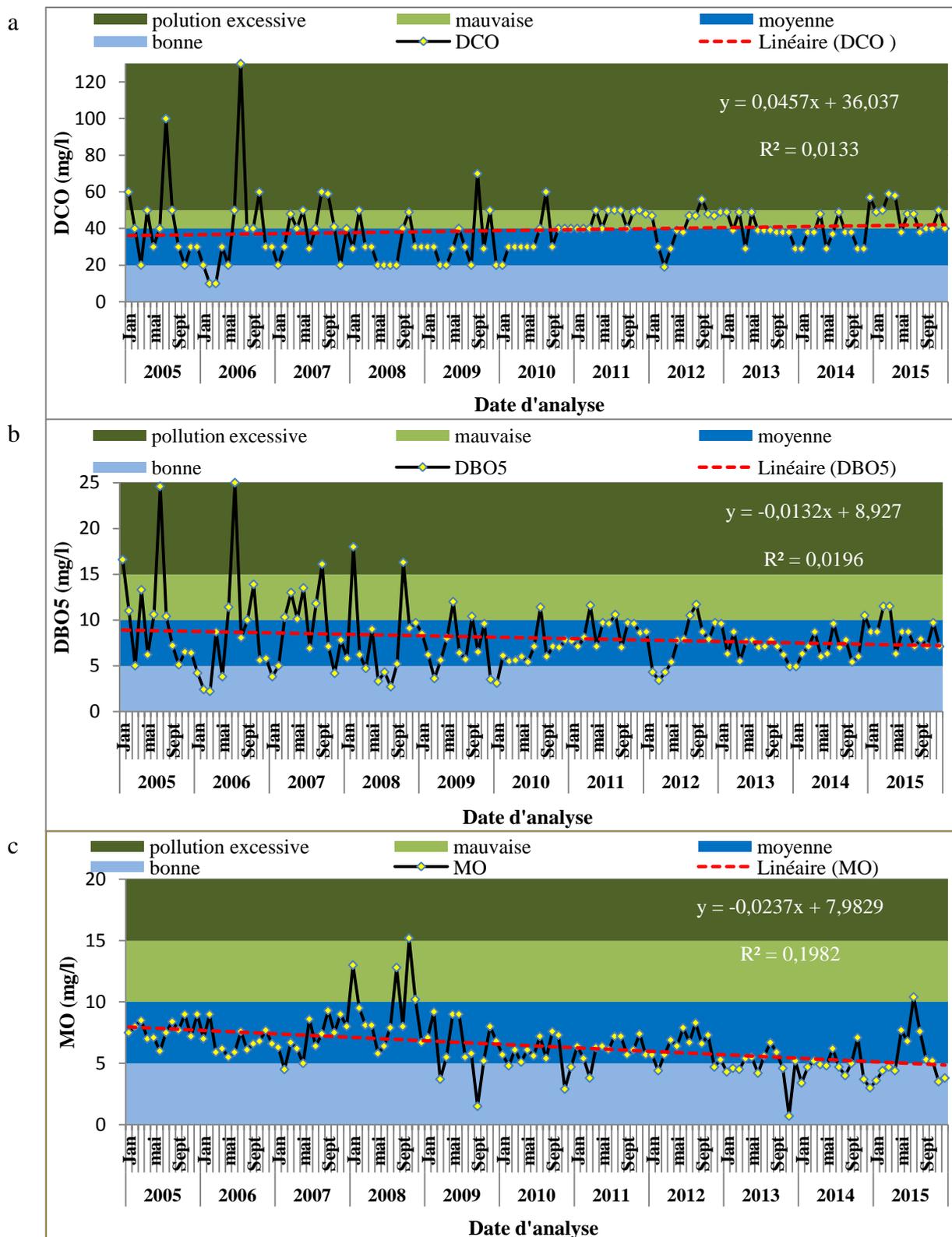


Figure V.9. Variation mensuelle de a) DCO, b) DBO, c) MO (janvier 2005 à décembre 2015)

L'évolution de la teneur en matière organique du réservoir du barrage de Sikkak montre une tendance négative cohérente avec la tendance de la DBO5, alors qu'elle est positive pour la DCO. Ces tendances peuvent être expliquées par la dilution de la matière

organique due aux fortes précipitations et par le fonctionnement de la station d'épuration qui n'a cessé d'améliorer ses filières de traitement des déchets. De plus, la présence de conditions favorables de température, de pH et d'oxygène a également contribué à la dégradation de la matière organique. Il a été observé que la STEP a énormément contribué à l'amélioration de la qualité des eaux puisqu'elle a permis d'éliminer 94 % de la charge en matière organique qui arrive à la station en termes de DBO5 et de DCO entre 2007 et 2015.

La majorité des valeurs du rapport de biodégradabilité (DCO/DBO5) sont supérieures à 4 (Figure V.10). Lorsque le rapport susmentionné est supérieur à 4, cela signifie que la majeure partie de la matière oxydable présente n'est pas biodégradable (**Lakhlifi et al., 2017**). Une tendance positive a été observée pour le taux de biodégradabilité (33,87 %). Ces résultats peuvent être attribués aux effluents industriels qui arrivent au réservoir du barrage et ceci est en concordance avec les résultats publiés par **Mekaoussi (2014)** pour le barrage de Hammam Debagh (Algérie).

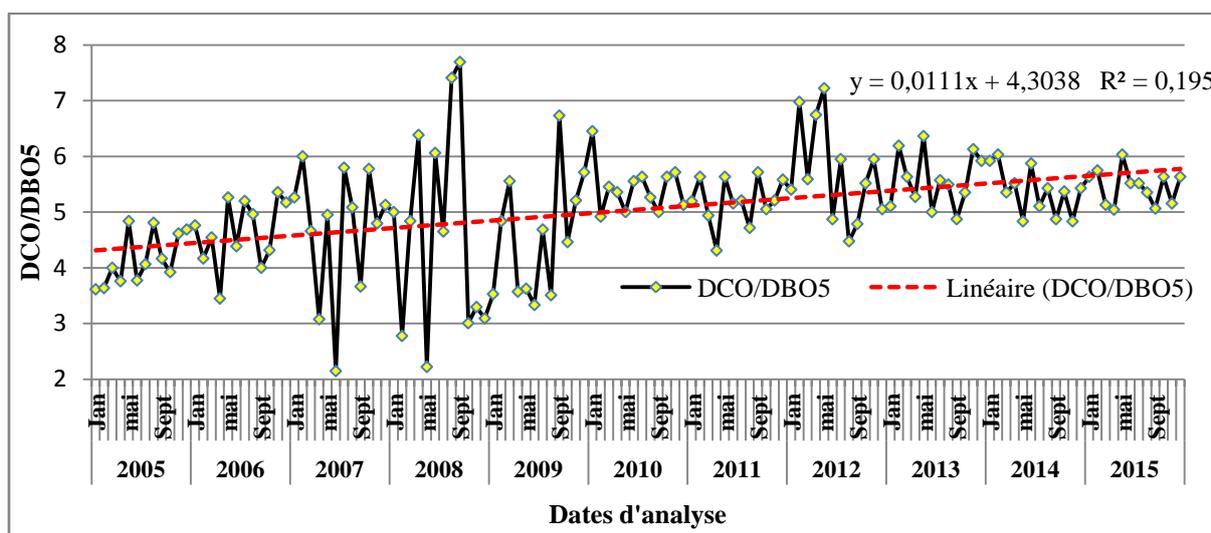
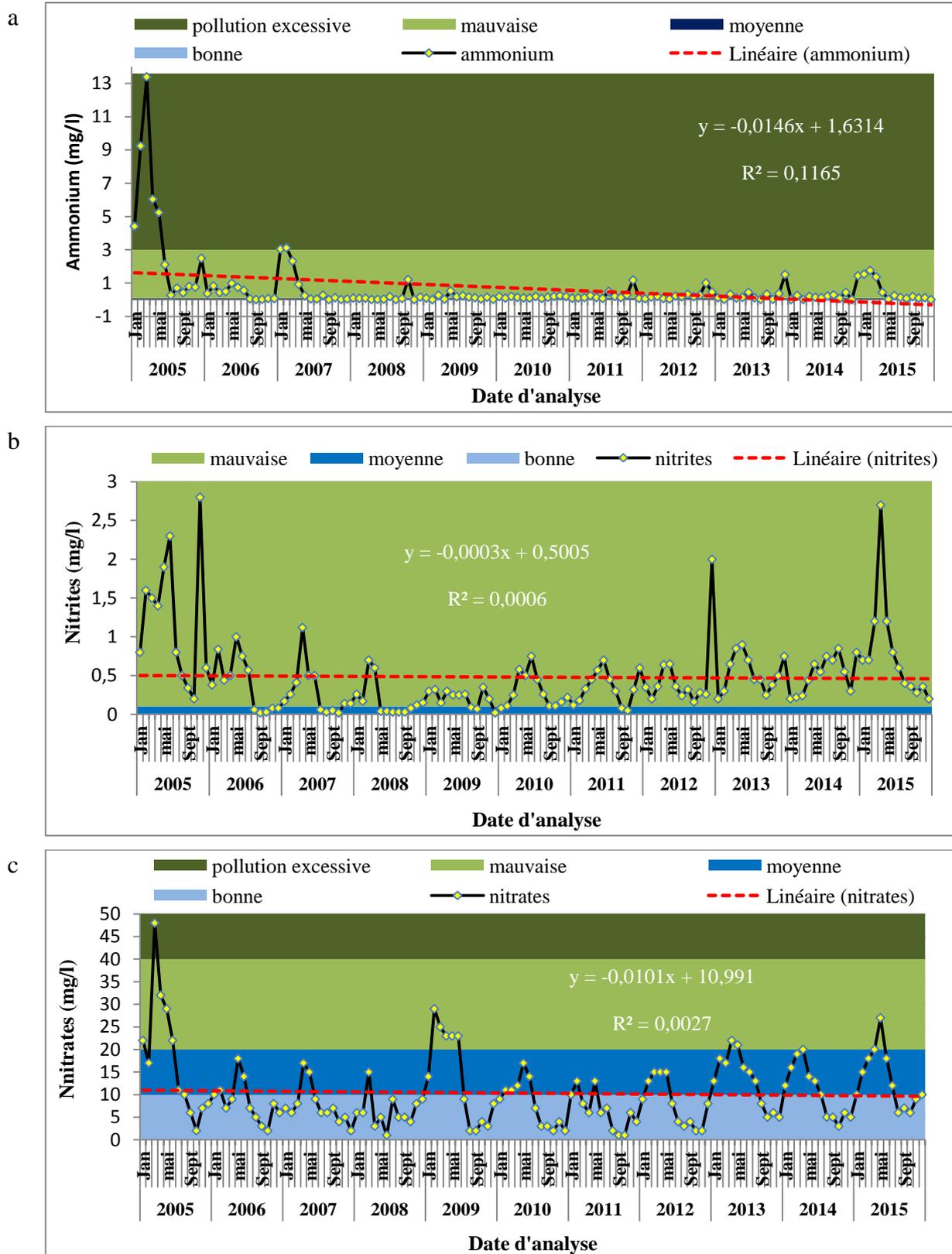


Figure V.10. Variation temporelle du rapport DCO/DBO5 (janvier 2005 à décembre 2015)

II.2.9. Paramètres de l'azote et du phosphore

Pour l'ammonium, les nitrites et les phosphates dans l'eau du barrage de Sikkak, c'est la classe "mauvaise" qui domine avec 64,39 %, 84,09 % et 73,48 % respectivement. Tandis que pour les nitrates, la classe "bonne" domine avec un taux de 62,12 % (Figure V.11).

Les droites de tendance montrent des fortes diminutions de l'ammonium (-118,30 %), des orthophosphates (-126,05 %) et du phosphore total (-123,4 %) tandis que les nitrites et les nitrates sont relativement stables avec des faibles pentes négatives de -7,86 % et -12,05 % respectivement (Tableau V.1).



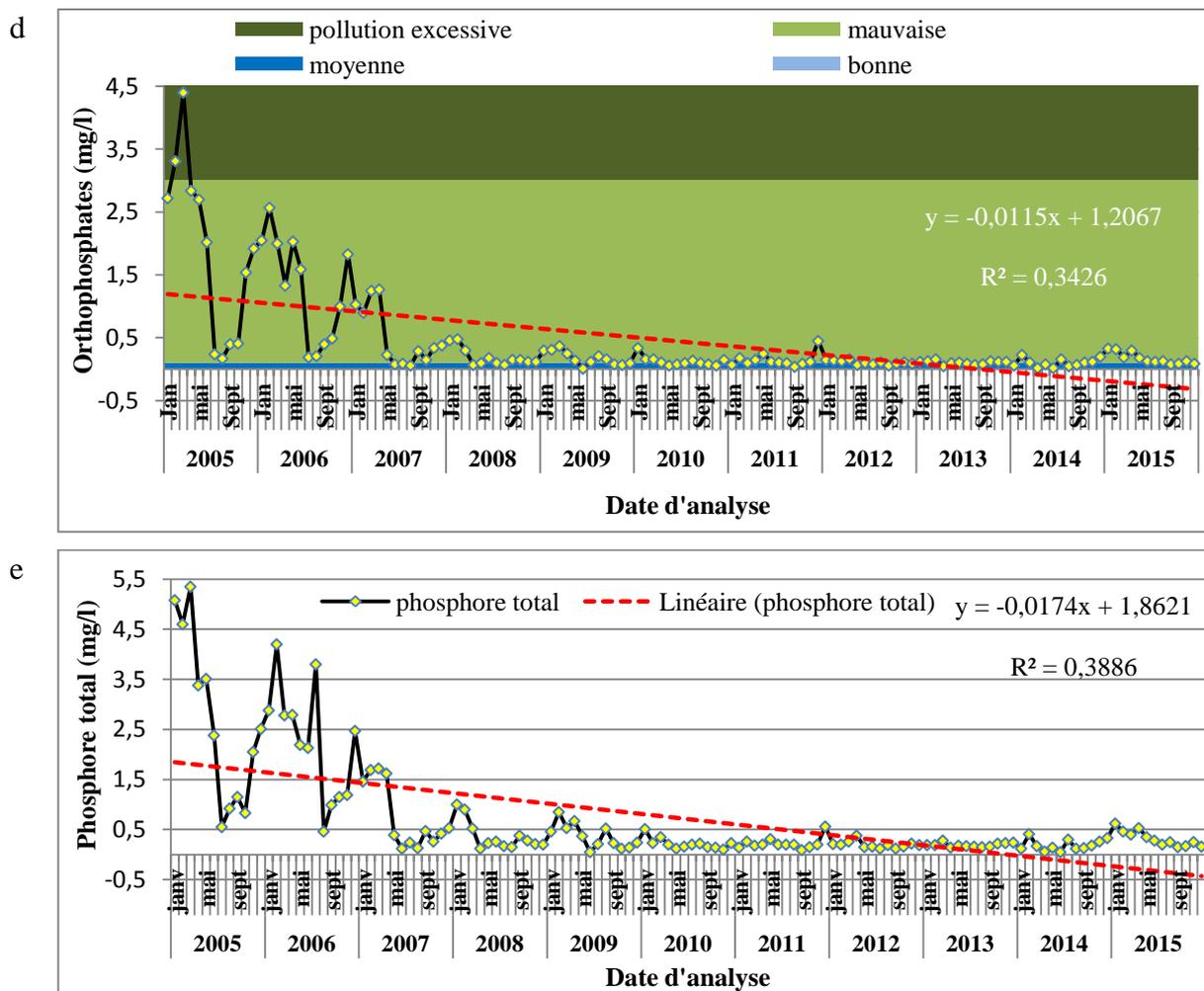


Figure V.11. Variation mensuelle de a) NH_4^+ , b) NO_2^- , c) NO_3^- , d) PO_4^{2-} , e) Pt (janvier 2005 à décembre 2015)

Pour l'ammonium, cette forte diminution peut être expliquée par la transformation rapide de NH_4^+ en nitrite et en nitrate par oxydation.

Concernant le phosphore et les orthophosphates, cette forte tendance négative peut être due à la facilité d'absorption des PO_4^{3-} par les colloïdes du sol. Ces résultats sont en concordance avec ceux rapportés par **Sharpley (1980)**. Cette tendance peut aussi s'expliquer par plusieurs processus biogéochimiques, comme la précipitation sous forme d'apatite et la consommation par les plantes aquatiques (**Kattan et al., 1987**).

La diminution de l'azote ammoniacal et des orthophosphates (éléments caractéristiques des rejets urbains) est due probablement à l'épuration des eaux usées par la STEP, sachant que le rendement épuratoire de NH_4^+ était de 87 % entre 2007 et 2014 tandis que le rendement de la STEP en termes de PO_4^{3-} était de l'ordre de 32 % entre 2012 et 2014. La stabilité de l'évolution des nitrites et des nitrates dans le temps correspond à un rendement stable de l'oxydation de l'ammonium ou de la dénitrification.

II.2.9.1. Facteurs limitant l'eutrophisation

Plusieurs indicateurs peuvent être utilisés pour évaluer le niveau d'eutrophisation, entre autres, l'abondance de la biomasse d'algue et le rapport azote total/ phosphore total (Nt / Pt).

L'élément limitant l'eutrophisation est déterminé en comparant le rapport (Nt / Pt) avec la valeur 10. Un rapport (Nt / Pt) supérieur à 10 témoigne d'une limitation par le phosphore alors que si le rapport (Nt / Pt) est inférieur à 10, il indique d'une limitation par l'azote (**Djelita, 2015**). Ce critère indique que le phosphore est le facteur limitant dans l'eau du barrage Sikkak. La chlorophylle (a), indicateur de la biomasse algale a été estimée en 5 dates (octobre 2005, août 2007, juin 2008, août 2010 et novembre 2010). L'eau de Sikkak atteint un niveau trophique assez élevé (13,4 µg/l) en octobre 2005 à cause des faibles apports du cours d'eau (Figure V.12).

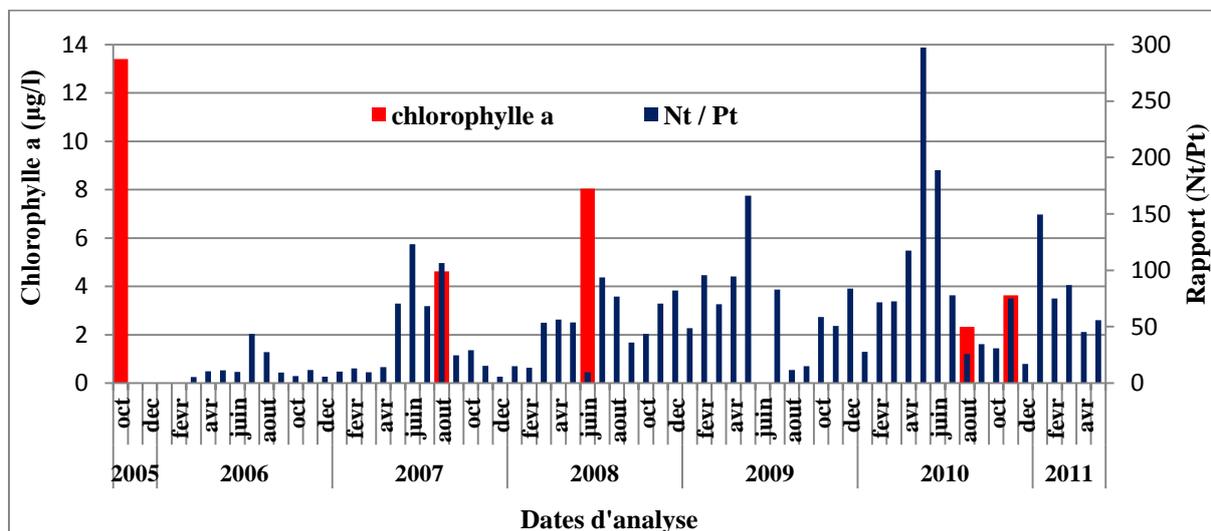


Figure V.12. Évolution du rapport (Nt / Pt) dans le lac de Sikkak

II.2.10. Paramètres carbonatés et salifères

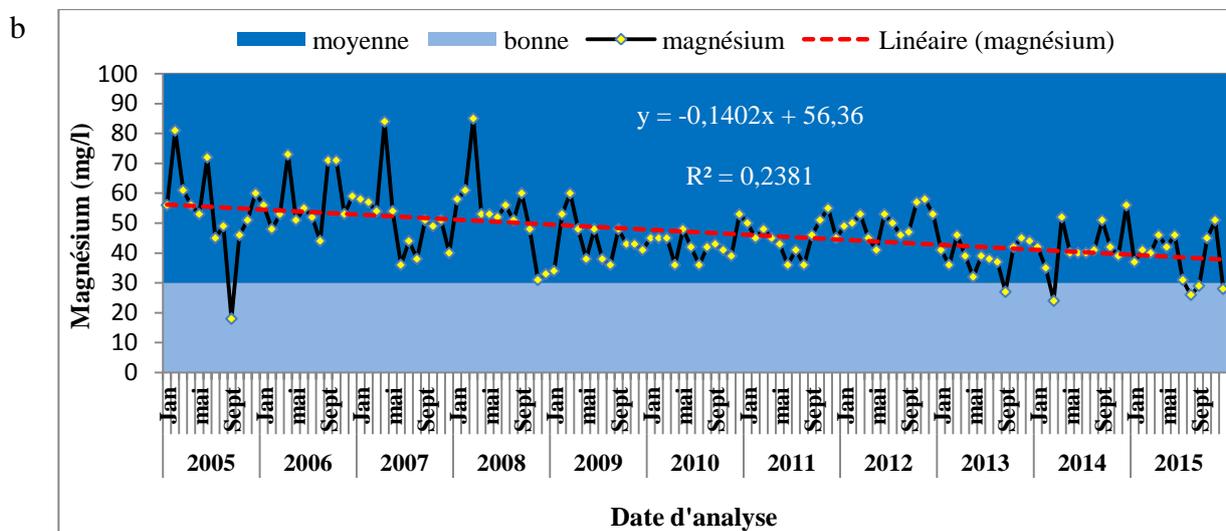
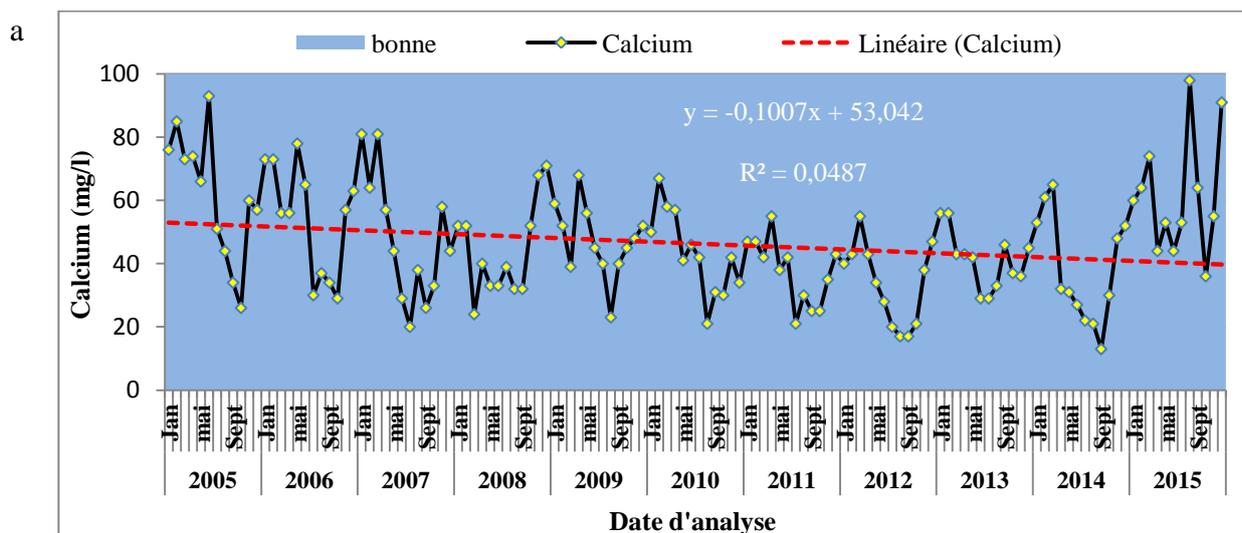
Pour le calcium, le magnésium, le sodium et les chlorures, les échantillons de classe « moyenne » représentent 100 %, 95,45 %, 73,48 % et 56,82 % respectivement. Alors que pour les sulfates, 93,94 % des échantillons se classent dans la catégorie « bonne » (Figure V.13).

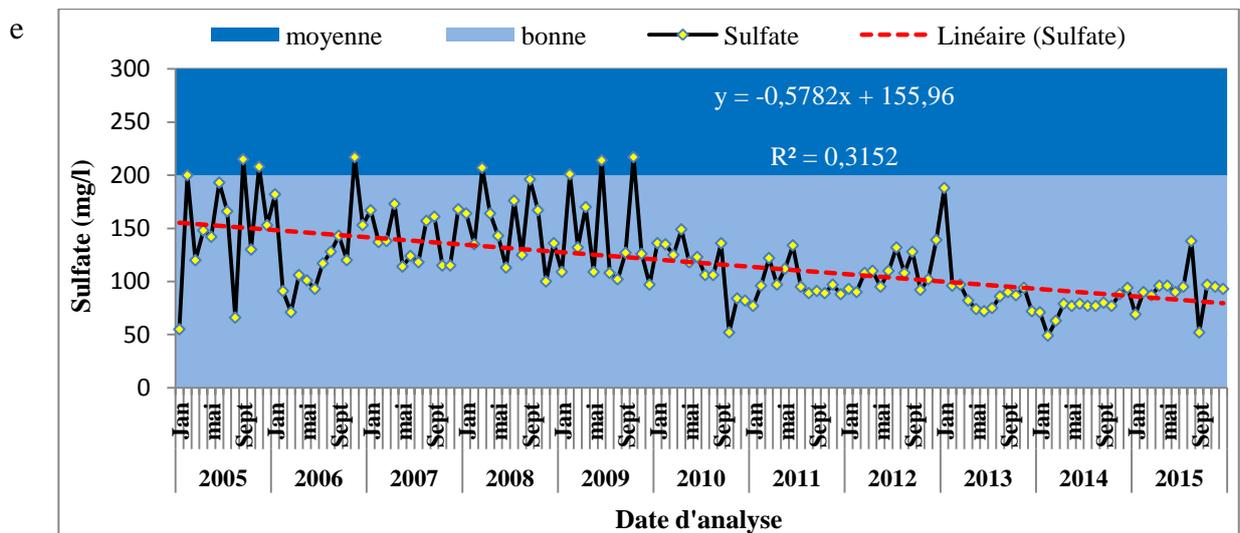
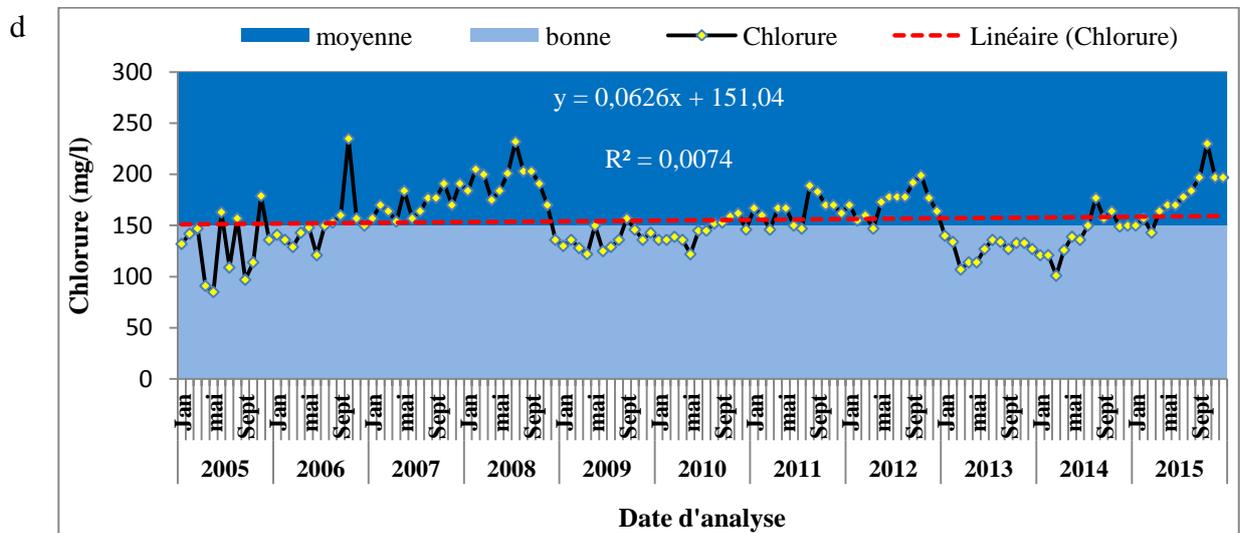
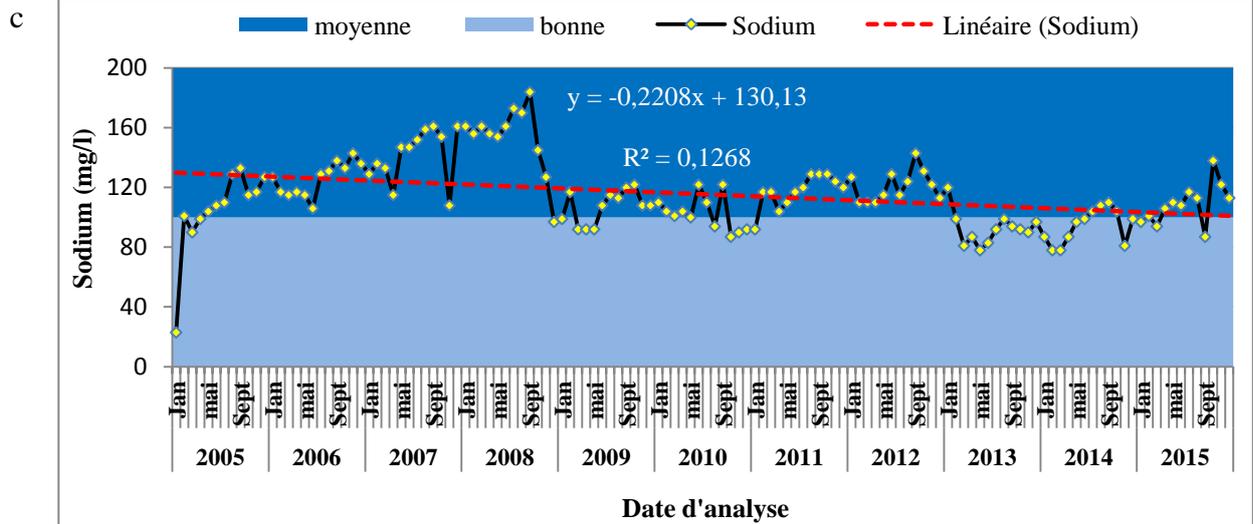
Les tendances des éléments carbonatés (Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^-) et des éléments salifères (Na^+ , SO_4^{2-} , K^+) sont négatives, liées probablement au renouvellement des eaux (dilution) par les apports successifs ainsi qu'à la canalisation d'une partie de rejets urbains vers la station d'épuration. Cette évolution a contribué aussi à la baisse de la conductivité. Ces tendances

sont assez différentes avec celles rapportées par **Mebarkia et Boufekane (2020)** pour le barrage d'Aïn zeda (Algérie) et par **Belhadj (2017)** pour le barrage Zit Emba (Algérie). Cette divergence pourrait s'expliquer par la forte variation du volume de Sikkak qui a été enregistrée entre 2005 et 2015 contrairement aux deux barrages susmentionnés dont les volumes ont présenté des fluctuations interannuelles assez stables pour la même période de temps.

L'évolution des chlorures montre une tendance pratiquement constante avec une faible pente positive de 5,43 % qui pourrait s'expliquer par l'augmentation des volumes d'effluents industriels rejetés ainsi que par l'utilisation d'engrais. Le chlorure de potassium est l'engrais le plus couramment utilisé (**DSA, 2016**). Il peut ainsi contribuer à l'augmentation des concentrations des deux constituants du sel qui sont le potassium et les chlorures.

Ces résultats sont en concordance avec ceux rapportés par **Gaagai (2017)** pour le barrage de Babar dans l'est algérien.





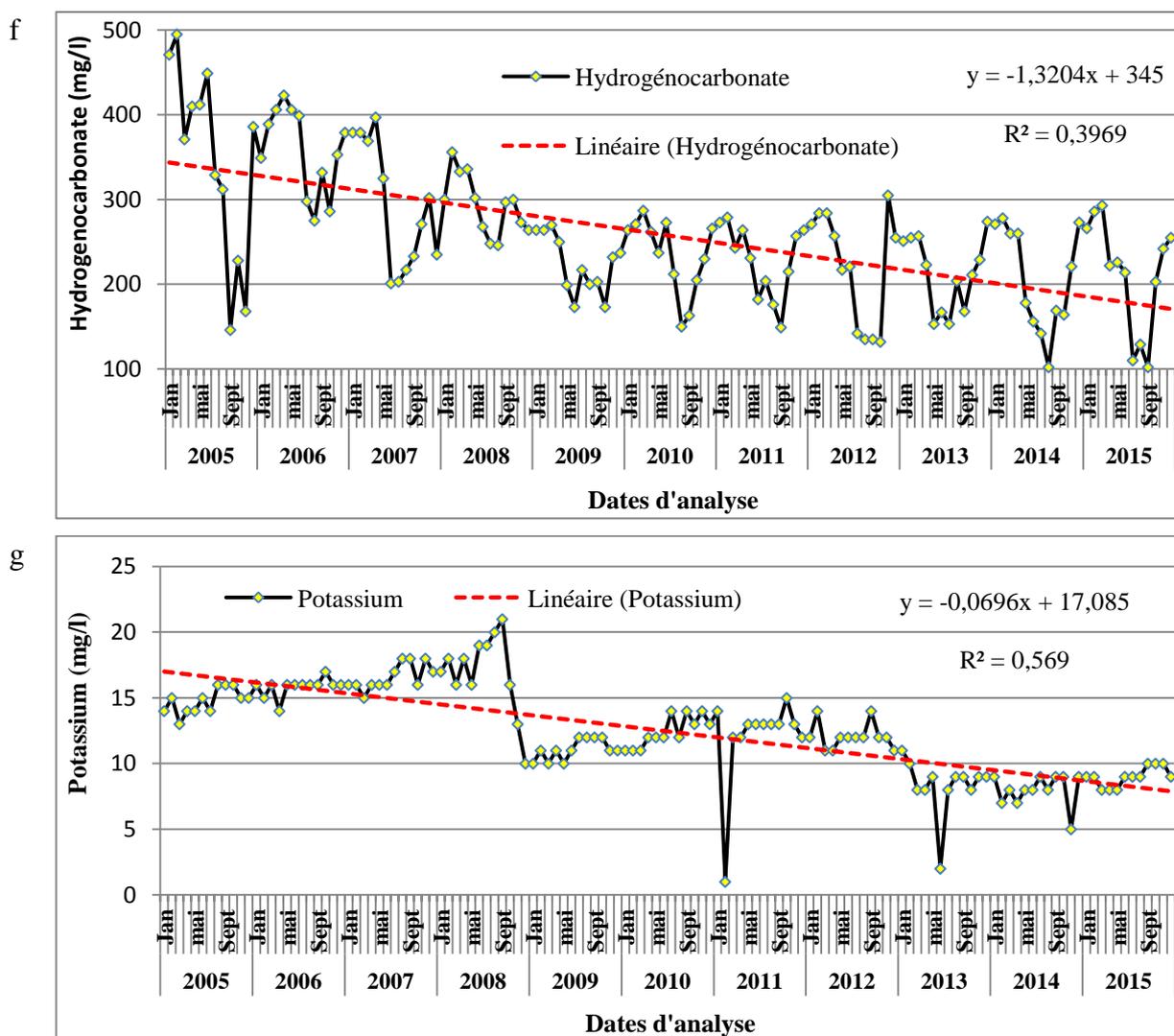


Figure V.13. Variation mensuelle de a) Ca^{2+} , b) Mg^{2+} , c) Na^+ , d) Cl^- , e) SO_4^{2-} , f) HCO_3^- , g) K^+ (janvier 2005 à décembre 2015)

II.2.11. Silice (SiO_2)

Le silicium (Si) est le deuxième élément le plus abondant dans la croûte terrestre (Mechai, 2016).

Le dioxyde de silicium (silice) présent dans les eaux naturelles provient de destruction physique de la roche mère. On les trouve principalement dans le sable et les limons fins ainsi que dans les argiles. Il peut provenir également des industries telles que l'industrie du verre, du mica, et du ciment (Sghir, 2008).

Les teneurs de la silice dans les eaux du barrage Sikkak varient entre 0 et 17,2 mg/l avec une moyenne de 5,15 mg/l. L'analyse de la droite de tendance montre une baisse globale de (-59,92 %) qui pourrait s'expliquer par la dilution due aux augmentations du volume (Figure V.14).

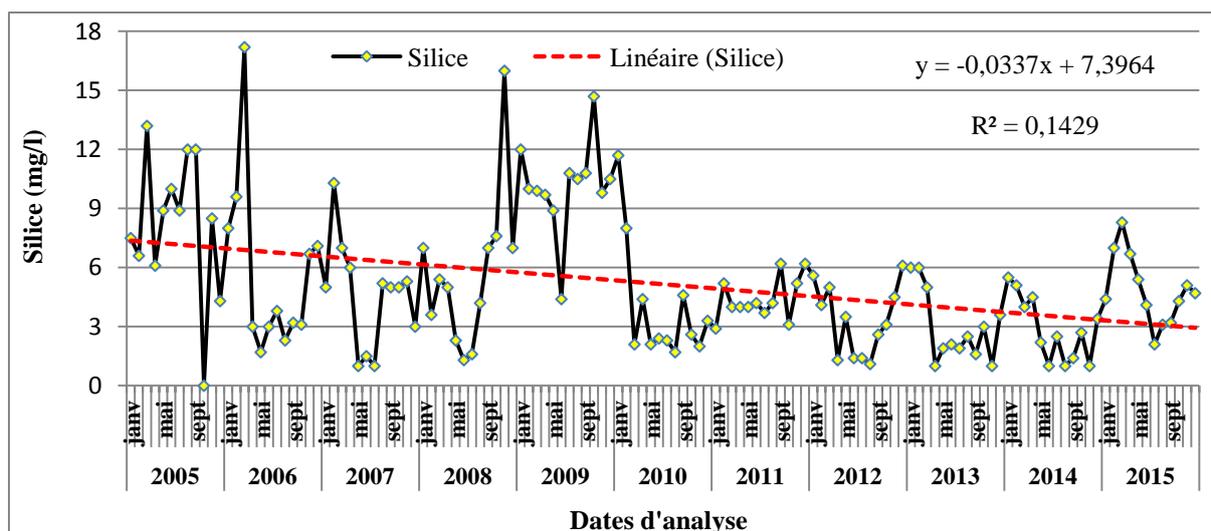


Figure V.14. Variation mensuelle de la silice (janvier 2005 à décembre 2015)

II.2.12. Éléments traces métalliques (ETM)

Les ETM sont des constituants naturels dans les roches et dans les gisements minéraux. Normalement ces éléments sont présents à faibles teneurs (à l'état de traces, moins de 0,1 %) dans les eaux de surface. Ces ETM peuvent avoir des origines agricoles (engrais) et industriels (batterie, textile, carburant...) (**Guerraiche, 2017**).

Pendant la période 2005-2015, les services de l'ANRH ont pu doser la forme dissoute du cuivre (Cu^{2+}), du zinc (Zn^{2+}), du fer (Fe^{2+}) et du manganèse (Mn^{2+}) pour cinq échantillons (Figure V.15).

Les ETM montrent des variations qui peuvent être en liaison avec des lâchées des effluents industriels et agricoles.

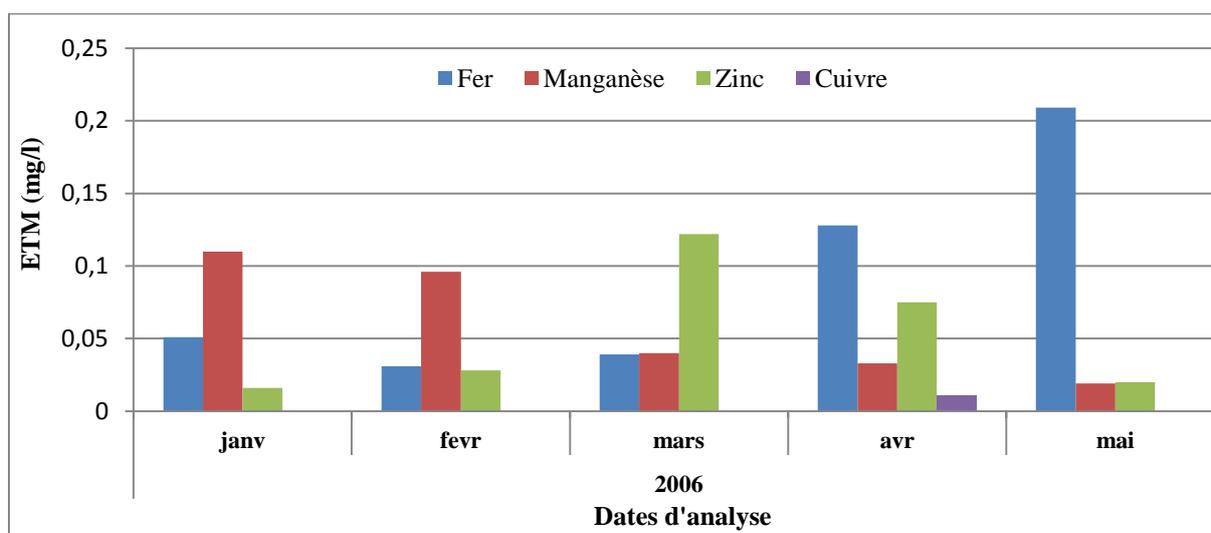


Figure V.15. Variation mensuelle des ETM (janvier 2006 à mai 2006)

II.2.13. Impact de la station d'épuration sur la qualité des eaux du barrage

L'analyse des eaux de surface dans un site situé en amont du barrage et de la STEP a permis de nous donner des informations sur la qualité des eaux déversées directement dans les affluents de Sikkak. La STEP, située à l'amont du barrage ne traite pas la totalité des eaux usées de la ville de Tlemcen. Les eaux qui arrivent à la station d'épuration étaient trop chargées en 2007 et en 2008 (Tableau V.2) à cause de la rareté des précipitations qui diluent la charge organique sachant que la STEP reçoit les eaux à partir d'un réseau unitaire qui draine les eaux usées et pluviales à la fois. Cette forte charge a commencé à baisser à partir de 2009 où une forte précipitation de l'ordre de 817 mm a été enregistrée à Tlemcen. Depuis cette date, la charge polluante reste pratiquement stable. Une grande partie des eaux de fortes concentrations enregistrées en 2007 et 2008 était déversée sans aucun traitement dans un affluent de l'oued Sikkak, durant ces deux années, le taux de raccordement à la STEP était faible, ce qui a contribué à l'augmentation de la pollution organique des eaux du barrage pendant cette période.

Tableau V.2. Qualité de l'eau des effluents à l'entrée de la station d'épuration (ONA, 2016).

Paramètre	Unité	Année								
		2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
DCO	mg/l	948,06	1321,5	686	532,9	600	623	352	305	335
DBO5		537,1	793	387	302,7	272	233	212	216	204
NH ₄ ⁺		80,8	115,79	/	43,6	45	48	39,3	36,5	/
NO ₃ ⁻		/	121,1	31,16	12,23	7,4	0,4	2,80	3,3	/
NO ₂ ⁻		31,4	38,8	0,49	0,34	0,15	0,1	0,533	0,88	/
PO ₄ ³⁻		/	/	/	/	/	9	9,38	9,6	/
CE	(μS / cm)	/	/	/	/	1356	1135	1081	1095	/

Au cours de la période d'étude, des cas de pollution exceptionnels des eaux du barrage ont été enregistrés dont les concentrations étaient très élevées, ceci peut être dû à plusieurs facteurs, tel que la nature des eaux usées rejetées dans les effluents de l'oued Sikkak, le climat, le fonctionnement de la STEP, etc. Le tableau V.3 présente les différentes interprétations des cas exceptionnels.

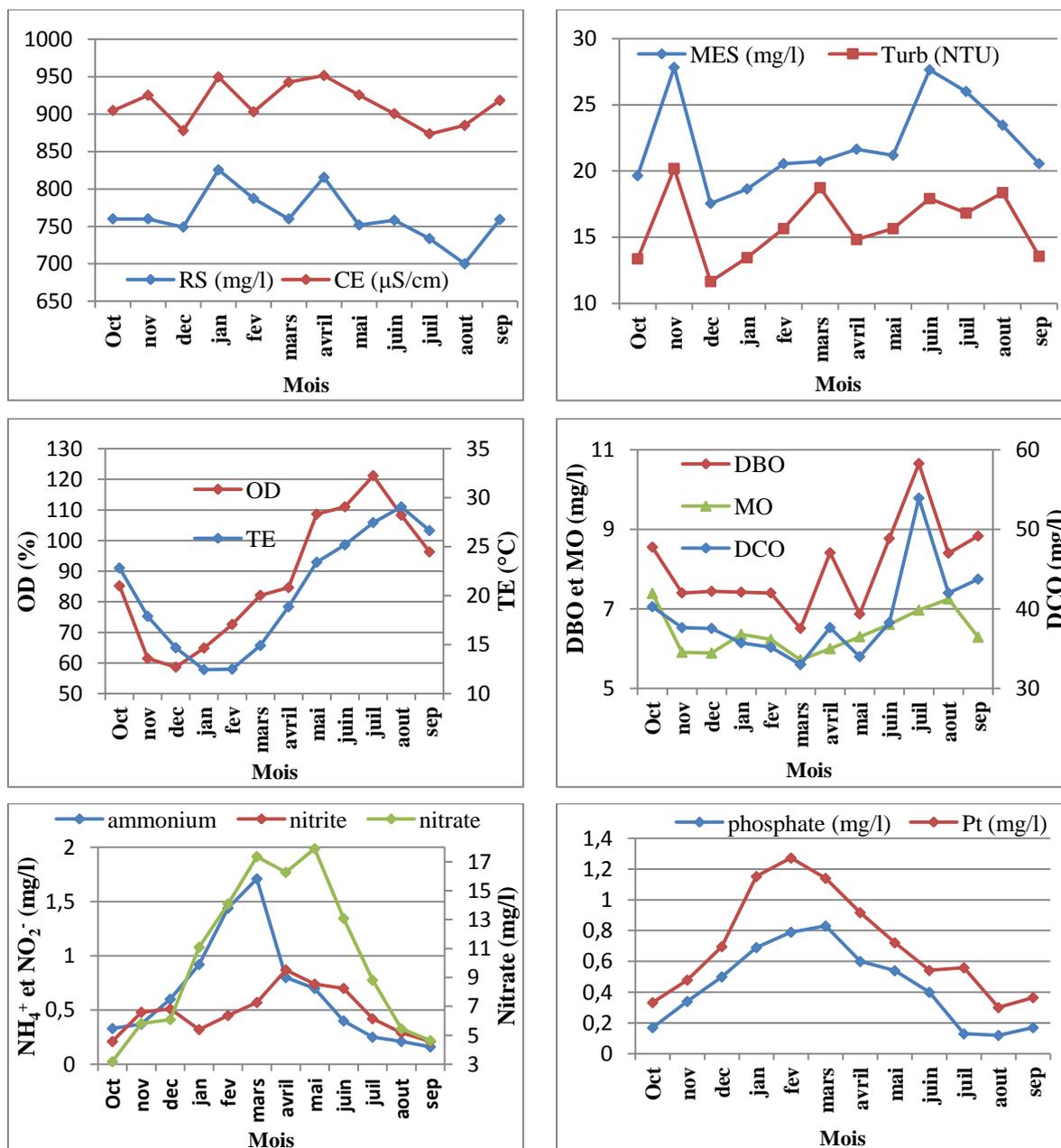
Tableau V.3. Interprétation des cas exceptionnels des paramètres de pollution

Paramètres	Date des cas exceptionnels	CES (mg/l)	CSS (mg/l)	Interprétation
DCO	Janvier et juillet 2005	/	/	diversement direct dans l'oued Sikkak
	Juillet et octobre 2006	/	/	Une grande partie des rejets n'a pas été raccordée à la STEP
	Août 2007	606	35,5	effluent brutes chargée + climat sèche
	Septembre 2007	629,5	15,5	effluent brutes chargée + climat sèche
	Septembre 2009	471,33	52,33	Eaux brute et traitées chargées
	Août 2010	607,8	52,6	Eaux brutes et traitées chargées + climat sèche
	Septembre 2012	282	40	Eaux traités chargées
	Décembre 2014	244	22	un apport important qui ne favorise pas le dépôt des matières organiques dans l'oued
	Février, mars 2015	/	/	une interruption (arrêt) de fonctionnement de la STEP
Avril 2015	342,64	49,89	Eaux traités chargées	
DBO5	Janvier et juillet 2005	/	/	diversement direct dans l'oued Sikkak
	Juillet 2006	/	/	Une grande partie des rejets n'a pas été raccordée à la STEP
	Septembre 2007	467	14	Eaux brutes chargées + climat qui favorise la non dégradation de la matière organique
	Février 2008	775	21	Eaux brutes trop charges
	Octobre 2008	/	/	Peut être la nature des eaux (non biodégradable)
NH₄⁺	Janvier, février, mars, avril, mai 2005	/	/	diversement direct dans l'oued Sikkak
	Janvier 2007	75,27	4,3	Eaux brutes trop charges
	Février 2007	84,06	1,87	Eaux brutes trop charges
NO₂⁻	De janvier 2005 à juillet 2006	/	/	Une grande partie des rejets n'a pas été raccordée à la STEP
	Décembre 2012	0,157	0,011	Eaux brutes chargées
	Avril 2015	/	/	Peut être que l'eau épurée était chargée
NO₃⁻	Mars, Avril, mai et juin 2005	/	/	diversement direct dans l'oued Sikkak
	Février, mars, avril, mai et juin 2009	Entre 30 et 43	Entre 2 et 3	Départ de l'intensification de la fertilisation par les engrais
	Mai 2015	/	14	Eau traitée chargée + période de fertilisation
PO₄³⁻	Février et mars 2005	/	/	diversement direct dans l'oued Sikkak
	D'Avril 2005 à mai 2007	/	/	Une grande partie des rejets n'a pas été raccordée à la STEP

CES : concentration à l'entrée de STEP, CSS : concentration à la sortie de STEP

II.3. Variation saisonnière et mensuelle de la qualité de l'eau

Dans les eaux du barrage Sikkak, les plus hautes concentrations mensuelles de la CE, RS, Mg^{2+} , Ca^{2+} , Silice, HCO_3^- et des nutriments (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , Pt, PO_4^-) ont été enregistrées en période humide (hiver et printemps). Tandis que la période estivale (été et automne) est caractérisée par des concentrations élevées de l'oxygène dissous, de la DCO, de la DBO5 et des salifères (Na^+ , Cl^- , K^+) (Figure V.16).



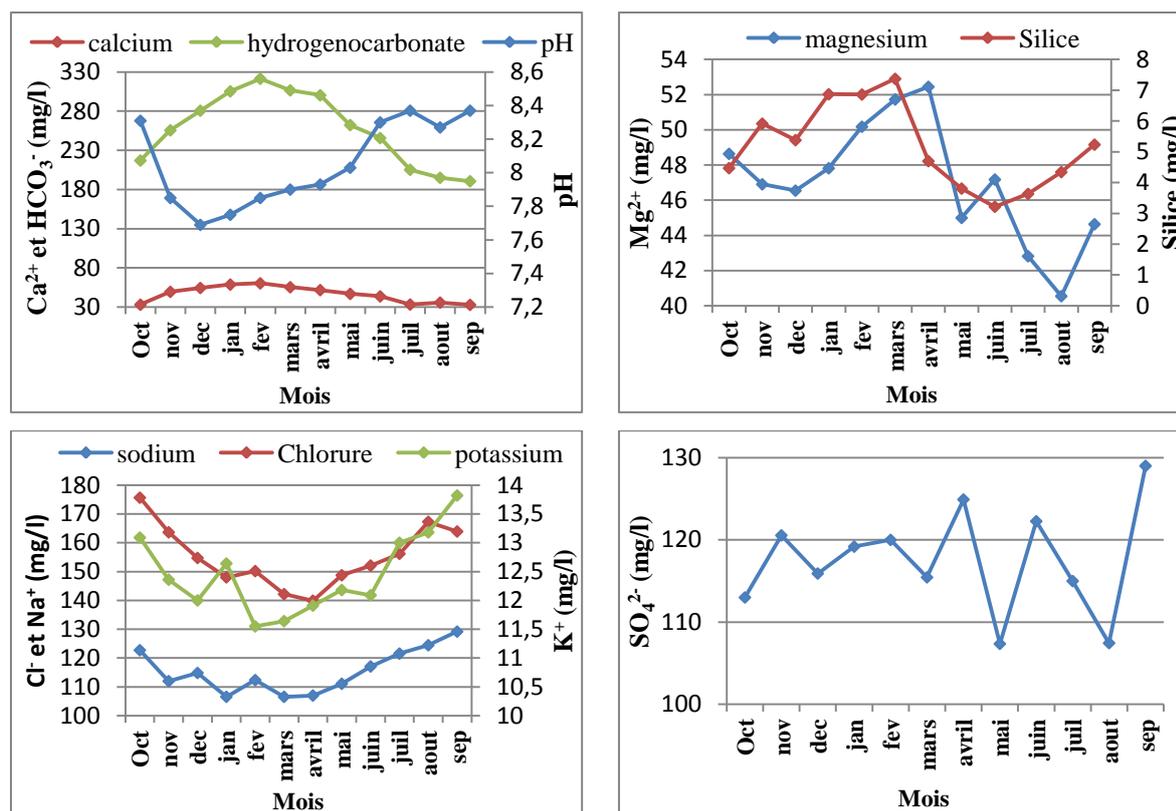


Figure V.16. Variation mensuelle moyenne de qualité de l'eau (janvier 2005 à décembre 2015)

Les fortes concentrations de la conductivité en période humide principalement dans les mois d'avril, janvier et mars peuvent être expliquées par l'enrichissement ionique appréciable du calcium, magnésium et surtout de l'hydrogencarbonate qui pourrait être attribué à la nature lithologique du bassin drainée, formée essentiellement par les roches calcaires et des dolomites. Les ions Mg^{2+} , Ca^{2+} et HCO_3^- ont les mêmes évolutions de la CE, ceci est probablement dû à l'érosion du sol et à la dissolution des roches carbonatées provoqué par les fortes précipitations. Ces évolutions sont en concordance avec ceux rapportée par **Djelita et Bouzid-lagha (2014)** dans le barrage de boughrara (Algérie). Ces résultats sont aussi comparables à ce qui avait été observé dans d'autres écosystèmes méditerranéens similaires tels que ceux rapportés par **Varol et al (2012)** dans les eaux du barrage de Tigris (Turquie).

L'évolution saisonnière et mensuelle de l'oxygène dissous montre des concentrations plus élevées dans la saison estivale (printemps et été) surtout en mois de mai, juin, juillet et août que celle de la saison hivernale (automne et hiver). Ceci est en désaccord avec plusieurs études telles que les études établies par **Pejman et al (2009)** et par **Charkhabi et Sakizadeh (2006)**, suggérant qu'une eau froide contient une plus grande quantité d'oxygène dissous qu'une eau chaude. Cela pourrait être dû, d'une part à l'activité photosynthétique intense,

d'autre part à l'échange d'oxygène entre l'air et l'eau, vu que la station de prélèvement se trouve en surface. L'augmentation de la conductivité en période hivernale peut être la cause de la diminution de l'oxygène dissous, car elle décroît la solubilité de l'oxygène dans l'eau (**Aberdache et Aissat, 2017**).

Les valeurs de DCO et de la DBO5 sont élevées durant l'été et surtout pendant le mois de juillet en raison de non renouvellement des eaux à cause des faibles apports et de l'évaporation des eaux. Tandis qu'en hiver, les concentrations étaient faibles grâce aux forts apports d'eaux de pluies qui contribuent à la dilution de la charge organique. Ces résultats sont en concordance avec ce qui avait été observé par **Al-Afify et al (2018)** dans la rivière du Nil (Egypte).

Les teneurs moyennes en ammonium, en phosphate, en nitrites et en nitrates étaient plus fortes en hiver et en printemps à cause des apports forts qui accélèrent le processus de drainage et de lessivage des fertilisants des terres agricoles situées à l'amont et au voisinage du barrage. Ces éléments peuvent provenir aussi de la matière organique végétale et animale. Ces évolutions dans les saisons sont en concordance avec les résultats obtenus par **Aissaoui (2017)** au niveau du barrage Hammam Grouz (Algérie) et par **Montigny et al (2019)** dans la lagune de Bizerte (Tunisie).

Les sodiums, les potassiums et les chlorures ont enregistré des teneurs élevées en automne et en été. Ceci peut être expliqué par les faibles apports et à la rareté des précipitations (précipitations presque nulles en été), conjuguée à l'augmentation de l'évaporation (T (°C) très élevée en été).

II.4. Analyse statistique

II.4.1. Application de l'ACP à la série des mesures moyennes annuelles

L'ACP est utile pour interpréter les données multivariées en les réduisant en structures linéaires fondamentales (axe), dans notre étude, l'objectif ultime de l'ACP est de faire une interprétation des résultats obtenus, de ressortir la corrélation existante entre les différentes variables (paramètres) et la répartition des individus (année) en groupes selon le degré de contamination pour avoir une idée sur l'évolution de la qualité des eaux du barrage.

Nous avons appliqué l'ACP sur une série de données de moyennes annuelles pendant onze années. Cette analyse a été réalisée sur 11 individus et 25 variables centrées réduites. Selon le critère de Kaiser, seuls les facteurs ayant une valeur propre supérieure ou égale à 1 seront significatifs de la variance (**Kaiser, 1958**). L'analyse a été poussée jusqu'à dix

facteurs, mais deux ont été retenus (F1 et F2), car ils présentent plus de 70 % de l'inertie totale, ce qui est assez bon et peut-être utilisé pour identifier les principales variations (Tableau V.4).

Tableau V.4. Facteur de l'ACP

Axe	F1	F2
Valeur propre	11,985	5,651
Variabilité (%)	47,939	22,605
% cumulé	47,939	70,544
T	0,231	0,040
pH	0,118	-0,176
volume	0,273	0,003
CE	-0,270	0,018
Ca ²⁺	-0,158	0,218
Mg ²⁺	-0,255	-0,072
Na ⁺	-0,179	-0,293
K ⁺	-0,260	-0,143
Cl ⁻	-0,050	-0,288
SO ₄ ²⁻	-0,255	-0,089
HCO ₃ ⁻	-0,269	0,065
DCO	0,057	0,229
DBO5	-0,192	0,184
MO	-0,252	-0,158
NO ₃ ⁻	-0,013	0,336
NO ₂ ⁻	-0,053	0,361
NH ₄ ⁺	-0,170	0,299
PO ₄ ³⁻	-0,223	0,247
évaporation	0,255	-0,019
turbidité	-0,134	-0,294
OD	0,101	-0,101
MES	-0,195	-0,198
RS	-0,250	-0,128
Silice	-0,165	0,057
Pt	-0,224	0,229

Le facteur F1 représente 47,94 % de la variance totale. Il représente le facteur le plus important contrôlant l'évolution des eaux. Il est déterminé positivement par : la température, le volume, évaporation et négativement par : la conductivité, magnésium, potassium, sulfate, hydrogénocarbonate, matière organique, silice et résidu sec. Ce facteur exprime la minéralisation des eaux et regroupe tous les paramètres qui participent à son acquisition. La corrélation positive du volume et la corrélation négative des paramètres de salinité indique qu'une relation inverse existe entre la salinité et cette variable.

L'axe F2 exprime une inertie de 22,60 % de l'information, il décrit essentiellement les paramètres suivants : calcium, sodium, chlorure, DCO, DBO5, nitrite, nitrate, ammonium,

phosphate, turbidité et phosphore total. Nous observons des corrélations positives des éléments nutritifs, de la DCO, DBO5 et du calcium. Cet axe peut être considéré comme un facteur de la pollution anthropique.

La matrice des corrélations entre les vingt-cinq variables prises deux à deux nous renseigne sur les liaisons existantes entre les variables (Annexe V.1). Cette matrice a permis d'avoir une idée sur les fortes corrélations. L'examen de ces corrélations relève les constatations suivantes :

- l'augmentation du volume de l'eau du barrage a contribué à la baisse des concentrations plupart des minéraux
- La forte corrélation entre les différents éléments peut être expliquée par la même source de pollution.

La projection des individus (11 années) sur le plan formé par les deux axes principaux a permis de ressortir des groupes qui présente la même qualité des eaux du barrage Sikkak (Figure V.17).

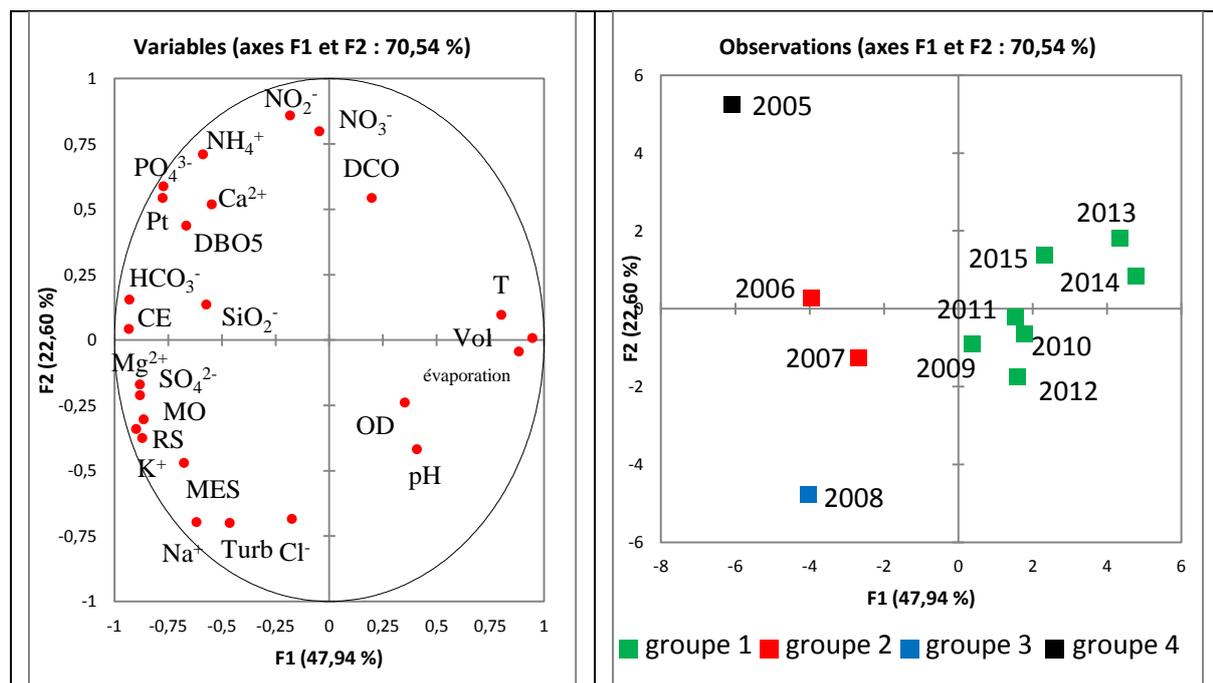


Figure V.17. Projection des variables et des individus (années) sur les deux axes principaux

Le groupe 1, formé par les individus (2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015) est corrélé positivement à l'axe F1 comme les variables (volume, évaporation et température), ceci implique une stabilité du volume pendant ces années.

Les eaux du deuxième groupe (2006 et 2007) sont dominées par le magnésium, potassium, conductivité, sulfate, hydrogénocarbonate, silice et résidu sec. Les eaux de ce groupe sont plus minéralisées par rapport les autres groupes. Tandis qu'il est clair que les eaux de l'année 2005 sont plus polluées par les rejets anthropiques.

II.4.2. Classification ascendante hiérarchique

La CAH permet de regrouper les individus ou les variables en groupes distincts qui peuvent être significatifs dans des différents contextes géochimiques.

II.4.2.1. Classification ascendante hiérarchique des variables

Appliquée aux variables de qualité de l'eau pour identifier leurs interactions, l'analyse hiérarchique des données chimiques (Figure V.18) met en évidence quatre principaux regroupements des variables. Le premier groupe comprend les variables : température, évaporation et volume. Ce regroupement présente les éléments hydrologiques du barrage. Le second groupe est constitué principalement de sodium, magnésium, potassium, sulfate, conductivité, silice, résidu sec et MES, il joue un rôle primordial dans la salinisation des eaux de Sikkak. Le troisième groupe constitué de paramètres de l'azote et du phosphore ainsi que l'hydrogénocarbonate et le calcium peut être considéré comme un facteur décrivant le processus du lessivage des sols. Le quatrième groupe constitué principalement de la DCO, la DBO5, chlorure et l'oxygène dissous peut être attribué aux rejets urbains arrivant au barrage Sikkak.

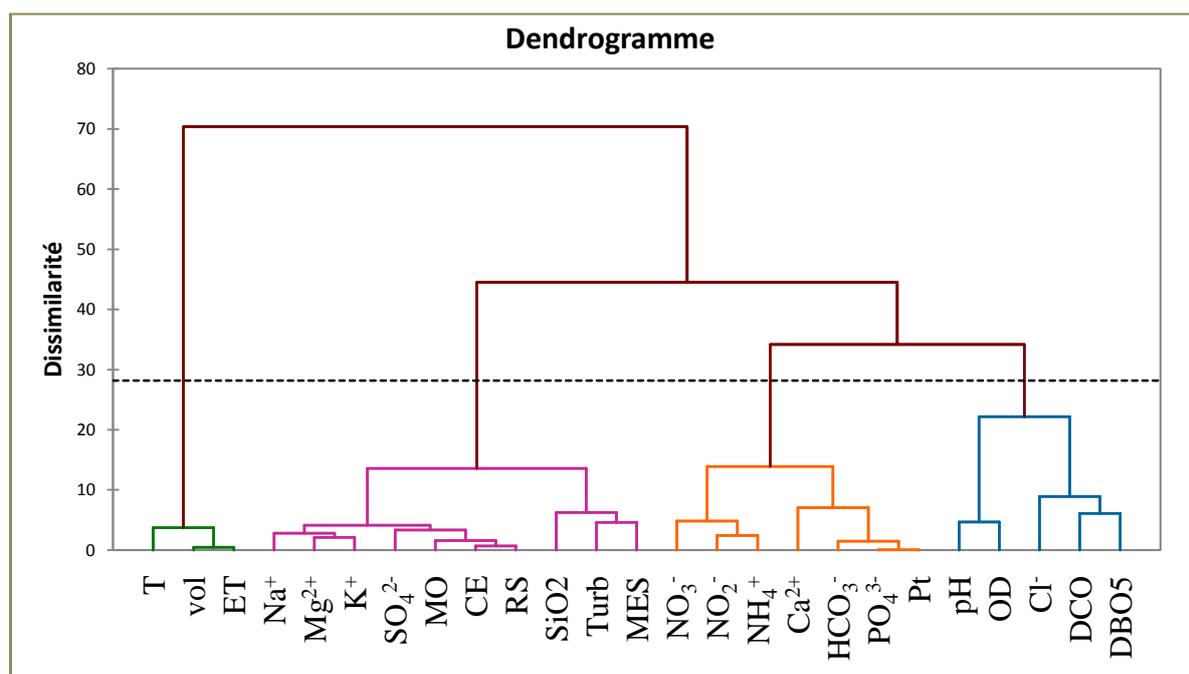


Figure V.18. Dendrogramme du regroupement des variables

II.4.2.2. Classification ascendante hiérarchique des individus

Appliquée aux individus pour indiquer les interactions et les similarités entre les échantillons étudiés, l'analyse hiérarchique des individus (année) (Figure V.19) met en évidence trois principaux regroupements des individus. Le premier groupe couvre les échantillons des années 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014 et 2015. Cette période est caractérisée par un volume du barrage pratiquement stable. Le deuxième groupe constitué des années 2006, 2007 et 2008 est caractérisé par un volume faible et un faible taux de raccordement à la STEP. Tandis qu'en 2005 les rejets urbains ont été déversés directement dans les affluents de Sikkak.

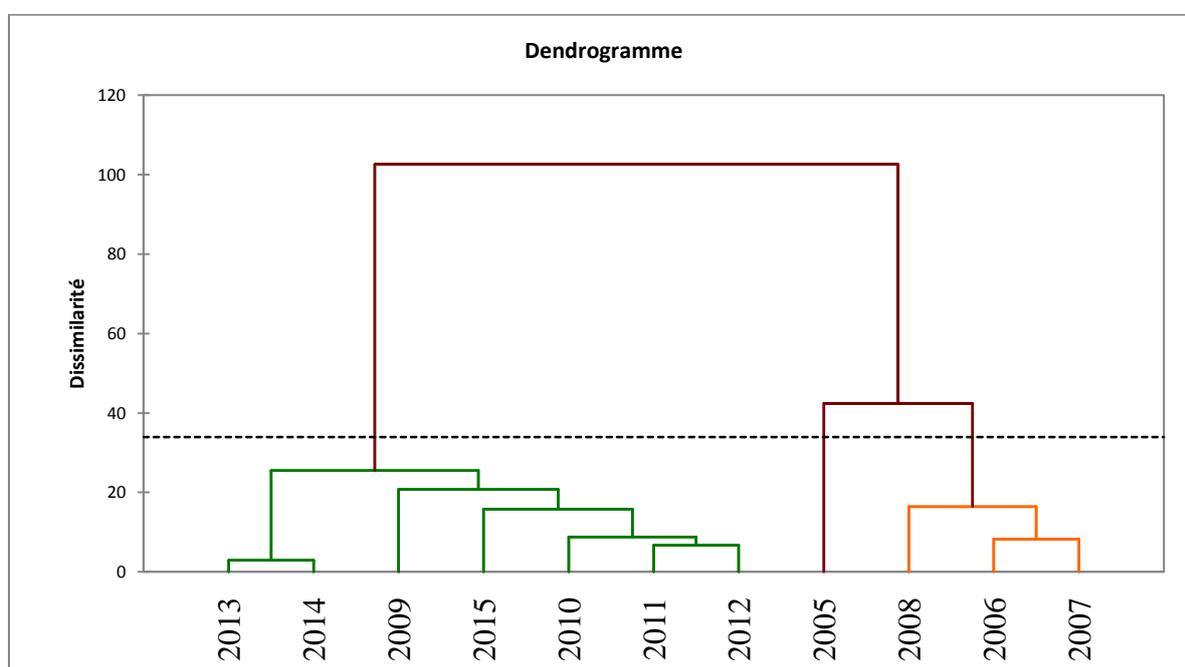


Figure V.19. Dendrogramme du regroupement des individus

Les résultats de la CAH sont très cohérents avec ceux issus de l'ACP.

Afin de voir les relations entre les mois de l'année, une analyse supplémentaire de l'ACP et de la CAH a été effectuée sur les individus (moyennes mensuelles).

La projection des individus (12 mois) sur le plan formé par les deux axes principaux de l'ACP a permis de ressortir des groupes qui présente la même qualité des eaux du barrage Sikkak (Figure V.20). La CAH a confirmé la ressemblance de ces groupes en termes de qualité.

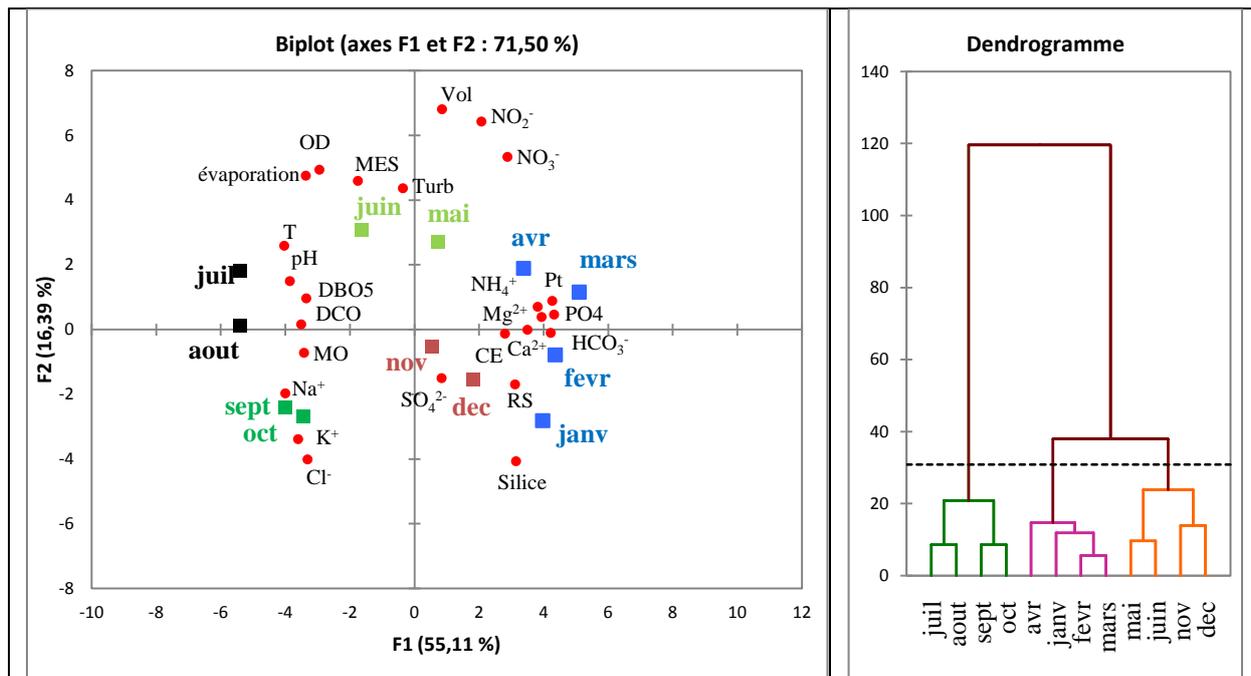


Figure V.20. ACP et CAH des données moyennes mensuelles

L'analyse de l'ACP et de la CAH met en évidence deux principaux regroupements des individus. Le premier groupe couvre la période humide (janvier, février, mars, avril, mai, juin, novembre et décembre), ces mois sont caractérisés par une minéralisation naturelle due à l'érosion du sol ainsi que le lessivage des terres agricoles. Tandis que le deuxième groupe constitué des mois secs est caractérisé par une forte pollution d'origine urbaine et industrielle.

II.4.3. Test T

L'application du test T de Student pour les deux échantillons (avant 2010 / après 2010) nous a permis d'affirmer que les différences sont statistiquement significatives ($p < 0,05$) pour de nombreux paramètres (Tableau V.5). Ces résultats indiquent que les paramètres analysés pourraient être davantage associés aux conditions hydrologiques et à l'installation de la station d'épuration.

Tableau V.5. Test T de student

Paramètre	Période	Test-T	P
TE (°C)	Avant et après 2010	-4,515	<0,0001
pH		-0,349	0,728
Evap (hm ³)		-6,304	<0,0001
Vol (hm ³)		-16,39	<0,0001
PR (mm)		-1,27	0,208
CE (µS/cm)		9,82	<0,0001
Turb (NTU)		2,08	0,04
OD (%)		-0,87	0,388
RS (mg/l)		7,3	< 0,0001
MES (mg/l)		2,93	0,005
DCO (mg/L)		-1,171	0,246
DBO5 (mg/L)		1,656	0,103
MO (mg/L)		5,648	<0,0001
NH ₄ ⁺ (mg/L)		2,664	0,01
NO ₂ ⁻ (mg/L)		0,295	0,769
NO ₃ ⁻ (mg/L)		1,398	0,167
PO ₄ ³⁻ (mg/L)		5,54	<0,0001
Pt (mg/L)		6,26	< 0,0001
Ca ²⁺ (mg/L)		6,479	<0,0001
Mg ²⁺ (mg/L)		4,42	<0,0001
Na ⁺ (mg/L)		5,49	<0,0001
Cl ⁻ (mg/L)		1,257	0,214
SO ₄ ²⁻ (mg/L)		7,191	<0,0001
K ⁺ (mg/L)		10,53	<0,0001
HCO ₃ ⁻ (mg/L)		9,37	<0,0001
Silice		5,81	< 0,0001

II.5. Caractérisation géochimique des eaux

Afin de caractériser et d'identifier les processus et les mécanismes géochimiques des eaux du barrage Sikkak, nous avons eu recours à l'exploitation des résultats d'analyses chimiques dans la projection sur les diagrammes de Piper et de Schöeller-Berkaloff ainsi qu'à l'examen des relations entre les teneurs en ions.

II.5.1. Diagramme de Piper

Pour le triangle des cations, on constate que les cations du magnésium dominent la caractérisation des cations. Tandis qu'on constate que les sulfates et les chlorures caractérisent les échantillons représentés dans le triangle des anions mises à part les années 2005 et 2006 qui montrent un enrichissement en carbonate et en hydrogénocarbonate.

La projection des échantillons sur le losange (facies global) indique que ces eaux sont chlorurées et sulfatées calciques et magnésiennes (Figure V.21).

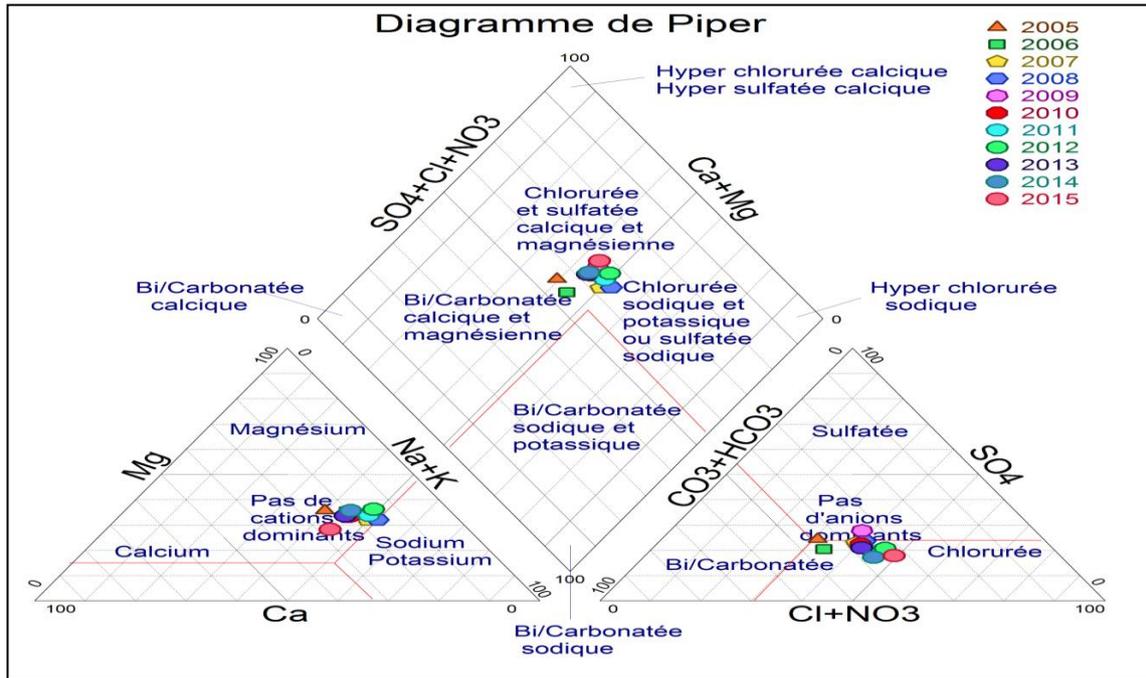


Figure V.21. Projection des analyses des eaux du barrage Sikkak sur le diagramme de Piper

II.5.2. Diagramme de Schöeller-Berkaloff

La projection des analyses sur le diagramme de Schöeller-Berkaloff montre que l'allure des courbes indique clairement la dominance du bicarbonate et du sodium pour l'ensemble des années (Figure V.22).

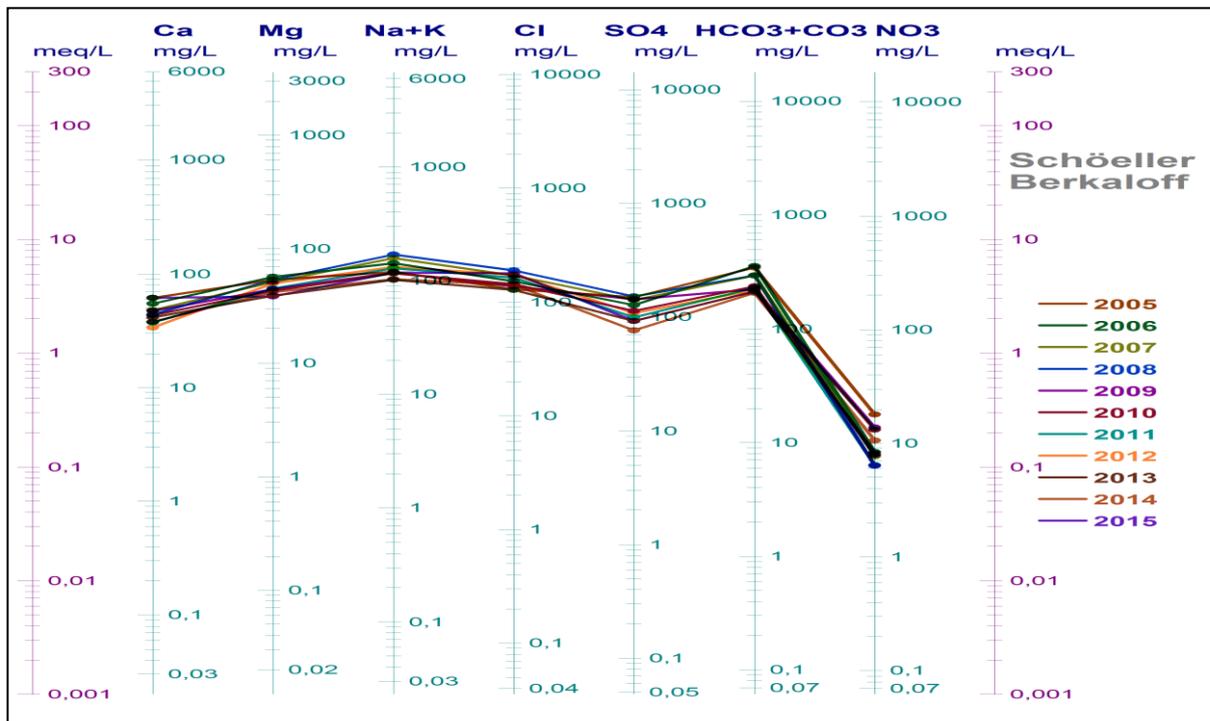


Figure V.22. Projection des analyses des eaux du barrage Sikkak sur le diagramme de Schöeller-Berkaloff

II.5.3. Indice de saturation (IS)

Le calcul des indices de saturation des eaux du barrage montre que les eaux sont sursaturées vis-à-vis les minéraux carbonatés, le gypse et l'anhydrite, et sont sous saturées vis-à-vis des minéraux évaporitiques (halite et sylvite). Ceci s'explique par la lithologie du bassin versant dominé les dolomies et les calcaires. Il n'existe pas de différences significatives entre les indices de saturations des différentes années (Tableau V.6).

Tableau V.6. Indice de saturation des minéraux des différentes années

Échantillon	Minéraux carbonatés			Minéraux évaporitiques			
	Calcite	Dolomite	Aragonite	gypse	Halite	Anhydrite	Sylvite
2005	2,21	4,48	2,07	0,61	-3,85	0,32	-4,09
2006	2,19	4,51	2,04	0,50	-3,70	0,21	-3,98
2007	2,06	4,26	1,91	0,51	-3,59	0,21	-3,90
2008	2,02	4,23	1,88	0,50	-3,51	0,21	-3,86
2009	1,97	4,02	1,83	0,57	-3,80	0,27	-4,16
2010	1,98	4,06	1,84	0,46	-3,78	0,16	-4,08
2011	1,93	4,05	1,78	0,35	-3,66	0,05	-4,01
2012	1,85	3,99	1,71	0,33	-3,64	0,04	-4,00
2013	1,96	3,99	1,81	0,40	-3,87	0,11	-4,29
2014	1,93	4,01	1,78	0,29	-3,81	0	-4,24
2015	2,12	4,16	1,98	0,54	-3,66	0,24	-4,10

II.5.4. Diagrammes binaires

Les relations entre les concentrations en éléments majeurs dissous sont illustrées dans la figure V.23.

L'étude des diagrammes (Ca^{2+} vs Mg^{2+}) et (Ca^{2+} vs HCO_3^-) montre que la majorité des échantillons du barrage Sikkak ont un excès de magnésium et d'hydrogencarbonate par rapport au calcium. Ceci indique que la dissolution de la dolomie et du carbonate est dominante.

La présence des ions Na^+ et Cl^- dans les eaux de surface peut être d'origine diverse. Le diagramme (Na^+ vs Cl^-) montre que la majorité des échantillons d'eau sont pratiquement alignés le long de la ligne d'équilibre avec une légère dominance du sodium. Ceci confirme que l'origine de ces éléments est le processus de la dissolution de l'halite.

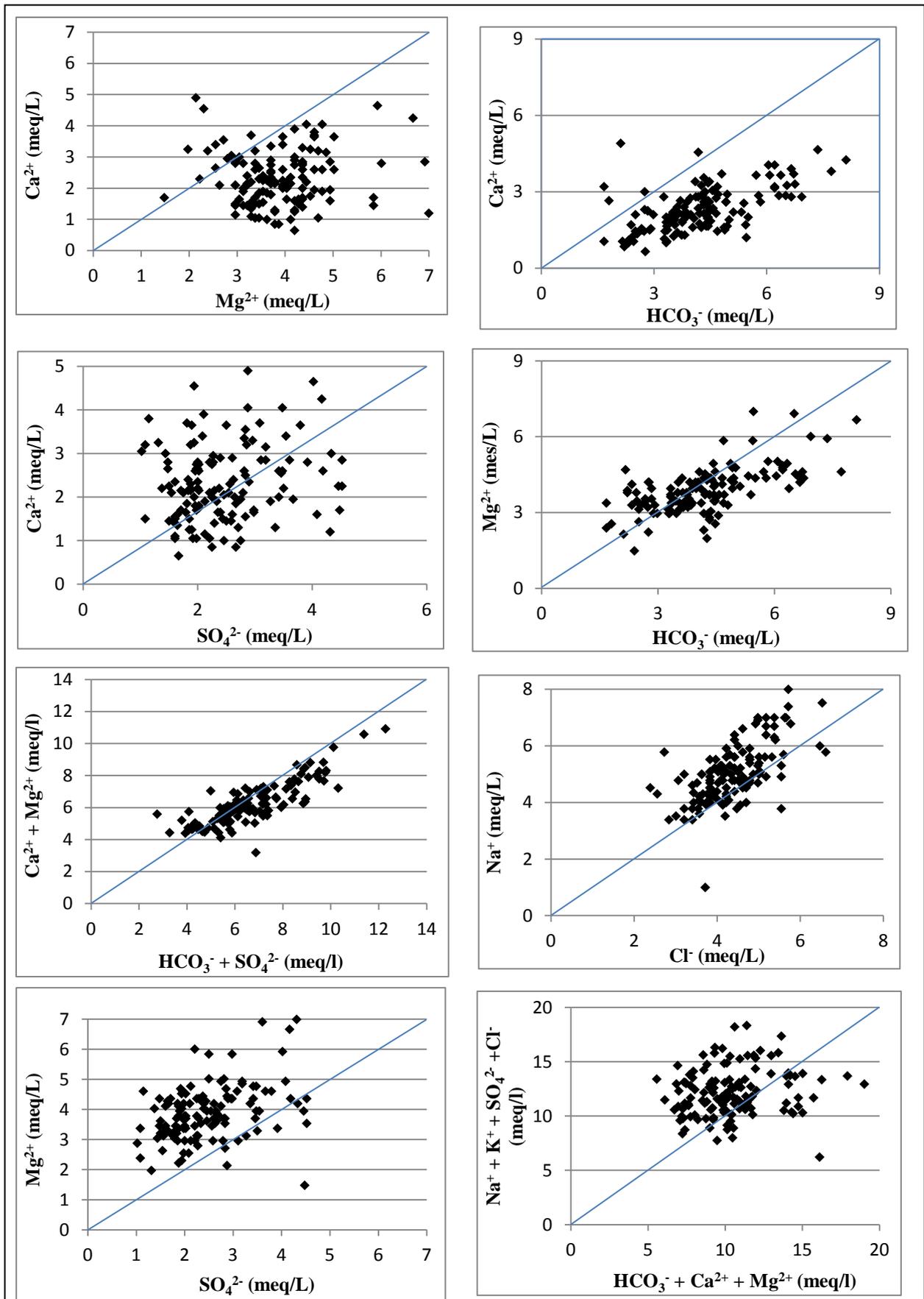


Figure V.23. Relations entre les principaux éléments majeurs

Le diagramme ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ vs $\text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^-$) peut mettre en évidence l'origine de ces éléments, les points se trouvant autour de la droite d'équilibre suggèrent que ces ions sont les résultats des dissolutions de la calcite, la dolomie et le gypse (**Rajmohan et Elango, 2004**), Ceci est confirmé par les deux diagrammes (Ca^{2+} vs SO_4^{2-}) et (Mg^{2+} vs HCO_3^-). Il est donc clair que c'est le cas des eaux du barrage Sikkak.

Le diagramme ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{HCO}_3^-$ vs $\text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$) montre un excès des éléments salifères par rapport aux carbonates. Ceci implique que les salifères contribuent beaucoup plus à l'augmentation de la salinité des eaux de Sikkak.

II.5.4.1. Diagramme de Gibbs

Le diagramme de Gibbs est largement utilisé pour établir la relation entre la composition de l'eau de surface et les caractéristiques lithologiques du bassin versant. Selon **Gibbs (1970)**, le taux d'évaporation, la composition chimique des roches et la chimie des eaux de pluie jouent un rôle prépondérant dans le contrôle du chimisme des eaux. La projection des résultats de la chimie sur le diagramme de Gibbs montre que le mécanisme contrôlant la chimie des eaux du barrage Sikkak est lié principalement à l'évaporation, ceci est expliqué par le climat de la région ainsi que la stagnation des eaux (Figure V.24).

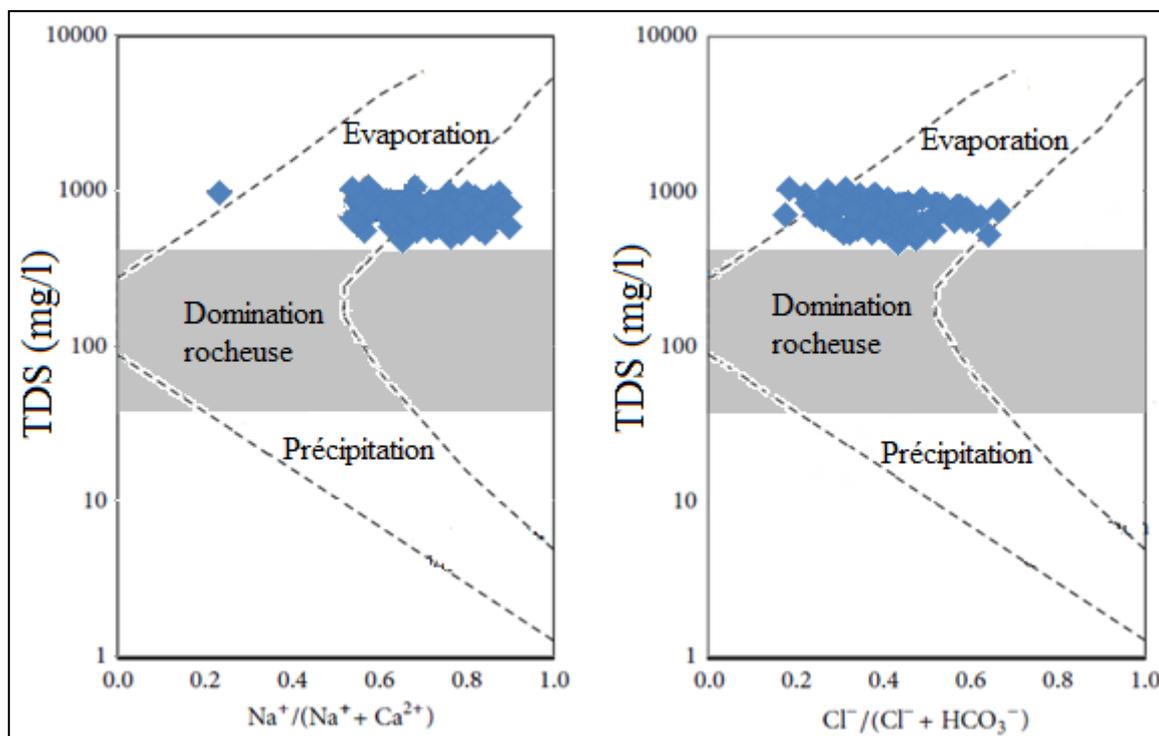


Figure V.24. Diagramme de Gibbs pour les eaux du barrage Sikkak

III. Analyse temporelle de la qualité des eaux de l'oued Sikkak

Afin de mieux comprendre l'évolution de pollution des eaux de Sikkak, un suivi de la qualité des eaux dans un point de l'oued a été effectué.

III.1. Paramètres physico-chimiques

Il est clair que la température de l'eau de l'oued Sikkak dépend de celle de l'air, elle varie entre 14 et 30 °C. Les valeurs du pH mesurées pendant les différents mois sont conformes aux normes algériennes pour tous les usages.

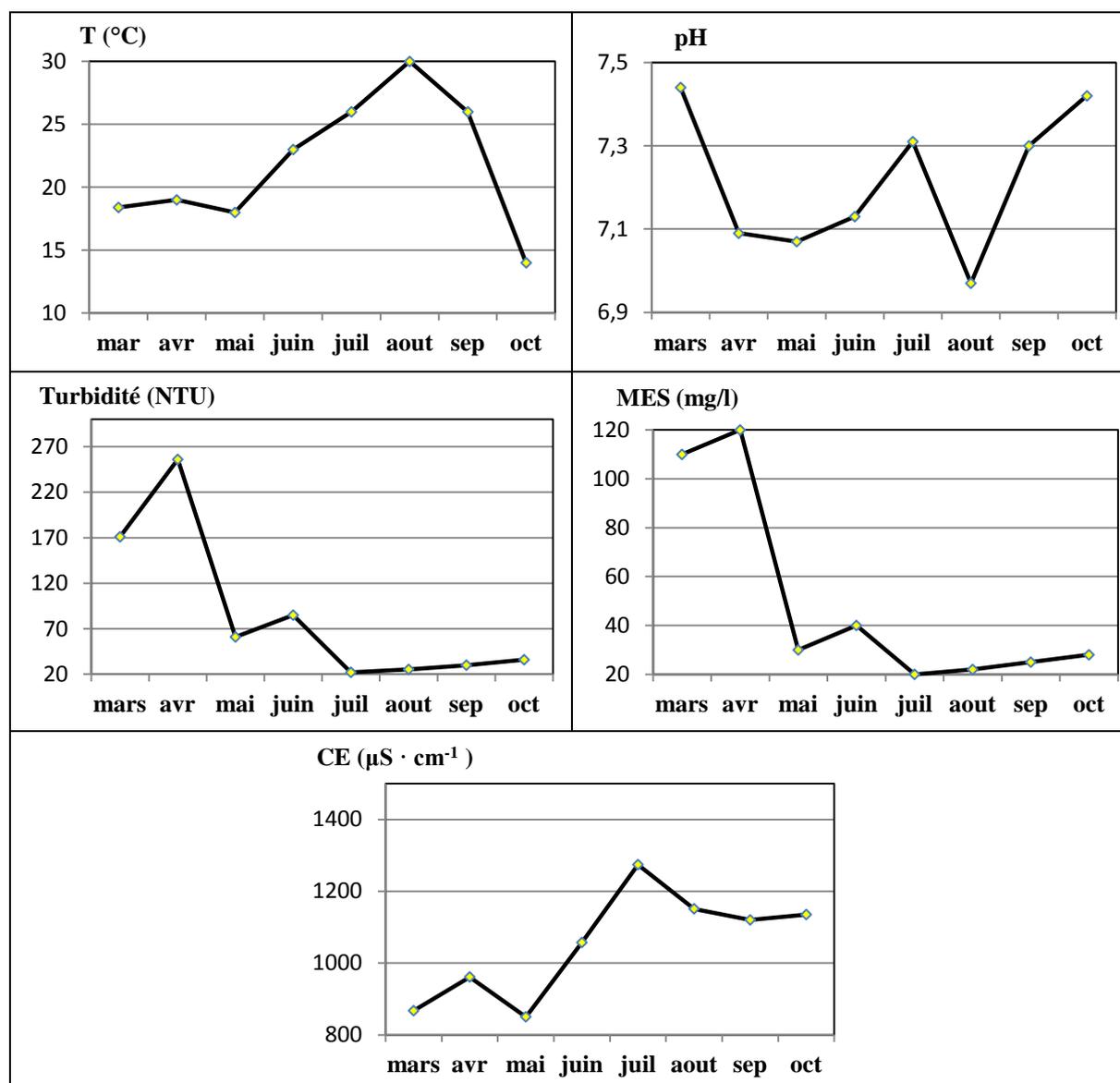


Figure V.25. Variation temporelle des paramètres physico-chimiques (mars à octobre 2018)

La conductivité électrique, liée aux apports naturels et anthropiques varie entre 850 et 1274 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$. L'augmentation de la conductivité en période d'été est probablement liée aux rejets d'eaux usées non diluées.

L'allure de variation des MES est pratiquement la même que celle de la turbidité. Les teneurs des MES sont faibles en période d'étiage. Ceci est expliqué par le faible flux circulant durant cette période (Figure V.25).

III.2. Caractérisation géochimique

L'analyse des ions majeurs montre une abondance des cations dans l'ordre $\text{Ca}^{2+} > \text{NH}_4^+ > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+}$ pendant les périodes de hautes eaux (mars et avril), et de l'ordre $\text{NH}_4^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+}$ pendant les périodes de basses eaux. L'abondance des anions est de l'ordre $\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{PO}_4^{3-} > \text{NO}_2^-$. Ceci est en rapport avec l'érosion du sol et avec les rejets urbains et agricoles.

III.2.1. Paramètres carbonatés

Les carbonates Mg^{2+} , Ca^{2+} et HCO_3^- dans les eaux de l'oued ont les mêmes évolutions que dans les eaux du barrage, ceci est dû à l'érosion du sol durant la période humide (Figure V.26).

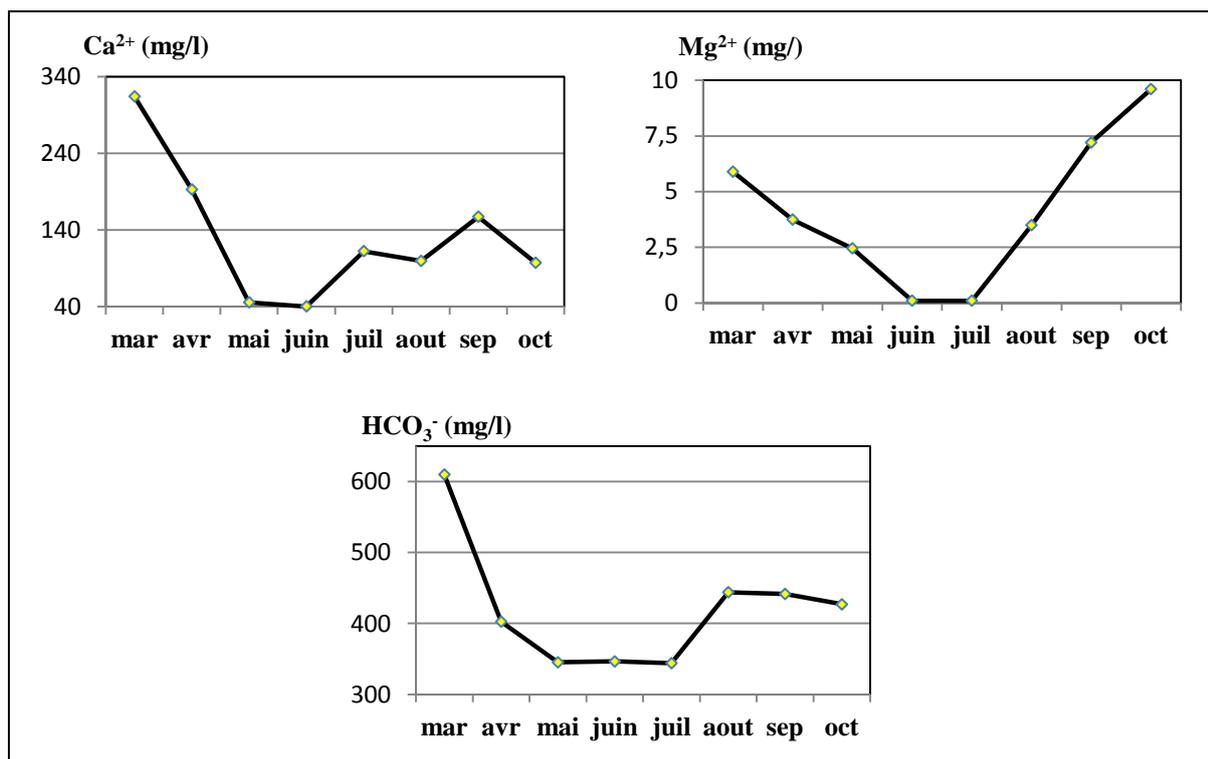


Figure V.26. Variation temporelle des éléments carbonatés (mars à octobre 2018)

III.2.2. Paramètres salifères

Les teneurs des salifères dans l'eau de l'oued pendant la période d'observation sont très variables (Figure V.27), ceci est probablement dû à la variabilité des débits d'eaux usées industriels déversés dans l'oued.

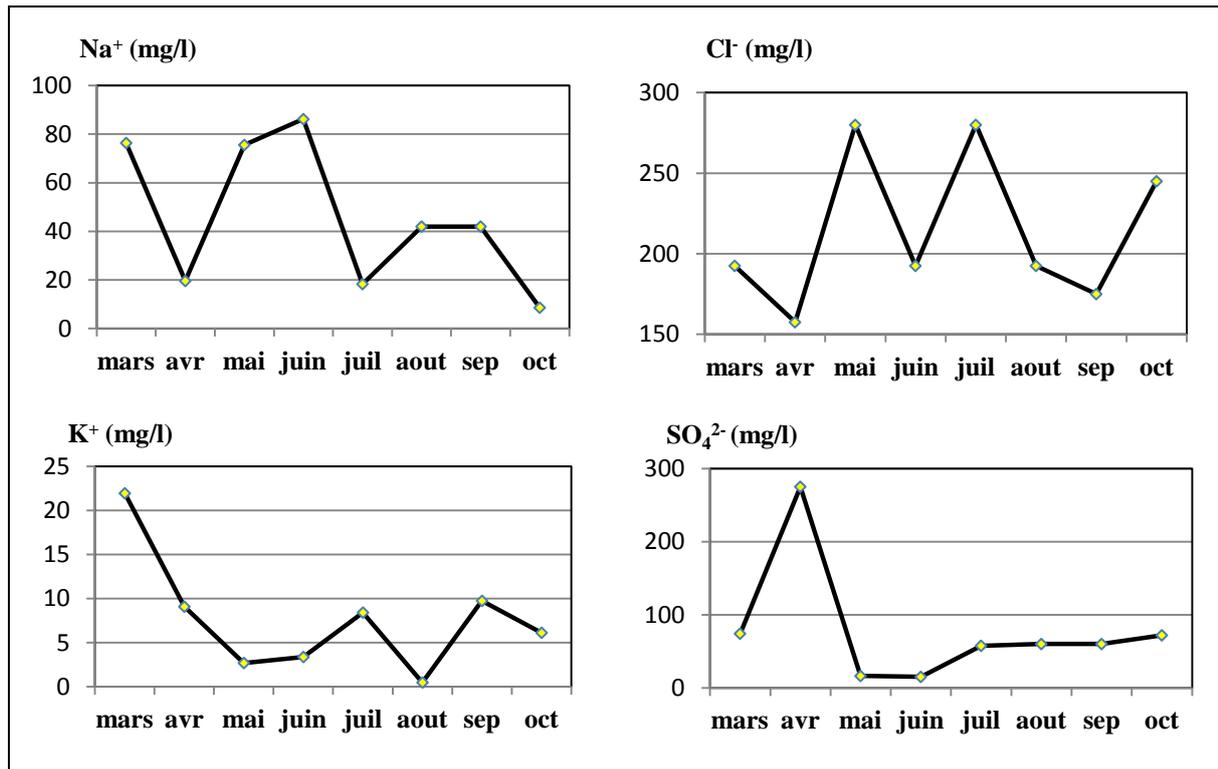


Figure V.27. Variation temporelle des éléments salifères (mars à octobre 2018)

III.3. Paramètres de pollution organique

La pollution par l'azote et par le phosphore dépend de l'approvisionnement des terres agricoles en nutriments (épandage, rejets d'élevages et engrais) et du déversement des eaux usées urbaines. Nous avons remarqué une forte abondance des ammoniums durant la période d'observation par rapport aux autres nutriments (Figure V.28), ceci s'explique la contribution des eaux usées urbaines à l'augmentation de la pollution dans les eaux de Sikkak.

La DCO est élevée en période sèche. Durant cette période, les rejets urbains atteignent l'oued sont très concentrés.

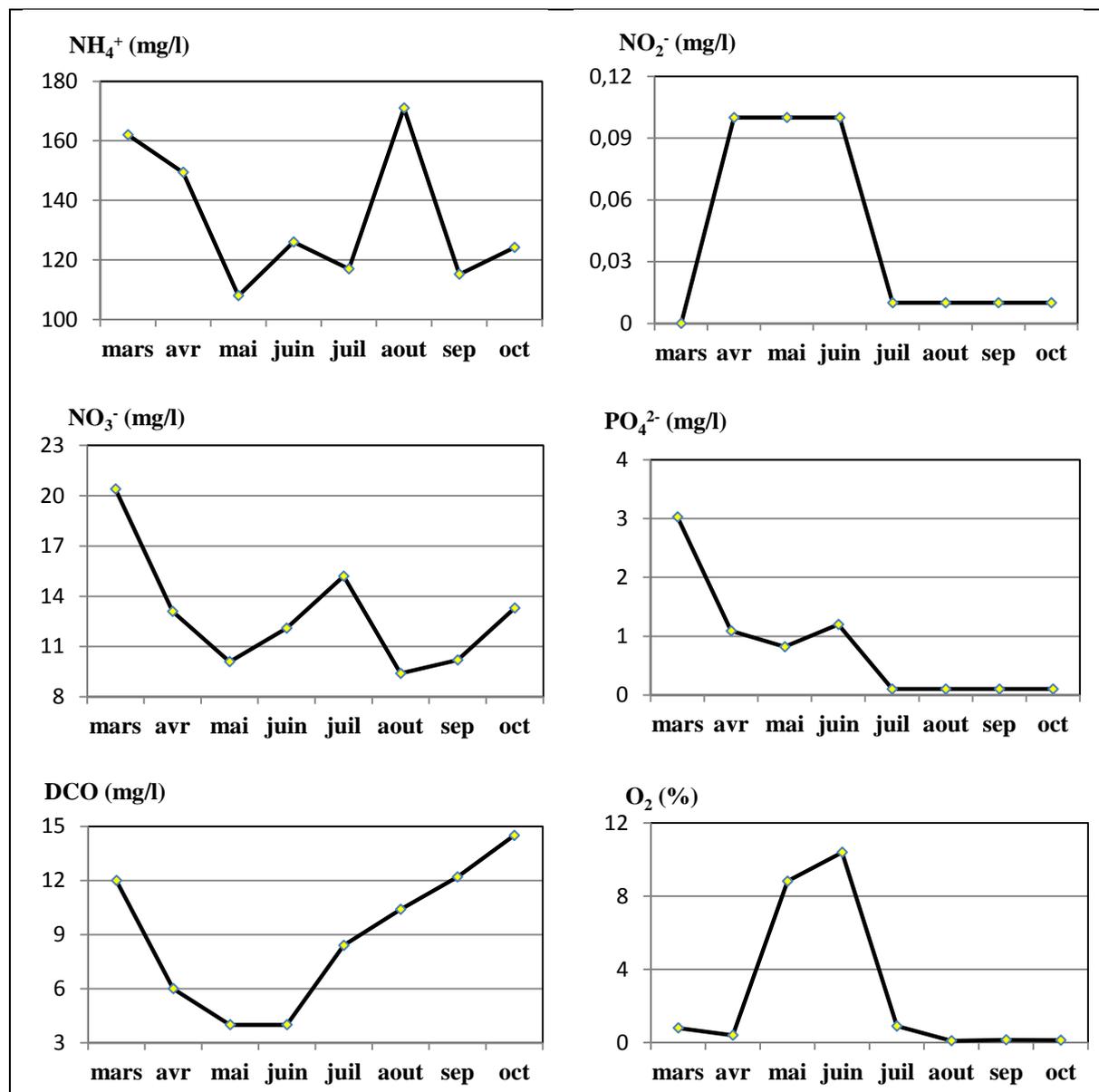


Figure V.28 : Variation temporelle des paramètres de l'azote, de l'orthophosphate, de la DCO et l'OD (mars à octobre 2018)

IV. Apports de l'outil isotopique à l'étude des eaux de surface de Sikkak

En complément à la caractérisation géochimique des eaux, l'utilisation des méthodes isotopiques nous permettra de comprendre le fonctionnement hydrologique des eaux de surface de Sikkak.

IV.1. Relation entre $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$

L'étude des eaux de surface à l'aide des isotopes stables de la molécule d'eau nécessite la connaissance du signal isotopique d'entrée, correspondant aux eaux des pluies qui

s'écoulent dans le bassin versant. En Algérie, peu d'étude ont concerné la connaissance de ce signal.

Les teneurs en isotopes stables dans les eaux de surface de Sikkak présentent une large gamme de variation malgré la petite superficie du bassin. Elles varient entre -6,71 et -2,06 ‰ VS-SMOW pour l'oxygène 18 et entre -40,9 et -13,1 ‰ VS-SMOW pour le deutérium (Figure V.29). Nous avons reporté sur la même figure la teneur en isotope stable de la pluie d'un seul échantillon. L'échantillon semble bien conservé puisqu'il s'aligne autour de la droite météorique mondiale définie par **Craig (1961)**. Il est beaucoup proche de la droite des eaux météoriques pour la Méditerranée occidentale (Figure V.30).

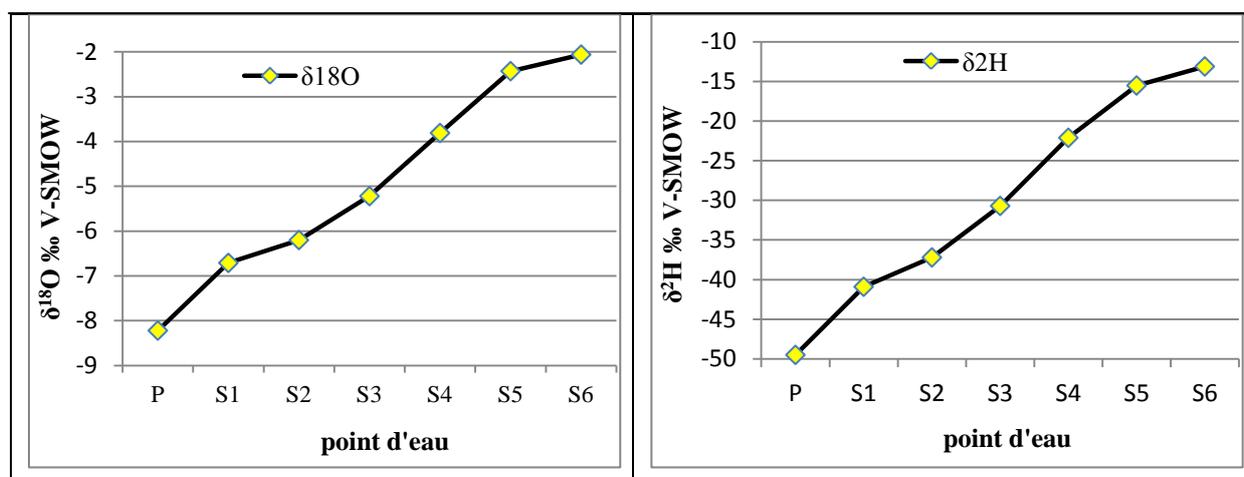


Figure V.29. Variations spatiales des teneurs en $\delta^{18}\text{O}$ et en $\delta^2\text{H}$

Représentées sur un diagramme $\delta^2\text{H} = f(\delta^{18}\text{O})$, les eaux du bassin Sikkak se répartissent au-dessous de la droite des eaux météoriques pour la Méditerranée occidentale d'équation $\delta^2\text{H} = 8 * \delta^{18}\text{O} + 13,7$ et s'alignent bien sur une droite (de pente inférieure à 8) d'équation $\delta^2\text{H} = 5,8876 \delta^{18}\text{O} - 0,6484$

La figure V.30 montre que les eaux de Sikkak se répartissent en deux groupes. Le premier groupe représente les eaux non évaporées, situés au-dessus de la droite météorique mondiale de Craig. Ces eaux présentent des signatures isotopiques appauvries peuvent être expliquées par l'effet de l'altitude et par l'infiltration rapide des eaux météoriques.

Les eaux du deuxième groupe sont caractérisées par le cachet évaporé, localisées en dessous de la droite météorique mondiale, elles s'écartent de plus en plus de la DMM en allant vers des basses altitudes.

Par ailleurs, l'intersection de la droite des eaux évaporées avec celle de la DMM (-5 ‰ VS-SMOW pour $\delta^{18}\text{O}$ et -30 ‰ VS-SMOW pour $\delta^2\text{H}$) renseignerait sur la composition isotopique initiale des eaux de pluie.

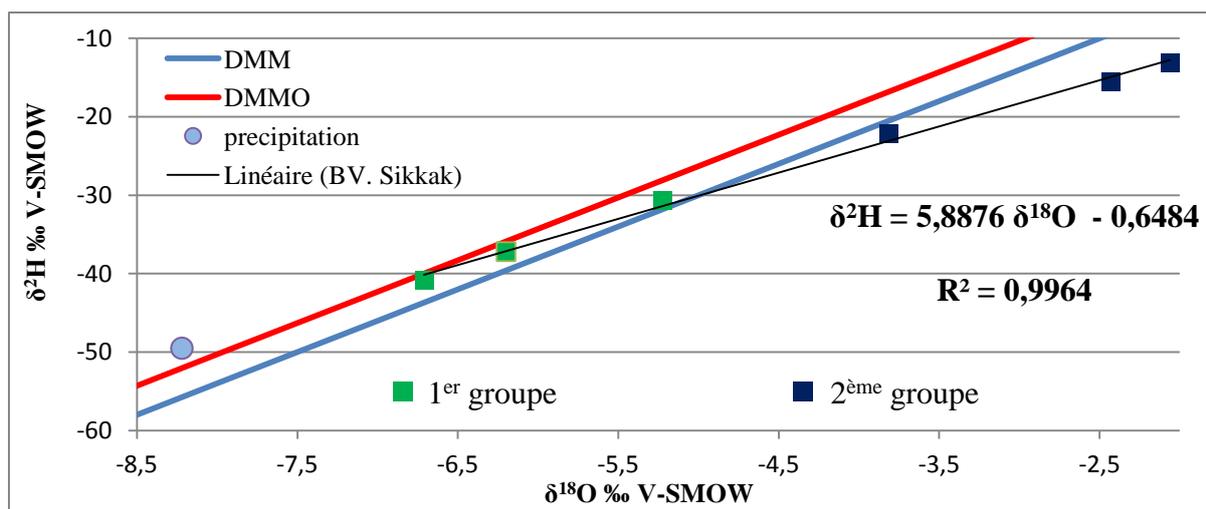


Figure V.30. Relation ente $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$ dans les eaux de surface du Sikkak

IV.2. Excès en deutérium

Les valeurs de « d excès » des eaux de Sikkak varient entre 3,38 et 12,78 ‰. Elles sont positives, mais restent nettement inférieures à celle de la pluie (16,26 ‰). La figure V.31 montre l'évolution de l'excès en deutérium (conséquence de la relation $\delta^{18}\text{O} - \delta^2\text{H}$) le long de l'oued Sikkak. On constate une tendance négative de « d excès » de l'amont vers l'aval peut être attribuée à la variabilité de l'humidité des masses d'air et surtout au degré d'évaporation élevé causé par l'aridité du climat.

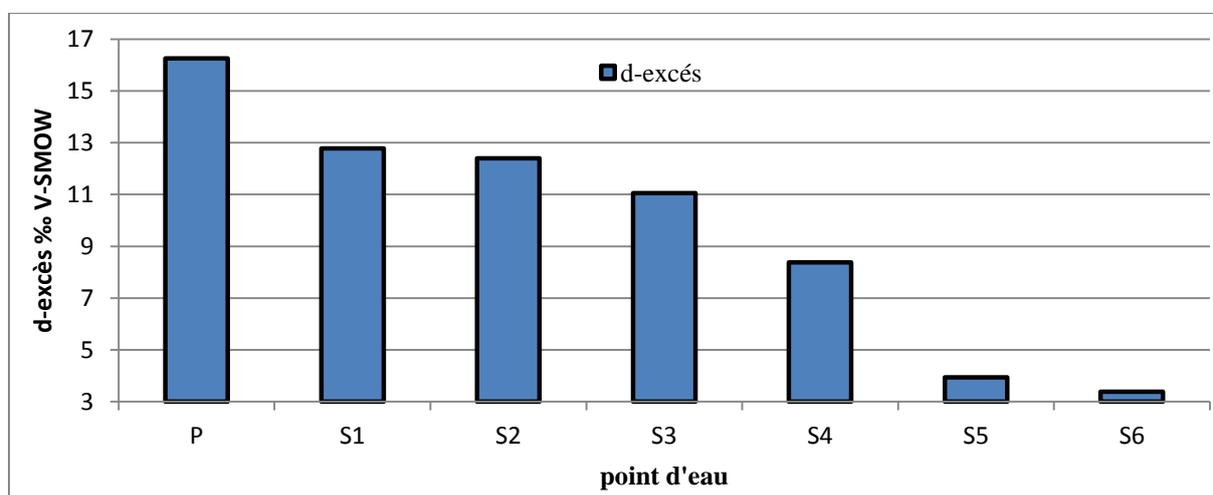


Figure V.31. Variations spatiales de l'excès en deutérium

IV.3. Relation entre conductivité électrique (CE) et $\delta^{18}\text{O}$

Des mesures de la conductivité ont été également faites sur les mêmes échantillons précédents. La figure V.32 montre la relation entre la conductivité des eaux et leurs teneurs en $\delta^{18}\text{O}$. On constate que la teneur en $\delta^{18}\text{O}$ augmente en même temps que la conductivité des

eaux, ceci confirme que le processus d'évaporation régi par les échanges avec la vapeur atmosphérique contrôle nettement la salinisation des eaux du bassin Sikkak. Cette constatation confirme nos interprétations de l'étude géochimique des eaux du barrage.

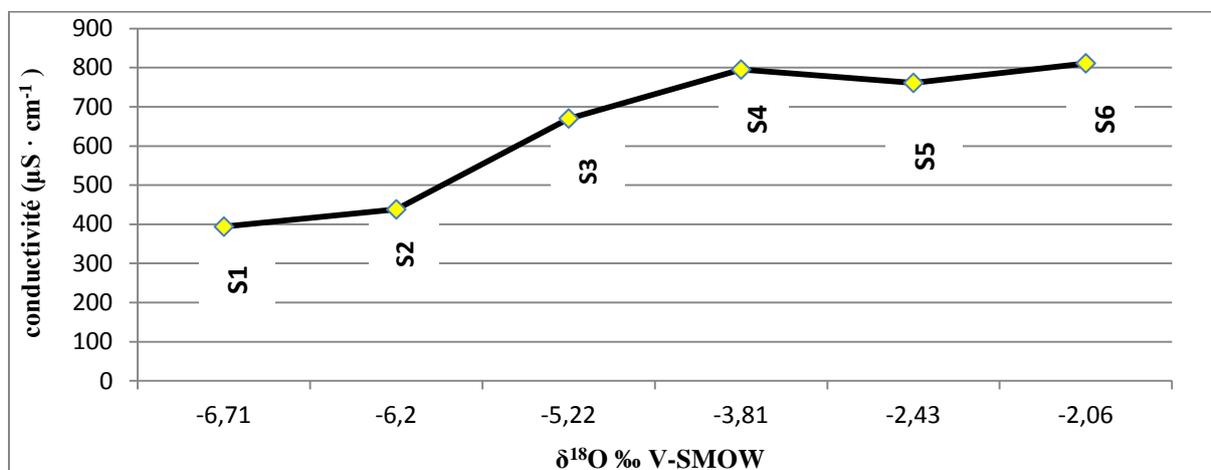


Figure V.32. Relation entre la conductivité électrique et $\delta^{18}\text{O}$ des eaux de surface de Sikkak

IV.4. Relation entre $\delta^{18}\text{O}$ et l'altitude

Le gradient isotopique altitudinal doit être établi à partir des mesures sur les échantillons de précipitations collectées à différentes altitudes et réparties dans la région. Cependant, l'absence de données régionales sur les teneurs isotopiques nous conduit à utiliser les données obtenues sur des eaux de surface analysées. On constate d'après la figure V.33 qu'il y a un appauvrissement en $\delta^{18}\text{O}$ en fonction de l'altitude. Le gradient altitudinal en $\delta^{18}\text{O}$ de la région d'étude est estimé à $-1,05 \delta^{18}\text{O} \text{ ‰}$, pour 100 m.

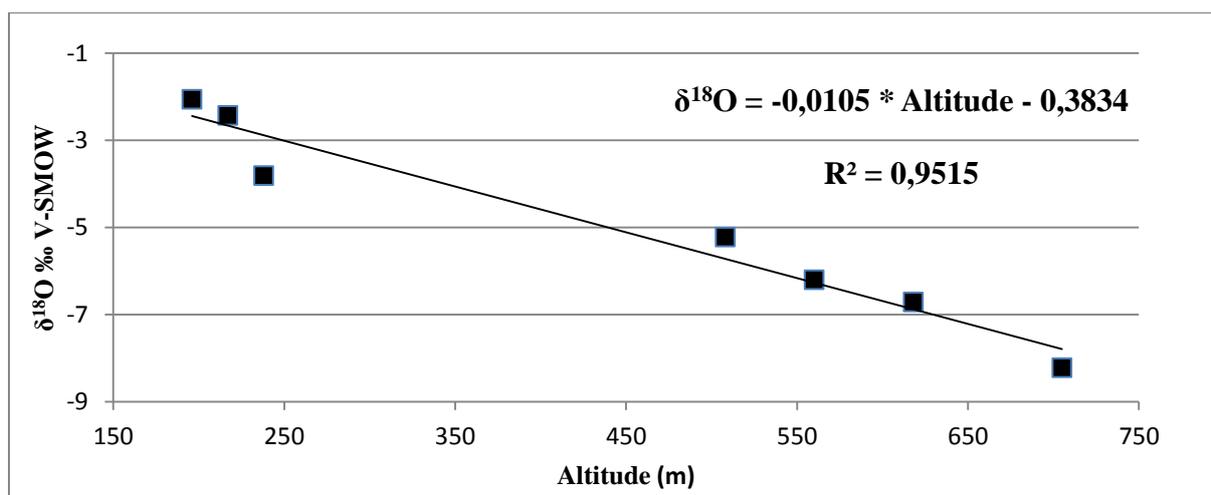


Figure V.33. Gradient de $\delta^{18}\text{O}$ en fonction de l'altitude du bassin Sikkak.

V. Aptitude des eaux de Sikkak à l'irrigation

Cette partie de ce chapitre est réalisée après avoir constaté que la majeure partie de l'eau du bassin de Sikkak (barrage + oued) est destinée à l'irrigation surtout après l'an 2012, date à laquelle une station de dessalement de l'eau est entrée en production pour assurer l'alimentation en eau potable d'une grande partie de la wilaya de Tlemcen entre autre le groupement urbain de Tlemcen.

L'approvisionnement en eau d'irrigation est un facteur déterminant de la production agricole. Cependant, les secteurs irrigués sont menacés par salinisation secondaire (**Lahlou et al., 2000**). D'autre part, la salinisation d'un secteur irrigué dépend de plusieurs facteurs, principalement de la qualité de l'eau d'irrigation, de la nature du sol irrigué et des conditions climatiques (**Oga et al., 2015**). Par conséquent, l'utilisation de ces eaux doit être basée sur le type de la plante, du sol et de la qualité chimique de l'eau. La surveillance de qualité des eaux de surface pour l'approvisionnement en irrigation est importante dans une région semi aride comme notre site d'étude.

Afin d'évaluer l'aptitude de l'eau de surface de la zone d'étude pour l'utilisation en agriculture, nous avons utilisé dix méthodes de classification. Selon la classification du SAR, du rapport de Kelly (RK), du chlorure et de l'indice de perméabilité (IP), la majorité des échantillons d'eau de surface de la région d'étude appartiennent à une catégorie appropriée pour l'irrigation. Pour la conductivité et le potentiel de la salinité (PS), pratiquement la totalité des échantillons sont inappropriés pour l'irrigation du fait de leur forte concentration en chlorure et en sulfate. En termes de risque du magnésium (RM), les eaux de l'oued ne présentent aucun risque pour leurs utilisations en irrigation, tandis que la totalité des échantillons du barrage présentent des risques, donc l'irrigation avec ces dernières peut causer des chutes de rendements des cultures, car les sols deviennent plus alcalins avec un risque de magnésium supérieur à 50 (Figure V.34).

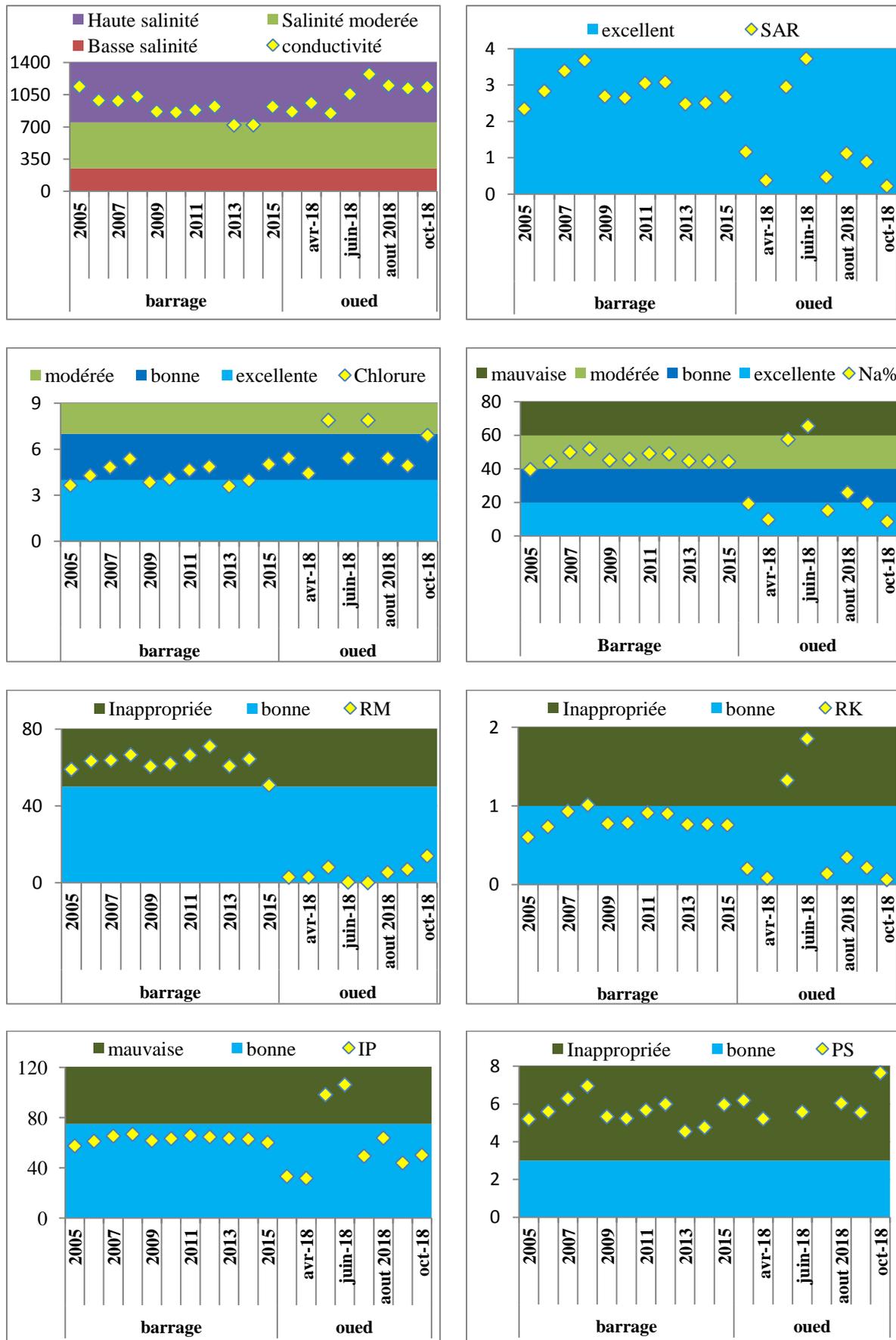


Figure V.34. Classification de la qualité de l'eau selon différents critères d'irrigation

V.1. Diagrammes de Wilcox et de Riverside

Le diagramme de Wilcox classe les eaux selon leurs effets sur l'infiltration du sol par accumulation du sodium sur le complexe d'échange du sol. C'est un diagramme à double entrées avec la salinité (CE) en abscisse et le pourcentage de sodium en ordonnée. La plupart des échantillons projetés sur ce diagramme sont classés comme des eaux de bonne qualité pour l'irrigation.

Le diagramme de Riverside tient compte de l'équilibre entre les deux variables la CE et le SAR, dont l'une influence l'autre à des degrés donnés. Le risque de la sodicité lié au SAR est atténué en présence d'une salinité élevée. Pratiquement, la totalité des échantillons projetés sur ce diagramme sont dans la classe C3S1 qui présente un faible risque de sodicité et un risque modéré de salinité dont son emploi doit être fait avec précaution (Figure V.35).

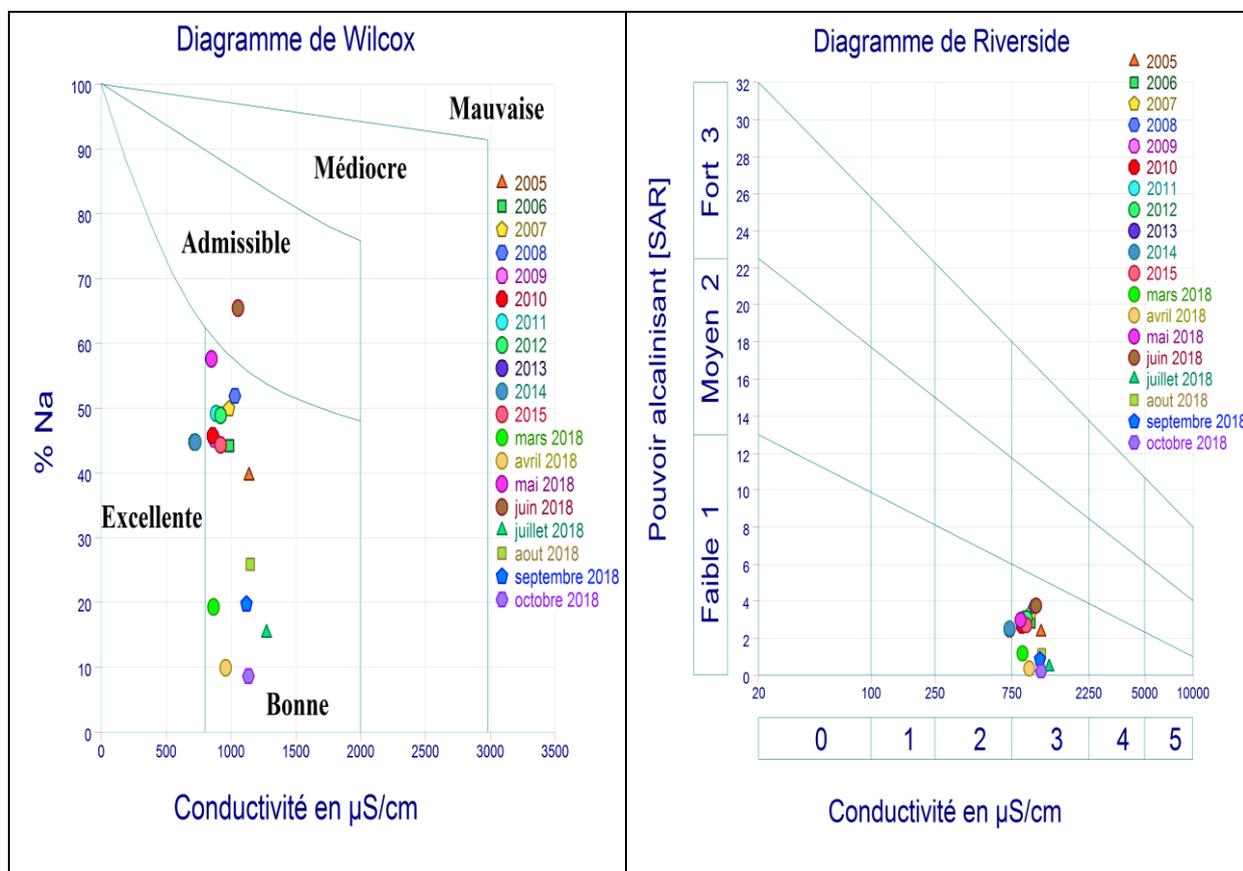


Figure V.35. Classification des eaux du barrage Sikkak selon les diagrammes de Wilcox et de Riverside

VI. Conclusion

A la lumière des résultats obtenus, on constate que les eaux du barrage Sikkak sont affectées par une pollution urbaine, industrielle et agricole. La présence d'anomalies de la qualité organique et de la qualité des paramètres azotés et phosphorés confirme cette affectation qui est liée principalement aux activités anthropiques. L'analyse géochimique de ces eaux montre que la charge minérale n'est pas élevée, due principalement à la lithologie du bassin versant. L'examen de la variation de ce chimisme à long terme a permis de voir que les différents paramètres (minérale et organique) ont une tendance négative suite à l'augmentation du volume et à l'amélioration de la qualité des eaux déversées dans le barrage. Les eaux de Sikkak sont dominées par un faciès chloruré et sulfaté calcique et magnésien lié à la lithologie et l'action anthropique, ces eaux sont sursaturées vis-à-vis les minéraux carbonatés. La projection des résultats de la chimie sur le diagramme de Gibbs montre que le mécanisme contrôlant la chimie des eaux du barrage Sikkak est l'évaporation.

Les résultats de l'ACP et de la CAH indiquent que la plupart des paramètres de minéralisation et de pollution organique sont influencés par les paramètres hydrologiques (volume et évaporation) ainsi que par les rejets d'eaux usées dans le barrage. Ceci était confirmé par le test T. Ce dernier a montré que la mise en service de la station d'épuration a contribué à l'amélioration de la qualité des eaux.

L'analyse de l'évolution temporelle des éléments chimiques de l'oued Sikkak montre l'existence de fortes concentrations en bicarbonate, en chlorure, en calcium et en ammonium, principalement dues à l'érosion des sols, aux rejets urbains et aux activités agricoles.

L'emploi des isotopes stables de quelques points de l'oued Sikkak a montré l'existence de deux types d'eau. Un groupe n'indique aucune modification isotopique significative sous l'effet de l'évaporation et autre groupe montre l'impact conjugué du phénomène de l'évaporation. De plus, l'utilisation combinée de la conductivité et de l'oxygène 18 a permis de mettre en évidence que le processus d'évaporation contrôle la salinisation des eaux du bassin Sikkak.

L'analyse de toutes les méthodes de classification nous a permis de conclure que la majorité des échantillons peuvent être utilisés pour l'irrigation de la plupart des espèces cultivées avec un niveau assez élevé de conductivité et de magnésium dans les eaux du barrage en particulier.

Conclusion générale

Conclusion générale

Ce travail de thèse a eu pour objectif d'améliorer les connaissances sur le comportement des contaminants dans les eaux de surface, en prenant comme site d'étude le bassin versant de Sikkak. Le barrage Sikkak reçoit des rejets domestiques, agricoles et industriels qui sont rejetées avec ou sans traitement préalable dans l'oued Sikkak, affluent principal du bassin. Le choix du Sikkak comme site d'étude est basé sur ses caractéristiques particulières et sur son importance, puisqu'il constitue l'un des principales sources en eau à Tlemcen.

Le problème de la contamination environnementale des eaux de surface du bassin Sikkak, en zone semi-aride, a été abordé par une approche multidisciplinaire: hydrologique, géochimique, statistique et isotopique. Ce bassin qui s'étend sur une superficie de 241 km² est situé dans le grand bassin de la Tafna est contrôlé par un barrage de capacité de 27 Mm³. L'eau de surface a été identifiée comme étant le principal vecteur dans le transport des éléments en solution qui peuvent causer des effets multiples et très sérieux sur l'environnement, ainsi que sur la santé humaine. Une caractérisation poussée des éléments majeurs et des paramètres de pollution organiques, leurs sources et leurs refuges, ainsi que les mécanismes responsables de leur distribution dans l'environnement, ont été identifiés.

Morphologiquement, le bassin versant de Sikkak est d'une forme allongée caractérisée par une altitude moyenne de 576,76 mètres, elle donne l'aspect d'un relief assez fort et un chevelu hydrographique assez dense.

La lithologie du bassin Sikkak est caractérisée par des sols calcaires, des dolomies, des marnes et des alluvions. Ces formations facilement altérées par les eaux sont à l'origine du chimismes des eaux de surface de Sikkak.

L'analyse des séries chronologiques de précipitations et des températures montre une forte fluctuation temporelle de la pluviométrie. Elle nous a permis de distinguer une période humide qui s'étale d'octobre à mai et une autre sèche de juin à septembre. L'utilisation des différentes méthodes mettant en relation les données de précipitations et températures, nous indiquent que le climat dans le bassin versant de Sikkak est de type semi aride à hiver doux. Le calcul du bilan hydrologique par la méthode de Thornthwaite montre que l'évapotranspiration réelle est de l'ordre de 417,88 mm, soit 84,57 % de la hauteur d'eau précipitée, alors que l'écoulement n'est que de 76,22 mm, soit 15,43 %. Cette lame d'eau écoulee est répartie entre le ruissellement avec 48,77 mm et l'infiltration 27,45 mm. Le comportement hydrologique du bassin Sikkak est caractérisé par des débits importants durant la période hivernale comparativement à la saison sèche.

Conclusion générale

Pour cerner la caractérisation et les mécanismes de pollution des eaux de surface, un diagnostic approfondi a été effectué sur les eaux du barrage. Le diagnostic de l'état actuel des eaux du barrage Sikkak basé sur des données couvrant la période de janvier 2005 à décembre 2015 révèle des concentrations élevées de certains minéraux et de quelques paramètres organiques dues à la lithologie des terrains traversés et aux facteurs externes (rejets domestiques et industriels, activités agricoles). L'évolution temporelle de ces paramètres a été réalisée également à l'aide de la méthode des tendances avec les données de 132 mois. Les résultats obtenus montrent que la plupart des paramètres ont des tendances négatives due à l'augmentation du volume du barrage ainsi qu'à la contribution de la station d'épuration à l'amélioration de la qualité des eaux en amont du barrage. Ces interprétations ont été confirmées par l'analyse statistique à l'aide de l'ACP, de la CAH et du test T.

L'analyse géochimique des eaux du barrage a révélé un faciès chloruré et sulfaté calcique et magnésien selon le diagramme de Piper. Le calcul de l'indice de saturation des minéraux chimiques par rapport à l'eau de surface, montre la forte sensibilité des minéraux carbonatés à la dissolution par rapport aux minéraux évaporitiques. Le diagramme de Gibbs a montré que le mécanisme contrôlant la chimie des eaux du barrage Sikkak est lié principalement à l'évaporation tandis que la projection des résultats de la chimie sur les diagrammes binaires a permis de mettre en évidence les relations entre les différents éléments.

Le suivi de la qualité des eaux dans l'oued Sikkak a montré l'existence d'une pollution d'origine anthropique vu les fortes concentrations de l'ammonium ainsi qu'une pollution minérale due à l'érosion du sol malgré la contribution de la STEP dans la réduction de la charge polluante.

En plus des méthodes géochimiques, l'outil isotopique a été utilisé afin de caractériser le fonctionnement des eaux de surface de la zone d'étude. La relation entre $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$ de l'eau de Sikkak traduit une droite d'évaporation de pente voisine de 5,89. L'étude a montré que la relation étroite qui relie la minéralisation des eaux et leur teneur en isotopes lourds confirme l'importance du processus de l'évaporation dans la salinisation des eaux. L'intersection de la droite des eaux évaporées avec celle des eaux météoriques donne la composition isotopique moyenne de l'eau d'alimentation ($\delta^{18}\text{O} = -5 \text{ ‰}$ et $\delta^2\text{H} = -30 \text{ ‰}$).

L'étude géochimique et isotopique a permis de conclure que les processus de minéralisation et l'origine de la salinité sont liés à la nature lithologique des formations géologiques traversées et aux phénomènes climatiques (évaporation). Tandis que l'évaluation de la qualité des eaux vis-à-vis la pollution organique à confirmer l'importance de l'influence

Conclusion générale

des rejets domestiques, industriels et agricoles dans la contamination des eaux de surface de Sikkak.

En vue de l'usage des eaux de surface de Sikkak en irrigation, la majorité des échantillons présentent une eau de bonne qualité, mais elle doit être utilisée avec précaution en raison du risque de salinité marqué.

Notre modeste contribution a mis en évidence certains processus de la pollution des eaux de surface de Sikkak en employant des méthodes géochimiques et isotopiques, mais certaines lacunes de la base de données restent à résoudre. Par conséquent, ces résultats permettent d'envisager des investigations complémentaires :

- Élargir la campagne de prélèvement d'eau.
- Réaliser des campagnes de prélèvement (hautes eaux, basse eaux).
- Appliquer les méthodes de traçage isotopique et de les généraliser puisqu'elles constituent un outil efficace (Compléter cette étude par l'utilisation des isotopes de nitrates et phosphates pour une meilleure compréhension l'origine de ces nutriments).
- Installer un réseau de surveillance en prélèvement des eaux pluviales dans différents sites pour identifier le signal isotopique d'entrée.

Recommandations

Pour protéger la santé des populations et pour préserver l'eau du réservoir du barrage Sikkak de tout type de pollution (urbaine, industrielle ou agricole). Il semble essentiel de réduire les risques et d'améliorer la qualité par l'implantation de stations d'épuration au sein des unités industrielles. Pour réduire les effets des eaux urbaines (eaux usées) il est nécessaire de raccorder tous les réseaux d'assainissement à la STEP et de multiplier ce type de station dans les autres affluents pour traiter la totalité des eaux usées qui se déversent directement dans le barrage. Pour le secteur agricole, les agriculteurs doivent respecter les doses d'engrais utilisés pour la fertilisation des sols et les conditions de stockage de leur fumier.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- Abdoulaye CH., Souleymane IC., 2019.** Contribution des eaux usées épurées de la STEP de Ain elhoutz à l'irrigation de la plaine de Hennaya. Mémoire de master. Centre Universitaire d'Ain-Temouchent. 125 p.
- Aberdache Z., Aissat A., 2017.** Effet de la salinité (Cl-) et l'oxygène dissous sur la piquuration de l'acier inoxydable Z12C13 et son inhibition. Mémoire de Master. Université de Boumerdes. 93 p.
- Aissaoui A., 2017.** Évaluation du niveau de pollution des eaux et des sédiments du barrage Hammam Grouz (Wilaya de Mila). Impact sur deux espèces de poisson *Cyprinus carpio* et *Barbus setivimensis*. Thèse de doctorat. Université de Tizi-Ouzou, Algérie. 109 p.
- Allalgua A., Kaouachi N., Boualeg C., Ayari A., Bensouileh M., 2017.** Caractérisation Physico-chimique Des Eaux Du Barrage Foug El-Khanga (Région De Souk-Ahras, Algérie). *European Scientific Journal*. Volume 13, N° 12.
- Al-Afify DG., Othman A., Ramadan MF., 2018.** Characterization of chemical and microbiological quality of Nile River surface water at Cairo (Egypt). *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali* (2018) 29:725–736.
- Aminot A., Kerouel R., 2004.** Hydrologie des écosystèmes marins. Paramètres et analyses Éd. Ifremer. 336 p.
- Ammary., 2007.** Étude géochimique et isotopique des principaux aquifères du bassin Crétacé d'Errachidia et de la plaine de Tafilalet. Thèse de doctorat. Université de Rabat, Maroc. 116 p.
- ANAT., 2016.** Eau et environnement. Rapport de l'agence nationale d'aménagement du territoire de la wilaya de Tlemcen.
- ANBT., 2016.** Caractéristiques hydrotechniques du barrage Sikkak. Document interne. Agence nationale des barrages et transferts, Tlemcen.
- ANRH., 2016.** Bilan hydrologique et bulletins mensuels de la qualité des eaux superficielles. Rapport de l'ANRH. Oran, Algérie.
- ANRH., 2016.** Historique du réseau hydrographique des bassins versants de la Tafna. Rapport de l'ANRH. Oran, Algérie.
- Anses., 2022.** Évaluation des risques liés à la consommation de nitrates et nitrites. Rapport d'expertise collective. France. 274 p.
- Araguas-Araguas L., Froehlich K., Rozanski K., 2000.** Deuterium and oxygen-18 isotope composition of precipitation and atmospheric moisture. *Hydrol. Proc.* n° 03: 230-244.
- Ayers RS., Westcott DW., 1985.** Water quality for agriculture, FAO Irrigation and Drainage Paper No. 29, Rev. 1, U.N. Food and Agriculture Organization, Rome.

Références bibliographiques

- Bagnouls F., Gaussen H., 1953.** Saison sèche et indice xérothermique, Documents pour les cartes des productions végétales. Université de Toulouse. Vol 1, article 8. 47 p.
- Bahroun S., Chaib W., 2017.** The quality of surface waters of the dam reservoir Mexa, Northeast of Algeria. Journal of water and land développment. Volume 34, Issue 1: 12-19.
- Barkat K., 2016.** Suivi de la qualité physico-chimique des eaux du Barrage Béni Haroun. Mémoire de master. Université de Constantine. 35 p.
- Barthelemy W., 2009.** Spectrométrie de masse isotopique à émission thermo-ionique. 3^{ème} version. 67 p.
- Beaudry T., Henry TM., 1984.** Chimie des eaux, édition. Les griffons d'argiles, 1^{ère} édition, INC Canada.
- Belalite ., 2020.** Géochimie des enveloppes superficielles. Cours de Master 1. Université de Batna.
- Beldjazia A., 2020.** Analyse et protection de l'environnement. Polycopié du Cours de licence. Université de Sétif; 24 p.
- Belhadj M., 2006.** Étude de la pollution du barrage de Zit-Emba ; Commune de Bekkouche Lakhdar Wilaya de Skikda, Mémoire de magister. Université de Batna. 95 p.
- Belhadj M., 2017.** Qualité des eaux de surface et leur impact sur l'environnement dans la Wilaya de Skikda. Thèse de doctorat, Université de Biskra, Algérie., 153 p.
- Bemoussat A., 2012.** Impact de l'activité agricole sur la qualité des eaux souterraines à travers le bassin de la Tafna. Mémoire de magister. Université de Tlemcen. 136 p.
- Benkaddour A., 1993.** Changements hydrologiques et climatiques dans le Moyen-Atlas Marocain ; chronologie, minéralogie, géochimie isotopique et élémentaire des sédiments lacustres de Tigalmamine. Thèse de doctorat. Université Paris Sud. 157 p.
- Benkaddour B., 2018.** Contribution à l'étude de la contamination des eaux et des sédiments de l'Oued Chélif (Algérie). Thèse de doctorat. Université de Perpignan (France) et université de Mostaganem (Algerie). 193 p.
- Bensayah NA., Lekehal I., 2017.** L'étude des systèmes de collecte et épuration des eaux usées du Groupement urbain de Tlemcen. Mémoire de master. Université de Tlemcen. 139 p.
- Ben Alaya M., Saidi S., Zemni T., Zargouni F., 2014.** Suitability assessment of deep groundwater for drinking and irrigation use in the Djefara aquifers (Northern Gabes, south-eastern Tunisia). Environmental Earth Sciences. Volume 71: 3387-3421.
- Berrahal Y., 2019.** Évaluation de la matière organique dans les eaux de surface des barrages de l'ouest d'Algérie et évolution des trihalométhanes et le plomb dans le réseau d'eau Potable. Thèse de doctorat, Faculté de Sciences exactes. Université de Sidi Bel Abbes, Algérie.

Références bibliographiques

- Bessedik M., 2011.** Traitement de l'eau II. Cours de Master. Université de Tlemcen.
- Biswas S., Sudhakar S., Desai VR., 1999.** Prioritization of sub watersheds based on morphometric analysis of drainage basin. A remote sensing and GIS approach. Journal of Indian Society of Remote Sensing, 27(3), 155-166.
- Boeglin JC., 2001.** Propriétés des eaux naturelles, Eaux industrielles. Edition : Technique de l'ingénieur. France.
- Bouanani A., 2004.** Hydrologie, transport solide et modélisation. Étude de quelques sous bassins de la Tafna (NW – Algérie). Thèse de doctorat. Université de Tlemcen. 250 p.
- Bouderbala A., 2015.** Assessment of groundwater quality and its suitability for agricultural uses in the Nador plain, North of Algeria. Water Quality, Exposure and Health. Volume 7 : 445–457.
- Bouderbala A., 2017.** Assessment of Water Quality Index for the Groundwater in the Upper Cheliff Plain, Algeria. Journal of geological society of India. Vol.90: 347-356.
- Brinis N., 2011.** Caractérisation de la salinité d'un complexe aquifère en zone aride, cas de l'aquifère d'El-Outaya, région Nord-ouest de Biskra. Algérie. Thèse de doctorat. Université de Biskra. 230 p.
- Celle H., 2000.** Caractérisation des précipitations sur le pourtour de la Méditerranée occidentale – Approche isotopique et chimique. Thèse de doctorat. Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse. 222 p.
- Chaib W., Bouchahm N., Bettiche F., Mancor H., 2018.** The suitability of geothermal waters for irrigation, Oued Righ area, South-eastern Algeria. Journal of Biodiversity and Environmental Sciences (JBES). Vol. 13, No. 4.
- Charkhabi A H., Sakizadeh M., 2006.** Assessment of spatial variation of water quality parameters in the most polluted branch of the Anzali wetland, Northern Iran. Pol. J. Environ. Stud. 15 (3), 395e403.
- Chaudhary V., Satheeshkumar S., 2018.** Assessment of groundwater quality for drinking and irrigation purposes in arid areas of Rajasthan, India. Applied Water Science. Volume 8.
- Chebbani R., Djilli K., Roose E., 1999.** Étude à différentes échelles des risques d'érosion dans le bassin versant de l'Isser, Algérie. Bulletin - Réseau Erosion19 : 85-95.
- Clark I., Fritz P., 1997.** Environmental isotopes in hydrogeology. Lewis publisher. New York. 328 p.
- Craig H., 1961.** Isotopic variations in meteoric waters. Science. Vol 133: 1702-1703.

Références bibliographiques

- Dallas H., 2009.** The effect of water temperature on aquatic organisms: a review of knowledge and methods for assessing biotic responses to temperature. Rapport de la Commission de recherche sur l'eau (WRC). No. KV 213/09. 120 p.
- Dansgaard W., 1964.** Stable isotopes in précipitation. Tellus. Vol 16 : 436-468.
- Debye P., Huckel E., 1923.** Zur Theorie der Electrolyte. Phys. Z., 24: 185-208.
- Dhimni S., Qlihaa A., Melrhaka F., Chebabe D., Dermaj A., Hajjaji N., 2015.** Caractérisation des Rejets Liquides d'une industrie d'emballage en carton. Journal of Materials and Environmental Science. Volume 6 (11): 3197-3206.
- Djelita B., Bouzid-Lagha S., 2014.** Évaluation des variations temporelles de la qualité des eaux du barrage de Hammam Boughrara (W. Tlemcen). Scientical journal. Volume 1, N° 1277.
- Djelita B., 2015.** Caractérisation hydrologique et dynamique des polluants dans les eaux des bassins versants de l'ouest-algérien: sources-estimation-modélisation. Thèse de doctorat. Université d'Alger (USTHB), Algerie. 130 p.
- Doneen LD., 1964.** Notes on water quality in agriculture. Water Science and Engineering. University of California.
- DRE., 2017.** Ressources en eau de la wilaya de Tlemcen. Document interne. Direction des ressources en eau.
- DSA., 2016.** Monographie du secteur de l'agriculture de la wilaya de Tlemcen. Rapport de la Direction des services agricoles, Tlemcen, Algérie.
- Durand JH., 1982.** Les sols irrigables. Edit. P.U.F. Paris, 340 p.
- Emberger L., 1955.** Une classification biogéographique des climats. Recueil, travaux de laboratoire géolo-zoologique, Service botanique. Montpellier, 7: 3-43.
- Etchanchu D., Probst JL., 2009.** Evolution of the chemical composition of the Garonne River water during the period 1971-1984. Hydrological Sciences Journal : 243-256.
- Etcheverry D., 2002.** Valorisation des méthodes isotopiques pour les questions pratiques liées aux eaux souterraines, Isotopes de l'oxygène et de l'hydrogène. Rapports de l'OFEG, Série Géologie. No 2 – Berne. 71 p.
- Fekrache F., 2018.** The quality groundwater for irrigation in Fetzara basin northeast Algeria. Journal of Biodiversity and Environmental Sciences. Vol. 12, No. 1: 52-62.
- Fontes J., 1976.** Isotopes du milieu et cycle des eaux naturelles: Quelques aspects". Thèse de doctorat. Université de Pierre et Marie Curie. Paris VI.
- Foucart T., 2001.** L'interprétation des résultats statistiques. Revue de mathématiques et sciences humaines, n° 153: 21-28.

Références bibliographiques

- Friedman I., O'Niel JR., 1977.** Compilation of stable isotope fractionation factors of geochemical interest. 6eme Ed, Geological Survey Professionnal paper 440 kk. 106 p.
- Fritz P., Fontes J., 1980.** Environmental isotopes in groundwater hydrology. In Handbook of environmental Isotope Geochemistry. The Terrestrial environmental. Vol 1.
- Froehlich K., Razanski K., Araguas L., 1998.** Isotope hydrology : appléid descipline in earth sciences : in : Christiane Causse. F.G (editor). proceedings of the international symposium in memory of jean-charles fonts.
- Gaagai A., 2009.** Étude hydrologique et hydrochimique du bassin versant du barrage de Babar sur oued El Arab région est de l'Algérie. Mémoire de magister. Université de Batna. 113 p.
- Gaagai A., 2017.** Étude de l'évolution de la qualité des eaux du barrage de Babar (Sud-Est Algérien) et l'impact de la rupture de la digue sur l'environnement. Thèse de doctorat. Université de Batna, Algérie. 207 p.
- Gat JR., 2008.** Isotopes de l'environnement dans le cycle hydrologique. Documents techniques en hydrologie. n°39. Vienna. 239 p.
- Giandotti M., 1934.** Previsione delle piene e delle magre dei corsi d'acqua. Istituto Poligrafico dello Stato, 8, 107–117.
- Gibbs RJ., 1970.** Mechanisms controlling world water chemistry. Science, 170, 1088–1090.
- Gonfiantini R., 1996.** On the isotopic composition of précipitation, Jean Charles Fontes (1936-1994). Un souvenir, Proceedings International Symposium. European Geologist. n° 2 : 5-8.
- Google Earth., 2020.** Photo satellitaire de la cuvette du barrage Sikkak.
- Guerraiche Z., 2017.** Impact de la pollution urbaine sur les eaux de surface du Grand Constantinois. Thèse de doctorat en sciences. Université de Biskra. 182 p.
- Guilcher A., 1965.** Précis d'hydrologie marine et continentale. Paris, Masson. 389 p.
- Hallouche B., Hadji F., Marok A., Benaabidate L., 2017.** Spatial mapping of irrigation groundwater quality of the High Mekerra watershed (Northern Algeria). Arab Journal Geosci. 10:233.
- Hamenni N., 2011.** Étude des ressources en eau du bassin versant de la Soummam par l'utilisation du SIG. Mémoire de magister. École nationale supérieure d'agronomie. Algérie. 153 p.
- Hamoda MF., 2004.** Water strategies and potential of water reuse in the south Mediterranean countries. Desalination 165: 31-41.

Références bibliographiques

- Hamsatou MMD., 2005.** Caractéristiques physico-chimiques, bactériologiques et impact sur les eaux de surface et les eaux souterraines. Thèse de doctorat. Université de Bamako, Mali. 119 p.
- Hayane S., 1983.** Contribution à l'étude géologique et hydrogéologique du bassin versant de l'oued Sikkak (région de Tlemcen). Thèse de doctorat. Université d'Oran. 215 p.
- Hayzoun H., 2015.** Caractérisation et quantification de la charge polluante anthropique et industrielle dans le bassin du Sebou. Thèse de doctorat. Université de Toulon (France) et Université de Fès (Maroc). 175 p.
- Hébert S., Légaré S., 2000.** Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau, Québec. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement. Envirodoq, no ENV-2001-0141, rapport n° QE-123. 24 p.
- Henry TM., Beaudry JP., 1992.** Chimie des eaux, 2^{ème} édition, Le Griffon d'argile.
- ILEC., 1997.** Water Issue and Global Warming. International Lake Environment Committee Foundation.
- INERIS., 2014.** Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Nitrosamines. Centre de diffusion des documents. DRC-14-136881-01291A. 69 p.
- INRF., 2016.** Carte lithologique de Tlemcen. Institut national de recherche forestière.
- INSID., 2011.** Carte d'occupation du sol de la wilaya de Tlemcen. Ministère de l'agriculture et du développement rural.
- Item., 2018.** Anomalies du bilan de l'eau et du sodium. Manuel de Néphrologie. 8^{ème} Edition. France. 20 p.
- Kaiser HF., 1958.** The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. Psychometrika 23, 187–200.
- Kattan Z., Salleron JL., Probst JL., 1987.** Bilans et dynamique de transfert de l'azote et du phosphore sur le bassin de la Moselle (Nord-Est de la France). Sciences de l'eau 5 no. 4, 437- 461.
- Kelly WP., 1940.** Permissible composition and concentration of irrigation waters. Proc ASCE 66:607.
- Kelley WP., 1963.** Use of saline irrigation water. Soil Science, 95: 355-391.
- Khanoranga., Sofia K., 2018.** An assessment of groundwater quality for irrigation and drinking purposes around brick kilns in three districts of Balochistan province, Pakistan, through water quality index and multivariate statistical approaches. Journal of Geochemical Exploration. Volume 197: 14-26.

Références bibliographiques

- Lahlou M., Badraoui M., Soudi B., 2000.** Séminaire ‘Intensification agricole et qualité des sols et des eaux’, Rabat 2-3 Novembre 2000: 135-151.
- Lakhlifi M., Elatmani A., Elhammoumi T., Elrhaouat O., Sibari M., Elguamri Y., Belghyti D., El Kharrim K., 2017.** Prédiction of biodegradability ratios in wastewater treatment plant of Skhirat Morocco. *International Journal of Environmental & Agriculture Research*, vol 3(12), 1–6.
- Laurent F., 2013.** Agriculture et pollution de l’eau : modélisation des processus et analyse des dynamiques territoriales. Mémoire d’habilitation à diriger des recherches. Université du Maine, France. 214 p.
- Le Gal Y., 1989.** Biochimie marine. Ed. Masson. Paris, France. 222 p.
- Lounnas A., 2009.** Amélioration des procédés de clarification des eaux de la station Hammadi-Kroma de Skikda. Thèse de Magister. Université de Skikda. 92 p.
- Madene L., 2021.** Apport des outils hydrogéochimiques et isotopiques à la caractérisation des nappes du Haut et du Moyen Chélif. Thèse de doctorat. ENSH, Blida. 222 p.
- Maghchiche A., 2020.** Réaction de solubilité – précipitation. Cours de chimie Analytique 2^{ème} année pharmacie. Université de Batna 2.
- Makhoukh M., Sbaa M., Berrahou A., Van M., 2011.** Contribution à l’étude physicochimique des eaux superficielles de l’oued Moulouya (Maroc oriental). *larhyss journal*. Vol 9: 149-169.
- Mariotti A., 1982.** Apports de la géochimie isotopique à la connaissance du cycle de l’azote. Thèse de doctorat. Université Paris VI. 476 p.
- Martin G., 1979.** Le problème de l’azote dans les eaux. Edition : Technique et documentation. Paris, France. 279 p.
- Mazor E., 1991.** Chemical and Isotopic Groundwater Hydrology. Marcel Dekker, Third edition. New York. 413 p.
- McKee TB., Doesken NJ., Kleist J., 1993.** The relationship of drought frequency and duration to time scale. 8th Conférence on Applied Climatology. Anaheim, California: 179-184.
- Mebarkia A., Boufekane A., 2020.** Human activity impact on surface water quality in semi-arid regions: a case study of Aïn Zada lake (North-East Algeria). *Water Supply* 20(5): 1726–1744.
- Mebarkia A., 2018.** Pollution urbaine et industrielle des eaux d’oued Boussellam « caractérisation et impact sur la qualité des eaux de l’aquifère superficiel », Thèse de Doctorat. Université de Houari Boumediene (USTHB) d’Alger, Algérie. 207 p.

Références bibliographiques

- Mebrouk N., 2007.** Étude hydrochimique et isotopique des eaux de la vallée de la Saoura (Sahara Nord Occidental). Thèse de doctorat. Université d'Oran, Algérie. 243 p.
- Mechai F., 2016.** Étude et simulation des structures photovoltaïques à base de chalcogénures de métaux de transition MX₂ (M = W, Mo; X = S, Se). Mémoire de Magister, Université de Tizi-Ouzou, Algérie., 114 p.
- MEDD., Agences de l'eau., 2003.** Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau; Grilles d'évaluation SEQ-EAU (Version 2), Paris.
- Mekaoussi N., 2014.** Comportement des éléments chimiques dans les eaux de surface de Hammam Debagh (est Algérien). Mémoire de Magister. Université de Batna, Algérie. 121 p.
- Merah F., 2020.** Étude et modélisation informatique de la qualité des eaux de surface de l'oued Agroun. Thèse de doctorat. Université de Batna 2. 151 p.
- Mohammedi D., 2016.** Les risques de la pollution du milieu naturel par les lixiviats des décharges contrôlées. Cas du centre d'enfouissement technique de Tlemcen. Mémoire de master. Université de Tlemcen. 87 p.
- Montigny CB., Gonzalez C., Delpoux S., Avezac M., Spinelli S., Mhadhbi T., Mejri K., Sakka Hlaili A., 2019.** Seasonal changes of chemical contamination in coastal waters during sediment resuspension. *Chemosphere*, Volume 235, Pages 651-661.
- Mook WG., 2001.** Isotopes de l'environnement dans le cycle hydrologique. Document technique en hydrologie. Volume 1. Pays bas. 256 p.
- Moudjari H., 2012.** Contribution à l'étude de la potabilité des eaux de la vallée d'Ain Kercha (W.O.E.B.). Mémoire de Master. Université d'Oum el Bouagui. 78 p.
- Musy A., 2005.** Cours d'hydrologie générale. Cours en ligne. École Polytechnique Fédérale (EPFL), France.
- Nas B., Berktaç A., 2006.** Groundwater contamination by nitrates in the city of Konya (Turkey): a GIS perspective. *Journal of Environmental Management* 79, 30–37.
- Nehme N., 2014.** Évaluation de la qualité de l'eau du bassin inférieur de la rivière du Litani, Liban : approche environnementale. Thèse de Doctorat. Université de Lorraine, France. 335 p.
- Oga YM., Gnamba FM., Adiaffi B., Soro T., Oulai K., Biemi J., 2015.** Aptitude of Groundwaters for Irrigation in Katiola Area. *Asian Review of Environmental and Earth*, Vol. 2, N° 3, 2015: 54-60.
- OMM., 2012.** Guide d'utilisation de l'indice de précipitations normalisé. OMM-N° 1090. Genève. 17 p.
- OMS., 2017.** Directives de qualité pour l'eau de boisson. 4^{ème} édition. Intégrant le premier additif. Genève. 539 p.

Références bibliographiques

- ONA., 2016.** Bulletins mensuels de la qualité des eaux usées brutes et traitées. Rapport de l'office national de l'assainissement. Tlemcen, Algérie.
- ONID., 2019.** Périmètre d'irrigation du plateau de Hennaya. Document interne. Office national d'irrigation et du drainage, Tlemcen.
- Ouali N., Belabed BE., Chenchouni H., 2018.** Modelling environment contamination with heavy metals in flathead grey mullet *Mugil cephalus* and upper sediments from North African coasts of the Mediterranean Sea. *Science of the Total Environment*. 639: 156-174.
- Oudin LC., Maupas D., 1999.** Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau. Rapport de présentation SEQ-Eau (version1), Agences de l'eau Orle'ans, 59 p.
- Parkhurst LD., Apello C., 2014.** Description of Input and Examples for Phreeqc Version 3: A Computer Program for Speciation, Batch-reaction, One-dimensional Transport, and Inverse Geochemical Calculations. Createspace Independent Pub. 518 p.
- Pejman AH., Nabi Bidhendi GR., Karbassi AR., Mehrdadi N., Esmaili Bidhendi M., 2009.** Evaluation of spatial and seasonal variations in surface water quality using multivariate statistical techniques. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 6 (3), 467- 476.
- Poinsot D., 2004.** Statistiques pour statophobes. Document d'initiation aux statistiques pour les débutants. Université de rennes 1, France.
- Rais MT., Xanthoulis D., 1999.** Amélioration de la qualité microbiologique des effluents secondaires par stockage en bassins. *Biotechnologie, agronomie, société et environnement*. 1999; 3: 149–157.
- Rajmohan N., Elango L., 2004.** Identification and evolution of hydrogeochemical processes in the groundwater environment in an area of the Palar and Cheyyar River Basins, Southern India. *Environ Geol*, 46: pp 47–61.
- Ramade F., 1982.** Élément d'écologie : Écologie Appliquée. Action de l'homme sur la biosphère. Edt : MACGRAW-HILL, Paris. 235 p.
- Ramade F., 2000.** Dictionnaire encyclopédique des pollutions. Édition: Ediscience. France. 690 p.
- Réménieras G., 1986.** L'hydrologie de l'ingénieur. 2ème édition, Eyrolles, Paris. 456 p.
- Richard LA., 1954.** Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. *Agric Handbook*. Vol 60. USDA, Washington D.C.
- Roche M., 1963.** Hydrologie de surface. Office de la recherche scientifique et technique Outre-mer Gauthier-Villars éditeur - Paris .N° 1097. 431 p.
- Rodier J., Legube B., Merlet N., 2009.** L'analyse de l'eau. 9ème édition, Dunod, Paris, France.

Références bibliographiques

- Rodier J., 1996.** L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Paris :Dunod: 8^{ème} édition.
- Rodier J., 2005.** L'analyse De L'eau; Eaux Naturelles, Eaux Résiduelles, Eaux De Mer. 8^{ème} édition. Dunod. 1383 p.
- Rousselet B., Labrousse JP., 2005.** Aide mémoire d'analyse de données. Rapport du Laboratoire de Mathématiques. Valrose Park. Nice. 42 p.
- Rozanski K., Araguas-Araguas L., Gonfiantini R., 1993.** Isotopic patterns in modern global precipitation, in Continental isotope indicators of climate. American Geophysical Union. Vol n° 78: 1-36.
- Seghir K., 2008.** Vulnérabilité à la pollution, protection des ressources en eaux et gestion active du sous système aquifère de Tébessa Hammamet (Est Algérien). Thèse de doctorat. Université d'Annaba. 151 p.
- Sharpley AN., 1980.** The enrichment of soil phosphorus in runoff sediment. Journal of Environmental Quality 9(3): 521–526.
- Stantec., 2015.** Recommandations pour la qualité des eaux pour la protection de la vie aquatique. Rapport final d'évaluation de l'impact sur l'environnement (EIE). Canada., 165 p.
- Strahler AN., 1952.** Hypsometric (area-altitude curve) analysis of erosional topography. Geological Society of America Bulletin, 63, 1117-1141.
- Szabolcs I., Darab C., 1964.** The influence of irrigation water of high sodium carbonate content of soils. Proceedings of 8 International Congress of ISSS, Transmission, vol. 2: 803–812.
- Thorntwaite CW., 1948.** An approach toward a rational classification of climate. Geographical Review, 55-94.
- Tixeront J., Berkloff E., 1956.** Méthodes d'étude et d'évaluation de l'érosion en Tunisie. 10^{ème} Assemblée UGGI, Rome. AIHS. N° 36, pp.172-177.
- Turc L., 1961.** Évaluation des besoins en eau d'irrigation, évapotranspiration potentielle. Annuaire Agronomie. Vol.12 : 13-49.
- Vandenbergh C., Bontemps PY., Marcoen JM., 2006.** Le programme de gestion durable de l'azote en Région wallonne (premier programme d'action, période. 2002- 2006. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006- 2007 sur l'état de l'environnement wallon. FUSAGx, GRENERA. Gembloux. belgique. 46 p.
- Varol M., Gökot B., Bekleyen A., Şen B., 2012.** Spatial and temporal variations in surface water quality of the dam reservoirs in the Tigris River basin, Turkey. Catena 92 (2012) 11–21.

Références bibliographiques

Verdeil P., 1988. Abaque pour le calcul du déficit d'écoulement en Algérie. 2^{ème} séminaire. Sciences de la terre, Alger.

Wilcox LV., 1955. Classification and use of irrigation water. Washington DC: US Department of Agriculture.

Yurtsever Y., Gat JR., 1981. Atmospheric waters. In: Deuterium and oxygen 18 in the water cycle, technical reports series n°. 210, AIEA, Vienna: 103-142.

Annexes

Annexes

Annexe V.1. Matrice de corrélation

	T	pH	Vol	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	DCO	DBO5	MO	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	EP	Turb	OD	MES	RS	SiO ₂	Ptot	
T	1																									
pH	0,257	1																								
Vol	0,853	0,308	1																							
Ce	-0,550	-0,373	-0,827	1																						
Ca ²⁺	-0,310	-0,392	-0,481	0,588	1																					
Mg ²⁺	-0,774	-0,294	-0,860	0,788	0,204	1																				
Na ⁺	-0,463	0,064	-0,640	0,591	0,005	0,671	1																			
K ⁺	-0,765	-0,362	-0,880	0,814	0,238	0,895	0,824	1																		
Cl ⁻	0,117	0,282	-0,169	0,328	-0,081	0,235	0,787	0,389	1																	
SO ₄ ²⁻	-0,771	-0,204	-0,797	0,785	0,372	0,727	0,610	0,832	0,120	1																
HCO ₃ ⁻	-0,839	-0,545	-0,931	0,805	0,554	0,879	0,473	0,826	0,006	0,707	1															
DCO	0,570	-0,271	0,218	0,020	0,210	-0,203	-0,259	-0,294	0,084	-0,502	-0,111	1														
DBO5	-0,277	-0,402	-0,646	0,746	0,603	0,502	0,299	0,475	0,151	0,390	0,632	0,526	1													
MO	-0,655	-0,090	-0,822	0,846	0,270	0,777	0,808	0,868	0,474	0,864	0,684	-0,376	0,464	1												
NO ₃ ⁻	0,027	-0,031	-0,002	0,078	0,580	-0,225	-0,613	-0,364	-0,639	0,053	0,047	0,163	0,263	-0,181	1											
NO ₂ ⁻	0,110	-0,234	-0,163	0,334	0,587	0,007	-0,436	-0,176	-0,336	-0,073	0,237	0,552	0,580	-0,059	0,764	1										
NH ₄ ⁺	-0,341	-0,386	-0,562	0,640	0,597	0,381	-0,125	0,281	-0,344	0,412	0,576	0,253	0,747	0,333	0,653	0,830	1									
PO ₄ ³⁻	-0,626	-0,590	-0,736	0,712	0,674	0,671	0,049	0,509	-0,315	0,507	0,874	0,152	0,717	0,406	0,443	0,620	0,829	1								
EP	0,759	0,327	0,968	-0,783	-0,421	-0,787	-0,593	-0,821	-0,156	-0,716	-0,877	0,151	-0,654	-0,794	-0,016	-0,241	-0,604	-0,700	1							
Turb	-0,349	0,136	-0,319	0,472	-0,001	0,392	0,651	0,569	0,493	0,699	0,199	-0,647	-0,130	0,741	-0,319	-0,453	-0,168	-0,114	-0,243	1						
OD	0,380	0,633	0,194	-0,237	-0,133	-0,178	0,151	-0,267	0,526	-0,475	-0,308	0,245	-0,145	-0,194	-0,208	0,007	-0,353	-0,374	0,167	-0,193	1					
MES	-0,567	-0,035	-0,531	0,610	0,239	0,696	0,660	0,663	0,387	0,712	0,552	-0,441	0,143	0,743	-0,210	-0,288	-0,046	0,288	-0,391	0,765	-0,146	1				
RS	-0,516	-0,241	-0,760	0,925	0,420	0,754	0,806	0,885	0,571	0,813	0,680	-0,123	0,574	0,893	-0,210	-0,007	0,338	0,440	-0,690	0,678	-0,152	0,704	1			
Silice	-0,484	-0,136	-0,384	0,516	0,536	0,319	0,096	0,320	-0,214	0,718	0,402	-0,324	0,317	0,469	0,478	0,124	0,408	0,458	-0,246	0,465	-0,595	0,595	0,448	1		
Ptot	-0,653	-0,593	-0,737	0,698	0,676	0,696	0,077	0,524	-0,296	0,506	0,893	0,124	0,680	0,404	0,400	0,562	0,762	0,993	-0,686	-0,094	-0,353	0,351	0,440	0,461	1	