République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université d'Oran 2 Mohamed Ben Ahmed
Faculté des Sciences de la Terre et de l'Univers
Département des Sciences de la Terre

MÉMOIRE

Présenté en vue de l'obtention du grade de

Master en Sciences de la Terre et de l'Univers

Option : **Hydrosystèmes et Ressources en Eau (HRE)**

Thème :

Caractérisation de la qualité physico-chimique des eaux brutes du cours d'eau de Mekerra Sarno

Présenté par :

Cherif Ahlem

Sehimi Latifa

Soutenu le : 28 / 06 / 2024

Devant le jury composé de :

Nom et Prénom	Qualité	Grade	Domiciliation
Bakhti Amel	Présidente	MCB	Université d'Oran 2
Bergane Cheikh	Encadrant	MCB	USTO-MB-
Belkheir Khadidja	Examinatrice	MAA	Université d'Oran 2

Remerciements

Nous tenons à exprimer notre profonde gratitude à Monsieur **Bergane Cheikh**, notre encadreur, pour son soutien inestimable tout au long de ce travail. Sa disponibilité, la richesse de ses conseils, ainsi que son accompagnement attentif ont constitué des atouts essentiels dans la réussite de ce projet. Grâce à son expertise et à sa patience, nous avons pu surmonter les défis rencontrés et mener à bien cette étude.

Nous adressons nos sincères remerciements à Madame **Bakhti Amel** et Madame **Belkheir Khadidja**, membres du jury, pour avoir accepté d'examiner notre travail. Leur disponibilité, ainsi que l'intérêt qu'elles ont porté à cette étude, témoignent de leur engagement académique. Leurs remarques et suggestions seront précieuses pour enrichir et approfondir cette recherche.

Dédicace

Avec une profonde gratitude, je dédie ce mémoire :

À ma mére, dont le soutien, les sacrifices, et l’amour m’ont permis de poursuivre ce chemin avec détermination.

À ma famille et mes amis, pour leur patience et leurs encouragements, qui ont toujours su me motiver.

À mon encadreur, M. Bergane, pour sa disponibilité, sa précieuse orientation et sa foi en mes capacités.

Et à toutes les personnes qui, d’une manière ou d’une autre, ont marqué mon parcours académique et personnel.

Ahlem

Dédicace

Je dédie ce mémoire :

À Monsieur Bergane, en reconnaissance de son engagement constant et de sa bienveillance.

C'est aussi à ma famille, mes amis, et toutes les personnes qui m'ont encouragé et soutenu durant cette période d’intense apprentissage.

Latifa

Résumé

La qualité des eaux de surface est fortement influencée par les rejets d'eaux usées, les activités agricoles et industrielles, qui contribuent à l'enrichissement en cations, anions, nutriments, matières en suspension (MES) et matière organique. Ce travail vise à évaluer la qualité physico-chimique des eaux de surface à l'amont du barrage Sarno, dans le bassin versant de l'oued Mekerra, sur la période 2016–2020, avec une attention particulière portée à la pollution organique et à ses variations saisonnières. Les données mensuelles des dix paramètres physico-chimiques (le pH, le résidu sec, l'oxygène dissous, les nitrates (NO_3^-), les nitrites (NO_2^-), l'ammonium (NH_4^+), les phosphates (PO_4^{3-}), la demande biologique en oxygène (DBO_5), la demande chimique en oxygène (DCO), ainsi que la matière organique) ont été fournies par l'ANRH. L'analyse temporelle des tendances à l'aide du test de Mann-Kendall a révélé une tendance significative à la hausse pour la DBO_5, et des tendances significatives à la baisse pour le résidu sec, les nitrates et les nitrites. Aucun autre paramètre n'a montré de tendance notable. Par ailleurs, le test de Webel-Ollech n'a révélé aucune saisonnalité significative pour l'ensemble des paramètres. Le rapport DCO/DBO_5 a mis en évidence une prédominance d'effluents difficilement biodégradables (76,67 %), tandis que les effluents moyennement biodégradables n'ont été détectés qu'en automne, où ils représentent 100 % des cas enregistrés pour cette saison. L'indice de pollution organique (OPI) indique que la majorité des observations relèvent de la classe de pollution organique faible. Le test d'ajustement de Kolmogorov-Smirnov a confirmé une distribution dissymétrique pour tous les paramètres étudiés, y compris l'OPI, justifiant ainsi l'utilisation du coefficient de corrélation de Spearman. L'analyse des corrélations saisonnières révèle que l'OPI est fortement et négativement corrélé avec les nitrites, les phosphates et l'oxygène dissous. Enfin, les diagrammes en boîte (boxplots) ont permis de visualiser les variations saisonnières de la distribution des paramètres, avec une présence marquée de valeurs aberrantes pour chacun d'eux, plus fréquentes dans les extrêmes supérieurs.

Mots clés : Eaux de surface, oued Mekerra, barrage Sarno, pollution organique, indice OPI, rapport DCO/DBO_5, variation saisonnière.

Abstract

The quality of surface water is significantly influenced by wastewater discharges, agricultural activities, and industrial operations, which contribute to increased concentrations of cations, anions, nutrients, suspended solids (SS), and organic matter. This study aims to assess the physicochemical quality of surface water upstream of the Sarno Dam, located in the Oued Mekerra watershed, over the period 2016–2020, with a particular focus on organic pollution and its seasonal variations. Monthly data for ten physicochemical parameters (pH, total dissolved solids, dissolved oxygen, nitrates (NO_3^-), nitrites (NO_2^-), ammonium (NH_4^+), phosphates (PO_4^{3-}), biochemical oxygen demand (BOD_5), chemical oxygen demand (COD), and organic matter) were provided by the ANRH. Trend analysis using the non-parametric Mann-Kendall test revealed a significant upward trend for BOD_5, and significant downward trends for total dissolved solids, nitrates, and nitrites. No notable trends were observed for the remaining parameters. Additionally, the Webel-Ollech test indicated no significant seasonality in any of the studied parameters. The COD/BOD_5 ratio revealed a marked predominance of poorly biodegradable effluents (76.67%), while moderately biodegradable effluents were only observed in autumn, accounting for 100% of the seasonal cases. The Organic Pollution Index (OPI) showed that the majority of observations fall into the low organic pollution category. The Kolmogorov-Smirnov goodness-of-fit test confirmed a non-normal (skewed) distribution for all the studied parameters, including OPI, justifying the use of Spearman's correlation coefficient. Seasonal correlation analysis showed that OPI is strongly and negatively correlated with nitrites, phosphates, and dissolved oxygen. Finally, boxplot diagrams highlighted seasonal variations in the distribution of parameters, with a notable presence of outliers for each parameter more frequent in the upper range suggesting a tendency toward high extreme values.

Keywords: Surface water, Oued Mekerra, Sarno Dam, organic pollution, OPI, COD/BOD_5 ratio, seasonal variation.

الملخص

جودة المياه السطحية تتأثر بشكل كبير بتصريف مياه الصرف الصحي والأنشطة الزراعية والصناعية، التي تسهم في زيادة الكاتيونات، الأنيونات، المغذيات، المواد العالقة (MES) والمادة العضوية. يهدف هذا العمل إلى تقييم الجودة الفيزيائية–الكيميائية للمياه السطحية في أعلى سد سرنو، ضمن الحوض المائي لواد مكرة، خلال الفترة 2016–2020، مع التركيز بشكل خاص على التلوث العضوي وتغيراته الموسمية.

تم توفير البيانات الشهرية لعشرة معايير فيزيائية–كيميائية) الـpH، البقايا الجافة، الأكسجين المذاب، النترات–NO3) (، النتريت(–NO2) ، الأمونيوم(+NH4) ، الفوسفات(–PO43) ، الطلب البيوكيميائي على الأكسجين(DBO5) ، الطلب الكيميائي على الأكسجين(DCO) ، إضافة إلى المادة العضوية (من قبل الوكالة الوطنية للموارد المائية.(ANRH)

أظهر التحليل الزمني للاتجاهات باستخدام اختبار Mann–Kendall وجود اتجاه تصاعدي ملحوظ لـDBO5 ، واتجاهات تنازلية مهمة للبقايا الجافة، النترات والنتريت. ولم يظهر أي من المعايير الأخرى اتجاهاً ملحوظاً. من جهة أخرى، لم يكشف اختبار Webel–Ollech عن أي موسمية مهمة لجميع المعايير.

أما نسبة DCO/DBO5 فقد أبرزت سيطرة التدفقات صعبة التحلل البيولوجي (76.67 %)، بينما سُجلت التدفقات متوسطة التحلل البيولوجي فقط في فصل الخريف، حيث مثلت 100 % من الحالات المسجلة في هذا الموسم.

أظهر مؤشر التلوث العضوي (OPI) أن غالبية المشاهدات تندرج ضمن فئة التلوث العضوي الضعيف. كما أكد اختبار Kolmogorov–Smirnov عدم تماثل التوزيع لجميع المعايير المدروسة، بما في ذلك مؤشرOPI ، مما يبرر استخدام معامل ارتباط.Spearman

وكشفت دراسة الارتباطات الموسمية أن OPI يرتبط سلبياً وبقوة مع النتريت، الفوسفات، والأكسجين المذاب. وأخيراً، سمحت الرسوم الصندوقية (Boxplots) بتوضيح التغيرات الموسمية في توزيع المعايير، مع تسجيل حضور ملحوظ للقيم الشاذة لكل منها، والتي ظهرت بشكل أكبر في الحدود العليا.

الكلمات المفتاحية:

المياه السطحية، واد مكرة، سد سرنو، التلوث العضوي، مؤشرOPI ، نسبةDCO/DBO5 ، التغير الموسمي.

Sommaire

Introduction Générale 1
Chapitre I Étude bibliographique 4
I.1 Introduction 5
I.2 Généralités sur la pollution des eaux superficielles 5
I.3 Origines de la pollution des eaux superficielles 6
I.3.1 Pollution urbaine 6
I.3.2 Pollution agricole 6
I.3.3 Pollution industrielle 7
I.3.4 Pollution liée aux phénomènes naturels 7
I.4 Paramètres de surveillance de la qualité des eaux superficielles 8
I.4.1 Paramètres organoleptiques 8
I.4.1.1 Couleur 8
I.4.1.2 Saveur 8
I.4.1.3 Odeur 8
I.4.1.4 Turbidité 8
I.4.2 Paramètres physiques 9
I.4.2.1 Température 9
I.4.2.2 Conductivité électrique 9
I.4.2.3 Potentiel hydrogène (pH) 9
I.4.2.4 Oxygène dissous 10
I.4.2.5 Matières en suspension (MES) 11
I.4.2.6 Potentiel redox 11
I.4.3 Paramètres chimiques 11
I.4.3.1 Minéralisation globale 11
I.4.3.1.1 Calcium 12
I.4.3.1.2 Magnésium 12
I.4.3.1.3 Sodium 12
I.4.3.1.4 Potassium 12
I.4.3.1.5 Chlorures 12
I.4.3.1.6 Sulfates 13
I.4.3.1.7 Bicarbonates 13
I.4.3.2 Indicateurs de pollution 13
I.4.3.2.1 Nitrates 13
I.4.3.2.2 Nitrites 13

I.4.3.2.3 Ammonium 13
I.4.3.2.4 Orthophosphates 14
I.4.3.2.5 Demande Biologique en Oxygène (DBO_5) 14
I.4.3.2.6 Demande Chimique en Oxygène (DCO) 14
I.4.3.3 Métaux lourds 15
I.4.4 Paramètres bactériologiques 15
I.4.4.1 Bactéries 15
I.5 Normes et classes de qualité des eaux superficielles 16
I.6 Conclusion 17
Chapitre II Présentation de la zone d'étude 18
II.1 Délimitation de la zone d'étude 19
II.2 Géologie 20
II.3 Caractéristiques morphométriques du bassin versant de l'oued Sarno 20
II.3.1 Caractéristiques de forme 20
II.3.1.1 Coefficient de compacité de Gravélius 20
II.3.1.2 Rectangle équivalent 20
II.3.2 Etude de relief 20
II.3.2.1 Courbe hypsométrique 20
II.3.2.2 Altitudes caractéristiques 21
II.3.2.3 Pente moyenne du bassin versant 21
II.3.2.4 Indice de pente de Roche 22
II.3.2.5 Indice de pente global 22
II.3.2.6 Pente moyenne du cours d'eau principal (Indice de pente moyenne) 22
II.3.2.7 Dénivelée spécifique 22
II.3.3 Caractéristiques du réseau hydrographique 23
II.3.3.1 Densité de drainage 23
II.3.3.2 Fréquence des thalwegs d'ordre 1 23
II.3.3.3 Coefficient de torrentialité 23
II.3.3.4 Temps de concentration 24
II.3.3.5 Vitesse moyenne de ruissellement 24
II.4 Étude climatique 25
II.4.1 Sélection des stations pluviométriques 25
II.4.2 Contrôle de la fiabilité des données : méthode des doubles cumulées 26
II.4.3 Vérification de l'homogénéité de la station de référence 27
II.4.4 Statistiques descriptives 28

II.4.5 Diagramme ombrothermique 29
II.4.6 Régime climatique 30
II.4.6.1 Indice d'aridité de De Martonne 30
II.4.7 Bilan hydrique selon Thornthwaite 31
Chapitre III Évaluation de la qualité physico chimique 34
III.1 Introduction 35
III.2 Paramètres physico-chimiques étudiés 35
III.3 Tendances temporelles des paramètres physico-chimiques par le test de Mann-Kendall 36
III.4 Saisonnalité des paramètres physico-chimiques par le test de Webel-Ollech 38
III.5 Caractérisation de la pollution organique à partir du rapport DCO/DBO_5 39
III.6 Variabilité de la pollution organique selon l'indice de pollution organique (OPI) 42
III.7 Vérification de la normalité des données par le test de Kolmogorov-Smirnov 45
III.8 Corrélations entre variables physico-chimiques à l'échelle saisonnière par la méthode de Spearman 48
III.9 Analyse saisonnière du pH des eaux de surface à travers les boxplots 53
Conclusion Générale 63
Références bibliographiques 66

Liste des figures

Figure I.1 : Schéma du cycle de l'eau [Source Wikipédia] 6
Figure I.2 : Quelques solutions courantes et leurs valeurs de pH approximatives (Source Wikipédia) 10
Figure II.1 : Délimitation de la zone d'étude 19
Figure II.2 : Courbe hypsométrique du bassin versant étudié 21
Figure II.3 : Classification de reliefs selon la méthode de LORSTOM 23
Figure II.4 : Contrôle de l'homogénéité des données pluviométriques de la station Ain Trid 27
Figure II.5 : Boxplots des précipitations annuelles des stations étudiées 29
Figure II.6 : Diagrammes ombrothermiques de Gaussen et Bagnauls des stations pluviométriques étudiées 30
Figure II.7 : Représentation graphique du bilan hydrique de Thornthwaite de la station Ain Trid 33
Figure III.1 : Lac du barrage Sarno à partir de Google Earth 35
Figure III.2 : Répartition des classes d'effluents selon le rapport DCO/DBO_5 41
Figure III.3 : Histogramme du rapport DCO/DBO_5 par classe de biodégradabilité selon les saisons 42
Figure III.4 : Répartition des classes de pollution organique selon l'Indice OPI 43
Figure III.5 : Répartition saisonnière des classes de l'Indice OPI 45
Figure III.6 : Corrélations entre paramètres physico-chimiques en automne 49
Figure III.7 : Corrélations entre paramètres physico-chimiques en hiver 50
Figure III.8 : Corrélations entre paramètres physico-chimiques au printemps 51
Figure III.9 : Corrélations entre paramètres physico-chimiques en été 52
Figure III.10 : Boxplots saisonniers du pH 53
Figure III.11 : Boxplots saisonniers du résidu sec 54
Figure III.12 : Boxplots saisonniers de l'oxygène dissous 55
Figure III.13 : Boxplots saisonniers des nitrates 56
Figure III.14 : Boxplots saisonniers des nitrites 57
Figure III.15 : Boxplots saisonniers de l'ammonium 58
Figure III.16 : Boxplots saisonniers des phosphates 59
Figure III.17 : Boxplots saisonniers de la DBO_5 60
Figure III.18 : Boxplots saisonniers de la DCO 61
Figure III.19 : Boxplots saisonniers de la matière organique 62

Liste des tableaux

Tableau I.1 Classes d'aptitude des eaux superficielles [**ABH, 2009**]..... 16

Tableau I.2 Grille de la qualité des eaux superficielles **[ABH, 2009]**..... 17

Tableau II.1 Caractéristiques morphométriques du bassin versant de l'oued Sarno..... 25

Tableau II.2 Caractéristiques et période d'observation des stations pluviométriques retenues pour l'étude 26

Tableau II.3 Résultats du test statistique de Wilcoxon appliqué sur la station Tessala..... 28

Tableau II.4 Caractéristiques statistiques des stations pluviométriques étudiées..... 28

Tableau II.5 Classement du climat en fonction de l'indice d'aridité De Martonne..... 31

Tableau II.6 Résultats de l'indice d'aridité De Martonne 31

Tableau II.7 : Bilan hydrique selon la méthode de Thornthwaite de la station Ain Trid..... 32

Tableau III.1 Résultats du test de Mann-Kendall appliqué aux paramètres physico-chimiques des eaux du barrage Sarno (2016–2020) 37

Tableau III.2 Résultats du test de Webel-Ollech appliqué aux paramètres physico-chimiques des eaux du barrage Sarno (2016–2020) 39

Tableau III.3 Répartition en classes des paramètres liés à la pollution organique pour le calcul de l'OPI **[17]** 42

Tableau III.4 Résultats du test de Kolmogorov-Smirnov pour l'évaluation de la normalité des paramètres physico-chimiques et de l'OPI..... 47

Liste des abréviations

ANRH : Agence Nationale des Ressources Hydrauliques

Ct : Coefficient de torrentialité

DBO_5 : Demande Biologique en Oxygène pendant 5 jours

DCO : Demande Chimique en Oxygène

Dd : Densité de drainage

Ds : Dénivelée spécifique

EDB : Effluent Difficilement Biodégradable

EFB : Effluent Facilement Biodégradable

EMB : Effluent Moyennement Biodégradable

ETP : ÉvapoTranspiration potentielle

ETR : ÉvapoTranspiration Réelle

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

MES : Matières En Suspension

MO : Matière Organique

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

PCB : PolyChloroBiphényles

pH : potentiel d'Hydrogène

POF : Pollution Organique Faible

POM : Pollution Organique Modérée

PON : Pollution Organique Nulle

POTF : Pollution Organique Très Forte

RU : Réserve Utile

TC : Temps de Concentration

Introduction Générale

Introduction Générale

Les barrages jouent un rôle fondamental dans la gestion intégrée des ressources hydriques. Ils contribuent à la régulation des débits, à l'approvisionnement en eau potable, à l'irrigation, à la production d'énergie hydroélectrique ainsi qu'à la prévention des inondations. Toutefois, au-delà de leur fonction de stockage, les barrages influencent directement la qualité des eaux qu'ils retiennent. En effet, le ralentissement du flux hydrique à l'amont entraîne une sédimentation accrue et modifie les processus biogéochimiques naturels, ce qui peut accentuer la concentration de certains polluants, notamment les nutriments et la matière organique. Par ailleurs, les barrages en remblai, comme toute infrastructure hydraulique, sont exposés à des phénomènes de dégradation tels que l'érosion interne, pouvant provoquer des infiltrations et des pertes d'eau, mais aussi altérer la composition physico-chimique des eaux par des échanges non contrôlés avec le sol ou les matériaux de construction. Il devient donc indispensable d'assurer une surveillance rigoureuse de ces ouvrages, non seulement pour garantir leur stabilité structurelle, mais également pour suivre l'évolution de la qualité de l'eau stockée. À cet égard, l'analyse des infiltrations et des paramètres physico-chimiques constitue un outil essentiel pour évaluer l'état de fonctionnement du barrage et prévenir les risques de dégradation de la ressource en eau.

Au-delà de l'intégrité physique de l'ouvrage, la qualité de l'eau stockée constitue un enjeu majeur. Celle-ci est influencée à la fois par des processus naturels (précipitations, altération des roches, transport des sédiments, échanges biogéochimiques) et par des activités anthropiques telles que l'urbanisation croissante, le développement industriel et les pratiques agricoles intensives. Ces facteurs peuvent induire des modifications significatives dans les propriétés physico-chimiques de l'eau, compromettant ainsi son usage domestique, agricole ou écologique.

Dans ce contexte, l'évaluation de la qualité des eaux de surface constitue une étape cruciale pour orienter les stratégies de gestion durable des ressources hydriques. L'approche adoptée dans cette étude s'inscrit dans une logique de diagnostic environnemental basé sur l'analyse statistique de paramètres physico-chimiques mesurés à l'amont du barrage Sarno, situé dans le bassin versant de l'oued Mekerra. L'objectif principal est d'identifier la nature et l'ampleur de la pollution organique, en mettant en évidence ses variations saisonnières sur la période 2016–2020, à travers des outils statistiques appropriés.

Pour atteindre cet objectif, le présent mémoire est structuré en trois chapitres :

- Le premier chapitre est consacré à l'étude bibliographique, où sont abordées les principales sources de pollution des eaux de surface ainsi que les paramètres couramment utilisés pour leur surveillance et leur évaluation ;
- Le deuxième chapitre présente le cadre général de l'étude, à savoir toutes caractéristiques du bassin versant de l'oued Mekerra ;
- Le troisième chapitre est dédié à l'analyse et à l'évaluation de la qualité physico-chimique des eaux de l'oued Sarno, avec un accent particulier sur la caractérisation de la pollution organique et son évolution saisonnière.

Enfin, une conclusion générale viendra synthétiser les résultats majeurs de cette étude et proposer une série de recommandations pratiques pour une meilleure gestion et protection de la qualité des eaux de surface dans la région étudiée.

Chapitre I Étude bibliographique

I.1 Introduction

L'eau couvre les trois quarts de la surface de notre planète. Elle constitue les rivières, les eaux souterraines, les lacs, les mers, les océans. Elle est présente dans les sols et constitue les êtres vivants. Sous toutes ses formes, l'eau participe au cycle de l'eau. Les stocks disponibles en eau naturelle se composent des eaux souterraines, alimentés par les eaux de surface et les eaux de mer. Le potentiel hydrique représente le potentiel de l'eau à quitter un compartiment donné. Il caractérise le mouvement de l'eau dans le sol : le mouvement de l'eau va du potentiel le plus hydraté au moins hydraté. Potentialité hydrique : Propriété physique d'un compartiment (du sol ou cellulaire) régie en partie par sa concentration en soluté. Plus le potentiel hydrique est faible, plus le compartiment attire l'eau. Les potentialités hydriques constituent un élément essentiel et conditionnent toute possibilité de développement dans les zones arides. L'exploitation irraisonnée et la mauvaise gestion des ressources en eau mobilisées dans ces régions ont connu une certaine évolution au cours de la dernière décennie. Tout cela, en dépit des orientations de la politique nationale inhérente au développement du sud algérien. Elles soulignent la nécessité d'impulser le développement socio- économique local saharien. Elles mettent également l'accent sur une exploitation rigoureuse et une gestion rationnelle des ressources hydriques mobilisées. Les eaux de surface, qui constituent notre source traditionnelle d'eau douce, ne comptent que pour environ 0,3 % de l'eau douce de la planète. La circulation et la conservation de l'eau de la Terre constituent le cycle hydrologique. Les eaux souterraines et les eaux de surface sont inextricablement liées dans le cycle hydrologique. Il n'y a en fait qu'une seule réserve d'eau douce disponible. Au cours de ce chapitre, nous décrirons quelques généralités sur la pollution des eaux de surface **[1]**.

I.2 Généralités sur la pollution des eaux superficielles

Les eaux de surface contribuent à la vie de la faune et de la flore environnante, puis finissent par s'évaporer, par ruisseler jusqu'à la mer ou par rejoindre par infiltration les eaux souterraines favorisant ainsi la recharge des nappes phréatiques. A cause du cycle de l'eau, les écosystèmes aquatiques (les eaux continentales ou océaniques) sont susceptibles d'être contaminés par des pollutions accidentelles ou chroniques. En rejetant des effluents contaminés dans le milieu aquatique, les activités humaines industrielles, agricoles ou urbaines polluant les eaux. On peut distinguer trois grandes familles de pollution, la pollution (physique, chimique et biologique) **[1]**.

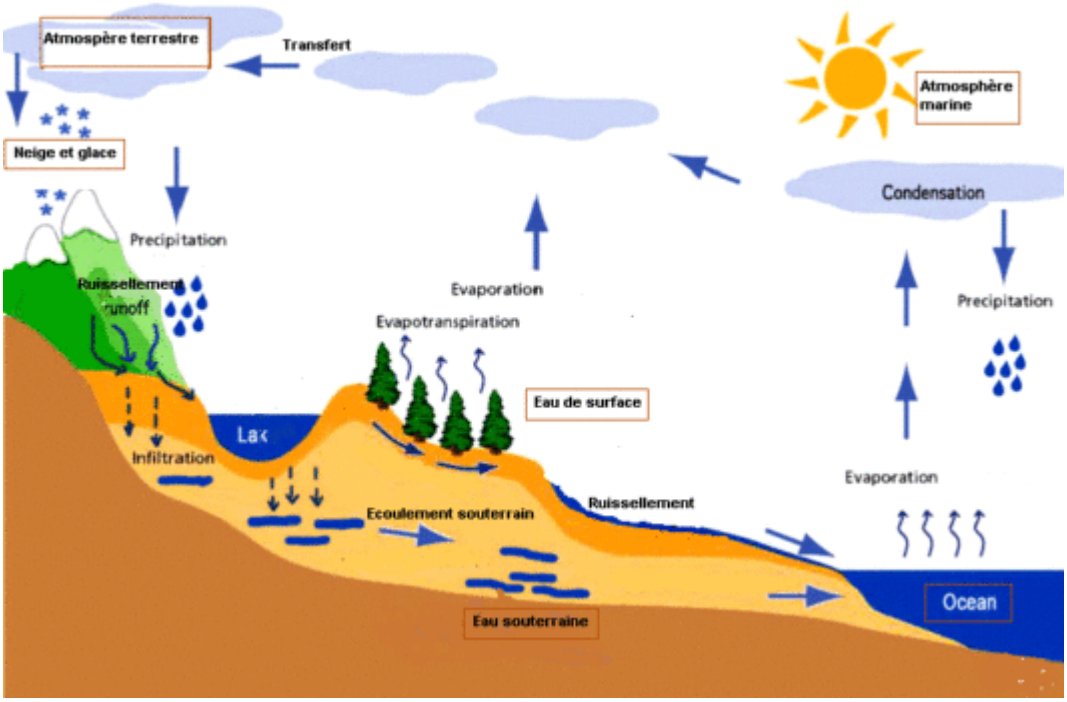


Figure I.1 : Schéma du cycle de l'eau **[Source Wikipédia]**

I.3 Origines de la pollution des eaux superficielles

Les causes de la pollution des eaux superficielles sont variées et peuvent être regroupées en plusieurs catégories **[1, 2, 3, 5]**:

I.3.1 Pollution urbaine

La pollution domestique fait référence a la contamination de l'air, de l'eau et des surfaces à l'intérieur des habitations en raison de diverses activités et produits utilisés au quotidien. Voici quelques sources courantes de pollution domestique : produits chimique ménagers (les nettoyants, désinfectants, peintures), fumée de tabac, allergènes, émissions des appareils (les appareils de chauffage, les cuisinières à gaz et d'autres équipement), matériaux de construction (les panneaux de particules ou les moquettes peuvent libérer des polluants dans l'air).

I.3.2 Pollution agricole

La pollution agricole ddésigne la contamination de l'environnement causée par des pratiques agricoles. Cela inclut plusieurs aspects :

- Utilisations de pesticides et d'herbicides (ces produits chimiques bien que conçus pour protéger les cultures peuvent contaminer le sol, l'eau et l'air affectant la biodiversité et la santé humaine) ;

- Fertilisants (les énergies chimiques peuvent entrainer un excès de nutriments dans le sol et les eux, provoquants des phénomènes d'eutrophisation, qui nuisent aux écosystèmes aquatiques) ;
- Érosion du sol (les pratiques agricoles intensives peuvent entrainer la dégradation du sol, ce qui réduit sa fertilité et peut mener à la pollution des cours d'eau par les sédiments) ;
- Elevage intensif (les fermes d'élevage peuvent produire de grandes quantités de déchets animaux, qui s'ils ne sont pas gérés correctement, peuvent contaminer le sol et l'eau) ;
- Utilisation d'eau d'irrigation excessive peut entrainer la salinisation des sols et réduire la qualité de l'eau.

I.3.3 Pollution industrielle

La pollution industrielle fait référence à la contamination de l'environnement causée par les activités des industries et des usines. Voici quelques sources et types de pollution industrielle :

- Émissions atmosphériques **:** les usines peuvent émettre des gaz polluants, comme le dioxyde de soufre, les oxydes d'azote et les particules fines, qui contribuent à la pollution de l'air et peuvent avoir des effets l'environnement ;
- Déchets solides : les industries génèrent souvent des déchets solides qui, s'ils ne sont pas correctement gérés peuvent polluer le sol et l'eau ;
- Déversements de produits chimiques : les accidents industriels peuvent entrainer le déversement de substances dangereuses dans l'environnement, contaminant les sols et les sources d'eau.

I.3.4 Pollution liée aux phénomènes naturels

Quelques exemples sont cités ci-dessous :

- Volcans : les éruptions volcaniques libèrent de grandes quantités de cendres, de gaz et de particules dans l'atmosphère, ce qui peut affecter la qualité de l'air et provoquer des problèmes de santé ;
- Incendies de foret : Ces incendies, souvent causés par la foudre ou des conditions sèches, produisent de la fumée et des particules qui polluent l'air, entrainant des effets néfastes sur la santé et l'environnement ;
- Tempêtes de poussière : les tempêtes de poussière, courantes dans les régions arides, soulèvent des particules de sol dans l'air, ce qui peut réduire la visibilité et contaminer l'air ;

- Inondation : les inondations peuvent entrainer le débordement de produits chimiques et des déchets dans l'eau, contaminant les rivières et les lacs ;
- Érosion : les processus naturels d'érosion peuvent libérer des sédiments dans les cours d'eau, affectant la qualité de l'eau et les écosystèmes aquatiques.

I.4 Paramètres de surveillance de la qualité des eaux superficielles

Les rejets de substances polluantes dans les milieux aquatiques provoquent d'importantes altérations des caractéristiques physico-chimiques, organoleptiques et biologiques des eaux de surface, affectant également l'équilibre des écosystèmes aquatiques. Dès lors qu'un rejet modifie la qualité de l'eau ou le fonctionnement du milieu récepteur de manière négative, il est alors qualifié de pollution **[2, 4]**.

I.4.1 Paramètres organoleptiques

Les paramètres organoleptiques englobent la saveur, la couleur, l'odeur et la turbidité (mesure inverse de la transparence). Bien qu'ils ne représentent pas en eux-mêmes un risque sanitaire direct, leur altération peut constituer un indicateur de contamination ou signaler des dysfonctionnements dans les systèmes de traitement ou de distribution de l'eau **[2, 6]**.

I.4.1.1 Couleur

L'eau pure est généralement perçue comme transparente lorsqu'elle est observée sur une faible épaisseur. Cependant, à plus grande profondeur, elle prend une teinte bleu clair, en raison de l'absorption sélective de certaines longueurs d'ondes de la lumière. Des substances, notamment minérales, responsables de la coloration peuvent perturber les procédés de traitement de l'eau, notamment les techniques d'échange d'ions. La couleur constitue un paramètre réglementé pour les eaux destinées à la consommation humaine **[7]**.

I.4.1.2 Saveur

La saveur de l'eau résulte d'un ensemble de sensations perçues en bouche, combinant les stimuli gustatifs, olfactifs et chimiques. Toute modification inhabituelle de ce paramètre peut être le signe d'une contamination ou d'un problème de traitement **[1]**.

I.4.1.3 Odeur

L'odeur est définie comme l'ensemble des sensations ressenties par l'organe olfactif lors de l'inhalation de composés volatils. Une odeur anormale peut révéler la présence de substances indésirables, souvent issues d'une pollution organique ou chimique **[2]**.

I.4.1.4 Turbidité

La turbidité traduit le degré de trouble d'une eau, causé par la présence de particules non dissoutes en suspension. Elle est généralement due à des éléments tels que les argiles, limons ou micro-organismes. Des particules colloïdales, qu'elles soient d'origine organique ou

minérale, peuvent également y contribuer. Une turbidité élevée peut affecter la qualité de l'eau et nuire à l'efficacité des traitements **[2]**.

I.4.2 Paramètres physiques

Certains paramètres physiques tels que la température, la conductivité électrique, le potentiel hydrogène (pH), la teneur en oxygène dissous, les matières en suspension ainsi que le potentiel redox influencent fortement la distribution des organismes aquatiques et conditionnent l'activité biologique dans un cours d'eau.

I.4.2.1 Température

La température de l'eau est un paramètre fondamental à surveiller. Elle influence directement la solubilité des sels, en particulier des gaz, et joue un rôle déterminant dans la régulation du pH. Sa mesure est essentielle en limnologie et dans le cadre du calcul des échanges thermiques. La température agit également comme un facteur physiologique majeur, affectant le métabolisme et le développement des micro-organismes présents dans le milieu aquatique. Elle influence l'efficacité des processus biologiques, notamment ceux liés à la biodégradation de la matière organique. C'est pourquoi elle doit faire l'objet d'un suivi régulier. Dans les eaux de surface, sa variation est principalement soumise aux conditions climatiques. La connaissance précise de ce paramètre est également cruciale pour l'interprétation d'autres mesures telles que la saturation en gaz dissous ou le pH **[8]**.

I.4.2.2 Conductivité électrique

La conductivité électrique de l'eau est un indicateur physico-chimique lié à la quantité et à la nature des substances dissoutes. Les composés organiques et colloïdaux présentent généralement une faible conductivité. Ce paramètre varie également en fonction de la température. D'un point de vue technique, la conductivité correspond à la capacité d'une colonne d'eau, comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm^2 de surface et séparées par 1 cm, à conduire le courant électrique. Elle est exprimée en microsiemens par centimètre ($\mu S/cm$). La mesure de la conductivité permet d'obtenir rapidement une estimation de la teneur en sels dissous. Une conductivité élevée peut révéler soit une forte salinité, soit des déséquilibres du pH **[9]**.

I.4.2.3 Potentiel hydrogène (pH)

Le pH mesure l'acidité ou la basicité d'une eau à travers la concentration en ions hydrogène (H^+). Il est défini comme le logarithme décimal de l'inverse de la concentration des ions H^+. La mesure du pH doit impérativement être réalisée in situ, à l'aide d'un pH-mètre, afin d'éviter toute altération de la valeur par des changements physico-chimiques post-prélèvement.

Ce paramètre est essentiel pour comprendre les équilibres chimiques en milieu aquatique et l'impact des rejets sur la qualité de l'eau **[2]**.

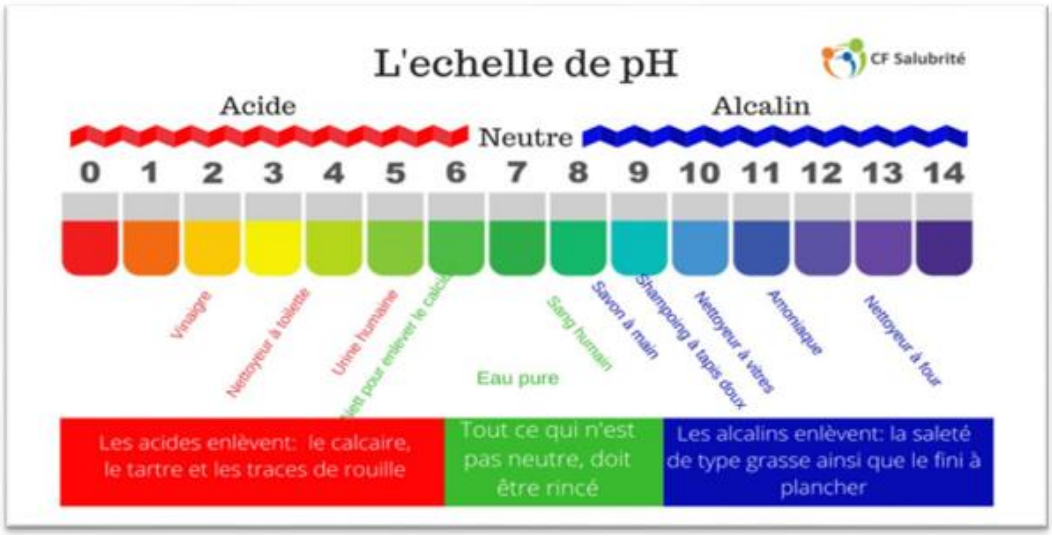


Figure I.2 : Quelques solutions courantes et leurs valeurs de pH approximatives **(Source Wikipédia)**

I.4.2.4 Oxygène dissous

La concentration en oxygène dissous dans l'eau varie selon les cycles journaliers et les saisons, car elle dépend de plusieurs facteurs : la pression partielle de l'oxygène atmosphérique, la température, la salinité de l'eau ainsi que l'intensité de la lumière pénétrant le milieu. Elle est aussi influencée par la consommation d'oxygène due à l'activité biologique (respiration des organismes aquatiques) et aux réactions d'oxydation impliquant la décomposition de la matière organique.

L'oxygène dissous est exprimé en milligrammes par litre (mg/l) ou en pourcentage de saturation. Lorsque la consommation d'oxygène dépasse sa production, on parle alors de déficit en oxygène, souvent dû à deux phénomènes principaux **[8, 9]** :

- L'eutrophisation : Ce processus, favorisé par l'enrichissement des eaux en nutriments (notamment azote et phosphore), entraîne une prolifération de végétaux aquatiques. La dégradation de cette biomasse nécessite une quantité importante d'oxygène, ce qui accentue la demande en oxygène dissous ;
- L'oxydation de la matière organique : La dégradation de substances organiques présentes dans l'eau se produit par des mécanismes microbiens consommant de l'oxygène, réduisant ainsi sa disponibilité dans le milieu.

I.4.2.5 Matières en suspension (MES)

Les matières en suspension désignent l'ensemble des particules minérales ou organiques non dissoutes dans l'eau. Elles incluent les argiles, sables, limons, débris organiques ou minéraux de petite taille, ainsi que le plancton et divers micro-organismes.

La quantité de MES dans les eaux de surface varie en fonction des saisons et du régime hydrologique (vitesse de l'écoulement, crues, etc.). Ces particules influencent la transparence de l'eau en réduisant la pénétration de la lumière. En outre, elles peuvent se fixer à des substances polluantes telles que les métaux lourds, les pesticides, les hydrocarbures ou d'autres composés toxiques, ce qui augmente leur impact environnemental. Leur concentration est généralement exprimée en milligrammes par litre (mg/l) **[10]**.

I.4.2.6 Potentiel redox

Le potentiel d'oxydoréduction (ou potentiel redox) reflète l'aptitude d'un milieu aqueux à permettre des échanges d'électrons. Il influence directement les états d'oxydation d'éléments tels que l'hydrogène, le carbone, l'azote, l'oxygène, le soufre ou encore le fer. Dans une eau bien oxygénée, les réactions d'oxydation prédominent, traduisant un potentiel redox élevé. À l'inverse, une baisse de la concentration en oxygène dissous favorise des conditions réductrices, ce qui diminue la valeur du potentiel redox. Ce paramètre est particulièrement utile pour suivre l'évolution des conditions chimiques d'un milieu aquatique naturel, notamment lors de phénomènes de pollution ou de transformation biologique. Il s'exprime en millivolts (mV) **[11]**.

I.4.3 Paramètres chimiques

I.4.3.1 Minéralisation globale

La minéralisation globale désigne la quantité totale de substances minérales dissoutes dans un échantillon d'eau. Elle correspond à la somme des cations et anions présents, tels que le calcium, le magnésium, le sodium, le potassium, les chlorures, les sulfates, et les bicarbonates. C'est un paramètre essentiel pour évaluer la qualité chimique de l'eau, que ce soit pour des usages domestiques, industriels, ou environnementaux.

Parmi les origines de la minéralisation **[3]** :

- Dissolution des roches : Les sels minéraux sont libérés dans l'eau par l'altération des roches (calcaire, gypse, granite) ;
- Sources géothermales : Richesse en minéraux spécifiques comme les sulfates ou les silicates ;
- Pollution agricole : Apports en nitrates et phosphates ;
- Rejets industriels : Métaux lourds, chlorures ;

- Eaux usées : Apports en substances organiques et minérales.

I.4.3.1.1 Calcium

Le calcium est un minéral naturellement abondant, essentiel au bon fonctionnement de l'organisme humain. Présent principalement dans les produits laitiers et certains légumes, il joue un rôle fondamental dans la croissance, la régulation du système nerveux, le fonctionnement cardiaque, l'activité musculaire et la gestion du poids corporel. Il existe sous différentes formes chimiques, chacune ayant des propriétés spécifiques : carbonate de calcium, bromure de calcium, chlorure de calcium ou encore chlorure de chaux **[2]**.

I.4.3.1.2 Magnésium

Le magnésium, tout comme le calcium, contribue à la dureté de l'eau. Sa concentration dépend principalement des formations géologiques traversées par l'eau. Il est indispensable à la croissance, intervenant à la fois comme constituant des os (rôle plastique) et dans diverses réactions biochimiques (rôle dynamique), notamment enzymatiques et hormonales. Étant peu influencé par les activités humaines, le magnésium n'est généralement pas utilisé comme indicateur de pollution. L'apport journalier recommandé chez l'adulte se situe entre 200 et 300 mg. Cependant, à des concentrations élevées, il peut conférer une saveur amère à l'eau **[2, 4, 5]**.

I.4.3.1.3 Sodium

Le sodium est un élément dont la concentration dans l'eau varie considérablement selon la région géographique. Il provient de sources naturelles telles que les roches riches en chlorure de sodium ou de la dissolution des sels minéraux. Dans l'organisme humain, le sodium assure l'équilibre osmotique entre les compartiments cellulaires, régulé par les mécanismes endocriniens et cardiovasculaires. Des études ont établi un lien entre la consommation excessive de sodium et l'hypertension artérielle **[5]**.

I.4.3.1.4 Potassium

Le potassium est présent dans la croûte terrestre, notamment dans les roches d'origine ignée (comme le granite, la rhyolite ou la syénite), le potassium est généralement stable dans les eaux naturelles, avec des concentrations allant de 10 à 15 mg/l. À ces niveaux, il ne présente pas de risque pour la santé humaine. Toutefois, certaines activités industrielles, notamment les mines de potasse ou la production d'engrais, peuvent entraîner des apports ponctuels élevés en potassium dans les eaux **[4]**.

I.4.3.1.5 Chlorures

La concentration en chlorures dans l'eau est fortement influencée par la nature des formations géologiques traversées. Dans les eaux de surface non polluées, elle est généralement

inférieure à 25 mg/l. Toutefois, dans certaines régions, la traversée de marnes salifères peut faire grimper cette teneur jusqu'à 1000 mg/l, voire plus **[1]**.

I.4.3.1.6 Sulfates

Les sulfates (SO_4^{2-}) présents dans l'eau résultent principalement de la minéralisation des composés alcalins. Bien qu'ils ne soient pas toujours problématiques, leur excès peut entraîner des troubles intestinaux chez les personnes sensibles, selon le niveau de tolérance individuelle **[2]**.

I.4.3.1.7 Bicarbonates

Une concentration excessive en bicarbonates (HCO_3^-) peut temporairement altérer la potabilité de l'eau. Ces ions jouent toutefois un rôle essentiel dans la stabilité chimique des eaux douces, agissant comme un tampon naturel contre l'acidification. Ils sont également analysés pour évaluer leur impact sur les conduites d'eau et les risques potentiels de corrosion dans les réseaux de distribution. En cas de pollution acide, les bicarbonates permettent un retour à l'équilibre chimique du milieu **[6]**.

I.4.3.2 Indicateurs de pollution

I.4.3.2.1 Nitrates

Les nitrates représentent la forme d'azote la plus soluble dans l'eau. Leur concentration varie en fonction des événements hydrologiques, pouvant parfois dépasser les seuils de qualité fixés pour les eaux brutes destinées à la consommation humaine. La présence de nitrates dans l'eau constitue un indicateur de pollution. Ils peuvent provenir de sources naturelles (sols) ou de sources anthropiques telles que l'industrie chimique, les décharges électriques et les engrais azotés. En général, les eaux naturelles contiennent des concentrations variables de nitrates selon les saisons. Toutefois, une hausse notable de ces concentrations est actuellement observée dans de nombreuses eaux superficielles et souterraines. Les normes de l'OMS (2008) fixent la limite maximale admissible à 40 mg/l, tandis que la réglementation algérienne la situe à 50 mg/l **[12]**.

I.4.3.2.2 Nitrites

Les nitrites sont présents à l'état naturel dans les sols, les eaux et les végétaux, mais à des concentrations généralement faibles. Dans les eaux de surface, leur teneur dépasse rarement 1 mg/l. Ils peuvent résulter d'une oxydation incomplète de l'ammoniac ou d'une réduction des nitrates **[13]**.

I.4.3.2.3 Ammonium

L'azote ammoniacal est fréquemment détecté dans les eaux, signalant souvent une dégradation incomplète de la matière organique. Il représente une étape du cycle de l'azote et constitue la forme la plus toxique de cet élément. Sa présence peut être d'origine urbaine,

industrielle ou résulter de la décomposition naturelle des matières végétales et animales. En conditions normales, sa concentration dans les eaux de surface reste inférieure à 0,2 mg/l. Des niveaux élevés peuvent causer des désagréments tels que la corrosion des conduites, une réduction de l'efficacité du traitement par chloration, ainsi que le développement de micro-organismes responsables de goûts et d'odeurs indésirables. Sa détection dans les eaux peut révéler une pollution organique, en particulier des nappes phréatiques. Selon les normes algériennes, sa concentration admissible est comprise entre 0,05 et 0,5 mg/l **[13]**.

I.4.3.2.4 Orthophosphates

Le phosphore, naturellement présent en faible quantité dans les eaux de surface, joue un rôle clé dans la productivité des écosystèmes aquatiques. Il favorise notamment la croissance des algues, pouvant ainsi contribuer au phénomène d'eutrophisation dans les plans d'eau stagnants. Les phosphates sont des anions qui se fixent facilement dans les sols. Leur présence dans l'eau peut résulter de la nature géologique des terrains traversés ou de la décomposition de la matière organique. Des teneurs dépassant 0,5 mg/l sont considérées comme indicatives d'une pollution. Cette valeur correspond également à la limite maximale fixée par les normes algériennes pour l'eau destinée à la consommation **[8]**.

I.4.3.2.5 Demande Biologique en Oxygène (DBO_5)

La demande biologique en oxygène sur 5 jours (DBO5) exprime la quantité d'oxygène, en mg/l, utilisée par les micro-organismes pour dégrader les matières organiques biodégradables à 20 °C dans l'obscurité. Elle constitue une partie de la DCO et permet d'évaluer la pollution organique d'une eau. Pour l'eau brute destinée à la production d'eau potable, l'OMS recommande une DBO5 entre 3 et 5 mg/l, tandis que la norme algérienne fixe une limite à 7 mg/l. Une DBO5 inférieure à 1 mg/l est considérée comme normale, entre 1 et 3 mg/l comme acceptable, et au-delà de 7 mg/l comme problématique **[2]**.

I.4.3.2.6 Demande Chimique en Oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) correspond à la quantité d'oxygène (mg/l) nécessaire à l'oxydation de la matière organique par le dichromate de potassium dans des conditions contrôlées. Ce paramètre évalue l'ensemble des composés oxydables (organiques et inorganiques tels que sulfures ou chlorures) présents dans l'eau. Les eaux usées industrielles peuvent présenter des DCO très élevées, allant jusqu'à plusieurs grammes par litre. La DCO est un indicateur clé de la pollution des eaux résiduaires. La norme internationale (OMS, 2008) ainsi que la norme algérienne fixent une limite de 30 mg/l pour l'eau destinée à la consommation humaine **[2, 4]**.

I.4.3.3 Métaux lourds

La majorité des métaux lourds dissous dans les milieux aquatiques naturels sont transportés dans des conditions physico-chimiques normales, souvent adsorbés sur les particules en suspension. Cependant, ces métaux ne restent pas fixés indéfiniment dans les sédiments : ils peuvent repasser en solution sous l'effet de variations de pH ou d'acidité du milieu. Des études ont établi une corrélation entre la teneur en métaux lourds et la granulométrie des particules (inférieures à 16 µm). En milieu fluvial, un équilibre complet entre les phases solide et aqueuse est rarement atteint en raison du temps de résidence limité des métaux dissous. Ces derniers peuvent ainsi être progressivement éliminés de l'eau en fonction de la distance parcourue **[5]**.

I.4.4 Paramètres bactériologiques

Les paramètres bactériologiques font référence à des indicateurs microbiologiques utilisés pour évaluer la qualité d'un échantillon, généralement de l'eau, des aliments, ou d'un autre matériau biologique. Ces paramètres sont essentiels pour surveiller la sécurité sanitaire et prévenir les risques liés aux pathogènes microbiens **[2]**.

I.4.4.1 Bactéries

Les bactéries sont des micro-organismes unicellulaires appartenant au règne des procaryotes, caractérisés par l'absence de noyau et d'organites membranés. Elles possèdent une structure simple comprenant une membrane plasmique, une paroi cellulaire, et parfois une capsule qui leur confère une protection supplémentaire. Leur matériel génétique est constitué d'un chromosome circulaire unique, souvent accompagné de plasmides, qui sont de petits fragments d'ADN capables de se répliquer indépendamment.

Les bactéries se trouvent dans presque tous les milieux de la planète, y compris dans les environnements extrêmes tels que les sources chaudes, les déserts arides ou les profondeurs océaniques. Elles jouent des rôles essentiels dans les écosystèmes, notamment en participant aux cycles biogéochimiques (comme le cycle de l'azote et du carbone), en décomposant la matière organique et en contribuant à la production d'oxygène.

Certaines bactéries vivent en symbiose avec d'autres organismes, offrant des bénéfices comme la digestion des nutriments ou la protection contre les agents pathogènes. D'autres peuvent causer des maladies chez les humains, les animaux ou les plantes, et sont alors qualifiées de pathogènes. Grâce à leur diversité métabolique, les bactéries sont également utilisées dans des applications industrielles, telles que la production d'aliments, la bioremédiation, et le développement de médicaments **[2]**.

I.5 Normes et classes de qualité des eaux superficielles

La qualité des eaux est extrêmement variable dans le temps et elle est fonction de différents facteurs. Afin d'avoir une bonne connaissance de l'état globale d'un cours d'eau, et de pouvoir suivre son évolution dans le temps ; le SEQ-EAU (Système d'Évaluation de la Qualité des eaux superficielles) a mis en place un outil d'évaluation qui permet d'obtenir une image globale de la qualité des cours d'eau, et définit les aptitudes à satisfaire les équilibres biologiques et les différents usages de l'eau. La classification de l'ABH (Agence des Bassins Hydrographiques) en Algérie est inspirée du SEQ-EAU **[2]**. Dans le tableau I.1, les classes d'aptitude des eaux superficielles sont présentées sous forme de grille de 5 classes. Cependant, chaque classe regroupe des valeurs de plusieurs paramètres (tableau I.2).

Tableau I.1 Classes d'aptitude des eaux superficielles [**ABH, 2009**]

Classe	**Très bonne**	**Bonne**	**Passable**	**Mauvaise**	**Très mauvaise**
Qualité chimique	Eau exempte de pollution	Eau de qualité moindre pouvant satisfaire tous les usages	Eau de qualité médiocre, suffisante pour les usages peu exigeants	Eau polluée, inapte à la vie biologique	Eau très polluée, inapte à tous les usages, pouvant constituer une menace pour la santé publique et l'environnement
Biologie	Tous les taxons présents	Taxons sensibles absents	Taxons absents nombreux	Diversité faible	Diversité très faible
Eau potable	Acceptable	Traitement simple	Traitement classique	Traitement complexe	Inapte

Tableau I.2 Grille de la qualité des eaux superficielles **[ABH, 2009]**

Classe / Paramètres	unité	Très bon	Bon	Passable	Mauvaie	Très mauvaise
O_2 dissous	mg/l d'o_2	>7	5 à 7	3 à 5	< 3	0
DCO	mg/l 'o_2	20	30	40	80	>80
DBO_5	mg/l 'o_2	3	6	10	25	>25
NH^{4+}	mg/l	0.5	1.5	2.8	4	>4
NO_3^-	mg/l	2	10	25	50	>50
$PO4^{3-}$	mg/l	0.1	0.5	1	2	> 2
NO_2^-	mg/l	0.03	0.3	0.5	1	>1
Conductivité	µs/cm	180-2500	120-3000	60-3500	0-4000	>4000

I.6 Conclusion

Ce chapitre a présenté un aperçu général des eaux superficielles, en mettant l'accent sur leur pollution ainsi que sur les principaux paramètres de suivi de leur qualité, qu'ils soient organoleptiques, physico-chimiques ou bactériologiques.

La qualité des eaux de surface est influencée à la fois par des facteurs naturels et par les activités humaines. Les processus naturels incluent notamment les précipitations, l'érosion et le transport des sédiments. En revanche, les pressions anthropiques proviennent du développement urbain, de l'industrialisation croissante et des pratiques agricoles intensives. Ainsi, pour assurer une gestion durable et efficace des eaux de surface d'un oued, il est essentiel de bien comprendre leurs caractéristiques physico-chimiques et biologiques.

Chapitre II Présentation de la zone d’étude

II.1 Délimitation de la zone d'étude

Le bassin versant de l'oued Sarno fait partie du grand bassin de la Macta, situé dans le nord-ouest de l'Algérie. Il s'étend entre les longitudes 0°19'1.2'' O et 0°56'38.399'' O, et les latitudes 34°50'6'' N et 35°22'51.6'' N. Il est délimité au nord par Djebel Kerrouche, au sud par l'oued Mekkerra, à l'est par Sidi Hamadouche, et à l'ouest par Djebel Merad et Djebel Hajar.

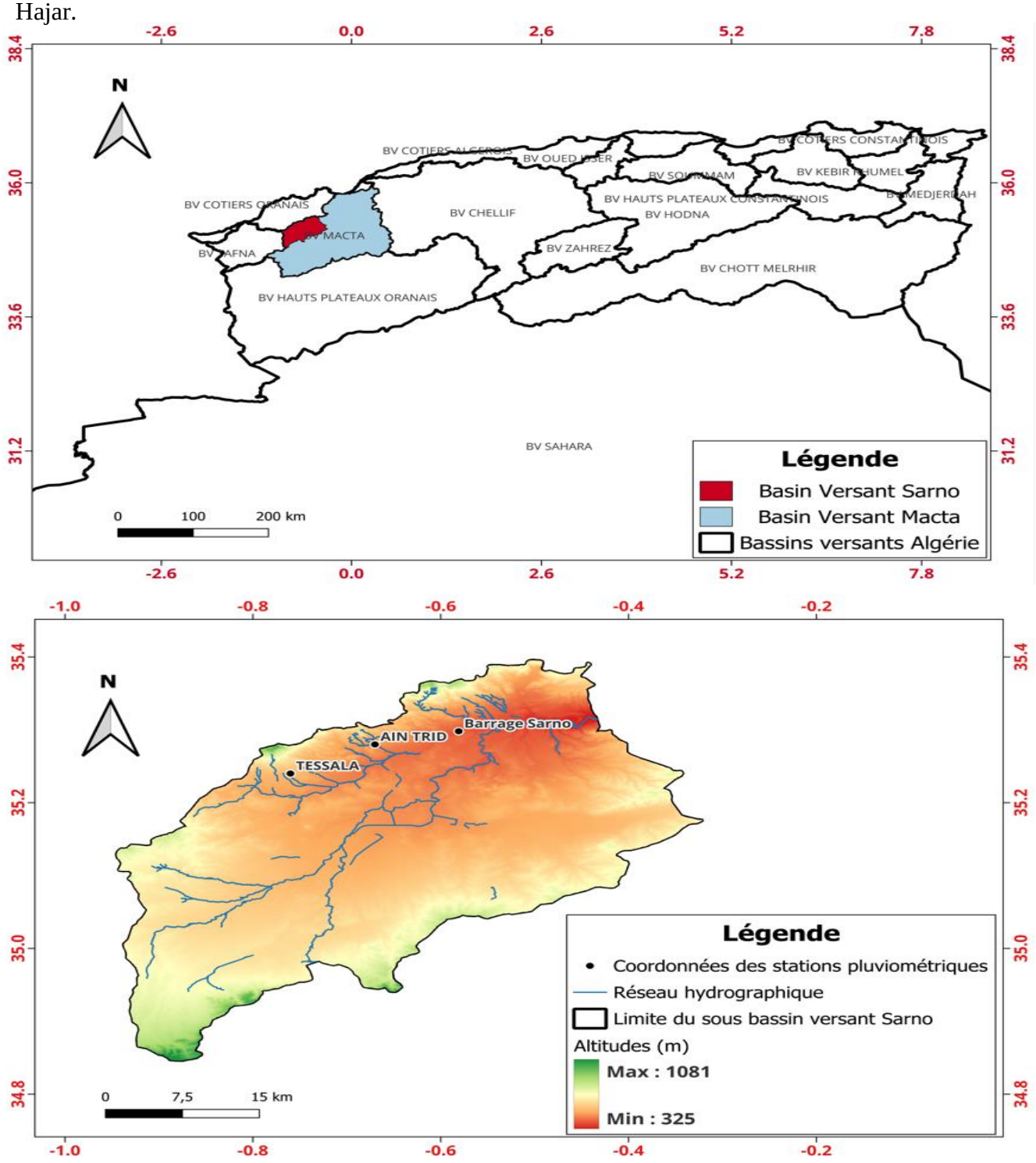


Figure II.1 : Délimitation de la zone d'étude

II.2 Géologie

Sur le plan lithologique, le bassin versant de l'oued Sarno présente une relative homogénéité. Il est principalement constitué de dépôts marno-sableux avec des intercalations marno-calcaires ou gréseuses. Les formations calcaires y sont rares, limitées tant sur le plan spatial que temporel. L'unité sénonienne couvre la majeure partie de la rive gauche du bassin, tandis que l'autochtone est largement représenté sous forme de post-nappe. Le Pliocène affleure au voisinage du barrage ainsi qu'à la base du Djebel Tessala. Le Quaternaire se manifeste sous forme de glacis, d'alluvions, d'éboulis et de dépôts de pente, qui se répartissent de l'amont vers l'aval du bassin.

II.3 Caractéristiques morphométriques du bassin versant de l'oued Sarno

II.3.1 Caractéristiques de forme

II.3.1.1 Coefficient de compacité de Gravélius

Le coefficient de compacité a été calculé par la formule suivante :

$$Kc = \frac{P}{2.\sqrt{\pi}.\sqrt{A}} = 0{,}282\,.\frac{P}{\sqrt{A}}$$

Comme $Kc = 1{,}53 > 1{,}128$, la forme du bassin versant étudié est allongé.

II.3.1.2 Rectangle équivalent

La notion de rectangle équivalent ou rectangle de Gravélius, correspond au calcul de deux dimensions L et l.

$$L = \frac{P + \sqrt{P^2 - 16.A}}{4} \qquad \text{et} \qquad l = \frac{P - \sqrt{P^2 - 16.A}}{4}$$

II.3.2 Etude de relief

II.3.2.1 Courbe hypsométrique

Le bassin versant est décrit par une courbe hypsométrique afin de caractérise la répartition de l'altitude en fonction de la surface du bassin versant exprimée en pourcentage, la courbe hypsométrique fournit une vue synthétique de la pente du bassin. C'est une représentation purement géométrique. La courbe est établie à partir des surfaces drainées par tranche d'altitude.

La courbe hypsométrique du bassin versant étudié (figure II.2) révèle une répartition altitudinale fortement déséquilibrée, caractéristique des terrains à fort contraste topographique. En effet, la courbe présente une pente très raide dans sa partie gauche (entre 1215 m et 815 m), ce qui indique que les altitudes élevées occupent une très faible proportion de la surface totale du bassin (moins de 3 % pour les altitudes supérieures à 815 m). Cela signifie que ces zones constituent des reliefs escarpés ou des crêtes étroites. Entre 815 m et 515 m, la pente de la courbe devient plus régulière, traduisant une répartition plus progressive des surfaces aux

altitudes intermédiaires, qui représentent une part significative du bassin. Ce tronçon indique une zone de transition morphologique où les pentes sont plus modérées. Enfin, la partie droite de la courbe (de 515 m à 315 m) montre une pente plus faible, marquant une large prédominance des zones de basses altitudes. À titre d'exemple, environ 72 % de la surface du bassin est située à moins de 515 m, et près de 97 % sous 415 m. Cela suggère que le bassin est largement dominé par des terrains bas, souvent associés aux zones de collecte, aux plaines alluviales ou aux zones de confluence des affluents.

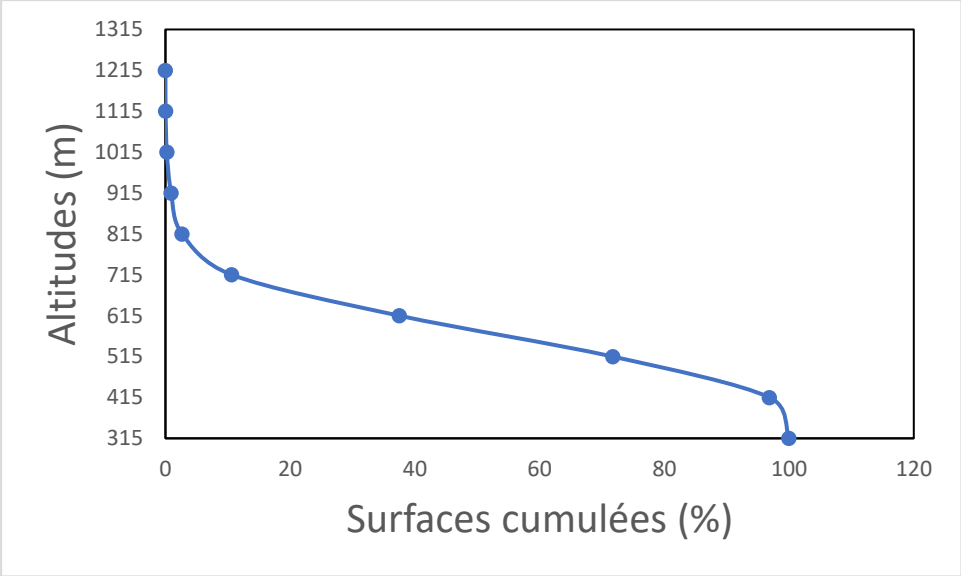


Figure II.2 : Courbe hypsométrique du bassin versant étudié

II.3.2.2 Altitudes caractéristiques

L'altitude maximale représente le point le plus élevé du bassin versant tandis que l'altitude minimale considère le point le plus bas, généralement à l'exutoire.

L'altitude moyenne se calcule de la façon suivante :

$$Hmoy = \frac{\sum_{i=1}^{n} h_i \cdot S_i}{A}$$

$Hmoy$: Altitude moyenne du bassin versant (m).

h_i : Altitude moyenne entre deux courbes de niveau (m).

S_i : Surface partielle entre deux courbes de niveau (Km^2).

A : Surface totale du bassin versant (Km^2).

L'altitude médiane correspond à l'altitude lue au point d'abscisse 50 % de la surface totale du bassin sur la courbe hypsométrique.

II.3.2.3 Pente moyenne du bassin versant

La pente moyenne du bassin versant est une caractéristique importante des bassins versants qui renseigne sur la topographie du bassin. Elle est obtenue par la formule suivante :

$Im = \frac{\Delta Zi \,.\, L}{A}$

Im : Pente moyenne du bassin versant (m/km ou bien %).

ΔZi : Equidistance entre deux courbes de niveau (m).

L : Longueur totale des courbes de niveau (Km).

A : Surface totale du bassin versant (Km^2).

II.3.2.4 Indice de pente de Roche

Cet indice se calcule à partir de la longueur du rectangle équivalent.

$Ip = \frac{1}{\sqrt{L}} \cdot \sum_{i=1}^{n} \sqrt{\alpha_i \,.\, \Delta Z_i}$

Ip : Indice de pente de Roche (-).

L : Longueur du rectangle équivalent (m).

ΔZi : Equidistance entre deux courbes de niveau (m).

α_i : Rapport de surface avec $\alpha_i = \frac{S_i}{A}$

II.3.2.5 Indice de pente global

Cet indice se calcule par la formule suivante :

$Ig = \frac{H_5 - H_{95}}{L}$

Ig : Indice de pente global (m/Km).

H_5 : Altitude lue sur la courbe hypsométrique à une surface cumulée de 5 % (m).

H_{95} : Altitude lue sur la courbe hypsométrique à une surface cumulée de 95 % (m).

L : Longueur du rectangle équivalent (Km).

II.3.2.6 Pente moyenne du cours d'eau principal (Indice de pente moyenne)

La pente moyenne d'un cours d'eau détermine la vitesse avec laquelle l'eau se rend à l'exutoire du bassin versant donc le temps de concentration.

$Ipm = \frac{\Delta H}{L_{cours\ d'eau}} = \frac{Hmax - Hmin}{L_{cours\ d'eau}}$

Ipm : Pente moyenne du cours d'eau principal (m/Km ou bien %).

ΔH : Différence entre l'altitude maximale et l'altitude minimale du bassin versant (m).

$L_{cours\ d'eau}$: Longueur du cours d'eau principal (Km).

II.3.2.7 Dénivelée spécifique

La dénivelée spécifique peut servir pour comparer le relief des bassins versants de superficies différentes

$Ds = Ig * \sqrt{A}$

Ds : Dénivelée spécifique (m).

Ig : Indice de pente global (m/Km).

A : Surface totale du bassin versant (Km^2).

Classe	Type de relief	Ds
R1	Relief très faible	10
R2	Relief faible	10 –25
R3	Relief assez faible	25 - 50
R4	Relief modéré	50 - 100
R5	Relief assez fort	100 - 250
R6	**Relief fort**	**250 -500**
R7	Relief très fort	+ 500

Figure II.3 : Classification de reliefs selon la méthode de LORSTOM

D'après la valeur du dénivelée spécifique (D_S = 159,61 m), le relief est assez fort.

II.3.3 Caractéristiques du réseau hydrographique

II.3.3.1 Densité de drainage

La densité de drainage, introduite par Horton (1945) est calculée comme étant la longueur totale des cours d'eau dans un bassin de drainage par unité de surface.

$$Dd = \frac{\sum_{i=1}^{n} Li}{A}$$

Dd : Densité de drainage (Km/Km^2).

$\sum_{i=1}^{n} Li$: Longueur total des thalwegs d'ordre i (Km).

A : Surface totale du bassin versant (Km^2).

II.3.3.2 Fréquence des thalwegs d'ordre 1

La fréquence des cours d'eau d'ordre 1 représente le nombre des cours d'eau d'ordre 1 par unité de surface totale du bassin versant.

$$F_1 = \frac{N_1}{A}$$

F : Fréquence des cours d'eau d'ordre 1 (cours d'eau/Km^2).

N_1 : Nombre des thalwegs d'ordre 1 (-).

A : Surface totale du bassin versant (Km^2).

II.3.3.3 Coefficient de torrentialité

C'est le produit entre la densité de drainage et la fréquence des cours d'eau d'ordre 1.

$$Ct = Dd \,.\, F_1$$

Ct : Coefficient de torrentialité (-).

Dd : Densité de drainage (m/Km^2).

F_1 : Fréquence des thalwegs d'ordre 1 (thalwegs/Km^2).

II.3.3.4 Temps de concentration

Le temps de concentration est défini comme étant la durée que met une goutte d'eau tombée à un point élevé du bassin versant, pour atteindre l'exutoire, il est exprimé par la formule suivante :

$$Tc = \frac{4 .\sqrt{A}+1{,}5 .L}{0{,}8 .\sqrt{Hmoy-Hmin}}$$

Tc : Temps de concentration (heure).

A : Surface totale du bassin versant (Km^2).

L **:** Longueur du cours d'eau principal (Km).

$Hmoy$: Altitude moyenne du bassin versant (m).

$Hmin$: Altitude minimale du bassin versant (m).

II.3.3.5 Vitesse moyenne de ruissellement

La vitesse moyenne de ruissellement est donnée par l'expression suivante :

$$Vr = \frac{L}{Tc}$$

Vr : Vitesse moyenne de ruissellement (Km/heure).

L **:** Longueur du thalweg principal (Km).

Tc : Temps de concentration (heure).

Tableau II.1 Caractéristiques morphométriques du bassin versant de l'oued Sarno

Paramètre		Symbole	Unité	Valeur
Superficie		A	Km^2	1746,43
Périmètre		P	Km	227
Longueur du thalweg principal		L_{th}		53,13
Indice de compacité		Kc	-	1,53
Rectangle équivalent	Longueur	L	Km	95,14
	Largeur	l		18,36
Altitude	Maximale	Hmax	m	1145
	Minimale	Hmin		315
	Moyenne	Hmoy		583,58
	Médiane	Hméd		578,45
	à 5%	H5%		785,79
	à 95%	H95%		422,40
Indice de pente	Globale	Ig	%	3,82
	Moyenne	Ipm		15,62
	De Roche	Ip		2,40
Pente moyenne du bassin versant		Im	m/km	75,28
Dénivelée spécifique		Ds	m	159,61
Densité de drainage		Dd	Km/km^2	0,22
Coefficient de torrentialité		Ct	-	0,04
Temps de concentration		Tc	Heure	18,83
Vitesse moyenne de ruissellement		Vr	Km/heure	2,82

II.4 Étude climatique

II.4.1 Sélection des stations pluviométriques

Les données pluviométriques exploitées dans cette étude proviennent de l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH), organisme en charge du réseau pluviométrique en Algérie. Dans la zone d'étude, seules deux stations ont été retenues en raison de la longueur suffisante de leurs séries de données et de leur bonne qualité (présentant peu de lacunes). D'autres stations ont été écartées en raison d'une durée d'observation insuffisante ou de données trop lacunaires. Le tableau II.2 présente les informations essentielles concernant les stations sélectionnées, à savoir leur nom, leur code, leurs coordonnées géographiques ainsi que leur période d'observation.

Tableau II.2 Caractéristiques et période d'observation des stations pluviométriques retenues pour l'étude

Nom de la station	Code de la station	Longitude (m)	Latitude (m)	Altitude (m)	Période d'observation
Ain Trid	110314	-0,67	35,28	477	1972-2009
Tessala	110313	-0,76	35,24	549	1972-2009

II.4.2 Contrôle de la fiabilité des données : méthode des doubles cumulées

Avant toute analyse des précipitations, il est essentiel de vérifier la qualité des données et de détecter d'éventuelles erreurs systématiques. La méthode des doubles cumuls est couramment utilisée à cette fin, car elle permet de détecter et de corriger les ruptures d'homogénéité dans les séries de précipitations annuelles. Elle consiste à comparer les cumuls annuels d'une station à ceux d'une station de référence située dans la même zone climatique, disposant d'une série longue et homogène. Cette méthode repose sur l'hypothèse qu'il existe une relation linéaire entre les données des deux stations.

Le principe est simple : les totaux cumulés de la station à contrôler sont portés en ordonnée, ceux de la station de référence en abscisse. Si les séries sont homogènes, les points s'alignent de manière quasi linéaire. En revanche, la présence de segments à pentes différentes indique une rupture d'homogénéité nécessitant une correction.

Dans cette étude, la méthode a été appliquée pour contrôler l'homogénéité de la série pluviométrique de la station Ain Trid, en la comparant à celle de la station de référence Tessala. Le graphique de la figure II.4 montre un alignement satisfaisant des points, indiquant une bonne homogénéité des données. Par ailleurs, le coefficient de corrélation élevé et proche de 1 confirme la forte relation linéaire entre les deux séries, ce qui valide la qualité des données utilisées.

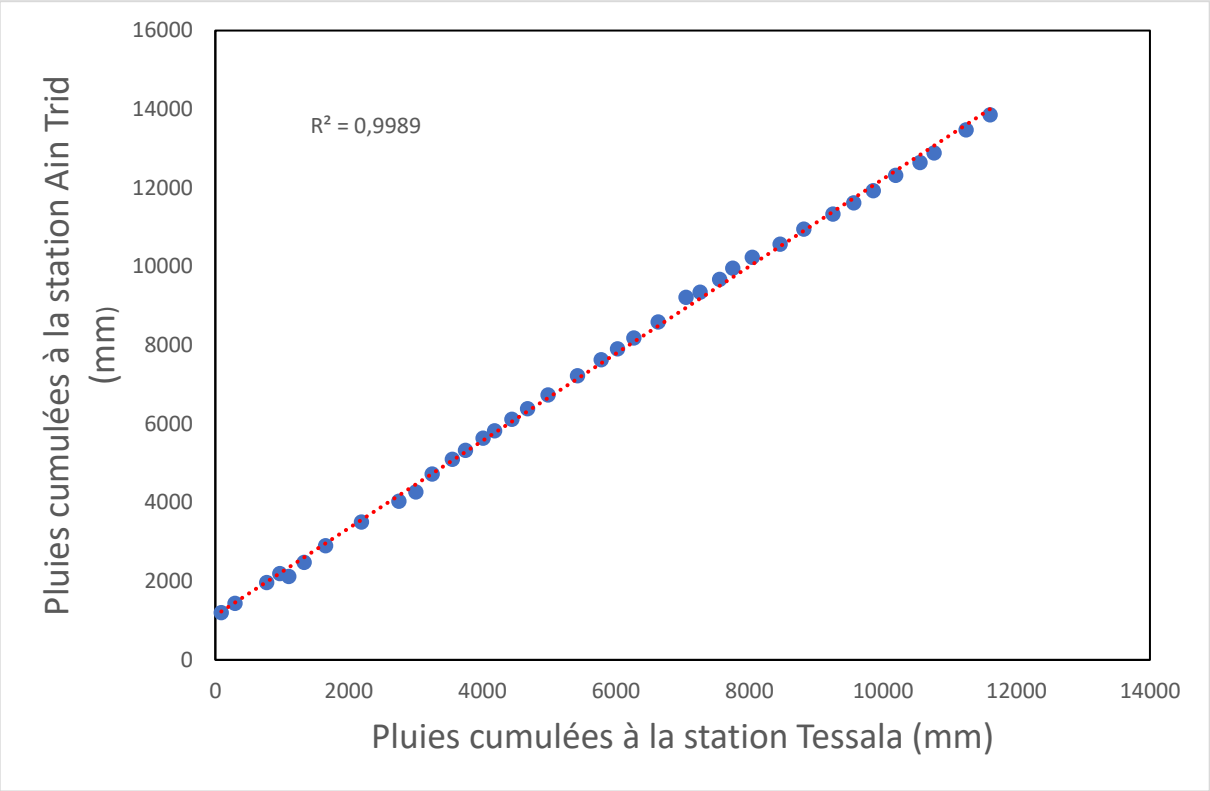


Figure II.4 : Contrôle de l'homogénéité des données pluviométriques de la station Ain Trid

II.4.3 Vérification de l'homogénéité de la station de référence

La station Tessala comme a été prise une station de référence, cette dernière a été contrôlée par le test de Wilcoxon.

Les paramètres utilisés pour le test de Wilcoxon sont définis comme suit :

$$W_{min} = \frac{(N_1+N_2+1)(N_1-1)}{2} - 1.96\sqrt{\frac{N_1\,N_2\,(N_1+N_2+1)}{12}}$$

$$W_{max} = (N_1 + N_2 + 1)N_1 - W_{min}$$

N_1 : Taille de l'échantillon X et N_2 : Taille de l'échantillon Y

Avec $N_1 < N_2$

W_X : Somme des rangs de l'échantillon X

La condition d'homogénéité est vérifiée si : $W_{min} < W_X < W_{max}$

Dans ce cas, la série est considérée comme homogène. Si cette condition n'est pas vérifiée, la série est jugée hétérogène.

Tableau II.3 Résultats du test statistique de Wilcoxon appliqué sur la station Tessala

Taille de l'échantillon X	Taille de l'échantillon Y	W_x	W_{min}	W_{max}	Vérification de la condition	Conclusion
22	16	367	343,21	514,79	343,21 < 367 < 514,79	La station Tessala est homogène

II.4.4 Statistiques descriptives

Les caractéristiques statistiques des pluies annuelles des stations étudiées sont résumées dans le tableau II.4. Les résultats statistiques montrent que la station d'Ain Trid enregistre une moyenne annuelle des précipitations plus élevée que celle de Tessala, ce qui reflète une pluviométrie globalement plus importante à Ain Trid. Toutefois, les deux stations présentent un écart-type quasiment identique (environ 108 mm), traduisant une variabilité interannuelle similaire des précipitations. Le coefficient de variation est plus élevé à Tessala qu'à Ain Trid, ce qui indique une plus grande irrégularité des précipitations à Tessala. Les coefficients d'aplatissement sont négatifs pour les deux stations, suggérant des distributions légèrement aplaties par rapport à une distribution normale. Enfin, les coefficients d'asymétrie sont positifs, indiquant une légère dissymétrie à droite, c'est-à-dire une tendance à observer quelques années avec des précipitations exceptionnellement élevées dans les deux stations.

Tableau II.4 Caractéristiques statistiques des stations pluviométriques étudiées

Paramètres statistiques	Ain Trid	Tessala
Moyenne	364,65	305,40
Écart-type	108,28	108,40
Coefficient de variation	29,69	35,49
Coefficient d'aplatissement	-0,02	-0,39
Coefficient d'asymétrie	0,44	0,42

L'analyse des boxplots (figure II.5) révèle une dissymétrie dans la distribution des précipitations annuelles pour les deux stations. À Ain Trid, la médiane est décalée vers le haut de la boîte, et l'asymétrie est confirmée par la différence négative entre la distance médiane-premier quartile et celle du troisième quartile-médiane (−33,3), indiquant une concentration des valeurs dans la partie inférieure de la distribution. En revanche, à Tessala, la médiane est légèrement décalée vers le bas, avec une différence positive faible (2,8), suggérant une distribution légèrement étalée vers les valeurs plus élevées. Dans les deux cas, l'absence de points aberrants indique une dispersion des données relativement contenue. Ces résultats confirment une asymétrie modérée dans la répartition des précipitations, avec une tendance opposée entre les deux stations : vers le bas à Ain Trid et légèrement vers le haut à Tessala.

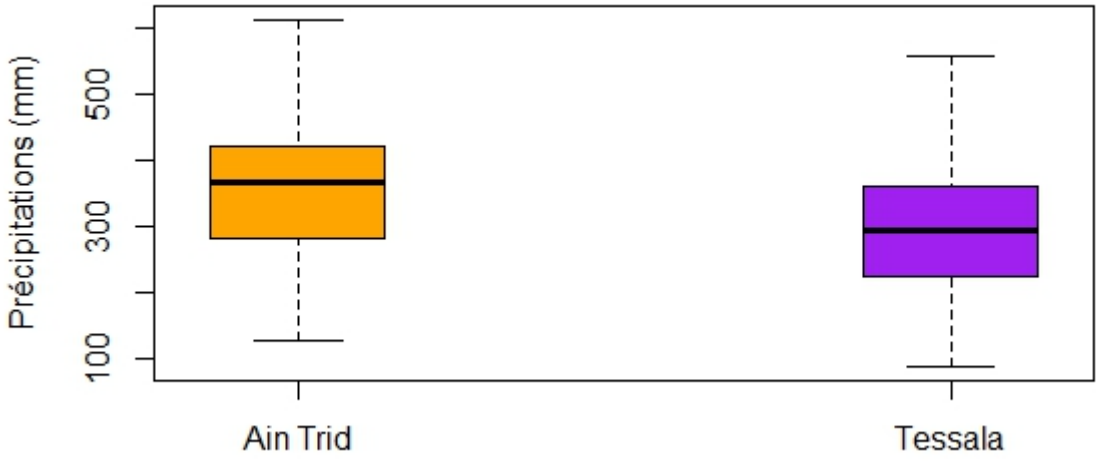
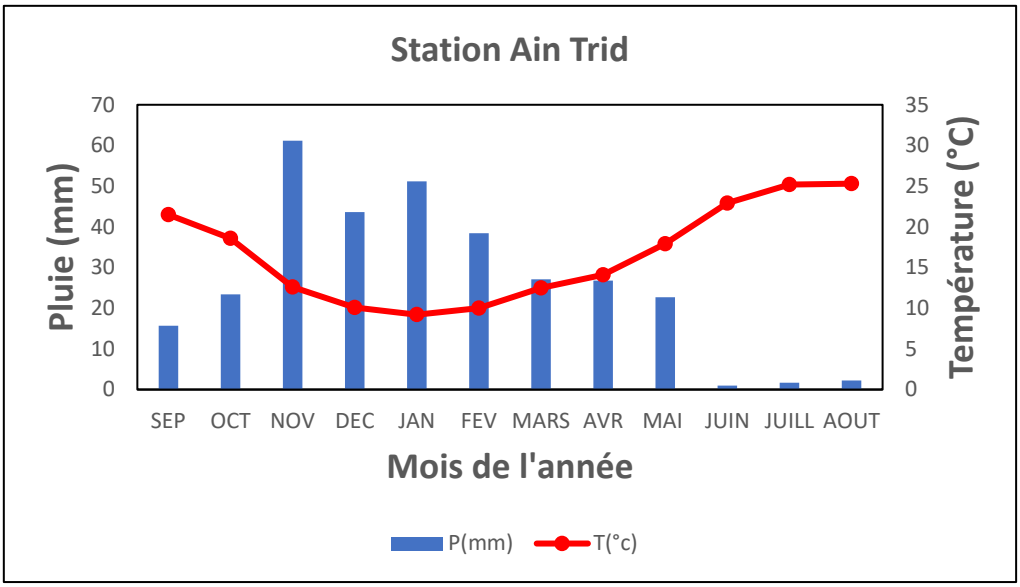


Figure II.5 : Boxplots des précipitations annuelles des stations étudiées

II.4.5 Diagramme ombrothermique

Le diagramme ombrothermique illustre l'évolution mensuelle des températures et des précipitations sur une année. L'échelle de l'ordonnée est ajustée de façon à respecter la relation P=2T, permettant ainsi une comparaison visuelle directe entre les deux variables. Cette représentation met en évidence les périodes de sécheresse, qui se manifestent lorsque la courbe des températures dépasse celle des précipitations.

L'analyse des diagrammes ombrothermiques des deux stations pluviométriques, à partir des données de température et de pluie enregistrées entre 1972 et 2009 (figure II.6), révèle que la période sèche s'étend sur sept mois, d'avril à octobre, à la station d'Aïn Trid, et sur six mois, de mai à octobre, à la station de Tessala. Ainsi, la saison chaude coïncide avec la période sèche, tandis que la saison froide correspond à la période humide.



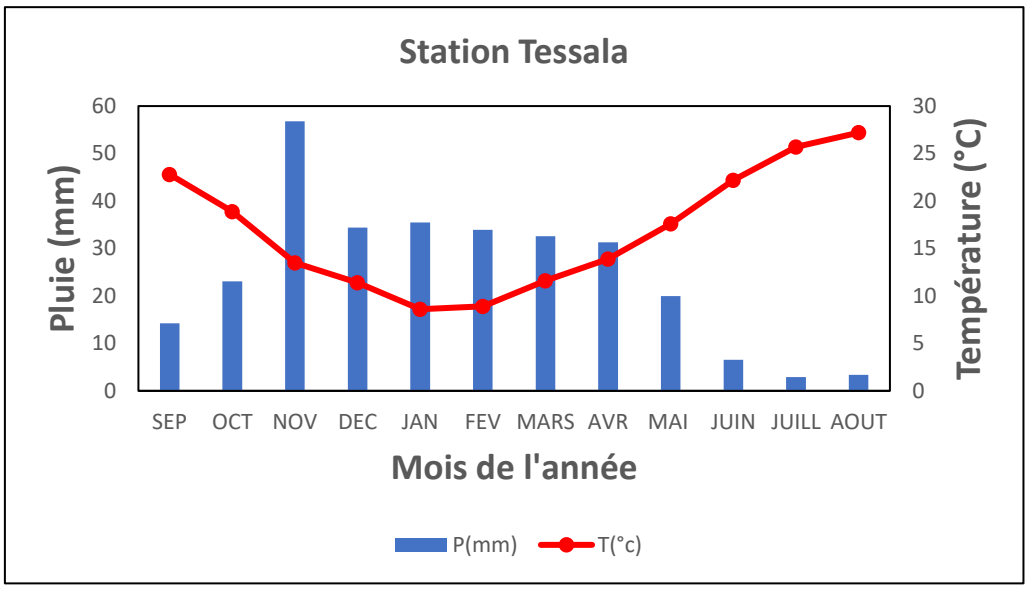


Figure II.6 : Diagrammes ombrothermiques de Gaussen et Bagnauls des stations pluviométriques étudiées

II.4.6 Régime climatique

II.4.6.1 Indice d'aridité de De Martonne

L'indice d'aridité est un indicateur quantitatif du degré du manque d'eau présente à un endroit donné qui se calcule par la formule de DE Martonne :

$$I = \frac{P}{T + 10}$$

P : Précipitation moyenne annuelle (mm) et T : Température moyenne annuelle (°C).

Tableau II.5 Classement du climat en fonction de l'indice d'aridité De Martonne

Indice De Martonne	Type de climat
$I \leq 5$	Climat hyper aride
$5 < I \leq 7{,}5$	Climat désertique
$7{,}5 < I \leq 10$	Climat Steppique
$10 < I \leq 20$	Climat semi-aride
$20 < I \leq 30$	Climat tempéré
$I > 30$	Climat humide

D'après les valeurs de l'indice d'aridité De Martonne obtenues pour les deux stations pluviométriques étudiées, le type de climat de la zone d'étude est semi-aride.

Tableau II.6 Résultats de l'indice d'aridité De Martonne

Stations pluviométriques	Indice d'aridité De Martonne	Type de climat
Ain Trid	11,82	Semi-aride
Tessala	10,97	Semi-aride

II.4.7 Bilan hydrique selon Thornthwaite

Le bilan permet d'évaluer les apports et les sorties en eau sur une période déterminée. L'évaluation du bilan d'eau est nécessaire aux paramètres physiques du milieu tels que les éléments climatologiques, pédologiques qui interviennent dans le cycle de l'eau. Le calcul de ce bilan est nécessaire pour la connaissance du milieu géographique, pour mieux définir les besoins globaux chiffrés du milieu et essentiellement pour l'évaluation du volume des ressources en eau souterraine (infiltration) et de surface (ruissellement). Le terme d'évapotranspiration désigne la quantité de vapeur d'eau rejetée dans l'atmosphère tant par évaporation directe au niveau du sol lui-même que par transpiration des organes aériens des plantes. L'étude de l'évapotranspiration exige que soient définis deux concepts essentiels : l'évapotranspiration réelle (ETR) et l'évapotranspiration potentielle (ETP). Cette dernière est apparue en particulier avec les travaux de Thornthwaite et se définit comme représentant la quantité d'eau disponible sous forme d'humidité du sol, suffisante pour que les plantes puissent maintenir leur taux de transpiration à un niveau maximal **[14]**.

Le bilan hydrologique selon la méthode de Thornthwaite est défini comme suit :

$$Pluie = Evapotranspiration + Réserve\ utile\ de\ sol + Excédent$$

Sachant que :

Excédent = 50 % vont constituer l'écoulement de surface et 50 % vont alimenter les nappes profondes.

L'ETP par la formule de Thornthwaite est calculé de la façon suivante :

$ETP = 16 . K . (10 . \frac{t}{I})^{\alpha}$

ETP : Évapotranspiration potentielle mensuelle (mm).

K : Facteur de correction en fonction de latitude, donné par des tableaux.

t : Température moyenne mensuelle (°C).

I : Total des 12 indices thermiques mensuelles, l'indice thermique mensuel se calcul par la formule suivante :

$i = (0{,}2 . \ t)^{1.514}$

$\alpha = 6{,}75 . 10^{-7} . I^3 - 7{,}71 . 10^{-5} . I^2 + 1{,}79 . 10^{-2} . I + 0{,}49$

Dans notre cas, nous avons pris la réserve utile du sol égale à 30 mm. Pour le calcul du bilan hydrique, nous avons utilisé les données de la station météorologique Ain Trid.

Tableau II.7 : Bilan hydrique selon la méthode de Thornthwaite de la station Ain Trid

Mois	SEP	OCT	NOV	DEC	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUIN	JUILL	AOU
Pluie (mm)	15,70	23,40	61,20	43,60	51,20	38,40	27,10	26,80	22,70	1,00	1,70	2,20
Température (°C)	21,50	18,60	12,60	10,10	9,20	10,00	12,50	14,10	17,90	22,90	25,20	25,30
K	1,03	0,97	0,86	0,85	0,87	0,85	1,03	1,09	1,21	1,21	1,23	1,16
i	9,10	7,31	4,05	2,90	2,52	2,86	4,00	4,80	6,90	10,01	11,57	11,64
ETP (mm)	96,07	70,40	31,80	21,43	18,66	21,07	37,56	48,97	82,17	125,88	151,03	143,41
P-ETP (mm)	-80,37	-47,00	29,40	22,17	32,54	17,33	-10,46	-22,17	-59,47	-124,88	-149,33	-141,21
Réserve utile (mm)	0,00	0,00	29,40	30,00	30,00	30,00	19,54	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ETR (mm)	15,70	23,40	31,80	21,43	18,66	21,07	37,56	46,34	22,70	1,00	1,70	2,20
Déficit agricole (mm)	-80,37	-47,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-2,64	-59,47	-124,88	-149,33	-141,21
Excédent (mm)	0,00	0,00	0,00	21,57	32,54	17,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Écoulement (mm)	0,15	0,08	0,04	10,79	21,66	19,50	9,75	4,87	2,44	1,22	0,61	0,30

L'analyse du bilan hydrique mensuel met en évidence une forte variabilité entre les apports pluviométriques et les besoins en eau exprimés par l'évapotranspiration potentielle (ETP). Il est clair que les précipitations restent globalement faibles tout au long de l'année, avec un maximum enregistré en novembre et un minimum en juin. L'évapotranspiration potentielle (ETP) suit une tendance inverse, avec des valeurs très élevées durant la saison chaude,

atteignant un pic en juillet, et des valeurs faibles en hiver, notamment en janvier. L'évapotranspiration réelle (ETR) suit la même tendance que les précipitations dans les mois humides (novembre à février), traduisant une situation où les besoins en eau sont satisfaits par les apports pluviométriques. En effet, de novembre à mars, l'ETR est égale ou très proche de l'ETP, ce qui indique une période sans déficit hydrique apparent. À partir d'avril, on observe un début de déséquilibre entre l'ETP et les précipitations, marquant l'installation progressive d'une période de déficit hydrique. Ce déficit devient marqué à partir de mai, avec une forte divergence entre les précipitations et l'ETP, atteignant son maximum pendant les mois d'été (juin à août) où les précipitations sont quasi nulles, alors que les besoins en eau (ETP) sont à leur maximum.

Le bilan hydrique montre une période excédentaire d'environ cinq mois (de novembre à mars), où les précipitations permettent de satisfaire l'évapotranspiration, suivie d'une période déficitaire de sept mois (d'avril à octobre), durant laquelle le déficit hydrique est important, en particulier en été. Cette répartition saisonnière a des implications importantes sur la gestion des ressources en eau, notamment pour l'agriculture pluviale et la recharge des nappes.

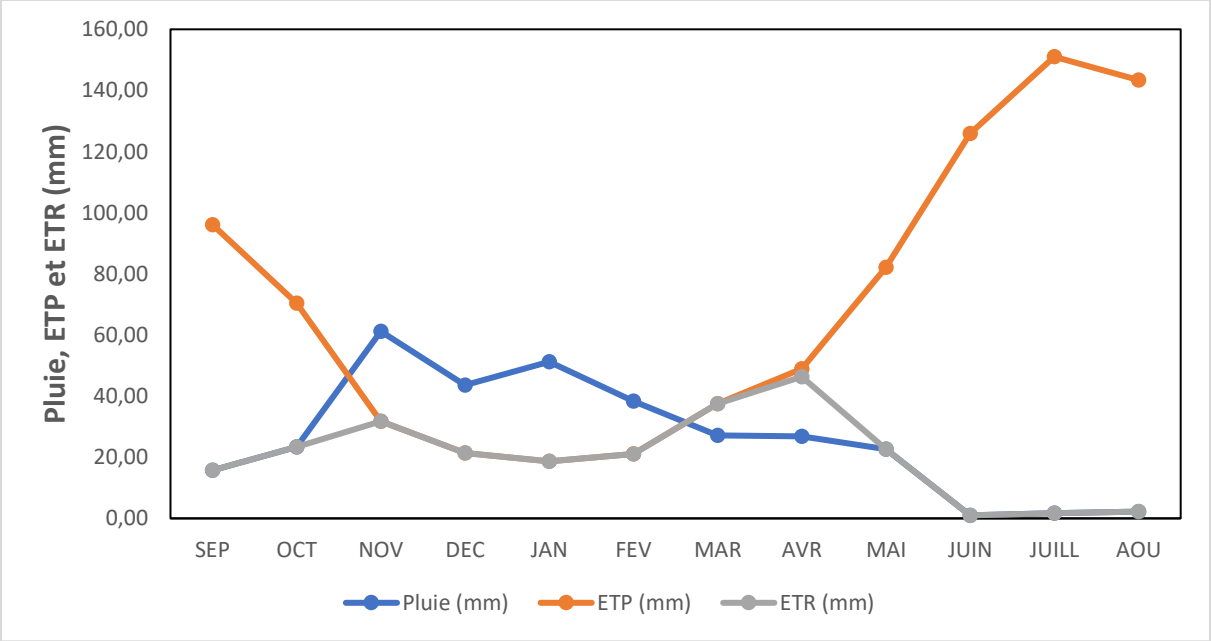


Figure II.7 : Représentation graphique du bilan hydrique de Thornthwaite de la station Ain Trid

Chapitre III Évaluation de la qualité physico chimique

III.1 Introduction

L'étude de la qualité des eaux de surface constitue un enjeu majeur dans le contexte de la préservation des ressources hydriques et de la santé des écosystèmes aquatiques. Les phénomènes de pollution, qu'ils soient d'origine domestique, industrielle ou agricole, altèrent significativement les caractéristiques physico-chimiques des cours d'eau et peuvent compromettre leurs usages multiples. Dans ce cadre, l'analyse des variations saisonnières des paramètres de qualité permet de mieux comprendre les tendances naturelles et anthropiques qui influencent la dynamique des milieux aquatiques. Cette évaluation repose sur une approche statistique rigoureuse, combinant des méthodes descriptives (comme les boxplots) et des analyses de corrélation, afin d'identifier les périodes critiques, de détecter les anomalies, et de fournir des bases solides pour la gestion durable des eaux de surface.

III.2 Paramètres physico-chimiques étudiés

Les analyses des paramètres physico-chimiques étudiés dans le cadre de ce travail ont été réalisées de manière mensuelle par l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH), sur une période de cinq années allant de janvier 2016 à décembre 2020. Les prélèvements ont été effectués au niveau de la station de suivi de l'oued Sarno, identifiée sous le code 110304. Les paramètres analysés sont principalement indicateurs de la pollution organique des eaux de surface. Ils incluent le pH, le résidu sec, l'oxygène dissous, les nitrates (NO_3^-), les nitrites (NO_2^-), l'ammonium (NH_4^+), les phosphates (PO_4^{3-}), la demande biologique en oxygène (DBO_5), la demande chimique en oxygène (DCO), ainsi que la matière organique.



Figure III.1 : Lac du barrage Sarno à partir de Google Earth

III.3 Tendances temporelles des paramètres physico-chimiques par le test de Mann-Kendall

Le test de Mann-Kendall (MK) est adopté pour déterminer la présence ou l'absence de tendance linéaire dans les séries de paramètres physico-chimiques étudiées. Selon Mann et Kendall, ce test non paramétrique, basé sur le rang permet de déterminer si la corrélation entre le temps et la variable d'étude est significative ou pas. Soit (x_1, …, x_n) un échantillon de valeurs indépendantes relative à une variable aléatoire X dont on cherche à évaluer la stationnarité. La statistique de Mann-Kendall est définie comme suit **[15]** :

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^{n} sgn(x_j - x_i)$$

Où $$\begin{cases} sgn\,(x_j - x_i) = 1, & si\ (x_j - x_i) > 0 \\ sgn\,(x_j - x_i) = 0, & si\ (x_j - x_i) = 0 \\ sgn\,(x_j - x_i) = -1, & si\ (x_j - x_i) < 0 \end{cases}$$

Une valeur positive de S dénote une tendance à la hausse, ce qui signifie que les observations augmentent progressivement avec le temps. En revanche, une valeur négative de S indique une tendance à la baisse, ce qui suggère une diminution graduelle des observations au fil du temps. Il est important de noter que la significativité de la valeur positive et négative est évaluée en comparaison avec la valeur critique ou seuil de significativité du test. De plus, il est pertinent de mentionner que S est distribué asymptotiquement selon une distribution normale, avec une moyenne de zéro et une variance déterminée par l'équation suivante :

$$Var(S) = \frac{1}{18}\,[n\,(n-1)(2n+5) - \sum_{i=1}^{m} t_i\,(t_i-1)(2t_i+5)]$$

Où n est le nombre de données de la série, m est le nombre de groupes liés et t_i est le nombre de données dans le groupe d'ordre i.

Si l'échantillon contient dix données ou plus, la loi de la statistique de test Z ci-dessous sera approchée par une gaussienne centrée réduite.

$$Z = \begin{cases} \frac{S-1}{\sqrt{Var(S)}}, & si\ S > 0 \\ 0, & si\ S = 0 \\ \frac{S+1}{\sqrt{Var(S)}}, & si\ S < 0 \end{cases}$$

Le tableau III.1 présente les résultats du test non paramétrique de Mann-Kendall appliqué aux séries chronologiques mensuelles des paramètres physico-chimiques mesurés au niveau du barrage Sarno sur la période 2016–2020. Ce test permet de détecter la présence d'une tendance monotone (croissante ou décroissante) dans les données, indépendamment de leur distribution. Les résultats montrent que parmi les dix paramètres analysés, seuls quatre présentent des tendances statistiquement significatives. Une tendance à la baisse est observée

pour le résidu sec, les nitrates et les nitrites, ce qui pourrait indiquer une légère amélioration de la qualité des eaux vis-à-vis de la pollution azotée et de la charge minérale dissoute. En revanche, la demande biologique en oxygène (DBO_5) montre une tendance significative à la hausse, suggérant une augmentation de la charge organique biodégradable, ce qui pourrait refléter une détérioration progressive de la qualité de l'eau sur le plan organique. Les autres paramètres, notamment le pH, l'oxygène dissous, l'ammonium, les phosphates, la DCO et la matière organique, ne présentent pas de tendance significative, ce qui traduit une relative stabilité de ces variables au cours de la période étudiée.

Tableau III.1 Résultats du test de Mann-Kendall appliqué aux paramètres physico-chimiques des eaux du barrage Sarno (2016–2020)

Paramètres physico-chimiques	**tau**	**p-value**	**Tendance**
pH	-0,1559	0,0912	Pas de tendance
Résidu sec	-0,2058	0,0206	Tendance à la baisse
Oxygène dissous	0,1239	0,1661	Pas de tendance
Nitrates	-0,1939	0,0334	Tendance à la baisse
Nitrites	-0,1858	0,0463	Tendance à la baisse
Ammonium	-0,1619	0,0745	Pas de tendance
Phosphates	0,1857	0,0679	Pas de tendance
DBO_5	0,3280	0.000254	Tendance à la hausse
DCO	0.1206	0.8983	Pas de tendance
Matière organique	-0.1396	0.1194	Pas de tendance

III.4 Saisonnalité des paramètres physico-chimiques par le test de Webel-Ollech

Il est nécessaire de vérifier la présence de saisonnalité dans les séries chronologiques. À cet effet, le test de saisonnalité global de **Webel-Ollech (WO)** a été appliqué. Ce test combine les résultats de plusieurs tests statistiques pour détecter la saisonnalité de manière robuste **[15]**.

Le test WO conclut à la présence d'une saisonnalité dans une série si l'un des deux cas suivants est satisfait : le **test QS** appliqué aux résidus d'un modèle ARIMA est **significatif au seuil de 1 %**, ou le **test de Kruskal-Wallis (KW)** appliqué aux résidus ARIMA est **significatif au seuil de 0,1 % [15]**.

Une saisonnalité est également reconnue si les deux tests, **QS (standard)** et **KW**, sont simultanément significatifs au niveau de 1 % **[15]**.

Les statistiques des deux tests sont exprimées comme suit :

$$\mathrm{QS} = \mathrm{T}(\mathrm{T}+2)\left(\frac{\hat{\rho}^2(\tau)}{T-\tau} + \frac{[\max\{0, \hat{\rho}(2\tau)\}]^2}{T-2\tau}\right)$$

$$KW = \frac{T-1}{T}\sum_{i=1}^{\tau}\frac{n_i[\bar{r}_i - (T+1)/2]^2}{(T^2-1)/12}$$

Avec : T : Taille de la série ; $\hat{\rho}$: Autocorrélation estimée ; τ : nombre de périodes dans une année ; $\bar{r}_i$: Rang moyen des observations dans la période i ; n_i : Nombre d'observations dans la période i [15].

Selon les critères définis par ce test, aucun des paramètres analysés ne présente de saisonnalité significative : ni le test QS-R, ni le test KW-R n'ont été simultanément significatifs au seuil de 1 %, et aucun des deux n'a atteint seul les seuils critiques requis (1 % pour QS-R ou 0,1 % pour KW-R). Par conséquent, les résultats obtenus du tableau III.2 indiquent l'absence de saisonnalité dans les séries mensuelles de tous les paramètres étudiés. Cette absence de saisonnalité pourrait s'expliquer par des apports polluants relativement constants tout au long de l'année, probablement liés à des sources anthropiques continues (domestiques ou industrielles) plutôt qu'à des événements climatiques ou hydrologiques saisonniers.

Tableau III.2 Résultats du test de Webel-Ollech appliqué aux paramètres physico-chimiques des eaux du barrage Sarno (2016–2020)

Paramètres physico-chimiques	**QS**	**QS-R**	**KW-R**	**Saisonnalité**
pH	0,0887	0,00681	0,012	**Pas** de saisonnalité
Résidu sec	0,6987	0,6196	0,03656	Pas de saisonnalité
Oxygène dissous	0,0775	1	0,08123	Pas de saisonnalité
Nitrates	1	1	0,5211	Pas de saisonnalité
Nitrites	0,6605	0,9955	0,4328	Pas de saisonnalité
Ammonium	0,5093	0,9414	0,2728	Pas de saisonnalité
Phosphates	0,9965	1	0,2010	Pas de saisonnalité
DBO5	0,1427	0,117	0,0731	Pas de saisonnalité
DCO	0,7356	0,9764	0,2551	Pas de saisonnalité
Matière organique	0,1536	0,0908	0,0479	Pas de saisonnalité

III.5 Caractérisation de la pollution organique à partir du rapport DCO/DBO_5

Dans le but d'identifier l'origine et la nature de la pollution organique selon les saisons, nous avons analysé le rapport DCO/DBO5. Selon la classification proposée par Rodier et al. (2009), ce rapport permet de qualifier la biodégradabilité des effluents **[16, 17]** :

- Un rapport DCO/DBO5 inférieur à 3 caractérise un effluent facilement biodégradable (EFB) ;

- Un rapport compris entre 3 et 5 indique un effluent moyennement biodégradable (EMB) ;
- Un rapport supérieur à 5 traduit la présence d'effluents difficilement biodégradables (EDB)**,** voire non biodégradables.

L'analyse du rapport DCO/DBO_5 sur une série de 60 observations mensuelles couvrant la période 2016–2020 a permis de caractériser la nature de la pollution organique dans les eaux du barrage Sarno. Les résultats ont été synthétisés sous forme d'un histogramme (figure III.2) représentant la répartition en pourcentage des échantillons selon la classification proposée par Rodier et al. (2009).

L'histogramme de la figure III.2 montre une prédominance marquée des effluents difficilement biodégradables (EDB), qui représentent 76,67 % des observations. À l'inverse, les effluents facilement biodégradables (EFB) ne représentent que 16,67 %, tandis que les effluents moyennement biodégradables (EMB) sont très minoritaires (6,67 %). Cette forte proportion d'EDB suggère une pollution organique principalement d'origine industrielle ou urbaine non traitée, contenant des composés réfractaires peu ou pas assimilables par les microorganismes. Elle peut également refléter l'insuffisance ou l'inefficacité des systèmes de traitement en amont du barrage. Par ailleurs, la faible part des EFB indique une faible présence d'eaux domestiques récentes ou de matières organiques fraîches facilement dégradables, souvent associées à des rejets plus récents ou à des activités agricoles.

La dominance des rapports DCO/DBO_5 supérieurs à 5 met en évidence une mauvaise qualité organique de l'eau, caractérisée par des substances difficilement biodégradables, ce qui constitue un indicateur préoccupant pour le fonctionnement écologique du barrage et pour toute stratégie de traitement des eaux destinées à des usages sensibles.

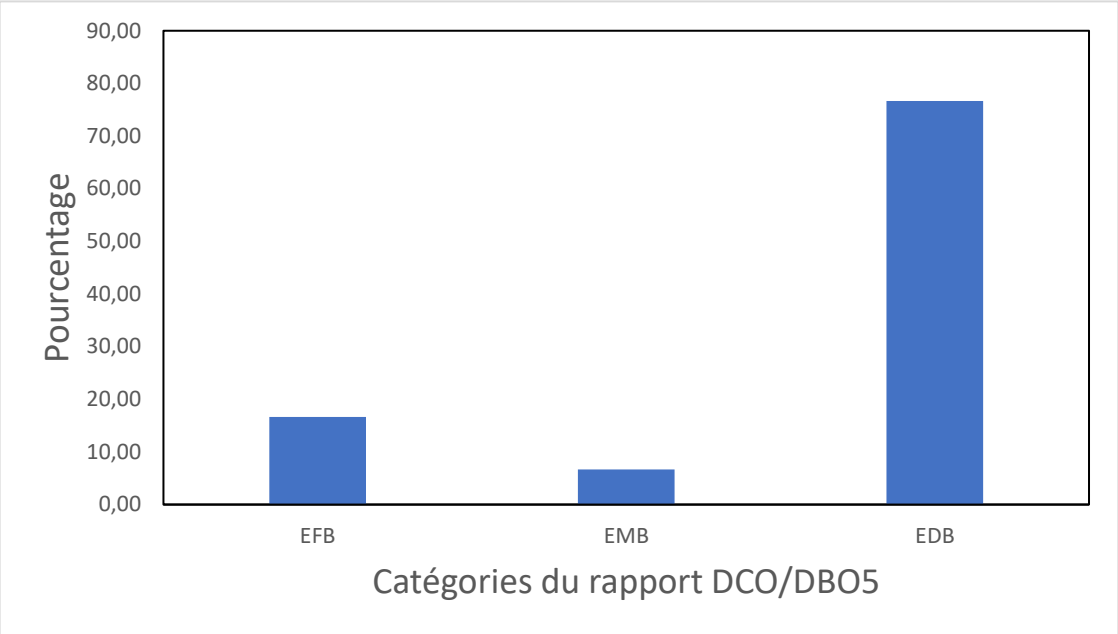


Figure III.2 : Répartition des classes d'effluents selon le rapport DCO/DBO_5

Afin d'explorer la variation saisonnière de la nature de la pollution organique dans les eaux du barrage Sarno, un histogramme (figure III.2) a été élaboré, illustrant la répartition des effluents selon les catégories de biodégradabilité du rapport DCO/DBO_5 pour chaque saison. Les résultats montrent une nette prédominance des effluents difficilement biodégradables (EDB) durant toutes les saisons, avec une répartition relativement homogène entre l'hiver, le printemps et l'été (26,32 % chacun), alors qu'en automne, cette catégorie ne représente que 21,05 % des cas. Fait marquant, les effluents moyennement biodégradables (EMB) n'apparaissent qu'en automne, atteignant un taux de 100 % au cours de cette saison, tandis qu'ils sont totalement absents durant le reste de l'année.

Cette variation saisonnière peut s'expliquer par plusieurs facteurs. En automne, les premières pluies peuvent entraîner un effet de lessivage des surfaces urbaines et agricoles, mobilisant des matières organiques plus fraîches et plus facilement dégradables, d'où la forte proportion d'EMB. À l'inverse, durant les autres saisons, en particulier l'été, les faibles débits et les fortes températures peuvent favoriser la concentration de polluants réfractaires et l'accumulation de substances organiques non biodégradables, expliquant la forte dominance des EDB. De plus, l'absence de renouvellement significatif des masses d'eau et la faible dilution des rejets durant ces périodes peuvent accentuer la présence de composés organiques résistants à la dégradation.

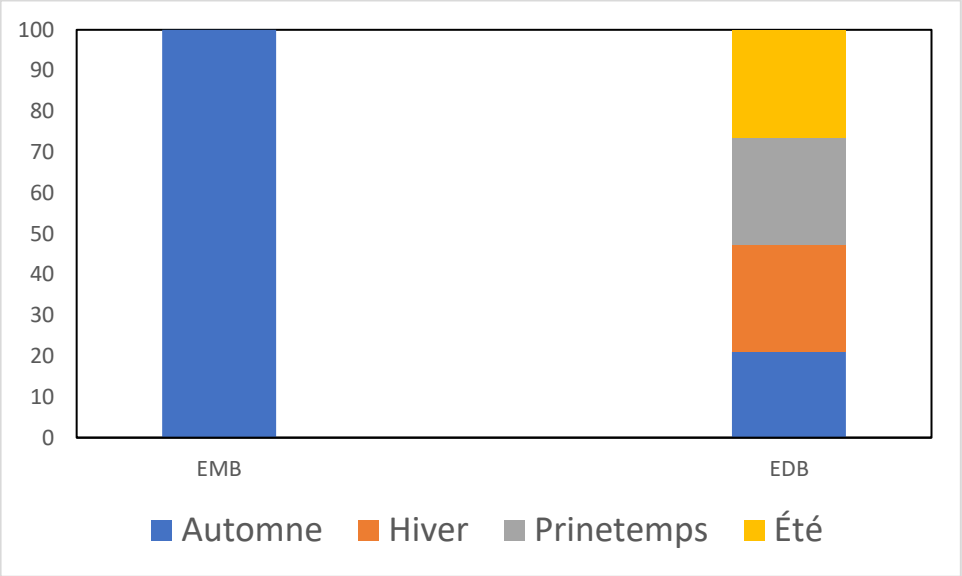


Figure III.3 : Histogramme du rapport DCO/DBO_5 par classe de biodégradabilité selon les saisons

III.6 Variabilité de la pollution organique selon l'indice de pollution organique (OPI)

L'indice de pollution organique (OPI) est un outil couramment utilisé pour évaluer le niveau de pollution organique des eaux de surface. Dans le cadre de cette étude, il a été appliqué pour estimer l'état de pollution organique des eaux de l'oued Sarno. L'OPI repose sur l'analyse de quatre paramètres physico-chimiques essentiels : demande biologique en oxygène (DBO_5), ammonium (NH_4^+), nitrites (NO_2^-) et phosphates (PO_4^{3-}).

Pour chacun de ces paramètres, les valeurs mesurées sont classées en cinq catégories selon leur concentration, comme illustré dans le tableau III.3.

Le calcul de l'OPI consiste à :

- Associer à chaque paramètre un numéro de classe selon sa concentration ;
- Calculer la moyenne arithmétique des numéros de classe obtenus pour les quatre paramètres.

Tableau III.3 Répartition en classes des paramètres liés à la pollution organique pour le calcul de l'OPI **[17]**

Classes	DBO_5 (mg-O_2/l)	NH_4^+ (mg-N/l)	NO_2^- (µg-N/l)	PO_4^{3-} (µg-P/l)
5	< 2	< 0.1	5	15
4	2 – 5	0,1– 0.9	6 – 10	16 – 75
3	5.1 – 10	– 2.4	11 – 50	76 – 250
2	10.1 – 15	2.5 – 6.0	51 – 150	251 – 900
1	> 15	> 6	> 150	> 900

OPI = Moyenne des numéros de classes des 4 paramètres (OPI= 5.0 – 4.6: pollution organique nulle (PON); 4.5 – 4.0: pollution organique faible (POF); 3.9 – 3.0: pollution organique modérée (POM); = 2.9 – 2.0: pollution organique forte (POFF); = 1.9 – 1.0: pollution organique très forte (POTF)).

Les résultats obtenus ont été représentés sous forme d'un histogramme (figure III.4) illustrant la répartition des observations (sur 60 valeurs) entre les cinq classes de pollution définies. L'histogramme révèle que la majorité des observations se situent dans les classes pollution organique faible (POF) avec 46,67 %, et pollution organique nulle (PON) avec 21,67 %, ce qui indique que dans près de 70 % des cas, la qualité de l'eau reste globalement bonne sur le plan organique. Toutefois, une proportion non négligeable de pollution organique modérée (POM) est observée dans 23,33 % des cas, suggérant l'influence ponctuelle ou saisonnière de rejets domestiques ou agricoles. De manière plus préoccupante, 6,67 % des observations relèvent d'une pollution organique forte (POFF), tandis que **1**,67 % indiquent une pollution très forte (POTF). Ces cas extrêmes peuvent résulter de rejets directs non traités, d'accumulations de matières organiques en périodes de basses eaux, ou encore d'intrusions accidentelles de polluants.

Cette distribution majoritairement favorable reste néanmoins contrastée par la présence régulière d'épisodes de pollution plus marquée, qui doivent être surveillés. Elle reflète une qualité d'eau globalement acceptable, mais soumise à des pressions anthropiques variables dans le temps, nécessitant une gestion durable des apports en nutriments et une surveillance renforcée des rejets.

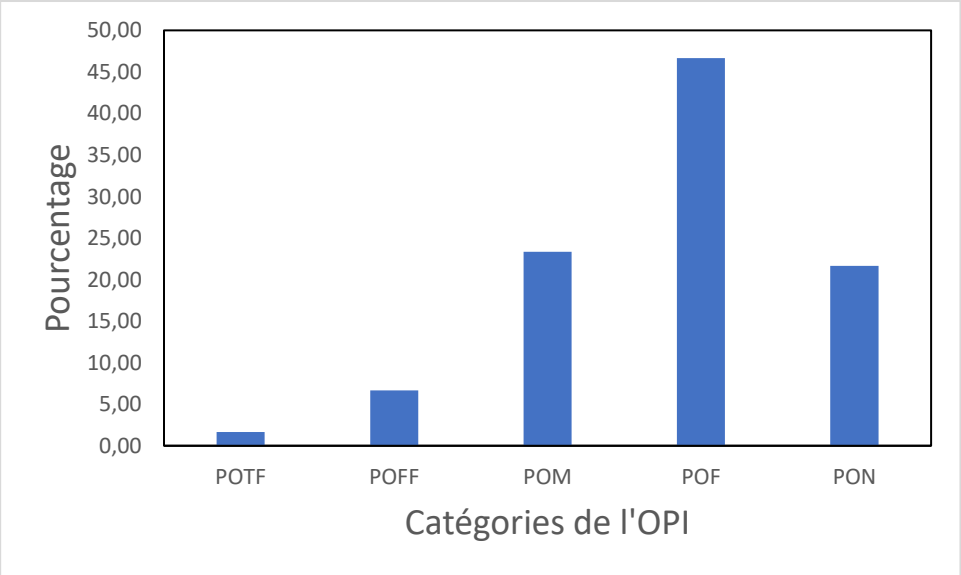


Figure III.4 : Répartition des classes de pollution organique selon l'Indice OPI

L'évolution saisonnière de la qualité organique des eaux de l'oued Sarno a été analysée à travers un histogramme (figure III.5) représentant la répartition des observations de l'indice de pollution organique (OPI) selon les trois classes les plus représentées : pollution organique faible (POF)**,** modérée (POM) et nulle (PON). Les résultats montrent une forte variabilité de la qualité de l'eau en fonction des saisons.

L'hiver se distingue nettement par une qualité excellente**,** avec 100 % des observations classées en pollution organique nulle (PON)**.** Cette situation peut s'expliquer par une dilution accrue des polluants en période de hautes eaux, grâce à des précipitations importantes et un ruissellement plus actif, réduisant les concentrations de matières organiques dans le plan d'eau. En **automne** et en **été**, on observe une nette dominance de la pollution organique faible (POF), avec 36,36 % des observations dans chaque saison. Cependant, l'automne présente aussi 12,5 % de pollution modérée (POM) et aucune pollution nulle, ce qui peut s'expliquer par le phénomène de lessivage des sols en début de saison des pluies, mobilisant des nutriments et des résidus organiques stockés durant l'été. En été, la stagnation de l'eau, les températures élevées et la réduction du débit fluvial peuvent favoriser la concentration des substances organiques, entraînant une qualité légèrement dégradée, mais restant globalement faible à modérée.

Le printemps présente la situation la plus préoccupante, avec 50 % des observations en pollution modérée (POM) et des niveaux de pollution faible (9,09 %) et nulle (0 %) très réduits. Cette situation peut être attribuée à l**'**augmentation des activités agricoles (fertilisation, irrigation), au retrait progressif des eaux de crue hivernales et à une reconcentration des nutriments, favorisant une hausse des niveaux de pollution organique.

Cette analyse saisonnière de l'OPI révèle une qualité optimale en hiver**,** une dégradation modérée en été et en automne, et un risque plus élevé au printemps, mettant en évidence l'importance des facteurs climatiques et anthropiques dans la variation de la pollution organique.

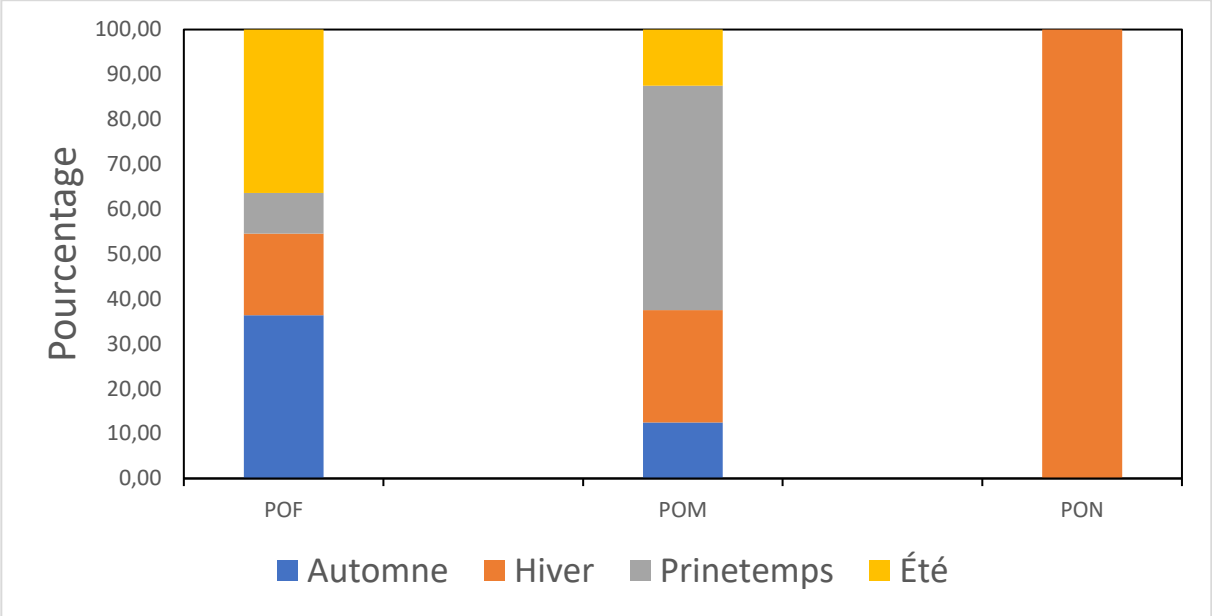


Figure III.5 : Répartition saisonnière des classes de l'Indice OPI

III.7 Vérification de la normalité des données par le test de Kolmogorov-Smirnov

Le test d'ajustement de Kolmogorov-Smirnov est un test libre qui permet de vérifier si un échantillon aléatoire peut provenir d'une distribution de probabilités particulière pour une variable continue (échelle métrique). Si la distribution de probabilités testée est la loi de Laplace-Gauss (distribution normale), ce test d'ajustement fournit une épreuve de normalité **[18]**. La fonction de répartition empirique des valeurs x_i d'un n-échantillon étant définie par **[18]** :

$$F_n^e(x) = \begin{cases} 0 & \text{si } x < x_1 \\ \frac{i-1}{n} & \text{si } x_{i-1} \leq x < x_i \\ 1 & \text{si } x_n \leq x \end{cases}$$

Ce test non paramétrique effectue une comparaison entre la fonction de répartition empirique $F_n^e(x)$ et la fonction de répartition théorique $F(x) = P(X < x)$ de la loi de probabilités considérée. Le test de Kolmogorov-Smirnov est fondé sur le théorème de Glivenko-Cantelli qui affirme la convergence uniforme de la fonction de répartition empirique F_n^e presque sûrement vers la fonction de répartition théorique F **[18]**.

Cette convergence peut être formulée ainsi **[18]** :

$$\lim_{n\to\infty}\{D_n = \sup|F_n^e(x) - F(x)|\} = 0$$

La comparaison entre les deux distributions cumulées, empirique et théorique, s'effectue sur la base de la statistique de Kolmogorov-Smirnov **[18]** :

$$D_n = \sup|F_n^e(x) - F(x)|$$

D'après le théorème de Kolmogorov, sous l'hypothèse nulle H_0 d'identité des deux distributions **[18]** :

$$\begin{cases} H_0 : F(x) = F_n^e(x) \\ H_1 : F(x) \neq F_n^e(x) \end{cases}$$

La statistique D_n suit asymptotiquement la distribution de probabilités (distribution de Kolmogorov Smirnov) définie par **[18]** :

$$P\left(\sqrt{n}\, D_n < y\right) \rightarrow K(y) = \sum_{-\infty}^{+\infty} (-1)^k \exp(-2k^2 y^2)$$

La région critique W_α de risque α est déterminée par $W_\alpha = \{D_n > d_{1-\alpha}(n)\}$ où $d_{1-\alpha}(n)$ est le quantile d'ordre $1-\alpha$ de la distribution de Kolmogorov-Smirnov pour un échantillon de taille n **[18]**.

Si on utilise le test de Kolmogorov-Smirnov comme épreuve de normalité, la fonction de répartition théorique est définie par la fonction de répartition d'une loi normale $N(\mu\,;\,\sigma)$, de moyenne μ et d'écart-type σ.

Afin de déterminer la nature de la distribution statistique des paramètres physico-chimiques de l'oued Sarno, y compris l'indice de pollution organique (OPI), le test de Kolmogorov-Smirnov a été appliqué à l'ensemble des données. Ce test permet d'évaluer la conformité des distributions empiriques avec une loi normale. Les résultats, présentés dans le tableau III.4, indiquent pour chaque paramètre la statistique D et la p-value associée.

L'ensemble des p-values est inférieur au seuil de signification de 0,05, ce qui signifie que l'hypothèse nulle de normalité est rejetée pour tous les paramètres. Ainsi, les dix paramètres physico-chimiques analysés ainsi que l'indice OPI présentent tous une distribution non normale. Cette asymétrie peut être liée à plusieurs facteurs, notamment la nature environnementale des données, la présence de valeurs extrêmes (pollution ponctuelle), ou encore la variabilité saisonnière observée précédemment.

Ce constat est fondamental pour la suite de l'étude : en l'absence de normalité, l'usage des méthodes statistiques paramétriques comme le coefficient de corrélation de Pearson n'est pas recommandé. Par conséquent, c'est le coefficient de corrélation de Spearman, une méthode non paramétrique basée sur les rangs, qui sera utilisé pour analyser les relations entre les variables.

Tableau III.4 Résultats du test de Kolmogorov-Smirnov pour l'évaluation de la normalité des paramètres physico-chimiques et de l'OPI

Paramètres physico-chimiques	**D**	**p-value**	**Normalité**
pH	1	$< 2{,}2 \cdot 10^{-16}$	Distribution asymétrique
Résidu sec	1	$< 2{,}2 \cdot 10^{-16}$	Distribution asymétrique
Oxygène dissous	0,9441	$< 2{,}2 \cdot 10^{-16}$	Distribution asymétrique
Nitrates	0,6606	$< 2{,}2 \cdot 10^{-16}$	Distribution asymétrique
Nitrites	0,5	$1{,}87 \cdot 10^{-13}$	Distribution asymétrique
Ammonium	0,5	$1{,}87 \cdot 10^{-13}$	Distribution asymétrique
Phosphates	0,5	$1{,}87 \cdot 10^{-13}$	Distribution asymétrique
DBO5	0,7659	$< 2{,}2 \cdot 10^{-16}$	Distribution asymétrique
DCO	1	$< 2{,}2 \cdot 10^{-16}$	Distribution asymétrique
Matière organique	0,9955	$< 2{,}2 \cdot 10^{-16}$	Distribution asymétrique
OPI	0,9878	$< 2{,}2 \cdot 10^{-16}$	Distribution asymétrique

III.8 Corrélations entre variables physico-chimiques à l'échelle saisonnière par la méthode de Spearman

L'analyse de la matrice de corrélation de Spearman durant la saison automnale (Figure III.6) révèle deux corrélations fortes, traduisant des interactions marquées entre certains paramètres physico-chimiques. La première est une corrélation positive élevée entre le pH et la demande biologique en oxygène sur cinq jours (DBO_5), avec un coefficient de 0,8. Cette association indique qu'une élévation du pH est souvent accompagnée d'une augmentation de la DBO_5, suggérant une activité biologique intense dans un environnement légèrement basique. Cela peut être lié à la présence de rejets organiques d'origine domestique ou agricole, favorisant la prolifération de micro-organismes aérobies qui dégradent la matière organique et consomment de l'oxygène. La seconde corrélation forte concerne l'ammonium et la matière organique, dont le coefficient atteint 0,75. Cette liaison traduit le lien direct entre la décomposition de matières organiques azotées et la production d'ammonium. En effet, la minéralisation de substances organiques comme les protéines ou les urées conduit naturellement à une accumulation d'ions ammonium, en particulier dans des conditions automnales où la température reste modérée, favorisant les processus de dégradation. Ces résultats soulignent une dynamique de pollution organique active en automne, probablement due à une recharge du système hydrique par des apports ponctuels riches en matière organique, notamment après les premières pluies de la saison.

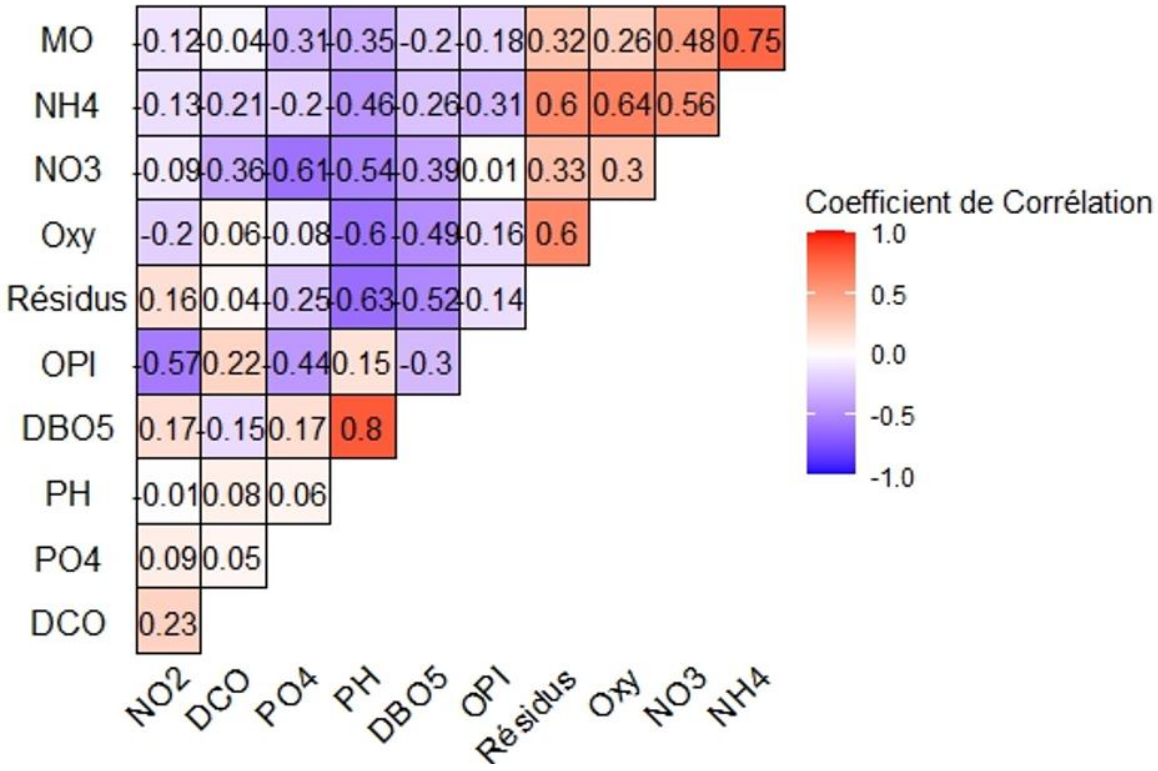


Figure III.6 : Corrélations entre paramètres physico-chimiques en automne

La matrice de corrélation de Spearman pour la saison hivernale (figure III.7) met en évidence plusieurs relations significatives entre certains paramètres physico-chimiques. On note une forte corrélation positive entre les nitrates et les nitrites ($\rho = 0{,}78$), ce qui suggère une dynamique commune liée aux processus de nitrification, généralement favorisés par une activité microbienne modérée à faible température. Cette transformation de l'ammonium en nitrites, puis en nitrates, est typique dans les milieux aquatiques soumis à une pollution organique, notamment d'origine domestique ou agricole. À l'inverse, une forte corrélation négative est observée entre les nitrites et l'indice de pollution organique (OPI) ($\rho = -0{,}64$), ce qui peut indiquer qu'en hiver, les conditions d'oxydation partielle de l'azote entraînent une accumulation des nitrites dans les situations les plus polluées, réduisant ainsi l'indice OPI. Enfin, les phosphates montrent également une corrélation négative élevée avec l'OPI ($\rho = -0{,}69$), ce qui reflète l'accumulation de nutriments dans les eaux les plus polluées, probablement due au relargage d'eaux usées domestiques ou industrielles contenant des phosphates. Ces résultats soulignent que la saison hivernale est marquée par une intensification des processus liés aux rejets azotés et phosphorés, probablement favorisée par le ruissellement hivernal, la diminution de la dilution due à la baisse du débit de l'oued et une activité biologique différente par rapport aux autres saisons.

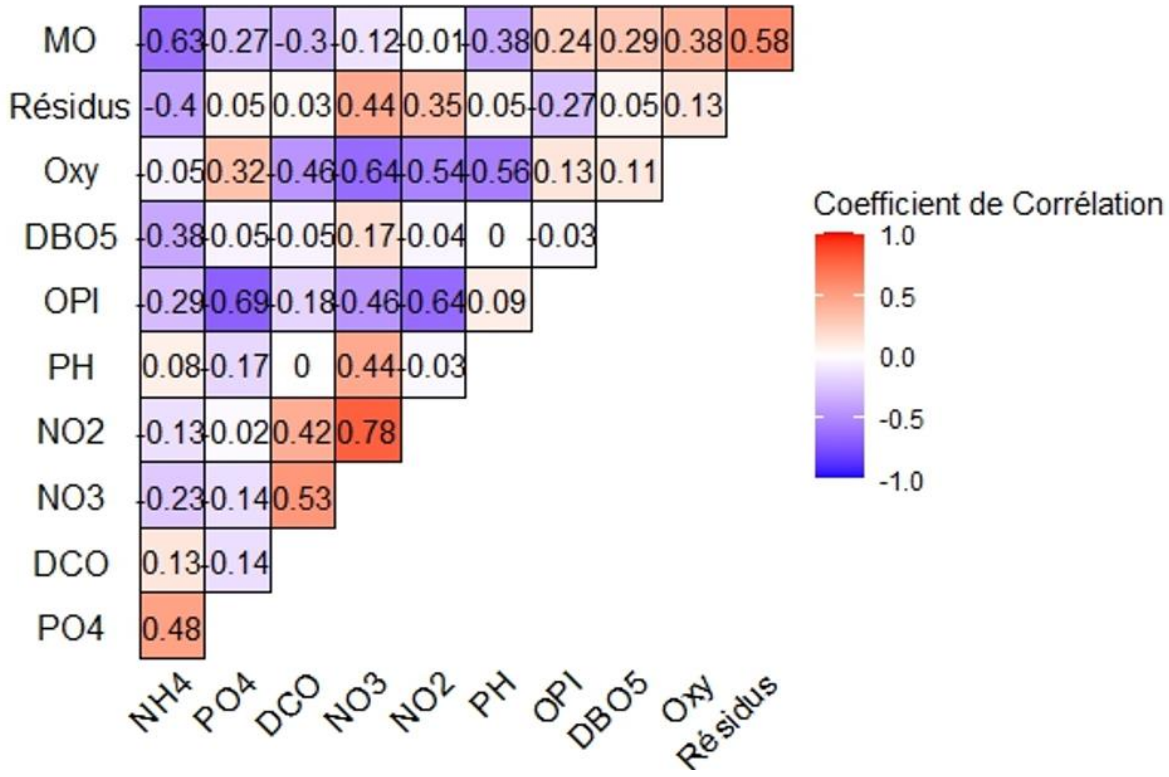


Figure III.7 : Corrélations entre paramètres physico-chimiques en hiver

Au printemps, la matrice de corrélation de Spearman (figure III.8) révèle des relations statistiques marquées entre certains paramètres, traduisant des interactions physico-chimiques spécifiques à cette saison. On observe une corrélation positive forte entre l'oxygène dissous et l'OPI ($\rho = 0,74$), ce qui est cohérent avec le fait que l'oxygène est un indicateur favorable à la bonne qualité de l'eau ; une concentration élevée en oxygène correspond souvent à une moindre pollution organique, ce qui améliore l'indice de qualité. À l'inverse, une corrélation négative très forte entre les nitrites et l'OPI ($\rho = –0,75$) indique qu'une accumulation de nitrites est généralement associée à une dégradation de la qualité de l'eau, probablement due à une nitrification incomplète ou à une charge organique importante. Une autre corrélation négative notable est observée entre le pH et l'OPI ($\rho = –0,59$), suggérant que des valeurs de pH plus élevées peuvent être liées à une présence accrue de substances basiques ou polluantes, affectant ainsi l'indice. Enfin, les phosphates présentent également une forte corrélation négative avec l'OPI ($\rho = –0,68$), ce qui indique qu'une charge en nutriments, typique d'une pollution d'origine domestique ou agricole, détériore la qualité de l'eau au printemps, période souvent marquée par le ruissellement des sols fertilisés. Ces corrélations mettent en évidence l'impact des activités anthropiques et des processus biogéochimiques saisonniers sur la qualité des eaux en période printanière.

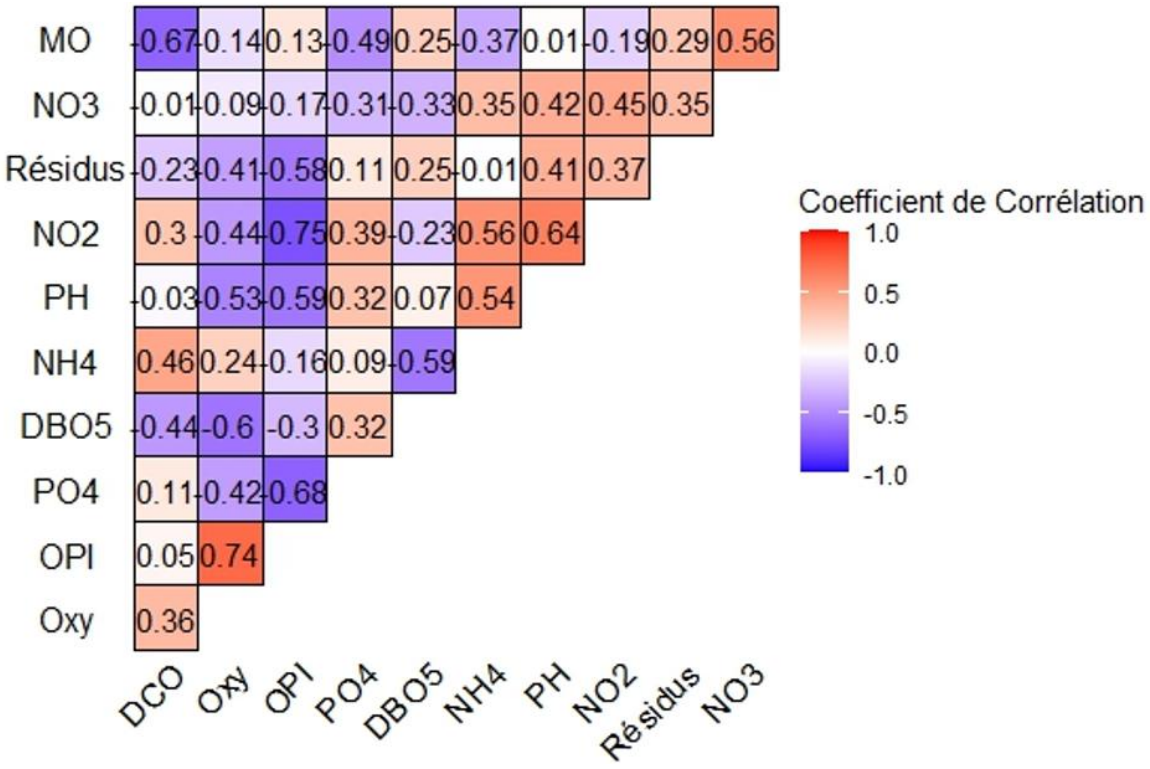


Figure III.8 : Corrélations entre paramètres physico-chimiques au printemps

Durant l'été, la qualité des eaux semble particulièrement influencée par les processus de minéralisation et de dégradation organique, comme en témoignent certaines corrélations marquées. Une corrélation négative forte est observée entre les nitrates et l'oxygène dissous (ρ = –0,74), suggérant qu'une charge élevée en nitrates, souvent liée à la pollution agricole ou domestique, est associée à une diminution de l'oxygène dissous par consommation biologique, signalant ainsi une dégradation de la qualité de l'eau. Par ailleurs, l'indice de qualité OPI est fortement corrélé négativement aux phosphates (ρ = –0,62), indiquant que les apports excessifs en nutriments, caractéristiques de l'eutrophisation, impactent défavorablement la qualité globale de l'eau. Une autre tendance notable est la corrélation positive entre les phosphates et la DBO_5 (ρ = 0,55), mettant en évidence une relation entre la charge en nutriments et la demande biologique en oxygène, ce qui reflète une forte activité biologique ou une pollution organique. Bien que légèrement en dessous du seuil de forte corrélation, le lien entre la DBO_5 et l'oxygène dissous (ρ = 0,42) mérite également d'être souligné, car il exprime la sensibilité de l'oxygène dissous aux apports organiques. Ces résultats traduisent un système aquatique soumis à des pressions estivales marquées, où la température élevée amplifie les effets de la pollution nutritive et organique, avec un impact net sur l'équilibre oxygéné et la qualité écologique de l'eau.

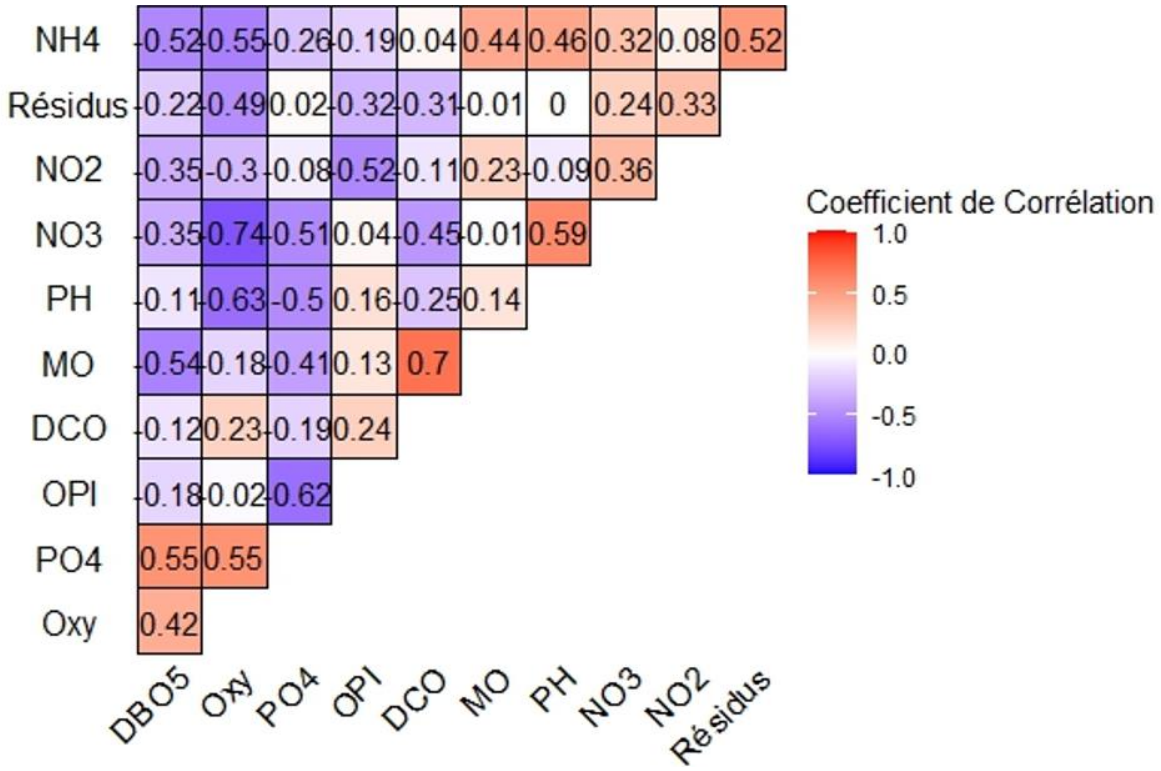


Figure III.9 : Corrélations entre paramètres physico-chimiques en été

L'analyse comparative des matrices de corrélation saisonnières révèle plusieurs tendances communes entre les paramètres physico-chimiques. D'abord, une relation négative persistante entre le pH et l'oxygène dissous est observée tout au long de l'année, avec une intensité plus marquée en été ($\rho = -0,63$) et au printemps ($\rho = -0,53$), ce qui pourrait s'expliquer par une augmentation de la température de l'eau qui réduit la solubilité de l'oxygène tout en favorisant des processus biochimiques modifiant le pH. Ensuite, les nitrates présentent une corrélation positive modérée à forte avec les nitrites durant toutes les saisons, en particulier en hiver ($\rho = 0,78$) et au printemps ($\rho = 0,45$), reflétant un cycle de nitrification actif. Cette relation souligne probablement une origine commune liée à des apports agricoles (engrais) ou des rejets domestiques. Les résidus présentent aussi des corrélations modérées avec les nitrates tout au long de l'année, suggérant une influence continue des matières dissoutes.

Des cas particuliers se distinguent selon les saisons. En été**,** la relation entre oxygène dissous et nitrates atteint une valeur fortement négative ($\rho = -0,74$), ce qui pourrait s'expliquer par une intense activité biologique (phytoplancton, bactéries) induite par les températures élevées, entraînant une consommation d'oxygène et une transformation rapide des formes azotées. Le printemps, quant à lui, se caractérise par des corrélations très marquées entre le pH et plusieurs nutriments, notamment les nitrites ($\rho = 0,64$) et les ammoniums ($\rho = 0,54$), ce qui peut être lié à la reprise de l'activité biologique et des apports diffus liés au ruissellement printanier.

III.9 Analyse saisonnière du pH des eaux de surface à travers les boxplots

La figure III.10 représentant les boxplots saisonniers du pH permet de visualiser la variabilité de ce paramètre dans les eaux de l'oued Sarno tout au long de l'année. Chaque boîte correspond à une saison (automne, hiver, printemps, été) et montre la dispersion des données, la position centrale et la présence éventuelle de valeurs extrêmes. L'examen des distributions met en évidence une élévation du pH pendant le printemps et l'été, ce qui s'explique par une activité photosynthétique plus intense durant ces périodes, réduisant la concentration en dioxyde de carbone dissous et augmentant ainsi l'alcalinité de l'eau. En revanche, les saisons automne et hiver présentent un pH légèrement plus faible, possiblement en lien avec une moindre photosynthèse, des apports organiques plus importants ou des conditions hydrologiques différentes. Au niveau des valeurs aberrantes, deux valeurs basses ont été relevées au printemps (7,0 et 7,2), pouvant être dues à un apport d'eau plus acide en lien avec des ruissellements ou des rejets spécifiques. En été, trois valeurs atypiques (7,5, 7,6 et 8,4) indiquent une variabilité plus marquée, peut-être liée à des effets d'évaporation accentuée, à une faible dilution ou à des apports anthropiques ponctuels. Ainsi, les variations saisonnières du pH traduisent bien l'influence combinée des facteurs climatiques, biologiques et anthropiques sur la qualité des eaux de surface dans le bassin étudié.

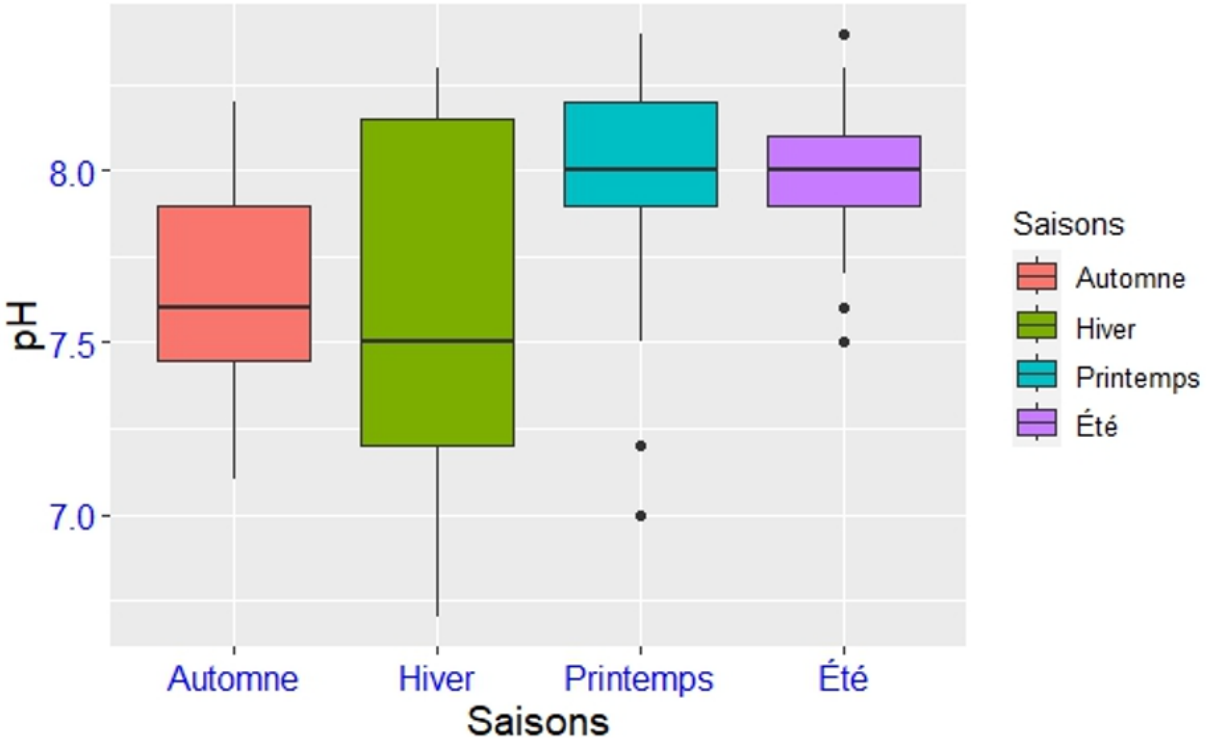


Figure III.10 : Boxplots saisonniers du pH

La figure III.11 présente les boxplots saisonniers du résidu sec mesuré dans les eaux de l'oued Sarno sur la période 2016–2020. Ce graphique permet de visualiser la variabilité intersaisonnière de la minéralisation globale des eaux, qui reflète généralement l'effet combiné de l'évaporation, des apports anthropiques et des conditions hydrologiques.

L'analyse des distributions montre que les concentrations en résidu sec sont globalement plus élevées en automne et en hiver, avec des médianes respectives de 1070 mg/l et 1001 mg/l, traduisant une plus forte charge dissoute durant les périodes à faibles débits et à apport réduit. En revanche, les niveaux sont plus modérés au printemps et en été, où la dilution liée aux apports hydriques semble jouer un rôle plus important.

Des valeurs aberrantes significatives ont été détectées au printemps (1834, 2169 et 2206 mg/l) et en été (1954 et 2246 mg/l), indiquant la présence ponctuelle d'épisodes de concentration accrue en sels dissous, possiblement en lien avec des rejets localisés ou des conditions d'évaporation intense.

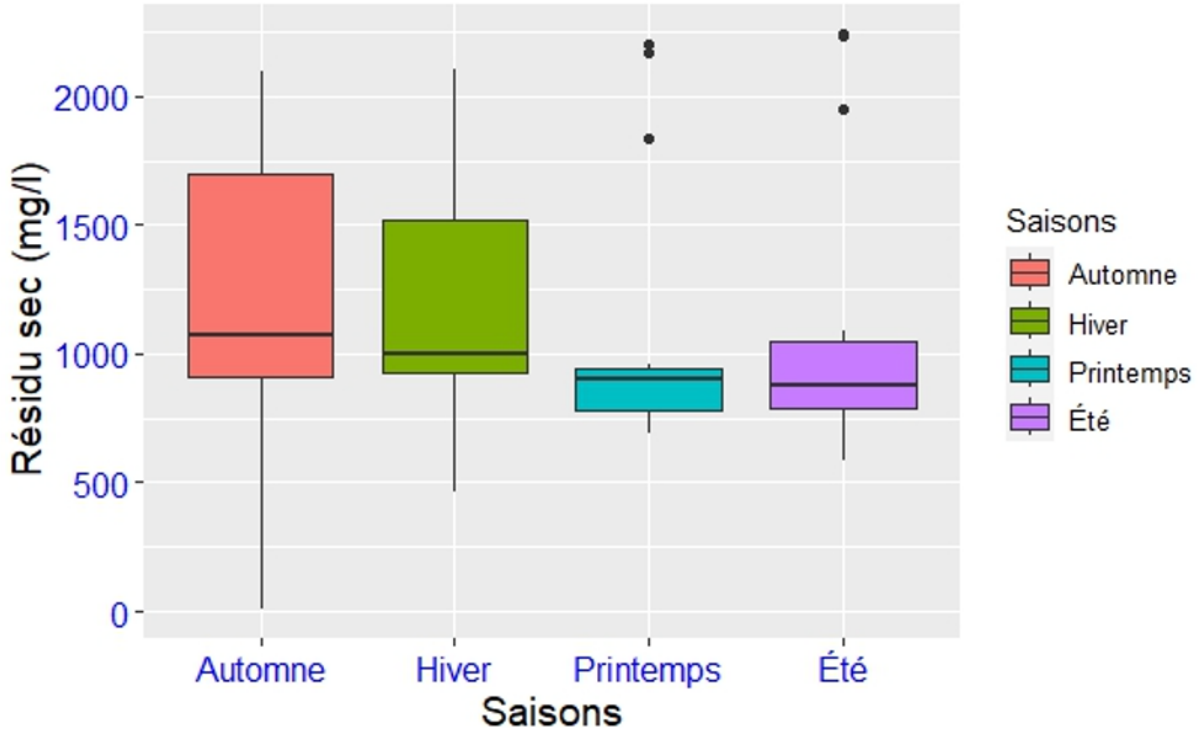


Figure III.11 : Boxplots saisonniers du résidu sec

La figure III.12 illustre les boxplots saisonniers de l'oxygène dissous dans les eaux de l'oued Sarno pour la période 2016–2020. Ce graphique met en évidence les variations de l'oxygénation du milieu aquatique en fonction des saisons, un paramètre essentiel à l'évaluation de la qualité écologique de l'eau.

Les résultats montrent des teneurs moyennes nettement plus élevées au printemps (23,13 %) et en été (23,21 %), comparées à celles enregistrées en automne (14,87 %) et en hiver (16,87 %). Ces niveaux élevés pendant les saisons chaudes peuvent être attribués à une plus forte activité photosynthétique des algues et des macrophytes, favorisée par l'ensoleillement, ainsi qu'à une possible sursaturation en oxygène dans les eaux stagnantes.

Des valeurs aberrantes sont observées dans toutes les saisons. En automne, des extrêmes inférieurs (2,00 %) et supérieurs (66,00 et 81,60 %) traduisent probablement des situations de pollution organique ou de fortes productions primaires. L'hiver présente un profil similaire avec des outliers à 2,80, 69,10 et 82,40 %. Le printemps et l'été montrent également des pics élevés d'oxygène dissous (jusqu'à 83,30 % au printemps et 95,89 % en été), suggérant une hyperoxygénation temporaire du milieu.

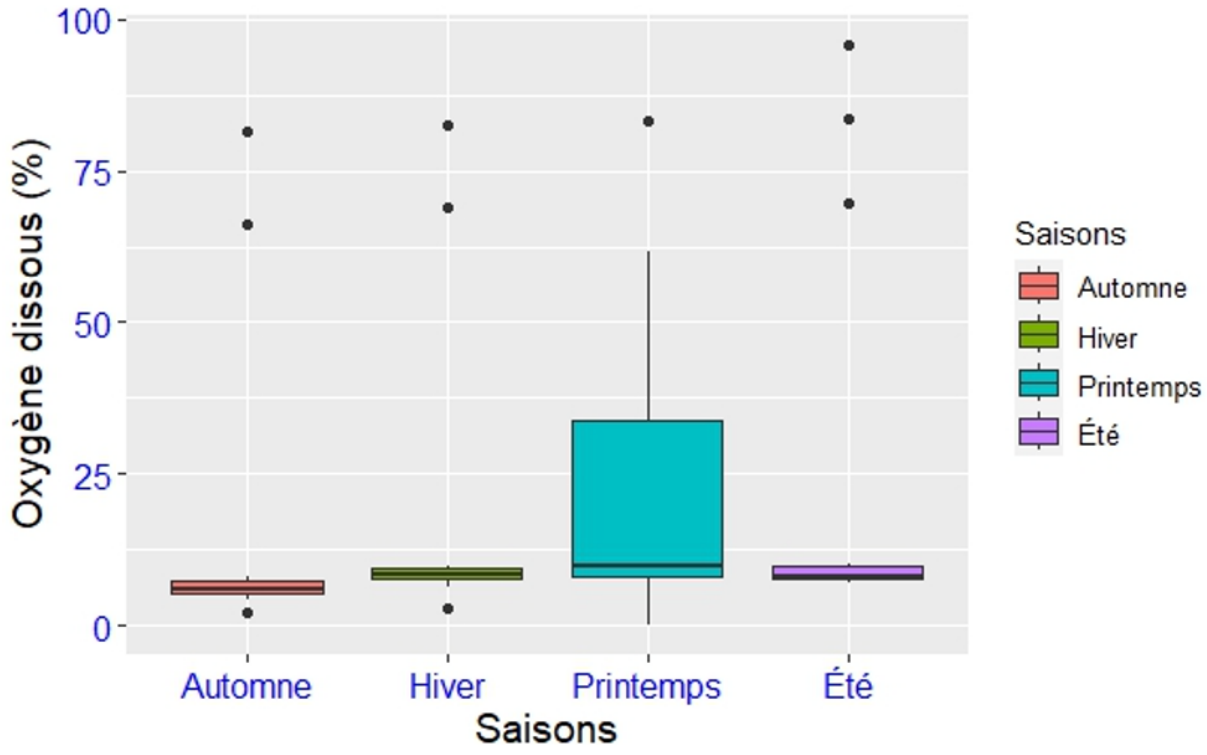


Figure III.12 : Boxplots saisonniers de l'oxygène dissous

La figure III.13 présente les boxplots saisonniers des concentrations en nitrates dans les eaux de l'oued Sarno pour la période 2016–2020. Ces diagrammes permettent de visualiser la distribution des données selon les quatre saisons et de détecter d'éventuelles valeurs extrêmes. Globalement, les concentrations médianes sont plus élevées au printemps (3,34 mg/l) et en été (3,00 mg/l), ce qui peut s'expliquer par le lessivage des sols agricoles au printemps et l'évapoconcentration en saison estivale. À l'inverse, les valeurs médianes sont plus faibles en

automne (2,0 mg/l) et particulièrement en hiver (1,72 mg/l), où la dilution liée aux précipitations pourrait jouer un rôle.

Les valeurs aberrantes sont notables : en automne, on observe des extrêmes très bas (0,00 et 0,40 mg/l) et très hauts (5,60 et 10,00 mg/l), reflétant probablement des épisodes de dilution ou au contraire de fortes charges en nitrates, possiblement liées à des apports ponctuels d'origine agricole ou domestique. En hiver, deux outliers extrêmes à 13,00 et 15,00 mg/l indiquent une pollution azotée marquée à cette période. Au printemps, une seule valeur aberrante est relevée à 8,35 mg/l. En été, aucune valeur aberrante n'a été détectée, ce qui témoigne d'une relative stabilité des concentrations en cette saison.

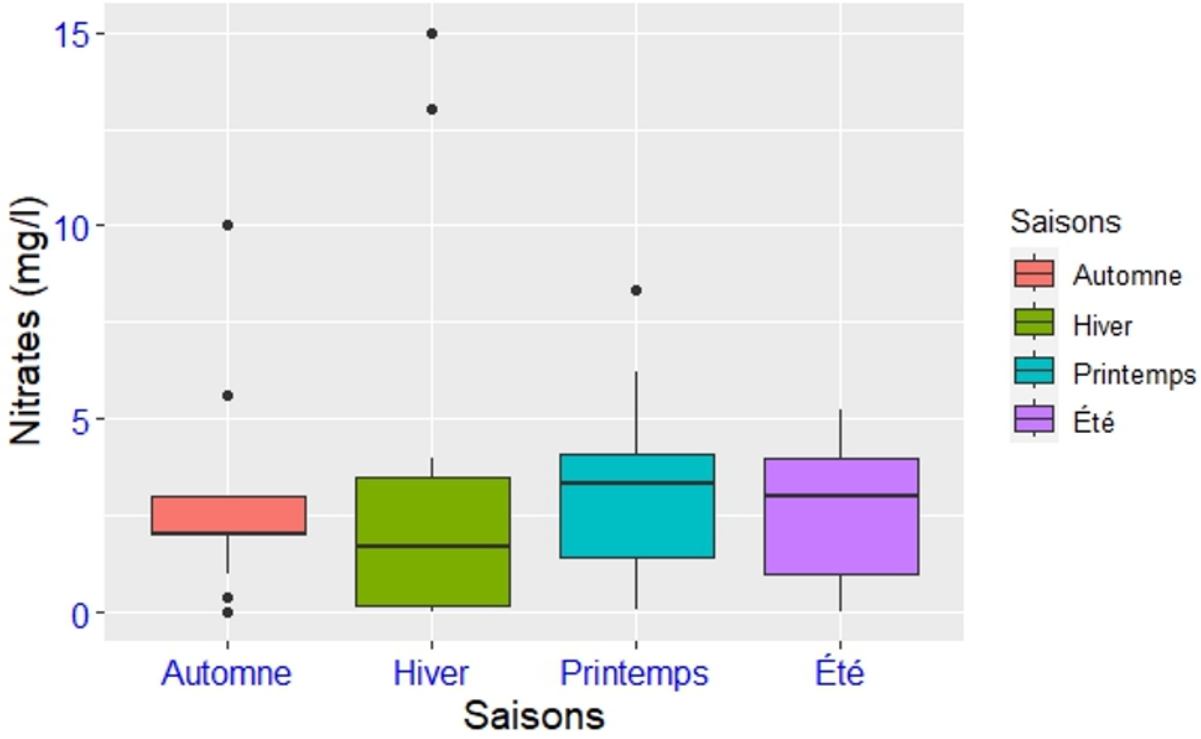


Figure III.13 : Boxplots saisonniers des nitrates

La figure III.14 illustre les boxplots saisonniers des concentrations en nitrites dans les eaux de l'oued Sarno entre 2016 et 2020. Ces représentations graphiques permettent de comparer visuellement la variabilité des concentrations en fonction des saisons et de détecter les valeurs aberrantes.

Les médianes des concentrations varient sensiblement au cours de l'année : très faibles en hiver (0,000 mg/l) et en automne (0,020 mg/l), elles augmentent de façon marquée au printemps (0,107 mg/l), traduisant une charge plus importante en nitrites pendant cette saison, possiblement liée à l'activité microbiologique accrue et à la dégradation partielle de la matière organique. En été, la médiane revient à une valeur modérée (0,020 mg/l).

Les valeurs aberrantes sont identifiées principalement en automne et en hiver. En automne, deux fortes valeurs (0,261 et 1,050 mg/l) traduisent probablement des épisodes de pollution organique ponctuelle, pouvant résulter du lessivage de sols enrichis ou de rejets domestiques insuffisamment traités. En hiver, les outliers atteignent 0,090 et 0,300 mg/l, ce qui reste relativement élevé pour cette période généralement marquée par une dilution naturelle des concentrations. Aucune valeur aberrante n'a été relevée au printemps ni en été, ce qui suggère une plus grande homogénéité des concentrations pendant ces saisons malgré des médianes plus élevées.

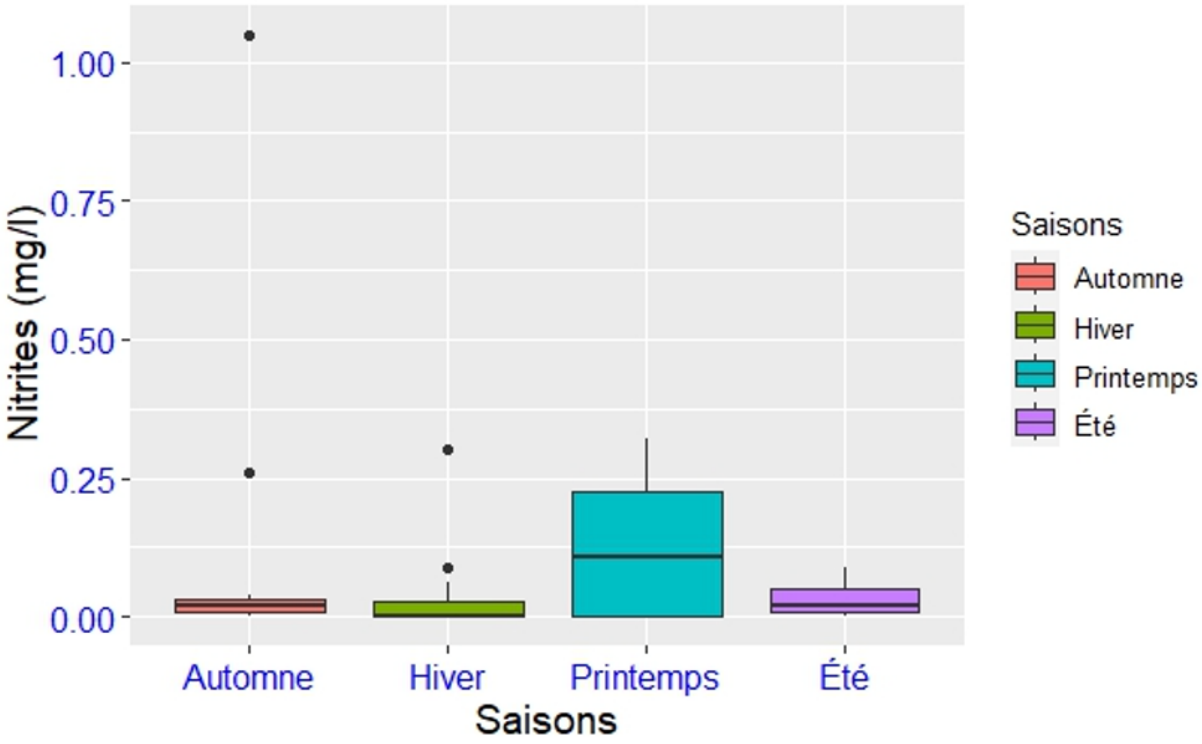


Figure III.14 : Boxplots saisonniers des nitrites

La figure III.15 représente les boxplots saisonniers des concentrations en ammonium mesurées dans les eaux de l'oued Sarno durant la période 2016–2020. Ce graphique permet de visualiser la dispersion des données et d'identifier les anomalies saisonnières.

Les médianes révèlent une concentration en ammonium relativement homogène tout au long de l'année, avec des valeurs comprises entre 0,066 mg/l (printemps) et 0,130 mg/l (automne). Toutefois, les moyennes saisonnières montrent une légère élévation en automne (0,2356 mg/l) et en été (0,1935 mg/l), ce qui pourrait s'expliquer par une augmentation des rejets organiques ou une baisse de l'activité de nitrification liée à des conditions moins favorables à l'oxygénation.

Des valeurs aberrantes significatives sont observées principalement en automne (0,64 et 1,22 mg/l), ce qui témoigne d'une charge ponctuelle très élevée en azote ammoniacal, possiblement due à des apports domestiques non traités ou à une activité agricole intense. En hiver, les valeurs aberrantes atteignent 0,40, 0,42 et 0,56 mg/l, reflétant une certaine variabilité malgré des conditions hydrologiques favorables à la dilution. Au printemps, une seule valeur aberrante est relevée (0,60 mg/l), alors qu'en été, aucune valeur extrême n'est détectée, traduisant une meilleure stabilité des teneurs pendant cette période.

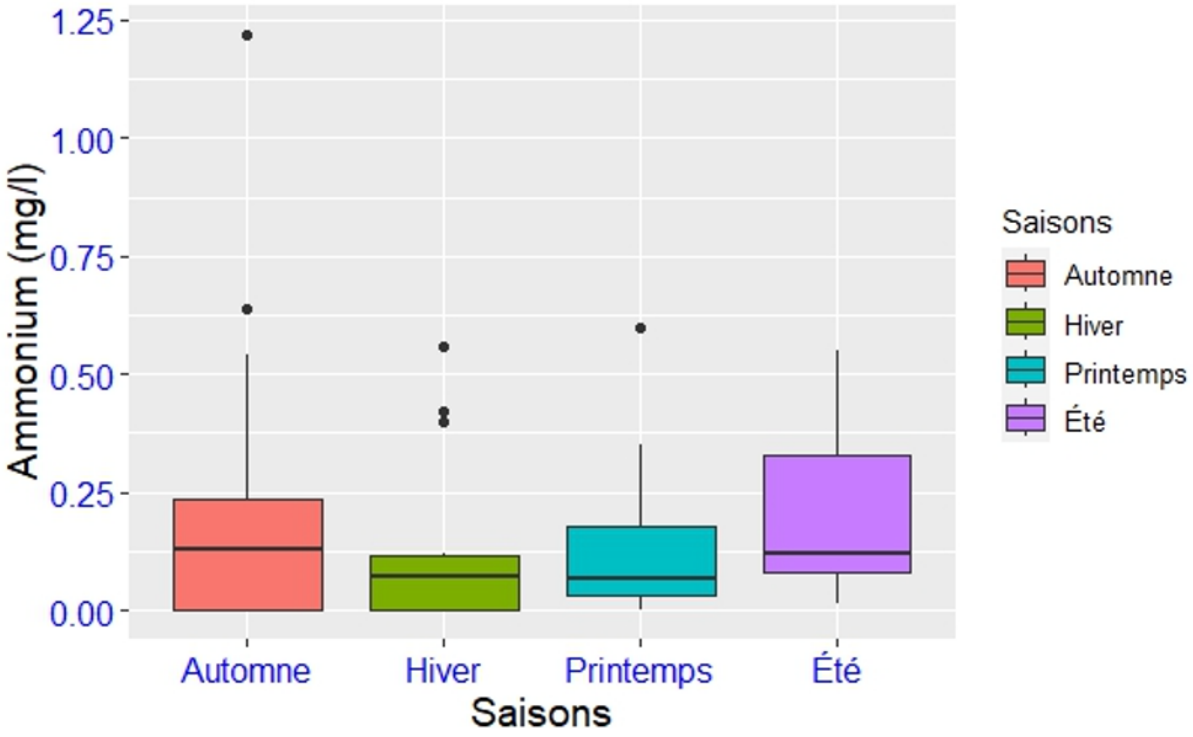


Figure III.15 : Boxplots saisonniers de l'ammonium

La figure III.16 illustre les boxplots saisonniers des concentrations en phosphates enregistrées dans les eaux de l'oued Sarno durant la période 2016–2020. Ce graphique met en évidence la distribution asymétrique des valeurs, avec une prédominance de zéros dans toutes les saisons, traduisant des concentrations généralement très faibles voire nulles en phosphate pour la majorité des échantillons.

Les médianes sont nulles pour les quatre saisons, indiquant que plus de 50 % des valeurs sont égales à 0 mg/l. Toutefois, les moyennes varient sensiblement selon les saisons, avec un pic très marqué au printemps (1,039 mg/l), suivi de l'été (0,3627 mg/l), l'automne (0,2136 mg/l), et l'hiver (0,1441 mg/l). Cette augmentation printanière pourrait s'expliquer par des apports liés au lessivage des sols agricoles, souvent enrichis en engrais phosphatés durant cette

période de fertilisation intense. En été, la hausse relative pourrait être due à une concentration par évaporation combinée à un faible débit hydrique.

Des valeurs aberrantes importantes sont observées à toutes les saisons : au printemps, elles atteignent 0,6 ; 0,8 et 14 mg/l, traduisant des apports exceptionnels ou ponctuels d'origine anthropique, notamment agricole ou domestique. En été, des pics à 1,610 et 3,830 mg/l sont également relevés, ce qui confirme la possible accumulation liée à une faible dilution des effluents. En automne et en hiver, les valeurs extrêmes sont plus modérées, avec 0,704 et 2,500 mg/l en automne, et 0,600 et 1,170 mg/l en hiver, ce qui peut être attribué à des rejets urbains ou industriels mal maîtrisés.

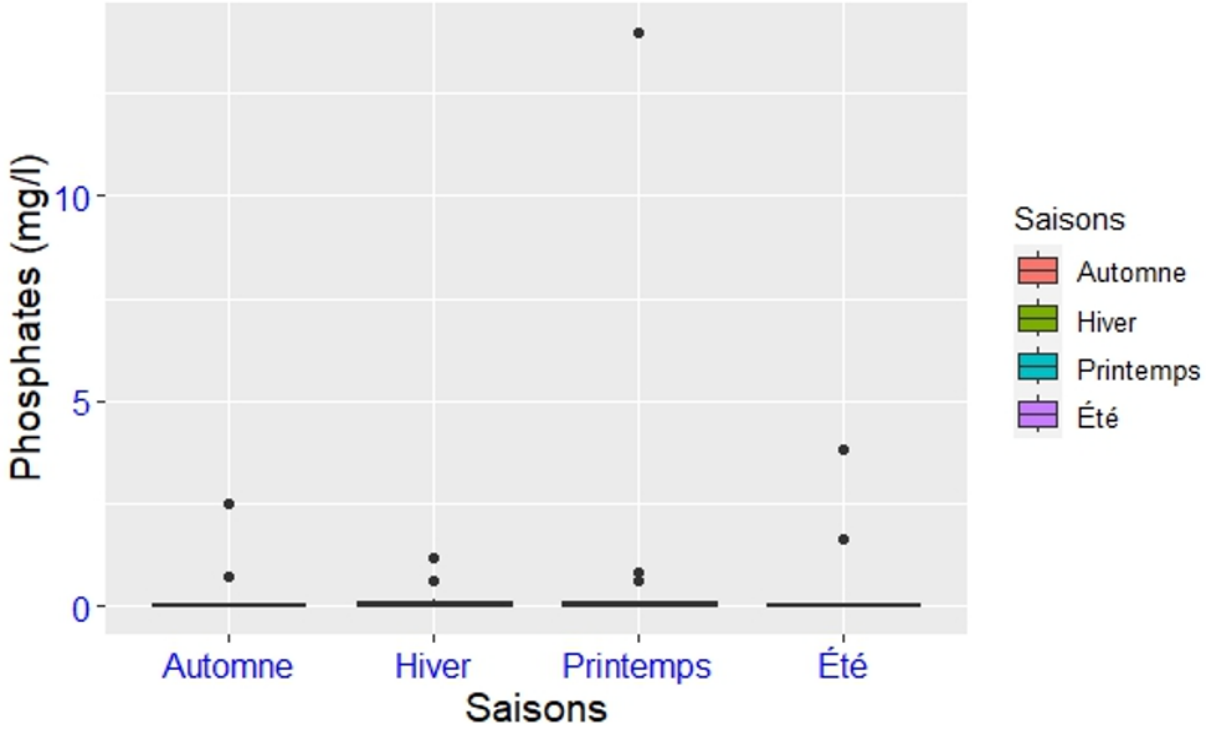


Figure III.16 : Boxplots saisonniers des phosphates

La figure III.17 présente les boxplots saisonniers des concentrations de DBO_5 dans les eaux de l'oued Sarno pour la période 2016–2020. Ce paramètre reflète la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation biologique de la matière organique et constitue un bon indicateur de la pollution organique. Le graphique met en évidence une forte variabilité saisonnière, marquée par des différences importantes entre les valeurs centrales et les valeurs extrêmes.

Le printemps se distingue nettement par les valeurs les plus élevées : la moyenne atteint 11,856 mg/l, accompagnée d'un troisième quartile de 14,150 mg/l, traduisant une charge organique très importante probablement liée à une intensification des rejets agricoles (effluents organiques) et domestiques durant cette période. L'été présente également des concentrations

élevées (moyenne de 6,442 mg/l), pouvant résulter de conditions hydrologiques favorisant la stagnation et la décomposition des matières organiques.

À l'automne, la DBO_5 affiche une moyenne également élevée (6,467 mg/l), probablement en raison de la reprise des activités agricoles et du ruissellement post-estival, tandis que l'hiver est caractérisé par des valeurs plus faibles (moyenne de 3,167 mg/l), traduisant une dilution plus importante des polluants en lien avec les débits plus élevés.

Des valeurs aberrantes significatives sont détectées à chaque saison, notamment 50 mg/l au printemps et à l'automne, ainsi que 58,43 mg/l en été, indiquant la présence de rejets massifs ponctuels de matière organique biodégradable, d'origine probablement anthropique. En hiver, les valeurs extrêmes atteignent 6, 9,1 et 14 mg/l, ce qui reste élevé pour une période censée être plus diluée, suggérant des apports spécifiques ou une mauvaise épuration à l'amont.

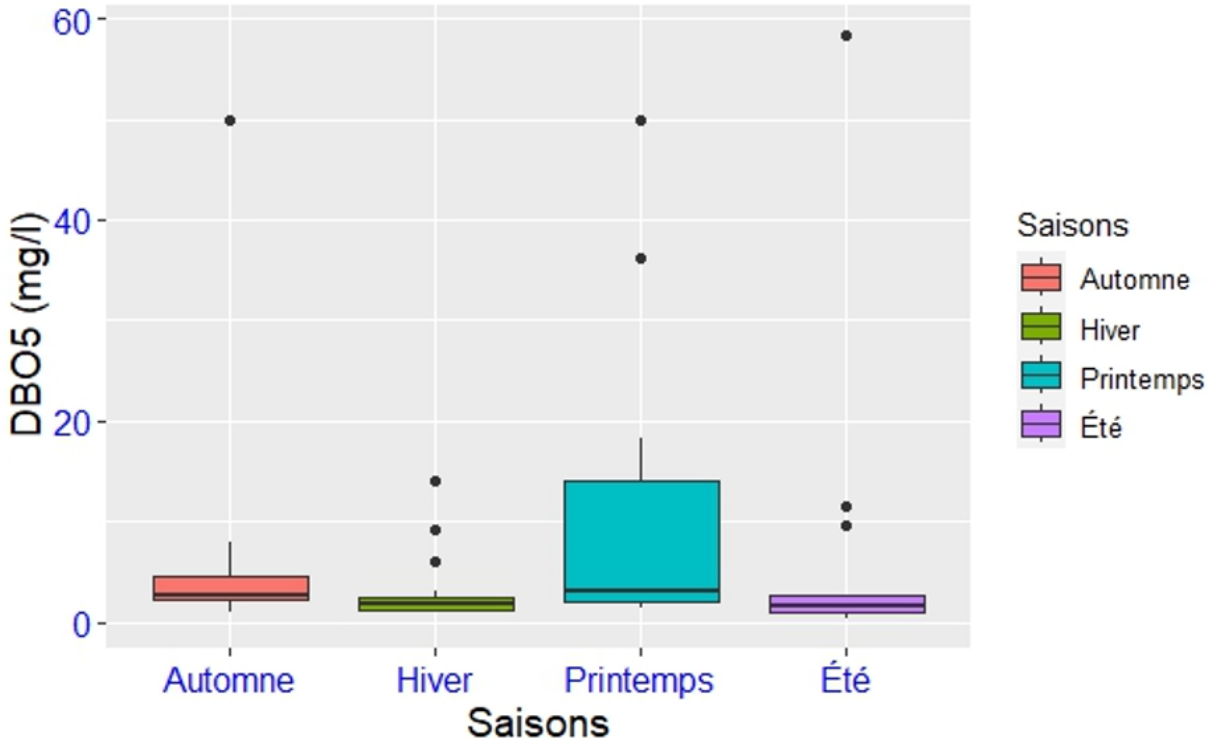


Figure III.17 : Boxplots saisonniers de la DBO_5

La figure III.18 illustre les boxplots saisonniers des concentrations de DCO dans les eaux de l'oued Sarno durant la période 2016–2020. La DCO permet d'évaluer la quantité totale de matière organique (biodégradable et non biodégradable) dans l'eau. Elle constitue ainsi un indicateur global de pollution organique chimique.

Les résultats révèlent une variabilité saisonnière notable, avec des niveaux particulièrement élevés au printemps (moyenne : 35,01 mg/l ; Q_3 : 49,20 mg/l), suggérant une accumulation importante de matière organique, potentiellement liée à des apports agricoles (engrais, pesticides) et domestiques lors du retour des températures plus clémentes. La saison automnale présente également des valeurs élevées (moyenne : 38,84 mg/l ; Q_3 : 51,00 mg/l), traduisant probablement l'impact du ruissellement post-estival et des premières pluies qui remobilisent les polluants accumulés pendant l'été.

En revanche, les niveaux sont plus modérés en hiver (moyenne : 27,07 mg/l), ce qui s'explique vraisemblablement par l'effet de dilution provoqué par des débits plus importants, bien que deux valeurs aberrantes élevées soient notées à 50 et 68 mg/l, indiquant des apports ponctuels anormaux ou insuffisance d'épuration locale. L'été, quant à lui, affiche des concentrations intermédiaires (moyenne : 31,54 mg/l) avec une distribution plus homogène et sans valeur aberrante détectée, ce qui pourrait refléter une stabilisation temporaire des rejets ou une moindre activité de sources polluantes.

Ainsi, le printemps et l'automne ressortent comme les saisons les plus chargées en matière organique oxydable, probablement en lien avec des activités anthropiques intenses et des mécanismes de remobilisation naturels. L'hiver se distingue par une variabilité plus contenue malgré quelques pics exceptionnels.

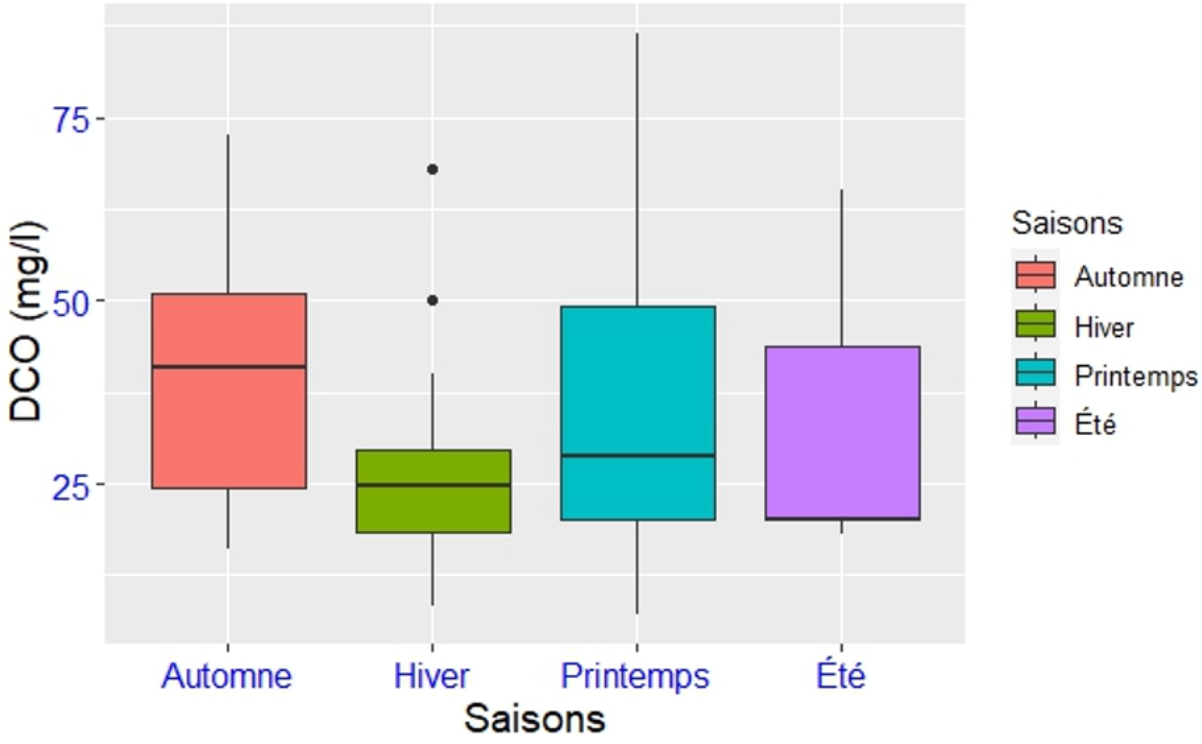


Figure III.18 : Boxplots saisonniers de la DCO

La figure III.19 représente les boxplots saisonniers des concentrations en matière organique (MO) dans les eaux de l'oued Sarno sur la période 2016–2020. Ce paramètre reflète la quantité de substances organiques globales présentes dans l'eau, qu'elles soient d'origine naturelle (végétation, sol) ou anthropique (rejets domestiques et industriels).

Les résultats indiquent une variabilité modérée au fil des saisons, avec des médianes comprises entre 5,8 mg/l au printemps et 7,2 mg/l en automne et en été, traduisant une légère augmentation de la charge organique pendant les périodes chaudes. Cette tendance pourrait être attribuée à l'intensification des processus de décomposition biologique, à une augmentation des apports domestiques, ou encore à l'évaporation estivale concentrant les polluants.

La saison estivale se distingue cependant par une valeur aberrante élevée à 15,6 mg/l, suggérant un événement ponctuel de pollution organique significative, probablement dû à un déversement non maîtrisé ou une baisse d'efficacité d'un système de traitement.

En revanche, aucune valeur aberrante n'a été détectée en automne, hiver et printemps, indiquant une distribution plus homogène et un contrôle relatif de la qualité des rejets organiques pendant ces périodes.

Dans l'ensemble, les niveaux moyens restent globalement comparables entre les saisons, mais l'été se démarque par une extrême ponctuelle, signalant une sensibilité accrue aux pressions anthropiques pendant cette période critique.

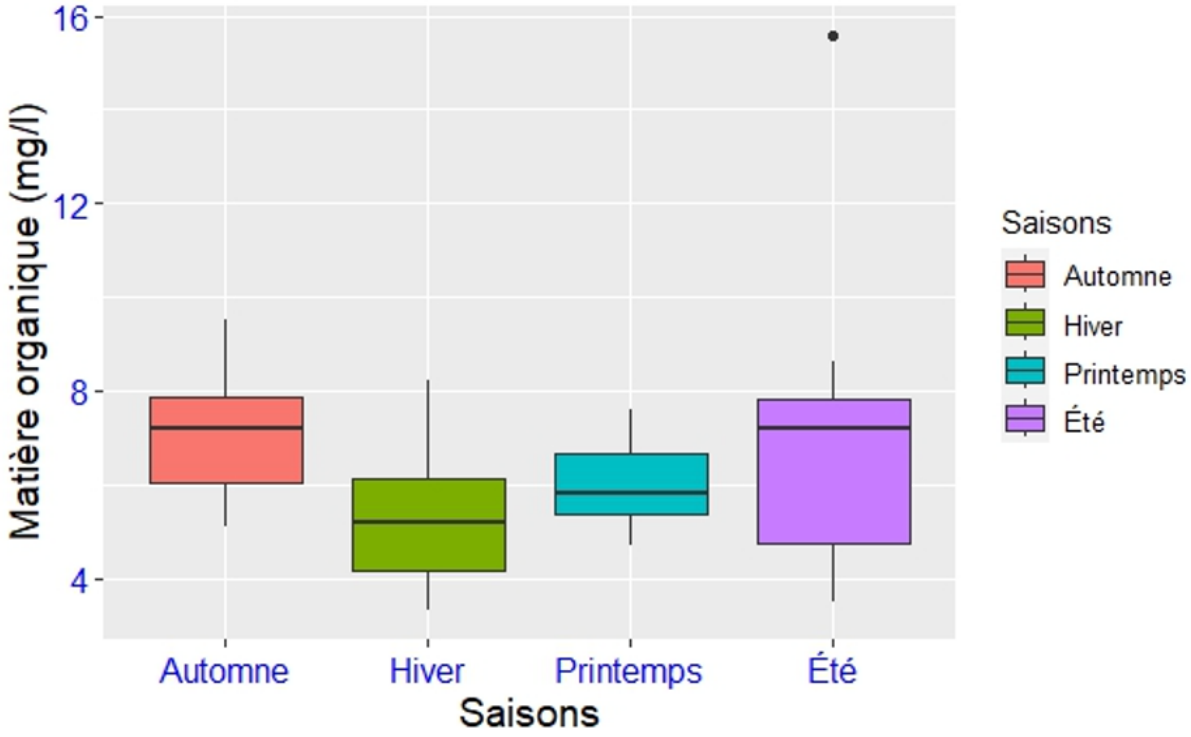


Figure III.19 : Boxplots saisonniers de la matière organique

Conclusion Générale

Conclusion Générale

Les résultats du test non paramétrique de Mann-Kendall appliqué aux séries chronologiques mensuelles des paramètres physico-chimiques mesurés au niveau du barrage Sarno sur la période 2016–2020 ont révélé que, parmi les dix paramètres analysés, seuls quatre présentent des tendances statistiquement significatives. Une tendance à la baisse est observée pour le résidu sec, les nitrates et les nitrites. En revanche, la demande biologique en oxygène (DBO5) présente une tendance significative à la hausse. Les autres paramètres ne montrent pas de tendance significative.

Selon les critères du test de Webel-Ollech, aucun des paramètres ne présente de saisonnalité marquée, ce qui indique une variabilité intra-annuelle irrégulière des processus de pollution.

L'analyse du rapport DCO/DBO_5 sur 60 observations mensuelles révèle une prédominance préoccupante des effluents difficilement biodégradables (EDB), représentant 76,67 % des cas. Les effluents facilement biodégradables (EFB) sont minoritaires (16,67 %), tandis que les effluents moyennement biodégradables (EMB) sont très peu représentés (6,67 %), n'apparaissant qu'en automne où ils dominent avec 100 % des cas.

Le calcul de l'indice de pollution organique (OPI) montre que la majorité des observations sont classées dans les catégories pollution faible (46,67 %) ou nulle (21,67 %). Cependant, des niveaux modérés (23,33 %), forts (6,67 %) et très forts (1,67 %) de pollution sont également présents. L'analyse saisonnière de l'OPI révèle une qualité optimale des eaux en hiver, une dégradation modérée en été et en automne, et un risque accru de pollution organique au printemps.

Le test de Kolmogorov-Smirnov a confirmé que les dix paramètres, ainsi que l'OPI, suivent une distribution non normale, justifiant ainsi l'usage du coefficient de corrélation de Spearman pour l'étude des relations entre variables.

L'analyse des corrélations saisonnières a permis de mettre en évidence plusieurs relations significatives : en automne, des corrélations fortes ont été observées entre pH et résidu sec (-0,63), pH et DBO_5 (0,80), ainsi que MO et ammonium (0,75). En hiver, les couples nitrates–nitrites (0,78), OPI–phosphates (-0,69), OPI–nitrites (-0,64) et oxygène dissous–nitrates (-0,64) sont notablement corrélés. Au printemps, la matière organique est fortement liée au DCO (-0,67), tandis que l'OPI présente des corrélations importantes avec les phosphates (-0,68), les nitrites (-0,75) et l'oxygène dissous (0,74). En été, les liens MO–DCO (0,70), OPI–phosphates (-0,62), nitrates–oxygène dissous (-0,74) et pH–oxygène dissous (-0,63) ressortent comme significatifs.

Les boxplots saisonniers des dix paramètres analysés ont mis en évidence des asymétries dans la distribution, des fluctuations dans l'écart interquartile et la présence fréquente de valeurs aberrantes. Ces dernières sont majoritairement supérieures, indiquant une tendance vers des pics de pollution. Ces éléments traduisent l'influence des conditions saisonnières sur la variabilité des paramètres de qualité de l'eau tout au long de l'année.

Dans l'ensemble, les résultats de cette étude confirment l'influence marquée des activités humaines, en particulier l'utilisation d'engrais azotés-phosphatés et les rejets d'eaux usées municipales et industrielles, sur la qualité de l'eau du barrage. Cette évaluation fournit des données essentielles à la gestion et au suivi des ressources en eau, avec un accent sur la pollution organique et sa dynamique saisonnière.

Sur la base de ces conclusions, plusieurs recommandations peuvent être formulées afin d'améliorer la gestion et la surveillance de la qualité des eaux de surface :

- Renforcer la surveillance régulière des paramètres physico-chimiques en intégrant des fréquences de prélèvement adaptées aux variations saisonnières détectées ;
- Mettre en place des stations d'alerte automatisées pour détecter rapidement les pics de pollution, notamment pendant les saisons critiques (printemps et été) ;
- Contrôler strictement les rejets urbains et industriels dans le bassin versant du barrage, en imposant des normes de traitement adaptées aux charges organiques détectées ;
- Encourager des pratiques agricoles durables, notamment la réduction de l'usage excessif des engrais azotés et phosphatés, responsables d'eutrophisation ;
- Renforcer les capacités analytiques locales (laboratoires, personnel) pour garantir la qualité et la fréquence des analyses environnementales ;
- Favoriser l'intégration d'indices de pollution synthétiques (OPI, rapport DCO/DBO_5) dans les programmes de suivi pour une lecture plus intégrée de l'état écologique ;
- Développer des modèles prédictifs saisonniers, en s'appuyant sur les tendances détectées, pour anticiper les périodes de dégradation de la qualité de l'eau ;
- Sensibiliser les usagers locaux (agriculteurs, industriels, municipalités) à l'impact de leurs activités sur la qualité de l'eau, via des campagnes d'information ciblées.

Références bibliographiques

[1] TOUATI L (2021). Cours de pollution des eaux Niveau Master 1 Ėcologie Fondamentale & Appliquée. Université Frères Mentouri Constantine 1.

[2] Debbih, H. & Naili, B. E. (2015). Etude de qualité des eaux des barrages de l'Est Algérien.

[3] Belmiloud N. MODULE : CHIMIE ENVIRONNEMENTALE DE L'EAU. Université Hassiba Benbouali de Chlef.

[4] GAAGAI, A. (2017). Etude de l'évolution de la qualité des eaux du barrage de Babar (Sud-Est Algérien) et l'impact de la rupture de la digue sur l'environnement (Doctoral dissertation, Université de Batna 2).

[5] GAAGAI, Aissam. Etude de l'évolution de la qualité des eaux du barrage de Babar (Sud-Est Algérien) et l'impact de la rupture de la digue sur l'environnement. Diss. Université de Batna 2, 2017.

[6] Zeghoud, M. (2014). Etude de système d'épuration des eaux usées urbaines par lagunage naturel de village de Méghibra. Mémoire de master, Université d'el-Oued, P20.

[7] GATAÂ N (2017). L'étude de vulnérabilité à l'érosion hydrique du bassin versant du barrage de Boughrara (W.Tlemcen), mémoire de master. Département Hydraulique Urbaine.

[8] Fawzi, B., Chlaida, M., Oubraim, S., Loudiki, M., Sabour, B. and Bouzidi, A., 2001. Application de certains indices diatomiques à un cours d'eau marocain : Oued Hassar. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, *14*(1), pp.73-89.

[9] Geng, M., Wang, K., Yang, N., Li, F., Zou, Y., Chen, X., Deng,Z & Xie, Y. (2021). Spatiotemporal water quality variations and their relationship with hydrological conditions in Dongting Lake after the operation of the Three Gorges Dam, China. *Journal of Cleaner Production*, *283*, 124644.

[10] Giao, N.T., Nhien, H.T.H., Anh, P.K. and Thuptimdang, P., 2022. Combination of water quality, pollution indices, and multivariate statistical techniques for evaluating the surface water

quality variation in Can Tho City, Vietnam. *Environmental Monitoring and Assessment*, *194*(11), pp.1-17.

[11] Hachi, T., Hachi, M., Essabiri, H., Boumalkha, O., Doubi, M., Khaffou, M., & Abba, E. H. (2022). Statistical Assessment of the Water Quality using Water Quality Index and Organic Pollution Index—Case study, Oued Tighza. Morocco. *Moroccan Journal of Chemistry*, *10*(3), 10-3.

[12] Hounsinou, P., Mama, D., Dovonou, F., Dedjiho, A., &Sohounhloue, D. (2015). Organic Pollution Indication as Tracer for the pollution of Well Water: The example of the District of Abomey-Calavi (Benin). *Research Journal of Chemical Sciences.*

[13] Hu, Y., & Cheng, H. (2013). Water pollution during China's industrial transition. Environmental Development, 8, 57-73.

[14] Zerouali, B. (2019). Évaluation et gestion de l'impact des changements climatiques sur les ressources en eau de la Wilaya de Tizi Ouzou (Doctoral dissertation, Université de Laghouat Amar Telidji).

[15] Rezak, S., Rahal, F., & Bahmani, A. (2023). Water quality trend analysis of Cheurfas II dam, Algeria. Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia, (106), 9-24.

[16] Jean Rodier, B. L. (2009). L'analyse de l'eau-9ème édition–Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer| Biblio-Sciences (Water analysis–9th edition–Natural water, waste water, sea water).

[17] Rezak, S., Bergane, C., & Bahmani, A. (2024). The effect of organic pollution on the seasonal dynamics of water quality in a semi-arid zone: case of the Hammam Boughrara Dam, Tlemcen (Algeria). Environmental Monitoring and Assessment, 196(2), 133.

[18] Berger, V. W., & Zhou, Y. (2014). Kolmogorov–smirnov test: Overview. Wiley statsref: Statistics reference online.