

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

UNIVERSITÉ BADJI MOKHTAR –

جامعة باجي مختار

ANNABA

عنابة



FACULTÉ DES SCIENCES

DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE

LABORATOIRE D'ÉCOLOGIE DES SYSTEMES TERRESTRES ET AQUATIQUES.

Thèse En vue de l'obtention d'un Diplôme de Doctorat

Domaine : SCIENCE DE LA NATURE ET DE LA VIE

Filière : Ecologie et environnement

Spécialité : Bio-informatique et santé environnementale

Intitulé

« Modélisation de la distribution de l'eau et prédiction des facteurs favorisant les maladies hydriques ».

Présentée par : Melle Fatma Zohra GUENOUCHE

Directeur de thèse : Amina MESBAHI-SALHI (Pr, Université Badji Mokhtar - Annaba)

Co-Directeur de thèse : Mohamed Tahar KIMOUR (Pr, Université Badji Mokhtar - Annaba)

Devant un jury composé de :

Pr. Feriel BOUKHEROUFA-SAKRAOUI	Présidente	Université Badji Mokhtar - Annaba
Pr. Hamouda BOUTAGHANE	Examineur	Université Badji Mokhtar - Annaba
Dr. Moncef TERFAYA	Examineur	Université Badji Mokhtar - Annaba
Dr. Rachid ZEGAIT	Examineur	Université Kasdi Merbah - Ouargla

Année universitaire : 2023/2024

Remerciements

*Avant tout, j'adresse mes louanges et mes sincères remerciements à **Dieu** le tout puissant le Miséricordieux qui a guidé mes pas pour arriver à ce niveau.*

*Je remercie particulièrement **mes parents**, Je n'oublierai jamais l'aide, les conseils et surtout les encouragements et le soutien moral de **ma famille**, surtout « **ma chère mère** » et « **mon chère père** » et aussi mon frère et mes deux sœurs.*

*Je tiens à remercier mes encadrants Mme **Amina Mesbahi-Salhi** et Mr **Mohamed Tahar Kimour** pour leurs précieux commentaires et leurs conseils pertinents qui m'ont aidés tout au long des différentes étapes menant à la réalisation de cette thèse.*

*Mes sincères remerciements s'adressent à Mr **Rachid Zegait**, enseignant chercheur à l'université Kasdi Merbah- Ouargla pour son aide et sa bienveillance.*

*Un grand merci pour Mr **Benslama Mohamed** chef de laboratoire de sols et développement durable qui a accepté de m'accueillir au sein de son laboratoire pour effectuer quelques analyses.*

Je remercie toutes les personnes qui m'ont aidées à la réalisation de ce travail.

*Mes vifs remerciements vont à tous les membres du jury : Mme **Feriel Boukheroufa Sakraoui**, Mr **Hamouda Boutaghane**, Mr **Moncef Terfaya** et Mr **Rachid Zegait**.*

Résumé

L'accès à une eau potable reste un défi majeur tout le temps dans la région d'Annaba. En fait, tous les habitants de la ville n'ont pas la possibilité d'accéder à l'eau potable. Certains entre eux sollicitent les eaux de forage et la plupart des autres achètent de l'eau minérale. Le but principal de notre recherche est d'évaluer l'état de la qualité microbiologique et physicochimique de l'eau destinée à la consommation dans la ville d'Annaba durant la période de janvier 2021 jusqu'à Décembre 2021 (douze mois de prélèvement). L'analyse porte sur les paramètres physiques, chimiques, les éléments toxiques et les germes. Les résultats nous a permis de vérifier que certaines valeurs des paramètres des eaux sont supérieures à la norme algérienne de potabilité tels que le Cd et les coliformes totaux et fécaux. Par contre certaines sont conformes aux normes. En effet, les analyses bactériologiques révèlent la présence d'une contamination fécale et l'analyse physico-chimique montre non seulement la variation spatio-temporelle de la qualité de l'eau mais aussi l'interconnexion entre les propriétés physique et chimique de l'eau. La modélisation a pour but de suivre les variations de la qualité de l'eau et de lutter contre le problème de la pollution des eaux. Les résultats obtenus soulignent l'importance d'adopter des technologies avancées, d'intégrer des systèmes de collecte des eaux souterraines/superficielles et d'améliorer l'éducation et la sensibilisation du public à la protection et l'évaluation encore plus de l'eau de consommation.

Mots clés: eau, qualité, physico-chimique, bactériologique, Annaba, modélisation.

Abstract

Access to clean drinking water remains a major challenge in the Annaba region. In fact, not all of the city's inhabitants have access to drinking water. Some rely on borehole water, while most others buy mineral water. The main aim of our research is to assess the microbiological and physicochemical quality of water intended for consumption in the city of Annaba during the period from January 2021 to December 2021 (twelve months of sampling). The analysis covers physical and chemical parameters, toxic elements and germs. The results enabled us to verify that some water parameter values exceeded the Algerian drinking water standard. On the other hand, some parameters comply with standards. In fact, bacteriological analyses reveal the presence of faecal contamination, and physico-chemical analysis shows not only the spatio-temporal variation in water quality, but also the interconnection between the physical and chemical properties of the water. The aim of modeling is to monitor variations in water quality and combat the problem of water pollution. The results underline the importance of adopting advanced technologies, integrating groundwater/superficial water collection systems and improving public education and awareness to further protect and evaluate drinking water.

Key words: water, quality, physico-chemical, bacteriological, Annaba, modeling.

الملخص

لا يزال الحصول على مياه الشرب يشكل تحديًا كبيرًا طوال الوقت في منطقة عنابة. في الواقع، لا يحصل جميع سكان المدينة على مياه الشرب. ويستخدم بعضهم مياه الآبار، بينما يشتري معظمهم المياه المعدنية. الهدف الرئيسي من بحثنا هو تقييم حالة الجودة الميكروبيولوجية والفيزيائية والكيميائية للمياه المعدة للاستهلاك في مدينة عنابة خلال الفترة من يناير 2021 إلى ديسمبر 2021 (اثني عشر شهرًا من أخذ العينات). يغطي التحليل العوامل الفيزيائية، الكيميائية، العناصر السامة والجراثيم.

أتاحت لنا النتائج التحقق من أن بعض قيم مؤشرات المياه أعلى من المعيار الجزائري لمياه الشرب مثل الكاديوم والقلونيات الكلية والبرازية. ومن ناحية أخرى، يلتزم البعض بالمعايير. في الواقع، تكشف التحليلات البكتريولوجية عن وجود تلوث برازي، ويظهر التحليل الفيزيائي الكيميائي ليس فقط التباين المكاني والزمني لجودة المياه ولكن أيضًا الترابط بين الخواص الفيزيائية والكيميائية للمياه. والغرض من النمذجة هو رصد التغيرات في نوعية المياه ومكافحة مشكلة تلوث المياه. تسلط النتائج التي تم الحصول عليها الضوء على أهمية اعتماد التقنيات المتقدمة، ودمج أنظمة تجميع المياه الجوفية/السطحية وتحسين التنقيف العام والوعي بشأن الحماية وإجراء مزيد من التقييم لمياه الشرب.

الكلمات المفتاحية: الماء، الجودة، الفيزيائية والكيميائية، البكتريولوجية، عنابة، النمذجة.

Liste des tableaux :

N°	Titre	Page
1	Estimation de la distribution globale de l'eau	7
2	Principales différences entre eaux de surface et eaux souterraines	10
3	Classification et usage possible de l'eau selon l'IQE	13
4	Liste des points d'échantillonnage avec les coordonnées géographiques.	21
5	Paramètres physico-chimiques mesurés (Matériaux et méthodes analytiques)	24
6	Poids (wi) et poids relatif (Wi) de chaque paramètre chimique	25
7	Catégorisation de la qualité d'eau sur la base des valeurs de l'IQE	26
8	Statistiques descriptives pour les échantillons analysés (Site 1)	42
9	Statistiques descriptives pour les échantillons analysés (Site 2)	43
10	Statistiques descriptives pour les échantillons analysés (Site 3)	44
11	Indice de qualité de l'eau calculé pour chaque échantillon d'eau de surface et d'eau souterraine	50
12	Paramètres statistiques des métaux lourds dans la zone d'étude (2021)	60
13	Les principaux facteurs de risques biologiques	77
14	Qualité de l'eau en fonction de la concentration de coliformes fécaux	77
15	Les traitements simples de l'eau	78
16	Résumé des méthodes utilisées pour l'analyse bactériologique	79
17	Eaux de surface transférées à Annaba Mm ³ /an – 2021	88
18	Eaux souterraines transférées à Annaba depuis différents endroits en Mm ³ /an – 2021	89

Liste des figures :

N°	Titre	Page
1	Répartition de l'eau sur terre	8
2	Disponibilité en eau douce et stress hydrique	9
3	Carte de localisation des sites d'échantillonnage	26
4	Barrage Cheffia	28
5	Forage Oued El Aneb	28
6	Forage Treat	28
7	Variation temporelle de pH mesuré en 2021	30
8	Variation temporelle de la température mesurée en 2021	31
9	Variation temporelle de la conductivité mesurée en 2021	32
10	Variation temporelle de la salinité mesurée en 2021	33
11	Variation temporelle de la turbidité mesurée en 2021	34
12	Variation temporelle de la teneur en nitrates en 2021	35
13	Variation temporelle de la teneur en nitrites en 2021	37
14	Variation temporelle de la teneur en sodium en 2021	38
15	Variation temporelle de la teneur en sulfate en 2021	39
16	Variation temporelle de la teneur en phosphate en 2021	40
17	Variation temporelle de la teneur de la dureté totale en 2021	41
18	Variation temporelle de la teneur en potassium en 2021	45
19	Variation temporelle de la teneur en calcium en 2021	46
20	Variation temporelle de la teneur en magnésium en 2021	47
21	Variation temporelle de la teneur en chlorure en 2021	48
22	Variation temporelle de la teneur en fer en 2021	49
23	ACP des eaux de barrage et des forages étudiées en 2021	52
24	Fonctionnement de la spectrométrie d'absorption atomique	58
25	Prélèvement de l'eau de Forage Oued El Aneb pour analyse des métaux lourds	59
26	Prélèvement de l'eau de Forage Treat pour analyse des métaux lourds	59
27	Prélèvement de l'eau de Barrage Cheffia pour analyse des métaux lourds	60
28	spectrophotomètreDR3900	60
29	Variation mensuelle du manganèse dans l'eau des sites étudiés de l'année 2021	62
30	Variation mensuelle du cuivre dans l'eau des sites étudiés de l'année 2021	63
31	Variation mensuelle du cadmium dans l'eau des sites étudiés de l'année 2021	64
32	Variation mensuelle de l'aluminium dans l'eau des sites étudiés de l'année 2021	65
33	Variation mensuelle du nickel dans l'eau des sites étudiés de l'année 2021	66
34	Prélèvement d'eau de Barrage Cheffia pour analyse bactériologique	75
35	Prélèvement d'eau de Forage Oued El Aneb pour analyse bactériologique	76
36	Prélèvement d'eau de Forage Treat pour analyse bactériologique	76
37	Variation mensuelle des coliformes totaux dans l'eau des sites étudiés de l'année 2021	80
38	Variation mensuelle des coliformes fécaux dans l'eau des sites étudiés de l'année 2021	81
39	Variation mensuelle des streptocoques fécaux dans l'eau des sites d'étude de l'année 2021	82
40	Variation mensuelle des clostridium sulfito-réducteurs dans l'eau des sites d'étude de l'année 2021	83
41	Demande globale en eau selon différents scénarios	89
42	Comparaison de besoin en eau non satisfaite dans le secteur industriel selon différents scénarios	90
43	Comparaison de la demande en eau non satisfaite dans le secteur domestique selon différents scénarios	91
44	Comparaison de la demande en eau non satisfaite dans le secteur agricole (irrigation) selon différents scénarios	92
45	Schéma du rendement de l'apprentissage automatique non supervisé	94
46	Organigramme du processus de partitionnement « Clustering »	94
47	Architecture du modèle LSTM	98
48	Comparaison des séries originales (Normalisées) et séries prédictives	102

SOMMAIRE

Résumé	
Liste des figures	
Liste des tableaux	
Introduction générale	1

Chapitre I : Généralité sur l'eau

1. REPARTITION ET IMPORTANCE DE L'EAU DANS LE CORPS HUMAIN	5
a) DISTRIBUTION DE L'EAU DANS LE CORPS HUMAIN	5
b) Balance hydrique	5
c) Importance de l'eau dans le corps humain	5
1.1. Aspect réglementaire	6
2. APPROVISIONNEMENT EN EAU	6
2.1. Eau souterraine	8
2.2. Importance des eaux souterraines	9
2.3. Caractéristiques générales des eaux souterraines	9
2.4. Potabilité des eaux souterraines	10
3. LES EAUX DE SURFACE	11
3.1. Caractéristiques générales des eaux de surface :	11
3.2. Potabilité des eaux de surface	11
3.3. La qualité des eaux brutes	11
4. EAU DESTINEE A LA CONSOMMATION HUMAINE	12
5. Indice de qualité d'eau	13
6. MALADIES A TRANSMISSION HYDRIQUE	14

Chapitre II : Étude de la qualité physico-chimique de quelques eaux destinées à la consommation dans la ville d'Annaba

1. Introduction	19
2. Matériels et méthodes	20
2.1. Présentation de la zone d'étude	20
2.2. Climatologie	21
2.3. Echantillonnage, mode de prélèvement et analyse	22
2.4. Analyse physique et chimique de l'eau	23
3. Indice de qualité de l'eau potable (IQE)	24
4. Analyse en composante principale (ACP)	26
5. Résultats et discussion	29
5.1. Résultats d'analyses physico-chimiques :	29
5.1.1. Résultats de mesure de pH	29
5.1.2. Résultats de mesure de la température	30
5.1.3. Résultats de mesure de la conductivité	32
5.1.4. Résultats de mesure de la salinité	33

5.1.5. Résultats de mesure de la turbidité	33
5.1.6. Résultats d'analyse de nitrates	34
5.1.7. Résultats d'analyse de nitrite, sodium, sulfate, phosphate et dureté totale	36
5.1.8. Résultats d'analyse de potassium	44
5.1.9. Résultats d'analyse de calcium	45
5.1.10. Résultats d'analyse de magnésium	46
5.1.11. Résultats d'analyse de chlorure	47
5.1.12. Résultats d'analyse de fer	49
6. Résultats de calcul de l'indice de qualité de l'eau	50
7. Etude statistique	50
8. Conclusion	52

Chapitre III : Étude toxicologique de quelques eaux destinées à la consommation dans la ville d'Annaba

1. Introduction	55
2. Les caractéristiques des métaux lourds	56
3. Techniques de quantification des métaux lourds	57
3.1. Spectrophotométrie d'absorption atomique	57
4. Matériels et méthodes	58
4.1. Zone d'étude	58
4.2. Echantillonnage, mode de prélèvement et analyse	58
5. Résultats et discussion	60
5.1. Résultats d'analyse de manganèse	61
5.2. Résultats d'analyse de cuivre	62
5.3. Résultats d'analyse de cadmium	63
5.4. Résultats d'analyse de l'aluminium	64
5.5. Résultats d'analyse de nickel	65
6. Conclusion	66

Chapitre IV : Étude bactériologique de quelques eaux destinées à la consommation dans la ville d'Annaba

1. Introduction	69
2. Le risque microbiologique	70
3. Les propriétés bactériologiques	71
3.1. Les bactéries	71
3.1.1. Micro-organismes indicateurs de contamination fécale	71
3.1.1.1. Les coliformes totaux	72
3.1.1.2. Les coliformes fécaux (coliformes thermotolérants)	72
3.1.1.3. Les streptocoques fécaux	73
3.1.2. Bactéries témoins, dépourvues de spécificité réelle à la contamination d'origine fécale	74
3.1.2.1. Clostridium sulfite-réducteurs	74
4. Matériels et méthodes	75
4.1. Présentation de la zone d'étude	75
4.2. Méthodologie d'échantillonnage, de prélèvement et d'analyse	76

5. Le type d'eau	77
6. Analyse bactériologique	78
7. Résultats et discussions	79
7.1. Résultats des Coliformes totaux	79
7.2. Résultats des Coliformes fécaux (Escherichia coli)	80
7.3. Résultats des Streptocoques fécaux (entérocoques)	81
7.4. Résultats des Clostridium sulfite-réducteurs	82
8. Conclusion	84

Chapitre V : Modélisation de la distribution et de la qualité de l'eau dans la ville d'Annaba

1. Modélisation hydrologique et la gestion de l'eau	86
2. Modélisation de la distribution de l'eau	87
2.1. Approvisionnement actuel en eau à Annaba	88
• Potentiel des eaux de surfaces	88
• Potentiel des eaux souterraines	88
3. Demande globale en eau et projection futures	89
3.1. Demande en eau non satisfaite dans le secteur industriel	90
3.2. Demande en eau non satisfaite dans le secteur domestique	91
3.3. Demande en eau non satisfaite dans le secteur agricole (irrigation)	92
4. Modélisation de la qualité de l'eau	93
4.1. L'importance de modéliser la qualité de l'eau	93
5. L'Apprentissage non supervisé	94
Exemple d'étude :	95
1. Prétraitement des données	95
1.1 Segmentation des données	95
1.2 Schéma prédictif temporel	95
1.3 Incorporation complète des paramètres	95
1.4 Poursuite de la normalisation	95
1.5 Approche de normalisation	96
2. Architecture du modèle	97
2.1 Introduction au LSTM	97
2.2 Justification de l'adoption du LSTM	97
2.3 Architecture du modèle et mécanique opérationnelle	97
3. Paramètres d'évaluation	100
3.1 Erreur quadratique moyenne (MSE)	100
3.2 Erreur absolue moyenne (MAE)	100
3.3 R au carré (R^2)	101
4. Modèle de formation, d'évaluation et de résultats	101
4.1 Formation et évaluation des modèles	102
4.2 Résultats et validation	102
5. Conclusion	103
Discussion générale	105

Conclusion générale et perspectives	109
Références bibliographique	112
Annexes	

Introduction générale

Introduction générale

De nombreuses maladies peuvent être provoquées par les eaux issues de sources et de forages, même si elles sont initialement considérées comme potables (Kaptchouang et *al*, 2020). Actuellement, la qualité de l'eau potable est soumise à une surveillance rigoureuse et est soumise à des réglementations strictes. Un système d'évaluation spécifique est en place pour gérer cette eau qui est essentielle à la vie sur Terre et qui représente une grande partie du corps humain. L'eau a été responsable de diverses maladies, provoquant encore aujourd'hui des épidémies importantes chez les humains et les animaux dans certaines régions du monde (Hospitalier-Rivillon et Poirier, 2008). Elle subit de graves altérations et est sérieusement menacée par diverses activités entreprises par l'homme (Lu et *al*, 2015). Les progrès majeurs dans le domaine de la santé sont liés à la mise à disposition d'une eau de qualité et à la distribution d'eau de bonne qualité pour les usages d'hygiène corporelle et alimentaire (Hospitalier-Rivillon et Poirier, 2008).

La présence de l'eau est indéniablement essentielle à la survie de l'humanité (SygSekeK et *al*, 2009). Néanmoins, l'accessibilité à cette ressource demeure une préoccupation mondiale prédominante, surtout en Afrique, où les populations sont confrontées à des défis liés à l'extrême pauvreté. L'Algérie a mis en place des stratégies en accord avec l'Objectif du Développement Durable numéro 6, qui affirme le droit fondamental de chacun à un accès à une eau de qualité et à des installations d'assainissement appropriées. Ces stratégies visent à faire progresser la production d'eau potable et à améliorer sa qualité, notamment par le déploiement de nombreux projets de forages et de construction de châteaux d'eau. Ces initiatives jouent un rôle essentiel dans la réduction significative de la fréquence des maladies liées à l'eau (Mbong et *al*, 2023).

La croissance de l'industrie, l'intensification de l'agriculture et l'urbanisation ont accru, de manière chronique et / ou, la pollution des cours d'eau en altérant sa qualité physicochimique et biologique (Mateo-Sagasta et *al*, 2018). Cette pollution chimique, organique et microbiologique provient, entre autres, d'engrais synthétiques et de pesticides utilisés en agriculture et de rejets toxiques d'activités industrielles et minières (Jayaswal et *al*, 2018). Les polluants microbiologiques proviennent principalement des eaux usées domestiques et des décharges (Kostyla et *al*, 2015). Ces polluants sont à l'origine de maladies d'origine hydrique pouvant être à l'origine d'épidémies (Pandey et *al*, 2014).

La qualité de l'eau demeure un facteur critique influant sur la disponibilité des ressources hydriques en Algérie. Des études révèlent qu'une quantité importante d'eaux usées continue de se déverser dans l'environnement sans être traitée, accentuant ainsi les défis liés à cette situation (Hamlat et Guidoum, 2018).

Lorsque des corps étrangers entrent en rapport avec un aquifère, la qualité de l'eau peut être compromise. Par exemple des paramètres toxiques. Les eaux peuvent subir diverses formes de pollution, soit d'origine minérale ou microbienne. Un cours d'eau peut être altéré par une pollution physique, manifestée par une modification de la transparence due à la présence de matières en suspension. La pollution chimique survient lorsque des substances indésirables telles que les détergents ou des éléments toxiques tels que les métaux contaminent l'eau. Par ailleurs, la pollution biologique résulte de la présence de bactéries et de virus qui peuvent compromettre la santé humaine (Rimini, 2005 ; Rebetafika et al, 2006 ; Ayacha et al, 2010).

Parmi la diversité des micro-organismes présents dans les eaux, on compte des indicateurs particulièrement utiles pour évaluer la contamination bactérienne. Ces indicateurs comprennent les germes totaux, les coliformes totaux et fécaux, les streptocoques fécaux, ainsi que les Clostridium sulfitoréducteurs (Fewtrell et al, 2001). « *Water borne diseases* » ou encore autre appellation maladies liées à l'eau sont des troubles qui se propagent suite à l'ingestion d'eau souillée par des germes infectieux être issus fréquemment des substances fécales. Par exemple, le choléra, la shigellose, la fièvre paratyphoïde, et la fièvre typhoïde sont des maladies transmises par l'eau d'origine bactériennes (Mbong et al, 2023).

Selon les données de l'Agence nationale des Barrages et Transferts en Algérie en 2017, le pays compte un total de 95 barrages. Parmi eux, 67 sont opérationnels, 13 sont actuellement en construction, et 15 sont en phase de projet. Ces barrages jouent un rôle essentiel dans divers secteurs tels que l'alimentation en eau potable, l'industrie et l'irrigation (ANBT, 2017).

La population et la demande en eau potable sont directement liées (Grelle et al, 2006). L'évolution démographique entraîne une montée des besoins en eau potable, ce qui pousse les chercheurs à développer des modèles pour la prédiction de type d'eau (Uddin et al, 2021). La connaissance de l'état des eaux souterraines est essentielle pour mettre en place des mesures de protection et de gestion efficaces (Alary et David, 2008).

Les modèles de type d'eau permettent de rechercher les causes des manifestations observées, de savoir la concentration des polluants dans le future, localiser les points d'émission de polluants et les facteurs qui contribuent à la mauvaise qualité d'eau. Les actions menées ont pour objectif de réduire la pollution des eaux superficielles et souterraines et de suivre leur évolution.

La problématique principale de notre étude c'est : *la potabilité et la santé humaine*, c'est-à-dire pour être considéré potable l'eau ne doit contenir aucune substance qui peut nuire à la santé des individus, c'est dans ce contexte que notre recherche a été réalisée. En vue de formuler des stratégies de prévention et de protection nécessaires de la situation actuelle en effectuant une analyse des paramètres physico-chimiques et bactériologique d'eau, de contribuer à l'évaluation de la qualité d'eau destinée à la consommation dans la ville d'Annaba.

Cette étude a été divisée en cinq chapitres :

- ***Le premier chapitre*** : Dans ce chapitre, nous avons parlé des généralités sur les eaux.
- ***Le deuxième chapitre*** : Ce chapitre discute l'analyse physico-chimique de quelques eaux destinées à la consommation dans la ville d'Annaba, calcule de l'indice de la qualité de l'eau et l'analyse en composante principale.
- ***Le troisième chapitre*** : Ce chapitre traite l'analyse des métaux lourds de quelques eaux destinées à la consommation dans la ville d'Annaba.
- ***Le quatrième chapitre*** : Dans ce chapitre, nous avons traité la qualité bactériologique de quelques eaux destinées à la consommation dans la ville d'Annaba par le biais des analyses microbiologique de l'eau.
- ***Le cinquième chapitre*** : Ce chapitre intitulé modélisation : traite les recherches scientifiques déjà réalisé sur la modélisation hydrologique et la gestion de l'eau, sur la modélisation de la distribution de l'eau, ainsi qu'un exemple de l'étude sur la modélisation de qualité d'eau.

La rédaction de cette thèse se conclut par une synthèse générale mettant en lumière les résultats obtenus au cours de ce travail.

Chapitre I :

Généralités sur l'eau

Chapitre I : Généralités sur l'eau

1. REPARTITION ET IMPORTANCE DE L'EAU DANS LE CORPS HUMAIN :

L'eau est le principal constituant du corps humain. Le corps est incapable de produire une quantité suffisante d'eau par son métabolisme ni obtenir ce dernier à partir des aliments pour couvrir ses besoins quotidiens. Donc boire quotidiennement de l'eau reste la meilleure façon pour répondre à ces besoins. Si ces derniers ne sont pas satisfaits, des effets négatifs surviennent qui peuvent avoir de graves conséquences sur la santé. Les différentes fonctions basiques de l'eau déterminent le besoin impératif de maintenir un 'état d'hydratation approprié (Jéquier et Constant, 2009 ; Zerrouki et Bousaid, 2020).

a) DISTRIBUTION DE L'EAU DANS LE CORPS HUMAIN :

Environ 60 % du poids d'un adulte est représenté par de l'eau (Thomas et *al*, 2008 ; Jéquier et Constant, 2009). Pour un adulte le compartiment intracellulaire renferme deux tiers de l'eau totale et un tiers dans le compartiment extracellulaire (Jéquier et Constant, 2009 ; Zerrouki et Bousaid, 2020). Cela est dû aux concentrations des tissus en protéines, la masse grasse et tissus fibreux (exemple : Un homme de 70 kg a environ 42 L d'eau totale, 28 L d'eau intracellulaire et 14 L d'eau extracellulaire). Chez les nourrissons et les enfants, le pourcentage d'eau corporelle est plus élevé que chez les adultes. (Inversement entre les compartiments en comparant avec l'adulte) (Jéquier et Constant, 2009 ; Zerrouki et Bousaid, 2020).

b) Balance hydrique :

L'eau corporelle est relativement constante dans certaines conditions (climat et activité physique modéré (18-20 °C). Cette notion résulte d'une régulation bien précise de l'équilibre hydrique. Au cours de 24 heures, les apports et les pertes d'eau doivent être égaux (Jéquier et Constant, 2009 ; Zerrouki et Bousaid, 2020).

c) Importance de l'eau dans le corps de l'individu :

- Élément constitutif : présent dans tous les organes, les tissus, les cellules.
- Un solvant, un milieu de réactions, un réactif et un produit de réactions chimiques : l'eau a des propriétés uniques c'est un excellent solvant pour les ions et les solutés tel que le glucose et les

acides aminés, possède des propriétés dans les réactions hydrolytiques et représente un produit de métabolisme oxydatif.

- Un transporteur : au cours de l'homéostasie l'eau transporte les nutriments vers les cellules et emporte les déchets (produits de dégradation) donc les échanges cellulaires.
- Un lubrifiant et absorbeur de chocs : la salive, les fluides lubrifiant pour les articulations, les sécrétions gastriques et urinaires sont tous le résultat d'association des molécules visqueuses avec l'eau. Elle peut avoir la propriété absorbeur de chocs au cours de la marche, la course, donc rôle protecteur pour le cerveau et la moelle épinière (Jéquier et Constant, 2009 ; Zerrouki et Bousaid, 2020).

1.1. Aspect réglementaire :

La directive européenne 98/83 / CE adoptée fin 1998 fixe désormais les normes de « l'eau destinée à la consommation humaine » (EDCH), remplaçant ainsi administrativement la notion d'eau « potable », selon 3 exigences :

- Ils ne doivent contenir ni nombre ni concentration de micro-organismes, de parasites ou de toute autre substance constituant un danger pour la santé humaine. Il ne doit y avoir aucune bactérie E. Coli ou entérocoques.
- Ils doivent respecter les limites de qualité (valeurs obligatoires). Ainsi, le « total des pesticides » présents dans l'eau ne doit pas dépasser 0,50 µg / l (et non 0,10 µg / l comme annoncé dans l'enquête de santé diffusée en janvier 2014), les nitrates ne peuvent dépasser 50 mg / l (contre 5 mg / l il y a cinquante ans et de nombreuses stations ne peuvent plus répondre à ces nouvelles limites), plomb 10 µg / l, etc.
- Ils doivent répondre à des références de qualité (valeurs indicatives de bonne qualité mais dont le non-respect ponctuel n'engendre pas de risque sanitaire), (Desjardins, 1997).

2. APPROVISIONNEMENT EN EAU :

L'eau est la substance minérale la plus répandue à la surface du globe. Elle en constitue l'hydrosphère. Son volume est estimé à 1 385.106 km³ dont environ 97,4% dans les océans (couvrant 71% de la surface terrestre), 2% sous forme de glace et 0.6% seulement (de l'ordre de 8.106 km³) constituant les eaux douces continentales (y compris les nappes souterraines et l'humidité des sols), (Degrémont, 2005).

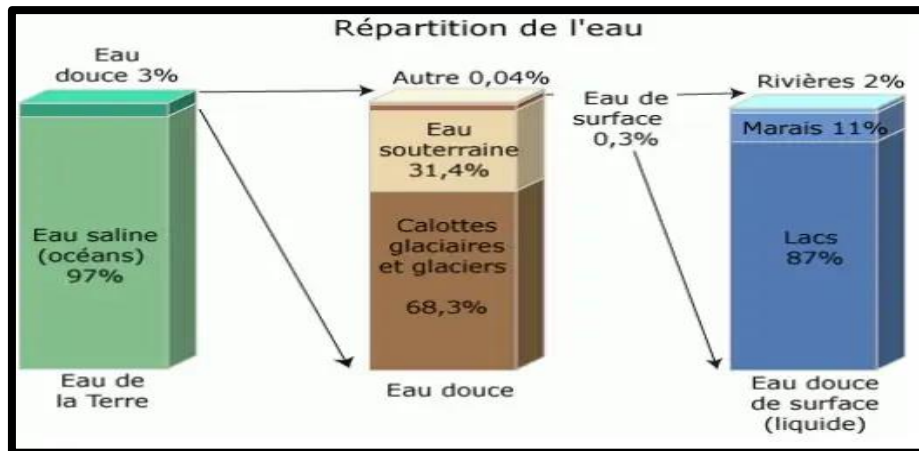


Figure 1 : Répartition de l'eau sur terre (Gleick, 1996).

Les réserves disponibles d'eaux naturelles sont constituées des eaux souterraines (infiltration, nappes), des eaux de surface stagnantes (lacs, retenus de barrages) ou en écoulement (rivières, fleuves) et des eaux de mer, (Degrémont, 2005).

Tableau 1 : Estimation de la distribution globale de l'eau (Gleick, 1996) :

Sources d'eau	Volume d'eau (km ³)	Volume d'eau (miles ³)	% d'eau douce	% d'eau totale
Océans, mers & baies	1, 338, 000,000	321, 000, 000	--	96.5 %
Calottes glaciaires, glaciers et neiges éternelles	24, 064, 000	5, 773, 000	68.7 %	1.74 %
Eau souterraine	23, 400, 000	5, 614, 000	--	1.7 %
<i>douce</i>	10, 530, 000	2, 526, 000	30.1 %	0.76 %
<i>saline</i>	12, 870,000	3, 088, 000	--	0.94 %
Humidité du sol	16,500	3,959	0.05 %	0.001 %
Hydro laccolithe & pergélisol	300,000	71,970	0.86 %	0.022 %
Lacs	176,400	42,320	--	0.013 %
<i>d'eau douce</i>	91,000	21,830	0.26 %	0.007 %
<i>d'eau saline</i>	85,400	20,490	--	0.006 %
Atmosphère	12,900	3,095	0.04 %	0.001 %
Eau marécageuse	11,470	2,752	0.03 %	0.0008 %
Rivières	2,120	509	0.006 %	0.0002 %
Eau biologique	1,120	269	0.003 %	0.0001 %
Totale	1, 386, 000, 000	332, 500, 000	-	100 %

Les ressources en eau sont réparties de façon inégale dans le monde (Milano, 2009). Elles varient selon plusieurs facteurs, principalement le climat (Lienou, 2007) et donc du niveau de précipitations de chaque pays qui peut fluctuer de moins de 10 000 m³ à 10 000 000 m³ par km²

par an (Margat, 1992). D'autre part, la richesse du pays renforce ces inégalités (Aïach et Fassin, 2004). Neufs pays (Brésil, Russie, Indonésie, Chine, Canada, États-Unis, Colombie, Pérou et Inde) se partagent près de 60 % des ressources naturelles renouvelables d'eau douce du monde (Amougoul, 2001). 1,6 milliard de personnes dans le monde n'ont pas accès à l'eau potable (Ofouémé-Berton, 2010). Pour certains (Malte, Libye, Singapour, Jordanie...), l'ordre de grandeur se chiffre uniquement en millions de m³ par an (Margat, 1998 ; Zerrouki et Bousaid, 2020). La pluviométrie dans les pays du Maghreb est irrégulière et variable dans le temps et l'espace Mahé et *al*, 2013). L'Algérie, la Libye, le Maroc, la Mauritanie et la Tunisie comptent parmi les pays les plus pauvres, du point de vue de la disponibilité en eau par habitant. Tous les pays du Maghreb sont en dessus à du seuil de pénurie en eau, qui se situe entre 1500 et 1700 m³/habitant/an. L'Algérie et la Lybie sont en dessous des 500 m³/habitant/an, seuil considéré comme un indicateur de pénurie en eau sévère. Cette situation risque de s'aggraver dans le futur surtout si la tendance de la croissance démographique persiste (Zerrouki et Bousaid, 2020).

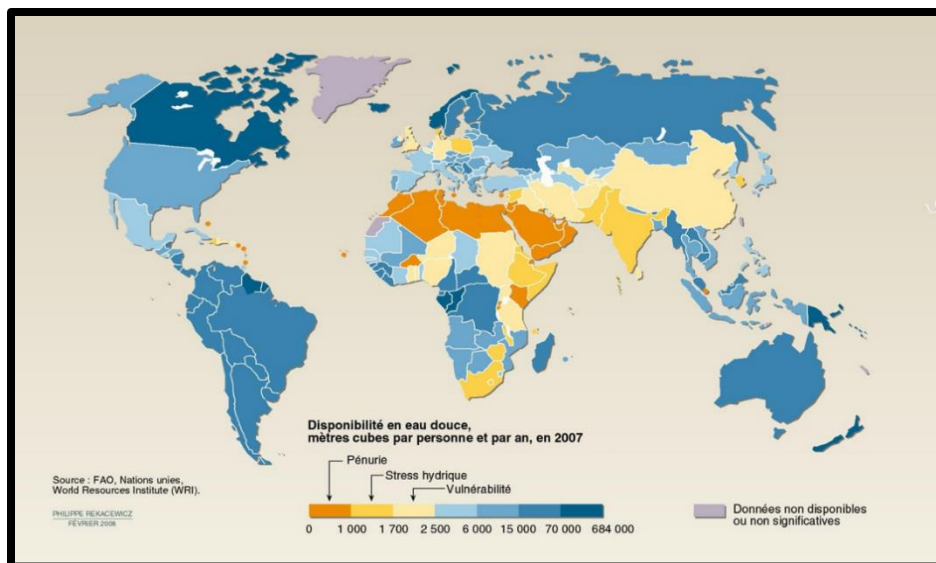


Figure 2 : Disponibilité en eau douce et stress hydrique (FAO ; Nations Unies ; World Resources Intitute ; Rekacewicz, 2008).

2.1. Eau souterraine :

Les nappes sont contenues dans des terrains réservoirs appelés aquifères, la porosité et la structure de terrain déterminent le type de nappe et le mode de circulation souterraine (Sofrani et *al*, 2021).

- Une nappe phréatique ou libre est une nappe d'eau souterraine située à faible profondeur, elle est alors alimentée directement par l'infiltration par les eaux de puits le niveau de cette nappe fluctue en fonction de la quantité de l'eau retenue (Bouarourene et Sadi, 2016).

- Les nappes captives sont les plus courantes, habituellement situées en profondeur et enfermées entre deux couches de sol imperméables (Bouarourene et Sadi, 2016).

- Une nappe peut être artésienne quand le niveau piézométrique se situe au-dessus de la surface du sol (Meyer, 1955). L'eau peut s'imprégner complètement dans la formation lithologique retenue, comme c'est le cas pour les terrains poreux tels que le sable, les graviers et les alluvions. Alternativement, elle peut se cantonner uniquement dans les fissures ou fractures de roches compactes, comme observées dans les roches éruptives ou métamorphiques ainsi que dans les terrains calcaires. Dans ce dernier cas, les fissures d'origine sont progressivement élargies par la dissolution dans l'eau chargée en gaz carbonique qui y circule. Cela conduit à la formation de cavernes importantes avec des souterrains, caractérisant ainsi la structure karstique.

2.2. Importance des eaux souterraines :

Les réserves d'eau souterraine représentent la plus grande quantité d'eau douce liquide sur Terre, totalisant environ 8 à 10 millions de km³, soit près de 98 à 99 % du volume total d'eau douce. Chaque année, plus de 10 000 km³ de cette réserve sont renouvelés grâce à l'infiltration des précipitations. En comparaison avec l'utilisation annuelle d'environ 800 km³ pour répondre aux exigences du tissu socio-économique mondial, ce volume semble initialement adéquat, laissant même entrevoir une marge de croissance potentielle. Ce ressenti pourrait être amplifié en tenant compte du fait que l'eau souterraine constitue un élément essentiel du cycle hydrologique, souvent interconnectée hydrauliquement avec les eaux de surface au-dessus, les unissant dans un destin commun et réalisant une solidarité entre elles (Margat, 2008).

2.3. Caractéristiques générales des eaux souterraines :

La composition chimique de l'eau retenue est influencée par la nature géologique du terrain. (Alaoui Mhamdi et al, 1994). Les eaux en circulation dans un sous-sol composé de sable ou de granit tendent à être acides et peu minéralisées, tandis que celles circulant dans des sols calcaires sont généralement riches en bicarbonates de calcium, ce qui les rend plus dures.

Les eaux karstiques présentent des fluctuations soudaines de qualité, marquées par l'apparition de turbidité et de diverses formes de pollution. Ces fluctuations sont directement influencées par la pluviométrie et les écoulements non filtrés qui se déplacent rapidement à travers l'eau souterraine.

Le tableau 2 présente les propriétés des eaux souterraines selon les principaux paramètres analytiques, notamment une bonne pureté bactériologique, une faible turbidité (parce qu'elles ont été filtré dans le sol), une température et une composition chimique constante.

Tableau 2 : Principales différences entre eaux de surface et eaux souterraines (Zerrouki et Bousaid, 2020).

Caractéristiques	Eaux de surfaces	Eaux souterraines
Température	Variable suivant saisons	Relativement constante
Turbidité ; MES (Vraies ou colloïdales)	Variable parfois élevée	Faible ou nulle (sauf en terrain karstique)
Minéralisation globale (où : salinité, TDS...)	Variable en fonction des terrains, des précipitations, des rejets...	Sensiblement constante, en général, nettement plus élevée que dans les eaux de surface de la même région
Fe et Mn divalent (à l'état dissous)	Généralement absents ; sauf en profondeur des pièces d'eau en état d'eutrophisation	Généralement présent
Nitrates	Peu abondants en général	Teneur parfois élevée
Micropolluants minéraux et organiques	Présent dans les eaux de pays industrialisés ; mais susceptibles de disparaître rapidement après suppression de la source	Généralement absent ; mais une pollution accidentelle subsiste beaucoup plus longtemps
Éléments vivants	Bactéries (dont certains pathogènes), virus, plancton (animal et végétal)	Ferro bactéries et Sulfito-réductrices fréquents

2.4. Potabilité des eaux souterraines :

Les eaux souterraines ont longtemps été perçues comme une eau saine qui répond naturellement aux normes de potabilité. Cette eau est moins sensible aux pollutions accidentelles. De nombreux aquifères souterrains sont influencés par le type des eaux superficielles. C'est déjà le cas. Il existe des réseaux karstiques mais également des aquifères alluviaux.

Au moment où un aquifère souterrain a été pollué, il est vraiment précis de retrouver sa propriété d'origine : les polluants qui ont souillées l'aquifère se retrouvent non seulement dans l'eau mais même dans les roches et minéraux de sous-sol (phénomène d'absorption.) La composition de la zone de stockage peut influencer la qualité des eaux souterraines par des éléments à des concentrations bien supérieures aux normes pour l'eau potable. Les eaux de nappes doivent être

purifiées avant utilisation lorsque la qualité de ces éléments, qu'il s'agisse d'un seul ou de plusieurs dépasse la limite permise selon la réglementation en vigueur (Benguesmia et *al*, 2019).

3. LES EAUX DE SURFACES :

Ce terme comprend toute l'eau en circulation ou stockée à la surface des continents. Elles proviennent soit d'aquifères souterrains dont l'émergence constitue une source, soit d'eaux de ruissellement. Ces eaux se caractérisent par une surface de contact eau-atmosphère en mouvement permanent et une vitesse de circulation appréciable. Ils peuvent être stockés dans des réserves naturelles (lacs) ou des réservoirs artificiels (réservoirs) caractérisés par un échange eau de surface-atmosphère presque immobile. Une profondeur qui peut être significative et un temps de séjour important (Zerrouki et Bousaid, 2020).

3.1. Caractéristiques générales des eaux de surfaces :

La composition chimique des eaux de surface dépend de la nature du terrain rencontré au cours de son parcours, au cours de son transport, l'eau dissout différents éléments constitutifs du terrain. En revanche, sa teneur en gaz dissous (oxygène, azote, dioxyde de carbone) dépend des échanges à l'interface de l'eau atmosphérique et de l'activité métabolique des organismes aquatiques dans l'eau (Zerrouki et Bousaid, 2020).

3.2. Potabilité des eaux de surfaces :

Les eaux de surfaces sont rarement potables sans traitement, elles sont contaminées par différents polluants (Yagoubia, 2019) :

- Origine urbaine : (rejets provenant de la collecte des URE ...)
- Origine industrielle : polluants et micropolluants organiques (hydrocarbures, solvants synthétiques, phénols) ou inorganiques (métaux lourds, ammoniac).
- Origine agricole : engrais et pesticides (herbicides, insecticides, fongicides), les matières premières riches en azote et en phosphore. -Pollution bactériologique d'origine humaine et animale.

3.3. La qualité des eaux brutes :

En application du droit communautaire, les eaux superficielles destinées à la production alimentaire doivent répondre à des exigences de qualité très précises et fixés par des organismes spécialisés (Abrane et Bouchagoura, 2016). Le système de classification actuel s'articule autour de deux éléments :

- Les paramètres de qualité auxquels doivent en tout état de cause répondre les eaux brutes ;
- Le procédé-type de traitement utilisé pour la potabilisation.

Les eaux brutes sont classées en trois catégories, selon l'intensité du procédé (Bontemps et Nauges, 2009) : **A1** : Qualité bonne, traitement physique simple et désinfection, **A2** : Qualité moyenne, traitement normal physique, chimique et désinfection et **A3** : Qualité médiocre, traitement physique, chimique poussé, affinage et désinfection.

4. EAU DESTINEE A LA CONSOMMATION HUMAINE :

La définition de l'eau destinée à la consommation humaine est donnée par la directive 98/83 du 3 novembre 1998, traduite en droit français dans le code de la santé publique. La définition est la suivante :

« Toutes les eaux qui, soit en l'état, soit après traitement, sont destinées à la boisson, à la cuisson, à la préparation d'aliments ou à d'autres usages domestiques, qu'elles soient fournies par un réseau de distribution, à partir d'un camion-citerne ou d'un bateau citerne, en bouteilles ou en conteneurs, y compris les eaux de source ...) (Montiel, 2004).

« Toutes les eaux utilisées dans les entreprises alimentaires, qui peuvent affecter la salubrité de la denrée alimentaire finale, y compris la glace alimentaire d'origine hydrique » (Beaulieu et Fisset, 2009).

A l'heure actuelle, l'eau destinée à l'alimentation, notamment en Europe et en France, est un produit sous haute surveillance, entouré d'une réglementation renforcée et d'un système de contrôle et de gestion qui lui est entièrement dédié (Hospitalier-Rivillon et Poirier, 2008).

L'eau destinée à l'alimentation publique est un terme réglementaire qui couvre :

- *les eaux de distribution publique ;*
- *les eaux embouteillées, qui se divisent en trois familles : les eaux minérales naturelles, les eaux de source et les eaux rendues potables par traitement ;*
- *les eaux utilisées dans les industries agroalimentaires, qui entrent dans la composition d'une denrée alimentaire.*

La production d'eau destinée à la consommation humaine se divise en plusieurs points sensibles entre la ressource en eau et l'eau distribuée au robinet du consommateur. Tout d'abord, l'eau est captée dans une ressource dont il s'agit de connaître la qualité, c'est l'eau dite « brute ». L'eau « brute » est ensuite traitée par une filière de traitement spécialement conçue en fonction de sa qualité et constituée de techniques de traitement démontrées sur le plan de leur innocuité et de leur

efficacité, l'eau produite est l'eau dite « traitée ». L'eau « traitée » est alors transportée via un réseau de distribution qui fait l'objet d'une surveillance particulière, associée à des actions de maintenance pour éviter la dégradation de sa qualité lors de son séjour dans les réservoirs et les tuyaux, c'est l'eau « distribuée ». Enfin, l'eau est délivrée au robinet du consommateur après un passage dans un réseau intérieur privé, il s'agit de l'eau « consommée », qui est une denrée alimentaire à part entière. L'ensemble de ces étapes est couvert par un dispositif réglementaire complexe mis en œuvre par différents acteurs et maîtrisé par un système de gestion intégré (Hospitalier-Rivillon et Poirier, 2008).

5. Indice de qualité d'eau « Iqe » :

L'Iqe est un outil numérique qui permet d'évaluer la qualité globale de l'eau à partir d'un grand nombre de données. Il est facilement compréhensible par les gestionnaires et décideurs (Talhaoui et al, 2020). Il constitue une approche concise dans l'évaluation globale de la qualité de l'eau, en se basant sur un ensemble de paramètres. Cette méthode simplifiée permet de condenser une vaste quantité d'informations en un seul chiffre, généralement sans dimension, de manière simple et reproductible (Abbasi et al, 2012). Horton (1965) et Brown et al, (1970) ont été les premiers à proposer cette méthode. Pour déterminer cet indice, Horton (1965) a introduit la première équation qui prend en considération tous les paramètres essentiels à l'évaluation de la qualité des eaux superficielles. Cette formule reflète de manière combinée l'influence de divers paramètres cruciaux pour la gestion et l'évaluation de la qualité de l'eau (Liouet et al, 2004 ; Tyagi et al, 2013). Pour la première fois, cet indice a été employé afin de mettre en lumière les variations physico-chimiques qui pourraient survenir tout au long de l'année et leur incidence sur la qualité de l'eau potable (House et al, 1987 ; House, 1990). Les valeurs de l'Indice de l'IQE permettent d'identifier *cinq classes* de qualité distinctes (Tab.3).

Tableau 3. Classification et usage possible de l'eau selon l'IQE (Brown et al, 1972 ; Chatterji et Raziuddin, 2002 ; Aher et al, 2016).

Groupe d'IQE	Catégorie d'eau	Utilisation envisageable
0 - 25	Excellente	Eau potable, irrigation et industrie
>25 - 50	Bonne	Eau potable, Irrigation et industrie
>50 - 75	Mauvaise	Irrigation et industrie
>75 - 100	Très mauvaise	Irrigation
> 100	Eau non potable	Traitement approprié requis avant utilisation

En 1989, l'indice de Viet et Bhargava, a été inventé afin de contrôler le type de la rivière Saigon. Il repose sur l'indice de WelskieParker :

$$WQI = \left[\prod_{i=1}^n fi(Pi) \right]^{1/n} \times 100$$

Où "n" représente le nombre de paramètres considérées comme plus significatis pour un usage de donnée par rapport aux autres paramètres, et "fi(Pi)" est la fonction de sensibilité de la i^{ème} variable.

Le premier indice de qualité d'eau « surveillance et gestion de qualité des eaux de surface au Vietnam » a été établie par Hanh et al, 2011. Cet indice comprend vingt-sept paramètres, englobant diverses variables physico-chimiques, huiles et graisses, pesticides et coliformes.

6. MALADIES A TRANSMISSION HYDRIQUE :

"Les maladies à transmission hydrique sont celles qui sont contractées par ingestion, contact direct, ou encore celles pour lesquelles l'eau sert de milieu de vie à des hôtes de larves ou de parasites" (Trop, 2011). Dans le monde, 60% des habitants des pays en développement n'ont pas accès à une source d'eau potable sûre. Selon l'OMS, 80% des maladies qui touchent la population mondiale sont, en partie, attribuables à l'insuffisance de l'évacuation des matières fécales et à la pénurie d'approvisionnement en eau propre (Rodier et al, 2016). Les maladies à transmission hydrique sont celles qui sont liées à l'eau, que ce soit par ingestion, par contact, ou en raison du fait que les vecteurs ou les hôtes intermédiaires vivent ou se développent dans l'eau (Guemmaz, 2023). Les affections liées à l'eau peuvent avoir des origines bactériennes, virales, parasitaires, être liées au manque d'eau ou être dues à la présence de substances chimiques dans l'eau. (Coulibaly, 2005).

- **Maladies d'origine bactérienne :**

Les maladies d'origine bactérienne peuvent être transmises par l'eau, et il est important de mentionner les différents agents pathogènes impliqués (Coulibaly, 2005) :

- **Le choléra (Vibrio cholerae) :** Le choléra est une infection intestinale aiguë causée par la bactérie *Vibrio cholerae*. Cette bactérie produit une toxine qui provoque une diarrhée sévère et peut entraîner une déshydratation rapide, mettant la vie en danger (Naoui et al, 2021).

- **La fièvre typhoïde et gastro-entérite (*Salmonella typhi* et *E. Coli*)** : La fièvre typhoïde est une infection bactérienne causée par *Salmonella enterica*, sous-type Typhi. Elle se caractérise par des symptômes tels que la fièvre élevée, les maux de tête, les douleurs abdominales et peut entraîner des complications graves (Brouqui et *al*, 2011). La gastro-entérite, quant à elle, est une inflammation de l'estomac et des intestins, souvent due à une infection bactérienne telle qu'*Escherichia coli* (*E. coli*). Elle se manifeste par des symptômes tels que la diarrhée, les crampes abdominales, les nausées et les vomissements (Drouot et *al*, 2007).
- **Schigellose (*shigella spp*)** : La shigellose est une infection intestinale causée par des bactéries du genre *Shigella* (Ftat Actuel, 1980). Elle se caractérise par des symptômes tels que la diarrhée, souvent sanglante, les crampes abdominales, la fièvre et parfois des nausées et des vomissements. La transmission se fait généralement par voie fécale-orale, souvent en raison de conditions d'hygiène insuffisantes (Bonnard, 2001).
- **La tuberculose (*Mycobacterium tuberculosis*)** : La tuberculose est une maladie infectieuse causée par la bactérie *Mycobacterium tuberculosis* (Dupont et *al*, 2020). Elle affecte principalement les poumons mais peut également se propager à d'autres parties du corps. La maladie se transmet généralement par voie aérienne, lorsqu'une personne infectée émet des particules contenant la bactérie, généralement par la toux (Buchillet, 2001). Les symptômes de la tuberculose incluent la toux persistante, la fièvre, la perte de poids, la fatigue et les sueurs nocturnes (OMS, 2018).
- **Maladies d'origine virale :**

En plus des maladies causées par des bactéries, il existe également des maladies d'origine virale. Citons notamment :

- **La poliomyélite** : La poliomyélite, également appelée polio, est une maladie virale aiguë causée par le poliovirus, qui infecte le système nerveux et peut entraîner une paralysie (Segondy, 2017). Elle se propage principalement par voie fécale-orale, souvent par l'ingestion d'eau ou d'aliments contaminés (WHO, 2014). La plupart des infections par le poliovirus sont asymptomatiques, mais dans certains cas, elle peut entraîner une paralysie irréversible, en particulier chez les enfants (Bessaud, 2021).

- **Les hépatites virales et entérovirus :** Les hépatites virales sont des infections du foie causées par différents virus, principalement les virus de l'hépatite A, B, C, D et E. Ces virus peuvent provoquer une inflammation du foie, parfois aiguë et dans certains cas, une infection chronique qui peut entraîner des complications graves, telles que la cirrhose ou le cancer du foie (Mevel, 2014). Les entérovirus sont une famille de virus qui infectent le tube digestif (Agut, 2016), provoquant souvent des infections gastro-intestinales (Beji, 2023). Parmi les entérovirus, on trouve des virus tels que le poliovirus, les coxsackievirus et les entérovirus humains (Jaïdane et al, 2008). Ces virus peuvent causer diverses maladies, allant de symptômes gastro-intestinaux légers à des infections plus graves, notamment des méningites et des myocardites (WHO, 1979).

- **Maladies d'origine parasitaire :**

Outre les maladies d'origine bactérienne et virale, on observe également des épidémies d'origine hydrique causées par des parasites par exemple, des maladies telles que :

- **l'ankylostomose :** L'ankylostomose est une infection parasitaire causée par des vers intestinaux appelés ankylostomes. Ces petits vers se fixent généralement à la paroi de l'intestin grêle et se nourrissent du sang de l'hôte, ce qui peut entraîner des symptômes tels que fatigue, anémie et douleurs abdominales (Dardé et al, 2018). C'est une maladie principalement associée à des conditions d'hygiène insuffisantes (Bouchaud et al, 2019).
- **la dracunculose :** La dracunculose est une maladie parasitaire provoquée par un ver appelé *Dracunculus medinensis*, également connu sous le nom de ver de Guinée (Chastel, 2004). Les personnes contractent généralement cette maladie en buvant de l'eau souillée par des larves de ce ver (Muller, 1979). Une fois ingérées, les larves se développent dans le corps et provoquent des symptômes tels que des cloques douloureuses, souvent au niveau des jambes (WHO, 2003).
- **le téniasis :** Le téniasis est une infection causée par le ténia, un ver plat parasitaire (OMS et WHO, 2018). Les humains contractent généralement le téniasis en consommant de la viande crue ou insuffisamment cuite contaminée par les œufs du parasite (Villena, 2023). Une fois ingérés, les œufs éclosent dans l'intestin, donnant naissance à des vers adultes. Les symptômes du téniasis peuvent inclure des troubles gastro-intestinaux tels que des maux

d'estomac, des nausées et des changements dans les habitudes intestinales (Boireau et *al*, 2002).

Les maladies d'origine hydriques, comme :

- **Le paludisme** : Le paludisme est une maladie infectieuse transmise par des moustiques infectés par un parasite du genre Plasmodium (Trape, 1999).
- **la dengue** : La dengue est une maladie virale transmise par les moustiques, en particulier ceux du genre Aedes, principalement Aedes aegypti (Leroy, 2017).

Et les infections gastro-intestinales, ne disposent pas actuellement de vaccins disponibles pour prévenir ces infections. L'efficacité des programmes de contrôle des vecteurs de maladies est compromise par la résistance aux insecticides, tandis que la résistance des bactéries aux antibiotiques et des parasites à d'autres médicaments est en constante augmentation (Unesco, 2003). Au cours des deux premiers tiers du XXe siècle, des progrès significatifs ont été réalisés dans l'évaluation du risque microbien, en particulier en ce qui concerne les maladies transmises par voie hydrique telles que Salmonella et Shigella (Mamine et *al*, 2020).

Chapitre II :

**Étude de la qualité physico-
chimique de quelques eaux
destinées à la consommation
dans la ville d'Annaba**

Chapitre II : Étude de la qualité physico-chimique de quelques eaux destinées à la consommation dans la ville d'Annaba.

1. Introduction :

La qualité de l'eau est vitale pour la santé humaine, les écosystèmes et le bien-être pour diverses raisons. L'eau potable est essentielle à la survie et à la prévention des maladies d'origine hydrique, en particulier dans les groupes vulnérables (Kumar et al, 2022). En outre, la qualité de l'eau a une incidence sur les activités récréatives, le manque d'eau potable et les objectifs de développement durable (Chen et al, 2020).

Pour garantir un avenir plus sain, des efforts collectifs sont nécessaires pour prévenir la pollution, promouvoir une utilisation responsable de l'eau et mettre en œuvre des pratiques efficaces de gestion de l'eau. L'évaluation de la qualité de l'eau fait appel à diverses méthodes adaptées pour mesurer des paramètres et des contaminants spécifiques présents dans l'eau (Altenburger et al, 2019). Ces méthodes comprennent l'analyse des caractéristiques physiques telles que la température, la turbidité, la couleur et l'odeur à l'aide d'appareils de mesure portatifs ou par observation (Bwadi et al, 2021). L'analyse chimique détermine les concentrations de substances telles que le pH, l'oxygène dissous, les nutriments, les métaux lourds et les pesticides par spectrophotométrie et tests colorimétriques.

L'Indice de Qualité des Eaux (IQE) représente une évaluation chiffrée visant à évaluer et à communiquer la qualité globale de l'eau dans une zone déterminée. Il tient compte de plusieurs paramètres de qualité de l'eau, tels que les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques, pour calculer une seule mesure symbolisant la pureté de l'eau. Il est généralement compris entre 0 et 100, les valeurs les plus élevées indiquant une meilleure potabilité de l'eau (Uddin et al, 2021). Il simplifie des données complexes pour faciliter la compréhension du public et des décideurs, permet des comparaisons dans le temps et entre les lieux, communique les risques potentiels pour la santé humaine et l'environnement, et aide les décideurs à établir des priorités pour les initiatives visant à améliorer la qualité de l'eau.

Toutefois, la simplicité de l'IQE ne permet pas de saisir toutes les nuances de la qualité de l'eau, et il doit être utilisé en conjonction avec une surveillance et une analyse complètes, en prenant en considération les conditions spécifiques à chaque région et les objectifs définis lors de l'évaluation (Giri, 2021). La recherche scientifique sur l'IQE est vaste et étendue (Wong et al,

2020). Des études à long terme utilisant l'IQE ont permis d'identifier les tendances de la qualité de l'eau au fil du temps et de comprendre les impacts des politiques environnementales et du changement climatique (Vatanpour et al, 2020). La distribution d'eau n'est pas équitable et la garantie de sa qualité représente un défi important pour les sociétés qui s'efforcent de répondre à leurs besoins considérables en eau. (Edokpayi et al, 2020). Les pays en développement sont confrontés à des difficultés d'accès à l'eau potable, ce qui entraîne divers problèmes de santé publique (Abedin et al, 2019).

Malheureusement, la baisse des précipitations, l'irrégularité des saisons, la désertification et la dégradation de l'environnement aggravent le problème de l'eau (Singh et al, 2021). Par conséquent, une observation périodique et continue de la pureté de l'eau est requise de toute urgence pour la préserver (Yan et al, 2022). L'eau contaminée constitue un péril sérieux pour le bien être et les milieux naturels, en provoquant des maladies d'origine hydrique et une détérioration écologique (Nabi et al, 2019). Alors que les polluants environnementaux continuent d'émerger, la purification de l'eau est devenue une inquiétude essentielle au profit ses experts en gestion des ressources en eau afin de protéger la santé humaine et la vie aquatique (Ngqwala et Muchesa, 2020).

Ce chapitre présente les résultats obtenus de notre recherche qui vise à évaluer la qualité de l'eau à l'aide d'un système de surveillance temporelle des paramètres physicochimiques dans l'eau brute obtenue à partir du barrage de Cheffia et des forages Oued El Aneb et Treat. Des échantillons ont été prélevés pendant les saisons sèches et humides afin d'observer les variations saisonnières de divers paramètres : la température, le pH, la conductivité électrique (EC), la turbidité, la salinité, la dureté totale, le calcium (Ca^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}), le sodium (K^+), le potassium (Na^+), les chlorures (Cl^-), les nitrates (NO_3), les nitrites (NO_2), les sulfates (SO_4), les phosphates (PO_4), et le fer (Fe) tout au long de l'année 2021. L'objectif principal était de s'assurer que l'eau destinée à la consommation fournie à la grande majorité de la population par le réseau de distribution répondait aux critères de potabilité nécessaires pour protéger la santé publique.

2. Matériels et méthodes :

2.1. Présentation de la zone d'étude :

Nichée dans la région nord-est de l'Algérie, Annaba est une ville dynamique avec une population en plein essor d'environ 720 203 habitants et une superficie de 1 439 km². Située entre les villes

de Skikda à l'ouest, El Tarf à l'est et Guelma au sud, Annaba s'enorgueillit d'un littoral pittoresque qui s'étend sur 80 km le long de la mer Méditerranée. La ville englobe un total de 12 communes, chacune contribuant à la tapisserie unique du paysage culturel et géographique d'Annaba.

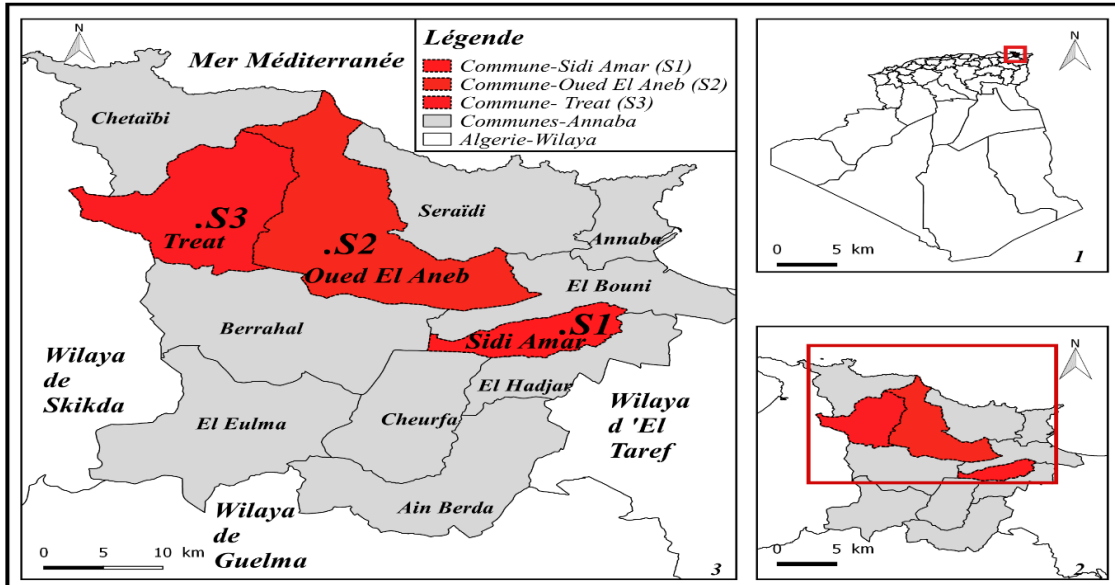


Figure 3 : Carte de localisation des sites d'échantillonnage (Guenouche, 2022 ; QGIS 2.18, 2022).

La ville d'Annaba est confrontée au défi de ressources en eau locales limitées, dépendant fortement des régions voisines telles qu'El Tarf, Skikda et Guelma. Dans notre étude nous avons choisis trois sites distincts dans la région d'Annaba :

- Site 1 : « Barrage de Cheffia dans la commune de Sidi Amar »
- Site 2 : « Forage d'Oued El Aneb dans la commune d'Oued El Aneb »
- Site 3 : « forage de Treat dans la commune de Treat ».

Tableau 4 : Liste des points d'échantillonnage avec les coordonnées géographiques.

	Sites	Commune	X(UTM)	Y(UTM)
Site 1	Barrage Cheffia	Sidi Amar	386363 11m E	4076696 16m N
Site 2	Forage Oued El Aneb	Oued El Aneb	365405 01m E	4082630 50m N
Site 3	Forage Treat	Treat	359810 80m E	4084693 35m N

2.2. Climatologie :

Annaba se distingue par la valeur de son site, sa géographie climatique méditerranéenne et son histoire urbaine (Chaoui, 2023). Le climat de la ville d'Annaba est tempéré, avec un indice d'aridité

de DE Martone compris entre $20 < I < 30$. La région étudiée est caractérisée par une pluviométrie annuelle moyenne estimée à environ 800 mm, avec une répartition irrégulière des précipitations. La température moyenne annuelle est d'environ 17,7°C. Les vents du nord au nord-est et du sud-ouest au nord prédominent sur la plaine d'Annaba (Halimi, 2020 ; Mizane, 2023). En hiver, les vents atteignent leur plus grande intensité, tandis qu'en été, ils sont moins forts, sauf lors de quelques épisodes de SIROCCO, qui ont pour effet d'élever la température (Mizane, 2023).

La population projetée pour 2021 est de 664 850 habitants, selon le dernier recensement RGPH de 2008. Le climat est typiquement méditerranéen, avec une pluviométrie annuelle de 700 mm et des pics de précipitations en décembre et janvier (90-120 mm). Les données météorologiques (précipitations et températures) proviennent de la station météorologique locale. L'infiltration annuelle moyenne est de 162 mm et le ruissellement spécifique à la zone est de 79 mm/an. Les pratiques agricoles modernes à Annaba comprennent des cultures telles que les céréales, les légumes, les fruits et la pêche, couvrant environ 43 850 ha, selon l'enquête menée avec les services agricoles d'Annaba. Seuls 13,27 % de la superficie sont irrigués, dont 72 % sont alimentés par les eaux souterraines, le reste étant fourni par le barrage de Cheffia. Les industries fortement concentrées dans la ville sont la sidérurgie, les engrais chimiques, la transformation de la tomate, (Achouri et *al*, 2017 ; Berredjem et *al*, 2023).

2.3. Échantillonnage, mode de prélèvement et analyse :

L'échantillonnage a eu lieu de janvier à décembre 2021, couvrant à la fois les périodes sèches et pluvieuses afin d'assurer un suivi complet et mensuel de l'état de l'eau des sites choisis. La collecte, le stockage et le transport de nos échantillons d'eau ont suivi le protocole établi et les procédures décrites par (Rodier, 2009). Des bouteilles d'eau minérale ont été utilisées pour la collecte des échantillons, qui ont ensuite été stockés dans des glacières à des températures de 4° à 5°C. Ensuite, les échantillons ont été transportés au laboratoire d'analyse de l'eau à Annaba. Les figures 4, 5 et 6 illustrent les sites d'échantillonnage choisis pour cette étude. La sélection de ces sites est basée sur leur rôle critique dans l'approvisionnement en eau potable de la région. Les facteurs pris en compte sont l'importance hydrologique, le niveau d'urbanisation et l'accessibilité aux cours d'eau.



Figure 4 : Barrage Cheffia (Guenouche, 2021).



Figure 5 : Forage Oued El Aneb (Guenouche, 2021).



Figure 6 : Forage Treat (Guenouche, 2021).

2.4. Analyse physique et chimique de l'eau :

Les paramètres d'étude tels que le pH et la température sont mesurés à l'aide d'un multiparamètre, un conductimètre est utilisé pour mesurer la conductivité ($\mu\text{s}/\text{cm}$) et la salinité (mg/l), et un turbidimètre pour afficher la valeur de la turbidité (NTU). Le calcium, le magnésium, la dureté totale et le chlorure ont été analysés par la méthode volumétrique (par dosage), tandis que le nitrate, le nitrite, le sulfate, le phosphate et le fer ont été mesurés par la méthode spectrophotométrie. Les méthodes de mesure des paramètres physicochimiques sont présentées dans le tableau 5.

Tableau 5 : Paramètres physico-chimiques mesurés (Matériaux et méthodes analytiques).

Paramètres	Unités	Méthodes d'analyse	Matériels utilisés
pH Température Conductivité Salinité Turbidité	°C µs/cm mg/L NTU	<i>Electrochimique</i>	Multi paramètre– HACH HQ4100 Conductimètre HACH 54650 Turbidimètre- HACH 2100
Calcium	mg/L	<i>Volumétrique</i>	Spectrophotomètre Paillaise- HACH DR3900
Magnésium	mg/L		
Dureté total Chlorure	mg/L mg/L		
Nitrate Nitrite Sulfate Phosphate Fer	mg/L mg/L mg/L mg/L mg/L	<i>Spectrophotométrie</i>	
Potassium Sodium	mg/L mg/L	<i>Photométrie</i>	

3. Indice de qualité d'eau potable (Iqe) :

Le terme " Iqe " fait référence à une technique de notation qui donne l'effet cumulatif de divers composants de type d'eau sur la qualité totale d'eau propre à la consommation humaine (Mitra et ASMembre ABE, 1998). Les trois étapes nécessaires au calcul de l'Iqe sont les suivantes :

- Pour la *première étape*, les 9 paramètres (potentiel d'hydrogène, conductivité, calcium, magnésium, sodium, potassium, chlorure, sulfate et nitrate), qui constituent l'un des principaux paramètres de qualité, se réfèrent généralement aux différents minéraux que l'on peut trouver dans l'eau. Une eau qui contient beaucoup de solides peut induire une constipation ou avoir des effets laxatifs (Hajji et al, 2018). En raison de la nature critique de paramètres tels que les chlorures, les sulfates et les nitrates dans l'évaluation de la qualité de l'eau, la pondération la plus élevée de 5 leur a été attribuée (Vasanthavigar et al, 2010 ; Srinivasamoorthy et al, 2014). D'autres paramètres tels que le potassium, le sodium, le magnésium et le calcium se sont vu attribuer une valeur comprise entre 2 et 4 en fonction de leur importance dans la détermination de type d'eau (tableau 6).

- Pour la *deuxième étape*, la détermination du poids relatif (W_i) doit être calculée selon l'équation suivante :

$$W_i = \frac{W_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad (1)$$

Où :

W_i représente le poids relatif, w_i est le poids et le nombre de paramètres correspond à n . Les valeurs calculées pour le poids relatif de chaque paramètre (W_i) sont énumérées dans le tableau 6.

- Dans la *troisième étape*, en fonction de sa teneur dans chaque prélèvement d'eau, l'échelle d'évaluation de la qualité (q_i) est déterminée en tenant compte des normes respectives, conformément à la recommandation de l'OMS, puis multipliée par 100, ce qui est calculé selon la formule suivante :

Tableau 6 : Poids (w_i) et poids relatif (W_i) de chaque paramètre chimique.

Paramètres	Normes algériennes (JORADP 2011)	Poids (w_i)	Poids relatif (W_i)
Potentiel d'hydrogène	6.9 < pH < 9.0	4	0.105
Conductivité ($\mu\text{S/cm}$)	2800	4	0.105
Calcium (mg/L)	200	2	0.05
Magnésium (mg/L)	150	2	0.05
Sodium (mg/L)	200	3	0.08
Potassium (mg/L)	12	2	0.05
Chlorure (mg/L)	500	5	0.132
Sulfates (mg/L)	400	5	0.132
Nitrates (mg/L)	50	5	0.132
		$\Sigma w_i = 32$	$\Sigma W_i = 0,836$

$$q_i = \frac{C_i}{S_i} \cdot 100 \quad (2)$$

Où :

q_i « le score de qualité »,

C_i « la concentration du composants chimique dans chaque échantillon d'eau (mg/L) »,

Si « la norme de l'eau potable pour chaque paramètre chimique » selon les lignes directrices de l'Organisation Mondiale de Santé (OMS, 2011) et les normes de potabilités de l'Algérie (JORADP, 2011).

Dans cette étape, les valeurs SI des sous-indices pour tous les paramètres chimiques sont calculées en multipliant le poids proportionnel et la note de qualité.

$$SI_i = W_i \cdot q_i \quad (3)$$

Dans la *dernière étape*, l'IQE a été calculé en additionnant tous les sous-ensembles de tous les échantillons d'eau souterraine, selon l'équation 4 :

$$WQI = \sum_{i=1}^n SI_i \quad (4)$$

Le sous-indice de chaque paramètre est SI_i , et le nombre de paramètres est n . L'Iqe calculé est divisé en cinq catégories présentées dans le tableau 7.

Tableau 7. Catégorisation de la qualité d'eau sur la base des valeurs de l'IQE (Tiwari et *al.*, 2018 ; Ibrahim., 2019).

Fourchette de l'IQE	Type d'eau
<50	Excellente
50–100	Bonne
100–200	Mauvaise
200–300	Très pauvre
>300	Impropre à la consommation

4. Analyse en composantes principales (ACP) :

Une autre approche couramment utilisée fait appel à des méthodes statistiques telles que l'ACP. Il s'agit d'une méthode statistique utilisée pour la réduction dimensionnelle des données tout en

conservant la quantité et la qualité les plus élevées des données d'entrée (Artoni et al, 2018). Elle permet d'agréger les informations dispersées dans de nombreuses dimensions en une dimension plus petite, indépendante les unes des autres. L'ACP est une méthode couramment utilisée pour sélectionner les variables indépendantes et écarter les variables fortement corrélées ou redondantes (Tripathi et Singal, 2019). L'ACP comprend les cinq étapes principales suivantes :

1. La matrice de données d'origine est répertoriée sous la forme suivante :

$$X = [x_{ij}]_{n \times p} = \begin{bmatrix} x_{11} & x_{12} & \cdot & x_{1p} \\ x_{21} & x_{22} & \cdot & x_{2p} \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ x_{n1} & x_{n2} & \cdot & x_{np} \end{bmatrix} \quad (5)$$

Où :

x_{ij} est une matrice contenant les données mesurées à l'origine,

n est le nombre de données de surveillance,

p est le paramètre de qualité de l'eau.

2. Les données mesurées à l'origine sont normalisées afin d'atténuer l'impact de la dimension avec la normalisation du score z .

$$z_{ij} = \frac{(x_{ij} - \bar{x}_j)}{s_j} \quad (6)$$

Où :

z_{ij} représente la variable standardisée, est la valeur moyenne du j th paramètre,

s_j est l'écart-type du j th paramètre.

Il est essentiel de travailler avec un ensemble de données assez important pour s'assurer que les corrélations se manifestent en tant que variables distinctes au cours du processus d'ACP. Par

conséquent, il est essentiel d'effectuer un test de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) pour évaluer l'adéquation de l'échantillon pour l'analyse (Patil, et al, 2020). En outre, l'homogénéité des ensembles de données doit être évaluée par l'application du test de Bartlett.

3. La matrice des coefficients de corrélation est déterminée sur la base de l'équation suivante :

$$R = [r_{ij}]_{p \times p} = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n x_{ii}^* \times x_{ij}^* \quad (7)$$

4. Les valeurs propres et les vecteurs propres sont alors calculés comme suit :

$$F_i = u_{i1}x_1^* + u_{i2}x_2^* + \dots + u_{in}x_n^* \quad (8)$$

Où u_i est le vecteur propre et le paramètre normalisé.

$$F = \frac{\lambda_1}{\lambda_1 + \lambda_2 + \dots + \lambda_n} .F_1 + \frac{\lambda_2}{\lambda_1 + \lambda_2 + \dots + \lambda_n} .F_2 + \dots + \frac{\lambda_n}{\lambda_1 + \lambda_2 + \dots + \lambda_n} .F_n \quad (9)$$

5. Les composantes principales (CP) ont été dérivées à l'aide de l'équation suivante, où λ_i représente la valeur propre.

Les résultats obtenus grâce à l'ACP résument les divers attributs présents dans l'ensemble de données. Toutefois, il est improbable de parvenir à ce résultat lorsque les paramètres initiaux sont interdépendants ou fortement corrélés.

Cette analyse condense les variables originales en un ensemble plus compact de nouvelles variables, ce qui entraîne une perte mineure d'informations par rapport aux paramètres originaux.

Les nouveaux ordinateurs personnels (PC) sont soumis à un processus connu sous le nom de rotation vari max, qui aboutit à la création de facteurs vari max. Cette technique vise à réduire la dimensionnalité des données originales et à identifier les variables clés pour une interprétation directe (Ul-Saufie et al, 2011). L'examen de la saturation des composantes permet de classer les

variables significatives, ce qui facilite l'identification des sources. En particulier, une saturation de 0,75 indique un facteur robuste et significatif, tandis que les saturations comprises entre 0,75 et 0,5 sont considérées comme modérées, et celles comprises entre 0,5 et 0,3 comme faibles.

L'importance de chaque composante est déterminée par les valeurs propres, qui indiquent l'ampleur de la variance expliquée par les composantes individuelles au sein de l'échantillon. Les composantes dont les valeurs propres sont au moins égales à 1 sont retenues pour interpréter la variation des eaux de surface. Dans les cas où plusieurs variables sont choisies pour une composante principale (CP), une analyse de corrélation multi variée est utilisée pour décider quelle variable inclure. Les variables fortement corrélées sont considérées comme faisant double emploi, et seule la variable ayant la charge la plus élevée est retenue. Inversement, si les variables à forte charge n'affichent aucune corrélation, chacune d'entre elles est considérée comme importante et, par conséquent, incorporée.

5. Résultats et discussion :

5.1. Résultats d'analyses physico-chimiques :

L'analyse des éléments étudiés fournit des informations précieuses sur les caractéristiques et les implications sanitaires potentielles des sources d'eau. Les paramètres physico-chimiques des échantillons d'eau analysés utilisés dans cette recherche, y compris les valeurs minimales et maximales, l'écart-type et la moyenne, sont présentés dans les tableaux 8, 9 et 10 : Le barrage de Cheffia (S1), le forage d'Oued El Aneb (S2) et le forage de Treat (S3).

5.1.1. Résultats de mesure de pH :

Le pH d'une solution diluée indique la concentration d'ions hydrogène, permettant d'évaluer l'acidité ou la basicité (alcalinité) de l'eau. La valeur de pH d'une eau naturelle est influencée par son origine et les types de sols qu'elle traverse. Les eaux de massifs cristallins tendent à présenter un pH acide, tandis que celles de régions calcaires affichent généralement un pH basique. Parfois, les eaux superficielles telles que les lacs, les rivières et les plans d'eau peuvent connaître une augmentation brusque de leur pH en été, résultant d'une importante production végétale (Savary, 2010). En règle générale, le pH se situe entre 6,5 et 8,5 dans la plupart des eaux brutes. Il joue un rôle important dans des réactions chimiques complexes avec d'autres paramètres de qualité tels que la dureté, l'alcalinité, etc. La relation étroite du pH avec d'autres aspects de la qualité de l'eau

potable rend difficile la détermination de son impact immédiat sur la santé dans la fourchette des valeurs généralement observées. Les pH acides peuvent entraîner une érosion importante des tuyauteries métalliques, entraînant une élévation des concentrations de certaines substances métalliques telles que le cadmium (Savary, 2010).

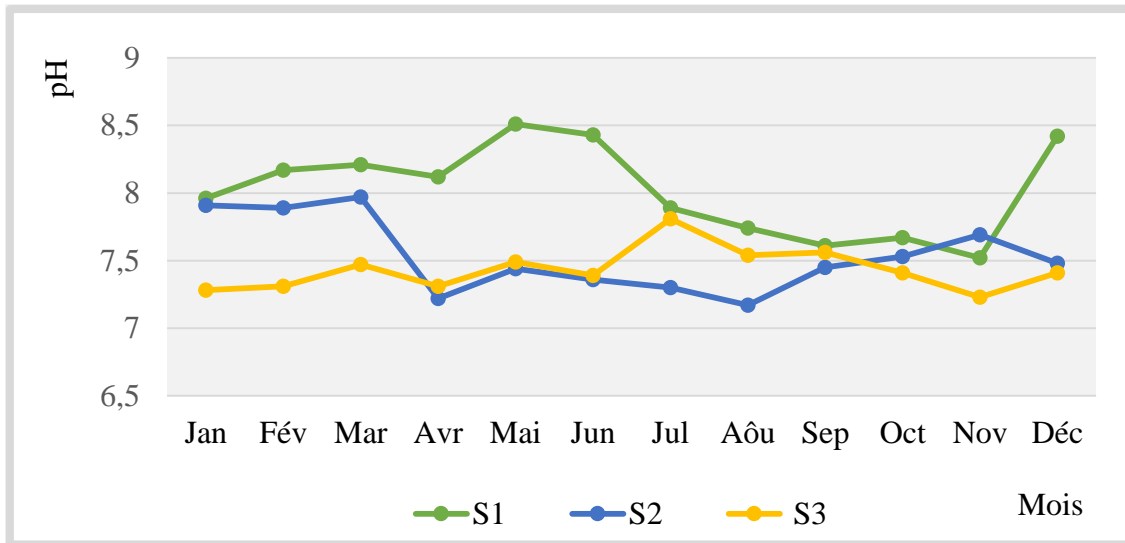


Figure 7 : Variation temporelle de pH mesuré en 2021.

Le pH de l'eau est un paramètre fondamental qui reflète son acidité ou son alcalinité. L'étude indique que les teneurs de pH des sources d'eau se situent entre 7,17 et 8,51. Ces valeurs signifient que l'eau est légèrement alcaline, ce qui est une caractéristique essentielle pour garantir son utilisation et sa sécurité. Les valeurs de pH enregistrées se situent largement dans la fourchette recommandée de 6,5 à 9,5 pour l'eau potable, répondant ainsi aux exigences de base en matière de potabilité. En outre, les valeurs de pH rapportées sont conformes aux normes algériennes de potabilité (N.A) et aux normes établies par l'Organisation mondiale de la santé (OMS). Il convient de noter qu'un pH compris entre 7,2 et 7,8 est considéré comme idéal pour le maintien d'une bonne santé, comme l'indiquent des recherches antérieures (OMS, 2011 ; Saleem et al, 2022).

5.1.2. Résultats de mesure de la température ($T^{\circ}C$) :

La température des eaux souterraines reste relativement constante tout au long de l'année, se situant généralement entre $12^{\circ}C$ et $15^{\circ}C$, sauf en cas de modifications de leur environnement. L'intervalle de $T^{\circ}C$ idéale pour une désalération optimale se situe aux alentours de $12^{\circ}C$ à $15^{\circ}C$. En pratique, elle n'a pas d'effet direct sur la santé de l'individu (Savary, 2010). La température des eaux de

surfaces varie selon les périodes saisonnières et peut atteindre 2°C dans la saison froide (période hivernale) et 30°C dans la saison chaude (période estivale). Les principaux facteurs de l'élévation de la température de base humaine des eaux de surface sont (Savary, 2010) : Les installations thermiques à combustion et les centrales nucléaires, l'utilisation excessive de la ressource en été, se traduit par une réduction des débits d'étiages et la métallurgie, industries chimiques/ alimentaires, etc. Aussi, selon (Savary, 2010) la baisse de la température provoque :

- L'efficacité des traitements, y compris la désinfection, diminue avec la baisse de la température,
- La viscosité d'eau augmente,
- Les vitesses de sédimentation et de filtration diminuent.

L'élévation de la température entraîne diverses conséquences, selon (Savary, 2010) :

- La croissance bactérienne est favorisée, augmentant les risques de multiplication des légionelles et entraînant des problèmes de saveur, de couleur, de corrosion, voire d'hygiène,
- Réduction du pH optimal nécessaire pour la coagulation,
- Accroissement de la corrosion au sein des stations de traitement,
- Augmentation des émanations odorantes provoquées par les composés volatils.

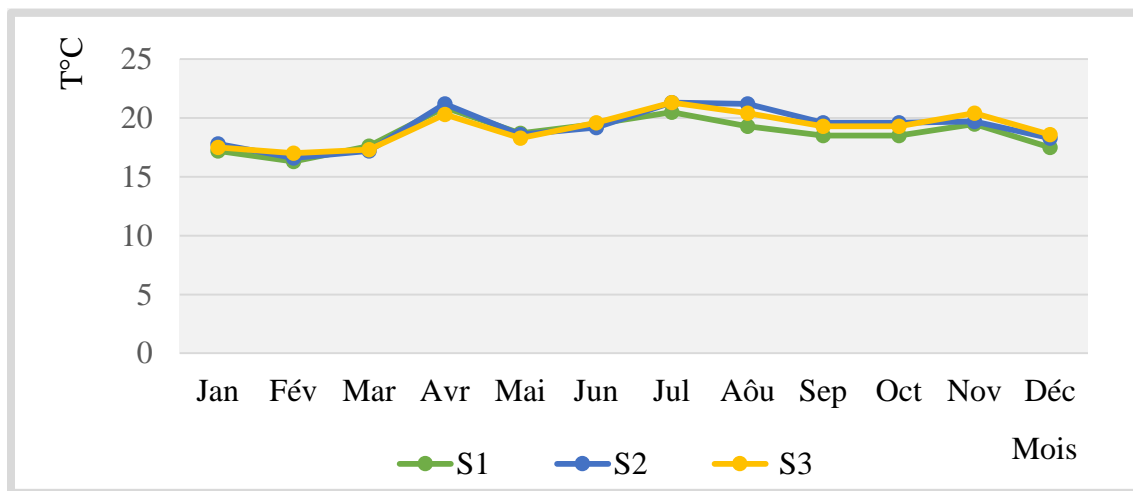


Figure 8 : Variation temporelle de la température mesurée en 2021.

La **température** est un facteur crucial qui influence la qualité de l'eau et sa vulnérabilité potentielle à la contamination. L'étude révèle que les températures des trois sources d'eau varient de 16,3°C à 21,3°C. Ces valeurs de température se situent dans une fourchette raisonnable et sont cohérentes avec les températures atmosphériques ambiantes, ce qui implique que le système aquifère est ouvert

et exposé à des influences extérieures. Le fait que les températures enregistrées ne dépassent pas 25°C est un signe positif, car ce seuil contribue à atténuer le risque d'entrée de polluants dans les sources d'eau. Cette observation suit les résultats de Nguefack et *al*, (2018), soulignant l'intérêt de la température dans le contrôle de la vulnérabilité des sources d'eau.

5.1.3. Résultats de mesure de la conductivité :

La teneur en sels dissous d'une eau et la résistance qu'elle oppose sont en étroite relation au passage d'un courant électrique. On peut mesurer cette résistance de deux manières différentes : en utilisant la résistivité ou son inverse, la conductivité.

La conductivité est directement liée au degré de minéralisation et à la fluctue en réaction à la température. Lorsque les sols sont lessivés, cela entraîne naturellement la dissolution de divers sels. Des activités industrielles et agricoles libèrent également des sels, entraînant ainsi une augmentation de la conductivité. En d'autres termes, la conductivité en elle-même n'a pas d'impact direct sur la santé, car elle est simplement le reflet de la concentration des minéraux dissous dans l'eau. Cependant, une forte minéralisation peut donner un goût salé à l'eau, favoriser la corrosion des tuyauteries (Savary, 2010).

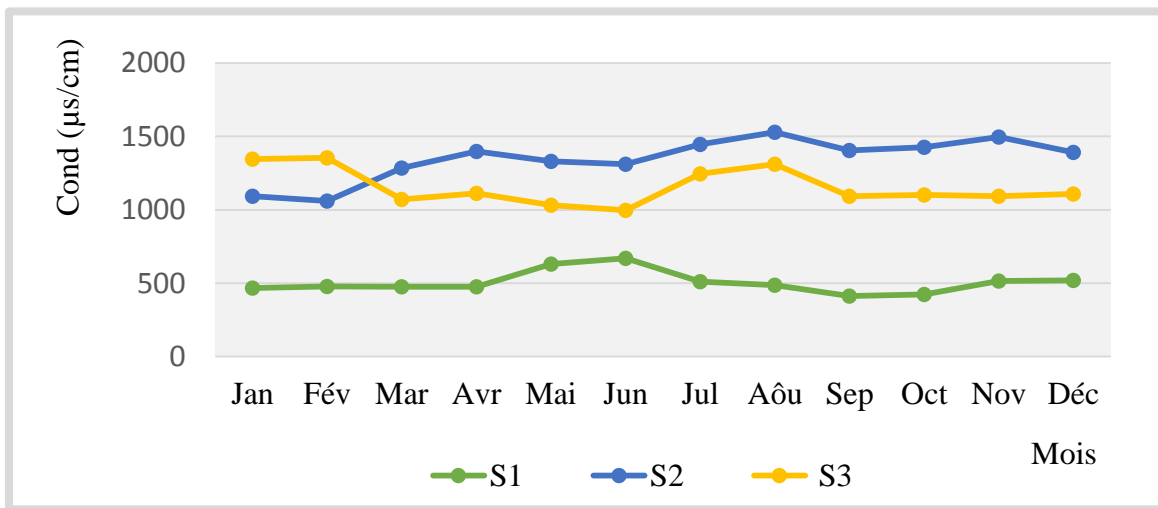


Figure 9 : Variation temporelle de la conductivité mesurée en 2021.

La **conductivité** et la salinité sont des indicateurs de la teneur en minéraux et de niveau d'abondance globale en ions de l'eau. Dans cette étude, les valeurs de conductivité présentent des variations notables d'une source d'eau à l'autre, allant de 412 à 1530 µs/cm. Ces valeurs, en particulier les

valeurs de conductivité élevées, reflètent une minéralisation considérable des sources d'eau. Cependant, il est important de noter que les valeurs de conductivité rapportées dépassent les normes algériennes de potabilité. Bien qu'une forte minéralisation puisse avoir un impact sur le goût de l'eau et poser des problèmes de traitement de l'eau, il est essentiel de tenir compte du contexte local et d'équilibrer la teneur en minéraux par rapport aux directives sanitaires.

5.1.4. Résultats de mesure de la salinité :

Les valeurs obtenues de la *salinité* rapportées couvrent un interval important, allant de 294 à 1159 mg/l. Ces variations de salinité soulignent la diversité des sources d'eau. Alors que la salinité est souvent un sujet de préoccupation en raison de son impact potentiel sur la santé humaine et l'agriculture, les valeurs signalées se situent dans une fourchette qui, moyennant une gestion appropriée, ne devrait pas poser de problèmes majeurs. Il serait judicieux de mettre en œuvre des stratégies de surveillance et de gestion pour garantir l'adéquation permanente de ces sources d'eau aux différents usages.

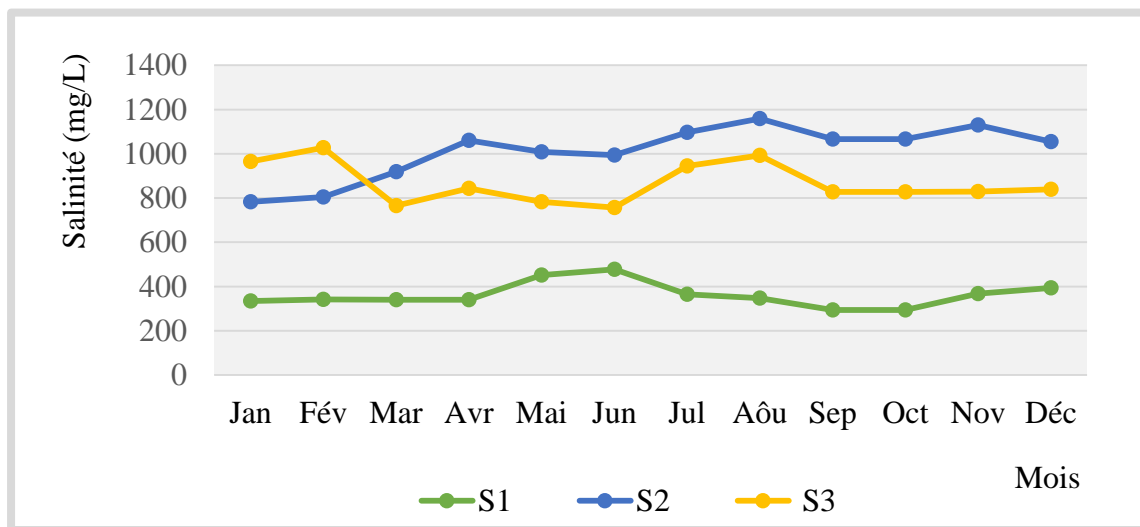


Figure 10 : Variation temporelle de la salinité mesurée en 2021.

5.1.5. Résultats de mesure de la turbidité :

La présence de matière en suspension est à l'origine de la turbidité de l'eau, conférant ainsi un aspect trouble à cette dernière. Les niveaux de turbidité peuvent également avoir leur source dans les réseaux en raison de dépôts dans les canalisations, de phénomènes de corrosion ou de perturbations dans les processus de traitement. Les dangers pour la santé ne découlent pas

directement de la présence de particules en suspension, mais plutôt de la fixation de bactéries, de parasites, et surtout de virus sur ces particules, les protégeant ainsi des mesures préventives. La menace microbiologique est exacerbée par la présence de matières organiques qui neutralisent les agents désinfectants, favorisant la survie des germes et leur propagation ultérieure dans les réservoirs et le réseau de distribution. Les sous-produits résultant de l'association de particules organiques avec le virus, créant ainsi un risque pour la santé (Savary, 2010).

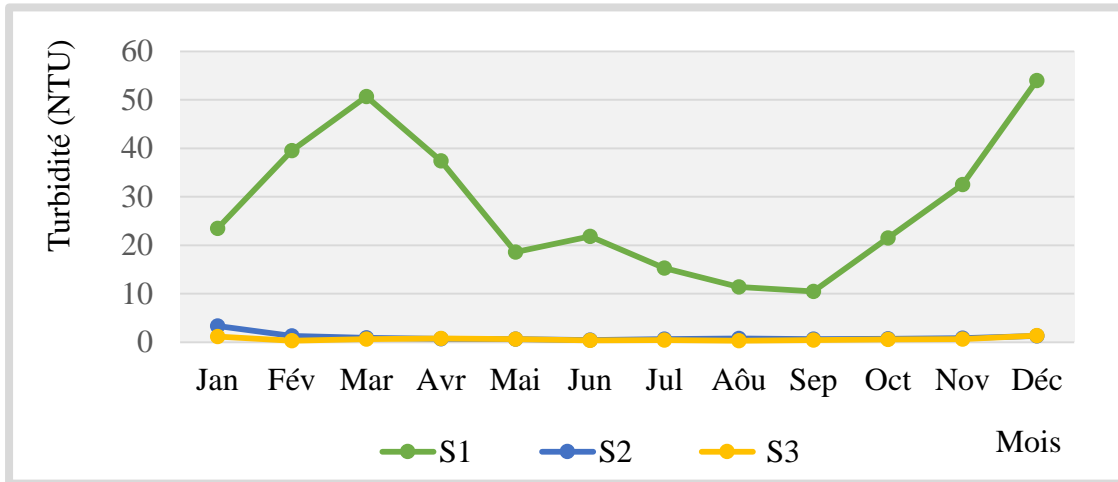


Figure 11 : Variation temporelle de la turbidité mesurée en 2021.

La **turbidité**, une mesure de la clarté de l'eau en raison de la présence de particules en suspension, joue un rôle essentiel dans la détermination de type d'eau. Les valeurs de turbidité de l'étude varient de 0,33 à 54 NTU. Notamment, la moyenne de turbidité d'eau du barrage Cheffia dépasse à la fois les normes algériennes en matière d'eau potable et la recommandation de l'OMS, qui est de moins de 5 NTU. Cette constatation suggère des problèmes potentiels liés à la teneur en sédiments et en particules de l'eau, ce qui pourrait nécessiter un traitement plus poussé ou des mesures de protection.

5.1.6. Résultats d'analyse de nitrates :

Les nitrates résultant de la dernière phase d'oxydation de l'azote organique. Ils sont largement présents dans le sol, la plupart des sources d'eau et les plantes, jouant un rôle essentiel dans la synthèse des végétaux. Ils sont présents naturellement à des concentrations faibles dans les eaux souterraines et de surface, du fait de leur solubilité dans l'eau. En l'absence d'interventions humaines, les eaux de surface naturelles ont généralement des niveaux de nitrates inférieurs à 10

mg/l. Cependant, les déversements provenant des secteurs industriels, agricoles et urbains, les déchets humains et animaux, ainsi que les produits issus des activités humaines, augmentent les concentrations de nitrates dans les eaux de surface et souterraines. Les doses élevées proviennent principalement des engrais et des eaux usées. Les nitrates sont également utilisés dans la production d'explosifs, en tant qu'oxydants dans l'industrie chimique, et comme agents de conservation dans les aliments (Savary, 2010). La consommation d'eau potable ne constitue qu'un quart de l'apport quotidien, sauf chez les jeunes enfants, où elle peut être plus importante. En fonction du régime alimentaire, avec une prédominance de légumes, l'apport moyen se situe entre 120 et 300 mg par jour. Cependant, la contribution de l'eau à l'apport total peut devenir significative si sa concentration dépasse les 50 mg/l (Savary, 2010).

En fait, les nitrates ne sont pas stimulés nocivement pour la santé. Cependant, leur conversion en nitrites dans le corps pose un risque de défaut toxique. Cette transformation des nitrates en nitrites dans le système digestif, appelée nitrosation endogène, peut être particulièrement préoccupante chez les nourrissons en raison de la faible acidité de leur estomac, favorisant la prolifération de bactéries capables d'effectuer cette conversion. (Savary, 2010).

En outre, il est noté que l'ingestion de 500 mg de nitrates peut engendrer une inflammation des muqueuses intestinales chez les adultes. La limite maximale de consommation quotidienne est de 255 mg/jour pour un adulte. Une forte dose en nitrate contribue, avec d'autres éléments nutritifs (phosphates) à l'eutrophisation des eaux de surfaces et donc à la dégradation de la qualité de ces derniers (Savary, 2010).

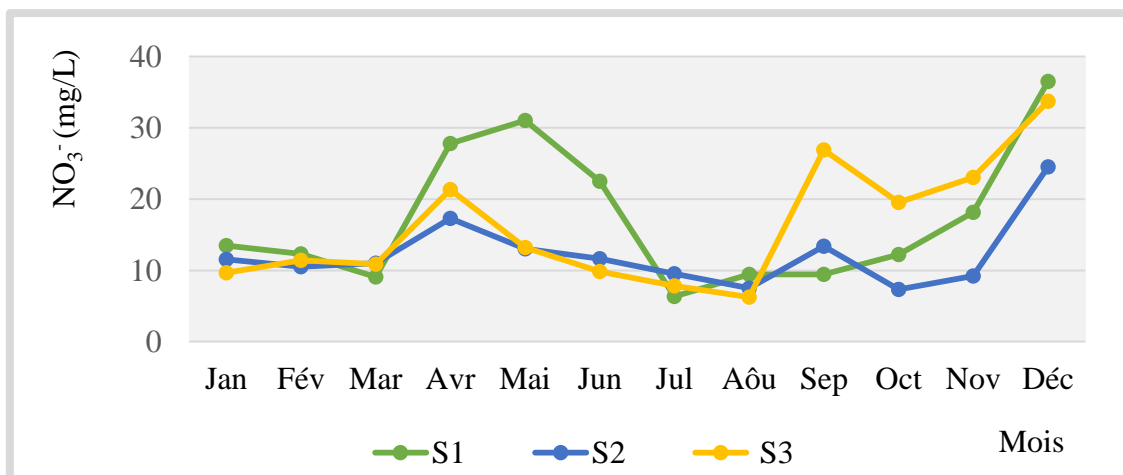


Figure 12 : Variation temporelle de la teneur en nitrates en 2021.

Le problème de l'impact des nitrates sur la santé étant essentiellement celui qui peut écouler de leur réduction en nitrites, des conditions limites portent aussi sur les teneurs en nitrate/nitrite contenues dans l'eau de boisson (Savary, 2010). Les teneurs en **nitrates** observées dans les échantillons d'eau analysées fluctuent entre 6,33 et 36,54 mg/L pour S1, avec une moyenne de $17,36 \pm 9,87$; entre 7,32 et 24,52 mg/L pour S2, avec une moyenne de $12,22 \pm 4,73$; et entre 6,25 et 33,73 mg/L, avec une moyenne de $16,14 \pm 8,62$. Ces niveaux sont tous inférieurs aux lignes directrices recommandées par les normes algériennes et l'OMS, qui suggèrent un niveau maximum de 50 mg/L.

5.1.7. Résultats d'analyse de nitrite, sodium, sulfate, phosphate et dureté totale :

- Les **nitrites** ont pour origine soit une oxydation partielle de l'ammoniac, soit une réduction des nitrates sous l'influence de processus dénitrifiants. On les retrouve dans le sol, les eaux et les plantes, mais en quantités relativement limitées. En règle générale, la concentration en nitrites dans les eaux de surface ne dépasse que rarement 1 mg/l. Il est toutefois important de signaler que les eaux en contact avec certains terrains et certaines conduites peuvent contenir des nitrites indépendamment de toute souillure. De surcroît, des nitrites, sans lien avec une pollution, peuvent parfois être présents dans les eaux à faible teneur en oxygène, telles que les aquifères profonds. On signale également leur présence dans les eaux de pluie et issues de la fonte des neiges. En effet, la pollution atmosphérique, notamment les oxydes d'azote, contribue à augmenter les niveaux de nitrites. Ils sont généralement employés comme conservateurs alimentaires. Ils peuvent également provenir de l'étape même de dépollution des eaux destinées à la consommation en cas de gestion inadéquate des filtres à sable, des filtres à charbon actif ou des étapes de nitrification-dénitrification biologique (Savary, 2010). Cependant, il est prudent de regarder d'un œil suspect toute eau contenant des nitrites, car leur présence est généralement associée à une dégradation biologique. L'alimentation reste la principale source d'exposition, avec une ingestion quotidienne estimée entre 2 et 5 mg/l. la salive en contiendrait environ 10mg/l. Leur teneurs est, contrairement en nitrates, beaucoup plus faible au robinet par suite de l'oxydation due à certains traitements. L'apport par voie hydrique est donc négligeable (Savary, 2010). Pour le (S1) le nitrite est de $0,047 \pm 0,008$, de $0,09 \pm 0,014$ (S2) et de $0,07 \pm 0,01$ (S3). Et varient respectivement de 0,018 à 0,091 mg/l, de 0,019 à 0,152 mg/l et de 0,011 à 0,171 mg/l.

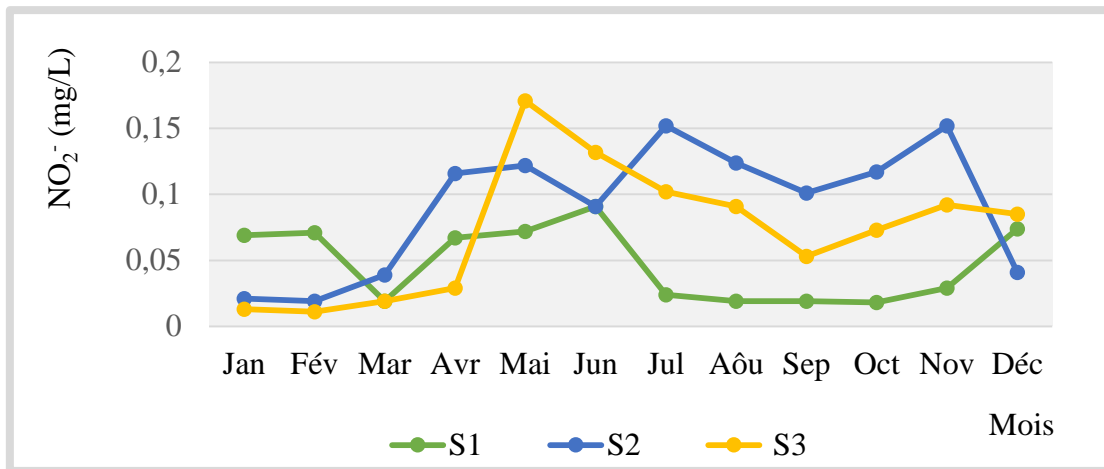


Figure 13 : Variation temporelle de la teneur en nitrites en 2021.

Les nitrites résultent de la conversion des nitrates dans l'estomac et provoquent une oxydation de l'hémoglobine en méthémoglobine. Cette dernière est incapable de transporter efficacement l'oxygène des poumons aux tissus. Cette affection, appelée méthémoglobinémie, se caractérise par une cyanose (ou maladie bleue) et affecte principalement les nourrissons en raison de la prédominance de l'eau en tant qu'aliment lors de la préparation du lait (Savary, 2010). De plus, il existerait une prédisposition à cette maladie pour les nouveau-nés dont les mères auraient consommé des eaux riches en nitrates pendant leur grossesse. 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 toxiques et cancérigènes. Ils peuvent également se former lorsque les chloramines, produites pendant le processus de désinfection en réagissant avec l'ammoniaque, sont exposées à des températures élevées et à l'action de bactéries (Savary, 2010).

- **Le sodium** est ingéré quotidiennement par l'eau et les aliments qui en représentent la principale source. Cette gestion journalière est difficile à estimer du fait des habitudes alimentaires et de la grande variabilité des concentrations dans les denrées. Il constitue environ 2,8% de la croûte terrestre avec une abondance d'environ 26 g/kg, ne se trouve pas naturellement à l'état natif, mais plutôt associé à d'autres éléments (Savary, 2010). Des concentrations excessivement élevées peuvent résulter de l'introduction de substances industrielles ou domestiques, du lessivage ou de la percolation de sols salins et d'intrusion de « biseau salin » en cas de mobilisation trop intense de nappes proche du littoral maritime. Dans les régions côtières, les embruns jouent un rôle considérable (Savary, 2010). En général, par suite de l'efficacité avec laquelle le rein extrait le

sodium, ces sels ne présentent pas une toxicité aiguë. Pour le (S1) le sodium est de $50,75 \pm 7,43$, de $61,96 \pm 10,61$ (S2) et de $47,95 \pm 9,22$ (S3). Et varie respectivement de 18,54 à 98,3 mg/l, de 23,33 à 123,5 mg/l et de 9,51 à 98,45 mg/l.

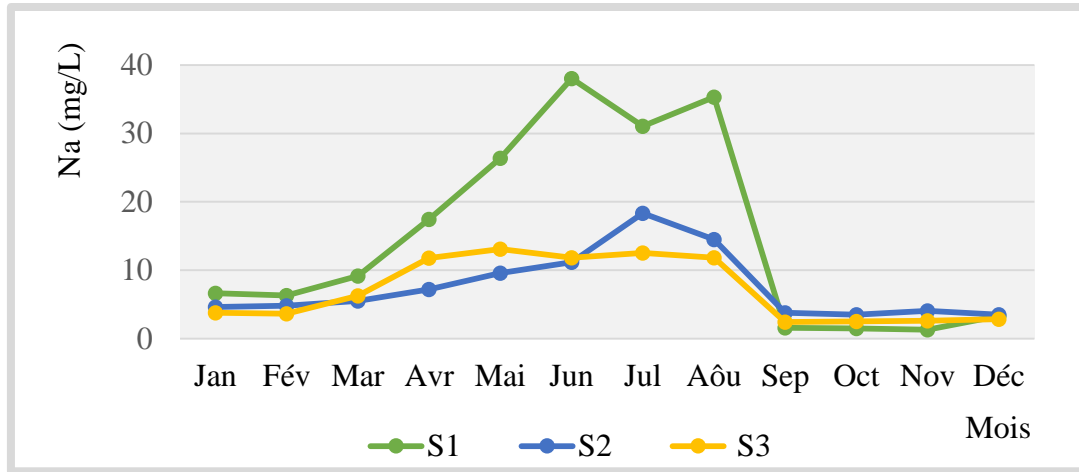


Figure 14 : Variation temporelle de la teneur en sodium en 2021.

Une ingestion excessive de chlorure de sodium provoque des vomissements qui entraînent l'élimination d'une grande partie du sel. Quant à l'ingestion chronique de fortes doses de sodium, elle joue un rôle important dans le développement de l'hypertension chez les sujets prédisposés. Les conséquences sanitaires liées à une concentration élevée de sodium dans l'eau suscitent principalement l'attention pour deux groupes de personnes : les nourrissons, en raison de la fragilité de leurs reins ou en cas d'affections gastro-intestinales entraînant une déshydratation avec augmentation du taux de sodium dans le sang, et les individus souffrant de troubles cardiaques, vasculaires et rénaux nécessitant un régime pauvre en sodium (Savary, 2010).

- Les **sulfates**, présents naturellement dans l'eau, se lient aux ions majeurs tels que le calcium, le magnésium et le sodium, à l'exception du plomb, du baryum et du strontium. La plupart des sulfates sont solubles dans l'eau, mais peuvent subir diverses transformations, comme la réduction en soufre, la volatilisation en hydrogène sulfuré, la précipitation en sel insoluble ou l'assimilation par des organismes vivants. Bien que la concentration en sulfates dans les eaux naturelles varie, elle ne dépasse généralement pas un gramme par litre. De nombreuses industries, telles que les tanneries, les industries papetières et textiles, ainsi que les ateliers de décapage métallique, rejettent des effluents riches en sulfates dans l'environnement. Pour le (S1) le sulfate est de $152,58 \pm 26,30$,

de $88,66 \pm 10,70$ (S2) et de $78,65 \pm 5,68$ (S3). Et varient respectivement de 44,07 à 309,8 mg/l, de 44,09 à 175,5 mg/l et de 45 à 118,54 mg/l.

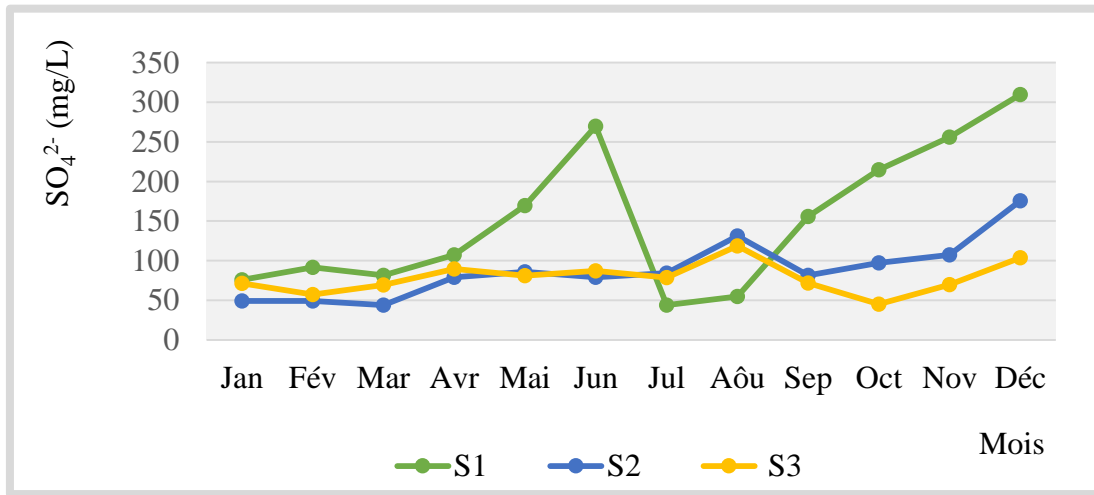


Figure 15 : Variation temporelle de la teneur en sulfate en 2021.

Le dioxyde de soufre atmosphérique (SO_2), résultant de la combustion sur des éléments fossiles, peut lui aussi contribuer à l'apparition des sulfates dans les eaux superficielles. Les sulfates d'aluminium et de fer, fréquemment utilisés pour favoriser la floculation lors du traitement de l'eau, contribuent également à augmenter la concentration en sulfates dans les eaux traitées (Savary, 2010). Les ions sulfates présentent une faible dose en soi, engendrant un effet laxatif léger chez les adultes avec des doses comprises entre 1 et 2 grammes. Cependant, des concentrations plus faibles peuvent causer des troubles gastro-intestinaux et diarrhéiques chez les enfants et les nouveaux consommateurs d'eau non habitués. La consommation régulière d'eau riche en sulfates atténue ces effets purgatifs. Il est important de noter que certaines eaux minérales peuvent contenir jusqu'à 1200 mg/l de sulfates, et des niveaux dépassant 300 mg/l ont tendance à accélérer la corrosion des systèmes de distribution (Savary, 2010).

- **Le phosphore** existe sous forme minérale ou organique. Les ions phosphates (PO_4^{3-}) présents dans les eaux de surface ou souterraines peuvent avoir une origine naturelle, telle que la décomposition de la matière organique ou le lessivage des minéraux. Néanmoins, de nos jours, leur présence dans les eaux est principalement attribuable aux rejets d'origine humaine, qu'ils soient domestiques, agricoles ou mêmes industriels. Ils peuvent également résulter des procédés de traitement de l'eau visant à prévenir la corrosion et l'entartrage. Pour le (S1) le phosphore est de

0,246±0,129, de 0,06±0,005 (S2) et de 0,04±0,005 (S3). Et varient respectivement de 0,046 à 1,64 mg/l, de 0,029 à 0,087 mg/l et de 0,01 à 0,073 mg/l.

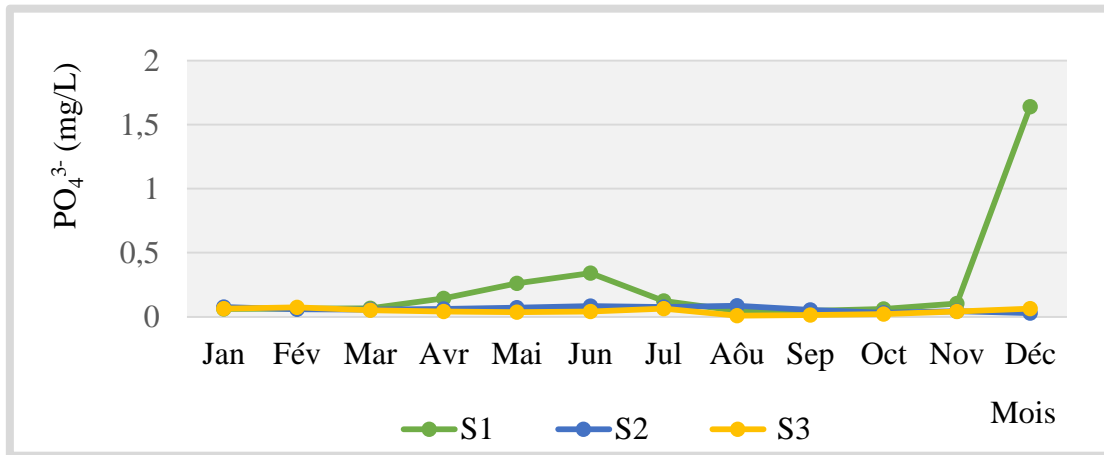


Figure 16 : Variation temporelle de la teneur en phosphate en 2021.

La présence de phosphore dans diverses formes chimiques dépend du niveau d'acidité du milieu. Dans les eaux de surface de bonne qualité, la concentration naturelle en phosphates ou orthophosphates est généralement inférieure à 0,1 mg/l, mais elle atteint fréquemment des valeurs proches du mg/l de nos jours. La détection de phosphore dans les eaux souterraines est souvent révélatrice d'une pollution. La plupart des eaux potables contiennent des quantités inférieures à 0,1 mg/l (Savary, 2010). Le phosphore, crucial pour le métabolisme humain avec des besoins quotidiens de l'ordre de 1 à 1,5 gramme, peut entraîner une faiblesse, une anorexie et des douleurs osseuses en cas de carence. Des concentrations de phosphates dépassant 0,2 mg/l augmentent la prolifération d'algues, conduisant à l'eutrophisation des lacs et des cours d'eau. Cela entraîne une dégradation significative de la vie aquatique, compromettant l'utilisation de ces eaux pour la production d'eau destinée à la consommation humaine (Savary, 2010).

- **La dureté**, ou titre hydrotimétrique (TH), d'une eau correspond à la présence de sels de calcium et de magnésium. Elle est liée à la nature géologique des terrains rencontrés. Elle exprime l'aptitude d'une eau à réagir au savon (Savary, 2010). Ainsi, un sol calcaire ou crayeux donnera une eau « dure », alors qu'une eau traversant un sol cristallin sera « douce ». Pour le (S1) la dureté totale est de 131,87±33,73, de 179,12±53,84 (S2) et de 131,19±42,52 (S3). Et varient respectivement de 2,4 à 261 mg/l, de 4,24 à 443 mg/l et de 3,72 à 405 mg/l.

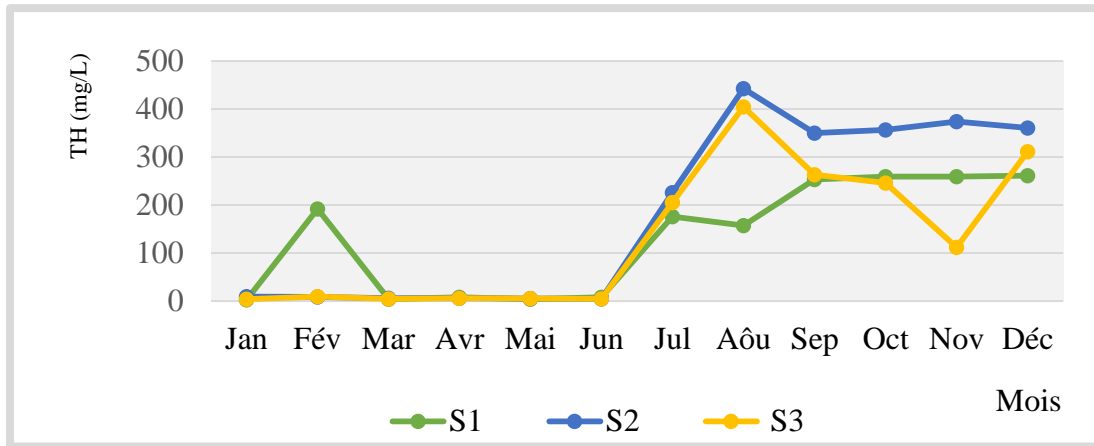


Figure 17 : Variation temporelle de la teneur de la dureté totale en 2021.

Les eaux souterraines sont plus dures que les eaux de surface. Ces dernières sont souvent acides et ont tendance à dissoudre le calcaire ; on dit qu'elles sont «agressives ». Environ un niveau des besoins en calcium et en magnésium d'un individu pourrait être comblé par une eau dure. Certains ont suggéré une possible corrélation entre la consommation d'eau douce et la fréquence des maladies cardio-vasculaires, suggérant ainsi une protection contre ces affections. Une eau à faibles températures ne favorise pas la formation d'une couche carbonatée, qui protège les canalisations contre d'éventuels risques de corrosion. À l'inverse, une qualité supérieure augmente significativement le risque d'entartrage des canalisations (Savary, 2010).

Les teneurs obtenus de *nitrite*, de *sodium*, de *sulfate*, de *phosphate* et de *dureté totale* sont également conformes aux recommandations de normes algériennes et de l'OMS, comme l'indiquent les tableaux 8, 9 et 10.

Tableau 8 : statistiques descriptives pour les échantillons analysés (Site 1).

Paramètres	Unité	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart type	Normes algériennes	OMS (2011)
pH	-	7,52	8,51	8,02	0,09	6,9 <pH< 9,0	6,9 <pH< 8,5
Température	°C	16,3	20,9	18,66	0,39	25°C	25°C
Conductivité	µsm/cm	412	669	505,25	21,74	2800	1000
Salinité	Mg/L	294	478	362,29	16,05	-	-
Turbidité	NTU	10,5	54	28,05	4,23	5	5
Nitrate	mg/L	6,33	36,54	17,36	2,85	50	50
Nitrite	mg/L	0,018	0,091	0,047	0,008	0,2	3
Potassium	mg/L	1,33	38,02	14,83	4,083	12	12
Sodium	mg/L	18,54	98,3	50,75	7,43	200	200
Sulfate	mg/L	44,07	309,8	152,58	26,30	400	400
Phosphate	mg/L	0,046	1,64	0,246	0,129	5	-
Calcium	mg/L	46,76	352,7	105,48	23,96	200	200
Magnésium	mg/L	1,76	184,68	44,62	13,79	150	50
Dureté totale	mg/L	2,4	261	131,87	33,73	200	200
Chlorure	mg/L	34,46	283,6	113,39	23,84	500	250
Fer	mg/L	0,021	0,391	0,14	0,03	0,3	0,3

Tableau 9 : statistiques descriptives pour les échantillons analysés (Site 2).

Paramètres	Unités	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart type	Normes algériennes	OMS (2011)
pH	-	7,17	7,97	7,53	0,078	6,9 <pH< 9,0	6,9 <pH< 8,5
Température	°C	16,6	21,3	19,19	0,45	25°C	25°C
Conductivité	µsm/cm	1061	1530	1348,25	41,89	2800	1000
Salinité	Mg/L	783,21	1159	1011,85	34,52	-	-
Turbidité	NTU	0,41	3,35	1,006	0,226	5	5
Nitrate	mg/L	7,32	24,52	12,22	1,36	50	50
Nitrite	mg/L	0,019	0,152	0,09	0,014	0,2	3
Potassium	mg/L	3,52	18,33	7,55	1,406	12	12
Sodium	mg/L	23,33	123,5	61,96	10,161	200	200
Sulfate	mg/L	44,09	175,5	88,66	10,70	400	400
Phosphate	mg/L	0,029	0,087	0,06	0,005	5	-
Calcium	mg/L	46,49	221,24	107,14	14,33	200	200
Magnésium	mg/L	3,04	103,4	52,62	9,28	150	50
Dureté totale	mg/L	4,24	443	179,12	53,84	200	200
Chlorure	mg/L	49	673,55	217,92	56,89	500	250
Fer	mg/L	0,013	0,124	0,05	0,009	0,3	0,3

Tableau 10 : statistiques descriptives pour les échantillons analysés (Site 3).

Paramètres	Unit	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart type	Normes algériennes	OMS (2011)
pH	-	7,23	7,81	7,43	0,04	6,9 <pH< 9,0	6,9 <pH< 8,5
Température	°C	17,01	21,3	19,10	0,39	25°C	25°C
Conductivité	µsm/cm	998	1354	1155,58	35,89	2800	1000
Salinité	Mg/L	757	1027	866,86	26,40	-	-
Turbidité	NTU	0,33	1,33	0,63	0,09	5	5
Nitrate	mg/L	6,25	33,73	16,14	2,48	50	50
Nitrite	mg/L	0,011	0,171	0,07	0,01	0,2	3
Potassium	mg/L	2,42	13,11	7,10750	1,34	12	12
Sodium	mg/L	9,51	98,45	47,95	9,22	200	200
Sulfate	mg/L	45	118,54	78,65	5,68	400	400
Phosphate	mg/L	0,01	0,073	0,04	0,005	5	-
Calcium	mg/L	25,65	159,2	66,80	11,78	200	75
Magnésium	mg/L	21	96,5	53,67	7,23	150	50
Dureté totale	mg/L	3,72	405	131,19	42,52	200	200
Chlorure	mg/L	51	319,05	187,27	29,66	500	250
Fer	mg/L	0,013	0,102	0,05	0,007	0,3	0,3

5.1.8. Résultats d'analyse de Potassium :

Le *potassium* se trouve naturellement dans les eaux, avec une concentration généralement stable ne dépassant pas 10 à 15 mg/l, sauf dans des contextes géologiques spécifiques où elle peut atteindre 20 à 25 mg/l. Cette présence peut être attribuée aux activités des industries extractives, telles que les mines de sel et de potasse, ainsi qu'aux usines d'engrais et aux secteurs du verre et des matériaux connexes (Savary, 2010). Le potassium est utile chez l'homme (transmission de l'influx nerveux) pour lequel les besoins de l'individu sont de 1,5 à 4 gramme/jour. Une déficience entrainera une chute des performances musculaires et des dysfonctionnements cardiaques.

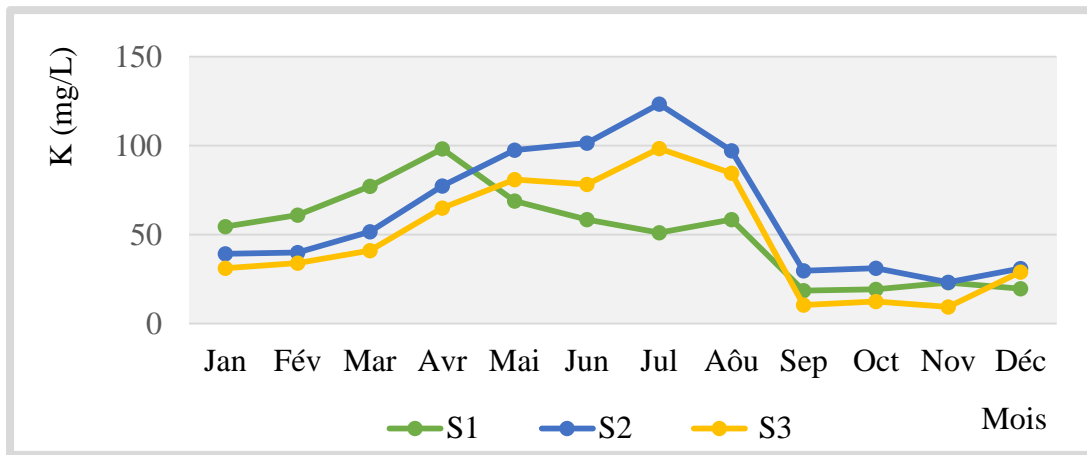


Figure 18 : Variation temporelle de la teneur en potassium en 2021.

Les niveaux de *potassium* présents dans l'eau présentent des variations entre les différentes sources : de 1,33 à 38,02 mg/L pour S1, de 3,52 à 18,33 mg/L pour S2, et de 2,42 à 13,11 mg/L pour S3. Les moyennes correspondantes pour ces gammes sont $14,835 \pm 14,146$, $7,55 \pm 4,87$, et $7,107 \pm 4,645$, respectivement. Il est à noter que ces valeurs dépassent les recommandations établies par les normes de potabilité, qui préconisent un niveau inférieur à 12 mg/L en potassium.

5.1.9. Résultats d'analyse de Calcium :

Le calcium, composant fondamentale de la dureté de l'eau, est un métal alcalino-terreux largement répandu dans les écosystèmes plus précisément dans les roches calcaires sous forme de carbonate. Ses sels se retrouvent dans presque toute eau naturelle. Ils s'y dissolvent en majorité lors de l'attaque de roches calcaires par l'anhydride carbonique dissous (CO_2). Leur teneur, qui peut varier de 1 à 150 mg/l, est directement liée à la nature géologique des terrains traversée (Savary, 2010).

Le calcium est environ 99 % dans le squelette, Il doit être fourni au corps humain a raison de 0,7 à 2 g/ jour. Des fortes teneurs dans l'eau ne présentent pas de risque sanitaire. Il dépend de la température, du pH et de l'alcalinité de l'eau, sa concentration constitue un facteur favorisant, selon le cas, soit de la corrosion des canalisations, soit de l'entartrage. Une teneur suffisante peut susciter un léger dépôt de carbonate sur les conduites métalliques et les conserver de la corrosion (Savary, 2010).

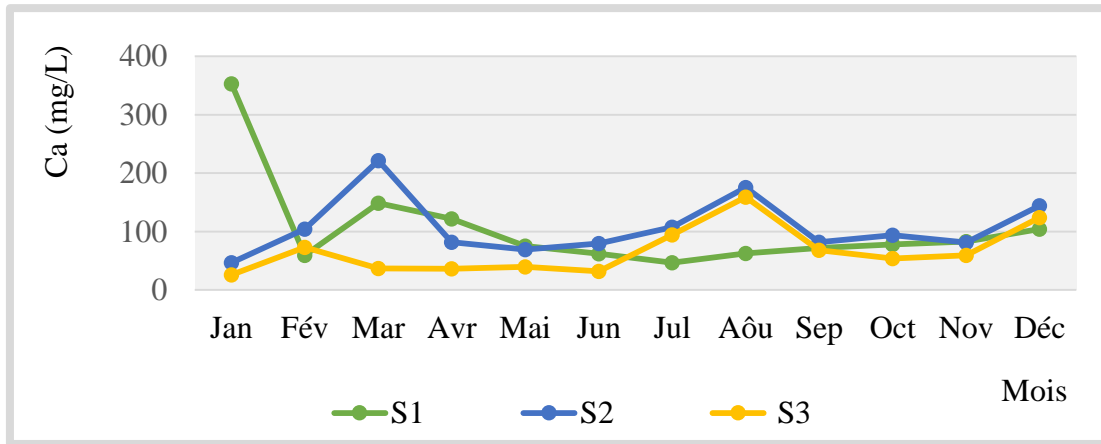


Figure 19 : Variation temporelle de la teneur en calcium en 2021.

En ce qui concerne la teneur *en calcium*, les mesures s'étendent de 46,76 à 352,7 mg/L pour S1, de 46,49 à 221,24 mg/L pour S2, et de 25,65 à 159,2 mg/L pour S3. Les valeurs moyennes de ces plages sont respectivement de $101,58 \pm 85,92$, $107,14 \pm 49,66$ et $66,80 \pm 40,83$. Notamment, la teneur en calcium de l'eau du barrage de Cheffia en janvier dépasse la norme de potabilité (200 mg/L).

5.1.10. Résultats d'analyse de Magnésium :

Le magnésium est un élément très répandu dans la nature, dans de nombreux minéraux et dans les calcaires (2,1% de l'écorce terrestre). Son abondance géologique, sa grande solubilité, sa large utilisation industrielle (industrie de la potasse, alliages, pyrotechnie, batteries sèches, réducteur chimique, engrais, céramiques, explosifs, médicaments...) font que les teneurs dans l'eau peuvent être importantes (quelques mg/l à plusieurs centaines de mg/l). La plupart des eaux naturelles présentent des teneurs comprises entre 5 et 10 mg/l. Cette concentration est en relation directe avec la nature géologique des terrains traverser. Le magnésium n'est pas uniquement un élément contribuant à la dureté de l'eau, mais il revêt une importance essentielle dans divers aspects de la biologie humaine. Il est indispensable à la croissance, constituant jusqu'à 50 % des os, et joue un rôle crucial dans la production hormonale ainsi que dans l'activation de nombreux systèmes enzymatiques impliqués dans le métabolisme des protéines et des lipides. Un manque peut conduire à des dysfonctionnements neuromusculaires et même provoquer des symptômes affectant le cœur (Savary, 2010).

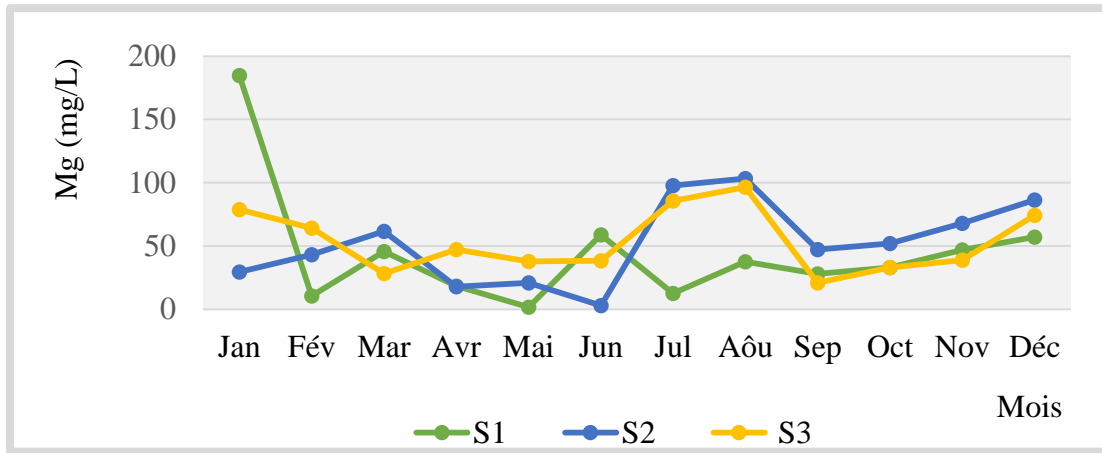


Figure 20 : Variation temporelle de la teneur en magnésium en 2021.

À partir d'une teneur de 100 mg/l, le magnésium confère à l'eau une saveur amère, surtout perceptible par des individus sensibles. Bien que les sels de magnésium, principalement les sulfates, ne génèrent généralement pas de réactions toxiques, des niveaux autour de 400 mg/l peuvent induire un effet laxatif, bien que celui-ci tende à disparaître avec le temps en cas d'exposition régulière. Les jeunes enfants se montrent particulièrement réceptifs à ces effets. (Savary, 2010). En ce qui concerne la teneur en *magnésium*, les plages observées sont de 1,76 à 184,68 mg/L pour S1, de 3,04 à 103,04 mg/L pour S2, et de 21 à 74,4 mg/L pour S3. Les moyennes correspondantes sont respectivement de $44,62 \pm 47,79$, $52,62 \pm 32,17$, et $53,67 \pm 25,06$.

5.1.11. Résultats d'analyse de Chlorure :

Le *chlorure* est largement répandu dans la nature, souvent présent sous forme de sels tels que le chlorure de sodium, de potassium, et de calcium, L'ion chlorure, dont la majeure partie réside dans les océans, représentent environ 0,05 % de la lithosphère. En règle générale, on retrouve l'ion chlorure dans toutes les eaux, bien que les concentrations puissent varier. La présence de chlorures dans les eaux naturelles peut découler de diverses sources, telles que la dissolution de dépôts de sel gemme, la pollution résultant du salage des routes pour lutter contre la neige et le verglas, les rejets de l'industrie chimique, l'exploitation des puits de pétrole, des mines de potasse, les déversements d'égouts, les drainages d'irrigation, la contamination des décharges par lixiviation, ainsi que l'intrusion d'eau de mer dans les régions côtières. De plus, l'utilisation d'additifs dans le traitement de l'eau peut également entraîner une augmentation des niveaux de chlorures (Savary, 2010).

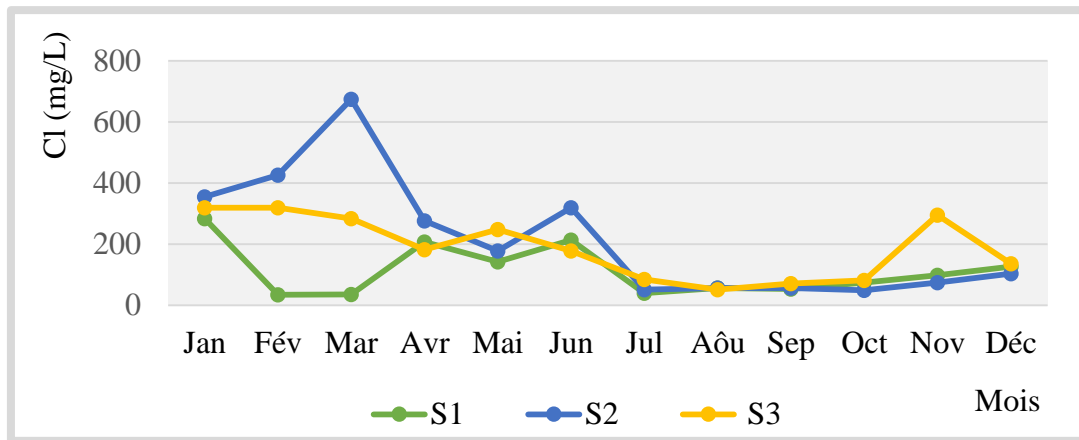


Figure 21 : Variation temporelle de la teneur en chlorure en 2021.

Dans les eaux de surface, les chlorures sont généralement présents à des concentrations faibles, avec des niveaux souvent inférieurs à 10 mg/l, voire à 1 mg/l dans le cas d'une eau non polluée. En ce qui concerne les eaux souterraines, les teneurs en ions chlorures peuvent atteindre quelques g/l au contact de certaines formations géologiques (Savary, 2010). La principale source de chlorure pour le corps humain provient de l'alimentation, l'apport par inhalation étant négligeable. Un adulte devrait idéalement recevoir plus de 600 mg de chlorures par jour via son régime alimentaire, ces derniers constituant l'anion le plus abondant dans le corps humain. Les eaux chlorurées alcalines peuvent avoir un effet laxatif, cependant, les chlorures présents dans l'eau potable n'ont généralement pas d'effets toxiques sur l'homme, même à des concentrations élevées (1000 mg/l). Cependant, ils peuvent être préjudiciables aux personnes souffrant de maladies rénales ou cardiovasculaires. Des concentrations élevées de chlorures peuvent altérer le goût de l'eau, lui conférant une saveur salée à partir de 250 mg/l, surtout lorsqu'il s'agit de chlorure de sodium. De plus, des niveaux élevés de chlorures peuvent accélérer les phénomènes de corrosion, notamment au niveau des canalisations et de la distribution d'eau (Savary, 2010). Le barrage de Cheffia présente la plus faible teneur en **Chlorure** avec 34,46 mg/L, alors que le forage d'Oued El Aneb présente la plus forte teneur avec 673,55 mg/L. Les concentrations moyennes en chlorure sont les suivantes : $113,39 \pm 82,58$ mg/L pour S1, $217,92 \pm 197,10$ mg/L pour S2 et $187,27 \pm 102,74$ mg/L pour S3.

5.1.12. Résultats d'analyse de Fer :

Le *fer*, élément chimique symbolisé par Fe et possédant le numéro atomique 26, est caractérisé par son noyau atomique, l'isotope fer 56, qui se distingue en tant que l'un des isotopes les plus stables parmi tous les éléments chimiques. Cette stabilité résulte de son énergie de liaison par nucléon particulièrement élevée (Mahan, 1987). Cependant, l'Organisation Mondiale de la Santé préconise de ne pas excéder une concentration de 0.3 g/l, en raison de ses effets potentiellement néfastes sur le système digestif (Freyssinet et Guyot, 2008). Le fer se trouve abondamment dans les roches (quelques %) sous diverses formes telles que les silicates, les oxydes et hydroxydes, les carbonates et les sulfures. Par exemple, la craie renferme des nodules de marcasite (sulfure), et les terrains jurassiques présentent des niveaux d'oolithes en oxydes de fer. Il peut être soluble sous forme d'ion Fe^{2+} mais devient insoluble sous forme d'ion Fe^{3+} .

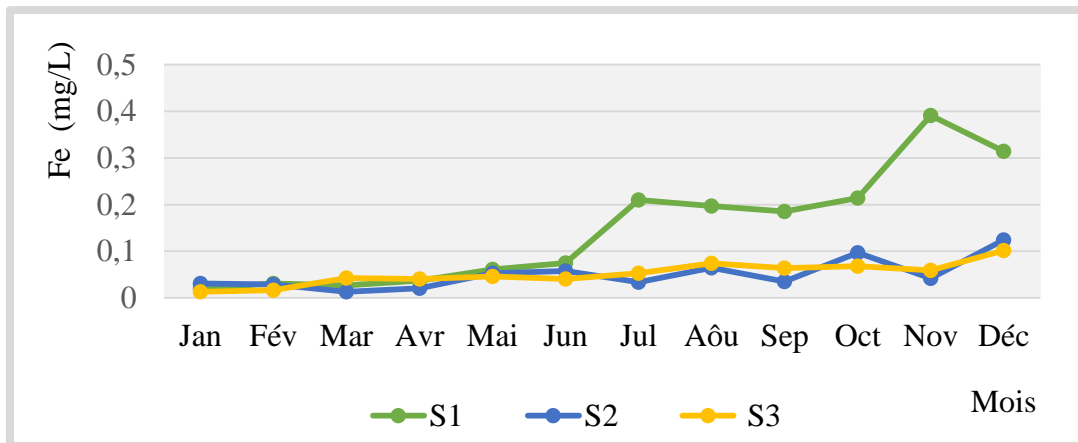


Figure 22 : Variation temporelle de la teneur en fer en 2021.

La solubilité du fer dans l'eau dépend du potentiel d'oxydo-réduction (Eh) du milieu. Les nappes captives, isolées des échanges avec la surface et en conditions réductrices, sont dites ferrugineuses en raison de la présence de fer dissous. Ce fer se précipite dans des milieux oxydants, notamment aux sources et à la sortie des conduites. La présence de fer dans l'eau peut encourager la croissance de certaines souches bactériennes qui précipitent le fer ou corrodent les canalisations. On observe une teneur élevée en fer dans l'eau des nappes captives de la craie et des sables de l'Albien, nécessitant un traitement spécifique comme la précipitation en milieu oxydant (Guillemin et Roux, 1992). La teneur en *Fer* dans l'eau varie entre 0,021 et 0,391 mg/L pour S1, atteignant une valeur maximale de $0,14 \pm 0,12$ mg/L au niveau du barrage de Cheffia, dépassant la norme acceptable

(N.A) de 0,3 mg/L. Pour S2, la teneur en fer varie de 0,013 à 0,124 mg/L avec une moyenne de $0,05 \pm 0,03$ mg/L, et pour S3, elle s'étend de 0,013 à 0,102 mg/L avec une moyenne de $0,05 \pm 0,02$ mg/L. Ces valeurs enregistrées sont conformes aux normes algériennes.

6. Résultats de calcul de l'indice de qualité de l'eau :

D'après l'indice de qualité des eaux (IQE) des eaux analysées (tableau 11), la qualité de l'eau est considérée comme excellente pendant les mois d'automne (septembre et octobre) avec des IQE de 38,25 et 44,32, respectivement. Pour l'eau du forage d'Oued El Aneb, les IQE sont de 49,68 et 50,12 et pour l'eau du forage de Treat, ils sont de 45,52 et 42,94. La qualité de l'eau du barrage reste excellente en février, mars et juillet. La qualité est jugée bonne pour les autres mois de l'année, tant au niveau du forage que du barrage. Pendant cette période, les IQE varient entre 54,09 et 91,54 pour S2, entre 52,18 et 64,26 pour S3, et entre 50,09 et 86,30 pour S1.

Tableau 11 : Indice de qualité d'eau calculé pour chaque échantillon d'eau de surface et d'eau souterraine.

<i>Barrage Cheffia (S1)</i>		<i>Forage Oued El Aneb (S2)</i>		<i>Forage Treat (S3)</i>	
Iqe	Type d'eau	Iqe	Type d'eau	Iqe	Type d'eau
86,30	Bonne	57,27	Bonne	60,66	Bonne
37,29	Excellente	65,70	Bonne	62,23	Bonne
47,25	Excellente	91,54	Bonne	53,48	Bonne
62,26	Bonne	62,20	Bonne	57,28	Bonne
62,96	Bonne	57,07	Bonne	58,07	Bonne
79,26	Bonne	63,21	Bonne	52,18	Bonne
42,63	Excellente	65,33	Bonne	59,48	Bonne
50,09	Bonne	70,66	Bonne	64,26	Bonne
38,25	Excellente	49,68	Excellente	45,52	Excellente
44,32	Excellente	50,12	Bonne	42,94	Excellente
51,87	Bonne	54,09	Bonne	56,98	Bonne
65,55	Bonne	67,95	Bonne	62,38	Bonne

7. Étude statistique :

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) a été utilisée pour examiner la distribution des sites d'étude sur la base de seize paramètres mesurés. Cette approche analytique a facilité l'exploration des relations entre les variables physico-chimiques étudiées, ainsi que la disposition spatiale des sites d'étude (Meybeck et al, 1996). Pour résumer succinctement les résultats, les variables et les populations ont été projetées sur un plan bidimensionnel, capturant 46,18% de la variance totale.

L'axe 1 a contribué à 30,13 % de la variance totale, tandis que l'axe 2 a représenté 16,05 % (voir figure 23).

L'analyse a mis en évidence deux associations importantes : La première association a démontré des corrélations positives et englobe des variables comme le pH, la turbidité, le K, le Ca, le NO₃, le PO₄, le Fe et le SO₄. Cette association a permis d'élucider 30,6 % de la variance totale. La deuxième association, caractérisée par des corrélations négatives, comprenait la conductivité, la salinité, le Mg, le Na, le NO₂, la température (T°C) et la dureté totale (TH). Ce groupe représentait 27,14 % de la variance totale. L'étude ACP a révélé des interrelations significatives, mettant en évidence des liens positifs entre la conductivité et la salinité, ainsi qu'entre le fer et le sulfate. En outre, elle a révélé que chaque site d'étude possédait des caractéristiques distinctes, ce qui a permis d'identifier des schémas site/variable distincts.

En particulier, l'analyse a indiqué que les fluctuations des paramètres physiques de l'eau du barrage de Cheffia, de l'Oued El Aneb et des forages de Treat étaient étroitement liées aux propriétés chimiques et influencées par les variations spatio-temporelles. Par exemple, le site 1 (S1), situé dans le domaine positif de l'axe factoriel, présentait une minéralisation plus faible que les sites 2 et 3 (S2 et S3), qui affichaient des niveaux de minéralisation plus élevés. Les sites S1 et S2, situés dans la partie négative de l'axe, étaient caractérisés par une teneur en nutriments plus faible. En substance, l'application de l'analyse en composantes principales a mis en lumière l'interaction complexe entre divers paramètres, donnant un aperçu des relations complexes et de la différenciation spatiale au sein des sites étudiés.

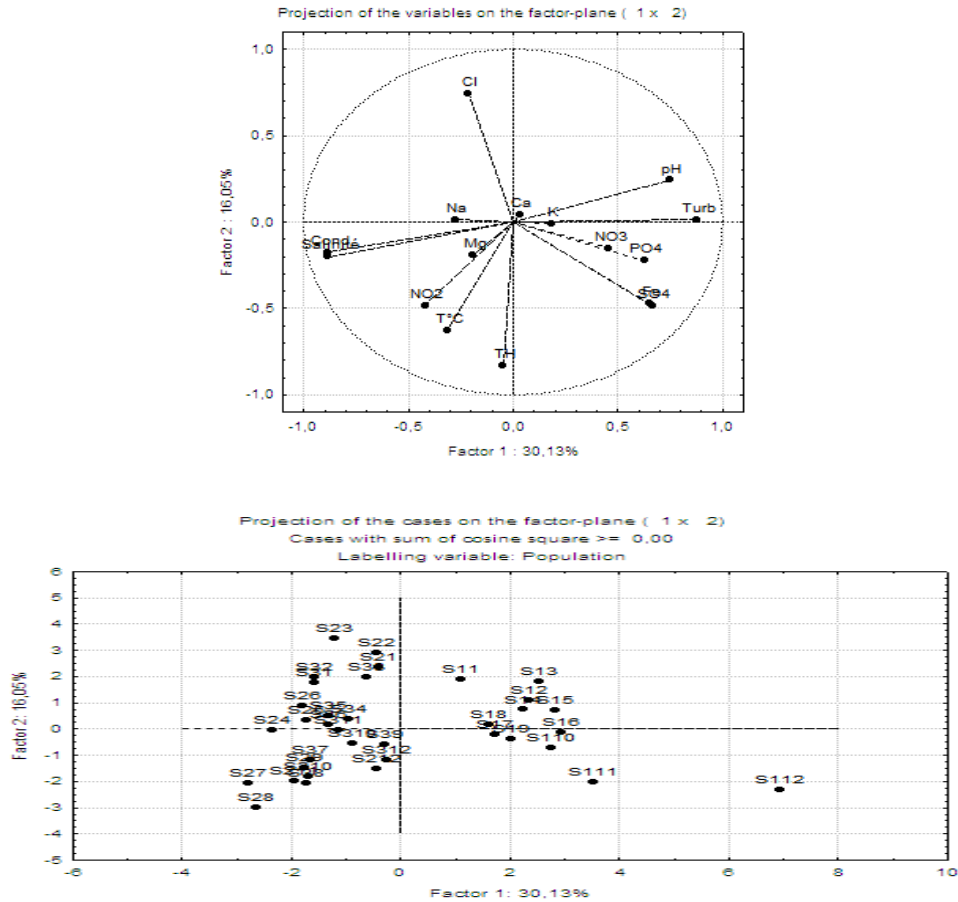


Figure 23 : ACP des eaux de barrage et des forages étudiées en 2021.

8. Conclusion :

En conclusion, le barrage de Cheffia (S1) et les forages Oued El Aneb (S2) et Treat (S3) jouent un rôle central dans l'approvisionnement en eau potable de la ville d'Annaba au nord-est de l'Algérie. Les résultats obtenus dans cette étude révèlent des informations intéressantes sur la dynamique de la qualité de l'eau tout au long de l'année. Notamment, les mois d'automne de septembre et d'octobre se distinguent comme des périodes d'excellente qualité de l'eau, avec des valeurs considérables de l'IQE de 38,25 et 44,32 pour le barrage de Cheffia et des valeurs encore plus élevées de 49,68 et 50,12 respectivement pour les forages d'Oued El Aneb et de Treat. De plus, la qualité de l'eau du barrage est excellente en février, mars et juillet. Les forages et le barrage présentent une bonne qualité pendant les autres mois, avec des valeurs d'IQE fluctuant entre 54,09 et 91,54 (S2), 52,18 et 64,26 (S3), et 50,09 et 86,30 (S1). Il convient de noter que les paramètres étudiés sont largement

conformes aux normes algériennes, ce qui souligne l'aptitude générale des sources d'eau à la consommation. L'application de l'analyse en composantes principales (ACP) permet de mieux comprendre les interrelations entre les variables observées, en mettant en évidence les caractéristiques uniques de chaque site et en contribuant à une typologie plus fine. Cette étude marque une étape importante puisqu'elle représente le premier suivi complet sur une année de prélèvement pour voir la qualité physico-chimique de l'eau du barrage de Cheffia et des forages d'Oued El Aneb et de Treat à Annaba. La richesse des données collectées et analysées constitue une base précieuse pour les évaluations futures et la prise de décision concernant la gestion des ressources en eau. En outre, cette recherche souligne non seulement les variations temporelles et spatiales de la qualité de l'eau, mais aussi l'interconnexion entre les propriétés physiques et chimiques. Alors que les préoccupations environnementales et la demande d'eau propre ne cessent de croître, les conclusions de cette étude peuvent servir de modèle pour les pratiques de gestion durable de l'eau dans la région. Les efforts combinés de surveillance, d'analyse et de classification typologique jettent les bases de la sauvegarde des sources d'eau qui alimentent la ville d'Annaba.

Chapitre III :

**Étude toxicologique de
quelques eaux destinées à la
consommation dans la ville
d'Annaba**

Chapitre III : Étude toxicologique de quelques eaux destinées à la consommation dans la ville d'Annaba.

1. Introduction :

L'accès à l'eau potable est un droit humain fondamental, essentiel au maintien de la santé publique et du bien-être (Qureshi, 2017). L'eau impropre est un sujet de préoccupation dans le monde entier, car elle affecte directement la santé des individus et des communautés (Srivastava et Flora, 2020). L'évaluation de la concentration de métaux lourds dans l'eau potable est de la plus haute importance, car ces contaminants présentent des risques importants pour la santé humaine en raison de leur toxicité potentielle et de leurs effets à long terme (Tokatli, 2021). La spectrométrie d'absorption atomique (SAA), une méthode largement utilisée, a été employée pour la détermination des métaux lourds dans les échantillons d'eau (Malik et al, 2019 ; Jin et al, 2020). La spectroscopie d'émission optique à plasma inductif (ICP-OES) et la spectrométrie de masse à plasma inductif (ICP-MS) ont également été utilisées pour quantifier avec précision les métaux lourds dans l'eau potable (Mokoena et al, 2019 ; Khan et al, 2022).

L'Organisation mondiale de la santé (OMS) a établi des lignes directrices spécifiant les niveaux maximaux de contaminants (MCL) pour les métaux lourds tels que le plomb, le cadmium, l'arsenic et le mercure (OMS, 2018). De même, les autorités nationales et régionales ont mis en œuvre leurs propres normes, comme l'Environmental Protection Agency (EPA) aux États-Unis et la directive sur l'eau potable de l'Union européenne, qui fixent des limites pour les concentrations de métaux lourds dans l'eau potable (Razak et al, 2021). L'exposition aux métaux lourds présents dans l'eau potable a été associée à divers effets néfastes sur la santé. L'exposition chronique à l'eau contaminée par l'arsenic a été associée à des risques accrus de cancer, de maladies cardiovasculaires et de troubles neurologiques (Uppal et al, 2019 ; Prakash et Verma, 2021).

D'autres métaux lourds tels que le cadmium, le chrome et le mercure ont également été associés à des effets néfastes sur la santé, notamment des lésions rénales, des problèmes respiratoires et des troubles de la reproduction (Mehrandish et al, 2019 ; Engwa et al, 2019). Pour garantir la sécurité des approvisionnements en eau potable, il est essentiel de mettre en place des programmes de surveillance réguliers. Ces programmes impliquent des stratégies d'échantillonnage appropriées, l'analyse des échantillons à l'aide de techniques fiables et la communication des données aux autorités compétentes (Lace et Cleary, 2021). En outre, les

technologies de traitement de l'eau telles que la coagulation, la filtration et l'échange d'ions jouent un rôle important dans la réduction des concentrations de métaux lourds dans l'eau potable (Chaemiso et Nefo, 2019). Les mesures de contrôle des sources, y compris l'amélioration des pratiques industrielles et agricoles, ainsi que les campagnes de sensibilisation du public, sont cruciales pour prévenir la contamination des sources d'eau par les métaux lourds (Hu et *al*, 2018).

La ville d'Annaba, située dans la région nord-est de l'Algérie, est connue pour ses activités industrielles et son urbanisation, qui peuvent potentiellement contribuer à la contamination de ses sources d'eau (Ghrieb et *al*, 2021). L'objectif de cette étude est d'évaluer les concentrations en métaux lourds, en particulier le manganèse, le cuivre, le cadmium, l'aluminium et le nickel, dans des échantillons d'eau prélevés au barrage de Cheffia et dans les forages d'Oued El Aneb et de Treat à Annaba, dans le nord-est de l'Algérie.

Ce chapitre présente les résultats de cette évaluation qui serviront de base aux décideurs politiques, aux autorités de santé publique et aux parties prenantes concernées pour mettre en œuvre les mesures nécessaires à la protection et à l'amélioration de la qualité de l'eau potable à Annaba. Elles fourniront également des informations précieuses sur l'état actuel de la contamination de l'eau, contribuant ainsi à l'élaboration de stratégies d'atténuation et de cadres réglementaires efficaces pour garantir la fourniture d'une eau potable saine et propre aux habitants d'Annaba.

2. Les caractéristiques des métaux lourds :

Les métaux lourds se trouvent largement répandus dans l'environnement, s'introduisent dans l'organisme par divers moyens, provoquent des dysfonctionnements des cellules et engendrent des conséquences néfastes, avant d'être éliminés par le foie ou les reins (Qin et *al*, 2019 ; Long et *al*, 2013). Ils se définissent par une densité dépassant 5000 kg/m³, manifestent une menace substantielle même à des concentrations infimes, engendrant ainsi le potentiel de provoquer des affections graves (Kim et *al*, 2019). Ils peuvent réagir avec des biomolécules essentielles pour former des complexes stables et toxiques. Ces complexes peuvent inhiber les fonctions biologiques essentielles, telles que la croissance, la reproduction et le métabolisme (Menaar, 2023). Le plomb, le cadmium ou le mercure ont la capacité d'altérer progressivement le système nerveux. Ces principales propriétés sont (Menaar, 2023) :

- Leur persistance dans l'environnement,
- L'accumulation biologique au sein des organismes vivants,

- Leur réactivité exacerbée face à des concentrations infimes,
- La capacité à générer des complexes de ligands présentant une incidence élevée.

Les préoccupations relatives à la pollution de l'eau, notamment par les métaux lourds, sont aujourd'hui mondiales. Cette problématique revêt une importance accrue dans les nations en développement en raison de la flexibilité, qu'elle soit présumée ou avérée, des cadres législatifs (Yao et al, 2023). Les polluants inorganiques présentent une grande diversité de caractéristiques physico-chimiques, mais ils partagent tous une forte toxicité, même à des concentrations infimes. Les métaux lourds sont des contaminants mobiles qui peuvent se déplacer facilement dans les milieux aquatiques et terrestres. Ils peuvent s'accumuler dans les eaux de surface, les sols et les aquifères (Suvarapu, 2017).

3. Techniques de quantification des métaux lourds :

La quantification des métaux lourds peut être réalisée par différentes méthodes, dont les méthodes spectrométriques et électrochimiques (Menaar, 2023).

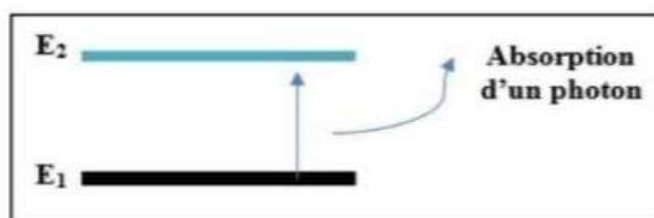
3.1. Spectrophotométrie d'absorption atomique :

La spectrométrie d'absorption atomique (SAA) est une technique analytique qui mesure l'absorption de la lumière par les atomes libres. Elle est utilisée pour déterminer la présence et la concentration des métaux dans des solutions. L'analyte est d'abord transformé en atomes libres par chauffage. Le principe de la SAA est basé sur la mesure de la différence d'énergie entre deux états électroniques de l'atome. Cette différence d'énergie est donnée par la formule suivante (Menaar, 2023) :

$$\Delta E = h\nu$$

Où :

h : invariant de Plank ; ν : la périodicité d'absorption de photon.



Le dispositif expérimental pour l'absorption atomique est constitué des composants suivants (Menaar, 2023) :

1. La source de lumière de l'appareil est une lampe à cathode creuse.
2. Le brûleur et le nébuliseur servent à produire une vapeur atomique de l'échantillon.
3. Le monochromateur sélectionne la longueur d'onde de lumière qui sera utilisée pour l'analyse.
4. Détecteur lié à un amplificateur : Le détecteur mesure l'intensité de la lumière transmise par la vapeur atomique. L'amplificateur augmente le signal du détecteur afin qu'il puisse être enregistré.
5. Le dispositif d'acquisition enregistre le signal du détecteur.

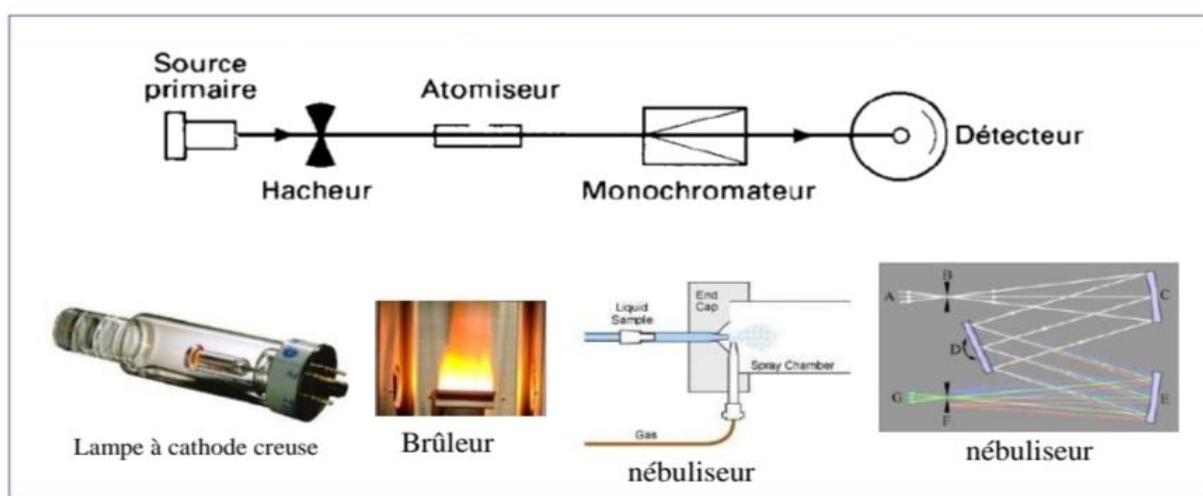


Figure 24 : Fonctionnement de la spectrométrie d'absorption atomique (Menaar, 2023).

La spectroscopie d'absorption atomique est une technique analytique qui permet de mesurer la concentration d'un élément chimique en mesurant la quantité de lumière qu'il absorbe (Menaar, 2023).

4. Matériels et méthodes :

4.1. Zone d'étude :

La commune de Sidi Amar (S1), la commune d'Oued El Aneb (S2) et la commune de Treat (S3) situés dans la région d'Annaba étaient nos sites ciblés. Les figures 25, 26 et 27 illustrent les sites d'échantillonnage choisis pour cette étude. La sélection de ces sites est basée sur leur rôle critique dans l'approvisionnement en eau potable de la région. Les facteurs pris en compte sont l'importance hydrologique, le niveau d'urbanisation et l'accessibilité aux cours d'eau.

4.2. Échantillonnage, mode de prélèvement et analyse :

L'échantillonnage a eu lieu de janvier à décembre 2021, couvrant à la fois les périodes sèches et pluvieuses afin d'assurer un suivi complet et mensuel de la qualité d'eau. La collecte, le

stockage et le transport des échantillons d'eau ont suivi le protocole établi et les procédures décrites par (Rodier, 2009). Des bouteilles d'eau minérale ont été utilisées pour la collecte des échantillons, qui ont ensuite été stockés dans des glacières à des températures de 4° à 5°C. Ensuite, les échantillons ont été transportés au laboratoire d'analyse de l'eau à Annaba.

La spectrophotométrie à l'aide du HACH LANGE DR 3900, comme le montre la figure 14, a servi de méthode analytique pour déterminer les concentrations des cinq métaux lourds étudiés : manganèse, cuivre, cadmium, aluminium et nickel, afin d'évaluer le potentiel toxique des polluants. Les eaux sont soumises à un traitement préalable (minéralisation et neutralisation du produit de minéralisation) avant d'être analysées. La minéralisation est basée sur la méthode HACH et le dosage est effectué au spectrophotomètre d'absorption moléculaire (DR 3900) en comparant l'échantillon sans réactif avec l'échantillon contenant le réactif. Le cadmium a été analysé à l'aide de la méthode Dithizone (Bocodaho et al, 2021).



Figure 25 : Prélèvement de l'eau de Forage Oued El Aneb pour analyse des métaux lourds (Guenouche, 2021).



Figure 26 : Prélèvement de l'eau de Forage Treat pour analyse des métaux lourds (Guenouche, 2021).



Figure 27 : Prélèvement de l'eau de Barrage Cheffia pour analyse des métaux lourds (Guenouche, 2021).



Figure 28 : Spectrophotomètre DR3900.

5. Résultats et discussions :

Les résultats de notre recherche sont présentés dans le tableau 12. Les variables chimiques utilisées dans cette étude ont été analysées à l'aide de mesures statistiques descriptives, notamment les valeurs minimales, maximales, la moyenne et l'écart-type.

Tableau 12 : Paramètres statistiques des métaux lourds dans la zone d'étude (2021).

Sites	Paramètres statistiques	Manganèse mg/l	Cuivre mg/l	Cadmium mg/l	Aluminum mg/l	Nickel µg/l
Barrage Cheffia	Minimum	0,007	0,032	0,003	0,009	17
	Maximum	0,33	1,39	0,058	0,438	84
	Moyenne	0,140	0,25	0,016	0,099	36,41
	Ecart type	0,133	0,38	0,015	0,137	21,360
Forage Oued El Aneb	Minimum	0,01	0,017	0,001	0	3
	Maximum	0,09	0,841	0,019	0,026	32
	Moyenne	0,032	0,124	0,005	0,010	13
	Ecart type	0,024	0,227	0,004	0,008	8,377
Forage Treat	Minimum	0,003	0,011	0,001	0	3
	Maximum	0,071	0,721	0,014	0,019	28
	Moyenne	0,026	0,093	0,005	0,009	10,25
	Ecart type	0,020	0,198	0,004	0,007	6,916
OMS		0,4 mg/l	2 mg/l	0,003 mg/l	0,2 mg/l	0,07mg/l
Normes algériennes		0,4 mg/l	2 mg/l	0,003 mg/l	0,2 mg/l	0,07 mg/l

Les résultats indiquent que les teneurs en cadmium au niveau de barrage Cheffia, ainsi que dans les forages d'Oued El Aneb et de Treat, ont constamment dépassé la norme algérienne pour l'eau potable et la norme de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) tout au long de la période d'échantillonnage de janvier à décembre 2021. Les valeurs enregistrées ont varié d'un minimum de 0,003 mg/l à un maximum de 0,058 mg/l. De même, les niveaux d'aluminium ont dépassé les limites de potabilité en novembre et décembre 2021, atteignant une concentration maximale de 0,438 mg/l. Notamment, une forte concentration de nickel a été observée en novembre au niveau du barrage de Cheffia, allant d'un min de 17 µg/l à un max de 84 µg/l. Ces issues indiquent que l'eau du barrage de Cheffia contient des niveaux plus élevés de substances toxiques (cadmium, aluminium et nickel) par rapport à l'eau de l'Oued El Aneb et des forages de Treat. D'autre part, les concentrations de manganèse, de cuivre, d'aluminium et de nickel dans l'eau des forages se sont avérées inférieures à la norme algérienne relative à l'eau potable et à la norme de l'OMS. Par conséquent, chaque site d'échantillonnage présente des caractéristiques spécifiques en termes de variables chimiques mesurées.

5.1. Résultats d'analyse de manganèse :

Zoni et Lucchini (2013) confirment les preuves que l'exposition au manganèse affecte négativement les fonctions cognitives, neurodéveloppementales et comportementales chez les enfants. Des études ont démontré les effets néfastes de l'exposition au manganèse provenant de l'eau potable chez les enfants en âge scolaire (Iyare, 2019). Les teneurs enregistrées en manganèse (Figure 29) varient de 0,007 mg/l à 0,33 mg/l dans le barrage de Cheffia, de 0,01 mg/l à 0,09 mg/l dans le forage d'Oued El Aneb, et de 0,003 mg/l à 0,071 mg/l dans le forage de Treat. Les concentrations moyennes sont de $0,14 \pm 0,13$ mg/l pour le barrage de Cheffia, $0,03 \pm 0,02$ mg/l pour le forage d'Oued El Aneb, et $0,03 \pm 0,02$ mg/l pour le forage de Treat. Ces valeurs sont inférieures aux normes de potabilité fixées en Algérie, ce qui indique qu'il n'y a pas de risque de contamination de l'eau par le manganèse. Un excès de manganèse dans l'eau peut conduire à une cirrhose du foie chez l'homme, mais l'inhalation constitue un danger plus important, pouvant causer une pneumonie et une exposition chronique peut entraîner des anomalies neurologiques (Plumlee & Ziegler, 2003).

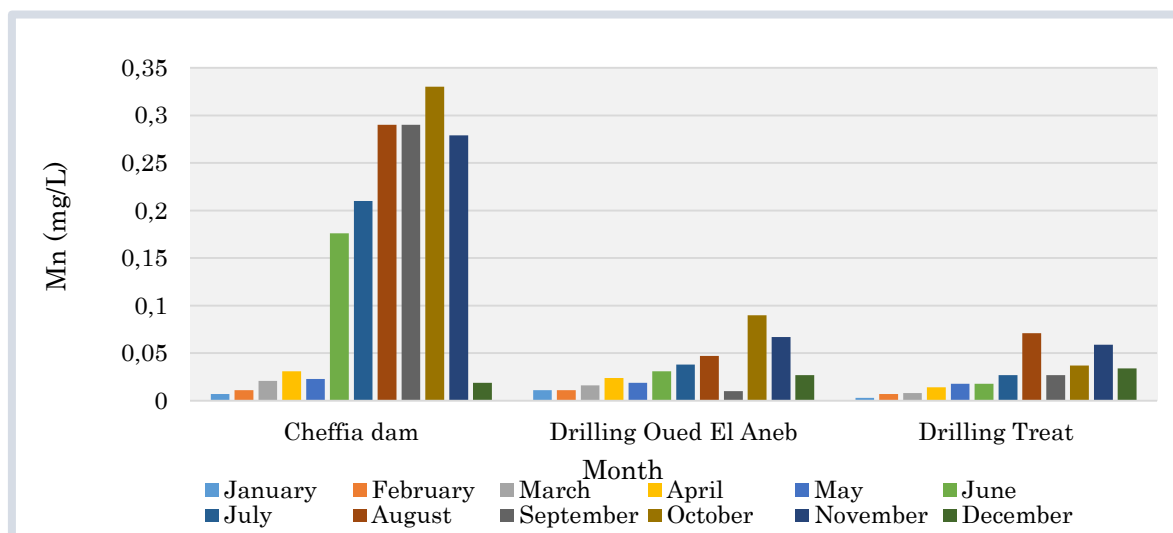


Figure 29 : Variation mensuelle du Manganèse dans l'eau des sites étudiés de l'année 2021.

5.2. Résultats d'analyse de cuivre :

Bien que le cuivre soit un nutriment essentiel pour les humains, les animaux et les plantes, il peut présenter des risques pour la santé humaine en cas d'exposition élevée (Taylor et *al*, 2020). Une étude humaine contrôlée a fait état de symptômes gastro-intestinaux à des niveaux de cuivre dans l'eau de boisson d'environ 3 mg Cu/L, sans effet à 2 mg Cu/L (Pizarro et *al*, 1999), ce qui a été confirmé par des données non publiées d'une autre étude parrainée par l'International Copper Association (Taylor et *al*, 2020). Le cuivre est un métal essentiel qui joue un rôle vital dans le développement et le fonctionnement du cerveau. Des études suggèrent que la dérégulation du cuivre et les troubles métaboliques associés peuvent également conduire à des maladies neurodégénératives par le biais de mécanismes régulés par le cuivre (Taylor et *al*, 2020). Les niveaux de cuivre enregistrés dans les échantillons d'eau (Figure 30) varient de 0,03 mg/l à 1,39 mg/l dans le barrage de Cheffia, de 0,02 mg/l à 0,84 mg/l dans le forage d'Oued El Aneb, et de 0,01 mg/l à 0,72 mg/l dans le forage de Treat. Notamment, les concentrations dans les trois sites sont restées inférieures aux limites admissibles fixées par les normes algériennes de potabilité. En décembre, la concentration de cuivre enregistrée était de $0,26 \pm 0,38$ mg/l dans le barrage de Cheffia, de $0,12 \pm 0,23$ mg/l dans le forage de Oued El Aneb, et de $0,09 \pm 0,20$ mg/l dans le forage de Treat. Ces résultats indiquent que les échantillons d'eau n'étaient pas contaminés par des niveaux excessifs de cuivre et qu'ils répondent aux limites requises pour la qualité de l'eau potable.

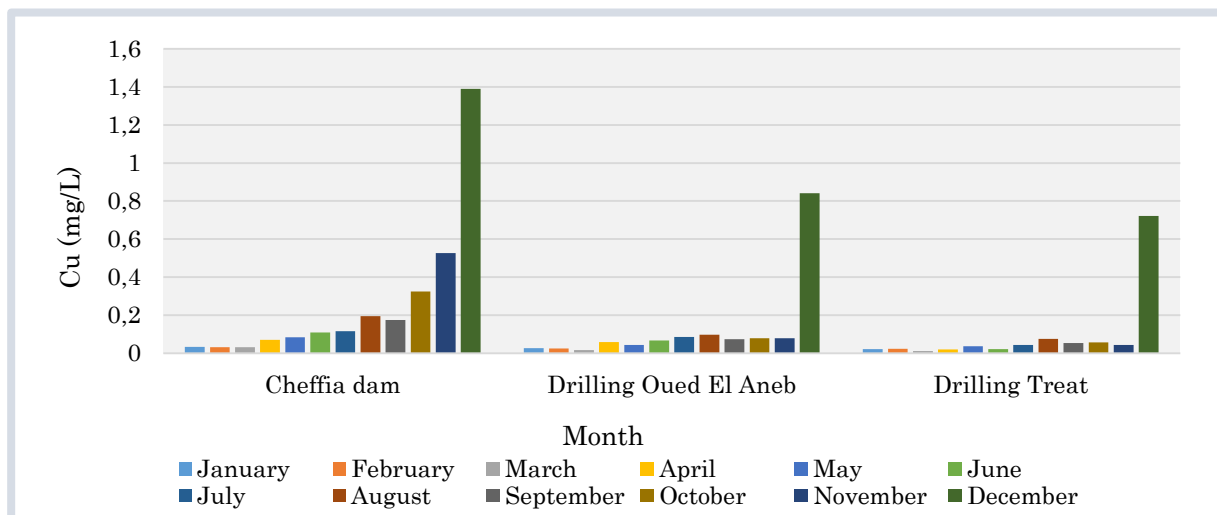


Figure 30 : Variation mensuelle du cuivre dans l'eau des sites étudiés de l'année 2021.

5.3. Résultats d'analyse de cadmium :

L'accumulation de cadmium peut entraîner la maladie "Itai-Itai". Elle provoque la trempe des os et des fractures chez les êtres humains (Bhatnagar et Sillanpää, 2009 ; Sonone et al, 2020). Le cadmium présente une toxicité rénale lorsqu'il est consommé en grandes quantités. On a constatés que le cadmium provoquait des anomalies rénales et un ramollissement des os à la suite d'une exposition à long terme ou à forte dose (Vannoort et Thomson, 2003 ; Sonone et al, 2020). Une exposition prolongée au cadmium par inhalation, ingestion ou contact cutané peut entraîner un cancer (Godt et al, 2006).

Dans les échantillons d'eau, les teneurs en cadmium varient (figure 31) entre 0,003 mg/l et 0,058 mg/l dans le barrage de Cheffia, 0,001 mg/l et 0,019 mg/l dans le forage de Oued El Aneb, et 0,001 mg/l et 0,014 mg/l dans le forage de Treat. La limite a été dépassée en novembre, au niveau de barrage Cheffia, bien que, la plus faible a été enregistrée au niveau de forage Treat, avec des valeurs moyennes de $0,016 \pm 0,015$ mg/l pour le barrage de Cheffia, de $0,005 \pm 0,004$ mg/l pour le forage de Oued El Aneb, et $0,005 \pm 0,004$ mg/l pour le forage de Treat. Les causes principales de l'augmentation des teneurs en cadmium sont la proximité à une zone industrielle comme il est le cas au niveau de barrage cheffia et la proximité aussi à des espaces agricoles ou l'utilisation des engrais est intensive comme au niveau des deux forages.

Ces concentrations dépassent les normes algériennes de potabilité, ce qui représente un risque pour la santé de la population qui consomme cette eau. Le cadmium, sous toutes ses formes (métal, vapeur, sels, composés organiques), est hautement toxique et n'a aucune fonction connue dans le corps humain ou animal. Il faut donc éviter tout contact avec les aliments. Il

peut entraîner des problèmes rénaux et une augmentation de la pression artérielle chez l'homme, et a des effets toxiques sur les plantes et les animaux (Plumlee & Ziegler, 2003 ; Benito et al, 1999).

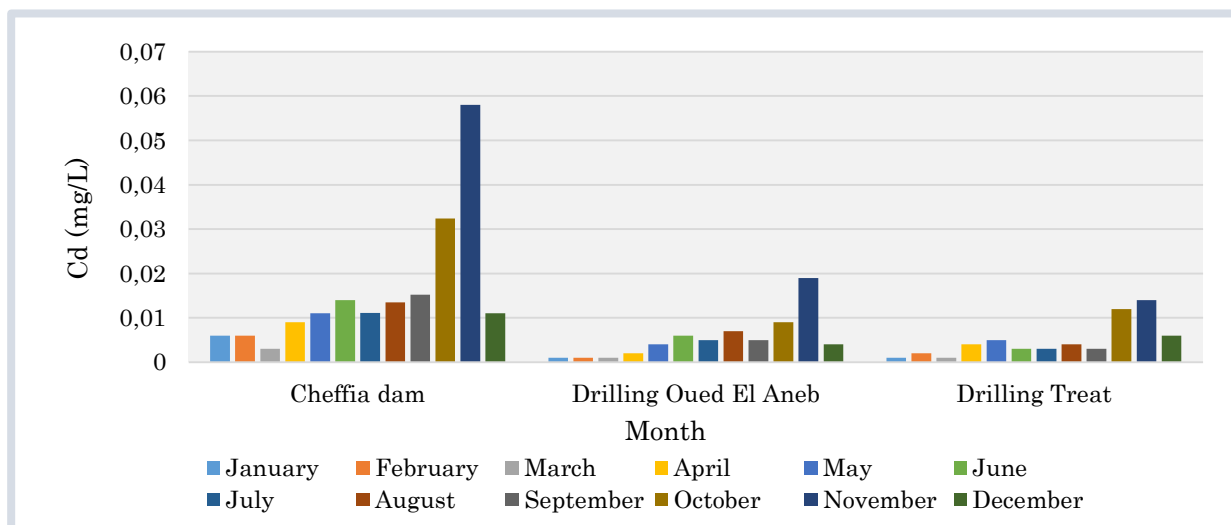


Figure 31 : Variation mensuelle du Cadmium dans l'eau des sites étudiés de l'année 2021.

5.4. Résultats d'analyse de l'aluminium :

L'utilisation de sels d'aluminium lors de la coagulation-floculation-décantation, une étape courante du traitement de l'eau visant à éliminer la couleur ou la turbidité, est une cause fréquente de l'existence d'aluminium dans l'eau. L'exposition à l'aluminium ne semble pas avoir d'effets nocifs chez les personnes en bonne santé. Cependant, des troubles neurologiques et comportementaux associés à l'accumulation d'aluminium dans l'organisme, ainsi que des infections neurologiques liées à des concentrations élevées d'aluminium dans les tissus cérébraux, ont été observés. Certaines de ces accumulations pourraient également être liées à des dysfonctionnements des voies urinaires (Savary, 2010).

En ce qui concerne les échantillons d'eau, les teneurs en aluminium varient (Figure 32) de 0,009 mg/l à 0,438 mg/l dans le barrage de Cheffia, avec un maximum de 0,026 mg/l dans le forage d'Oued El Aneb et de 0,019 mg/l dans le forage de Treat. Notamment, il n'y a pas eu de détection d'aluminium dans les deux forages de janvier à avril. Les concentrations moyennes étaient de $0,099 \pm 0,137$ mg/l pour le barrage de Cheffia, $0,010 \pm 0,008$ mg/l pour le forage de Oued El Aneb, et $0,019 \pm 0,007$ mg/l pour le forage de Treat. Toutes ces valeurs sont inférieures aux normes algériennes de potabilité.

Cependant, en novembre et décembre, au barrage de Cheffia, les résultats ont dépassé la norme algérienne de potabilité, indiquant un risque de contamination dans cette zone.

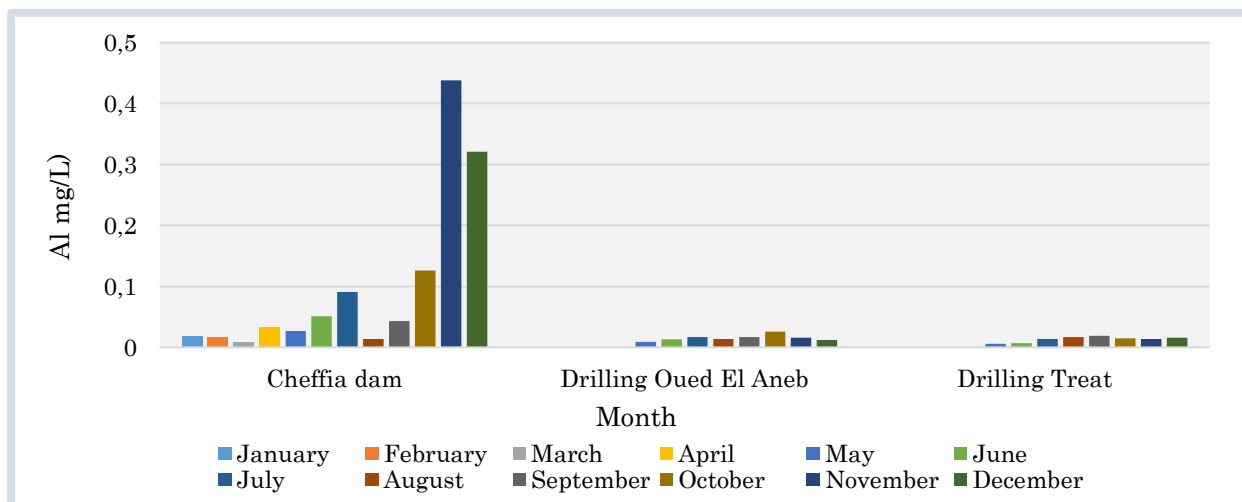


Figure 32 : Variation mensuelle de l'aluminium dans l'eau des sites étudiés de l'année 2021.

5.5. Résultats d'analyse de nickel :

Le nickel, qui représente environ 0,016 % de la croûte terrestre, a un large éventail d'applications industrielles, notamment dans les alliages, les revêtements, les céramiques, les catalyseurs, les batteries et les fongicides. Sa présence dans l'environnement est principalement liée aux activités humaines. Les teneurs en nickel (figure 33) varient de 17 $\mu\text{g/l}$ à 84 $\mu\text{g/l}$ dans le barrage de Cheffia, de 3 $\mu\text{g/l}$ à 32 $\mu\text{g/l}$ dans le forage d'Oued El Aneb et de 3 $\mu\text{g/l}$ à 28 $\mu\text{g/l}$ dans le forage de Treat. Les concentrations moyennes sont de $36,41 \pm 21,36 \mu\text{g/l}$ pour le barrage de Cheffia, $13 \pm 8,38 \mu\text{g/l}$ pour le forage de Oued El Aneb et $10,25 \pm 6,92 \mu\text{g/l}$ pour le forage de Treat. Les teneurs obtenues sont conformes aux normes algériennes de potabilité, sauf pour le mois de novembre dans le barrage de Cheffia où la concentration dépasse la limite. En général, les eaux souterraines contiennent de faibles concentrations de nickel, tandis que les eaux de surface ont généralement des concentrations inférieures à quelques dizaines de $\mu\text{g/l}$ mais pouvant atteindre localement 1 mg/l. L'apport journalier de nickel provenant des aliments et de l'eau de boisson pour les adultes est estimé entre 200 et 900 $\mu\text{g/l}$. La toxicité du nickel par l'eau est généralement comprise entre 10 et 20 $\mu\text{g/l}$.

En outre, l'utilisation d'ustensiles de cuisine et de conserves contenant du nickel peut contribuer à augmenter l'ingestion. Toutefois, comme la majeure partie du nickel n'est pas absorbée par l'intestin, des traces de nickel et de ses sels sont relativement non toxiques lorsqu'elles sont ingérées par le tube digestif. Aux doses généralement trouvées dans les aliments et l'eau, le nickel n'est pas considéré comme dangereux (Savary, 2010).

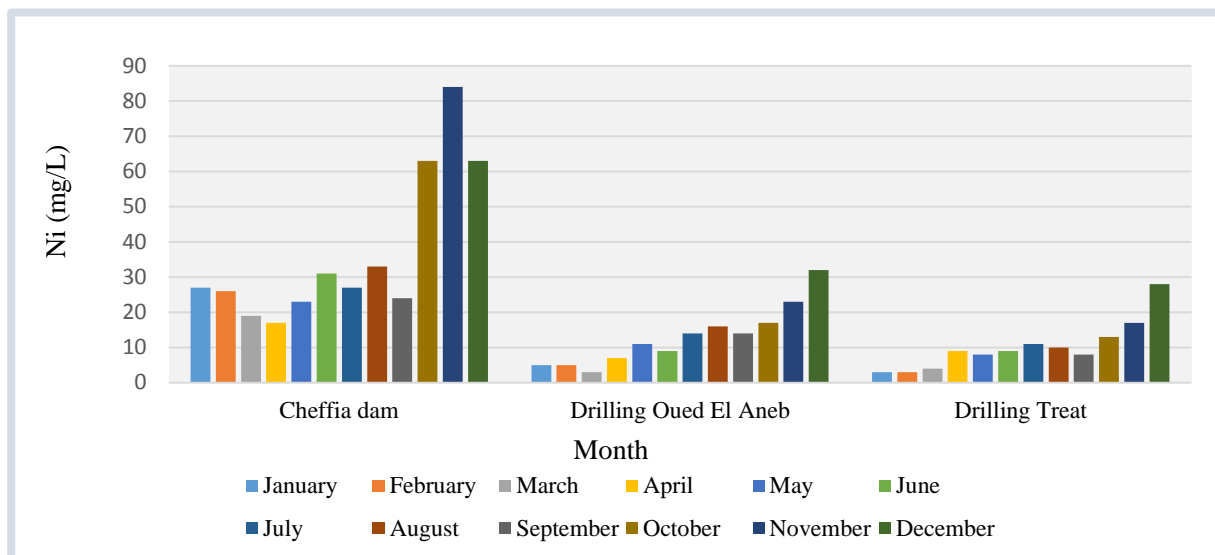


Figure 33 : Variation mensuelle du nickel dans l'eau des sites étudiés de l'année 2021.

6. Conclusion

Cette étude fournit des informations précieuses sur le type chimique d'eau de boisson dans la région d'Annaba. Elle constitue une étape fondamentale dans la gestion et la protection des ressources en eau, ainsi que dans la garantie de la sécurité des consommateurs locaux. Les résultats mettent en évidence la variation de la qualité de l'eau entre les différents sites, soulignant l'importance de mener des études régulières et des analyses mensuelles pour contrôler et surveiller la qualité de l'eau avant sa distribution. Les résultats indiquent que les échantillons d'eau analysés contenaient des polluants, le cadmium, l'aluminium et le nickel dépassant dans certains cas les valeurs maximaux pour l'eau potable. Ces substances toxiques présentent des risques pour la santé de la population qui consomme l'eau contaminée. En revanche, les concentrations de manganèse, de cuivre, d'aluminium et de nickel dans les eaux de forage sont restées inférieures aux normes de potabilité établies, ce qui indique un risque de contamination plus faible dans ces zones. Il convient de noter que la pollution de l'eau est un problème omniprésent et que l'accès à l'eau potable demeure une préoccupation majeure en matière de santé publique. Il est donc essentiel de continuer à mener des études et à mettre en œuvre des pratiques de surveillance rigoureuses pour s'assurer que la qualité de l'eau répond aux normes requises. Sur la base des résultats obtenus, il est recommandé de privilégier l'utilisation des eaux souterraines par rapport aux eaux de surface, car elles présentent généralement des niveaux de pollution moins élevés et un risque sanitaire moindre. Une surveillance accrue, ponctuelle, rigoureuse et régulière de la qualité de l'eau par le département des ressources en eau est essentielle pour préserver la qualité des eaux souterraines et des eaux

de surface. Dans l'ensemble, cette étude jette les bases de la conservation, de l'évaluation et de la gestion efficace des ressources en eau dans la région d'Annaba, contribuant ainsi à la protection de la santé publique et à l'utilisation durable de cette ressource naturelle vitale.

Chapitre IV :

**Étude bactériologique de
quelques eaux destinées à la
consommation dans la ville
d'Annaba**

Chapitre IV : Étude bactériologique de quelques eaux destinées à la consommation dans la ville d'Annaba.

1. Introduction

En Algérie, l'accès à l'eau potable est un enjeu majeur de santé publique. L'eau des barrages et des forages est une source importante d'eau potable. Le barrage de Cheffia et les forages d'oued el aneb et de treat situés dans la ville d'Annaba (Nord-Est de l'Algérie), constituent des ouvrages importants dans la région de cette ville. En effet, les eaux de surface et les eaux souterraines constituent la principale source d'approvisionnement public en eau potable (Koch, 1969).

De nos jours, les ressources en eau constituent le problème majeur de la ville d'Annaba. Ainsi, l'eau est l'élément le plus nécessaire à la vie mais elle peut être facilement altérée (Defranceschi, 1996). L'eau destinée à la consommation et à d'autres usages qui contient des micro-organismes pathogènes peut provoquer des maladies aux effets néfastes (Church, 1857). Les eaux de surface renferment une diversité d'organismes, tandis que les eaux souterraines en abritent également, bien que dans une mesure moindre. Certains de ces organismes peuvent être pathogènes pour l'homme (Savary, 2010). La mauvaise qualité de l'eau est responsable de 50 % des cas de mortalité infantile (Church, 1857). Garantir une eau de bonne qualité aux pauvres est une mesure efficace de protection de la santé (OMS, 2003). L'eau brute consommée provient des nappes phréatiques ou est stockée dans des barrages. L'eau est en effet un véhicule commode pour de nombreux germes et un environnement de choix pour la prolifération de certains d'entre eux ; la consommation d'eau insalubre ou contaminée peut également être à l'origine d'endémies et parfois d'épidémies de typhoïde et de choléra (Koch, 1969). L'eau potable doit être exempte de bactéries qui présentent des risques pour la santé du consommateur. En raison du risque élevé pour l'homme, l'analyse de la qualité microbienne de l'eau est un élément essentiel de la détermination de sa potabilité. Compte tenu du nombre de maladies hydriques connues, il est impossible à l'heure actuelle de rechercher les agents responsables de chacune d'entre elles. Par conséquent, d'un point de vue sanitaire, il est plus sûr de rechercher des indicateurs de contamination fécale que des agents pathogènes spécifiques (Lalanne, 2012).

La plupart des micro-organismes pathogènes présents dans l'environnement aquatique proviennent de matières fécales. Ainsi, la recherche de germes indicateurs de contamination fécale est une estimation suffisante de leur présence et constitue la base de l'analyse

bactériologique de l'eau. Ces mêmes germes servent d'indicateurs de traitement (Rey, 1994). Ce chapitre consiste à évaluer, contrôler et surveiller l'état bactériologique de l'eau distribuée dans la ville d'Annaba. Et ce, en identifiant les bactéries suivantes : coliformes totaux, coliformes fécaux, streptocoques fécaux et clostridium sulfite-réducteurs sur différents échantillons collectés dans trois sites et en comparant les résultats obtenus aux normes algériennes de potabilité de l'eau afin de déterminer la qualité de l'eau dans la ville. L'objectif est également de faire une comparaison entre les eaux de surface et les eaux souterraines respectivement le fameux barrage de Cheffia et les forages d'Oued El Aneb (site urbain) et de Treat (site rural) au cours de l'année 2021.

2. Le risque microbiologique :

Les eaux de surface et, dans une moindre mesure, les eaux souterraines transportent une diversité d'organismes, dont certains présentent un risque pathogène pour l'homme. La présence de contaminants microbiologiques dans ces eaux découle principalement des eaux usées, des déchets, ainsi que des excréments humains et animaux, qui sont traités de manière insuffisante et/ou rejetés de manière inappropriée dans l'environnement. Cela peut entraîner la présence d'un grand nombre d'organismes, tels que des bactéries, des virus et des parasites, dans les sources utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine (Savary, 2010). Les bactéries, souvent de provenance intestinale, furent et restent, dans de nombreux pays, à l'origine de grandes épidémies telles que le choléra et la typhoïde. Elles sont également responsables de pathologies souvent plus bénignes identifiées sous le nom de gastro-entérites. Cependant, bien que la cause hydrique de certaines affections demeure indiscutable de nos jours, la transmission humaine et la contamination des aliments constituent également des vecteurs importants des pathologies bactériennes (OMS, 1994 ; Savary, 2010). A ce jour, seuls les indicateurs bactériens (notamment les germes tests de contamination fécale tels que les entérocoques (SF) ou *Escherichia coli*) permettent de façon indirecte de suspecter la présence de certains virus et parasites. Généralement, les maladies d'origine microbiologique se manifestent de manière soudaine et étendue, pouvant ainsi affecter une large population avec des conséquences à court et moyen terme. Les individus sensibles, notamment les enfants en bas âge et les personnes immunodéprimées, encourrent un risque accru lors de la consommation d'eau contaminée par des microorganismes. Malgré cela, des études épidémiologiques diverses ont mis en évidence l'existence d'une prévalence notable des troubles gastro-intestinaux chez les populations régulièrement approvisionnées en eaux de qualité médiocre (Savary, 2010). Il est important de souligner que certains organismes peuvent proliférer dans les réseaux et les

structures en aval des installations de traitement, en particulier au niveau des biofilms susceptibles de se former dans ces environnements (Savary, 2010).

3. Les propriétés bactériologiques :

En règle générale, toutes les sources d'eau, qu'il s'agisse de fleuves, de lacs, de rivières, ou même de nappes phréatiques peu profondes, renferment trois catégories de micro-organismes : ceux typiquement aquatiques, ceux d'origine tellurique (provenant du ruissellement), et enfin, des germes de contamination d'origine humaine ou animale (contamination fécale). Peu importe le type de micro-organisme, il peut provoquer des maladies infectieuses chez l'homme (Manceur et Djaballah, 2016 ; Debabza, 2005). La plupart des micro-organismes pathogènes tels que les virus, les bactéries ou les protozoaires, responsables de maladies potentielles présentes dans l'eau, ont pour origine les déjections humaines ou animales. L'ampleur de la pollution microbiologique nous contraint à effectuer un traitement avant que l'eau ne soit distribuée au public (Manceur et Djaballah, 2016 ; Belala, 2006). L'analyse bactériologique de l'eau distribuée à l'alimentation repose sur la détection des germes selon le concept des "microorganismes indicateurs de contamination fécale". Ces indicateurs sont propres à la flore intestinale ; bien qu'ils ne soient pas forcément pathogènes, leur présence significative dans un milieu aquatique signale une contamination fécale, et par conséquent, un risque épidémiologique potentiel (Debabza, 2005 ; Manceur et Djaballah, 2016).

3.1. Les bactéries :

Dans ce contexte, la surveillance bactériologique s'articule autour de la mesure quantitative des microorganismes indicateurs de contamination fécale, à savoir les coliformes et les streptocoques fécaux. Des indicateurs non spécifiques, tels que les *Clostridium sulfito-réducteurs*, ont également été employés de manière complémentaire (Manceur et Djaballah, 2016 ; Debabza, 2005).

3.1.1. Micro-organismes indicateurs de contamination fécale :

Ces bactéries ont été sélectionnées en raison de leur abondance dans les matières fécales d'animaux à sang chaud, qui constituent souvent des sources graves de contamination. De plus, leur détection est relativement aisée (Manceur et Djaballah, 2016 ; Dahel Zanat, 2009). Il est important de relever trois indicateurs, à savoir les coliformes totaux, les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux (Manceur et Djaballah, 2016 ; Debabza, 2005).

3.1.1.1. Les coliformes totaux :

Les bactéries coliformes existent dans les matières fécales mais se développent également dans les milieux naturels (sol, végétation, eaux naturelles). Leur origine n'est pas strictement fécale. Il est essentiel que les eaux traitées soient dépourvues de coliformes, bien que leur absence ne garantisse pas la sécurité totale, étant donné que certains parasites, en particulier leurs kystes, peuvent survivre à la désinfection mieux que les coliformes (Svary, 2010). Le terme « coliformes » englobe plusieurs espèces bactériennes qui font partie de la famille des Enterobacteriaceae. Ce sont des bacilles Gram négatif qui ne forment pas de spores, sont des aérobies facultatives, et présentent des caractéristiques structurales et de culture spécifiques à une température de 35-37 °C. De plus, ils sont sensibles au chlore (Manceur et Djaballah, 2016 ; Hamed, 2012). Ils sont classés en deux groupes :

- Les bactéries thermophiles ;
- Les agents psychrophiles (aquatique ou terrigène).

La détection d'un faible nombre de coliformes (1-10/100 ml) dans les eaux souterraines non traitées n'est généralement préoccupante sur le plan sanitaire que si elle est associée à des coliformes d'origine exclusivement fécale (Svary, 2010). Leur présence dans l'eau du robinet chez le consommateur peut témoigner d'une anomalie lors du traitement ou de problèmes affectant le système de stockage-distribution (intrusion d'eau, reviviscence de germes liés à des dépôts, à des temps de séjours trop élevés (Svary, 2010). Leur efficacité est relativement limitée pour identifier une éventuelle contamination d'origine fécale (Manceur et Djaballah, 2016 ; Ghizellaoui, 2010).

3.1.1.2. Les coliformes fécaux (coliformes thermotolérants) :

Escherichia coli est une bactérie qui appartient à la famille des coliformes thermotolérants, également appelés coliformes fécaux, c'est-à-dire ceux qui peuvent être détectés lors d'une incubation à 44°-45°C. Ce groupe comprend notamment les genres *Escherichia*, *Klebsiella*, *Enterobacter*. Cependant, à la différence d'*Escherichia coli*, la provenance des bactéries appartenant aux trois derniers genres précédemment cités ne se restreint pas exclusivement aux matières fécales des animaux à sang chaud (homme, mammifères, oiseaux) (Svary, 2010). Elle est la principale bactérie coliforme qui provient clairement des matières indubitablement fécales. Les excréments humains (environ 1 milliard d'*E. coli* par gramme) et ceux des animaux à sang chaud (mammifères, oiseaux), sont des environnements propices à la prolifération de cette bactérie. En revanche, sa présence dans les sols et les eaux non contaminées par des

déchets fécaux demeure extrêmement rare (Savary, 2010). La détection d'*Escherichia coli* dans l'eau suggère une contamination par des matières fécales, avec le risque potentiel de présence de bactéries, virus ou parasites nocifs pour la santé humaine. Bien que la plupart des souches d'*E. coli* ne soient généralement pas considérées comme pathogènes, certaines peuvent présenter un danger, notamment pour les individus immunodéficients (Savary, 2010).

Les coliformes fécaux représentent un sous-ensemble des coliformes totaux, et leur présence peut signaler la possible existence de germes entéropathogènes (Manceur et Djaballah, 2016 ; Debabza, 2005). Une alternative permettant d'obtenir des résultats concordants avec la recherche des coliformes fécaux réside dans l'identification des *E. coli* présumés, identifiés comme des coliformes thermo-tolérants capables de générer de l'indole à partir du tryptophane, à une température de 44° C (Debabza, 2005).

- **E. coli** est l'espèce prédominante parmi les coliformes fécaux, constituant de 80 à 90 % des coliformes thermotolérants identifiés. Conformément aux directives de l'OMS (2004), la détection d'*E. coli* a établi de manière incontestable la présence d'une contamination fécale récente (Manceur et Djaballah, 2016 ; Maiga, 2005).

- L'utilité de la recherche et de la quantification d'*E. coli* réside dans sa nature en tant qu'indicateur particulièrement précis de la contamination fécale, selon l'OMS cette précision découle de l'abondance d'*E. coli* dans les matières fécales, pouvant atteindre jusqu'à 1 milliard de bactéries/ g de matière fraîche. De plus, sa persistance dans l'environnement, avec une durée de détection variable d'une semaine à un mois (20°C), renforce son rôle comme paramètre fiable pour le contrôle de l'état bactériologique d'eau (Manceur et Djaballah, 2016 ; Debabza, 2005).

3.1.1.3. Les streptocoques fécaux :

Les streptocoques du groupe D se présentent sous la forme de bactéries sphériques, regroupées en paires ou en chaînes, caractérisées par leur coloration Gram positif, leur négativité à la catalase, anaérobies facultatives. Cette catégorie se subdivise en deux sous-groupes distincts : les Enterocoques et les Streptocoques (Manceur et Djaballah, 2016 ; Seghir, 2008). Les entérocoques forment un genre qui rassemble certaines espèces de bactéries d'origine intestinale qui ont toutes été longtemps regroupées sous l'appellation « streptocoques ». Ajoutés à d'autres streptocoques (dont *Streptococcus bovis* ou *equinus*). Ils constituent les streptocoques du groupe D de Lancefield, anciennement appelés streptocoques fécaux. (Savary, 2010). D'origine fécale certaine, ils sont un peu moins nombreux qu'*E. coli* dans les intestins de

l'homme, de la vache et du cheval, mais plus abondants dans ceux du porc. Ce groupe n'est généralement pas considéré comme pathogène. La recherche des entérocoques est intéressante car ils sont plus résistants qu'*E.coli* et que de nombreuses bactéries pathogènes, dans des conditions environnementales hostiles ou vis-à-vis des traitements de désinfection (Savary, 2010).

Ces organismes représentent un indicateur pertinent de contamination fécale, pouvant être exploité efficacement pour la détection de contaminations passées ou d'une désinfection insuffisante de l'eau. Leur présence peut servir de témoignage indirect de la présence d'autres agents pathogènes tels que des bactéries ou des virus (Savary, 2010).

• **Signification du comptage des streptocoques fécaux :** La valeur ajoutée sûre des streptocoques fécaux à l'égard des coliformes réside dans leur résilience accumulée dans les milieux aquatiques. Leur détection pourrait indiquer une contamination fécale de l'eau remontant à une période antérieure (Manceur et Djaballah, 2016 ; Maiga, 2005).

3.1.2. Bactéries témoins, dépourvues de spécificité réelle à la contamination d'origine fécale :

3.1.2.1. Les Clostridium sulfito-réducteurs :

Les bactéries sulfito-réductrices, incluant celles du genre *Clostridium*, sont habituellement détectées dans les matières fécales, bien que leur présence soit généralement moins prononcée que celle d'*Escherichia coli*. Ces micro-organismes sont également présents dans le sol et les cours d'eau. L'absence de ces bactéries dans une nappe souterraine ou alluviale peut être interprétée comme un indicateur de l'efficacité du processus de filtration naturelle (Savary, 2010). Ces bactéries se caractérisent par leur aptitude à se développer dans des conditions anaérobies et à sporuler pour résister aux conditions hostiles du milieu (elles sont aussi qualifiées de « microorganismes anaérobies sulfito-réducteurs » ou « ASR » (Savary, 2010). Leur présence en l'absence de germes fécaux dans les eaux peut être interprétée de deux manières : si elle est constante, il faut les considérer comme des germes habituels de la nappe, bien que le cas soit rare. En revanche, si ces bactéries sont observées irrégulièrement, on peut suspecter que la nappe n'est pas totalement protégée contre la présence de bactéries, virus et parasites exogènes. Une filtration insuffisante peut être le témoignage de leur persistance dans les eaux traitées, d'un manque d'efficacité des désinfectants ou de défauts dans les traitements physico-chimiques (Savary, 2010). Du fait de leur similitude de comportement avec les

parasites, les spores constituent un bon indicateur pour ces micro-organismes. En outre, ces formes résistent à la chloration. Ceci explique que, pour ce paramètre particulier, ce ne sont pas les bactéries elles-mêmes mais leurs spores qui sont recherchées (Savary, 2010).

Par ailleurs, la taille des spores étant de l'ordre de 2 μm , c'est-à-dire 2 à 5 fois plus petite que celle des oocystes de *Cryptosporidium* et de kystes de *Giardia*, la présence ou l'absence de ces spores donne une bonne indication sur l'efficacité des traitement de rétention visant à retenir les parasites (Savary, 2010). Ce sont des bactéries Gram +, mesurant entre 4 et 6 μm de longueur et 1 à 2 μm de largeur, qui produisent des spores, la plus caractéristique étant *Clostridium perfringens*. Elles font partie de la flore tellurique naturelle, tout comme des excréments animaux et humains. Par conséquent, leur usage comme bioindicateur d'eau n'est pas hautement représentatif (Manceur et Djaballah, 2016 ; Maiga, 2005). La recherche de tels indicateurs revêt un intérêt particulier en raison de leur capacité à sporuler, les rendant ainsi particulièrement résistantes aux traitements de désinfection (Manceur et Djaballah, 2016 ; Hélène, 2000).

4. Matériels et méthodes :

4.1. Présentation de la zone d'étude :

La wilaya d'Annaba est caractérisée par l'insuffisance des ressources hydriques locales, ce qui la rend dépendante de son voisinage géographique, notamment les wilayas d'El Tarf, de Skikda et de Guelma. Nos sites d'étude sont situés dans la ville d'Annaba et se répartissent sur trois communes différentes : Site 1 : Barrage de Cheffia (municipalité de Sidi Amar), Site 2 : Forage de Oued El Aneb (municipalité de Oued El Aneb), Site 3 : Forage de Treat (municipalité de Treat).



Figure 34 : Prélèvement d'eau de Barrage Cheffia pour analyse bactériologique (Guenouche, 2021)



Figure 35 : Prélèvement d'eau de Forage Oued El Aneb pour analyse bactériologique (Guenouche, 2021)



Figure 36 : Prélèvement d'eau de Forage Treat pour analyse bactériologique (Guenouche, 2021)

4.2. Méthodologie d'échantillonnage, de prélèvement et d'analyse :

Le choix de l'étude de la qualité de l'eau du barrage de Cheffia et des forages d'Oued El Aneb (site urbain) et de Treat (site rural) vient de l'importance qu'elle présente pour l'approvisionnement en eau potable de la région d'Annaba. Des échantillons d'eau ont été prélevés dans trois sites d'échantillonnage sélectionnés en fonction de l'importance hydrologique de l'affluent, de l'urbanisation et de l'accessibilité du cours d'eau. L'échantillonnage a été effectué pendant la période de janvier à décembre 2021. Cette période correspond aux périodes sèches et pluvieuses (pour un suivi précis de la qualité de l'eau). La collecte, la conservation et le transport des échantillons d'eau sont basés sur le protocole et la procédure définis par (Rodier, 2009). Des bouteilles stériles de 100 ml ont été utilisées pour la collecte des échantillons destinés à l'analyse bactériologique. Ces échantillons d'eau ont été soigneusement étiquetés et conservés dans une glacière à une température de 4°C et transportés au laboratoire d'analyse de la qualité de la ville d'Annaba où les analyses sont effectuées le jour

même. Nous avons procédé à la recherche des germes indicateurs de pollution suivants : les Coliformes totaux (CT) ; les Coliformes fécaux (CF) ; les Streptocoques fécaux (SF) et les Clostridium sulfito-réducteurs (Clos-s-r).

5. Le type d'eau :

Si l'aspect quantitatif revête une importance cruciale, il est impératif de ne pas sous-estimer l'aspect qualitatif. La priorité demeure les risques biologiques, en particulier les contaminations bactériologiques, dont les conséquences sont si significatives que les mesures préventives et les traitements correctifs revêtent une importance capitale et ne tolèrent aucun compromis (Maoudombaye et al, 2016). En pratique, on se base sur l'utilisation d'indicateurs de pollution d'origine fécale pour avoir une idée bactériologique de la qualité de l'eau. Les germes tests sont les coliformes fécaux. Ils sont assez bien représentatifs de la qualité de l'eau et sont facilement mis en évidence (Aubry et Gaüzère, 2021).

Tableau 13. Les principaux facteurs de risques biologiques (Aubry et Gaüzère, 2021) :

Type	Principaux facteurs
Bactéries	<i>Salmonella spp, Shigella spp, Escherichia coli pathogènes, Vibrio cholerae, Campylobacter jejuni, Clostridium perfringens, Yersina enterocolitica, Clostridium difficile, Staphylococcus aureus, Bacillus cereus, ...</i>
Virus	<i>Virus Norwalk, Enterovirus, Rotavirus, Norovirus, VHA, VHE...</i>
Parasites	<i>Giardia spp., Cryptosporidium spp., Isospora belli, Entamoeba histolytica, ...</i>

L'eau potable est généralement considérée comme telle lorsqu'elle ne contient pas plus de 10 coliformes fécaux par 100 millilitres. Ce seuil est atteint par le traitement de l'eau, qui comprend deux étapes : la clarification (sédimentation ou décantation, puis filtration lente sur sable) et la désinfection au chlore.

Tableau 14. Qualité de l'eau en fonction de la concentration de coliformes fécaux (source : UNHCR) (Aubry et Gaüzère, 2021).

Coliformes fécaux/ 100 ml	Qualité de l'eau
1-10	Eau de qualité raisonnable, peut être consommée telle quelle
10-100	Eau contaminée, à traiter si possible
100-1000	Eau très contaminée qui doit être traitée
plus de 1000	Eau massivement polluée qui devrait être rejetée

Au cours du XIXe siècle, des précautions ont été mises en place pour contrer les risques bactériens tels que le *Vibrio cholerae* et le *Salmonella typhi*, marquant une diminution des maladies bactériennes liées à l'eau. Cependant, dans les années 1950, la menace virale a été

révélée avec l'émergence de la poliomyélite, mettant en lumière l'importance du chlore en tant que dépannage puissant et peu toxique. Ainsi, la chloration vise à éliminer les agents pathogènes tels que les coliformes, assurant la destruction efficace des virus et bactéries néfastes dans l'eau (Aubry et Gaüzère, 2021). L'absence de germes tests dans l'eau est une garantie que l'eau ne contient pas de germes pathogènes (Aubry et Gaüzère, 2021)

Tableau 15. Les traitements simples de l'eau (Aubry et Gaüzère, 2021).

	Efficacité œufs	Efficacité bactéries	Efficacité virus	Matériel nécessaire	Surveillance et entretien	Applications	Remarques
Stockage Sédimentation	++	+	0 à +	- Réservoirs - Pompe	+	1. Traitement de l'eau peu polluée 2. Préparation de l'eau trouble à la filtration ou à la chloration	
Filtration simple sur sable	+++	0 à +	0	Pour petits filtres : - sable - graviers - fûts récupérés	+	Préparation de l'eau trouble à la chloration	
Filtration lente sur sable	+++	++	+	- Sable - Graviers - Réservoirs préfabriqués fûts récupérés	++	1. Traitement de l'eau moyennement polluée 2. Préparation de l'eau très polluée à la chloration	Ne convient pas - pour de l'eau trop trouble - pour de l'eau chlorée
Chloration	0	+++	+	Produit générateur de chlore - Réservoirs	+++	- 1. Traitement de l'eau claire 2. Complément à la sédimentation et à la filtration pour les eaux très troubles ou très polluées.	Doit être précédée d'une sédimentation et/ou d'une filtration si l'eau est trouble

6. Analyses bactériologiques :

L'analyse microbiologique de l'eau est un processus par lequel un échantillon d'eau d'une certaine source est prélevée, analysée et interprété à fin de détecter différents germes en vue d'une éventuelle prise de décision avant la consommation. Cette étude a été réalisée dans le but d'identifier et d'analyser l'eau de barrage et des forages et d'évaluer le risque de l'eau polluée en vue de prendre en amont des précautions utiles pour épargner la population de la ville de Annaba en générale et celle des différents communes qui tirent l'eau nécessaire à leur besoin de ses sites aux maladies d'origine hydrique (Ngalamulume et *al*, 2021). L'analyse bactériologique est très importante pour le contrôle de la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. Les organismes pathogènes sont très nombreux et très variés, ils sont très difficiles à identifier grâce à la courte durée de vie. A cet effet, il faut d'abord rechercher des germes qui sont toujours présents en grand nombre dans les matières fécales humaines et des animaux à sang chaud et qui sont faciles à conserver dans l'environnement extérieur à

savoirs : les Coliformes totaux, les Coliformes fécaux, les Streptocoques fécaux et les Clostridium sulfito-réducteurs. Les paramètres bactériologiques sont déterminés par la méthode du nombre le plus probable (NPP) (Hamaidi et al, 2013 ; Delarras, 2003). Cette méthode consiste à inoculer une série de tubes contenant le milieu bouillon nutritif avec des dilutions décimales appropriées de l'échantillon à analyser. Après une incubation de 24 heures à 37°C, les tubes présentant un trouble sont considérés comme positifs. Les coliformes totaux sont comptés après une incubation de 24 à 48 heures à 37°C, avec des tubes contenant du bouillon de lactose bromocrésol-pourpre (BCPL), munis d'une cloche de Durham (test de présomption). Les tubes positifs (fermentation du lactose et production de gaz) sont repiqués pour un test de confirmation sur milieu de Schubert avec cloche de Durham et incubés pendant 24h à 48h à 44°C. La recherche de streptocoques est effectuée sur milieu de Rothe à 37°C pendant 24 heures (test de présomption). À partir des tubes de Rothe positifs, une sous-culture est réalisée sur milieu de Litsky pendant 24 heures à 37°C (test de confirmation). Les résultats sont exprimés en nombre de germes par 100 ml selon la table de Mac-Grady. La recherche et le dénombrement des clostridies sulfito-réductrices se fait sur milieu gélosé foie de viande (ML) à 37°C avec addition d'une ampoule de sulfite de sodium et d'une ampoule d'alun de fer, les résultats sont exprimés en nombre de germes par 20 ml.

Tableau 16 : Résumé des méthodes utilisées pour l'analyse bactériologique.

Microorganismes	Milieux de culture	Température d'incubation	Méthodes	Prise d'essai	Caractéristiques des colonies
<i>Coliformes totaux</i>	Gélose TTC	37°C pendant 24h	Filtration sur membrane (0,45µm)	UFC/100 ml	Jaune orangé, lisses légèrement bombées
<i>Coliformes fécaux</i>	Gélose TTC	44°C pendant 24h	Filtration sur membrane (0,45µm)	UFC/100ml	//
<i>Streptocoque du groupe D</i>	Gélose SLANET Z et BARTLE Y	37°C pendant 24h	Filtration sur membrane (0,45µm)	UFC/100ml	Rouge marron ou rose, lisses légèrement bombées
<i>Clostridium sulfito-réducteurs</i>	Gélose Viande Foie	37°C pendant 48h	Incorporation en milieu solide	UFC/20 ml	Noir

7. Résultats et discussion :

Les résultats des analyses bactériologiques des eaux étudiées sont présentés dans les figures (37, 38, 39 et 40). Le traitement des données a été effectué à l'aide du logiciel Excel. Les

résultats indiquent que les eaux de barrage et de forage analysées sont contaminées par la plupart des germes recherchés. La contamination d'origine fécale était importante.

7.1. Résultats des Coliformes totaux :

Au cours de notre étude nous avons trouvé que la charge moyenne des coliformes totaux (CT) est de $164,25 \pm 92,91$ germes (UFC)/100ml dans l'eau du barrage de Cheffia (S1). Pour l'eau de Oued El Aneb (S2), les valeurs moyennes sont de $90,16 \pm 73,20$ germes (UFC)/100ml, Concernant le forage de Treat (S3) les germes moyens sont de $51,5 \pm 30,69$ germes (UFC)/100ml. Un maximum de 381 UFC/100ml dans CT a été enregistré en décembre (S1) et un minimum de 9 UFC/100ml en janvier (S3). Les teneurs obtenues sont supérieures aux limites de potabilité (JORA, 2014). Les bactéries coliformes existent dans les fèces mais se développent également dans les environnements naturels. Leur origine n'est donc pas strictement fécale. Les bactéries coliformes existent dans les fèces mais se développent également dans les milieux naturels. Leur origine n'est donc pas strictement fécale. L'eau destinée à la consommation ne doit pas contenir de bactéries coliformes. La présence d'un petit nombre de coliformes (1-10/100ml) dans une eau souterraine non traitée est peu significative d'un point de vue sanitaire lorsqu'elle n'est pas accompagnée de coliformes d'origine strictement fécale. (Savary, 2010). Ainsi, les qualités requises d'une eau donnée varient en fonction de sa destination (Koch, 1969).

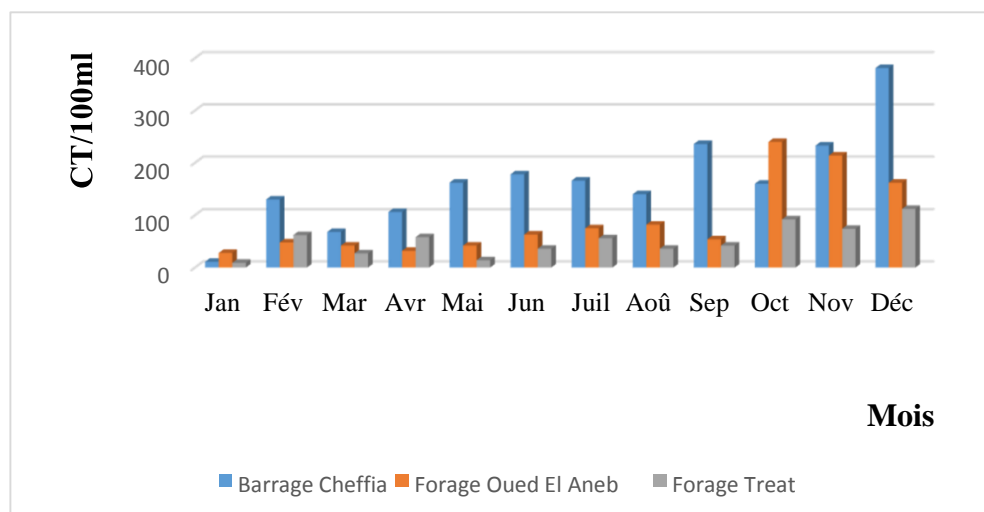


Figure 37 : Variation mensuelle des coliformes totaux dans l'eau des sites étudiés de l'année 2021.

7.2. Résultats des Coliformes fécaux (Escherichia coli) :

La principale bactérie coliforme d'origine incontestablement fécale. Cette bactérie apparaît toujours en grande quantité dans les matières fécales de l'homme et des animaux à sang chaud.

On ne la trouve que très exceptionnellement dans les sols et les eaux qui n'ont pas été soumis à une pollution fécale. Sa présence indique que l'eau dans laquelle elle se trouve a été contaminée par des matières fécales et qu'elle est donc susceptible de contenir des bactéries pathogènes pour l'homme. C'est le germe test de la contamination fécale par excellence (Savary, 2010). La charge moyenne en coliformes fécaux (CF) est de $56,33 \pm 34,68$ germes (CFU)/100ml au barrage de Cheffia (1), $28,91 \pm 29,33$ germes (CFU)/100ml pour l'eau du forage de Oued El Aneb (S2) et $21,5 \pm 20,59$ germes (CFU)/100ml pour le forage de Treat. Le maximum est de 124 UFC/100ml (S1) en décembre et le minimum est de 2 UFC/100ml (S1) en janvier, avec une absence totale en avril (S3). Nous avons constaté que la présence de (CT) est importante durant les mois d'automne (septembre, octobre et novembre) et aussi durant le premier mois de l'hiver (décembre). Ces valeurs dépassent donc largement les normes algériennes de potabilité (JORA, 2014). Les eaux souterraines sont, en général, d'autant mieux protégées et donc d'autant plus pures qu'elles proviennent de gisements moins proches de la surface. Elles ont généralement une composition stable (Koch, 1969).

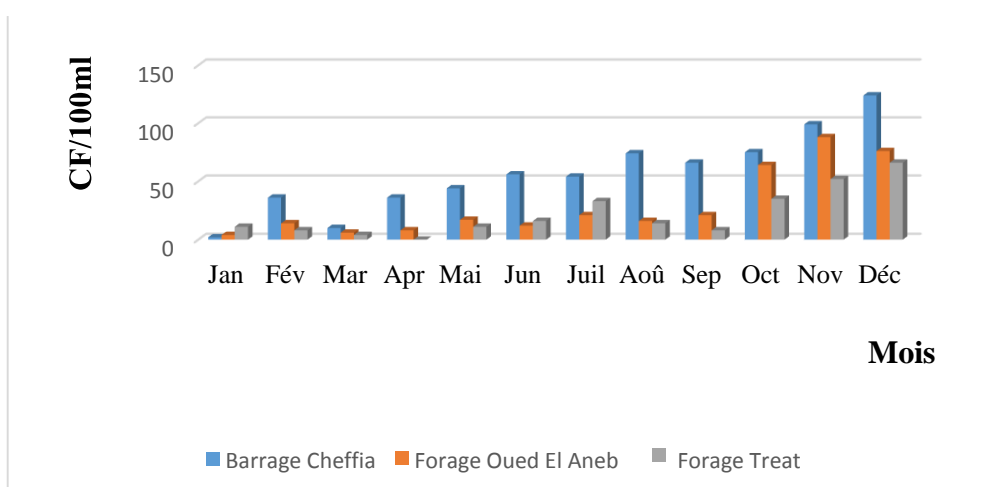


Figure 38 : Variation mensuelle des coliformes fécaux dans l'eau des sites étudiés de l'année 2021.

7.3. Résultats des Streptocoques fécaux (entérocoques) :

D'origine fécale certaine, ils sont un peu moins nombreux que les *E.coli* dans les intestins de l'homme, de la vache et du cheval, mais plus abondants dans ceux du porc. La recherche des entérocoques est intéressante car ils sont plus résistants que les *E.coli* et de nombreuses bactéries pathogènes, dans des conditions environnementales hostiles ou vis-à-vis des traitements de désinfection. Ils constituent un germe test particulièrement intéressant pour la contamination fécale afin d'identifier des contaminations anciennes. D'origine fécale certaine,

ils sont un peu moins nombreux que les *E.coli* dans les intestins de l'homme, de la vache et du cheval, mais plus abondants dans ceux du porc. La recherche des entérocoques est intéressante car ils sont plus résistants que les *E.coli* et de nombreuses bactéries pathogènes, dans des conditions environnementales hostiles ou vis-à-vis des traitements de désinfection. Ils constituent un germe test particulièrement intéressant en matière de contamination fécale pour identifier des contaminations anciennes. Leur présence peut ainsi attester de la présence d'autres bactéries ou virus pathogènes (Savary, 2010). La charge moyenne en streptocoques fécaux (SF) est de $30,41 \pm 20,87$ germes (UFC)/100ml au barrage de Cheffia (S1). Pour l'eau de forage de Oued El Aneb (S2), elle est de $12,58 \pm 9,99$ germes (UFC)/100ml et $11,83 \pm 9,51$ germes (UFC)/100ml pour l'eau de forage de Treat. Le maximum est de 64 UFC/100ml (S1) en octobre et le minimum est de 3 UFC/100ml (S3) en janvier, avec une absence totale en avril dans l'eau de forage. Nous avons enregistré que la présence des entérocoques est importante durant les mois d'automne (octobre, novembre et décembre) dans les trois sites d'étude. Ainsi, les résultats obtenus dépassent largement les normes algériennes de potabilité (JORA, 2014).

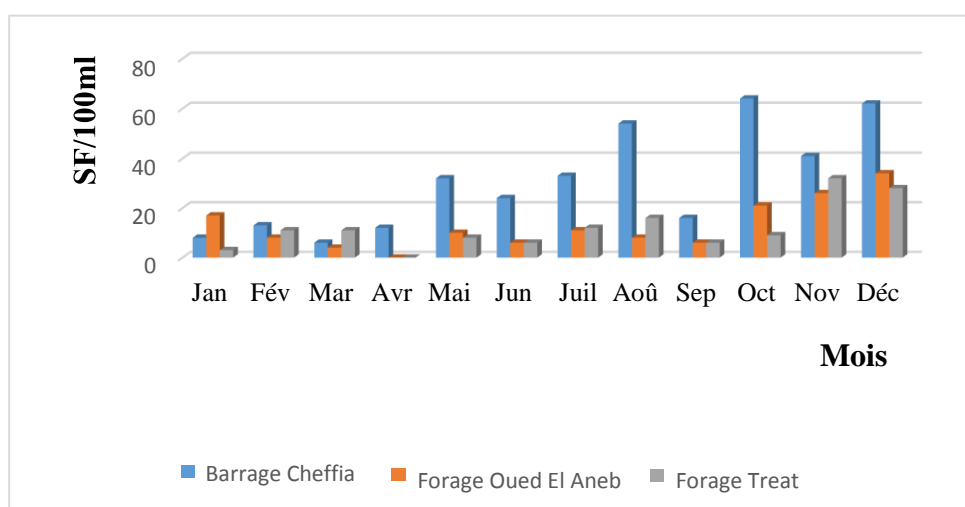


Figure 39 : Variation mensuelle des streptocoques fécaux dans l'eau des sites d'étude de l'année 2021.

7.4. Résultats des Clostridium sulfito-réducteurs :

Au niveau de l'eau du barrage de Cheffia (S1) la charge moyenne en clostridies sulfito-réductrices (Clos-s-r) est de $25,41 \pm 23,01$ germes (CFU)/20ml. Pour l'eau du forage de Oued El Aneb (S2), elle est de $11,6 \pm 12,06$ germes (UFC)/20ml et de $10,33 \pm 10,49$ germes (UFC)/20ml. $10,33 \pm 10,49$ germes (CFU)/20ml pour le forage de Treat. Il y a eu une absence totale en janvier, février, mars et avril avec une valeur maximale de 66 UFC/20ml (S1) en août et une valeur minimale de 8 UFC/20ml (S3) en juin. Les deux forages ont également été signalés

comme étant absents en septembre. Leur absence dans une nappe phréatique ou alluviale est le signe d'une efficacité de filtration naturelle. Les Clostridiums sulfito-réducteurs sont présents dans les matières fécales du sol et des rivières. Ces bactéries sont caractérisées par leur capacité à se développer dans des conditions anaérobies et à sporuler pour résister à des conditions environnementales hostiles (Savary, 2010).

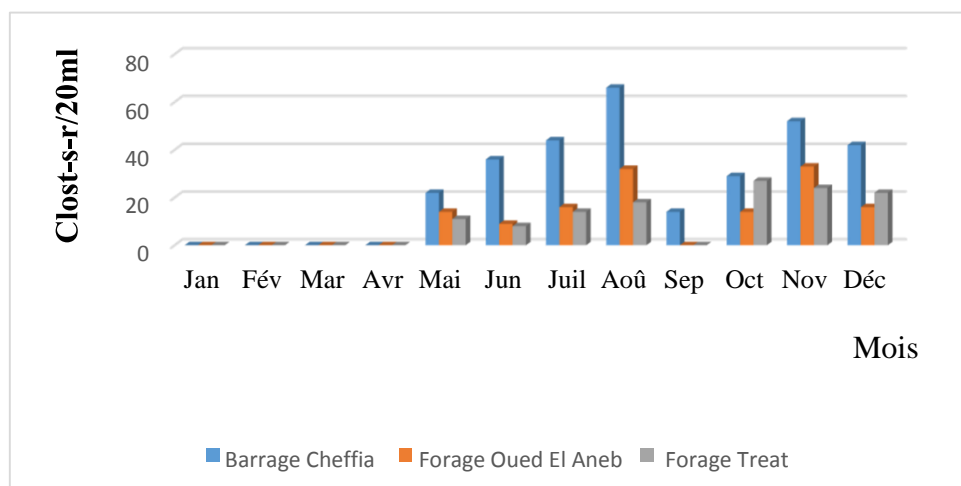


Figure 40 : Variation mensuelle des clostridiums sulfito-réducteurs dans l'eau des sites d'étude de l'année 2021.

En termes de charge bactérienne et selon les résultats obtenus, les eaux de barrage sont plus chargées en germes que les eaux de forage. La contamination bactérienne est faible dans les eaux souterraines car elles sont généralement à l'abri des sources de pollution. Elles ont généralement une composition stable. En revanche, les eaux de surface sont toujours sujettes à des contaminations temporaires ou permanentes. La présence de coliformes peut ainsi témoigner d'une épuration insuffisante, notamment par filtration dans les milieux naturels, d'une eau initialement en contact avec des produits de déjection ; *Escherichia coli* et les streptocoques fécaux témoignent d'une contamination fécale relativement récente. Il faut noter que la principale source de contamination de l'eau est l'activité humaine (Koch, 1969). Aussi, à titre d'exemple, les oiseaux migrateurs peuvent contaminer les eaux du barrage de Cheffia par leurs fientes. Cette contamination microbiologique de l'eau est principalement due aux eaux usées, déchets et excréments humains et animaux, insuffisamment traités et/ou rejetés dans de mauvaises conditions dans le milieu naturel. Un très grand nombre d'organismes peuvent ainsi être présents dans les ressources utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine (bactéries). Néanmoins, diverses études épidémiologiques ont montré l'existence d'un "bruit de fond" significatif de pathologies gastro-intestinales pour des populations

régulièrement alimentées par une eau de mauvaise qualité. (Savary, 2010) Le dysfonctionnement ou les lésions de l'intestin et parfois d'autres organes constituent un risque biologique à ne pas négliger (Delmont, 2016).

8. Conclusion :

Cette première étude de la qualité bactériologique de l'eau potable dans la région d'Annaba fournit une base de données pour la conservation et l'évaluation de l'eau distribuée dans la zone d'étude. Elle représente l'étape fondamentale dans la gestion et la protection des ressources en eau. Ainsi, l'application des bonnes pratiques de traitement et de désinfection constitue une véritable démarche de protection des habitants consommateurs. En termes de charge bactérienne et selon les résultats obtenus, les eaux du barrage de Cheffia sont plus chargées en germes que les eaux d'Oued El Aneb et de Treat. La qualité des eaux analysées varie d'un site à l'autre, chaque site a donc ses spécificités. Cela dit, les eaux sont toutes polluées, d'une manière ou d'une autre. De nos jours, l'accès à l'eau potable est un enjeu majeur de santé publique, c'est pourquoi il est très intéressant de multiplier les études et les analyses mensuelles qui font l'objet d'un contrôle et d'une surveillance de la qualité de l'eau avant sa distribution. Enfin, selon l'interprétation de nos résultats, il est préférable d'utiliser et d'exploiter les eaux souterraines plutôt que les eaux de surface car elles sont moins polluées (plus faible concentration de micro-organismes) et le risque sanitaire est plus faible.

Chapitre V :

Modélisation de la

distribution et de la qualité

de l'eau dans la ville

d'Annaba

Chapitre V : Modélisation de la distribution et de la qualité de l'eau dans la ville d'Annaba.

1. Modélisation hydrologique et gestion de l'eau :

De nombreux exemples de projets majeurs de gestion de l'eau continuent d'illustrer qu'aujourd'hui, les solutions aux problèmes de l'eau se heurtent invariablement, tôt ou tard, à une ou plusieurs catastrophes aux conséquences irréversibles. Il est crucial de souligner l'importance de définir de manière précise les problèmes à résoudre, ainsi que les échelles de temps et d'espace caractéristiques, avant de concevoir ou d'appliquer un modèle quelconque (Villeneuve et *al*, 1998).

En examinant ce sujet, prenons par exemple les causes des inondations dans la région du Saguenay en 1996 (Nicolet, 1997) ou encore sur la déshydratation de la mer d'Aral aux confins de l'Ouzbékistan et du Kazakhstan (Letolle et Mainguet, 1993), on constate qu'un seul usage avait été initialement favorisée (dans le premier cas, l'avancement de la force hydraulique et, dans le deuxième, le progrès de l'irrigation) au détriment des autres usages au niveau régional. En associant ces observations au déficit apparent de concertation lors de l'élaboration de programmes publics de gestion hydrique, il devient évident qu'il existe un impératif crucial pour des outils scientifiques et technologiques de pointe capables de réunir tous les acteurs de la gestion de l'eau autour d'une même table.

De plus, il est nécessaire de démontrer que les progrès actuels vont bientôt aboutir à la création de systèmes de modélisation intégrée (Englobant des modèles mathématiques de simulation des processus hydrologiques, des systèmes d'information géographique et des systèmes de gestion de bases de données). Dans ce cadre, il sera essentiel de déployer un effort soutenu et significatif afin d'assurer une transmission rapide et efficace des technologies aux gestionnaires de la ressource en eau. L'importance du développement de systèmes de modélisation hydrologique intégrée est renforcée par la perspective, dans un contexte de développement durable, d'intégrer éventuellement des modules économiques. Cela facilitera la comparaison de la valeur économique entre divers scénarios d'utilisation, en tenant compte des coûts et des bénéfices associés. Ainsi, les outils d'analyse complets permettront aux gestionnaires de la ressource en eau d'évaluer plus facilement les coûts liés au respect des critères de qualité de l'eau, notamment à l'échelle des bassins versants (Villeneuve et *al*, 1998).

2. Modélisation de la distribution de l'eau : Simulation des demandes en eau actuelles et futures dans la ville d'Annaba :

L'étude de (Berredjem et al, 2023), montre le défi important auquel est confrontée la province d'Annaba pour répondre à ses futures demandes en eau, reflétant la demande croissante de 98 Mm³ d'ici 2021 à plus de 148 Mm³ d'ici 2070. Selon leur recherche le défi est motivé par les ressources en eau limitées, le développement du secteur industriel et la croissance démographique et l'expansion du secteur de l'irrigation. Le secteur industriel apparaît comme celui où la demande en eau non satisfaite est la plus élevée, atteignant 36 Mm³. Cela peut être expliqué à sa dépense hydrique, à son importance économique, à son allocation limitée et aux défis de gestion de l'eau. Cependant, des scénarios alternatifs, tels que la simulation du scénario DP (dessalement d'eau de mer), offrent des solutions potentielles pour éliminer les besoins hydriques non satisfaite dans le secteur industriel.

De même, le secteur domestique est également confronté à une importante demande en eau non satisfaite, totalisant 27 Mm³. La simulation du scénario RLR (réutilisation et recyclage de l'eau) vise la réduction des fuites d'eau et la promotion de la réutilisation de l'eau à Annaba, avec le potentiel de réduire la demande en eau non satisfaite de 11 % dans le secteur domestique.

Le secteur agricole dépend fortement des ressources en eau, en particulier pour l'irrigation, ce qui entraîne une importante besoin en eau non satisfaite. Dans le scénario de référence, la demande en eau non satisfaite projetée est de 19 Mm³. L'expansion des activités agricoles et les systèmes d'irrigation de surface et par aspersion contribuent à ce défi. Les solutions proposées comprennent des techniques d'irrigation efficaces, des pratiques de conservation, une gestion globale des ressources en eau, des technologies avancées et des infrastructures de stockage pour réduire la demande en eau non satisfaite dans l'agriculture.

En mettant en œuvre un ensemble complet de mesures, il est possible d'éliminer complètement la demande en eau non satisfaite dans la province d'Annaba. Les résultats de Berredjem et al, 2023, soulignent l'importance d'adopter des technologies économes en eau, d'intégrer des systèmes de collecte des eaux de pluie et d'améliorer l'éducation et encourager le public à prendre conscience de l'importance de conserver et de réutiliser l'eau. Les décideurs politiques et les parties prenantes doivent relever de manière proactive les défis liés à la rareté de l'eau afin de garantir un avenir durable en matière d'eau pour la province d'Annaba.

2.1. Approvisionnement actuel en eau à Annaba :

- **Potentiel des eaux de surface :**

Annaba est actuellement confrontée à une grave pénurie d'eau (Chouchane et *al*, 2014), avec une demande en eau atteignant 30 millions de mètres cubes (Mm^3) en 2021. En conséquence, l'approvisionnement en eau des différentes parties de la ville est intermittent, avec des variations variables. Horaires d'accès tout au long de la journée. Il n'existe pas d'approvisionnement continu (Anzab et *al*, 2016). En réponse à la répartition inégale des sources d'eau de surface disponibles, une partie importante de l'approvisionnement en eau provient de la province d'El Tarf, à l'est (Djabri et *al*, 2003), où l'eau est plus abondante et facilement accessible. L'eau est transférée par deux canalisations principales à partir de trois réservoirs d'eau de surface :

- *Le réservoir de Cheffia a une capacité de $171 Mm^3$ et est situé dans la commune de Cheffia, à environ 60 km à l'est d'Annaba.*
- *Le réservoir de Mexa a une capacité de $45 Mm^3$ et est situé dans la commune de Mexa, à environ 30 km à l'est d'Annaba.*
- *Le réservoir de Bougous a une capacité de $60 Mm^3$ et est situé dans la commune de Bougous, à environ 45 km à l'est d'Annaba.*

En 2021, des volumes d'eau distincts ont été transférés des réservoirs vers la ville, comme détaillé dans le tableau 17. Ces réservoirs sont d'importantes sources d'eau de surface pour Annaba, mais ils ne fournissent pas suffisamment d'eau pour répondre aux besoins de la ville, c'est pourquoi l'eau provient également d'autres zones, notamment de sources souterraines (Aoun-Sebaiti et *al*, 2013).

Tableau 17 : Eaux de surface transférées à Annaba Mm^3 /an – 2021, (Berredjem et *al*, 2023).

Barrage	Volume transféré à Annaba Mm^3 /an – 2021
Cheffia	$45 Mm^3$ /an
Mexa	$20 Mm^3$ /an
Bougous	$15 Mm^3$ /an

- **Potentiel des eaux souterraines :**

La wilaya d'El Tarf abrite la majorité du potentiel en eaux souterraines de la région, qui est principalement utilisée pour répondre aux besoins en eau potable et aux exigences de l'industrie ; et dans une moindre mesure les provinces voisines de Guelma et Skikda respectivement au sud et à l'ouest (Aoun-Sebaiti et *al*, 2013). Le tableau 18 montre la quantité d'eau souterraine mobilisée transférée à Annaba (régie algérienne de l'eau).

Tableau 18 : Eaux souterraines transférées à Annaba depuis différents endroits en Mm^3 /an – 2021, (Berredjem et al, 2023).

Localisation	Volume d'eau souterraine transféré
El Tarf	14.5 Mm^3 /an
Skikda	5.2 Mm^3 /an
Guelma	2.2 Mm^3 /an
Annaba	18,30 Mm^3 /an

3. Demande globale en eau et projections futures :

La figure 41 illustre la projection du scénario de référence et de divers scénarios alternatifs, notamment DP (désalinisation « dessalement » d'eau de mer), fuites et réutilisation de l'eau, et MAR (recharge gérée des aquifères). Le chiffre indique que la demande en eau devrait atteindre 148 Mm^3 d'ici 2070 selon le scénario de référence. L'augmentation projetée de la population de la province d'Annaba, de 662 833 d'ici 2021 à 1 105 307 d'ici 2070 avec un taux de croissance de 0,66%, contribuera de manière significative à la demande en eau domestique et municipale, qui devrait passer de 53 Mm^3 d'ici 2021 à 89 Mm^3 d'ici 2070. Les changements dans les pratiques agricoles, tels que l'adoption de méthodes agricoles irriguées et de variétés de cultures à haut rendement, augmenteront modérément la demande en eau agricole de 29 Mm^3 d'ici 2021 à 32 Mm^3 d'ici 2070. La demande en eau du secteur industriel dépendra des types d'industries présentes dans la région, les secteurs gourmands en eau tels que le papier et la pâte à papier, les textiles et l'acier nécessitant une consommation d'eau plus élevée. Il est crucial de prendre en compte ces facteurs avec précision lors de la projection de la demande future en eau et de la mise en œuvre de mesures durables. Dans le scénario 2, qui prend en compte le changement climatique, l'allocation de l'eau à différents usages sera directement impactée, ce qui entraînera une demande en eau projetée de 151 Mm^3 d'ici 2070 (Berredjem et al, 2023).

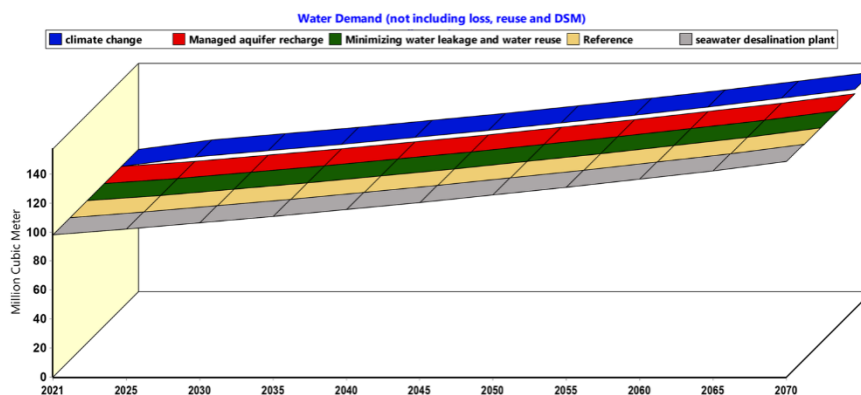


Figure 41 : Demande globale en eau selon différents scénarios (Berredjem et al, 2023).

3.1. Demande en eau non satisfaite dans le secteur industriel :

La figure 42 compare la demande en eau non satisfaite dans le secteur industriel selon différents scénarios, y compris le scénario du changement climatique. Dans le scénario de changement climatique, le secteur industriel devrait avoir une demande annuelle non satisfaite en eau de 39 Mm³, soit une augmentation significative par rapport à la demande non satisfaite estimée à 36 Mm³ dans le scénario de référence (Berredjem et al, 2023).

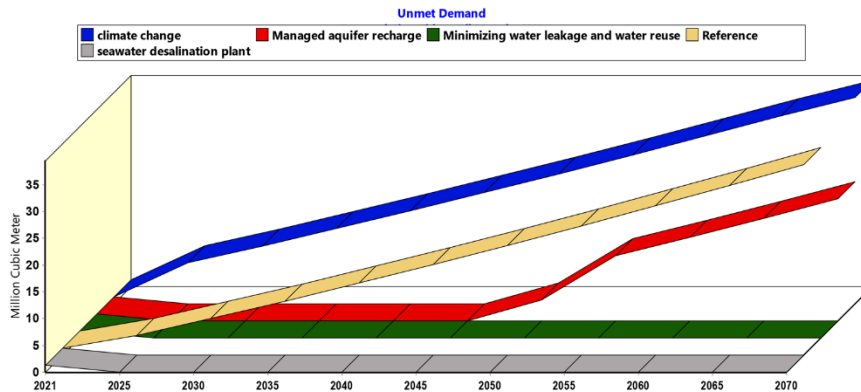


Figure 42 : Comparaison de besoin en eau non satisfaite dans le secteur industriel selon différents scénarios (Berredjem et al, 2023).

Le secteur industriel de la province d'Annaba est confronté à la demande en eau non satisfaite la plus élevée dans les deux scénarios en raison de sa forte intensité en eau, de son importance économique, de son allocation limitée et des défis de gestion de l'eau. Un approvisionnement en eau inadéquat ne parvient pas à répondre aux besoins substantiels en eau des industries, ce qui entraîne une demande non satisfaite importante (Berredjem et al, 2023).

Cependant, des scénarios alternatifs tels que DP démontrent le potentiel d'éliminer complètement la demande industrielle en eau non satisfaite. Pour y parvenir, il est crucial de promouvoir l'efficacité de l'eau, les pratiques de gestion durable et la modernisation des infrastructures. L'exploration de sources alternatives telles que les usines de dessalement, comme proposé dans le scénario 3 (DP), peut effectivement éliminer la demande en eau non satisfaite dans le secteur industriel. Une évaluation minutieuse des impacts environnementaux et économiques du dessalement est nécessaire pour garantir la durabilité, en tenant compte de facteurs tels que la consommation d'énergie, les dommages écologiques et l'augmentation potentielle des tarifs de l'eau (Berredjem et al, 2023).

Le scénario 5 (MAR) donne un résultat modéré, réduisant la demande en eau non satisfaite dans le secteur industriel à 23 Mm³d'ici 2070, une diminution significative de 36 %. MAR accomplit une tâche essentiel dans la gestion intégrée de l'eau, offrant des avantages par rapport au

stockage en surface, tels qu'une réduction des pertes par évaporation, la prévention de la pollution, la prévention de l'eutrophisation et des coûts inférieurs. MAR améliore la qualité des eaux souterraines grâce à leur reconstitution et à leur purification naturelle. Cependant, il peut également introduire des contaminants ou altérer les propriétés de l'eau. Pour atténuer les impacts négatifs, la qualité de l'eau doit être gérée par le traitement et la surveillance, et MAR peut être combinée avec d'autres stratégies. Une sélection minutieuse des sites et une gestion du taux d'injection minimisent les impacts sur les écosystèmes et les régimes hydrologiques. Malgré les impacts potentiels, le MAR reste crucial pour les régions arides et semi-arides (Berredjem et al, 2023).

3.2. Demande en eau non satisfaite dans le secteur domestique :

La figure 43 présente une comparaison des besoins hydriques non satisfaite dans la branche domestique selon différents scénarios, y compris l'impact du changement climatique. Dans le scénario de changement climatique, la demande annuelle non satisfaite projetée en eau dans le secteur domestique est de 28 Mm³ (légèrement supérieure aux 27 Mm³) du scénario de référence. Le secteur national est confronté à des défis importants en raison de la croissance démographique, de l'urbanisation, des infrastructures inadéquates, de l'accès limité aux sources d'eau potable, des difficultés de gouvernance de l'eau et de facteurs économiques. Pour relever ces défis, il est essentiel d'améliorer les infrastructures, de mettre en œuvre des pratiques efficaces de gestion de l'eau, de garantir un accès équitable aux ressources en eau et d'établir des systèmes de gouvernance durable de l'eau (Berredjem et al, 2023).

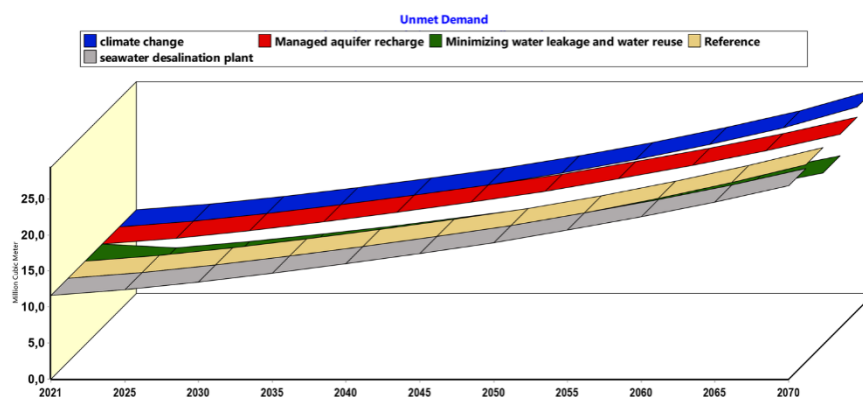


Figure 43 : Comparaison de la demande en eau non satisfaite dans le secteur domestique selon différents scénarios (Berredjem et al, 2023).

Le scénario 4 (RLR) se concentre sur la réduction des fuites d'eau et la promotion de la réutilisation de l'eau à Annaba, ce qui devrait réduire la demande annuelle en eau non satisfaite dans le secteur domestique à 24 Mm³. Ce scénario offre plusieurs avantages, notamment une

disponibilité accrue des ressources en eau, une réduction des besoins en infrastructures et un alignement sur la stratégie nationale de l'eau de l'Algérie et sur les objectifs de développement durable des Nations Unies. Cependant, la mise en œuvre de ces mesures nécessite un examen attentif des coûts économiques, des changements de politique et des impacts environnementaux potentiels. Il est crucial d'évaluer leur faisabilité et leur durabilité à terme prolongé pour la région (Berredjem et al, 2023).

3.3. Demande en eau dans le secteur agricole (irrigation) :

La figure 44 donne un aperçu des besoins hydriques non satisfaite dans le secteur agricole. Ce secteur dépend fortement des ressources en eau, en particulier pour l'irrigation, ce qui entraîne une demande en eau importante et souvent non satisfaite. Dans le scénario de changement climatique, la demande en eau non satisfaite projetée est de 22 Mm³, alors qu'elle est de 19 Mm³ dans le scénario de référence (Berredjem et al, 2023).

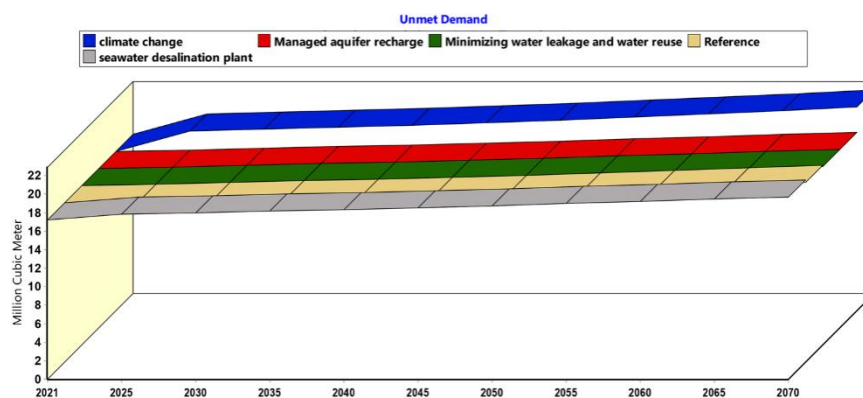


Figure 44 : Comparaison de la demande en eau non satisfaite dans le secteur agricole (irrigation) selon différents scénarios (Berredjem et al, 2023).

L'expansion des activités agricoles contribue à l'augmentation de la demande en eau, qui peut dépasser l'offre disponible. Les systèmes d'irrigation de surface et par aspersion sont identifiés comme les principaux responsables de la forte demande en eau non satisfaite. Les variations saisonnières de la disponibilité de l'eau aggravent encore la situation, conduisant à des ressources en eau insuffisantes pour l'irrigation et à une demande en eau non satisfaite. De plus, la concurrence pour les ressources en eau, les pratiques de gestion de l'eau inefficaces et les méthodes agricoles traditionnelles contribuent également à la demande en eau non satisfaite dans le secteur agricole (Berredjem et al, 2023).

Pour relever ce défi, diverses solutions sont proposées. Il s'agit notamment de l'adoption de techniques d'irrigation efficaces, de la mise en œuvre de pratiques de conservation, de l'adoption de stratégies globales de direction des ressources aquatiques, de l'utilisation de

technologies avancées et de l'investissement dans les infrastructures de stockage. Il est crucial d'assurer une allocation équitable de l'eau, de moderniser les infrastructures existantes et de promouvoir des pratiques agricoles durables afin de réduire efficacement la demande en eau non satisfaite dans l'agriculture (Berredjem et al, 2023).

4. Modélisation de la qualité de l'eau :

L'accroissement de la population, l'expansion des villes et le développement des activités industrielles ont provoqué une élévation des besoins en eau et une altération de la pureté d'eau. La simulation de la pureté d'eau est un instrument crucial facilitant aux responsables de la gestion de gérer de manière coordonnée les ressources aquatiques et l'écosystème à différents niveaux. Néanmoins, cette simulation se révèle complexe en raison de divers obstacles. La mise en œuvre contemporaine de la modélisation découle principalement de l'impératif de respecter les réglementations en vigueur. Dans ce contexte, la représentation de l'état de l'eau requiert la définition des caractéristiques communes des simulations, la localisation des sources de dégradation les plus importantes, et l'analyse de l'efficacité de modèle employé (Kouadri, 2022).

4.1. L'importance de modéliser la qualité de l'eau :

L'utilisation conjointe de modèles pour estimer les conséquences de différents cas de pollution, à l'aide de modèles de pureté de l'eau, est indispensable à l'analyse des effets de milieu (Wang et al, 2013).

L'accès à une eau de qualité est fortement restreint à l'échelle mondiale, et il est inévitable de prêter une attention accrue à l'estimation de la pureté d'eau (Davies & Simonovic, 2011). La conservation de la clarté d'eau est un impératif indispensable d'une gestion soutenable des réserves hydriques (Unesco, 2005).

De plus, c'est primordial de modéliser la qualité d'eau afin de démystifier l'évolution du déplacement des polluants et d'identifier les périodes où un déversement aurait pu débiter, ou les polluants ont obtenu une dose spécifique au niveau des régions d'inquiétude, construire un modèle conceptuel optimal, en s'appuyant sur les données disponibles, expérimenter des idées, évaluer les facteurs de régulation prédominants, et confirmer à l'aide de directives et d'observations (Zheng et Gordon, 1995).

Des outils de simulation de la pureté d'eau ont eu lieu et employés en vue d'examiner les conditions actuelles, en vue d'étudier et caractériser l'état actuel découlant des actions anthropiques (Hicks et Peacock, 2005). Ces outils de simulation de la pollution aquatique

servent de guides décisionnels en simulant le devenir des polluants dans les systèmes aquatiques et en évaluant les risques qui en découlent (Chapra, 2008 ; Wang et al, 2013).

5. L'Apprentissage non supervisé :

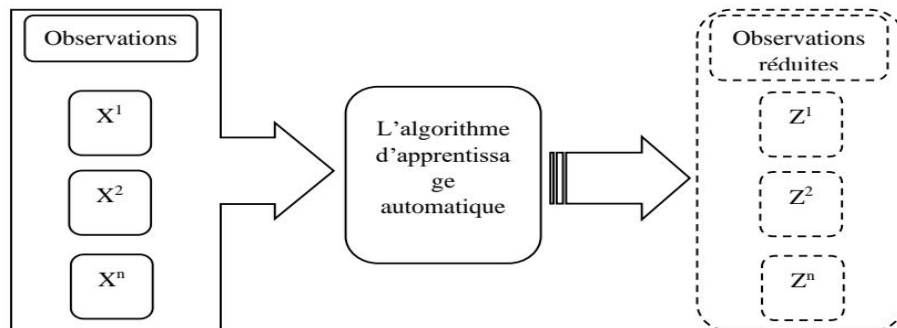


Figure 45 : Schéma du rendement de l'apprentissage automatique non supervisé (Kouadri, 2022).

En formation libre, les informations non étiquetées, ce qui implique la modélisation des observations afin d'approfondir la compréhension (figure 45). L'apprentissage non supervisé explore les domaines du machine learning qui se penchent sur des problèmes formulables de la manière suivante : avec un nombre donné (n) notations (x^i), $i = 1, \dots, n$ définies au niveau d'un endroit x , il convient de construire une tâche qui est compatible avec x qui valide divers caractéristiques (Azencott, 2019).

- Le fractionnement : Initialement, « clustering » ou le fractionnement, se réside à repérer des ensembles au sein des informations (figure 46). Cette approche permet de saisir les traits généraux de ces groupes, et éventuellement, de déduire les attribues d'une constatation selon l'ensemble par lequel elle est affiliée. « Clustering » représente un défi d'apprentissage non supervisé, formulé pareil à la quête d'une division. La pertinence de celle-ci est appréciée en fonction de multiples exigences spécifiées.

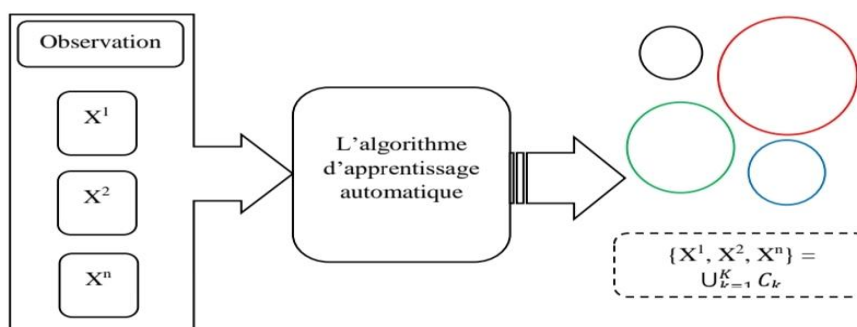


Figure 46 : Organigramme du processus de partitionnement « Clustering » (Kouadri, 2022).

- **Exemple d'étude :**

1. Prétraitement des données :

Cette section explique la méthodologie méticuleuse de possession de données, en commençant par la segmentation des données et en culminant avec le processus de normalisation. Les principales stratégies de partitionnement des données, le cadre prédictif temporel et l'inclusion de tous les paramètres sont tous exposés, décrivant une base cohérente pour les efforts de modélisation ultérieurs.

1.1. Segmentation des données :

L'ensemble de données, un assemblage de paramètres du barrage de Cheffia, est systématiquement réparti en constituants discernables : ensembles de formation et de validation. Ce paradigme de partitionnement, étayé par une allocation judicieuse de six entrées pour validation, assure adroitement une évaluation des prouesses prédictives du modèle. Cette approche favorise une évaluation méticuleuse tout en conservant un réservoir de formation substantiel, déterminant pour une inférence de modèle robuste.

1.2. Schéma prédictif temporel :

Une nouvelle facette de cette recherche implique la dépendance distinctive du modèle à l'égard des entrées mois-année pour la prédiction des paramètres. S'écartant des exigences conventionnelles d'un ensemble de paramètres exhaustif, la capacité du modèle à anticiper la dynamique des paramètres à travers les entrées mois-année souligne les caractéristiques temporelles profondes intrinsèques aux données. L'aptitude prédictive du modèle repose sur sa capacité à discerner des modèles temporels complexes, permettant ainsi des prédictions perspicaces avec apparemment peu d'informations.

1.3. Incorporation complète des paramètres :

Une délibération judicieuse qui sous-tend cette étude implique l'intégration inclusive de tous les paramètres disponibles du barrage de Chaffia. Cet ensemble de données holistique incarne l'interaction et les subtilités du comportement du barrage. Le référentiel complet de paramètres augmente la capacité du modèle à déchiffrer les relations nuancées qui sous-tendent les fluctuations des paramètres, aboutissant ainsi à une robustesse prédictive.

1.4. Poursuite de la normalisation :

Une facette essentielle du prétraitement des données réside dans la normalisation des données, garantissant une mise à l'échelle et une résilience uniformes contre les influences aberrantes.

Le choix d'une mise à l'échelle robuste convient à la disposition potentielle non gaussienne des données et à leur sensibilité aux valeurs aberrantes.

Cette modalité de normalisation, reposant sur un calibrage trimestriel, entre en résonance avec l'objectif primordial de la recherche consistant à obtenir des informations fiables à partir des données.

Pour résumer, le stratagème de prétraitement des données décrit souligne une segmentation scrupuleuse des données, exploite les nuances temporelles pour une précision prédictive, encapsule l'intégralité des paramètres et invoque une normalisation robuste. Ces facettes constituent collectivement le socle sur lequel l'architecture de modélisation qui en résulte est érigée.

1.5. Approche de normalisation :

La normalisation des données est une étape fondamentale de prétraitement qui vise à amener les fonctionnalités à une échelle commune, garantissant une comparaison équitable et des performances robustes du modèle. Dans le contexte de la recherche présentée, l'approche de normalisation choisie est la méthode de mise à l'échelle robuste, une technique bien établie en prétraitement des données. Contrairement aux méthodes de normalisation traditionnelles qui supposent une distribution gaussienne des données, la mise à l'échelle robuste est conçue pour gérer des ensembles de données présentant des distributions asymétriques ou à queue lourde, caractéristiques souvent observées dans les ensembles de données du monde réel.

Une mise à l'échelle robuste utilise la plage inadéquate (IQR) pour normaliser les données, les rendant ainsi résistantes à la présence de valeurs aberrantes. En soustrayant le premier trimestre (25e percentile) et en divisant par l'IQR comme indiqué dans *l'équation 1*, les données sont transformées en une distribution standardisée moins affectée par les valeurs extrêmes. Cette technique est particulièrement adaptée aux ensembles de données de paramètres de barrage, où des valeurs aberrantes peuvent résulter d'événements irréguliers et de mesures. Une mise à l'échelle robuste garantit que le processus de formation du modèle n'est pas dominé par ces valeurs aberrantes, ce qui conduit à des prédictions plus précises.

$$X = \frac{X - Q1(X)}{Q3(X) - Q1(X)} \quad (1)$$

Où $Q1(X)$ et $Q3(X)$ représentent respectivement les premier et troisième quartiles de la distribution des données.

2. Architecture du modèle :

Cette section fournit une description incisive de l'architecture du modèle, en commençant par un aperçu succinct du cadre LSTM (Long Short-Term Memory). La justification du choix du modèle LSTM est exposée, suivie d'une exposition complexe de l'architecture du modèle, englobant sa composition, son flux et sa dynamique opérationnelle.

2.1. Introduction au LSTM :

À la base, LSTM se présente comme une variante spécialisée dans le domaine des réseaux de neurones récurrents (RNN). Contrairement aux RNN conventionnels, qui sont aux prises avec des problèmes de gradient en voie de disparition et ont du mal à capturer les dépendances à long terme, LSTM surmonte ces limitations. Il possède une structure cellulaire complexe, comprenant des cellules de mémoire et de multiples portes, qui lui confèrent la capacité de saisir des modèles temporels sur des séquences étendues. Cette capacité à conserver les informations pertinentes tout en filtrant les données non pertinentes est essentielle pour des prédictions précises de séries chronologiques.

2.2. Justification de l'adoption du LSTM :

La décision d'opter pour un modèle LSTM émane de son adéquation inhérente à l'analyse de séries chronologiques des paramètres des barrages. Compte tenu de la nature des données dépendante de la séquence et de la nécessité de décoder des tendances temporelles complexes, le LSTM apparaît comme un candidat approprié. Sa capacité à contourner le problème du gradient de disparition, associée à sa capacité à traiter des séquences étendues, s'aligne parfaitement sur la dynamique inhérente à la prédiction des paramètres des barrages. En relevant ces défis inhérents, le LSTM prouve son efficacité à résoudre les subtilités temporelles de l'ensemble de données.

2.3 Architecture du modèle et mécanique opérationnelle :

L'architecture du modèle LSTM, illustrée à la figure 47, est une composition soigneusement conçue de couches distinctes, chacune jouant un rôle spécifique dans la résolution des nuances temporelles et l'amélioration des capacités prédictives.

Le modèle commence par une couche LSTM, stratégiquement conçue pour ingérer les données mois-année. Cette couche joue un rôle central dans la capture des modèles temporels initiaux.

Il se compose d'une cellule mémoire et de plusieurs portes. La porte d'entrée i_t régit l'afflux de nouvelles informations, la porte d'oubli f_t module la rétention de la mémoire précédente et la porte de sortie o_t contrôle la sélection du contexte pertinent. L'état cellulaire candidat C_t^{\sim} est calculé à l'aide de la fonction tangente hyperbolique, et l'état cellulaire C_t intègre à la fois les portes d'oubli et d'entrée. L'état caché h_t code les caractéristiques temporelles finales extraites, prêtes à être propagées aux couches suivantes.

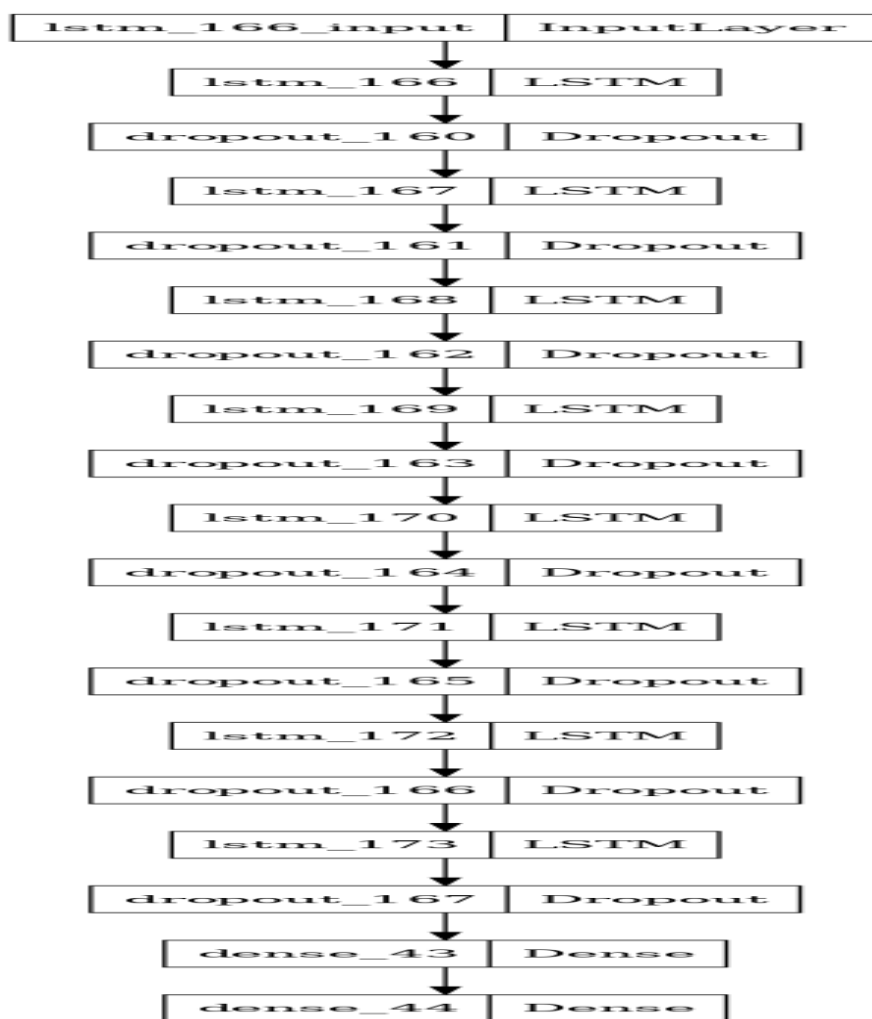


Figure 47 : Architecture du modèle LSTM

Suite à cela, une cascade de couches LSTM supplémentaires affine encore la représentation temporelle. Chaque couche suivante traite l'état caché de la couche précédente, encapsulant progressivement des dépendances temporelles de plus en plus complexes. Cette approche

hiérarchique permet au modèle d'apprendre des abstractions temporelles de haut niveau qui caractérisent l'ensemble de données de paramètres du barrage.

La sortie de la couche LSTM ultime, notée h_{final} , incarne les informations temporelles distillées. Cette production est ensuite canalisée vers une série de couches denses. Ces couches sont destinées à fusionner les nuances temporelles complexes en informations prédictives. Le résultat final y_{pred} représente les paramètres prévus du barrage, encapsulant la compréhension synthétisée par le modèle des modèles temporels sous-jacents.

Le modèle LSTM conçu incarne un cadre architectural sophistiqué méticuleusement adapté pour démêler la dynamique temporelle complexe intégrée dans l'ensemble de données de paramètres du barrage de Cheffia. Comme le montre la figure 47, le modèle comprend une cascade de Couches LSTM qui encapsule progressivement les hiérarchies temporelles. La couche initiale, avec 2048 unités, agit comme une passerelle réceptive pour l'entrée mois-année, déclenchant l'analyse de la séquence temporelle. Couches LSTM suivantes, chacune abritant séquentiellement 1024, Les unités 512, 256, 128, 64 et 32 fonctionnent en tandem, permettant un raffinement itératif des nuances temporelles. La couche LSTM de 16 unités culmine cette hiérarchie en couches en capturant des abstractions temporelles distillées. Cette cascade est complétée par une cascade de couches denses, aboutissant à une couche de sortie comportant 9 unités pour prédire les paramètres du barrage Cheffia (Nord-Est Algérie). La complexité délibérée de cette architecture complexe est méticuleusement conçue pour relever les défis posés par *un ensemble de données limité*. En exploitant systématiquement des relations temporelles complexes, ce modèle renforce ses prouesses prédictives, le rendant capable de discerner subtiles subtilités temporelles qui entraînent des fluctuations de paramètres.

Il convient de noter la réduction en cascade des dimensions des couches : chaque couche LSTM suivante contient moins d'unités, synthétisant et compactant les informations. Cette hiérarchie décroissante est conçue pour synthétiser des dépendances temporelles complexes tout en atténuant le risque de surajustement, étant donné la taille relativement limitée de l'ensemble de données.

Le choix d'utiliser *une architecture aussi complexe* est étayé par la dynamique nuancée d'un *petit ensemble de données*. Le nombre limité d'échantillons pose un défi aux modèles traditionnels pour discerner des tendances significatives. La complexité du modèle, caractérisée par la hiérarchie des couches et la structure cellulaire LSTM complexe, compense le petit ensemble de données en exploitant efficacement les dépendances temporelles inhérentes aux

données. Cette architecture élaborée permet au modèle de capturer des subtilités temporelles nuancées qui autrement pourraient passer inaperçues, ce qui se traduit par de solides capacités prédictives. En prenant en compte cette complexité, le modèle garantit que même avec un petit ensemble de données, des prédictions de paramètres précises et fiables peuvent être obtenues.

En résumé, l'architecture du modèle LSTM, caractérisée par sa composition en couches, ses cellules LSTM complexes et son extraction complète de fonctionnalités, est méticuleusement conçue pour capturer et exploiter les subtilités temporelles. La complexité du modèle sert de contre-mesure stratégique aux défis posés par un petit ensemble de données, produisant des prouesses prédictives améliorées et des résultats robustes.

3. Paramètres d'évaluation :

L'évaluation des modèles prédictifs est une phase critique pour évaluer leur efficacité à capturer les modèles sous-jacents dans les données. Cette recherche utilise trois mesures d'évaluation clés : l'erreur quadratique moyenne (MSE), l'erreur absolue moyenne (MAE) et le R carré (R²). Ces métriques fournissent une compréhension complète des performances du modèle, englobant la précision, l'ampleur des erreurs de prédiction et le pouvoir explicatif.

3.1. Erreur quadratique moyenne (MSE) :

MSE quantifie la différence quadratique moyenne entre les valeurs prédites et réelles, fournissant ainsi un aperçu de l'ampleur des erreurs de prédiction. Il est calculé comme suit :

$$MSE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_{true,i} - y_{pred,i})^2 \quad (2)$$

Où n est le nombre d'échantillons, $y_{true, i}$ représente la véritable valeur cible de l' i -th échantillon et $y_{pred, i}$ est la valeur prédite correspondante.

3.2. Erreur absolue moyenne (MAE) :

MAE fournit l'écart absolu moyen entre les valeurs prévues et réelles, offrant ainsi un aperçu de la capacité du modèle à minimiser les erreurs quelle que soit la direction. Il est calculé comme suit :

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |y_{true,i} - y_{pred,i}| \quad (3)$$

3.3. R au carré (R^2) :

R^2 enrichit encore l'évaluation en mesurant la proportion de variance expliquée par les prédictions du modèle. Il évalue dans quelle mesure le modèle capture la variabilité inhérente à l'ensemble de données. Un score R^2 plus élevé indique qu'une plus grande fraction de la variabilité observée est expliquée par les prédictions du modèle. Il est calculé comme suit :

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (y_{true,i} - y_{pred,i})^2}{\sum_{i=1}^n (y_{true,i} - \bar{y}_{pred,i})^2} \quad (4)$$

Où \bar{y}_{true} est la moyenne des vraies valeurs cibles.

En utilisant ces mesures, la recherche offre une perspective complète sur les performances du modèle, facilitant une compréhension globale de ses capacités prédictives et de son potentiel à éclairer la prise de décision dans les scénarios de gestion et d'entretien des barrages.

4. Modèle de formation, d'évaluation et de résultats :

Cette section approfondit le processus de formation du modèle, les mesures d'évaluation utilisées et les résultats qui soulignent l'efficacité du modèle dans la prévision des paramètres de barrage. La brièveté des dix époques nécessaires pour atteindre les résultats présentés témoigne de la robustesse du modèle, soulignant son aptitude à capturer les modèles temporels sous-jacents au sein de l'ensemble de données.

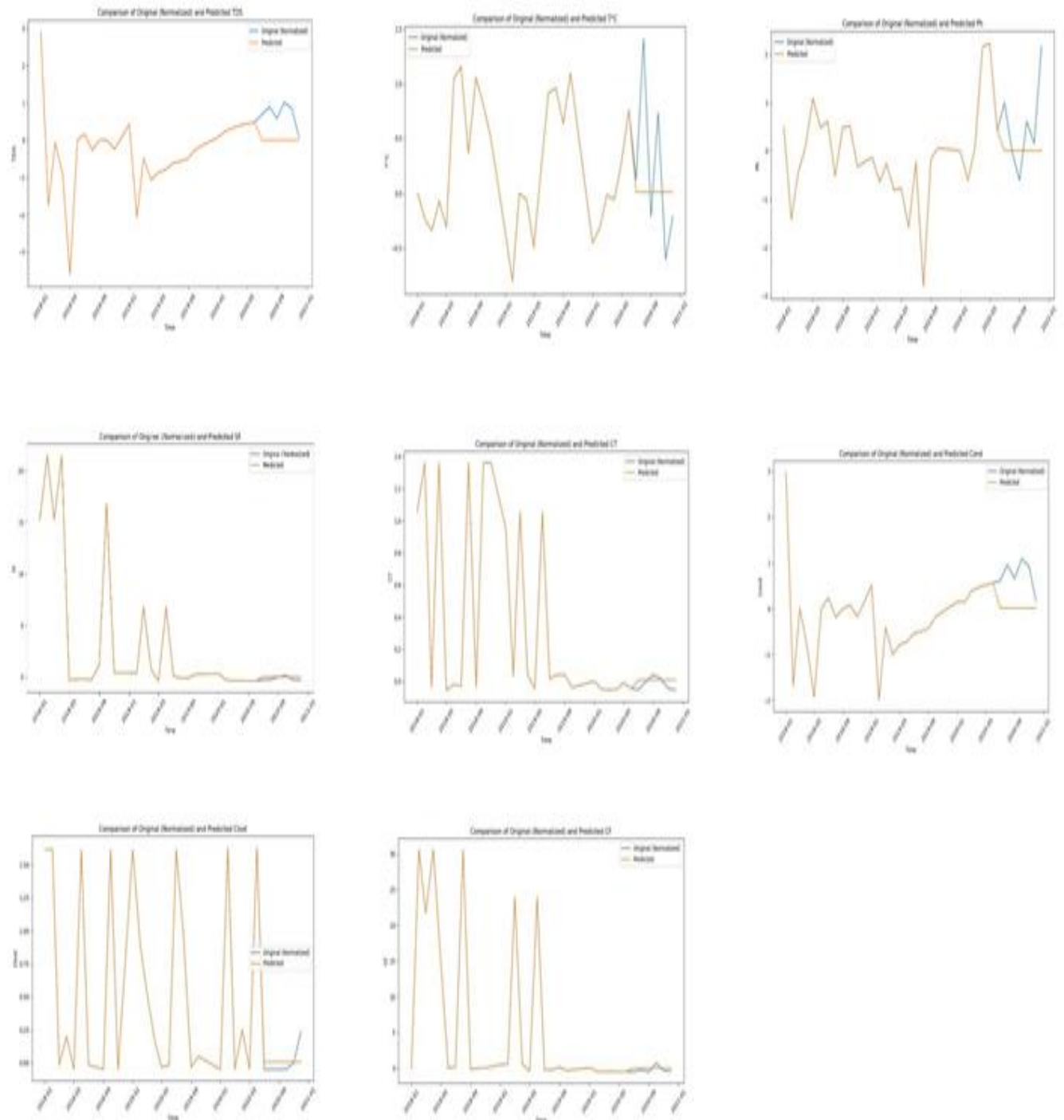


Figure 48 : Comparaison des séries originales (Normalisées) et séries prédictives.

4.1 Formation et évaluation des modèles :

Le modèle LSTM est entraîné, tirant des enseignements des subtilités temporelles de l'ensemble de données. Dix époques, un nombre remarquablement peu élevé, suffisent à elles seules pour produire des résultats prédictifs qui témoignent des prouesses du modèle. Cette exigence minimaliste de l'époque met l'accent l'efficacité du modèle et sa capacité à discerner les

tendances temporelles nuancées qui définissent l'évolution des paramètres du barrage. La convergence du modèle au sein d'une période de formation aussi concise justifie sa robustesse et sa capacité d'apprentissage aiguë.

4.2 Résultats et validation :

L'évaluation des prédictifs du modèle LSTM se fait grâce à des mesures d'évaluation complètes. Les mesures de l'erreur quadratique moyenne (MSE), de l'erreur absolue moyenne (MAE) et du R-carré (R²), décrites précédemment, offrent collectivement une compréhension approfondie des performances du modèle. Remarquablement, le MSE obtenu de 0,3725, le MAE de 0,4493 et une valeur R au carré de 0,6703 démontrent la capacité du modèle à reproduire et à anticiper les paramètres du barrage avec une fidélité remarquable. Ces mesures encapsulent respectivement l'ampleur de l'écart, la distribution des erreurs et la mesure dans laquelle la variance des paramètres est capturée.

Pour un test visuel, la Figure 48 présente la comparaison côte à côte des valeurs des paramètres d'origine avec les valeurs prédites. La ressemblance frappante présentée par ces courbes souligne la capacité du modèle à refléter fidèlement les tendances réelles des paramètres, avec des divergences nuancées témoignant de la complexité inhérente aux systèmes du monde réel.

La fusion de ces résultats accentue la précision prédictive du modèle, validant ainsi son utilité pour des scénarios d'application réels. L'adaptabilité louable du modèle aux nuances temporelles complexes des paramètres des barrages illustre son potentiel en tant qu'outil robuste de prévision des paramètres.

5. Conclusion

La fusion des résultats obtenus accentue la précision prédictive du modèle, validant ainsi son utilité pour des scénarios d'application réels. L'évaluation des prédictifs du modèle LSTM se fait grâce à des mesures d'évaluation complètes. Les mesures de l'erreur quadratique moyenne (MSE), de l'erreur absolue moyenne (MAE) et du R-carré (R²), offrent une compréhension approfondie des performances du modèle. Selon les résultats affichés, la présence des paramètres d'eau diffère selon la saison de l'année.

Discussion générale

Discussion générale

- Les eaux destinées à la consommation dans la ville d'Annaba (Barrage cheffia, Forage Oued El Aneb et Forage Treat) sont-elles conformes aux normes de potabilité algérienne ?

L'analyse physico-chimique et bactériologique des paramètres étudiés fournit des informations précieuses sur les caractéristiques et les implications sanitaires potentielles des sources d'eau destinées à la consommation dans la ville d'Annaba.

Tout d'abord, les résultats obtenus de la partie physico-chimique de cette étude révèlent des informations intéressantes sur la dynamique de la qualité de l'eau dans la ville d'Annaba tout au long de l'année 2021. D'après les résultats obtenus on peut dire que sur le plan physico-chimique la qualité de l'eau étudiée est bonne.

Ensuite, l'application de l'analyse en composante principale (ACP) nous a permis de mieux comprendre les interrelations entre les variables observées, en mettant en évidence les caractéristiques uniques de chaque site et en contribuant à une typologie plus fine.

Il est à noter que, la richesse des données collectées et analysées constitue une base précieuse pour les évaluations futures et la prise de décision concernant la gestion des ressources en eau. En outre, notre étude souligne non seulement les variations temporelles et spatiales de la qualité de l'eau, mais aussi l'interconnexion entre les propriétés physiques et chimiques de l'eau. Alors que les préoccupations environnementales et la demande d'eau propre ne cessent de croître. Les efforts combinés de surveillance, d'analyse et de classification typologique jettent les bases de la sauvegarde des sources d'eau qui alimentent la ville d'Annaba.

Les résultats obtenus des métaux lourds indiquent que les échantillons d'eau analysés contenaient des polluants, le cadmium, l'aluminium dépassant dans certains cas les valeurs maximales pour l'eau potable avec des valeurs de $0,058 \text{ mg/l}$, de $0,438 \text{ mg/l}$ (S1). La proximité des zones industrielles et agricoles où l'utilisation des engrais est intensive est la principale cause de l'augmentation des teneurs en cadmium et en aluminium (Savary, 2010). Ces substances toxiques présentent des risques pour la santé de la population qui consomme l'eau contaminée. En revanche, les concentrations de manganèse, de cuivre, d'aluminium et de nickel dans les eaux de forage sont restées inférieures aux normes de potabilité établies, ce qui indique un risque de contamination plus faible dans ces zones.

- Les eaux analysées contiennent-elles des germes indicateurs de pollution fécale qui sont à l'origine des maladies hydriques ?

Sur le plan bactériologique, l'eau analysée contient des concentrations plus élevées en coliformes fécaux, totaux et streptocoques fécaux, donc un signe de pollution fécale qui peut être à l'origine des effets néfastes. La présence de coliformes peut ainsi témoigner d'une épuration insuffisante, notamment par filtration dans les milieux naturels, d'une eau initialement en contact avec des produits de déjection ; *Escherichia coli* et les streptocoques fécaux témoignent d'une contamination fécale relativement récente. Il faut noter que la principale source de contamination de l'eau est l'activité humaine (Koch, 1969). Aussi, à titre d'exemple, les oiseaux migrateurs peuvent contaminer les eaux du barrage de Cheffia par leurs fientes. Cette contamination microbiologique de l'eau est principalement due aux eaux usées, déchets et excréments humains et animaux, insuffisamment traités et/ou rejetés dans de mauvaises conditions dans le milieu naturel. Un très grand nombre d'organismes peuvent ainsi être présents dans les ressources utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine (bactéries). Néanmoins, diverses études épidémiologiques ont montré l'existence d'un "bruit de fond" significatif de pathologies gastro-intestinales pour des populations régulièrement alimentées par une eau de mauvaise qualité. (Savary, 2010) Le dysfonctionnement ou les lésions de l'intestin et parfois d'autres organes constituent un risque biologique à ne pas négliger (Delmont, 2016).

- La demande en eau potable dans la région d'Annaba est-elle suffisante et quelles sont les mesures qui doivent être mises en considération afin d'évaluer les prédictifs du modèle LSTM ?

L'évaluation des prédictifs du modèle LSTM se fait grâce à des mesures d'évaluation complètes. Les mesures de l'erreur quadratique moyenne (MSE), de l'erreur absolue moyenne (MAE) et du R-carré (R²), décrites précédemment dans le chapitre V, offrent collectivement une compréhension approfondie des performances du modèle. Remarquablement, le MSE obtenu de 0,3725, le MAE de 0,4493 et une valeur R au carré de 0,6703 démontrent la capacité du modèle à reproduire et à anticiper les paramètres du barrage cheffia avec une fidélité remarquable. Ces mesures encapsulent respectivement l'ampleur de l'écart, la distribution des erreurs et la mesure dans laquelle la variance des paramètres est capturée.

La région d'Annaba est confrontée à un défi important pour répondre à ses futures demandes en eau reflétant la demande croissante de 98 Mm³ d'ici 2021 à plus de 148 Mm³ d'ici 2070 (Berredjem et al, 2023). Ce défi est motivé par les ressources en eau limitées, le développement

du secteur industriel et la croissance démographique et l'expansion de secteur l'irrigation. L'urgence de renforcer le potentiel existant (barrages et forages) par la réalisation d'usines de dessalement de l'eau de mer. Aussi, il s'avère nécessaire de procéder à une planification rigoureuse de la distribution de l'eau aux différents utilisateurs (industrie, agriculture, consommation domestique). Ainsi qu'une meilleure gestion des ressources en eau +incluant une distribution rationnelle de l'eau dans le temps et dans l'espace et la prise en charge de la réparation des fuites d'eau de manière efficace.

Conclusion générale

Conclusion générale et perspectives

Au terme de notre étude, basé sur l'analyse bactériologique, des métaux lourds et des paramètres physico-chimiques des eaux destinées à la consommation des principaux sites de distribution très sollicités dans la ville d'Annaba, nous sommes parvenus aux conclusions suivantes :

Les analyses bactériologiques des eaux consommables de la ville de Annaba des trois sites d'étude (site 1 : *Barrage cheffia (eaux superficielles)*, site 2 : *forage Oued El Aneb (eaux souterraines, site urbain)* et site 3 : *forage treat (eaux souterraines, site rurale)*) nous a permis de confirmer une contamination fécale à cause de la présence de CF, SF et Clostr-s-r. Avec des valeurs élevées et dépassent largement les normes algériennes de potabilité et celles de l'OMS. Les résultats d'analyse des métaux lourds indiquent que les échantillons d'eau analysés contenaient des polluants, le cadmium, l'aluminium et le nickel dépassant dans certains cas les valeurs guides. En revanche, les concentrations de manganèse, de cuivre, d'aluminium et de nickel dans les eaux de forage sont restées inférieures aux normes de potabilité établies, ce qui indique un risque de contamination plus faible dans ces zones. Les résultats d'analyse physico-chimique révèlent des informations intéressantes sur la dynamique de la qualité de l'eau tout au long de l'année. Notamment, les mois d'automne de septembre et d'octobre se distinguent comme des périodes d'excellente qualité de l'eau, avec des valeurs impressionnantes de l'indice de qualité de l'eau de 38,25 et 44,32 pour le barrage de Cheffia et des valeurs encore plus élevées de 49,68 et 50,12 pour les forages Oued El Aneb et Treat, respectivement. De plus, la qualité de l'eau du barrage est excellente en février, mars et juillet. Cette étude marque une étape importante puisqu'elle représente le premier suivi complet sur une année de la qualité physico-chimique de l'eau du barrage Cheffia et des forages Oued El Aneb et Treat à Annaba. La richesse des données collectées et analysées constitue une base précieuse pour les évaluations futures et la prise de décision concernant la gestion des ressources en eau. En outre, cette recherche souligne non seulement les variations temporelles et spatiales de la qualité de l'eau, mais aussi l'interconnexion entre les propriétés physiques et chimiques de l'eau. Alors que les préoccupations environnementales et la demande d'eau propre ne cessent de croître, les conclusions de cette étude peuvent servir de modèle pour les pratiques de gestion durable de l'eau dans la région. Les efforts combinés de surveillance, d'analyse et de classification typologique jettent les bases de la sauvegarde des sources d'eau qui alimentent la ville d'Annaba. Les résultats mettent en évidence la variation de la qualité de l'eau entre les différents sites,

soulignant l'importance de mener des études régulières et des analyses mensuelles pour contrôler et surveiller la qualité de l'eau avant sa distribution.

Au regard de ces résultats, il est important de trouver à court et à moyen termes des solutions hardies pour éradiquer ce grand fléau qu'est le manque d'eau potable qui mine la population. (Maoudombaye et *al*, 2016). Ainsi, le gestionnaire de la ressource en eau sera doté d'outils complets d'analyse qui faciliteront l'évaluation des coûts associés par exemple au respect des critères de qualité de l'eau à l'échelle des bassins versants (Villeneuve et *al*, 1998). Les résultats de Berredjem et *al*, 2023, soulignent l'importance d'adopter des technologies économes en eau, d'intégrer des systèmes de collecte des eaux de pluie et d'améliorer l'éducation et la sensibilisation du public à la conservation et à la réutilisation de l'eau. Les décideurs politiques et les parties prenantes doivent relever de manière proactive les défis liés à la rareté de l'eau afin de garantir un avenir durable en matière d'eau pour la province d'Annaba.

En agissant ensemble, nous pouvons contribuer à réduire la pollution des cours d'eau et protéger notre environnement.

Références bibliographiques

Références bibliographiques :

1. Akil A., Hassan T., Fatima E. H., Lahcen B., Abderrahim L. 2014. Etude de la qualité physicochimique et contamination métallique des eaux de surface du bassin versant de Guigou, Maroc. 11p.
2. Anzab, N. R., Mousavi, S. J., Roustia, B. A., Kim, J. H., 2016 Simulation optimization for optimal sizing of water transfer systems, Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2016. In: Harmony Search Algorithm, 365 Advances in Intelligent Systems and Computing (Kim, J. H. & Geem, Z. W., eds), p. 382.
3. Aoun-Sebaiti, B., Hani, A., Djabri, L., Chaffai, H., Aichouri, I. & Boughrira, N. 2013 Simulation of water supply and water demand in the valley of Seybouse (East Algeria). Desalination and Water Treatment 1–6.
4. Aher, D. N., Kele, V. D., Malwade, K. D., & Shelke, M. D. (2016). Lake Water Quality Indexing To Identify Suitable Sites For Household Utility: A Case Study Jambhulwadi Lake; Pune (MS). Int. Journal of Engineering Research and Applications, 6(5), (pp.16-21).
5. Alary, M., & David, B. (2008). Exploitation durable des ouvrages de captage d'eau souterraine. " *Le forage d'eau au XXIe siècle*, 69.
6. Altenburger, R., Brack, W., Burgess, R. M., Busch, W., Escher, B. I., Focks, A., ... & Krauss, M. (2019). Future water quality monitoring: improving the balance between exposure and toxicity assessments of real-world pollutant mixtures. Environmental Sciences Europe, 31(1), 1-17.
7. Akdogan, Z., & Güven, B. (2023). Multi-Criteria Decision Analysis in Assessing Watershed Scale Pollution Risk: A Review of Combined Approaches and Applications. Environmental Reviews, (ja).
8. Abedin, M. A., Collins, A. E., Habiba, U., & Shaw, R. (2019). Climate change, water scarcity, and health adaptation in southwestern coastal Bangladesh. International Journal of Disaster Risk Science, 10, 28-42.
9. Agut, H. (2016). Infections virales du système nerveux central chez l'homme. In Annales de biologie clinique (Vol. 74, No. 1, pp. 55-67).
10. Amougoul, J. P. T. (2001). L'eau, bien public, bien privé. Alternatives Sud, 147-170.
11. ANBT. (2017). Agence national de barrage et transfert, Rapport final.
12. Aïach, P., & Fassin, D. (2004). L'origine et les fondements des inégalités sociales de santé. La revue du praticien, 54(20), 2221-7.
13. Alaoui Mhamdi, M., Aleya, L., Rachiq, S., & Devaux, J. (1994). Etude préliminaire sur les échanges de phosphore à l'interface eau-sédiment au sein de la retenue d'Al Massira (Maroc). Revue des sciences de l'eau, 7(2), 115-130.
14. Ayacha, N., Chellia, A., Mesbah, N. (2010). Etude de l'impact des rejets hospitaliers sur la microflore lotique (cas de l'Oued Zenati). 112p.
15. Abrane, S., & Bouchagoura, A. (2016). Etude physico-chimiques et microbiologique des eaux souterraines de la région de Tébessa (Doctoral dissertation, Université laarbi tebessi tebessa).
16. Aubry, P, Gaüzère B A, 2021. Les maladies liées à l'eau. Institut de Médecine Tropicale, Université de Bordeaux, 33076 Bordeaux (France) Centre René La busquière.
17. Azencott, C. A. (2019). Introduction au machine learning. Dunod.
18. Boireau, P., Guillot, J., Polack, B., Vallée, I., & Chermette, R. (2002). Risques parasitaires liés aux aliments d'origine animale. Revue Française des Laboratoires, 2002(348), 71-89.
19. Beji, M. (2023). L'asthme, le cardiologue, les médicaments: questions soulevées par les macrolides. Revue Française d'Allergologie, 63(3), 103298.

20. Bouchaud, O., Consigny, P. H., Cot, M., Le Loup, G., & Odermatt-Biays, S. (2019). Fiches maladies. Médecine des Voyages et Tropicale, 107.
21. Bonijol, P., & Vidal, B. (2012). Parasitoses internes. Parasitologie, Univ. Lyon, 35-7.
22. Bessaud, M. (2021). Le nouveau vaccin antipoliomyélitique oral: un tournant décisif pour le programme d'éradication?. Médecine Tropicale et Santé Internationale, 1(4).
23. Buchillet, D. (2001). Tuberculose et santé publique: les multiples facteurs impliqués dans l'adhésion au traitement. Autrepart, (3), 71-90.
24. Bonnard, R. (2001). Le risque biologique et la méthode d'évaluation du risque. Paris: Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, 70.
25. BROUQUI, P., BACELLAR, F., BARENTON, G., LETRILLIART, L., RAGON, R., HANSLIK, T., ... & Bourrillon, A. (2011). Prévention primaire. *Pathologies infectieuses*, 497.
26. Barry G.S. 1989. Sodium sulfate. Canadian minerals yearbook-1988. Mineral report, N° 37. Division des ressources minérales, énergie, mines et ressources. Ottawa.
27. Bwadi, B. E., Yusuf, M. B., Abdullahi, I., Giwa, C. Y., & Audu, G. (2021). Analysis of ground water from selected sources in Jalingo Metropolis, Nigeria. In *Water Quality-Factors and Impacts*. IntechOpen.
28. Belghiti M. L., Chahlaoui A., Bengoumi D., El Moustaine R. 2013. Etude de la qualité physicochimique et bactériologique de la nappe plio-quaternaire de la région de Meknès (Maroc). 16p.
29. Bilgin, A., 2018. Evaluation of surface water quality by using Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) method and discriminant analysis method: a case study Coruh River Basin. *Environ Monit Assess* 190 (9). <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6927-5>.
30. Benito, V., Devesa, V., Munoz, O., Suner, M.A., Montoro, R., Baos, R., Hiraldo, F., Ferrer, M., Fernandez, M., & Gonzalez, M.J. (1999). Trace elements in blood collected from birds feeding in the area around Donana National Park affected by the toxic spill from the Aznalcollar mine. *Science of The Total Environment*, 242(1-3) ; 309-323.
31. Bhatnagar, A., & Sillanpää, M. (2009). Applications of chitin-and chitosan-derivatives for the detoxification of water and wastewater—a short review. *Advances in colloid and Interface science*, 152(1-2), 26-38.
32. Bocodaho, O. L., Chouti, W. K., Cakpo, R. A., & Mama, D. (2021). South-West Benin Coastal Lagoon: Waters and sediments' toxicity and contents in heavy metals during high water period (Togbin to the Mono Mouth). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 15(3), 1249-1263.
33. Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A., & O'Connor, M. F. (1972). A water quality index-crashing the psychological barrier. In *Indicators of environmental quality* (pp. 173-182). Springer, Boston, MA.
34. Berredjem, A. F., Boumaiza, A., & Hani, A. (2023). Simulation of current and future water demands using the WEAP model in the Annaba province, Northeastern Algeria: a case study. *AQUA—Water Infrastructure, Ecosystems and Society*, 72(9), 1815-1824.
35. Blanchard A., R de la faille (2010). Métabolisme de l'eau normale et pathologique. Elsevier, Paris, France, masson
36. Benguesmia, Z., Khelif, F. Z., & Bourouina, A. (2019). Consommation des eaux embouteillées et leur influence sur la santé publique (Doctoral dissertation, université ibn khaldoun-tiaret).
37. Beaulieu, P., & Fisset, B. (2009). Eau du robinet : une exigence de qualité.... *Cahiers de Nutrition et de Diététique*, 44(6), 294-301.

38. Bouarourene, M., & Sadi, M. (2016). Contribution à la valorisation de quatre sources (Thimanithine, Ait Smail, Samta et El Ainseur) de la région de Toudja wilaya de Bejaia (Doctoral dissertation, Université Mouloud Mammeri).
39. Bontemps, C., & Nauges, C. (2009). Carafe ou bouteille?. *Economie prevision*, 188(2), 61-79.
40. Chatterji, C., Raziuddin, M. (2002). Determination of water quality index of a degraded river in Asanol Industrial area, Raniganj, Burdwan, West Bengal. *Nature, Environment and Pollution Technology*, 1 (2) (pp. 181-189).
41. Chapra, S. C. (2008). *Surface water quality modeling*. McGraw-Hill Companies.
42. Callender, E. (2003). Heavy Metals in the Environment-Historical Trends. In: B.S. Lollar (Ed.), *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford ; 67105.
43. Chaemiso, T. D., & Nefo, T. (2019). Removal methods of heavy metals from laboratory wastewater. *Journal of Natural Sciences Research*, 9(2), 36-42.
44. Coulibaly, K. (2005). Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau des puits de certains quartiers du District de Bamako (Doctoral dissertation, Université de Bamako).
45. Coffi, S. M., Yalo, N., Ahamide, B., & Mama, D. (2020). Étude de la dégradation de la concentration en chlore résiduel libre dans les eaux de boisson au Bénin : Cas de la commune de Cotonou. *Int. J. Biol. Chem. Sci*, 14(9), 3372-3390.
46. Chen, Z., Wu, G., Wu, Y., Wu, Q., Shi, Q., Ngo, H. H., ... & Hu, H. Y. (2020). Water Eco-Nexus Cycle System (WaterEcoNet) as a key solution for water shortage and water environment problems in urban areas. *Water Cycle*, 1, 71-77.
47. Chastel, C. (2004). Quand les momies égyptiennes nous parlent des infections qui les tourmentaient. *Histoire des sciences médicales*, 38(2), 147-156.
48. Davies, E. G. R., & Simonovic, S. P. (2011). Global water resources modeling with an integrated model of the social-economic-environmental system. *Advances in Water Resources*, 34(6), 684-700. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2011.02.010>.
49. Desjardins R. (1997). *Le traitement des eaux*. 2^{ème} édition revue et enrichie. Polytechnique Montréal
50. Degremont, G. (2005). *Mémento technique de l'eau*, Tome 1, 10^{ème} édition, Edit. Tec et doc, 3-38.
51. Djabri, L., Hani, A., Laouar, R., Mania, J., Mudry, J. & Louhi, A. 2003 Potential pollution of groundwater in the valley of the Seybouse River, northeastern Algeria. *Environmental Geology* 44, 738-744.
52. Defranceschi M. *L'eau dans tous ces états*. Ellipses. Paris.1996, 5.
53. Delarras C. *Surveillance sanitaire et microbiologique des eaux*. Edition Lavoisier.2003, 269.
54. Delmont J. Les enjeux de santé liés à la qualité de l'eau de boisson dans les pays en développement. *Atelier d'information sur la qualité de l'eau dans les projets de développement des services d'eau potable*, 2016.
55. Dupont, A., Mahaza, C., & Ataire-Marchais, V. (2020). Actualités sur la tuberculose. *Actualités Pharmaceutiques*, 59(593), 35-39.
56. Dardé, M. L., Fougère, É., & Buxeraud, J. (2018). Les antihelminthiques. *Actualités Pharmaceutiques*, 57(581), 7-17.
57. Debabza M, *Mémoire de Magister en Microbiologie appliquée : Analyse microbiologique des eaux des plages de la ville d'Annaba Evaluation de la résistance aux antibiotiques des microorganismes pathogènes*, Université des sciences de Badji-Mokhtar, Annaba(Algérie), 2005.

58. Drouot, Lobsiger, & Huber. (2007). Syndrome d'hyperéosinophilie idiopathique aigu chez un rottweiler. *Schweizer Archiv für Tierheilkunde*, 149(11), 511-516.
59. Edokpayi, J. N., Enitan-Folami, A. M., Adeeyo, A. O., Duwoju, O. S., Jegede, A. O., & Odiyo, J. O. (2020). Recent trends and national policies for water provision and wastewater treatment in South Africa. In *Water conservation and wastewater treatment in BRICS nations* (pp. 187-211). Elsevier.
60. Maoudombaye T., Ndoutamia G and Ngakou A.2016, Evaluation De La Qualité Bacteriologique Des Eaux De Puits, De Forages Et De Rivieres Consommees Dans Le Bassin Petrolier De Doba Au Tchad. *Int J Recent Sci Res.* 7(6), pp. 12236-12243.
61. Mbong, R. M., Danadam, S., & Kouoh, M. T. (2023). Résurgence d'une maladie hydrique dans la ville de MELONG: Le Choléra. *Espace Géographique et Société Marocaine*, 1(73-74).
62. Kaptchouang L, Tsamo M, Tzete N, Tata N, Tsalefac M, (2020) : Evaluation De La Qualité Des Eaux De Boisson Et Prévalence Des Maladies Hydriques Dans Les Hautes Terres De l'Ouest Cameroun (Batoufam), *Cameroon Journal of Biological and Biochemical Sciences* 2020, Vol 28, Serie 2, 160-168
63. SygSeke K, MimcheH et OuedraogoH (2009). Stratégies d'accès à l'eau des populations d'Edéa et facteurs de risques associés. Communication présentée au colloque de l'AEHA, Yaoundé.
64. Horton, R.K., 1965. An index number system for rating water quality. *Journal of Water Pollution Control Federation* 37 (3), 300e306.
65. Hospitalier-Rivillon, J., & Poirier, R. (2008). L'eau destinée à la consommation humaine. *Archives des Maladies Professionnelles et de l'Environnement*, 69(3), 496-505.
66. Kouadri, S. (2022). Etude hydro-chimique et modélisation de la qualité des eaux souterraines (Cas de la Wilaya d'ILLIZI) (Doctoral dissertation, Université KASDI-MERBAH Ouargla).
67. Lu, Y., S. Song, R. Wang, Z. Liu, J. Meng, A. J. Sweetman, A. Jenkins, R. C. Ferrier, H. Li and W. Luo (2015). Impacts of soil and water pollution on food safety and health risks in China. *Environment international* 77: 5-15
68. Mateo-Sagasta, J., S. M. Zadeh and H. Turrall (2018). More people, more food, worse water: a global review of water pollution from agriculture. *The Food and Agriculture Organization of the United Nations*. Sri Lanka.
69. Jayaswal, K., V. Sahu and B. Gurjar (2018). Water pollution, human health and remediation. *Water remediation*. P. Ashok, K. Gautam, A. Ramesh, S. Michael and G. Edgard. Springer.11-27. India.
70. Kostyla, C., R. Bain, R. Cronk and J. Bartram (2015). Seasonal variation of fecal contamination in drinking water sources in developing countries: a systematic review. *Science of the Total Environment* 514: 333–343.
71. Pandey, P. K., P. H. Kass, M. L. Soupir, S. Biswas and V. P. Singh (2014). Contamination of water resources by pathogenic bacteria. *Amb Express* 4 (1): 1-16.
72. Fewtrell, L., Bartram, J. (2001). *Water quality: guidelines, standards and health*. World Health Organization Water Series. IWA Publishing, London (U.K.).
73. Remini. B., (2005). *La problématique de l'eau en Algérie*, collection hydraulique et transport, Blida, 182p.
74. Rebetafika, H.N., Paquot, M., Janssens. L, Castiaux, A. (2006). Développement durable et Ressources Renouvelables, pH, Dubois 2006, la Politique scientifique Fédérale, Rue de la Science 8 B-1000 Bruxelles, Belgique, 1, (4), 56-63p.

75. Jéquier, E., & Constant, F. (2009). Pourquoi faut-il boire de l'eau ? Pour maintenir la balance hydrique. *Cahiers de nutrition et de diététique*, 44(4), 190-197.
76. Thomas, DR, Cote, TR, Lawhorne, L., Levenson, SA, Rubenstein, LZ, Smith, DA, ... et Council, D. (2008). Comprendre la déshydratation clinique et son traitement. *Journal de l'Association américaine des directeurs médicaux*, 9 (5), 292-301.
77. Milano, M. (2009). Les changements climatiques en méditerranée et les impacts prévisibles sur les ressources en eau. Rapport de stage, Université Montpellier, 2, 75.
78. Ofouémé-Berton, Y. (2010). L'approvisionnement en eau des populations rurales au Congo-Brazzaville. *Les cahiers d'Outre-mer*, 249, 7-30.
79. Lienou, G. (2007). Impacts de la variabilité climatique sur les ressources en eau et les transports de matières en suspension de quelques bassins versants représentatifs au Cameroun. Thèse de doctorat PhD, université de Yaoundé I.
80. Margat, J. (1992). 3.-Répartition des ressources et des demandes en eau dans le Monde. Disparités présentes et futures. *Journées de l'hydraulique*, 22(1), 1-15.
81. Margat, J. (1998). Répartition des ressources et des utilisations d'eau dans le monde : disparités présentes et futures. *La Houille Blanche*, (2), 40-51.
82. Margat, J. (2008). Exploitations et utilisations des eaux souterraines dans le monde. Coédition : UNESCO et BRGM, 52p.
83. Mahé, G., Benabdelfadel, H., Dieulin, C., Elbaraka, M., Ezzaouini, M., Khomsi, K., ... & Zerouali, A. (2013). Evolution des débits liquides et solides du Bouregreg. *Gestion durable des terres*, 21.
84. Montiel, A. J. (2004). Une législation nouvelle pour les eaux destinées à la consommation humaine. *Journées de l'hydraulique*, 28(1), 133-144.
85. Sofrani, M., Amari, F., & Soli, K. M. (2021). Contribution à l'étude de la qualité physico-chimique et microbiologique des eaux de source de Sidi Ouadah–Wilaya de Tiaret (Doctoral dissertation, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie).
86. Meyer, R. (1955). Quelques résultats théoriques récents concernant les écoulements des nappes d'eau souterraines. *La Houille Blanche*, (1), 86-108.
87. Hadri, Z. (2019). Cours de nutrition humaine.
88. Hamlat, A., & Guidoum, A. (2018). Assessment of groundwater quality in a semiarid region of Northwestern Algeria using water quality index (WQI). *Applied water science*, 8(8), 220.
89. Hanh, P., Sthiannopkao, S., Ba, D., Kim, K.W., 2011. Development of water quality indexes to identify pollutants in vietnam's surface water. *Journal of Environmental Engineering* 137 (4), 273e283.
90. House, M. A. (1990). Water quality indices as indicators of ecosystem change. *Environmental Modeling & Assessment*, 15(3), (pp. 255–263). 14.
91. House, M. A., Ellis, J. B. (1987). The development of water quality indices for operational management, *Water Science and Technology*, 19(9), (pp. 145–154).
92. Liou, S. M., Lo, S. L., & Wang, S. H. (2004). A generalized water quality index for Taiwan. *Environmental monitoring and assessment*, 96, 35-52.
93. Viet, N.T., Bhargava, D.S., 1989. *Indian J. Environ. Health* 31, 321.
94. Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P., Dobhal, R., (2013). Water quality assessment in terms of water quality index. *American Journal of Water Resources*, 1(3), (pp. 34–38). *Environmental Modeling & Assessment*, 96(1–3), (pp. 35–52).
95. Trop, M. (2011). Michel R1, Sondaz D2, Philip JM2, Calvet F3, Daoud W4. *Médecine Tropicale*, 71(2), 123-128.
96. Guemmaz, F. (2023). Impact de la réutilisation des eaux usées brutes de la ville de Biskra sur l'homme et l'environnement (Doctoral dissertation).

97. Mamine, N., F. Khaldi and N. Grara (2020). Survey of the Physico-chemical and Parasitological Quality of the Wastewaters Used in Irrigation (Souk Ahras, North-East of Algeria). *Iranian (Iranica) Journal of Energy & Environment* 11 (1): 78-88.
98. Nicolet R., 1997. Rapport De La Commission Scientifique Et Technique Sur La Gestion Des Barrages. Bibliothèque Nationale Du Québec.
99. Villeneuve, J. P., Hubert, P., Mailhot, A., & Rousseau, A. N. (1998). La Modélisation Hydrologique Et La Gestion De L'eau. *Revue Des Sciences De L'eau*, 11, 19-39.
100. Letolle, Mainguet, 1993. Aral, SpringerVerlag France, Paris
101. Chouchane, S., Hani, A., Djabri, L., Saaidia, B., Aoun-Sebaiti, B., Aichouri, I. & Lallahem, S. 2014 A new conceptual water integrated model for the Seybouse basin, Annaba region. *Desalination and Water Treatment* 52 (10–12), 2102–2113.
102. UNESCO. (2005). Water resources systems planning and management. Retrieved August 5, 2019.
103. Hicks, F. E., & Peacock, T. (2005). Suitability of HEC-RAS for flood forecasting. *Water Resources*, 30, 159–174.
104. Koch, R. B. (1969). Chlorinated hydrocarbon insecticides: inhibition of rabbit brain ATPase activities. *Journal of Neurochemistry*, 16(2), 269-271.
105. Church FE. Les eaux et leurs effets subtils sur l'environnement. Corcoran Gallery of Art. 1857, 22.
106. Savary P. Guide des analyses de la qualité de l'eau, 2010, 11-64-117-118.
107. O. M. S. L'eau pour les hommes, l'eau pour la vie. 2003.
108. Lalanne F. Étude de la qualité de l'eau le long de la chaîne approvisionnement au niveau des consommateurs dans 10 villages de la Province du Ganzourgou. Région du Plateau Central, Burkina Faso. 2012, 71.
109. Rey J. Maladies bactériennes et virales d'origine hydrique. Thèse de doctorat. Université Grenoble Alpes, 1994, 54.
110. Rodier J, Legube B, Merlet NL. Analyse de l'eau. Dunod. 2009, Paris.
111. Hamaidi MS, Hamaidi F, Halfaouiet N, Benouaklil F, Kais H, Bengherbia A. Suivi de la qualité bactériologique de l'eau de consommation produite par l'apc de soumaa (blida-algérie) depuis la source jusqu'au consommateur. *Revue Agrobio/ogia ; N°04 ; 2013*, 40-46
112. Rodier J, Bazin C, Broutin J P, Chambon P, Champsaur H, Rodi L. L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. 5ème édition. Edition Dunod. 1996, 668.
113. Lebres E, Azizi D, Hamza A, Taleb F, Taouchichet B. Manuel des travaux pratiques. Institut Pasteur d'Algérie. 2002, 20.
114. JORA. Journal Officiel de la République Algérienne N°13. Décret exécutif n° 14-96, fixant les objectifs de qualité des eaux superficielles et souterraines destinées à l'alimentation en eau des populations, 2014.
115. S. Ghizellaoui, Thèse de magister en chimie analytique et traitement des eaux, Evaluation de la qualité des ressources en eau alimentant la ville de Constantine, prévision de la demande en eau à l'horizon, 2010, p: 13-24.
116. A. Maiga, Thèse diplôme d'état (Docteur en Pharmacie) Qualité organoleptique de l'eau de consommation produite et distribuée par l'EDM.SA dans la ville de Bamako : évaluation saisonnière, Bamako (Mali), 2005, p: 77.
117. Z. Belala, Mémoire de Magister, Etude et traitement de l'eau du barrage Djorf-Eltorba de la wilaya de Bechare par filtration sur sable, Université Hassiba Benbouali des sciences et sciences de l'Ingénieur, Bechare (Algérie), 2006, p:128.

118. M. Hamed, et al, Thèse d'Ingénieur d'état en Biologie Etude des propriétés physicochimiques et bactériologiques de l'eau du barrage DJORF-TORBA, Université des sciences et technologies département des sciences(Bechar), 2012, p: 69.
119. K. Seghir, Thèse de Doctorat En Géologie Appliquée Vulnérabilité à la pollution, protection des ressources en eaux et gestion active du sous système aquifère de Tébessa Hammamet (Est Algérien), Faculté des Sciences de la Terre de Badji Mokhtar, Annaba(Algérie), 2008, p: 158.
120. Hélène, Thèse d'Ingénieurs du génie sanitaire Qualité microbiologique des eaux brutes distribuées par BRL, l'Ecole Nationale de la Santé Publique de LanguedocRoussillon (France), 2000, p: 81.
121. Manceur, Y., & Djaballah, S. (2016). Analyse microbiologique de l'eau distribuée dans la ville de Tébessa (Doctoral dissertation, Université laarbi tebessi tebessa).
122. Ngalamulume, L. L., Katangala, J. P. B., Kabamusu, G. T., Kapambu, K. R., Kalala, B. B., Mbanza, M. P., ... & Lusamba, A. N. (2021). Analyse microbiologique de l'eau de boisson de différentes sources consommées par la population de la Province du Kasai Central : Cas de la Zone de Santé Rurale de Mutoto. *Revue de l'Infirmier Congolais*, 5(1), 1-8.
123. Ghrieb, A., Baali, F., Fehdi, C., Azzedine, H. A. N. I., Chaffai, H., & Djabri, L. (2021). Use Of Artificial Neural Networks And Multivariate Statistical Analysis For Modeling The Pollution Pressure Of Water Resources In The Seybouse Valley (North-Eastern Algeria). *Food And Environment Safety Journal*, 20(1).
124. Guenouche, F.Z., Mesbahi-Salhi, A., Kimour, M.T., & Bouslama, Z. (2022). Comparative study of the bacteriological quality of the water intended for consumption in the city of Annaba (North-East Algeria).ISSN : 01173375, Vol 12, Issue 11 ; 1552.
125. Hu, W., Wang, H., Dong, L., Huang, B., Borggaard, O. K., Hansen, H. C. B., ... & Holm, P. E. (2018). Source identification of heavy metals in peri-urban agricultural soils of southeast China : An integrated approach. *Environmental Pollution*, 237, 650-661.
126. Hurlbut Jr, C.S. & Klein, C. (1982). *Manual de Mineralogía de Dana*. Editorial Reverté, Barcelona ; 564.
127. Iyare, P. U. (2019). The effects of manganese exposure from drinking water on school-age children: a systematic review. *Neurotoxicology*, 73, 1-7. Jin, M., Yuan, H., Liu, B., Peng, J., Xu, L., & Yang, D. (2020). Review of the distribution and detection methods of heavy metals in the environment. *Analytical methods*, 12(48), 5747-5766.
128. Khan, S. R., Sharma, B., Chawla, P. A., & Bhatia, R. (2022). Inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES): a powerful analytical technique for elemental analysis. *Food Analytical Methods*, 1-23.
129. Lace, A., & Cleary, J. (2021). A review of microfluidic detection strategies for heavy metals in water. *Chemosensors*, 9(4), 60.
130. Li, Y.-H., Burkhardt, L., & Teraoka, H. (1984). Desorption and coagulation of trace elements during estuarine mixing. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 48(10) ; 1879-1884.
131. Mahan, B.H. (1987). *Química. Curso Universitario. Fondo Educativo Interamericano S. A.*
132. Malik, L. A., Bashir, A., Qureashi, A., & Pandith, A. H. (2019). Detection and removal of heavy metal ions: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 17, 1495-1521.

133. Mehrandish, R., Rahimian, A., & Shahriary, A. (2019). Heavy metals detoxification: A review of herbal compounds for chelation therapy in heavy metals toxicity. *Journal of Hermed Pharmacology*, 8(2), 69-77.
134. Millero, F. J. (1975). "La chimie physique des estuaires." 25-55.
135. Mokoena, D. P., Mngadi, S. V., Sihlahla, M., Dimpe, M. K., & Nomngongo, P. N. (2019). Development of a rapid and simple digestion method of freshwater sediments for As, Cd, Cr, Cu, Pb, Fe, and Zn determination by inductively coupled plasma-optical emission spectroscopy (ICP-OES) : An evaluation of dilute nitric acid. *Soil and Sediment Contamination : An International Journal*, 28(3), 323-333.
136. Pizarro, F., Olivares, M., Uauy, R., Contreras, P., Rebelo, A., & Gidi, V. (1999). Effets gastro-intestinaux aigus de niveaux progressifs de cuivre dans l'eau potable. *Perspectives de la santé environnementale* , 107 (2), 117-121.
137. Plumlee, G.S. & Ziegler, T.L. (2003). The medical geochemistry of dust, soils and other earth materials. In : B.S. Lollar (Ed.), *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford ; 264-310.
138. Prakash, S., & Verma, A. K. (2021). Arsenic : It's Toxicity and Impact on Human health. *International Journal of Biological Innovations, IJBI*, 3(1), 38-47.
139. Qureshi, W. A. (2017). Water as a human right : a case study of the Pakistan-India water conflict. *Penn St. JL & Int'l Aff.*, 5, 374.
140. Razak, M. R., Aris, A. Z., Zakaria, N. A. C., Wee, S. Y., & Ismail, N. A. H. (2021). Accumulation and risk assessment of heavy metals employing species sensitivity distributions in Linggi River, Negeri Sembilan, Malaysia. *Ecotoxicology and environmental safety*, 211, 111905.
141. Rodier, J., Legube, B., & Merlet N.L. (2009) *Analyse de l'eau*. Dunod., Paris.
142. Savary, P. (2010). *Guide des analyses de la qualité de l'eau* ; 78-97-120-141.
143. Sonone, S. S., Jadhav, S., Sankhla, M. S., & Kumar, R. (2020). Water contamination by heavy metals and their toxic effect on aquaculture and human health through food Chain. *Lett. Appl. NanoBioScience*, 10(2), 2148-2166.
144. Srivastava, S., & Flora, S. J. S. (2020). Fluoride in drinking water and skeletal fluorosis: a review of the global impact. *Current environmental health reports*, 7, 140-146.
145. Taylor, A. A., Tsuji, J. S., Garry, M. R., McArdle, M. E., Goodfellow, W. L., Adams, W. J., & Menzie, C. A. (2020). Critical review of exposure and effects: implications for setting regulatory health criteria for ingested copper. *Environmental management*, 65, 131-159.
146. Tokatli, C. (2021). Health risk assessment of toxic metals in surface and groundwater resources of a significant agriculture and industry zone in Turkey. *Environmental Earth Sciences*, 80(4), 156.
147. J.J. Kim, Y.S. Kim, V. Kumar, Heavy metal toxicity: An update of chelating therapeutic strategies, *J. Trace Elem. Med. Biol.* 54 (2019) 226–231. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2019.05.003>.
148. J. Qin, M. Cho, Y. Lee, Ultrasensitive Detection of Amyloid- β Using Cellular Prion Protein on the Highly Conductive Au Nanoparticles-Poly(3,4-ethylene dioxythiophene)-Poly(thiophene-3-acetic acid) Composite Electrode, *Anal. Chem.* 91 (2019) 11259–11265.
149. F. Long, A. Zhu, H. Shi, H. Wang, J. Liu, Rapid on-site/in-situ detection of heavy metal ions in environmental water using a structure-switching DNA optical biosensor, *Sci. Rep.* 3 (2013) 1–7. <https://doi.org/10.1038/srep02308>.
150. R. Shrestha, S. Ban, S. Devkota, S. Sharma, R. Joshi, A.P. Tiwari, H.Y. Kim, M.K. Joshi, Technological trends in heavy metals removal from industrial wastewater:

- A review, *J. Environ. Chem. Eng.* 9 (2021) 105688. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105688>.
151. L.N. Suvarapu, S.O. Baek, Determination of heavy metals in the ambient atmosphere: A review, *Toxicol. Ind. Health.* 33 (2017) 79–96.
152. Mena, S. (2023). Elaboration d'un biocapteur (MWCNTs-AuNPs/E. coli) pour la détection de quelques métaux lourds (Pb, Cd, Hg) (Doctoral dissertation, Université Kasdi Merbah Ouargla).
153. J. Godt, F. Scheidig, C. Grosse-siestrup, V. Esche, P. Brandenburg, A. Reich, D.A. Groneberg, *Journal of Occupational Medicine* The toxicity of cadmium and resulting hazards for human health, 6 (2006) 1– 6.
154. M.R. Rahimzadeh, M.R. Rahimzadeh, S. Kazemi, A.A. Moghadamnia, Cadmium toxicity and treatment: An update, *Casp. J. Intern. Med.* 8 (2017) 135–145.
155. Orelie, F. (2017). Travail de fin d'études: " Etude de la qualite de l'eau destinée a la consommation humaine dans le sous-bassin versant de Ravine Diable (Anse-a-Veau)".
156. Makhoukh M., Sbaa M.; Berrahou A., Van Clooster M. 2011. Contribution à l'étude physicochimique des eaux superficielles de l'oued Moulouya (Maroc Oriental). 21p.
157. Soltani, A. A., Bermad, A., Boutaghane, H., Oukil, A., Abdalla, O., Hasbaia, M., ... & Lefkir, A. (2020). An integrated approach for assessing surface water quality : Case of Beni Haroun dam (Northeast Algeria). *Environmental Monitoring and Assessment*, 192, 1-17.
158. Singh, C., Jain, G., Sukhwani, V., & Shaw, R. (2021). Losses and damages associated with slow-onset events: urban drought and water insecurity in Asia. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 50, 72-86.
159. Oukil, A., Soltani, A. A., Zeroual, S., Boutaghane, H., Abdalla, O., Bermad, A., ... & Boulassel, M. R. (2022). A DEA cross-efficiency inclusive methodology for assessing water quality: A Composite Water Quality Index. *Journal of Hydrology*, 612, 128123.
160. Nada Osseiran, W., & Lufadeju, Y. (2019). U. 1 in 3 People Globally Do not Have Access to Safe Drinking Water—UNICEF.
161. Fassinou N.M., Gouissi F.M., Goura S.O., Yessoufou W.B., Bioau T.S., Kakpo K.H., Akodogbo H.H. & Toffa D.D. (2023). Impacts de la Contamination Agricole sur la Qualité Physico-chimique des Eaux de Surface de l'Ouéme Supérieur au Bénin. *European Scientific Journal*, ESJ, 19 (9), 102.
162. Talhaoui, A., El Hmaidi, A., Jaddi, H., Ousmana, H., & Manssouri, I. (2020). Calcul De L'indice De Qualité De L'eau (IQE) Pour L'évaluation De La Qualité Physico-Chimique Des Eaux Superficielles De L'Oued Moulouya (NE, Maroc). *European Scientific Journal* , 16(2), 64p.
163. Kpidi, Y. H., Yapo, O. B., Ballet, T. G., & Ohou-Yao, M.-J. (2017). Variabilité journalière de la qualité physico-chimique du lac M'koa de Jacqueline (Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 11(2), 901 910.
164. OMS (Organisation Mondiale de la Santé). 2000. Directives de qualité pour l'eau de boisson. Critères d'hygiène et documentation. 2nd édition. Genève, 1050p.
165. Rodier J., Legude B., Merlet N. et coll. 2009. L'analyse de l'eau. 9th Edition. Dunod.1579p.
166. Hem J. D. 1985. Study and interpretation of chemical characteristic of natural water. 3 nd Edition. University of Virginia, United States of Geological Survey Water-Supply. Paper 2254 Washington, DC, USA. 263p.

167. Wanélus F. 2016. Caractérisation physico-chimique de l'eau destinée à la consommation humaine dans la Région Métropolitaine de Port-au-Prince, Haïti. Travail de Fin d'Etudes. 64p.
168. Gaudreau D. et Mercier M. 1998. La Contamination de l'eau des puits privés par les nitrates en milieu rural. Direction De La Santé Publique Montérégie. 49p.
169. SANTÉ ET BIEN-ETRE SOCIAL CANADA. 1992. Le Nitrate et le nitrite. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. 9 p.
170. Prevedello C. 2006. La qualité de l'eau d distribution. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon. 44p.
171. Levallois P. et Phaneuf D. 1992. Les risques associés à la contamination de l'eau potable par les nitrates. Bulletin d'information en santé environnementale. Centre de santé publique de Québec. Volume 3 - No 3. 18p.
172. Meneton P. 2001. Le chlorure de sodium dans l'alimentation : un problème de santé publique non résolu. 17p.
173. WHO. 2011. Guidelines for drinking-water quality world health organization, 4th edn, Geneva, Switzerland.
174. JORADP. 2011. Executive Decree No. 11–125 of March 23, 2011 on the quality of water for human consumption in Algeria. Official J of People's Democratic Republic of Algeria. 18, 6–9.
175. Mahan, B.H., 1987. Química. Curso Universitario. Fondo Educativo Interamericano S. A.
176. Freyssinet, M. P., & GUYOT, R. M. J. L. (2008). *THÈSEE* (Doctoral dissertation, Universidad del País Vasco).
177. Guillemain C., ROUX J., (1992). - La pollution des eaux souterraines. Manuels et Méthodes n° 23, éd. BRGM, 1-25.
178. Kumar, P., Srivastava, S., Banerjee, A., & Banerjee, S. (2022). Prevalence and predictors of water-borne diseases among elderly people in India: evidence from Longitudinal Ageing Study in India, 2017–18. *BMC public health*, 22(1), 993.
179. Giri, S. (2021). Water quality prospective in Twenty First Century: Status of water quality in major river basins, contemporary strategies and impediments: A review. *Environmental Pollution*, 271, 116332.
180. Nabi, G., Ali, M., Khan, S., & Kumar, S. (2019). The crisis of water shortage and pollution in Pakistan: Risk to public health, biodiversity, and ecosystem. *Environmental science and pollution research*, 26, 10443-10445.
181. Ngqwala, N. P., & Muchesa, P. (2020). Occurrence of pharmaceuticals in aquatic environments: A review and potential impacts in South Africa. *South African Journal of Science*, 116(7-8), 1-7.
182. Meybeck, M., Friedrich, G., Thomas, R., & Chapman, D. (1996). Chapter 6- Rivers. *Water Quality Assessments-A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*, 5.
183. Naoui, N., Benali, S., & Meradi, L. (2021). Etude du pouvoir pathogène des bactéries de genre *Vibrio* et leur résistance aux antibiotiques.
184. FTAT ACTUEL, D. E. S. (1980). Infections intestinales dues'a *Campylobacter*, *Yersinia*, *Salmonella* et *Shigella*. *Bulletin de l'Organisation mondiale de la Sante*, 58(5), 691-711.
185. O.M.S (2018). Infection tuberculeuse latente: lignes directrices unifiées et actualisées pour la prise en charge programmatique (No. WHO/CDS/TB/2018.4). Organisation mondiale de la Santé.

186. Segondy, M. (2017). Atteintes du système nerveux central d'origine virale. *Revue Francophone des Laboratoires*, 2017(495), 47-56.
187. Mevel, P. (2014). Les hépatites. *L'Aide-Soignante*, 28(156), 21-23.
188. Jaïdane, H., Goffard, A., Gharbi, J., & Hober, D. (2008). Vers une meilleure compréhension de la relation entre entérovirus et diabète de type. *Virologie*, 12(3), 187-200.
189. Muller, R. (1979). La dracunculose: épidémiologie, endiguement et traitement. *Bulletin of the World Health Organization*, 57(6), 903.
190. Mondiale de la Santé, O., & World Health Organization. (2018). Fact sheet on taeniasis/cysticercosis (updated February 2018)—Aide-mémoire sur le taeniasis/la cysticercose (mis à jour en février 2018). *Weekly Epidemiological Record= Relevé épidémiologique hebdomadaire*, 93(46), 630-632.
191. Trape, J. F. (1999). Changements climatiques et maladies infectieuses : le cas du paludisme et de la borréliose à tiques. *Médecine et Maladies infectieuses*, 29(5), 296-300.
192. Leroy, E. (2017). La Dengue: Symptômes, traitement, prévention, où en est-on?. *BoD-Books on Demand*.
193. Talhaoui, A., El Hmaidi, A., Jaddi, H., Ousmana, H., & Manssouri, I. (2020). Calcul de L'Indice de Qualité de l'Eau (IQE) pour l'évaluation de la qualité physico-chimique des eaux superficielles de L'Oued Moulouya (NE, Maroc). *European Scientific Journal, ESJ*, 16(2), 64-85.
194. Grelle, M. H., Kabeyne, K., Kenmogne, K., Tatietsé, T., & Ekodeck, G. E. (2006). L'accès à l'eau potable et à l'assainissement dans les villes des pays en développement: cas de Basoussam (Cameroun). *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 7(2).
195. Gleick, P.H., 1996 : Water resources. In *Encyclopedia of Climate and Weather*, ed. by S. H. Schneider, Oxford University Press, New York, Vol. 2, pp. 817-823.
196. FAO, Nations unies, World Resources Intitute (WRI), Philippe Rekacewicz, (2008).
197. Uddin, M. G., Nash, S., & Olbert, A. I. (2021). A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators*, 122, 107218.
198. Uppal, J. S., Zheng, Q., & Le, X. C. (2019). Arsenic in drinking water—recent examples and updates from Southeast Asia. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 7, 126-135.
199. Unesco, M. (2003). Réserves de biosphère.
200. Vatanpour, N., Malvandi, A. M., Hedayati Talouki, H., Gattinoni, P., & Scesi, L. (2020). Impact of rapid urbanization on the surface water's quality: a long-term environmental and physicochemical investigation of Tajan river, Iran (2007–2017). *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 8439-8450.
201. Villena, I. (2023). Parasites et aliments, surveillance et moyens de maîtrise en France. *Revue Francophone des Laboratoires*, 2023(550), 53-65.
202. Vannoort, R. W., & Thomson, B. M. (2003). 04 New Zealand total diet survey: agricultural compound residue, selected contaminants and nutrients [Internet]. Wellington, New Zealand: New Zealand Food Safety Authority; 2005 Dec [cited 2017 Mar 10]. 144 p.
203. Wedepohl, H.K. (1995). The composition of the continental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 59(7) ; 1217-1232.
204. World Health Organization. (2018). Developing drinking-water quality regulations and standards.

205. Wang, Q., Li, S., Jia, P., Qi, C., & Ding, F. (2013). A review of surface waterquality models. *The Scientific World Journal*, 231768.
206. World Health Organization. (2003). *Élimination mondiale de la filariose lymphatique: l'exemple de l'Égypte* (No. WHO/CDS/CPE/2003.1). Organisation mondiale de la Santé.
207. WHO (World Health Organization). 2011. *Guidelines for drinking-water quality. Fourth edition*. Geneva. 564p.
208. WHO (World Health Organization). 2006. *Guidelines for drinking-water quality. First addendum to third edition. Volume 1. Recommendations*. 595p.
209. World Health Organization. (1979). *Les virus humains dans l'eau, les eaux usées et le sol: rapport d'un groupe scientifique de l'OMS [réuni à Genève du 23 au 27 octobre 1978]*. Organisation mondiale de la Santé.
210. World Health Organization. (2014). *Polio vaccines: WHO position paper, January 2014*. *Weekly Epidemiological Record= Relevé épidémiologique hebdomadaire*, 89(09), 73-92.
211. Wong, Y. J., Shimizu, Y., He, K., & Nik Sulaiman, N. M. (2020). Comparison among different ASEAN water quality indices for the assessment of the spatial variation of surface water quality in the Selangor river basin, Malaysia. *Environmental monitoring and assessment*, 192, 1-16.
212. Yagoubia, B. (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* (Doctoral dissertation).
213. Yan, T., Shen, S. L., & Zhou, A. (2022). Indices and models of surface water quality assessment: Review and perspectives. *Environmental Pollution*, 308, 119611.
214. Yao, K. A. F., Ahoussi, K. E., Koffi, Y. B., Tivoli, L. M. S., Salze, D., & Lopez-Ferber, M. (2023). *Caractérisation Hydro-Chimique et Évaluation de la Qualité des Eaux Souterraines de l'Environnement Minier du Canton Afema (Sud-Est de la Côte d'Ivoire)*. *European Scientific Journal*, 19(6), 248.
215. Zerrouki M., M, Bousaid, S. (2020). *Analyse des métaux lourds dans les eaux souterraines dans la région de Tlemcen. Mémoire De Fin d'études Pour l'obtention Du Diplôme De Docteur En Pharmacie. Département de pharmacie, faculté e de medecine. Tlemcen.*
216. Zheng, C., & Gordon, B. (1995). *Applied contaminant transport modelling*. Van Nostrand Reinhold, New York.
217. Zoni, S., & Lucchini, R. G. (2013). Manganese exposure: cognitive, motor and behavioral effects on children: a review of recent findings. *Current opinion in pediatrics*, 25(2), 255.

Annexes

Comparative study of the bacteriological quality of the water intended for consumption in the city of Annaba (North-East Algeria).

Fatma Zohra GUENOUCHE¹, Amina MESBAHI-SALHI^{1,2}, Mohamed Tahar KIMOUR², Zihed BOUSLAMA^{1,2}

University of Badji Mokhtar-Annaba, Algeria, Laboratory of Ecology of Earth and Aquatic Systems¹
Environmental research center²



ABSTRACT— The Cheffia dam, the Oued El Aneb borehole and the Treat borehole located at the level of the city of Annaba (North-East Algeria), constitute important works for the public drinking water supply. The water must comply with the standards of potability before its distribution. The objective of the present study is to monitor and evaluate the bacteriological quality of the studied dam and borehole water. In order to carry out this work, we have conducted a study of the evolution of the bacteriological parameters of the studied waters during the period from January to December 2021, and this by looking for the following germs: total coliforms, fecal coliforms, fecal streptococci and sulphite-reducing clostridiums. According to the results recorded this water are not recommended for direct consumption, it is necessary to pass first by a treatment before distribution. This study has highlighted the presence of a fecal contamination in the analyzed water. This contamination is worrisome and can harm human health.

KEYWORDS: Annaba, Algeria, bacteriological, borehole, dam, quality.

1. Introduction

In Algeria, access to clean water is a major public health issue. Water from dams and boreholes is an important source of drinking water. The Cheffia dam and the oued el aneb and treat boreholes located in the city of Annaba (North-East Algeria), constitute important works in the region of this city. Indeed, surface water and groundwater are the main source of public drinking water supply [1].

Nowadays, water resources are the major problems of the city of Annaba. Thus, water is the most necessary element for life but it can easily be altered [2]. Water intended for drinking and other purposes that contains pathogenic microorganisms can cause illnesses with adverse effects [3]. Surface water and to a lesser extent groundwater carry a multitude of organisms, some of which are pathogenic for humans [4].

Poor water quality is responsible for 50% of infant mortality cases [3]. Ensuring good quality water for the poor is an effective health protection measure [5]. Raw water consumption comes from groundwater or storage in dams. Water is indeed a convenient vehicle for many germs and an environment of choice for the proliferation of some of them; also the consumption of unhealthy or contaminated water can be the origin of endemics and occasionally of typhoid, cholera epidemics [1].

Drinking water must be free of bacteria that present health risks to the individual consumer. Because of the high risk to humans, testing the microbial quality of the water is an essential part of determining its potability. In view of the number of known waterborne diseases, it is impossible at present to search for the

agents responsible for each one. Therefore, from a sanitary point of view, it is safer to look for indicators of fecal contamination than for specific pathogens [6].

Most pathogenic microorganisms found in the aquatic environment come from fecal matter. Thus, the search for indicator germs of fecal contamination is a sufficient estimate of their presence and constitutes the basis of the bacteriological analysis of the water. These same germs serve as treatment indicators [7].

It is in this context that our work consists in evaluating, controlling and monitoring the bacteriological quality of water intended for consumption in the city of Annaba. And this, by looking for the following germs: total coliforms, faecal coliforms, faecal streptococci and sulphite-reducing clostridiums on several samples taken in different sites and comparing the results obtained to the Algerian standards of potability of water in order to determine the quality of water in the city. The aim is also to make a comparison between surface water and groundwater respectively the famous Cheffia Dam and the Oued El Aneb (urban site) and Treat (rural site) boreholes during the year 2021.

2. Materials and Methods

2.1 Study area

With a population currently estimated at 720,203 inhabitants and an area of 1,439 km², the wilaya of Annaba is located in the northeast of Algeria between the wilayas of Skikda in the west, El Tarf in the east and Guelma in the south. It is bordered to the north by the Mediterranean Sea, with 80 km of coastline, and consists of 12 municipalities (Figure 1).

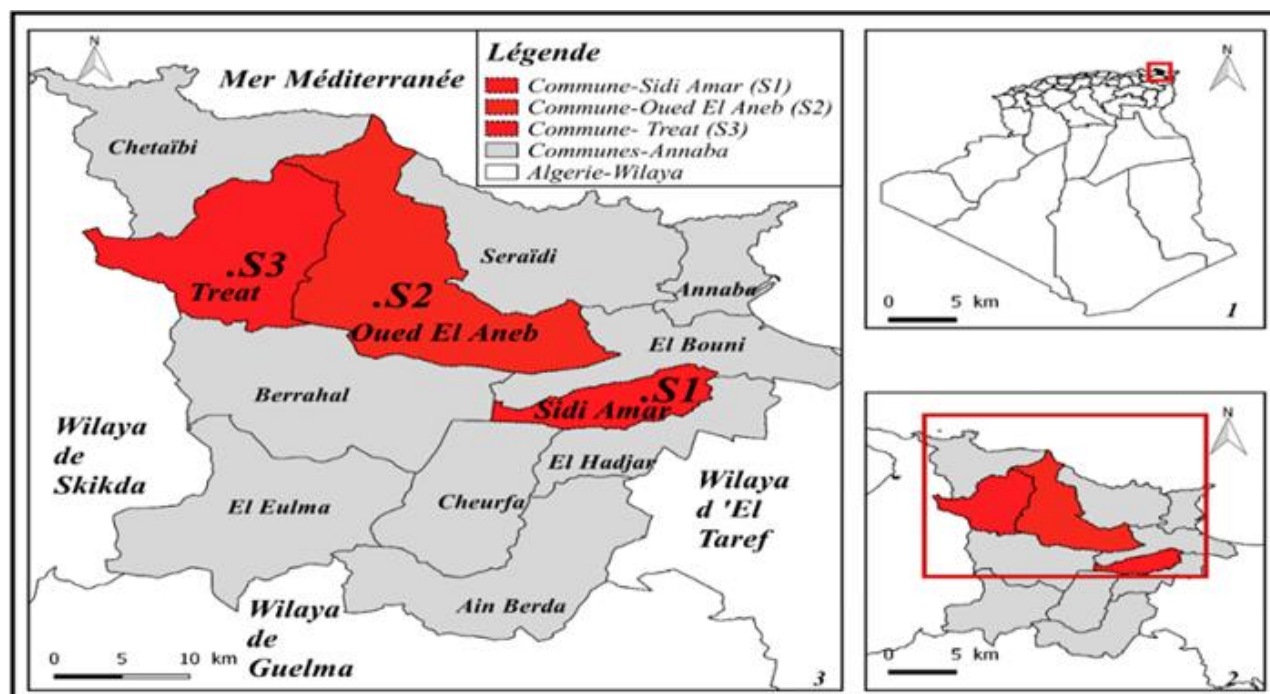


Figure 1: Location map of sampling sites (Guenouche, 2022; QGIS 2.18, 2022).

The wilaya of Annaba is characterized by the insufficiency of local water resources, which makes it dependent on its geographical neighborhood, including the wilayas of El Tarf, Skikda and Guelma.

Our study sites are located in the city of Annaba and are located in three different municipality:

Site 1: Cheffia dam (municipality of Sidi Amar), Site 2: Drilling Oued El Aneb (municipality of Oued El Aneb), Site 3: Drilling Treat (municipality of Treat). The sampling sites are represented respectively in figures (2,3 and 4).



Figure 2: Water sampling from Cheffia Dam for bacteriological analysis (Guenouche, 2021).



Figure 3: Oued El Aneb borehole (Guenouche, 2021).



Figure 4: Treat borehole (Guenouche, 2021).

2.2 Methodology

The choice of the study of the quality of the water of Cheffia dam and Oued El Aneb boreholes (urban site) and Treat (rural site) comes from the importance that it presents for the supply of drinking water of the Annaba region. Water samples were collected at three sampling sites selected based on tributary hydrologic importance, urbanization, and stream accessibility. Sampling was conducted during the period of January through December 2021. This period corresponds to the dry and rainy period (for an accurate monitoring of the water quality). The collection, conservation and transport of water samples are based on the protocol and procedure defined by [8]. Sterile bottles of 100 ml were used for the collection of samples for bacteriological analysis. These water samples were carefully labeled and stored in a cooler at a temperature of 4°C and transported to the quality analysis laboratory of the city of Annaba where the analyses are

performed the same day. During our work, we carried out the search for the following pollution indicator germs: Total coliforms (TC); Faecal coliforms (FC); Faecal streptococci (FS); sulfite-reducing clostridiums (S-r-Clos).

Bacteriological parameters are determined by the Most Probable Number (MPN) [9- 12] method. This method consists of inoculating a series of tubes containing the nutrient broth medium with appropriate decimal dilutions of the sample to be analyzed. After an incubation of 24 hours at 37°C, the tubes showing a cloudiness are considered positive. Total coliforms are counted after an incubation of 24 to 48 hours at 37°C, with tubes containing bromocresol-purple lactose broth (BCPL), fitted with a Durham bell (presumptive test). Positive tubes (lactose fermentation and gas production) are subcultured for a confirmatory test on Schubert medium with a Durham bell and incubated for 24h to 48h at 44°C. Streptococcus research is performed on Rothe medium at 37°C for 24 hours (presumptive test). From the positive Rothe tubes, a subculture is performed on Litsky medium for 24 hours at 37°C (confirmatory test). The results are expressed in number of germs per 100 ml according to the Mac-Grady table. The research and enumeration of sulfite-reducing clostridia is done on the medium agar meat liver (ML) at 37°C with the addition of ampoule of sodium sulfite and ampoule of iron alum, the results are expressed as the number of germs per 20 ml.

Table 1: Method summary of bacteriological parameter analyses [13], [4]

Bacteria	Unit	WHO guide value	Algerian standards	Methods of analysis
Total coliforms	CFU/100ml	Not detectable in 100ml at the entrance of the networks Not detectable in 100ml in 95% of the water samples taken in the distribution network in 1 year	0	MPN
Fecal coliforms	CFU/100ml	0 (<i>E.coli</i> or thermotolerant coliform)	0	MPN
Fecal Streptococci	CFU/100ml	-	0	MPN
sulfite-reducing clostridiums	CFU/20ml	-	0	MPN

CFU: Colony Forming Unit, MPN: Most Probable Number.

3. Results and Discussion

The results of the bacteriological analyses of the water studied are presented in figures (5,6, 7 and 8). The data processing was done by Excel software. The results indicated that the analyzed dam and borehole waters were contaminated by most of the germs searched. The contamination of fecal origin was important.

3.1 Total coliforms

During our study we found that the average load of total coliforms (TC) is $164.25 \pm 92,91$ germs (CFU)/100ml in the water of Cheffia dam (S1). For the water of Oued El Aneb (S2), the average values are $90.16 \pm 73,20$ germs (CFU)/100ml, Regarding the Treat drilling (S3) the average germs are $51.5 \pm 30,69$ germs (CFU)/100ml. A maximum of 381 CFU/100ml in CT was recorded in December (S1) and a minimum of 9 CFU/100ml in January (S3). The recorded values largely exceed the Algerian standards of potability [13]. Coliform bacteria exist in feces but also grow in natural environments. Their origin is therefore not strictly fecal. Coliform bacteria exist in feces but also grow in natural environments. Their origin is therefore

not strictly fecal. Water intended for consumption should not contain coliform bacteria. The presence of a small number of coliforms (1-10/100ml) in untreated groundwater is of little significance from a sanitary point of view when it is not accompanied by coliforms of strictly faecal origin. [4]. Thus, the required qualities of a given water vary according to its destination [1].

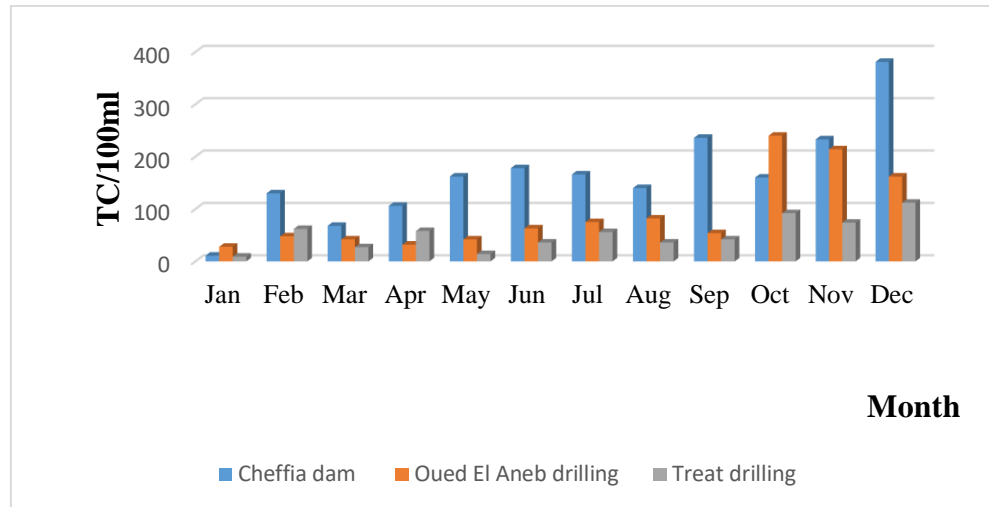


Figure 5: Monthly variation of total coliforms in the water of the studied sites of the year 2021.

3.2 Fecal coliforms (*Escherichia coli*)

The main coliform bacterium of undoubtedly fecal origin. This bacterium always appears in large quantities in human and warm-blooded animal feces. It is found only very exceptionally in soils and waters that have not been subject to fecal pollution. Its presence indicates that the water in which it is found has been contaminated by faecal matter, and that it is therefore likely to contain bacteria pathogenic to humans. It is the test germ for fecal contamination par excellence [4]. The average faecal coliform (FC) load is 56.33 ± 34.68 germs (CFU)/100ml at the Cheffia dam (1), 28.91 ± 29.33 germs (CFU)/100ml for the Oued El Aneb (S2) borehole water and 21.5 ± 20.59 germs (CFU)/100ml for the Treat borehole. The maximum is 124 CFU/100ml (S1) in December and the minimum is 2 CFU/100ml (S1) in January, with a total absence in April (S3). We found that the presence of (TC) is important during the autumn months (September, October and November) and also in the first month of winter (December). So these values largely exceed the Algerian standards of potability [13]. Groundwater is, in general, all the better protected and, therefore, all the purer as they come from deposits less close to the surface. They generally have a stable composition [1].

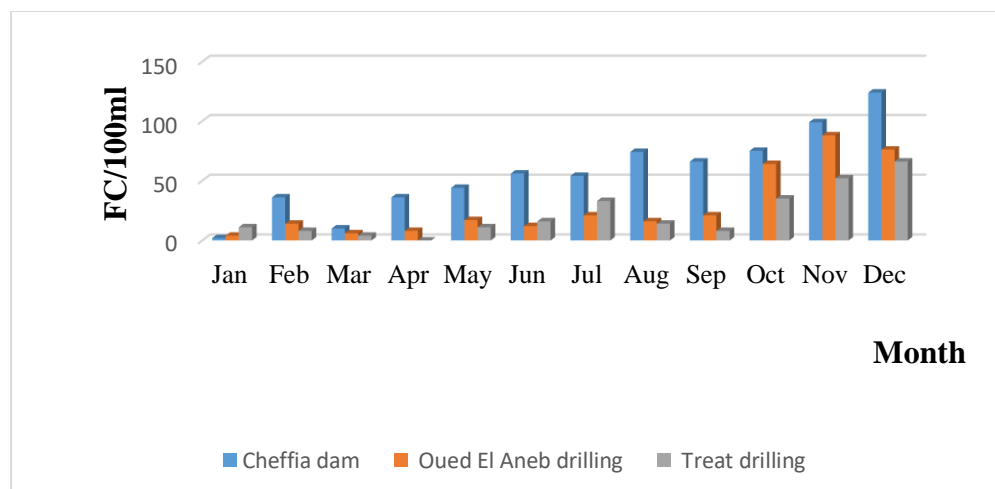
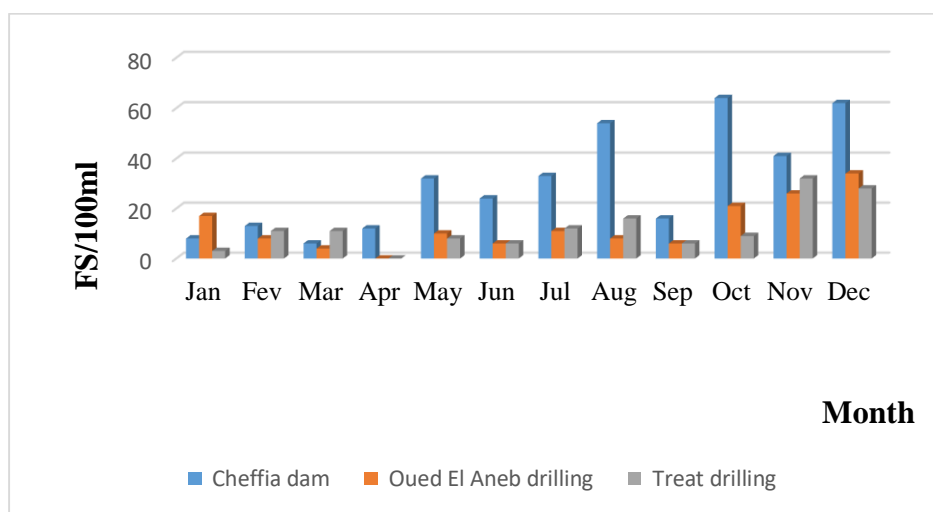


Figure 6: Monthly variation of fecal coliforms in the water of the studied sites of the year 2021.

3.3 Fecal Streptococci (*enterococci*)

Of certain fecal origin, they are a little less numerous than E.coli in the intestines of humans, cows and horses, but more abundant in those of pigs. The search for enterococci is interesting because they are more resistant than E.coli and many pathogenic bacteria, in hostile environmental conditions or with respect to disinfection treatments. They are a particularly interesting test germ for fecal contamination to identify old contaminations. Of certain fecal origin, they are a little less numerous than E.coli in the intestines of humans, cows and horses, but more abundant in those of pigs. The search for enterococci is interesting because they are more resistant than E.coli and many pathogenic bacteria, in hostile environmental conditions or with respect to disinfection treatments. They are a particularly interesting test germ for fecal contamination to identify old contaminations. Their presence can thus attest to the presence of other bacteria or viruses that are pathogenic [4]. The average faecal streptococcus (FS) load is $30.41 \pm 20,87$ germs (CFU)/100ml at the Cheffia dam (S1). For the Oued El Aneb (S2) drilling water, it is $12,58 \pm 9,99$ germs (CFU)/100ml and $11.83 \pm 9,51$ germs (CFU)/100ml for the Treat drilling water. The maximum is 64 CFU/100ml (S1) in October and the minimum is 3 CFU/100ml (S3) in January, with a total absence in April in the borehole water. We have recorded that the presence of enterococci is important during the autumn months (October, November and December) in the three study sites. So the results obtained largely exceed the Algerian standards of potability [13].

**Figure 7:** Monthly variation of fecal streptococci in the water of the year 2021 study sites.

3.4 Sulphite-reducing clostridiums

At the level of Cheffia dam water (S1) the average load of sulfite-reducing clostridia (Clos-s-r) is $25,41 \pm 23,01$ germs (CFU)/20ml. For the Oued El Aneb drilling water (S2) it is $11,6 \pm 12,06$ germs (CFU)/20ml and $10,33 \pm 10,49$ germs (CFU)/20ml for the Treat drilling. There was a total absence in January, February, March and April with a maximum value of 66 CFU/20ml (S1) in August and a minimum value of 8 CFU/20ml (S3) in June. Both boreholes were also reported to be absent in September. Their absence in a groundwater or alluvial water table is a sign of natural filtration efficiency. Sulfite-reducing Clostridiums are present in fecal matter in soil and rivers. These bacteria are characterized by their ability to grow under anaerobic conditions and sporulate to resist hostile environmental conditions [4].

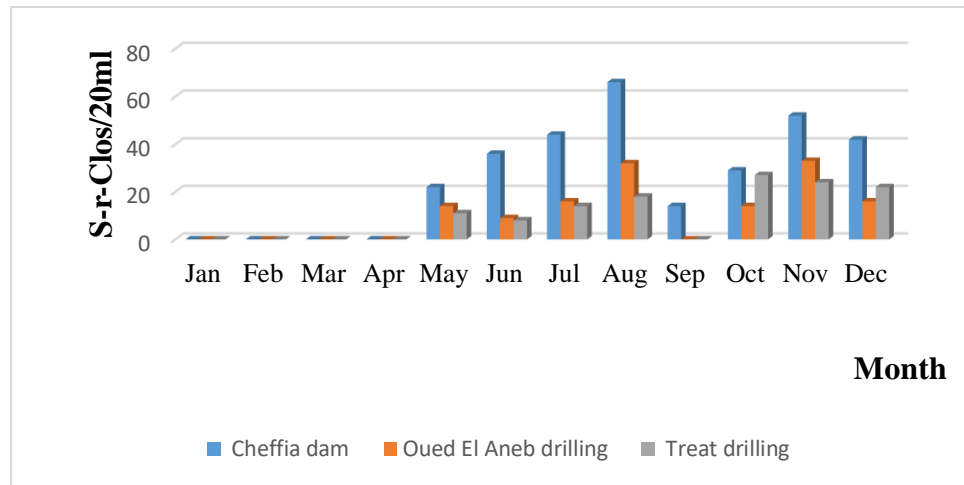


Figure 8: Monthly variation of sulfite-reducing clostridia in water from the year 2021 study sites.

In terms of bacterial load and according to the results obtained, dam waters are more germ-laden than borehole waters. Bacterial contamination is low in groundwater because it is usually sheltered from pollution sources. They generally have a stable composition. On the other hand, surface waters are always subject to temporary or permanent contamination. The presence of coliforms can therefore testify to insufficient purification, in particular by filtration through natural environments, of water that was originally in contact with dejecta products; *Escherichia coli* and fecal streptococci bear witness to relatively recent fecal contamination. It should be noted that the main source of water contamination is human activity [1]. Also, as an example, migratory birds can contaminate the waters of Cheffia dam by their droppings. This microbiological contamination of water is mainly due to wastewater, waste and human and animal excrement, insufficiently treated and / or discharged in poor conditions into the natural environment. A very large number of organisms can thus be present in the resources used for the production of water for human consumption (bacteria). Nevertheless, various epidemiological studies have shown the existence of a significant "background noise" of gastrointestinal pathologies for populations regularly supplied with poor quality water. [4]. The dysfunction or injury of the intestine and sometimes other organs is a biological risk that should not be overlooked [14].

4. Conclusion

This first study of the bacteriological quality of drinking water in the Annaba region provides a database for the conservation and evaluation of the distributed water of the study area. It represents the fundamental step in the management and protection of water resources. Thus, the application of good treatment and disinfection practices is a real step for the protection of the consumer inhabitants. In terms of bacterial load and according to the results obtained, the waters of Cheffia dam are more loaded with germs than the waters of Oued El Aneb and Treat. The quality of the water analyzed varies from one site to another, so each site has its specificities. This said, the waters are all polluted, in one way or another. Nowadays, access to drinking water is a major public health issue, for this reason it is very interesting to multiply studies and monthly analyses which are the object of control and monitoring of the quality of water before its distribution. Finally, according to the interpretation of our results, it is preferable to use and exploit groundwater rather than surface water because it is less polluted (lower concentration of microorganisms) and the health risk is lower.

5. References

[1] Koch RB. Chlorinated hydrocarbon insecticides: inhibition of rabbit brain ATPase activities. *Journal of*

Neurochemistry, 16(2); 1969, 269-271

[2] Defranceschi M. L'eau dans tous ces états. Ellipses. Paris.1996, 5.

[3] Church FE. Les eaux et leurs effets subtils sur l'environnement. Corcoran Gallery of Art. 1857, 22

[4] Savary P. Guide des analyses de la qualité de l'eau, 2010, 11-64-117-118.

[5] O. M. S. L'eau pour les hommes, l'eau pour la vie. 2003.

[6] Lalanne F. Étude de la qualité de l'eau le long de la chaîne approvisionnement au niveau des consommateurs dans 10 villages de la Province du Ganzourgou. Région du Plateau Central, Burkina Faso.2012, 71.

[7] Rey J. Maladies bactériennes et virales d'origine hydrique. Thèse de doctorat. Université Grenoble Alpes, 1994, 54.

[8] Rodier J, Legube B, Merlet NL. Analyse de l'eau. Dunod. 2009, Paris.

[9] Hamaidi MS, Hamaidi F, Halfaouiet N, Benouaklil F, Kais H, Bengherbia A. Suivi de la qualité bactériologique de l'eau de consommation produite par l'apc de soumaa (blida-algérie) depuis la source jusqu'au consommateur. Revue Agrobio/ogia ; N°04 ; 2013, 40-46

[10] Rodier J, Bazin C, Broutin J P, Chambon P, Champsaur H, Rodi L. L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. 5ème édition. Edition Dunod.1996, 668.

[11] Lebres E, Azizi D, Hamza A, Taleb F, Taouchichet B. Manuel des travaux pratiques. Institut Pasteur d'Algérie.2002, 20.

[12] Delarras C. Surveillance sanitaire et microbiologique des eaux. Edition Lavoisier.2003, 269.

[13] JORA. Journal Officiel de la République Algérienne N°13. Décret exécutif n° 14-96, fixant les objectifs de qualité des eaux superficielles et souterraines destinées à l'alimentation en eau des populations, 2014.

[14] Delmont J. Les enjeux de santé liés à la qualité de l'eau de boisson dans les pays en développement. Atelier d'information sur la qualité de l'eau dans les projets de développement des services d'eau potable, 2016.



This work is licensed under a Creative Commons Attribution Non-Commercial 4.0 International License.

National Higher School of Agronomy
Department of Agricultural and Forest Zoology
Laboratory of plants Protection in agricultural and natural
environment against crop pests

Certificate of participation



Is awarded to



Guenouche Fatma Zohra and Mesbahi-Salhi Amina

For the **Poster** entitled :

T6AF15 : Bacteriological quality of drinking water in Annaba, Algeria

Within the **1st International Webinar of Animal Biodiversity,
Protection and Environment**

" WIBAPE2022 "

that has been held online from **26 to 27 May 2022**
on **National Higher School of Agronomy**
Algiers, Algeria

Webinar President

Dr. Hassiba Berraï



We are so happy to have seen you in our webinar

<https://wibpeensa2022.wixsite.com/wibpe2022>



Mustapha Stambouli University of Mascara
Faculty of Nature & Life Sciences

CERTIFICATE OF PARTICIPATION

THIS CERTIFICATE IS PRESENTED TO

Fatma Zohra GUENOUCHE

for their **Oral Communication** at the

Second International Conference on Geosciences & Environment

ICGSE2022, Mascara, Algeria

September 17 & 18, 2022

Communication title : Study of the Bacteriological quality of drinking water in the city of Annaba, Algeria.

Co-author(s) : Amina MESBAHI SALHI

ICGSE 2022 Chairman
Dr. A. Elouissi

Scientific Committee
Pr. M. Benyoucef

Steering Committee
Dr. B. Benzater



Faculty Dean
Pr. L. Belabid





République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieure et de la Recherche Scientifique
Université de M'Hamed Bougara, Boumerdès
Faculté des Sciences



Laboratoire Biodiversité, Biotechnologie, Environnement et Développement Durable (BIODEV)

ATTESTATION DE PARTICIPATION

Le Comité d'organisation du 1er Webinaire National Santé & Environnement (SENASE 2022),
organisé le 09 et 10 Novembre 2022, atteste que :

Mme GUENOUCHE Fatma Zohra

A participé à cette manifestation scientifique par une communication affichée, intitulée :
« Comparative study of the bacteriological quality of drinking water in Annaba, Algeria »

Co-auteur : MESBAHI-SALHI Amina

Président du Comité d'Organisation
Dr. DAHMANI Mohamed Mahdi



Le Président du Séminaire
Pr. AMGHAR Fateh

Pr. AMGHAR Fateh
Président du Séminaire



People's Democratic Republic of Algeria
Ministry of Higher Education and Scientific Research
University Mohamed EL Bachir El Ibrahimi of Bordj Bou Arreridj
The First International Congress on Food and Environmental Security
May 15-16-17, 2023
Algeria



CERTIFICATE OF PARTICIPATION

This is to certify that

Fatma Zohra GUENOUCHE

Participated in the First International Congress on Food and Environmental Security, held from **May 15 to May 17, 2023** and organized by the University Mohamed EL Bachir El Ibrahimi of Bordj Bou Arreridj in Algeria.

Type of Presentation: ORAL COMMUNICATION

Title: Evaluation of the Concentration of Heavy Metals in Water Intended for Consumption in the City of Annaba.

Co-Authors: Amina MESBAHI-SALHI, Mohamed Tahar KIMOUR, and Zihed BOUSLAMA.

Congress chair :
Dr. Boussahel Soulef



Congress Chair



Vice Rector of the University



Ferhat ABBAS University, Setif

Faculty of Technology - Department of Process Engineering

**THE 2ND INTERNATIONAL WORKSHOP ON
CHEMICAL ENGINEERING (IWCE'23)**



Ref.: T2-20

Certificate of Attendance

Mr/Ms/Miss: GUENOUCHE Fatma-Zohra

Attended the INTERNATIONAL WORKSHOP ON CHEMICAL ENGINEERING (IWCE'23)
which was held at Ferhat ABBAS University, Setif (ALGERIA), on the 09th and 10th December 2023
with an ORAL Presentation

**Title: "Évaluation de la qualité de l'eau dans le nord-est de l'Algérie : une étude approfondie utilisant l'IQE
et l'ACP"**

Co-authors: MESBAHI-SALHI Amina, ZEGAIT Rachid, CHOUJA Sana, KIMOUR Mohamed-Tahar, BOUSLAMA Zihad

