

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE SAAD DAHLAB DE BLIDA 1
FACULTE DES SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE
DEPARTEMENT DES BIOTECHNOLOGIES

Thème

MEMOIRE DE FIN D'ETUDE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE MASTER
ACADEMIQUE EN SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE

SPECIALITE: PHYTOPROTECTION DURABLE

Contribution à l'étude de l'effet de la qualité d'eau sur la
disponibilité de l'entomofaune aquatique dans le sous bassin
versant la Chiffa

Présenté par : SLIFI Malika

Mme. BERRAI. H	M.C.B	U.S.D.B	Présidente
Mme. TOUAHRIA .S	M.C.B	U.S.D.B	Examinatrice
Mme. DJEMAI . I	M.A.B	U.S.D.B	Promotrice

Année Universitaire : 2015/2016

Contribution à l'étude de l'effet de la qualité de l'eau sur la disponibilité de l'entomofaune aquatique dans le sous bassin versant de la Chiffa

Résumé

La présente étude traite pour la première fois l'influence de la qualité d'eau sur la disponibilité de l'entomofaune aquatique dans le bassin versant de la Chiffa en touchant les 05 stations suivantes : Lac Dhaya, Oued Chiffa Oued El Merdja, Oued El El Djir, Oued , et Oued Mouzaia.

Deux prélèvements d'échantillons d'eau, ainsi qu'un inventaire biologique (insectes aquatique) ont été réalisés entre janvier et juin 2016 afin d'évaluer les caractéristiques physico chimiques et bactériologiques de l'eau et leurs effets sur la disponibilité des taxons inventoriés.

La faune recensée dans ce travail se compose de 10101 individus correspondant à 18 familles et 21 taxons appartenant à 08 ordres principaux, (05 Hémiptères, 05 Éphéméroptères 03 Coléoptères, 03 Odonates, 02 Plécoptères 01 Diptères, 01 Hyménoptères et 01 Trichoptères.)

Les résultats de l'analyse physico chimique et bactériologique obtenus dans cette étude font ressortir une certaine pollution au niveau du bassin versant en particulier lac dhaya et Oued El Djir.

Mots clés : qualité de l'eau, disponibilité, entomofaune aquatique, le sous bassin versant de la Chiffa

Contribution to the study of the water quality effect on the availability of the aquatic insect fauna in the watershed of the Chiffa

Summary

This study treat for the first time the influence of water quality on the availability of the aquatic insect fauna in the watershed of the Chiffa touching the following 05 stations: Lake dhaya, Oued Chiffa, Oued El Merdja Oued Mouzaia and Oued El Djir.

Two takes of water samples, as well as a biological inventory (aquatic insects) were conducted between January and June 2016 to assess the physicochemical and bacteriological characteristics of the water and their effect on the availability of inventoried taxa.

The identified fauna in this work consists of 10101 individuals corresponding to 18 families and 21 taxa belonging to 08 major orders (05 Hemiptera, 05 Ephemeroptera, 03 Beetles, 03 Dragonflies, 02 stoneflies, 01 Diptèrea, 01 Hyménoptera and 01 caddisflies.)

The obtained results of the physico-chemical and bacteriological analysis in this study stans out a certain of pollution at the level of Chiffa watershed particularly dhaya lake and Oued El Djir.

Keywords: water quality, availability, aquatic insect fauna, Chiffa watershed

المساهمة في دراسة تأثير نوعية المياه على توافر الحشرات المائية في الحوض المتدفق لشفة

الملخص

تتناول هذه الدراسة لأول مرة تأثير نوعية المياه على توافر الحشرات المائية في الحوض المتدفق لشفة بلمس 05 محطات بحيرة الضاية واد شفة واد المرجة واد موزاية واد الجير

أخذت عينتين من المياه، بالإضافة إلى جرد بيولوجي (الحشرات المائية) بين جانفي وجوان 2016 من اجل تقييم الخصائص الفيزيوكيميائية والبكتريولوجية للمياه وتأثيرها على توافر الأصناف التي تم جرها .

تتكون الحياة البرية المحصية في هذا العمل من 10101 فرد الموافق ل18 عائلة و 21 صنف تنتمي إلى 08 تصنيفات رئيسية (05 نصفيات الجناح، 05 ذباب مايو، 03 خنافس، 03 يعسوبات، 02 بليكوبتير، 01 ذوات الجناحين، 01 تريكوبتير)

أظهرت نتائج التحليل الفيزيوكيميائي البكتريولوجي التي تم الحصول عليها في هذه الدراسة مستوى معين من التلوث على مستوى الحوض المتدفق للشفة خاصة بحيرة الضاية و واد الجير

كلمات البحث: نوعية المياه التوافر الحشرات المائية الحوض المتدفق الشفة

INTRODUCTION GÉNÉRAL

Le maintien de la qualité de l'eau est une préoccupation majeure pour une société qui doit subvenir à des besoins en eau de plus en plus importants, et ce, tant du point de vue quantitatif que qualitatif. Pour atteindre cet objectif essentiel, il est nécessaire de doter les organismes de surveillance d'outils appropriés leur permettant de comprendre et de gérer, dans son ensemble complexe, le milieu aquatique. Cependant, il est difficile de définir ce qu'est une eau de qualité. Meybeck et Helmer (1992) déclarent que cette difficulté réside dans le large choix des variables pouvant décrire l'état de cette eau.

L'évaluation de la qualité de l'eau est souvent réalisée à l'aide de méthodes « classiques » de mesure d'une série de paramètres physico-chimiques que l'on compare par la suite à des normes ou des critères de qualité éprouvés. Cette approche a montré leur utilité mais aussi a ses limites (Thomas, 1993)

Afin de mesurer les effets de la pollution de l'eau, Cette approche classique, paramètres physicochimiques, peut être complétée par un suivi biologique qui consiste à utiliser des organismes vivants (indicateurs biologiques), par exemple des microorganismes, des plantes ou des animaux. Parmi ces indicateurs, les macroinvertébrés sont à la base de différents indices biotiques ((L'indice de Shannon-Wiener, l'Indice Biologique Global Normalisé, l'équitabilité, Le score BMWP (Biological Monitoring Working Party), l'indice de diversité de Simpson...) (Achour, 2001), (Remini, 2010), (Anonyme a ,2010), (Attab, 2011), (AFNOR, 1985). En effet, la notion d'intégrité ou santé des écosystèmes nécessite de prendre en compte simultanément les paramètres chimiques, physiques et biologiques. (Rodier, 1984)

Les Macroinvertébrés benthiques sont des organismes animaux visibles à l'oeil nu tels que les insectes, les mollusques, les crustacés et les vers qui habitent le fond des cours d'eau et des lacs (Anonyme, 2003) Ils constituent un important maillon de la chaîne alimentaire des milieux aquatiques, car ils sont une source de nourriture primaire pour plusieurs espèces de poissons et d'oiseaux (Anonyme, 2003), (Ahonon.A, 2011). Les macroinvertébrés participent activement dans la transformation de la matière organique (décomposition des feuilles, bois,...).

Les études faunistiques (invertébrés benthiques), écologique (répartition spatiale, structure des communautés) revêtent d'une importance primordiale dans la compréhension du fonctionnement et de la gestion des systèmes naturels et, d'autre part, dans l'évaluation de l'état de santé écologique des hydrosystèmes (Dakki ,1979) (El Agbani ,1984), (Bouzidi, 1989), (Dakki, 1992), (Fekhaoui ,1990).

Les macroinvertébrés sont de bons bioindicateurs en raison de leur sédentarité, leur grande diversité et leur tolérance variable à la pollution et à la dégradation de l'habitat (Moisan, 2008), et reflètent particulièrement bien l'état écologique du cours d'eau en réagissant très vite aux changements survenant dans leur environnement.

Le sous bassin versant de la Chiffa, situé au coté ouest du Parc National De Chrea, son entomofaune aquatique est mal connu et non étudié auparavant malgré les travaux menés dans quelques sites tels que le Lac Dhaya, Oued El Djir, Oued Chiffa, Oued El Merdja et Oued Mouzaia (Anonyme ., 2010) soumis à une importante pollution organique due à leur localisation en zone fortement urbanisée. Afin de combler cette lacune, nos investigations ont porté sur l'exploration de ces 05 stations hydrographiques cités ci-dessus, relativement anthropisés ces dernières années caractérisant le bassin versant de la Chiffa, représentés par le secteur d'El Hamdania du Parc national de Chréa, afin d'établir

- Les qualités physico-chimiques et bactériologiques des différentes stations explorées.
- La dynamique spatio-temporelle et identification des taxons capturés.
- La diversité spécifique, l'abondance relative ainsi que la fréquence d'occurrence des taxons rencontrés.
- La disponibilité des taxons inventoriés en fonction des types de plans d'eau

CHAPITRE I : La qualité de l'eau

Introduction

L'eau douce renouvelable est une ressource indispensable à la vie. Elle mérite une attention toute particulière, vu qu'elle est très altérée et sérieusement menacée par les activités humaines. En effet, la croissance démographique accompagnée d'une urbanisation rapide qui cause de nombreuses perturbations pour les milieux naturels (Mc Kinney, 2002), l'industrialisation et l'utilisation non rationnelle des engrais et pesticides et le manque de sensibilisation de la population envers la protection de l'environnement, conduisent autant à un déséquilibre de l'écosystème et génèrent des éléments polluants qui peuvent affecter la qualité physico-chimique et biologique des milieux aquatiques récepteurs (Makhoukh et *al.*, 2011).

L'eau des sources a été considérée depuis l'antiquité comme une réserve de bonne qualité, facile à exploiter pour des besoins différents. Mais, les problèmes liés à la pollution des nappes et la pression anthropique au niveau de ces écosystèmes aquatiques très vulnérables exigent une surveillance permanente de leurs propriétés physico-chimiques, hydrodynamiques et biologiques.

Généralement, l'appréciation de la qualité des eaux de surface se base sur la mesure de paramètres physico-chimiques ainsi que sur la présence ou l'absence d'organismes et de microorganismes aquatiques, indicateurs de la qualité de l'eau.

L'eau est un élément essentiel au fonctionnement de tout écosystème, mais aussi des activités humaines (agriculture, industrie) et de notre vie de tous les jours (usage domestique, loisirs). L'origine des eaux servant à l'alimentation humaine provient des eaux souterraines, les eaux douces de surface c'est-à-dire celle des ruisseaux, des rivières, des fleuves, des barrages, ou dans certains cas, par adoucissement des eaux de mer (Christiane, 1999).

Les micropolluants de l'eau est l'un des problèmes d'actualité dont la gravité augmente avec le développement industriel. La sécurité des aliments en

particulier l'eau constitue aujourd'hui une préoccupation majeure, à différents niveaux, des responsables de la santé publique, des producteurs, des consommateurs qui font de l'eau l'un des critères importants dans leurs choix. (Moll et Mal, 1993).

L'eau est devenue un enjeu stratégique mondial dont la gestion, doit impérativement s'intégrer dans une perspective politique de développement durable. Certains affirment en effet qu'elle sera, au troisième millénaire, Un enjeu de guerres comme le pétrole l'a été et l'est encore aujourd'hui (Aloy et Vulliermet, 1992).

Des investissements considérables ont été consacrés à la construction de barrages, notamment dans l'Est du pays. Cependant, ces eaux de surface sont vulnérables face aux diverses pollutions et sont souvent de qualité médiocre. Elles peuvent contenir des quantités non négligeables en matières organiques naturelles telles que les substances humiques mais aussi des composés organiques issus de divers rejets polluants ou de pratiques agricoles intensives (Amigue et al 1979)

En Algérie, l'eau est une ressource de plus en plus précieuse. La concurrence que se livrent l'agriculture, l'industrie et l'A.E.P pour avoir accès à des disponibilités limitées en eau grève d'ores et déjà les efforts de développement de nombreux pays (Colas René, 1977).

1.1. Concept de la qualité de l'eau

L'eau que nous utilisons couramment est celle des lacs et des rivières, elle constitue seulement 1% de l'eau disponible sur terre. (Valentin .2000), (Rodier.1995).

Le concept de qualité de l'eau, bien que largement répandu, demeure néanmoins un terme flou pour deux raisons :

- Premièrement, il dépend directement des déterminants utilisés pour le définir. Ces déterminants, associés aux caractéristiques chimiques, physiques, biologiques ou organoleptiques de l'eau, varient en fonction de l'utilisation particulière ou du rôle écologique de celle-ci. Donc, le concept de qualité de l'eau

s'applique autant à l'eau en tant qu'écosystème qu'à l'eau en tant que ressource avec ses nombreux usages.

C'est pourquoi plusieurs auteurs préfèrent faire référence à plusieurs qualités de l'eau ou à une qualité générale de l'eau déterminée à partir d'une grille d'évaluation de tous les usages (Simboura et al. 2005 ; Robards et al. 1994).

- Premièrement, il a été démontré que la mobilité de plusieurs contaminants (phosphore, pesticides, métaux lourds) est dépendante ou du moins, grandement facilitée par les matières en suspension des eaux de ruissellement et plus particulièrement, par les colloïdes (Stum et Morgan, 1996; Worrall et al., 1999; Hens et Merckx, 2002; Le Bissonnais et Morel, 1996; Sigg et al., 2000; Renoldi et al., 1997; Li et al., 2006). Le phosphore participe à l'eutrophisation ainsi qu'à la prolifération des cyanobactéries alors que les pesticides et les métaux lourds ont des effets toxiques, mutagènes, oncogéniques ou hormonaux pour se nommer que ceux-ci. De plus, les MES augmentent le temps de résidence de ces contaminants lorsqu'elles sédimentent au fond d'un lac. La matière organique composant les MES augmente également la demande biologique en oxygène (DBO).

- Deuxièmement, le concept de qualité de l'eau ne peut jamais être abordé dans l'absolu, dans la mesure où il doit toujours se référer à des critères d'usage ou d'intégrité écologique. Il est donc important de choisir les déterminants appropriés et de fixer des critères d'usage et d'intégrité adéquats afin d'évaluer la qualité de l'eau correctement, pour cela on cherche de nouveaux déterminants associés à de nouveaux critères d'usage ou d'intégrité qui soient plus aisés à mesurer (SWIFT-WFD, 2007) tout en étant aussi, sinon plus, pertinents que les anciens.

Dans les eaux naturelles, des particules solides sont toujours présentes en grand nombre. Elles se composent de matière biologique (algues, bactéries, débris de décomposition) et de matière inorganique (minéraux argileux, oxydes et hydroxydes métalliques, carbonates) (Sigg et al., 1992; Renoldi et al. 1997; Dekov et al., 1997). Ces particules peuvent présenter des tailles très variables allant de 1 nm jusqu'à plusieurs mm. L'ensemble de la matière non dissoute en suspension dans l'eau est appelé « matières en suspension » (MES). Il est

cependant possible de discriminer deux sous-groupes : les colloïdes et la matière particulaire ou particules en suspension. Il n'existe pas de consensus sur le spectre de tailles formant les colloïdes. Selon les auteurs, il se situe de 1nm à 1 µm (Hens et Merckx, 2002; Worrall et al., 1999; Stum et Morgan, 1996; Sigg et al., 1992). Les particules plus grosses sont alors considérées comme des particules en suspension. Enfin, ces états sont changeants dépendamment de plusieurs facteurs (pH, température, turbulence, activité biologique, etc.) (Lu et Allen, 2006). L'agglomération des colloïdes augmentera la concentration des particules en suspension alors, qu'inversement, une désagrégation de ces dernières peut résulter en une augmentation des colloïdes.

Le transport de solides affecte la qualité de l'eau de façon chimique, physique et biologique.

Les eaux usées sont des liquides de composition hétérogène, chargés de matières minérales ou organiques pouvant être en suspension ou en solution, et dont certaines peuvent avoir un caractère toxique. L'élaboration et la définition de paramètres qualitatifs de la pollution ont conduit à établir des mesures quantitatives de la pollution (Victor-Hugo, 2007) (Hadjs, 1999) (Queinnec, 2000)

I.2. La perte des usages

Généralement, les coliformes fécaux sont utilisés comme indicateurs de la qualité bactériologique des eaux naturelles. Premièrement, leur survie dans l'environnement est généralement équivalente à celle des autres pathogènes et leur densité, proportionnelle au degré de pollution fécale. De plus, puisque E. Coli représente 80 à 90 % des coliformes fécaux, certains préfèrent utiliser seulement cette bactérie comme indicateur (Groupe scientifique sur l'eau, 2003; Marsalek et Rochfort, 2004). Enfin, l'Organisation mondiale de la Santé (OMS, 1998) estime que l'expression « coliformes fécaux » peut être source d'erreurs étant donné que plusieurs espèces de coliformes fécaux peuvent également se retrouver dans les effluents enrichis en matière organique tels que ceux de l'industrie des pâtes et papiers ou de l'agroalimentaire. Elle préconise plutôt l'utilisation de l'expression « coliformes thermorésistants ».

La diminution de la concentration en bactéries d'une eau est dépendante de la nature des bactéries et de leur état physiologique (Beaudreau et al., 2001), mais aussi de certains facteurs environnementaux comme la rareté des nutriments, la température, le stress osmotique et la lumière visible (Barcina et al., 1997). Généralement, une température froide, la présence de peu de nutriments, un stress osmotique important et une grande luminosité sont les conditions idéales à un abaissement rapide des concentrations bactériennes.

Les méthodes d'analyses globales réfèrent plutôt à une propriété d'une eau qui peut servir à la caractériser dans son ensemble. Par exemple, la conductivité permet d'estimer le niveau de contamination inorganique générale d'une eau (Painchaud, 1997).

I.3. Paramètres physico-chimiques et bactériologique de l'eau

I.3.1. Paramètres physiques de l'eau

I.3.1.1. La turbidité

Selon Rejsek (2002), la turbidité représente l'opacité d'un milieu trouble. C'est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matières non dissoutes. Elle est causée, dans les eaux, par la présence de matières en suspension (MES) fines, comme les argiles, les limons, les grains de silice et les microorganismes. Une faible part de la turbidité peut être due également à la présence de matières colloïdales d'origine organique ou minérale.

Les unités utilisées pour exprimer la turbidité proviennent de la normalisation ASTM (American Society for Testing Material) qui considère que les trois unités suivantes sont comparables :

Unité JTU (Jackson Turbidity Unit) = unité FTU (Formazine Turbidity Unit) = unité NTU (Nephelometric Turbidity Unit).

La turbidité d'une eau est due à la présence des matières en suspension finement divisés : argile limons, grains de silice, matières organiques, etc.

La mesure de turbidité a donc un grand intérêt dans le contrôle de l'épuration des eaux brutes. (Rodier, 1996).

À la base, la turbidité se définit comme le manque de limpidité de l'eau. Elle est causée par la matière en suspension et colloïdale (particule ionisée), de fines particules de matière organique et inorganique, le plancton et autres microorganismes. La turbidité est un paramètre largement utilisé à travers le monde pour décrire la qualité de l'eau (Gauthier et al., 2003). On sait que la majorité des toxines, tant minérales qu'organiques, sont absorbées en moyenne à 90% sur les matières en suspension et colloïdales, ce qui permet de bien comprendre l'importance de l'analyse systématique de ce paramètre (Vilaginès, 2000). La turbidité peut quelquefois atteindre des valeurs élevées pour de courts laps de temps à la sortie des stations de traitement d'eau, et cela est acceptable selon certains règlements actuels sur l'eau potable (Gauthier et al., 2003). Il est connu que la turbidité n'a aucun effet direct sur la santé. Cependant, elle peut interférer avec la désinfection et fournir un milieu propice pour la croissance microbienne (EPA, 2004).

I.3.1.2. Température

La température de l'eau, est un facteur écologique qui entraîne d'importantes répercussions écologiques (Leynaud, 1968). Elle agit sur la densité, la viscosité, la solubilité des gaz dans l'eau, la dissociation des sels dissous, de même que sur les réactions chimiques et biochimiques, le développement et la croissance des organismes vivant dans l'eau et particulièrement les microorganismes (W.H.O, 1987).

La connaissance de la température est essentielle pour les réactions physicochimiques et biologiques régies par leurs caractéristiques thermodynamique et cinétique. A titre d'exemple, la concentration à saturation de l'oxygène dissous, plus l'eau est chaude et plus sa concentration limite diminue. Le pH et la conductivité sont également dépendants de la température de même que les processus de biodégradation carbonée (Thomas, 1995).

L'eau de surface varie de température au gré des saisons. Ainsi, des bornes de température pour le fonctionnement de l'équipement doivent être fixées. Également, la température influence directement la stabilité de l'ozone dans l'eau, le pH et la vitesse des réactions chimiques. Il est important de

connaître la température de l'eau avec une bonne précision. En effet, celle-ci joue un rôle dans la solubilité des sels et surtout des gaz, dans la dissociation des sels dissous donc sur la conductivité électrique, dans la détermination du pH, pour la connaissance de l'origine de l'eau et des mélanges éventuels, etc. (Rodier *et al.*, 2005).

La température de l'eau, est un facteur écologique qui entraîne d'importantes répercussions écologiques. Elle agit sur la densité, la viscosité, la solubilité des gaz dans l'eau, la dissociation des sels dissous, de même que sur les réactions chimiques et biochimiques, le développement et la croissance des organismes vivant dans l'eau et particulièrement les microorganismes (Makhoukh *et al.*, 2011).

D'une façon générale, pour un milieu aquatique la température des eaux superficielles sont influencée par la température de l'air, et ceci d'autant plus que la profondeur est faible. Elle dépend de l'altitude, de la saison, de l'heure et du débit (Rodier, 1996). La température de l'eau est un facteur important dans la production biologique. Ceci vient du fait qu'elle affecte les propriétés physiques et chimiques de celle ci; en particulier sa densité, sa viscosité, la solubilité de ses gaz (notamment celle de l'oxygène) et la vitesse des réactions chimiques et biochimiques (HCEFLCD, 2006).

I.3.1.2. Le potentiel hydrogène (pH)

Le pH de l'eau mesure la concentration des protons H^+ contenus dans l'eau. Il résume la stabilité de l'équilibre établi entre les différentes formes de l'acide carbonique et il est lié au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonate (Ezzaouaq, 1991; El Blidi *et al.*, 2003; Himmi *et al.*, 2003).

Le pH (potentiel d'hydrogène) mesure la concentration en ions H^+ de l'eau et traduit ainsi la balance entre acides et bases sur une échelle logarithmique de 0 à 14. Ce paramètre conditionne un grand nombre d'équilibres physico-chimiques. Ses valeurs se situent entre 6 et 8.5 dans les eaux naturelles (Chapman & Kimstach, 1996).

L'acidité, la neutralité ou l'alcalinité d'une solution aqueuse peut s'exprimer par la concentration en H_3O^+ (noté H^+ pour simplifier). De manière à faciliter

cette expression; on utilise le logarithme décimal de l'inverse de la concentration en ion H⁺ : c'est le pH. (Mathieu et Pieltain, 2003). **pH = log 1/ [H⁺]**.

Le pH est un paramètre important qui influe sur la vie et le développement de la faune et de la flore existante dans les cours d'eau. Cependant, sa valeur peut être à l'origine des ennuis dans les canalisations (corrosion et dépôts calcaires) (Belkhiri, 1999). Le pH conditionne les réactions chimiques des milieux aqueux ainsi que la prolifération bactérienne. Il peut également être un indice de pollution pour les rejets industriels.

La valeur de pH détermine l'équilibre entre les acides et les bases d'une eau et est une mesure de la concentration des ions d'hydrogène en solution. Le pH influence la toxicité de plusieurs éléments en régissant un grand nombre de réactions chimiques. Dans les eaux naturelles peu soumises aux activités humaines, le pH dépend de l'origine de ces eaux et de la nature géologique du sous-sol (Hébert et Légaré, 2000). L'activité bactéricide et virulicide reste stable dans la gamme de pH 5,6 à 9,8 (Masschelein, 1980).

Le pH dépend de l'origine des eaux, de la nature géologique du substrat et du bassin versant traversé (Dussart, 1966; Bermond et Vuichard, 1973). Ce paramètre conditionne un grand nombre d'équilibres physico-chimiques entre l'eau, le gaz carbonique dissous, les carbonates et les bicarbonates qui constituent des solutions tamponnées conférant à la vie aquatique un développement favorable. Dans la plupart des eaux naturelles, le pH est compris habituellement entre 6 et 8,5 alors que dans les eaux tièdes, celui-ci être compris entre 5 et 9 (HCEFLCD, 2007).

1.3.1.3. La conductivité électrique (CE)

La conductivité est la propriété que possède une eau de favoriser le passage d'un courant électrique. Elle est due à la présence dans le milieu d'ions qui sont mobiles dans un champ électrique. Elle dépend de la nature de ces ions dissous et de leurs concentrations. (REJSEK, 2002). La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm². L'unité de conductivité est le siemens par mètre (S/m). 1 S/m = 104 µS/cm = 103 mS/m.

La conductivité permet de déterminer la capacité de l'eau à conduire l'électricité. En effet, elle permet de juger la quantité de sels dissous dans l'eau (Pescod, 1985; Rodier, 1996) et de vérifier l'existence de pollution dans l'eau (Ghazali et Zaid, 2013). La valeur de la conductivité est aussi en relation avec la nature des couches géologiques de la nappe ou de la présence des minéraux indésirables (Guergazi & Achour, 2005).

La mesure de la conductivité électrique, paramètre non spécifique, est l'une des plus simples et des plus importants pour le contrôle de la qualité des eaux usées (Thomas, 1995). Elle permet d'évaluer, approximativement la minéralisation globale de l'eau. (Gaid, 1984).

La conductivité représente l'un des moyens de valider les analyses physicochimiques de l'eau. En effet, des mesures contrastées sur un milieu permettent de mettre en évidence l'existence de pollution, des zones de mélange ou d'infiltration (Ghazali et Zaid, 2013). Ce paramètre permet aussi d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau (Pescod, 1985; Rodier, 1996).

La mesure de la conductivité constitue une bonne appréciation du degré de minéralisation d'une eau où chaque ion agit par sa concentration et sa conductivité spécifique.

La conductivité est la capacité d'une eau à conduire l'électricité. La conductivité d'une eau dépend de sa concentration ionique et de sa température. Elle donne une bonne indication des changements de la composition des eaux et spécialement de leur concentration en minéraux. La conductivité augmente avec la teneur en solides dissous. Cette mesure permet d'évaluer rapidement le degré de minéralisation d'une eau, c'est-à-dire la quantité de substances dissoutes ionisées présentes (Hébert et Légaré, 2000).

La conductivité donne une idée de la minéralisation d'une eau et est à ce titre un bon marqueur de l'Origine d'une eau (HCEFLCD, 2006). En effet, la mesure de la conductivité permet d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau, donc de sa minéralisation. La conductivité électrique dépend des charges de matière organique endogène et exogène, génératrice de sels après décomposition et minéralisation et également avec le phénomène d'évaporation

qui concentre ces sels dans l'eau, elle varie aussi suivant le substrat géologique traversé.

La conductivité est la capacité d'une solution à conduire le courant électrique. Cette capacité dépend de plusieurs facteurs tels que la nature des ions présents et leurs concentrations totales. Elle donne une idée sur la salinité, permet une bonne appréciation des matières en solution (surtout minérales) dans une eau naturelle et permet de déceler les variations de la composition chimique de l'eau. Une conductivité élevée traduit soit un pH anormal, soit, le plus souvent, une salinité élevée d'origine naturelle ou anthropique (rejet salins) (Azzaoui, 1999).

I.3.1.4. Dureté totale

La dureté totale ou titre hydrotimétrique d'une eau correspond à la somme des concentrations en cations, à l'exception des ions H⁺ et des cations des métaux alcalins. En pratique, cette dureté est surtout due à la dureté calcique et magnésienne. La dureté de l'eau peut influencer la toxicité et la bioaccumulation des métaux. Elle varie selon les conditions locales des eaux des régions où les roches de fond sont très douces (Mcneely, 1988).

Les bicarbonates de calcium ou hydrogénocarbonates de calcium sont des sels d'origines calcaires (terrains traversés). Elles sont responsables de la dureté aquatique.

I.3.1.5. Taux des sels dissous (TDS)

Les valeurs de sels dissous respectent les normes OMS (2004), en effet, tous les valeurs ne doit pas dépasser les 1500 mg/l.

I.3.1.6. Titre alcalin complet (TAC)

Le titre alcalin complet correspond à la teneur en alcalin libre carbonates, hydroxyle, et hydrogénocarbonates; pour un pH inférieur à 8.3, l'alcalinité entraînée par l'ion CO₃⁻ et OH⁻ est nulle OMS (2004).

I.3.1.7 L'oxygène dissous

L'oxygène dissous est un composé essentiel de l'eau car il permet la vie de la faune et il conditionne les réactions biologiques qui ont lieu dans les écosystèmes aquatiques. La solubilité de l'oxygène dans l'eau dépend de différents facteurs, dont la température, la pression et la force ionique du milieu. La concentration en oxygène dissous est exprimée en mg O₂/l (Rejsek, 2002). L'oxygène dissous mesure la concentration du dioxygène dissous dans l'eau (Rodier, 1996). Il participe à la majorité des processus chimiques et biologiques en milieu aquatique et sa teneur moyenne dans les eaux de surface non polluée est de 8 mg/L

L'oxygène est souvent présent dans l'eau. Sa solubilité est en fonction de la pression partielle dans l'atmosphère et de la salinité. La teneur de l'oxygène dans l'eau dépasse rarement 10 mg/l. Elle est en fonction de l'origine de l'eau ; L'eau usée domestique peut contenir de 2 à 8 mg/l (Ladjel, 2006) L'oxygène est l'un des paramètres particulièrement utile pour l'eau et constitue un excellent indicateur de sa qualité. C'est un des paramètres les plus sensibles à la pollution. Sa valeur nous renseigne sur le degré de pollution et par conséquent sur le degré de l'auto-épuration d'un cours d'eau.

L'oxygène est l'un des paramètres particulièrement utile pour l'eau et constitue un excellent indicateur de sa qualité. C'est l'un des paramètres les plus sensibles à la pollution. Sa valeur nous renseigne sur le degré de pollution et par conséquent sur le degré de l'auto-épuration d'un cours d'eau. Une eau froide contient une plus grande quantité d'oxygène dissous qu'une eau chaude (Hébert et Légaré, 2000).

L'oxygène dissous (O₂) est très important par le fait qu'il conditionne l'état de plusieurs sels minéraux, la dégradation de la matière organique et la vie des animaux aquatiques (HCEFLCD, 2007). Il joue un rôle primordial dans le maintien de la vie aquatique et dans l'auto-épuration. Sa présence dans les eaux naturelles est déterminée principalement par la respiration des organismes, par l'activité photosynthétique de la flore, par l'oxydation et la dégradation des polluants et enfin par les échanges air-eau.

I.3.2. Paramètres chimiques de l'eau

I.3.2.1. Le calcium

C'est l'élément le plus répandu dans la nature (évaporites, carbonates, etc.) surtout à l'état d'hydrogénocarbonates ou sous formes de sulfates ou chlorures. Il tient sa valeur globale de la nature géologique du milieu en particulier de grandes masses de roches organogènes. (Sacchi et Testrad, 1971). Les teneurs en Ca^{2+} sont étroitement liés à la nature des terrains traversés.

I.3.2.2. Le magnésium

Egalement l'un des éléments les plus répandus dans la nature. Il constitue environ 2,1% de l'écorce terrestre. C'est un élément significatif de la dureté de l'eau. La teneur de magnésium dans l'eau dépend de la nature des terrains traversés et peut être élevée dans les eaux passant par les terrains riches en sulfate de magnésium (MgSO_4) (Nisbetl et Verneaux, 1970).

I.3.2.3. Chlorures

Les chlorures sont des anions inorganiques importants contenus en concentrations variables dans les eaux naturelles, généralement sous forme de sels de sodium (NaCl) et de potassium (KCl). Ils sont souvent utilisés comme un indice de pollution. Ils ont une influence sur la faune et la flore aquatique ainsi que sur la croissance des végétaux. Les eaux trop riches en chlorures sont laxatives et corrosives, La concentration des chlorures dans l'eau dépend aussi du terrain traversé (Nisbetl et Verneaux, 1970). Les eaux trop riches en chlorures sont laxatives et corrosives (Humbert et Pommier, 1988 in Tarik, 2005).

I.3.2.4. La demande biologique en oxygène (DBO5)

C'est la quantité d'oxygène que les bactéries utilisent pour décomposer partiellement ou pour oxyder totalement en CO_2 les substances organiques dans l'eau, en un temps donné, à l'aide de leur système enzymatique. (Blifert, 2001)
La demande biochimique en oxygène est la quantité d'oxygène en mg/l consommée dans les conditions de l'essai de l'incubation à 20 °C et à l'obscurité

pour assurer par voie biologique l'oxydation des matières organiques biodégradables présents dans l'eau usée (Taradat et Henry, 1992).

La DBO5 (demande biochimique en oxygène), c'est la quantité d'oxygène dissous consommée par les micro-organismes, à l'obscurité à 20 °C pendant 5 jours. Il permet l'évaluation des matières organiques biodégradables. L'augmentation des teneurs en DBO5 en période sèche peut être expliquée par l'instauration des conditions de dégradation de la matière organique par les microorganismes dont l'activité s'intensifie avec la diminution de la vitesse d'écoulement et avec le réchauffement des eaux. Cette activité, consommatrice d'oxygène, est à l'origine de l'autoépuration des eaux (Bremond et Perrodon, 1979).

Pratiquement, la demande biochimique en oxygène devrait permettre d'apprécier la charge du milieu considéré en substances putrescibles, son pouvoir auto-épurateur et d'en déduire la charge maximale acceptable, principalement au niveau des traitements primaires des stations d'épuration. (Rodier, 2005).

Selon Rejsek (2002), la demande biochimique en oxygène après 5 jours (DBO5) d'un échantillon est la quantité d'oxygène consommé par les microorganismes aérobies présents dans cet échantillon pour l'oxydation biochimique des composés organiques et/ou inorganiques.

1.3.2.5. La demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène est la quantité d'oxygène consommée par les matières existantes dans l'eau et oxydable dans des conditions opératoires bien définies (Rodier, 1996). Elle est d'autant plus élevée qu'il y'a des corps oxydables dans le milieu. L'oxygène affecte pratiquement la totalité des matières organiques biodégradables et non biodégradables. La DCO est mesuré en mg d'O₂/l. (Taradat et Henry, 1992). La demande chimique en oxygène représente la quantité d'oxygène consommée par les matières oxydables chimiquement contenues dans l'eau. Elle est représentative de la majeure partie des composés organiques mais également des sels minéraux oxydables (sulfures, chlorures.etc).

La demande chimique en oxygène (DCO) est la quantité d'oxygène consommée par les matières existant dans l'eau et oxydables dans des conditions opératoires définies. En fait la mesure correspond à une estimation des matières oxydables présente dans l'eau quelque soit leur origine organique ou minérale. La DCO étant fonction des caractéristiques des matières présentes, de leurs proportions respectives, des possibilités de l'oxydation. (Rodier ,2005).

La DCO est la concentration, exprimée en mg.L-1, d'oxygène équivalente à la quantité de dichromates consommée par les matières dissoutes et en suspension lorsqu'on traite un échantillon d'eau avec cet oxydant dans des conditions définies par la norme. (Rejsek, 2002).

I.3.2.6. Matière organique

La matière organique est présente dans l'eau sous forme particulaire (solide) et dissoute. Sous forme particulaire, elle constitue une partie des matières en suspensions. Sous forme dissoute, elle est en général directement accessible aux bactéries qui la dégrade. La présence de matières organiques dans l'eau provoque l'existence et la prolifération des micro-organismes qui peuvent être pathogènes, donc la détermination de ces matières organiques est indispensable dans la surveillance de la qualité des eaux.

I.3.2.7. Le carbone

Le carbone se retrouve sous plusieurs formes dans les eaux naturelles. Le carbone total (CT) se divise entre le carbone inorganique (CI) ou carbone inorganique total (CIT) et le carbone organique (CO) ou carbone organique total (COT) (Bisuti et al., 2004). Le CIT est principalement formé de carbonates, d'hydrogénocarbonates et de dioxyde de carbone (CO₂) dissous. Le COT regroupe, quant à lui, plusieurs centaines de composés plus ou moins complexes ce qui en rend la caractérisation plus difficile. Dans la plupart des eaux, les concentrations en carbone inorganique dépassent largement celles du carbone organique total. Dans les eaux naturelles, la concentration en carbone inorganique peut représenter jusqu'à 10 fois la concentration du carbone organique (Pouet et al., 2007). En plus d'être une source potentielle de nutriments, il est le principal tampon de l'eau (Robards et al., 1994) notamment

sous la forme d'hydrogénocarbonates. Le carbone organique dissous (COD) et particulaire (COP) forment ensemble le carbone organique total (COT). Le COT est principalement utilisé comme indicateur de la contamination organique d'une eau (Visco et al., 2005).

I.3.2.8. Magnésium

Ce paramètre se trouve dans les formations calcaires, marno-calcaire et dans les formations triasiques (gypse). Selon les résultats des analyses effectuées durant la période d'étude, Les teneurs en Magnésium sont globalement inférieures à la norme. Aucune valeur dépassant les 150 mg/l [4].

I.3.2.9. Le phosphore

Le phosphore représente un élément biogène indispensable à la croissance des algues. Les teneurs élevées de cet élément dans les eaux de surface peuvent entraîner leur eutrophisation. Cependant, ils ont un effet bénéfique en jouant un rôle régulateur : ils favorisent tous les phénomènes de fécondation, la mise à fruit et la maturité des organes végétatifs (Vilain, 1989).

Le phosphore joue un rôle essentiel chez tous les organismes vivants en entrant dans la composition de l'ATP, de l'ADN, de l'ARN, des membranes cellulaires, etc., et en étant un régulateur majeur du pH (Rodier, 1996; Estela et Cerdà, 2005). Il ne représente cependant que 1% de la masse totale de la biosphère. Dans les systèmes hydriques d'eau douce, il est généralement l'élément limitant et conditionne la productivité (Rodier, 1996; Faust et Aly, 1981; Tchobanoglous et Schroeder, 1987; Robards et al., 1994; Estela et Cerdà, 2005).

L'analyse du phosphore dans l'eau est particulièrement complexe étant donné que celui-ci peut se retrouver sous plusieurs formes organiques ou inorganiques (McKelvie, I.D. et al., 1995) et qu'il n'est présent qu'à des concentrations traces (de 1 µg/L à 100 µg/L). La nomenclature associée au phosphore est complexe et liée soit à son impact biologique, soit à la méthode opérationnelle pour le mesurer.

I.3.2.10. Les composés azotés

L'azote est un élément indispensable à l'édification de la cellule vivante. Il est utilisé comme indicateur majeur de la pollution organique. Il se présente sous deux formes : organique (protéines, acides aminés, etc.) et minéral (ammonium, nitrites, nitrates, etc.) Les formes d'azote étudiées sont : l'azote ammoniacal, les nitrites (NH_4^+) et les nitrates (NO_3^-).

I.3.2.10.1. L'ion ammonium

Cet élément constitue le produit de la réduction finale des substances organiques azotées et de la matière inorganique dans les eaux et les sols. Il provient également de l'excrétion des organismes vivants et de la réduction et la biodégradation des déchets, sans toutefois négliger les apports d'origine domestique, agricole et industrielle (Rodier, 1996).

L'ammoniaque caractérise la concentration en ion NH_4^+ , NH_3 . Ces éléments se trouvent à l'état de trace dans l'eau. La présence de l'ammoniac dans la nappe les valeurs des paramètres physico-chimiques (dureté, alcalinité, pH, fer, Mn...) sont aussi influencées par les activités humaines (élevage intensif, culture extensive...) et l'hydrogéologie du sol (Belghiti et al, 2013 ; Gouaidia, 2008 ; Abboudi et al, 2014).

I.3.2.10.2. Azote ammoniacal

L'azote est un composé essentiel à la croissance des macrophytes et du phytoplancton mais il est rarement limitant en eau douce (Howarth et Cole, 1985) bien qu'il n'existe pratiquement aucune source minérale (Faust et Aly, 1981). Dans les eaux naturelles, l'azote peut se retrouver principalement sous une forme oxydée en nitrites (NO_2^-) et en nitrates (NO_3^-), sous une forme réduite, l'ammonium (NH_4^+) ou dans la matière organique. Dans une moindre mesure, on le retrouve également sous forme d'urée [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$] et d'azote gazeux (N_2) (Tchobanoglous et Schroeder 1987). (Painchaud 1997).

Aujourd'hui, le cycle naturel de l'azote est perturbé par le développement démographique, industriel, agricole et de l'urbanisation. (Badia et Gondar, 2003).

Il peut se trouver sous forme minérale (ammoniac, nitrites ou nitrates) ou organique. La présence d'azote organique au ammoniacale se traduit par une consommation d'oxygène dans le milieu naturel. (Guerre et Gommelia, 1982).

L'azote ammoniacal constitue un des maillons du cycle complexe de l'azote dans son état primitif. C'est un gaz soluble dans l'eau. Il existe en faible proportion, inférieure à 0,1mg/l d'azote ammoniacal dans les eaux naturelles. Il constitue un bon indicateur de la pollution des cours d'eau par les effluents urbains. Dans les eaux superficielles, il provient de la matière organique azotée et des échanges gazeux entre l'eau et l'atmosphère (Chapman et al, 1996).

Les formes inorganiques de l'azote ont été historiquement les plus étudiées. Ceci est dû au fait que le NID a toujours été perçu comme un élément clé dans la productivité primaire, que le NOD est plus difficile à mesurer (il est généralement oxydé en nitrates avant d'être quantifié), et à la présomption que celui-ci ne jouerait aucun rôle biologique (Badr et al. 2003). Cependant, le NOD provenant de la matière organique (M.O.) peut représenter jusqu'à 70 % du NT transporté par les rivières (Stepanauskas et al. 1999). De plus, il a été démontré que ce NOD pouvait devenir biodisponible. Stepanauskas et al. (2000) ainsi que Frankovich et Jones (1998) indiquent que la biodisponibilité potentielle du NOD dans les cours d'eau de milieux tempérés se situe entre 19% et 55% selon les conditions environnementales.

I.3.2.10.3. Nitrates

Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote, et représentent la forme d'azote au degré d'oxydation le plus élevé dans l'eau. Toutefois, la teneur en nitrates dans l'eau des puits est aussi liée à l'apport des engrais (Chapman & Kimstach, 1996). Le nitrate caractérise la concentration en ion NO_3^- .

Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote, et représentent-la forme d'azote au degré d'oxydation le plus élevé présent dans l'eau. Leurs concentrations dans les eaux naturelles sont comprises entre 1 et 10 mg/l. Cependant leurs teneurs dans les eaux usées non traitées sont faibles (UNEP/MAP/MEDPOL, 2004).

Cependant, ils sont aussi apportés de manière synthétique par les engrais (Chapman & Kimstach, 1996) et constituent l'un des facteurs de la dégradation de la qualité de l'eau. Les nitrates proviennent généralement de la décomposition de la matière organique par oxydation bactérienne des nitrites et constituent ainsi l'ultime produit de la nitrification.

Les nitrites sont considérés comme étant des ions intermédiaires entre les nitrates et l'azote ammoniacal, ce qui explique les faibles quantités rencontrées en milieu aquatique.OMS (2002).

I.3.2.11. Les sulfates

Les origines naturelles des sulfates sont l'eau de pluie et la mise en solution de roches sédimentaires évaporitiques notamment le gypse (CaSO_4), mais également de la pyrite (FeS) et plus rarement de roches magmatiques (galène, blende, pyrite). Les origines anthropiques sont la combustion de charbon et de pétrole qui entraîne une production importante de sulfures et, l'utilisation d'engrais chimiques et de lessive (Barry, 1989). La transformation réversible des sulfates en sulfures se fait grâce au cycle du soufre (Peck, 1970). Les eaux de surface contiennent des teneurs très variables de sulfates et leur concentration est généralement comprise entre 2.2 mg/L et 58 mg/L (Meybeck et al., 1996) Les sulfates (SO_4^{2-}) proviennent du ruissellement ou d'infiltration dans les terrains à gypse. Ils résultent également de l'activité de certaines bactéries (chlorothiobactéries, rhodothiobactéries, etc.). Cette activité peut oxyder l'hydrogène sulfuré (H_2S) toxique en sulfate (HCEFLCD, 2006).

Les origines anthropiques sont la combustion de charbon et de pétrole qui entraîne une production importante de sulfures (qu'on retrouve dans les pluies), et l'utilisation d'engrais chimique et de lessive (Barry, 1989). La transformation réversible des sulfates en sulfures se fait grâce au cycle du soufre (Peck, 1970; Smith, 1974).

D'une façon générale, la présence de sulfate dans des eaux naturelles "non polluées" invoque la présence de gypse ou de pyrite. Leur concentration est généralement comprise entre 2,2 et 58 mg/l (Meybeck et al., 1996).

I.3.2.12. Le Sodium

Le sodium est un élément constant de l'eau, toutefois les concentrations peuvent être extrêmement variables. Indépendamment de la lixiviation des formations géologiques contenant du chlorure de sodium, le sel peut provenir de la décomposition de sels minéraux comme les silicates de sodium et d'aluminium, des retombées d'origine marine, de la venue d'eaux salées dans les nappes aquifères, des nombreux usages industriels etc...(Santé Canada, 2004c).

I.3.2.13. Métaux lourds :

Dans les eaux usées urbaines, on peut trouver toutes sortes de métaux lourds à savoir le cuivre, le zinc, le fer, le manganèse et le molybdène qui proviennent essentiellement des détergents , des produits cosmétiques et des petites unités industrielles.

I.3.2.13.1. Le Fer

La présence du fer dans les eaux naturelles est attribuable à la décomposition de la roche et des minéraux, aux eaux acides de drainage des mines, aux eaux de lessivage, aux effluents d'égouts ainsi qu'aux rejets des secteurs industriels.Ce paramètre est pris en considération plus pour le goût qu'il donne à l'eau (Santé Canada, 2004c).

I.3.2.13.2. Les bromates

Les bromates sont des sous-produits de désinfection. Ils sont des dérivés des bromures, une fois oxydés par l'ozone. Selon le ministère, l'eau ne doit pas contenir de bromates en concentration supérieure à 10 f!g/L (MDDEP, 2005a). Selon l'EPA (2004).La formation de bromates dépende de la concentration des ions bromures, du pH, du carbone organique total (COT) dans l'eau brute et des conditions de traitement (dose d'ozone, durée du traitement) (Jasim, 1998).

I.3.2.13.3. Le chrome, les cyanures,

Le chrome existe dans la nature sous forme de dérivés en état d'oxydation varié. Le chrome pur obtenu par électrolyse à partir d'iodure de chrome, est un métal de plus en plus utilisé en industrie. Ses dérivés ont de multiples

applications chimiques et industrielles. Certains de ses dérivés peuvent entraîner des intoxications aiguës ou chroniques [12].

Le chrome et d'autres composés chimiques, grandement utilisés dans l'industrie du tannage, ont des effets néfastes sur la santé humaine et l'environnement. (Mexique 1999).

Le cyanure est utilisé, entre autres, dans l'industrie de l'extraction et de la concentration de l'or (Santé Canada, 2004c). Ainsi, les cyanures peuvent se retrouver dans l'environnement et les cours d'eau servant de source pour la production d'eau potable

I.3.2.13.4. Ozone résiduel

D'une part, lorsque la température de l'eau augmente, l'ozone est moins soluble et moins stable (Langlais et al., 1991). Par contre, cette instabilité de l'ozone ne se reflète pas dans une baisse de l'efficacité de traitement. D'autre part, une diminution de la température rend les réactions chimiques plus lentes (Vollhardt et Schore, 1995). Il est connu que l'ozone réagit avec la MO dissoute dans l'eau et celle qui est adsorbée sur le CA (Mondaca et al., 2000). L'ozone agit également directement sur la composition chimique de la surface de l'eau (Sutherland et al., 1996). La modification affecte précisément la surface d'adsorption. Celle-ci diminue à cause de l'augmentation des groupements oxygénés qui bloquent l'accès aux micropores, situé plus profondément dans la structure tridimensionnel d'eau (Valdès et al., 2002).

I.3.2.14. Matières en suspension

Il s'agit de matières non solubilisées. Elles comportent des matières organiques et des matières minérales. Elles peuvent également être des microorganismes vivants (Gaid, 1984)

Les matières en suspension, représentent l'ensemble des particules minérales et organiques contenues dans les eaux. Elles sont fonction de la nature des terrains traversés, de la saison, de la pluviométrie, de régime d'écoulement des eaux, de la nature des rejets, etc. (Rodier, 1984). Les teneurs élevées en matières en suspension peuvent être considérées comme une forme

de pollution. Une telle hausse peut aussi entraîner un réchauffement de l'eau, lequel aura pour effet de réduire la qualité de l'habitat pour les organismes d'eau froide (Hébert et Légare, 2000). En général, les valeurs obtenues en période hivernale (crue) sont supérieures à celles mesurées en période estivale. Cette remarque est en accord avec plusieurs travaux effectués au niveau des oueds (Rohatgi et *al.*, 1975; Azzaoui, 1999).

Selon Rejsek (2002), la pollution particulaire est due à la présence de particules de grande taille, supérieure à 10 μ m, en suspension dans l'eau, et que l'on peut assimiler aux matières en suspension (MES). En fait, les matières en suspension ne sont des particules solides véritablement en suspension que dans des conditions moyenne d'écoulement des effluents correspondant à une vitesse minimale de 0,5 m/s.

Physiquement, les matières en suspension affectent grandement l'écologie des milieux hydriques naturels. Elles sont directement liées à la turbidité de l'eau et donc à la production primaire des macrophytes, du périphyton et du phytoplancton. Les MES ont un effet négatif sur la biodiversité des macroinvertébrés et sur leur nombre absolu (Thorpe et Lloyd, 1999).

I.3.3. Paramètres bactériologique de l'eau

I.3.3.1. Les coliformes totaux et fécaux

Sous le terme de «coliformes» est regroupé un certain nombre d'espèces bactériennes appartenant en fait à la famille des Enterobacteriaceae. Le terme «coliforme" correspond à des organismes en Bâtonnets, nonsporogènes, Gram négatifs, oxydase négatifs, facultativement Anaérobies, capables de croître en présence de sels biliaires ou d'autres agents de surface possédant des activités inhibitrices de croissance similaires, et capables de fermenter le lactose (et le mannitol) avec production D'acide et d'aldéhyde en 48 heures, à des températures de 35 à 37 °C(Rodier, 2005).

I.3.3.1.1. Les coliformes totaux

Les coliformes totaux comprennent plusieurs genres bactériens se retrouvant dans la flore intestinale normale. Cependant, la plupart des espèces se retrouvent aussi naturellement dans le sol, la végétation et aussi dans l'eau. L'analyse de ces coliformes totaux n'est pas considérée comme un indicateur de contamination fécale ou de risque sanitaire. La présence de coliformes totaux dans le système peut avoir plusieurs significations: la recroissance bactérienne, une déficience ou une absence de traitement (MENV, 2001).

Ce sont des bacilles gram négatif, ne formant pas de spores, ne possédant pas d'oxydase, anaérobies facultatives et fermentant le lactose avec production de gaz en 48 h à 35°C (Kabler et Clark,1961). Ils peuvent avoir d'autres sources à part la matière fécale à savoir les cours d'eau, les eaux de ruissellement et certains types d'effluents industriels. Ce groupe est présenté par les germes suivants : *Enterobacter*, *Serratia*, *Yersinia*, *Rahnella*, et *Buttiauxella* (Larpent et Larpent, 1985).

I.3.3.1.2. Les coliformes fécaux

Les coliformes fécaux sont appelés aussi les coliformes thermo-tolérants, ce sont des coliformes qui fermentent le lactose mais à 44°C. Le germe *Escherichia coli* est le type de coliformes fécaux d'habitat fécal exclusif, sa recherche est donc extrêmement importante. (Rodier, 2005)

Les coliformes fécaux sont un sous-groupe de bactéries faisant partie des coliformes totaux. (MENV, 2001).

La bactérie *E. coli* représente toutefois 80 à 90% des Coliformes thermotolérants détectés (Barthe et al., 1998 ;Edberg et al., 2000). Bien que la présence de Coliformes fécaux témoigne habituellement d'une contamination fécale, plusieurs coliformes fécaux ne sont pas d'origine fécale, provenant plutôt d'eaux enrichies en matière organique, tels les effluents industriels du secteur des pâtes et papiers ou de la transformation alimentaire (Barthe et al., 1998 ;OMS ,2000). L'intérêt de la détection de ces coliformes, à titre d'organismes indicateurs, réside dans le fait que leur survie dans l'environnement est

généralement équivalente à celle des bactéries pathogènes et que leur densité est généralement proportionnelle au degré de la pollution produite par les matières fécales (CEAEQ, 2000). Par ailleurs, ce sont de bons indicateurs de l'efficacité du traitement de l'eau, mais comme leur nombre est moins élevé que celui des coliformes totaux, ces derniers leurs sont préférables pour cette fonction (Robertson, 1995).

I.3.3.2. Les streptocoques fécaux

Les streptocoques fécaux sont des bactéries à Gram-, sphériques à ovoïde formant des chainettes, non sporulées, se cultivant en anaérobiose à 44°C et à pH 9,6. La recherche de streptocoques fécaux ne doit être considérée que comme un complément à celle des coliformes thermo-tolérants pour être le signe d'une contamination fécale. Il y a 5 espèces reconnues parmi les streptocoques fécaux (SF) : *S. bovis*, *S. equinus*, *S. avium*, *S. faecalis* et *S. faecium*. (Joseph et Salvato, 1977).

I.3.3.3. Les Entérocoques.

Ces bactéries appartiennent à la famille de *Streptococcaceae*, au genre *Streptococcus* et au groupe sérologique D de LanceField (Sharpe, 1979). Elles se développent le mieux à 37°C et elles possèdent le caractère fermentaire avec production de l'acide lactique sans gaz (Manuel de Bergey, 1984).

I.3.3.4. Les clostridium sulfito-réductrices

Elles ne sont pas seulement d'origine fécale, mais sont des germes ubiquistes, dont la présence dans l'eau est souvent révélatrice d'infiltration telluriques ou de matières organiques en putréfaction. (Nathalie, 2002). Elles se rencontrent normalement dans les matières fécales humaines et animales ; leur spores peuvent survivre dans l'eau et l'environnement pendant plusieurs mois (Figarella et al, 2001)

I.3.3.5. Spores

L'absence d'organismes fécaux indicateurs ne signifie pas que l'eau potable est exempte d'une contamination microbienne. Les protozoaires, certaines spores de

bactéries et quelques entérovirus sont plus résistants à la désinfection et peuvent être présents en eau potable (OMS, 2004c). Dans l'environnement, leurs présences dans l'eau de surface, vivants ou morts, est une réalité qu'il ne faut pas prendre à la légère. Généralement, ces organismes ne prolifèrent pas dans l'eau. Au contraire, ils adoptent une étape de repos (kystes, oocystes) parce que le milieu n'est pas favorable à leur développement (OMS, 2004c). Certaines spores ne représentent pas de risque pour la santé humaine comme par exemple celles du genre *Bacillus* (Barbeau et al., 1999). Par contre, les kystes de protozoaires comme *Giardia* ou les oocystes de *Cryptosporidium* peuvent infecter l'être humain et/ou les animaux. Les conditions d'infection dépendent de la souche et de la dose infectieuse minimale ingérée (ex: 1 à 50 kystes, 10 à 100 oocystes) (Santé Canada, 1999).

I.3.3.6. Les salmonelles

Ce sont des organismes mésophiles, distribués dans le monde entier. La température optimale de croissance est 37°C (FAO, 1996). La présence des salmonelles dans l'eau et dans les fruits de mer indique une contamination fécale directe ou indirecte à partir des déchets de l'homme et des animaux. C'est la raison pour laquelle, dans beaucoup de réglementations, on exige la recherche de salmonella pour évaluer et déterminer la salubrité des mollusques destinés à la consommation humaine. (Brissou et Denis, 1978).

La première limite des outils de diagnostic standards est le temps de réponse élevé (Normand-Marleau et al., 2006; Bachmann et Canfield, 1996).

CHAPITRE II : Disponibilité de l'entomofaune dans l'écosystème aquatique

II.1. La surveillance biologique

II.1.1. Généralités

La santé biologique, dite intégrité biologique, est définie comme étant la capacité d'un écosystème à supporter et à maintenir une communauté équilibrée, intégrée et capable de s'adapter aux changements. Une communauté en santé aura, pour une région donnée, une composition d'espèces, une diversité et une organisation fonctionnelle comparables à celles d'un écosystème naturel (Karr et Dudley, 1981). L'intégrité biologique est généralement un bon indicateur de l'intégrité écologique (U.S. EPA, 2002). En effet, bien que l'intégrité écologique d'un cours d'eau soit une combinaison des intégrités chimique, physique et biologique, la dégradation d'une ou de plusieurs de ces composantes se reflète généralement dans les communautés biologiques.

La surveillance biologique et la surveillance physicochimique des cours d'eau sont considérées comme des outils complémentaires. En général, la surveillance biologique mesure les effets des perturbations sur les communautés biologiques en place. La surveillance physicochimique mesure les agents stressants, en d'autres mots la contamination environnementale. (Barbour *et al.*, 1999; WFD, 2003).

La surveillance de la qualité de l'eau basée exclusivement sur la mesure de la concentration de polluants dans l'eau ne permet pas de tirer des conclusions sur la santé de l'écosystème. Elle ne renseigne pas sur la qualité de l'habitat, n'évalue pas l'effet des polluants non mesurés ou présents à des seuils inférieurs aux limites de détection des méthodes analytiques, ni les effets synergiques, additifs et antagonistes des différents polluants sur les organismes vivants. Des mesures relatives aux êtres vivants sont souvent nécessaires. La surveillance biologique s'avère donc l'outil principal pour évaluer la santé biologique des milieux aquatiques (U.S. EPA, 2002).

II.1.2 Les macroinvertébrés benthiques en tant qu'indicateurs

Parmi les communautés biologiques, les communautés de macroinvertébrés benthiques sont les plus utilisées pour évaluer l'état de santé global des écosystèmes aquatiques (Hellowell, 1986; Barbour *et al.*, 1999; WFD, 2003). Ce sont des organismes visibles à l'oeil nu, tels que les insectes, les mollusques, les crustacés et les vers, qui habitent le fond des cours d'eau et des lacs. Ces organismes constituent un important maillon de la chaîne alimentaire des milieux aquatiques, puisqu'ils sont une source de nourriture primaire pour plusieurs espèces de poissons, d'amphibiens et d'oiseaux. Ils sont reconnus pour être de bons indicateurs de la santé des écosystèmes aquatiques en raison de leur sédentarité, de leur cycle de vie varié, de leur grande diversité et de leur tolérance variable à la pollution et à la dégradation de l'habitat. Ils intègrent les effets cumulatifs et synergiques à court terme (allant jusqu'à quelques années) des multiples perturbations physiques (modifications de l'habitat), biologiques et chimiques dans les cours d'eau. Ils sont abondants dans la plupart des rivières et faciles à récolter. De plus, leur prélèvement a peu d'effets nuisibles sur le biote résident (Barbour *et al.*, 1999). Le suivi des macroinvertébrés benthiques est utile pour :

- Évaluer l'état de santé global des écosystèmes aquatiques;
- Suivre l'évolution de l'état de santé d'un cours d'eau au fil du temps;
- Évaluer et vérifier l'effet d'une source de pollution connue sur l'intégrité de l'écosystème;
- Évaluer les impacts des efforts de restauration (habitat et qualité de l'eau);
- Apporter un complément biologique au programme de surveillance de la qualité bactériologique et physicochimique des cours d'eau;
- Documenter la biodiversité des macroinvertébrés benthiques dans les cours d'eau.

Les barrages ou les bassins de retenue ont un impact majeur sur la faune résidente. Les zones touchées par ces ouvrages ne devraient pas être sélectionnées comme station de référence.

II.2. Échantillonnage des macroinvertébrés benthiques

II.2.1. Généralités

De manière générale, les cours d'eau dans lesquels on peut se déplacer à pied appartiennent à deux types, soit les cours d'eau à substrat grossier et à écoulement rapide et les cours d'eau à substrat fin et à écoulement lent (Stark *et al.*, 2001). Ces types de cours d'eau sont également désignés respectivement comme des cours d'eau à forte pente (*high gradient stream*) ou à faciès lotique et des cours d'eau à faible pente (*low gradient stream*) ou à faciès lentique (Barbour *et al.*, 1999; Stark *et al.*, 2001). Ainsi, la stratégie d'échantillonnage différera selon ces types de substrats et d'écoulement. Maxted *et al.* (2003) recommandent, concernant les programmes de suivi, de séparer l'évaluation de ces deux types de cours d'eau car les communautés de macroinvertébrés benthiques de référence y sont différentes. Ainsi, tant les échantillons que l'interprétation devront être traités différemment selon le type de cours d'eau.

II.2.2. Conditions d'application

II.2.2.1. Méthodes utilisées

L'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques est fait à l'aide d'un filet troubleau ou D-net d'une largeur de 30 cm avec une maille d'ouverture de 600 µm. Les macroinvertébrés sont délogés avec les mains. Cette méthode est plus systématique et elle abîme moins les organismes (Moulton *et al.*, 2002).

II.2.2.1.1. Liste de matériel de terrain

- Filet troubleau (600 microns)
- Seau grillagé (mailles de 600 microns) ou tamis (mailles de 600 microns) et seau
- Contenants de plastique pour les échantillons (1 litre)
- Boîte de transport pour les échantillons
- Agent de conservation (alcool éthylique à 95 %)
- Étiquettes en papier imperméable (nalgène)
- Ruban adhésif (de type ruban-cache, *masking tape*)
- Pincettes

- Grosse cuillère
- Flacons laveurs
- Cartes topographiques
- Fiches de terrain
- Tablette rigide de terrain
- GPS et piles de rechange (facultatif)
- Sacs à dos
- Appareil photo
- Chronomètre ou montre
- Gants en caoutchouc (idéalement très longs)
- Bottes-culottes ou cuissardes
- Imperméable (facultatif)
- Crayon feutre indélébile
- Crayons à mine et gomme à effacer
- Protocoles
- Feuilles de terrain
- Dérouleur de toposfil ou ruban à mesurer
- Appareil ou matériel pour mesurer le courant
- Ruban forestier
- Thermomètre
- Matériel pour les analyses d'eau (facultatif)
 - eau distillée
 - matériel pour mesurer le pH, la dureté, la turbidité, l'oxygène dissous et les coliformes
 - appareils de mesure in situ (pH, oxygène dissous, conductivité et température)
 - matériel pour les analyses effectuées par un laboratoire accrédité
- Bouteilles d'échantillonnage
- Glacière et glace
- feuilles d'analyses

II.2.2. 2. Étapes de l'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques

1) Choisir une station de 100 m de longueur, représentative du cours d'eau étudié. La station devrait se situer à au moins 100 m en amont ou en aval (si les

conditions en amont sont inadéquates) d'une route ou d'un pont et ne pas recevoir d'affluent majeur dans la zone d'échantillonnage. Mesurer cette station tout en évitant, autant que possible, de marcher dans la rivière. Un ruban forestier placé à la fin de la station permettra de bien la délimiter.

Si, à la station choisie, la largeur moyenne de la rivière est supérieure à 20 m, la longueur de la station devra alors être de 6 fois sa largeur. Par exemple, si la largeur moyenne est de 25 m, la longueur de la station sera de 6 m x 25 m, soit 150 m.

2) Tous les seuils et les plats courants à l'intérieur du 100 m peuvent être échantillonnés. Les coups de filet doivent être donnés là où les vitesses du courant sont différentes, à des profondeurs différentes, certains plus en bordure et d'autres plus au centre. Cette façon de procéder favorise la capture d'une plus grande diversité de taxons. Un total de 20 coups de filet est équivalent à une surface approximative de 3 m².

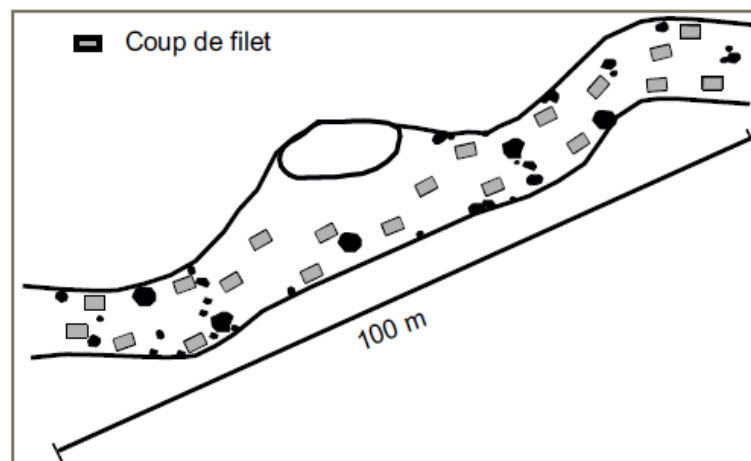


Fig n° :01 Exemple d'emplacement des surfaces échantillonnées

3) L'échantillonnage débute en aval et s'effectue à l'aide d'un filet troubleau. Il doit être bien rincé avant de commencer l'opération afin d'éviter la contamination par des spécimens n'appartenant pas à la station. Les organismes sont délogés sur une distance de 0,5 m en amont du filet pendant 30 secondes. Les pieds sont utilisés seulement lorsque le niveau d'eau rend l'échantillonnage manuel impossible. L'utilisation d'un chronomètre ou d'une montre facilite l'opération
Adapté de Stark *et al.*, (2001) et de Barbour *et al.*, (1999)

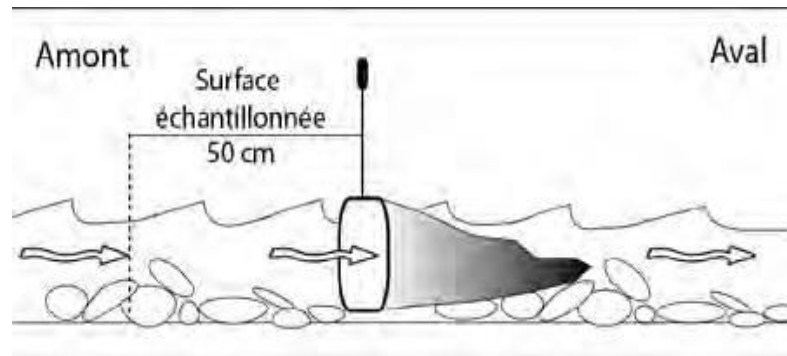


Fig n°02 : Exemple de coup de filet

II.2.2.2.1. Comment effectuer un coup de filet

Délimiter une surface à échantillonner d'une longueur de 50 cm sur une largeur de 30 cm (c.-à-d. la largeur du filet).

- Placez le filet troubleau sur le substrat en l'enfonçant légèrement entre les roches afin qu'aucun organisme ne puisse passer en dessous. L'ouverture doit faire face au courant.
- Nettoyer manuellement pendant 30 secondes les roches et les débris à l'intérieur de la utilisés aux endroits trop profonds. S'il y a des sédiments meubles, brasser le fond sur quelques centimètres afin d'y déloger les organismes enfouis. Le courant fera entrer les organismes dans le filet. Dans certaines situations, on pourra les aider à y entrer en créant un courant avec les mains.
- Retirer le filet en s'assurant qu'aucun organisme ne puisse être emporté par le courant.

Pour ce faire, retirer le filet à contre-courant

4) Le contenu de chaque coup de filet est transféré dans un seau à fond grillagé. Le transfert de chaque partie de l'échantillon au fur et à mesure de la récolte minimise le bris des organismes. Entre chaque coup de filet, laisser le seau dans une eau peu profonde et calme afin d'éviter l'assèchement de l'échantillon. Lorsque les 20 coups de filet sont transférés, les gros débris (roches, bâtons et feuilles) sont inspectés et nettoyés. Les organismes benthiques sont remis dans l'échantillon et les débris, jetés. Les petits débris ne sont pas inspectés. Il est très important de débarrasser l'échantillon des plus grosses roches afin qu'elles n'écrasent pas les organismes lors du transport. Ensuite, l'échantillon doit être rincé à l'eau claire afin d'enlever les sédiments fins. Pour ce faire, on enfonce le seau dans l'eau et on remue délicatement l'échantillon pour le débarrasser des

particules les plus fines, lesquelles s'échapperont par le fond grillagé. L'opération peut être répétée plusieurs fois.

Si nécessaire, rincer l'échantillon qui a été transféré dans le seau avant que les 20 coups de filet ne soient complétés. Cela s'avérera nécessaire, par exemple s'il y a beaucoup d'algues, car le seau se colmeta facilement et il sera difficile de se débarrasser des sédiments fins.

En l'absence de seau à fond grillagé, transférer le contenu de chaque coup de filet dans un seau ordinaire. Lorsque l'échantillonnage est complété (après 20 coups de filet), en transférer le contenu dans le filet ou dans un tamis de 600 μm . Tremper le filet dans l'eau et le secouer afin d'enlever les sédiments fins. Ne pas oublier de rincer les débris grossiers et de s'en débarrasser.

5) Laisser l'eau s'égoutter de l'échantillon puis transférer ce dernier dans un contenant auquel est ajouté de l'alcool à 95 %. Il est préférable de ne pas trop mettre de matériel dans chacun des contenants afin d'assurer une préservation efficace et de limiter le bris des organismes. L'eau résiduelle contenue dans l'échantillon diluera la solution jusqu'au niveau approprié, soit 70 à 80 % d'alcool. Un flacon laveur et des pincettes sont utiles pour récupérer les organismes accrochés au filet ou au fond du seau. L'échantillon total (benthos et détritus) devrait représenter un volume d'environ 1 litre. Les contenants doivent être étiquetés. Une étiquette est collée sur les contenants et indique la date, le nom de la rivière, le numéro de la région hydrographique, le numéro de la station, le nombre de contenants et le nom du bassin versant principal. Une seconde étiquette en papier imperméable est mise à l'intérieur des contenants. Il faut s'assurer que les contenants sont bien scellés et que les organismes sont entièrement recouverts par l'alcool.

Lorsque l'échantillon contient beaucoup de matières organiques (ex. : algues ou purin), il est souhaitable de remplacer l'agent de préservation après quelques jours si l'échantillon n'est pas traité immédiatement. Barbour *et al.*, (1999)

Date : _____	20-06-2006
Nom de la rivière : _____	Jaune
Bassin hydrographique : _____	05
Numéro de la station : _____	jaun0106
Nombre de contenants : _____	2
BV principal : _____	Saint-Charles
Niveau : _____	1

Fig n°03 : Exemple d'étiquetage du contenant

Les stations échantillonnées doivent être désignées comme suit : quatre lettres désignant le nom de la rivière, numéro de station de deux chiffres et année de l'échantillonnage à deux chiffres.

Exemple : jaun0106. Le nom de chaque station doit être unique.

II.3. Évaluation de l'habitat

II.3.1 Généralités

L'habitat des macroinvertébrés benthiques, comme celui de tout autre organisme vivant, possède des composantes biologiques (ex. : végétation), physiques (ex. : substrat, écoulement) et chimiques (ex. : pH, azote). La diversité biologique des rivières est étroitement liée à la qualité de l'habitat.

Dans un écosystème non perturbé, les caractéristiques d'habitat constituent les principaux facteurs qui déterminent la distribution des macroinvertébrés (Hynes, 1970; Cummins, 1975; Hellawell, 1986). Plusieurs facteurs influencent la répartition spatiale des macroinvertébrés benthiques. Parmi les plus importants, citons la vitesse du courant, la nature et l'hétérogénéité du substrat ainsi que la température (Hynes, 1970). Ainsi, afin de bonifier le suivi des macroinvertébrés benthiques, l'évaluation de l'habitat environnant offre un complément d'information utile. Les mesures et les prélèvements d'eau doivent se faire vers l'amont en évitant la mise en suspension des sédiments du fond, tel qu'il est illustré dans la figure suivante :

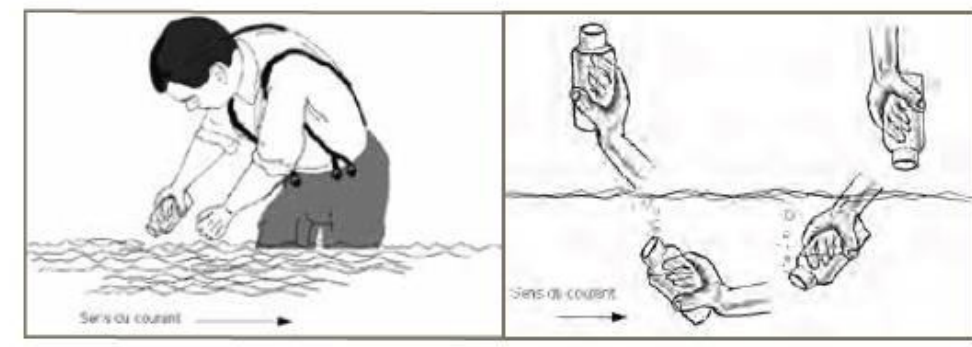


Fig n°04 : Prise d'un échantillon d'eau

II.4. Relation entre la vie aquatique et l'eau en tant que facteur écologique

II.4.1. La profondeur de l'eau

D'après Dazoz (1970), les deux facteurs climatiques qui interviennent en milieu aquatique sont la température et l'éclairement.

Peu d'espèces vivent en permanence dans la partie profonde des canaux mixtes. On y trouve des larves de *Sialis Maria*, ce qui correspond aux observations de Du Bois et Geigy (1935), encore que les profondeurs auxquelles ces auteurs les ont observées soient beaucoup plus grandes (jusqu'à 20 m). Elles occupent le fond de la mare Pochon, en compagnie des larves d'*Aeschna cyanea*. Ces prédateurs de fond se nourrissent surtout d'Oligochètes et de larves d'Ephémères, éventuellement de Trichoptères. Du Bois et Geigy (1935),

Les larves de *Corethra crystallinus* vivent en pleine eau. Elles peuvent former de grosses populations dans les parties profondes. Une profondeur de 50 cm au minimum leur semble nécessaire.

Dans les canaux peu profonds, on ne trouve pas ces espèces, qui sont aussi absentes des gouilles du haut marais.

La profondeur et la présence de nourriture sont les deux principaux facteurs qui déterminent la présence, dans les canaux, des grands insectes prédateurs et bon nageurs comme *Dytiscus marginalis*, *Acilius sulcatus* et *Notonecta glauca*.

Ces trois espèces, larves de *Sialis* et d'*Aeschna cyanea*, ne forment des populations stables que dans les stations qui ont de 60 à 100 cm de profondeur, et où pondent les grenouilles. Du Bois et Geigy (1935),

Les insectes de taille moyenne sont liés aux profondeurs de 20 à 40 cm. Ils appartiennent aux genres *Agabus*, *Ilybius*, *Hesperocorixa*, *Neuroma*. On y trouve aussi de nombreuses larves d'Odonates (*Leucorrhinia*, *Sympetrum*, *Libellula*, *Cordulia*, *Lestes*, *Coenagrion*). Enfin, les espèces qui nagent mal, tels les Hydrophilides, ou les petites espèces, comme *Hydroporus*, se contentent de 5 à 20 cm d'eau. On les trouve également dans la strate à utriculaires. C'est à cette communauté d'espèces qu'appartiennent les nombreuses larves de Chironomides, élément important de la nourriture des prédateurs dans les zones de faible et moyenne profondeurs Du Bois et Geigy (1935),.

Il n'y a pas de limites absolues entre ces différentes zones, que l'on peut simplement qualifier de préférentielles. Il est clair que les diverses faunes s'interpénètrent, et qu'on peut trouver les insectes des parties profonde et moyenne dans la zone de faible profondeur, alors que les insectes de cette dernière se trouvent souvent dans la partie moyennement profonde.

La profondeur joue naturellement un rôle, en ce sens que lorsque la couche d'eau est faible, elle est plus fortement échauffée, et d'une façon plus homogène, que si le niveau est à son maximum Du Bois et Geigy (1935),. Lorsqu'il fait du soleil, on constate toutefois qu'une mince couche d'eau, de 1 cm environ, est plus chaude que le reste de la masse. Au cours de l'été, on peut y noter des pointes de températures de 34°. Par mauvais temps, la température y est beaucoup plus homogène.

La texture assez lâche des tapis de sphaignes permet aux insectes de s'y déplacer sans difficultés. C'est le cas, en particulier, des larves de *Leucorrhinia dubia* et *Somatochlora artica*. Les pontes sont déposés à la surface de l'eau ou sur les bords de sphaignes humides. On trouve de jeunes larves dans les gouilles, mais, par la suite, la majorité d'entre elles disparaît dans les replats (nous en avons capturé dans des pièges à Carabiques) pour réapparaître dans les gouilles ou à leur voisinage immédiat au moment de l'éclosion. Certains individus peuvent d'ailleurs éclore au milieu des replats, à plusieurs mètres de toute eau libre. Les larves de Tabanides et de Tipulides se comportent également de cette façon. La répartition des températures influence la distribution de certains éléments de la faune, *Crenitis punctatostriata* et *Enochrus* en particulier.

Les petits prédateurs, *Hydroporus*, *Agabus*, sont plus actifs quand il fait chaud, mais ils sont nettement moins sensibles aux différences de températures que les Hydrophilides. Du Bois et Geigy (1935),

Ils sont liés à la boue où ils trouvent leur nourriture, mais ils n'y demeurent pas obligatoirement. Citant le cas de *Podura aquatica* et *Hebrus ruficeps* passent sur la surface quand la boue est en surface. Us s'y trouvent en même temps que les *Dolichopodidae* qui s'en nourrissent ou Les larves de *Gerris* colonisent une zone proche des bords, et *Anacaena*, plus que *Helochares*, passe également dans la boue et sous la surface de l'eau, mais sans s'éloigner beaucoup des bords.

II.5. Importance de la biodiversité et les écosystèmes aquatiques

Les macroinvertébrés benthiques sont des organismes qui vivent dans le fond d'un cours d'eau ou qui ne s'en éloignent que de peu, durant la majeure partie de leur vie. Dépourvus de colonne vertébrale, ils sont visibles à l'oeil nu (Moisan, 2010). Les macroinvertébrés benthiques sont présents et abondants dans tous les types de cours d'eau, petits ou grands (Chessman, 1995; Camargo et al, 2004; Pelletier, 2007). Ils sont sédentaires, ils vivent relativement longtemps, ils disposent d'une large diversité de réponses face à différentes perturbations et ils ont un rôle fondamental dans le réseau trophique (nourriture pour les poissons, les oiseaux,...) (Moisan, 2010).

Le peuplement faunistique d'un écosystème aquatique est constamment soumis à la variabilité spatio-temporelle de l'environnement. Les variations observées dans la structure des peuplements dépendent donc des modifications des caractéristiques environnementales (Fruget et Dessaix, 2002).

Les macroinvertébrés sont ceux qui vivent habituellement à la surface ou dans les premiers centimètres des sédiments (Tacchet et al, 1980). L'étude du benthos permet d'apprécier la structure, la composition, et la distribution spatio-temporelle des macroinvertébrés (Cereghino, 1992).

Les macroinvertébrés sont relativement sédentaires, ce qui en fait de bons témoins des conditions locales (Camargo et al, 2004; Pelletier, 2007). Leur

mobilité limitée les empêchant de fuir les perturbations, leur permet de donner une illustration fiable des conditions du site où ils se sont développés et où ils ont été récoltés.

Les peuplements se composant de multiples espèces, ont des sensibilités spécifiques et des réponses différentes aux perturbations, leur structure reflète directement le stress subi par les organismes. Contrairement aux analyses chimiques, on peut détecter à l'aide des macroinvertébrés benthiques des perturbations qui ont eu lieu même si elles ne sont plus présentes au moment de l'échantillonnage (Chessman, 1995). On doit donc utiliser des méthodes complémentaires, comme un indice biologique, pour en arriver à un diagnostic global (Hébert, 1997).

Pour représenter des aspects structurels et fonctionnels de la communauté, de même que la tolérance des macroinvertébrés face à la pollution, plusieurs données métriques peuvent être estimées, les données métriques les plus utilisées sont la diversité, la richesse, les espèces dominantes, le pourcentage des groupes taxonomiques et trophiques et un indice biotique pour la tolérance (Camargo et al, 2004; Pelletier, 2007).

II.5.1. Dans le monde

A l'échelle mondiale, l'entomofaune aquatique a fait l'objet de plusieurs travaux tels que ceux Coppa (1992), sur l'Esquisse faunistique des Odonates de l'étang de la Horre. Porcheret (1984) sur Observations effectuées en bordure de l'ancien aérodrome de Marigny, dans la Marne. Didier, Coppa, Riols et J-M. Royer (1989), L'étang de la Horre (Aube et Haute- Marne). Leroy (2001) Les Odonates des lacs-tourbières de l'Artense en Auvergne. Ladet (1994) Inventaire des Odonates du Haut bassin de l'Allier.

Les cours d'eau sont parmi les écosystèmes les plus complexes et dynamiques (Dynesius et Nelson 1994), ils jouent un rôle dans la conservation de la biodiversité et le fonctionnement des organismes. À l'aide des macroinvertébrés benthiques on peut détecter des perturbations qui ont eu lieu même si elles ne sont plus présentes au moment de l'échantillonnage (Chessman, 1995).

Jusqu'à présent, beaucoup d'études sur les macroinvertébrés du Nord d'Afrique ont été consacrées à la taxinomie ou la biogéographie, et les aspects écologiques, on cite parmi eux : Ait Mouloud, 1981, Arab et Zebdi 1983 Gagneur et al. 1985, Boumaiza & Clergue-Gazeau 1986, Boumaiza & Thomas 1986, Malicky & Lounaci 1987, Bouzidi & Giudicelli 1987, Gagneur & Thomas 1988, Gagneur & Aliane 1991, Clergue-Gazeau et al. 1991, Moubayed et al. 1992, Boumaiza & Thomas 1995, Thomas 1998, Vaillant & Gagneur 1998, Samraoui et Menai 1999, Lounaci 2000, Mebarki 2001, Arab 2004, Lounaci et Vinçon 2005, Lounaci 2005, Moubayed et al 2007, Zerguine et al 2009, Yasri 2009, Hamzaoui 2009, Sekhi 2010.

II.5.2. La biodiversité et les écosystèmes aquatiques en Algérie

Par sa position géographique, l'Algérie représente une aire de contact entre plusieurs régions, telles le Sud de l'Europe et l'Afrique. Son importance, en tant que zone de passage obligatoire pour une grande partie de la faune, entre les régions paléarctique et afrotropicale, lui confère un intérêt particulier pour les études faunistiques, écologiques et biogéographiques.

Si la faune des invertébrés des écosystèmes aquatiques continentaux d'Europe est dans l'ensemble bien connue, des lacunes persistent en Algérie où les recherches sur cette faune ont été beaucoup plus limitées dans le temps et dans l'espace.

Jusqu'à une période récente, les recherches sur les peuplements et l'écologie des invertébrés des écosystèmes aquatiques continentaux d'Algérie étaient rares et/ou partielles. Elles se résument, pour la plupart, à la description d'espèces inédites, leur écologie n'était que sommairement abordée (Eaton, 1899; Bedel, 1895 ; Seurat, 1922 ; De Peyerimhoff, 1905 et 1925 ; Navàs, 1917 et 1929 ; Edwards, 1923 ; Puri, 1925 ; Lestage, 1925 ; Poisson & Gauthier, 1926 ...).

Les peuplements des écosystèmes aquatiques d'Algérie sont dans leur globalité de type paléarctique. Ils possèdent des éléments autochtones surtout connus dans la partie occidentale de la méditerranée (Tyrrhenoleuctra, Eoperla, Afroperlodes (Plécoptères), Silonella (Trichoptère), Tetissimulium (Diptères Simuliidae). Cette faune possède quelques taxons qui font partie de lignées

typiquement africaines (Oligoneuriopsis, Euthraulus – Ephéméroptères -, Afronurus, Ecnomus – Trichoptères -, Hydrovatus, Bidessus, Laccophilus – Coléoptères -, Paratendipes crosskeyi, Tvetenia calvescens - Diptères Chironomides) et orientales (Peltodytes, Haliphus, Hygrotus, Potamonectes – Coléoptères - Simulium pseudequinum – Diptère Simuliidae). Les endémiques sont nombreux (80 espèces, soit 8,12% de la faune totale), ils se rattachent pour la plupart à des lignées dont les représentants ont une répartition dans le bassin méditerranéen. Ils témoignent ainsi de l'existence d'une faune autochtone importante dont l'origine remonte probablement au tertiaire.

Entre 1920 et 1980, peu d'études exhaustives ont été le résultat de récoltes plus étalées dans le temps et dans l'espace. Cas des travaux de Gauthier (1928) sur la faune des eaux continentales d'Algérie et de Tunisie, Guignot (1931-1933) sur les Hydrocanthares de l'Afrique du Nord, Vaillant (1955) sur la faune madicole d'Algérie, Aubert (1956) sur les Plécoptères, Bertrand (1972) sur les Coléoptères... Après 1980, avec le développement des programmes d'études en écologie, hydrobiologie et zoologie, plusieurs travaux ont été entrepris : Gagneur et *al.* (1986), Lounaci (1987), Malicky & Lounaci (1987), Ait Mouloud (1988), Gagneur & Clergue-Gazeau (1988) Gagneur & Thomas (1988), Arab (1989), Samraoui et *al.* (1993, 2000a, 2000b), Lounaci-Daoudi (1996), Thomas (1998), Samraoui & Menai (1999), Berchi (1993, 2000), Lounaci et *al.* (2000a et 2000b), Mebarki (2001), Lounaci & Vinçon (2005), Arab et *al.* (2004), Moubayed-Breil et *al.* (2007), Zerguine et *al.* (2009), Chaib et *al.* (2011), Khelifa et *al.* (2011), Yasri & *al.* (2013a, 2013b), Moubayed-Breil & Lounaci (2013).

En Algérie, plusieurs travaux sur l'entomofaune ont été réalisés. Il faut rappeler les études de Sayah(1988) sur la comparaison faunistique entre quatre stations dans le parc national de Djurdjura (Tikajda), Bekkari et Benzaoui(1991) sur la contribution à l'étude de la faune des palmeraies de deux régions du Sud Est Algérien (Ouargla et Djamaa), Moussa(2005) sur Inventaire de l'entomofaune sur culture maraichères sous serres à l'institut technique des cultures maraichères est industrielles (I.T.C.M.I) à Staoueli, Remini(1997) lors de l'étude comparative de la faune de deux palmeraies l'une moderne et l'autre traditionnelle dans la région de Ain Ben Noui (Biskra), Agaoud (2000) sur l'entomofaune de trois stations cultivées

à Djanet, Djakam et Kebzi (1993) dans les palmeraies de trois régions du Sud-Ouest Algérien (Timimoun, Adrar et Béni Abbès), Alia et Ferdjani (2007) sur l'entomofaune dans les deux stations Gamra et Dabadib dans la région de Souf ,et de Chennouf (2008) sur Echantillonnages quantitatifs et qualitatifs des peuplements d'invertébrés dans un agro-écosystème à Hassi Ben Abdallah (Ouargla), et Gassmi (2011) sur inventaire les Arthropode associés à la luzerne dans la région de Hassi Ben Abdallah(Ouargla). Malgré la grande quantité des travaux sur l'entomofaune terrestre, mais aucun auteur pense à faire une étude au niveau des milieux aquatique. De toute façon on a supposé à traiter ce sujet. Vu le manque des travaux sur l'inventaire dans le milieu aquatique en Algérie, il nous laisse rappeler que le travail de Lounaci (2011) sur la Biodiversité des diptères d'intérêt médicovétérinaire colonisant les mares et marais de Réghai (Algérie).

CHAPITRE III : Le sous bassin versant de la Chiffa

III.1. Cadre physique

III.1.1. Situation de la zone d'étude

Notre zone d'étude se situe dans la partie Ouest du Parc National de Chréa, au niveau de la région d'El Hamdania qui appartient à l'étage bioclimatique sub-humide tempéré occupant l'étage thermom diterran .



Fig n  05 : Situation Localisation du sous bassin versant de la Chiffa dans le Parc National de Chréa (Anonyme, 2005).

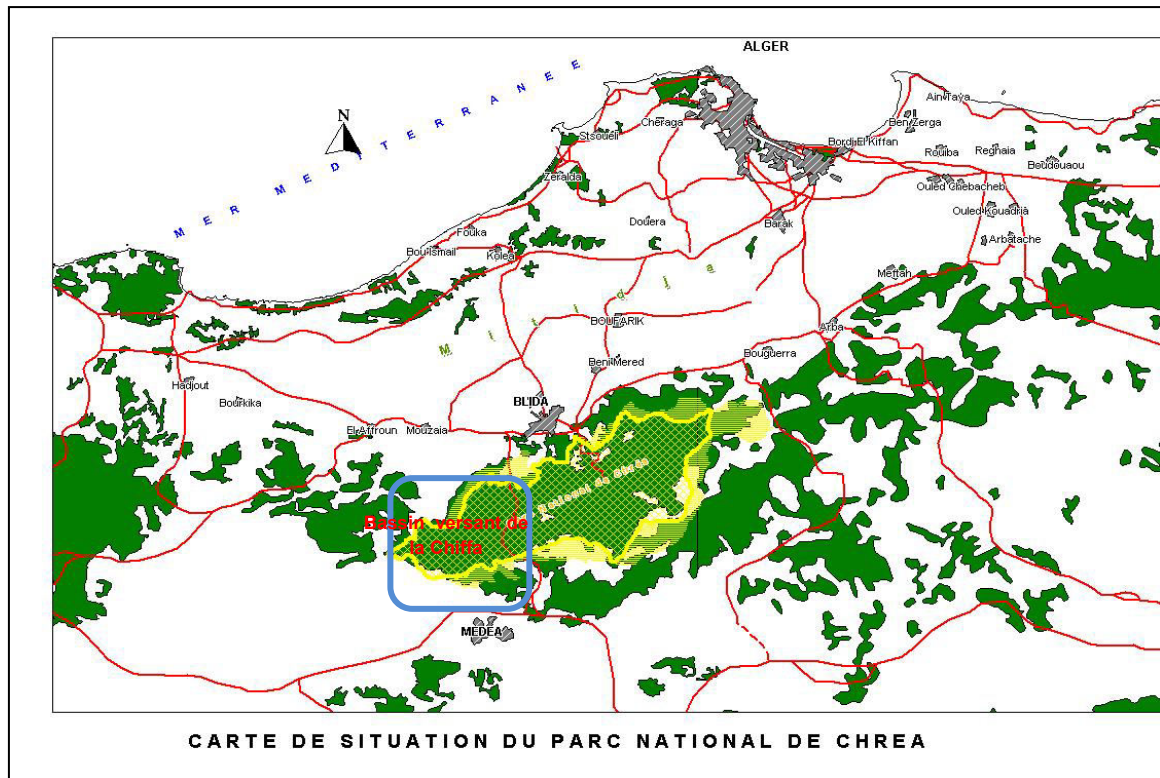


Fig. n° 06 : Carte de situation du sous bassin versant à l'intérieur du Parc National de Chréa (Anonyme, 2005).

III.1.2. Relief

S'étalant sur les flanes Nord et Sud de l'atlas blid en, le PNC regroupe une région montagneuse dans le plus culminant est   1627m   Koudiatte Sidi Abdelkader.

L'atlas forme un véritable écran aux précipitations venant du Nord-Ouest en créant un déséquilibre qui est fortement visualisé sur le paysage avec un couvert végétal dense sur le versant Nord et beaucoup moindre sur le versant Sud.

Trois ensembles topographiques biens distincts dominant le territoire du PNC :

- Le premier ensemble concerne l'anticlinal de l'atlas blind en formant un chaineau montagneux constitue d'Ouest en Est par Djebel Tamezguida (1386m), Djebel Djema (1448m), Djebel Gueroum ne (1627m) et Djebel Ferroukha (1498m).
- Le deuxième concerne les contreforts partant de la ligne de crête principale et s'orientent :
 - Vers le Nord, Draa Tigounatine, Djebel Ferraoun, et Draa du Djebel ferroukha, forment les principaux contreforts de cet ensemble.

- Vers le sud, Djebel Sidi Mohamed, Koudiat Alloua, Kalla Beni Moussa, forment des contreforts plus réduits caractérisant le faiblement inclinées de surfaces assez importantes. (Anonyme, 2005).
- La troisième concerne des zones relativement plates et faiblement inclinées de surfaces assez importantes (Anonyme, 2010).

III.1.3. Géologie

Le massif de Blida sur lequel s'étend le PNC fait partie des zones externes de la chaîne alpine en Algérie. Il se situe au sud des massifs anciens Kabyles et celles du Chenoua et de Bouzaréah, séparé par le synclinal paléo quaternaire de la Mitidja, se compose presque entièrement de schistes présents sur la quasi-totalité des versants septentrionaux d'âge Crétacé inférieur sans fossiles, d'épaisseur de plus de 100 m environ d'éboulis de pentes de même origine. Elles se prolongent régulièrement vers le Sud-Sud Est sous des argiles variant entre 40 et 60% et forment la base sur laquelle se sont accumulés les dépôts des terrains postérieurs : calcaires marneux, grès, argiles sableuses et conglomérats.

Les différentes formations de la série stratigraphique décrites par Blés et al (1972) et leurs caractéristiques lithologiques sont :

- Calcaire de l'oued El Kebir (jurassique supérieur), il s'agit de calcaires massifs cristallins parfois gréseux et parfois dolomitique.
- Schistes grés et calcaire de la Chiffa.
- L'Argile de Takitount (Albien supérieur, crétacés moyen), dans cette formation il y a une alternance des argileux schisteuses et des grés ferrugineux.
- Calcaires et marnes de Djebel Mohamed (Albien supérieur, crétacés moyen) dont lequel alternent des calcaires argileux et des marnes.
- Marnes calcaires de Douar El Hadjerat Msennou (paléocène et éocène inférieur), (Anonyme, 2005).

III.1.4. Pédologie

L'évolution du sol est liée aux conditions écologiques prépondérantes. Selon Bouaoune (1996), l'atlas blidéen présente une uniformité lithologique schisteuse par contre il est très diversifié sur le plan pédologique qui varie selon la topographie et le type de végétation.

Selon Killian (1957) « les sols de massif de Chréa sont toujours d ecalcaris e même si la roche mère est calcaire ».

D'après Nedjahi (1988), près de Chréa, les sols sont insatur es acides, et humifères, leur teneur en matière organique est toujours supérieur à 25 (Anonyme, 2005). Les basses températures ralentissent la pédogenèse ainsi, les sols du massif Blidéen sont constitu es d'éléments grossiers et la plupart des pédologues s'accordent pour les considérer comme jeunes et peu évolues (Boutaleb, 1998), et les analyses effectuées par le CNRF (1977), in Halimi (1980) montrent que sur le piémont, les terres arables, sont silico-argileux, on y trouve moins d'éléments grossiers.

III.1.5. Réseau hydrographique

La PNC présente de part sa position géographique, des potentialités hydriques importantes (zone très arrosée).

La composante hydrographique de ce territoire est divisée en deux grandes parties appartenant aux bassins versant des Oueds El Harrach (s'étendant sur 12.450 ha) et Mazafran (s'étendant sur 14.137 ha).. A partir de la ligne de partage des eaux constituées par l'anticlinal de l'Atlas Blidéen, on distingue :

- Sur le versant septentrional : une série d'oueds d'orientation générale Sud Nord, issues de bassin versant d'ampleur réduite, constituée en partie amont par une série de ramifications et déversant leurs eaux dans une artère de drainage provenant des ruissellements du bassin versant.
- Sur le versant méridional : vers l'Ouest, le bassin versant
- Merdja, d'orientation Est Ouest est un affluent de l'oued Chiffa.

Vers l'Est, le bassin versant de l'Oued Mektaa, de l'Oued Haouch d'orientation générale d'Ouest vers l'Est, il collecte les eaux des oueds Kerrouche, Ozegra, Takikount (BNEF, 1984).

Le bassin versant de l'Oued Mazafran (bassin versant de la Chiffa) draine quant à lui un chevelu hydrographique d'une longueur de 280 km linéaires soit une densité hydrographique de 31 ml/ha. L'Oued Chiffa est l'axe hydrographique principal (Anonyme, 2015).

Ainsi il serait caractérisé par la présence : d'innombrables chutes et cascades d'eau (Od Chiffa, Od Merdja, Od El Djir, Od Boumaâne

- de réserves naturelles d'eau (Oued Merdja, Oued Chiffa, Oued El Harrach,...)

- d'un lac de haute altitude situé à 1230 m au niveau du Djebel Tamesguida. Il s'étend sur 08 ha et renferme une importante richesse aquacole.

- de nombreuses sources et points de résurgences d'eau (Anonyme, 2015).

Leur capacité varie entre 80 et 100 m³. La région d'El Hamdania est ainsi, la plus riche en eau captée. Cette eau est utilisée par les riverains pour leurs besoins domestiques et pastoraux et aussi utilisée par les services de protection forestière dans la lutte contre les incendies de forêt.

Les eaux déversées par l'oued Chiffa dans l'oued Mazafran, forment une plus grande étendue et regroupent plusieurs zones.

- La zone Nord: Drainée essentiellement par oued el Kébir qui se déverse dans l'oued Chiffa. Ses principaux affluents sont : Oued Bou Arfa, oued Belkous, oued Massouma. D'autres oueds se déversent directement dans l'oued Chiffa qui draine cette zone du parc. Il s'agit notamment des oueds Asselgou et Daddach qui proviennent de djebel Djamaa Draa. Quant aux oueds Chemin et Krémis, leurs eaux sont en grande partie déversées dans la plaine (Anonyme, 2015).

- La zone Sud: Les eaux situées à l'Est de l'oued Chiffa constituent l'origine de l'oued Merdja, principal collecteur des eaux de la région. Elles sont déversées dans l'oued Chiffa, qui sont principalement alimentées par les oueds Boughadou, Raha, et Boufellous. Les eaux de la tranche sud de cette zone sont collectées par oued el Kébir, lequel draine les eaux des oueds Ahmed Cheikh, Tamda, Ousebaa, et Bourkiza. (Anonyme, 2015).

- La zone de l'extrême Ouest: Une grande partie de ses eaux proviennent en grande majorité du massif de Mouzaia, à travers oued el Kébir, oued Sidi Bouabdellah, et oued Erraine. Elles sont ensuite collectées au niveau de l'oued Mouzaia. Ces oueds drainent principalement la partie Sud du massif. Les eaux des versants nord et Est du djebel Mouzaia sont collectées par les oueds Tennefas,

Tamezguida, et Messaoud. Tous ces oueds se déversent dans l'oued Chiffa (Anonyme, 2010).

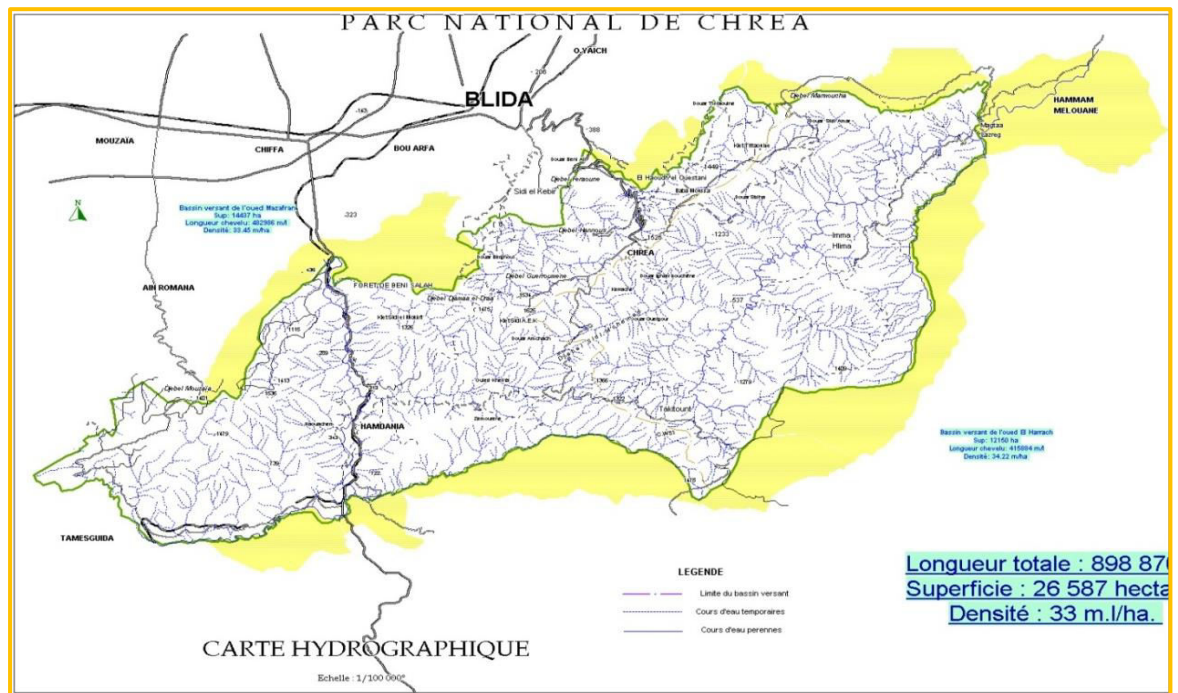


Fig. n°07 : Carte hydrographique du PNC (Anonyme, 2005).

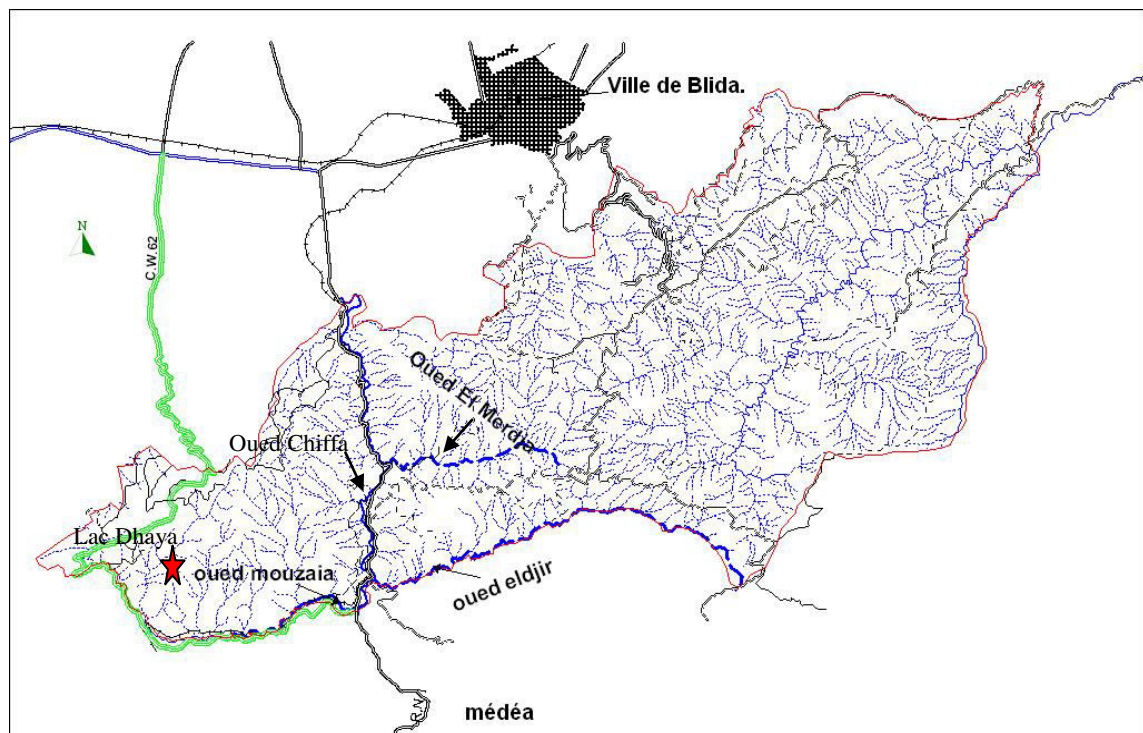


Fig. n°08: Localisation des stations d'étude secteur El Hamdania (Anonyme, 2010).

III.1.5.1. Les Gorges de la Chiffa et le Ruisseau des Singes

Entaillées dans les substrats profonds de l'atlas tellien, les gorges de la Chiffa serpentent transversalement la zone occidentale du Parc national de Chréa en un trac e sinueux suivant subparall element le cours de l'Oued Chiffa .Elles sont traversées du nord au sud par la route nationale n 1 reliant en un trafic très dense, la frange centro-tellienne du pays à sa partie méridionale.

Les Gorges de la Chiffa soutiennent de luxurieux endroits riches en cascades d'eau et en sculptures paysagères grotesques et incisives à la fois.

C'est un site fréquenté par une population citadine recherchant sur les lieux les plaisirs de l'eau et surtout la découverte du singe magot et l'observation de ses m eurs.

En effet elles constituent par ses caractéristiques l'habitat du singe magot où on le rencontre tantôt en groupes ou à l'état isolé de part et d'autre de la route nationale n  1.

III.1.5.2. Oued El Djir

Situé dans le sud du parc national de Chréa, il est considéré comme une limite naturelle du parc d'un côté, est une rivière secondaire versant dans l'oued Chiffa de l'autre coté. Ce cours d'eau appartient à la commune d'El Hamdania. c'est une eau min ralis e (750 mg/l), elle est capt e à 200m de la station de traitement Chiffa, et exploit e à raison de 2000m³/jour environ. (Anonyme, 2013).



Fig. n 09 Oued El Djir (Anonyme, 2013).

III.1.5.3. Oued El Merdja

Situé dans l'ouest du parc national de chréa, il se trouve dans la région d'El Hamdania et alimente en eau potable à hauteur de 5000 m³ par jour la ville de Médéa.

L'eau brute d'Oued El Merdja a des propriétés physico-chimiques d'une eau minérale (350 mg /l) c'est une eau propre qui nécessite pas de traitement chimique. Une stérilisation au chlore est suffisante. Cette eau est captée pour être refoulée a la station de traitement Chiffa (Anonyme, 2013).



Fig. n°10 Oued El Mérdja (Anonyme, 2013).

III.1.5.4. Oued Mouzaia

Situé dans le sud du parc national de Chréa, il est considéré comme une limite naturelle du parc, de ce côté, est une rivière secondaire versant dans le oued Chiffa, il appartient à la commune de Tamezguida. Ce cours d'eau est exploité par L'ADE Médéa à hauteur d'environ 4000 m³ / jour.

C'est une eau moyennement minéralisée (410mg/l) et très propre a la source. elle est captée au niveau de la station de traitement Chiffa. (Anonyme, 2013).



Fig. n°10 Oued Mouzaya (Anonyme, 2013).

III.1.5.5. Lac de Tamazguida

Le lac tamesguida se situe à 90 km au nord-ouest à 1256 m d'altitude, de la capitale Alger et à 12 km au sud-est de la wilaya de Médéa d'une latitude: 36°21'58.33" et longitude: 2°41'31.56". Accessible par la route nationale 1 et situé à l'extrémité est du pic de Mouzaia, citué, à l'est la vallé de Bou Roumi et de la chiffa, au sud l'entrée de la ville de Médea, la vallée de Oued Harbil et, à l'ouest, une partie du haut Chellif, classé réserve mondiale de la biosphère en 2003.

Le bassin versant de ce lac présente un caractère endoréique, dont l'altitude de la ligne de partage des eaux varie entre 1230m à 1400m. Il s'étend sur une superficie de 90 hectares. Le couvert végétal caractéristique d'un milieu humide se compose d'une chênaie mixte de chêne Zeen et de chêne vert des aulnes, des saules, merisiers, frênes, érables, aubépiniers, muriers, micocouliers.



Fig. n°11 Superficie et localisation du Lac Tamazguida (Anonyme, 2013).

III.2. Etude climatique et bioclimatique

III.2.1. Cadre climatique

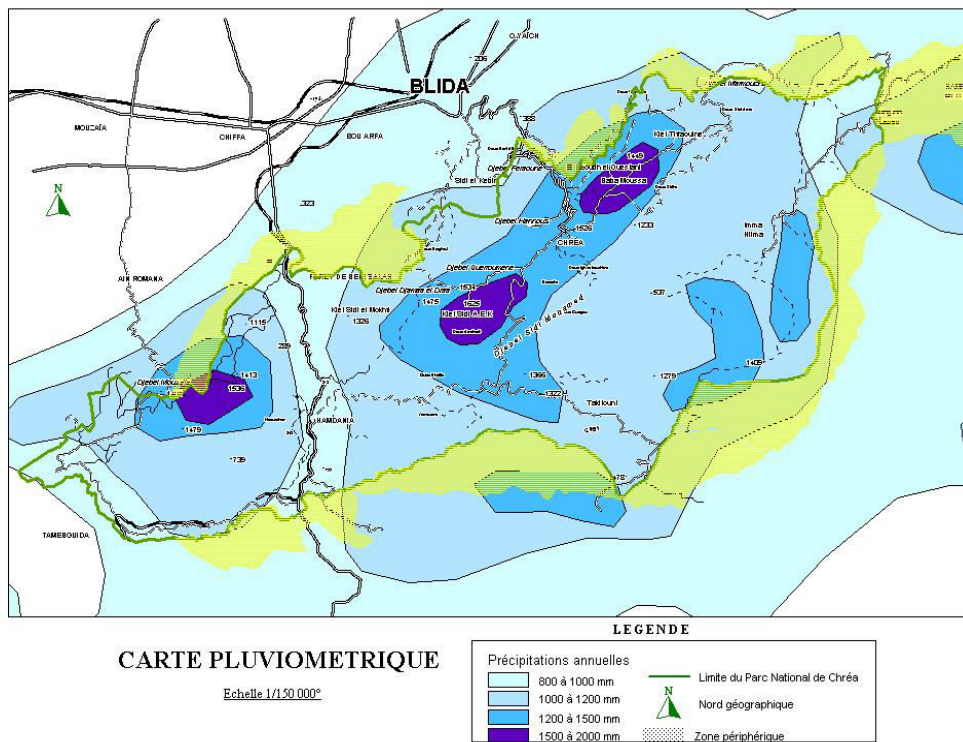


Fig. n°12 : Carte pluviométrique du PNC

Le Climat est la combinaison de plusieurs éléments physiques, tel que les températures, les précipitations et autres, qui agissent sur la structure et la répartition de la végétation (Boutaleb, 1998).

Stations	Longitude	latitude	Altitude(m)	Emplacement de la station	Période d'observation
Chréa	2°53'	36°25'	1550	Montagne	(1950-1958) (1960-1962)
Blida	2°50'	36°28'	267	Piémont	(1913-1962)
ElHamdania	2°47'	36°22'	360	/	/
Médéa	2°44'	36°17'	1030	/	(1995-2004)

Tab n 01 Situation géographique des stations météorologiques

III.3. L'opération de traitement des eaux du bassin

Ces cours d'eau du Bassin versant de la Chiffa, prennent naissance sur les hauteurs des monts de Chréa et celui de Tamezguida.

Et après avoir parcourus des kilomètres, les eaux du bassin sont capt es en aval au niveau des stations de captage par l'intermédiaire d'infrastructures adapt es qui les traitent d'abord pour les débarrasser de toutes substances nuisibles grâce à des techniques appropri es; et pour la rendre consommable, l'eau subit en fin de traitement une opération de destruction des micro-organismes pathogènes et les substances toxiques à l'aide du chlore. (Anonyme 2005).

III.4.Pompage et distribution

L'eau trait e et d sinfect e, est ensuite refoul e à partir de la station de traitement et de pompage de Haouch El Messaoudi (capacité de traitement 10300 m³/j), situ e à environ 480m par rapport à la mer, vers un grand réservoir tampon de capacité 10000m³ situé à environ 950m sur les hauteur de la ville de Médéa par l'intermédiaire de stations de pompage, dites "de relai ". Toutes ces infrastructures nécessitent un entretien en continu de la part des services de l'hydraulique et de l'ADE, ce qui rend le prix de revient de l'eau de plus en plus cher. Ces eaux, capt es, trait es et transport es, sont ensuite distribu es aux consommateurs par l'intermédiaire de réservoirs de distribution par gravité (Anonyme 2005).

CHAPITRE I : Matériels et méthodes

I.1.Objectif

Notre présent travail, consiste en une contribution à l'étude de l'effet de la qualité d'eau sur la disponibilité de l'entomofaune aquatique dans le **sous** bassin versant de la Chiffa en vu d'établir :

- Les caractéristiques physico chimiques et bactériologiques de l'eau des différentes stations explorées.
- La dynamique spatio-temporelle et identification des taxons capturés.
- La diversité spécifique, l'abondance relative ainsi que la fréquence d'occurrence des taxons rencontrés.
- La disponibilité des taxons inventoriés en fonction des types de plans d'eau.

I.2. Choix de la zone d'étude

Compte tenue de la diversité des biotopes des systèmes hydrographiques, le choix des biotopes s'est porté essentiellement sur un grand bassin situé dans la partie ouest du parc national de Chréa, très connue par son importance écologique et sa diversité, afin de nous permettre d'explorer le maximum de biotope au sein de ce dernier.

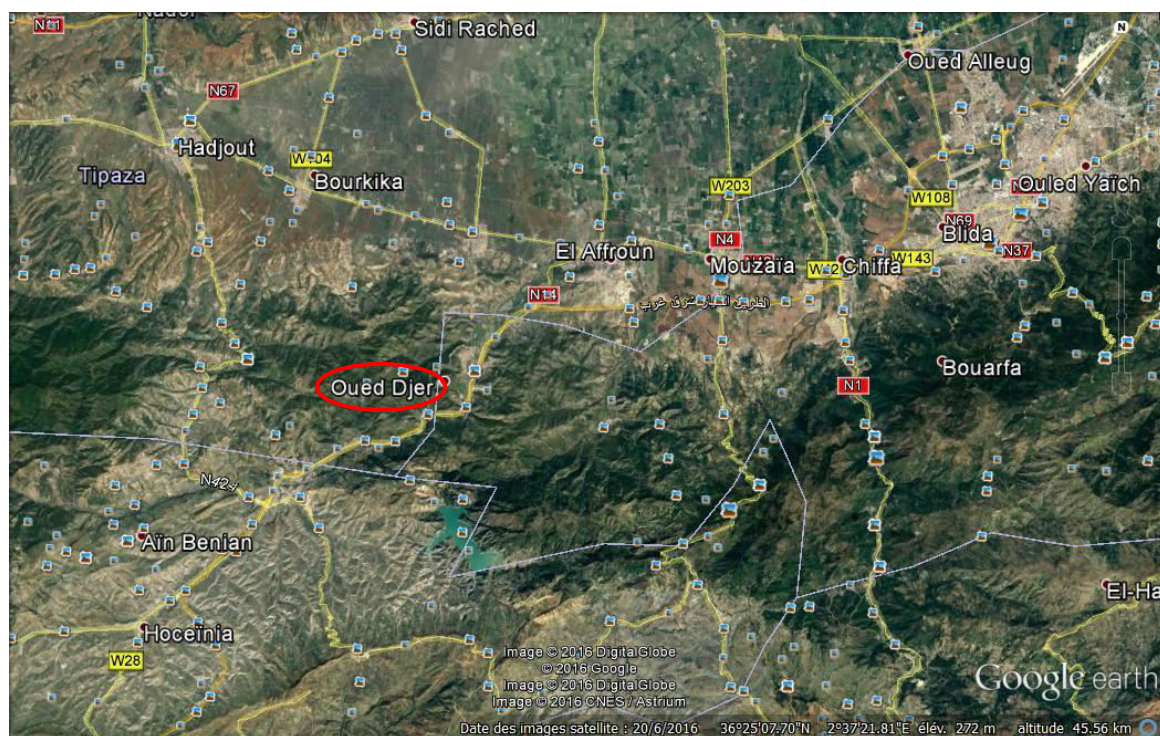
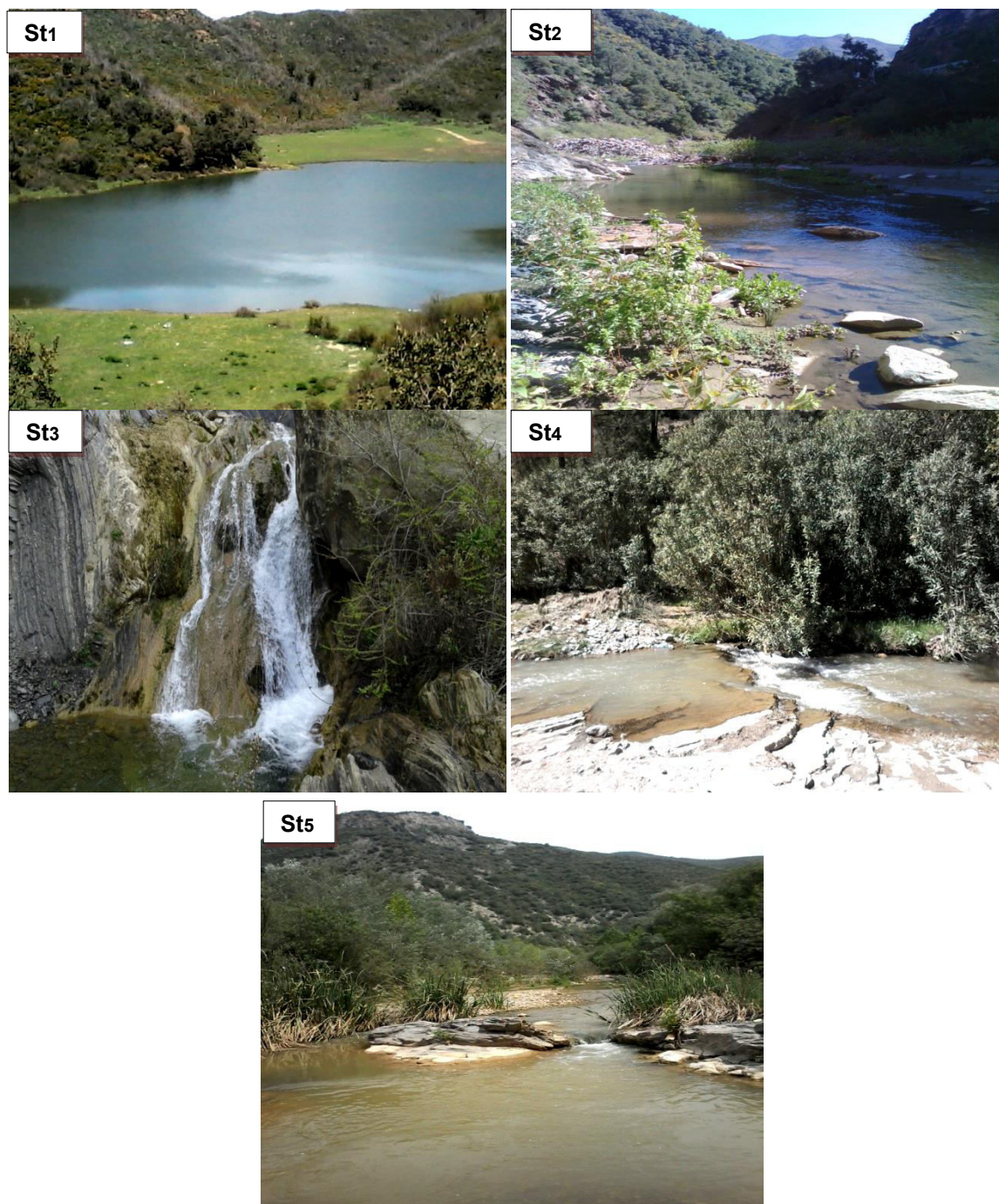


Fig. n°13 : Présentation de la zone d'étude (google earth, 2016).

Dans cette optique nous avons sélectionné cinq stations au niveau du secteur d'El Hamdania représentés essentiellement par «Lac Tamezguida, Oued Chiffa Oued El Merdja, Oued Mouzaia, Oued El Djir »et qui ont pu être retenue en fonction de leurs accessibilités et intérêts écologique certains. Pour réaliser et mener bien cette étude, cinq stations ont été choisies sur le lit de bassin versant en tenant compte d'un certain nombre de critères tel que l'accessibilité, sens d'écoulement, nature d'eau, sources de pollution, biodiversité faunistique et floristique connues d'après les nombreuses recherches réalisés au niveau du Parc national de chéra. (Fig. n°14).



A: Lac Tamezguida, B: Oued Chiffa, C: Oued El Merdja, D: Oued Mouzaia E: Oued El Djir (El Hamdania).

Fig. n°14 : Présentation des cinq stations prospectées au niveau du sous bassin versant de la Chiffa (originale, 2016)

I.3. Synthèse climatique

A l'aide du diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausson et du climagramme pluviométrique d'Emberger, nous allons essayer de dégager

certaines caractéristiques du climat de notre région d'étude à partir desquelles nous pouvons interpréter nos résultats du terrain.

I.3.1. Climagramme d'Emberger

L'indice d'Emberger permet la caractérisation des climats et leur classification dans l'étage bioclimatique. Cet indice est calculé par le biais du coefficient pluviométrique adopté par Stewart (Stewart, 1978) et obtenu par la formule qui suit :

$$Q_2 = 3,43(P / (M - m))$$

Avec :

P : La pluviométrie annuelle (mm).

M : La moyenne des températures maximales du mois le plus chaud.

m : La moyenne des températures minimales du mois le plus froid.

La température moyenne minimale du mois le plus froid, placée en abscisses et la valeur du coefficient pluviométrique Q_2 placée en ordonnées, donnent la localisation de la station météorologique choisie dans le climagramme.

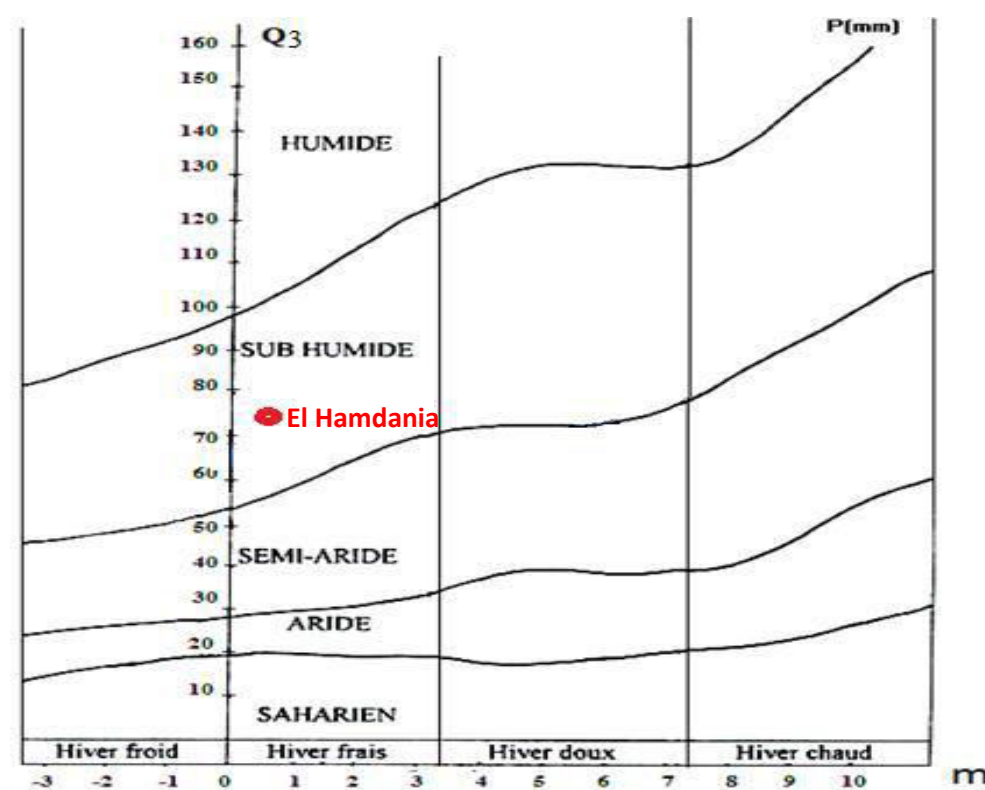


Figure 15 : Localisation de l'étage bioclimatique des 05 stations étudiées au niveau du sous bassin Versant de La Chiffa sur le climagramme d'Emberger (2006-2015).

I.3.2. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen

Le diagramme Ombrothermique sert à refléter une image du climat. Selon Bagnouls et Gaussen (Djazoz, 1985). Le mois est défini comme étant sec lorsque la somme des précipitations moyennes (**P**), exprimées en millimètres (mm), est inférieure au double de la température de ce mois ($P / 2T$).

La moyenne des températures minimales mensuelles la plus basse se situe au mois de Janvier de l'année 2015 avec une température de 5,9°C, et la moyenne des températures maximales mensuelles la plus haute se situe au mois de Juillet de l'année 2015 de 28,1°C (Tableau 02).

Les précipitations mensuelles du bassin versant est le même que celui du secteur d'El Hamdania qui ont un régime typiquement méditerranéen avec un maximum en hiver et un minimum en été, et varient entre 600 et 900 mm en fonction de la région considérée (localisation géographique et l'altitude) (Mutin G, 1977) Cette distribution inégale des précipitations au cours du cycle annuel et l'alternance saison humide et saison sèche joue un rôle régulateur des activités biologiques de l'entomofaune aquatiques s.

Dans la plaine d'El Hamdania le cumul des précipitations pour l'année 2015 est de 865,5 mm. Le mois le plus pluvieux est Février avec 301.6mm, suivi par Janvier Avec 142.7mm. Le mois le plus sec est Avril avec 0,00mm (Tableau2). La synthèse climatique s'accomplit de deux façons complémentaires. Elle implique la construction du diagramme ombrothermique de Gaussen (Figure 15) et celle du climagramme pluviométrique d'Emberger. Nous avons défini l'étage bioclimatique pour notre région d'étude et qui se situe dans l'étage sub - humide à hiver frais pour les dix ans de 2006 à 2015 (Figure 16).

Mois	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
M. (° C.)	16,7	13,2	20,7	25,4	35,6	35,3	40	38	33,3	30,6	21,6	20,2
m. (° C.)	-1,4	-3	3	5,6	7,5	10	19,4	16	12	5,5	0	4
M. + m. / 2 (° C.)	5,9	4,0	9,3	15,3	19,1	21,5	28,1	26,1	19,9	16,3	11,3	10,6
P (mm)	142.7	301.6	47.3	0.0	18.9	19.0	0.2	12.2	81.9	37.9	32.5	0.3

Tab n° 2 : Température mensuelle moyenne, maxima et minima et précipitations de l'année 2015 secteur d'El Hamdania (ONM, 2015).

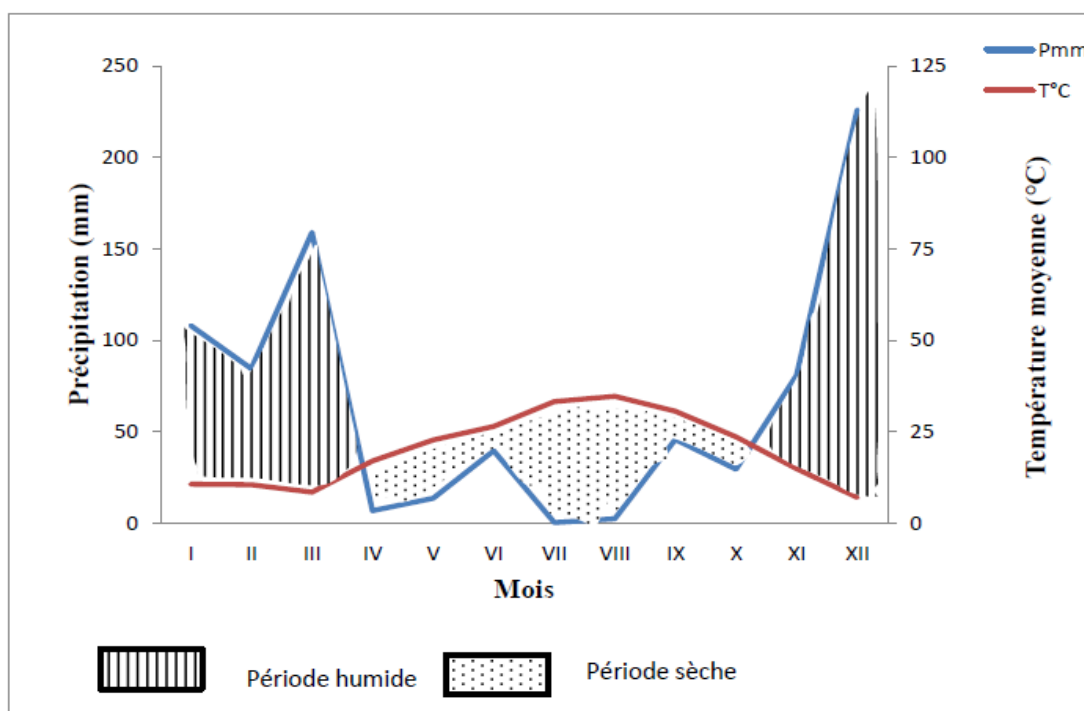


Fig.16: Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gausson du secteur d'El Hamdania durant l'année 2016.

I.4. Méthodologie d'étude

Pour la réalisation de cette étude, nous avons effectué deux prélèvements d'échantillons d'eau, ainsi qu'un inventaire biologique (insectes aquatiques) durant les deux périodes (hivernale et printanière).

Pour cette étude quantitative, l'entomofaune aquatique du bassin a été prélevé dans les 5 stations (St1, St2, St3, St4 et St5), réalisées mensuellement avec une fréquence hebdomadaire en 21 sorties entre janvier et début juin 2016, au cours des journées ensoleillées selon le calendrier de sortie suivant :

Sortie Stations	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18	S19	S20	S21	
St 1		Visite de la Station St 1					Visite de la Station St 1	Visite de la Station St 1			Visite de la Station St 1		Visite de la Station St 1	Visite de la Station St 1								
St 2	Visite de la Station St 2		Visite de la Station St 2	Visite de la Station St 2	Visite de la Station St 2	Visite de la Station St 2			Visite de la Station St 2	Visite de la Station St 2		Visite de la Station St 2			Visite de la Station St 2	Visite de la Station St 2	Visite de la Station St 2	Visite de la Station St 2	Visite de la Station St 2	Visite de la Station St 2	Visite de la Station St 2	Visite de la Station St 2
St 3	Visite de la Station St 3		Visite de la Station St 3	Visite de la Station St 3	Visite de la Station St 3	Visite de la Station St 3			Visite de la Station St 3	Visite de la Station St 3		Visite de la Station St 3			Visite de la Station St 3	Visite de la Station St 3	Visite de la Station St 3	Visite de la Station St 3	Visite de la Station St 3	Visite de la Station St 3	Visite de la Station St 3	Visite de la Station St 3
St 4		Visite de la Station St 4					Visite de la Station St 4	Visite de la Station St 4			Visite de la Station St 4		Visite de la Station St 4	Visite de la Station St 4								
St 5	Visite de la Station St 5		Visite de la Station St 5	Visite de la Station St 5	Visite de la Station St 5	Visite de la Station St 5			Visite de la Station St 5	Visite de la Station St 5		Visite de la Station St 5			Visite de la Station St 5	Visite de la Station St 5	Visite de la Station St 5	Visite de la Station St 5	Visite de la Station St 5	Visite de la Station St 5	Visite de la Station St 5	Visite de la Station St 5

Tab n°03 : Calendrier de sorties effectuée durant la période d'étude

I.5. Etude de l'entomofaune aquatique

I.5.1. Méthodes d'échantillonnage (Méthodes appliquées sur terrain)

I.5.1.1. Le filet fauchoir

Ce matériel permet la capture des invertébrés aquatiques. Il est constitué par un bâti et par un filet fait d'une toile suffisamment perméable pour permettre d'attraper des insectes aquatiques, Il est constitué traditionnellement d'un cercle de fer de 30cm de diamètre, sur lequel est montée une poche en toile de tulle. Une manche assez courte de 2,5cm de diamètre et de 1,50m de longueur, Le vide de maille de la poche est de 1 mm, ce qui permet, de retenir de très petits insectes aquatiques. Pratiquement indéchirable, elle est imputrescible et comme elle n'absorbe pas l'eau, elle sèche très vite, à signaler que la poche en toile est trop fragile, se déchire facilement lorsqu'elle est humide, elles laissent passer tous les organismes aquatiques de taille inférieure à 2 mm.

Pour la manipulation avec le filet il faut le plonger dans l'eau du micro-habitat choisi, remue et tirer en filtrant les bêtes qui se font piéger. Faire attention de ne pas récolter trop de végétaux pour encore distinguer facilement les individus dans le filet et le récipient.



A : Utilisation du filet fauchoire : B : Photos du filet fauchoire

Fig. n°17 Echantillonnage avec filet troubleaux(ou filet fauchoire) (originale, 2016).

I.5.1.2. Méthode Collecte à la main

Souvent la méthode la plus simple et la plus rapide pour échantillonner des insectes qui vivent à la surface des plantes à côté des pierres en particulier, consiste à faire des observations directes lors de chaque sortie et prélever au hasard des échantillons, elle est utilisée dans notre étude pour la collecte des larves aquatiques car certaines larves sont extrêmement fragiles et la manipulation devient vite une catastrophe : pattes arrachées, cerques endommagés... inévitablement d'un problème de détermination. L'utilisation de pinces en métal plates et souples résout ce problème, la manipulation de gros insectes (coléoptères en général) ne pose aucun souci car ils se trouvent à l'état adulte.

I.5.2. Méthodes utilisées au laboratoire

I.5.2.1. Pré-tri et conservation des échantillons

Sur le terrain, les organismes capturés, sont déposés dans un bassin blanc avec de l'eau de stations pour faciliter leur mobilité ainsi leur capture et aussi afin d'éliminer les éléments les plus grossiers (petites pierres, fragments du bois et feuilles des végétaux).

A l'aide des pinces entomologiques, nous avons procédé à introduire délicatement ces organismes dans des récipients en plastiques contenant du formol 10 % et ceci pour les fixer, à l'exception de certains taxons déterminés comme les larves qui sont très délicat et se détériorent facilement.

I.5.3.2. Tri et Identification de l'entomofaune aquatique au laboratoire

Au laboratoire, les échantillons conservés dans des récipients étiquetés par station sont rincés abondamment à l'eau claire dans des boites de pétri, le tri et l'identification est faite sous la loupe binoculaire. Ce même outil a servi à la détermination et au comptage des organismes (nombre total de taxons recensés, nombre d'individus par taxon).

I.5.3.3. Détermination et conservation des espèces entomofauniques

Après avoir récolté les taxons, ces derniers sont déterminés au laboratoire de Zoologie, au niveau du département de Biotechnologie, Faculté des sciences de la Nature et de La Vie à L'Université SAAD Dahleb De Blida. La reconnaissance est faite sous une loupe binoculaire, ou la détermination des

spécimens récoltés est réalisée en faisant appel à des ouvrages, collections et clés de détermination suivant :Tachet et al. (2000), Chaumeton et al., (2002) ainsi que celui de Bouchard, (2004), guide pratique d'identification des macroinvertébrés benthiques des cours d'eau de Nathalie Mary.

I.6. Echantillonnage de l'eau des stations

Les analyses ont été effectuées au niveau de l'ADE : Algériennes des eaux de la wilaya de Médéa, durant les deux périodes hivernale et printanière.

I.6.1. Techniques d'échantillonnage

Le matériel de prélèvement doit faire l'objet d'une attention particulière. L'emploi de flacons neufs en verre borosilicaté de préférence bouchés émeri ou le cas échéant avec des bouchons en polyéthylène ou en téflon maintenus pendant 1 heure dans l'eau distillée puis séchés.

Pour les analyses microbiologiques, les flacons utilisés doivent assurer une fois bouchés, une protection totale contre toute contamination. Avant l'usage, les flacons doivent être soigneusement lavés, puis rincés à l'eau distillée, car il ne doit rester aucune trace d'un éventuel détergent ou antiseptique. Les flacons en verre seront stérilisés par la chaleur, soit à l'autoclave à 120°C pendant 1 heure, soit au four Pasteur à 180°C pendant 1 h 30. En présence d'une eau traitée par un oxydant, il faut ajouter avant stérilisation 5 gouttes d'une solution de thiosulfate de sodium à 10%. Pour la présente étude, des flacons de 500 ml en verre sont utilisés.

Durant les prélèvements, les flacons sont rincés trois fois avec de l'eau à analyser puis remplis jusqu'au bord. Le bouchon est placé de telle manière à ce qu'il n'y ait aucune bulle d'air et qu'il ne soit pas éjecté au cours du transport. Les prélèvements s'effectuent dans les meilleures conditions de stérilisation tel que :

- Se laver très soigneusement les mains et les avant-bras, les rincer à l'alcool et les laisser sécher.

I.6.2. Transport et conservation au laboratoire

Afin d'éviter que la teneur initiale en germes des eaux ne risque de subir des modifications dans le flacon, toutes les analyses sont effectuées le plus rapidement possible.

A cet effet, la circulaire du 21 janvier 1960, relative aux méthodes d'analyses bactériologiques des eaux d'alimentation spécifie que «si la durée du transport dépasse 1 heure, et si la température extérieure est supérieure à 10°C, les prélèvements seront transportés dans des glacières dont la température doit être comprise entre 4 à 6 °C. Même dans de telles conditions, l'analyse bactériologique doit débuter dans un délai maximal de 8 heures, après le recueil de l'échantillon. Si exceptionnellement l'analyse doit être reportée, il faut entreposer les échantillons à 4 °C.

Après prélèvement, les échantillons sont transportés aseptiquement à la température de 4°C dans des isothermes à l'obscurité pour assurer une conservation satisfaisante.

I.6.3. Caractéristiques organoleptiques et physico-chimiques et bactériologiques

Les analyses effectuées selon les normes AFNOR et (Rodier ,1996),et sont la température, le pH, le taux de sels dissous, la turbidité, la conductivité électrique, la salinité, la dureté totale, la couleur ,l'odeur, , sodium, potassium, calcium, le manganèse ,le chlorure, le fer, l'alcalinité, et critères chimiques indicateurs de pollutions: l'azote nitreux ,l'ammonium,le nitrate, le sulfate ,le phosphate ammonium et l'indice permanganate ,et les indices bactériologiques :les bactéries coliformes totaux et fécaux ,streptocoques fécaux ,et clostridium.

I.6.3.1. Détermination de l'odeur

Pour obtenir approximativement l'échelle des intensités des odeurs, il est opéré de la façon suivante: dans une première fiole conique mettre 50 ml d'échantillon, dans une deuxième 16 ml, dans une troisième 6 ml et compléter chaque flacon à 240 ml avec de l'eau inodore; dans une quatrième, mettre 240 ml d'eau désodorisée à titre de référence. Pour être complète, la détermination est effectuée à froid (25°C) et à chaud (60°C) après chauffage sur plaque ou dans un bain-marie. Ne pas faire varier la température de plus de 1 degré au cours d'une

opération. Secouer chaque flacon 3 ou 4 fois avant de sentir pour caractériser le type d'odeur.

I.6.3.2. Détermination de la couleur (examen visuel)

Cette méthode rapide donne une première indication sur la coloration apparente de l'eau. C'est la seule qui puisse être utilisée sur le terrain de manière simple. Elle consiste à placer l'échantillon à analyser non filtré dans une bouteille incolore, de préférence en verre, propre d'au moins un litre, d'examiner l'intensité de la couleur et la teinte de l'échantillon sous lumière diffuse sur un fond blanc. Si l'échantillon contient des matières en suspension, le laisser, si possible décanter avant examen.

I.6.3.3. pH

La détermination électrométrique du pH s'effectue par mesure de la différence de potentiel entre une électrode en verre et une électrode de référence (calomel-KCl saturé) plongeant dans une même solution.

Cette différence de potentiel est une fonction linéaire du pH de la solution. Selon la loi de Nernst, le potentiel de l'électrode est lié à l'activité des ions H⁺ présents par la relation:

$$E = E_0 + 2,3 \frac{RT}{nF} \log a_H$$

Avec:

E = Potentiel mesuré.

E₀ = Constante dépendant du choix de l'électrode de référence est des solutions internes.

R = Constante des gaz (J/°C).

T = Température absolue (°C).

n = Charge de l'ion.

F = Constante de Faraday (96 500 C).

a_H = Activité de l'ion dans l'échantillon (H⁺). (Voire Annexes 01)

I.6.3.4. La conductivité électrique, salinité, température Taux des sels dessus

La conductivité électrique d'une eau est une mesure du courant électrique conduit par les ions présents dans l'eau. Elle dépend de la concentration, nature des ions, de la température et la viscosité de la solution.

La conductivité d'une solution est définie comme la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm² de surface et séparées l'une de l'autre de 1 cm. Elle est l'inverse de la résistivité électrique. L'unité de la conductivité électrique est le siemens par mètre (S/m) mais est généralement exprimée en micro-siemens par centimètre ($\mu\text{S}/\text{cm}$). (Voire Annexes 01)

I.6.3.5. Détermination de la turbidité (NTU)

La turbidité d'une eau est causée par des matières non dissoutes (limon, argile, algue, grain de silice, micro-flocs ...). Celles-ci atténuent la radiation incidente et les particules insolubles diffusent la radiation de façon inégale. L'appareil employé fonctionne sur le principe de la mesure diffusée. La longueur d'onde de la radiation incidente est de 860 nm comme recommandé dans la méthode ISO 7027 et ce, afin d'éviter l'influence des matières dissoutes absorbant la lumière. La turbidité est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matière non dissoute (Voire Annexes 01).

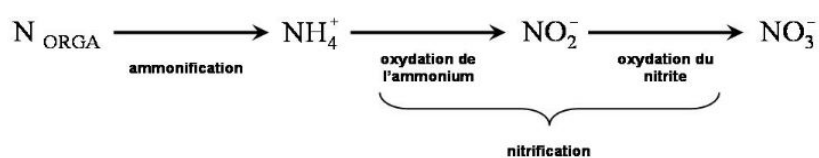
I.6.3.6. Dosage de l'ammonium par spectrométrie à l'aide de salicylate de sodium

Mesurage spectrométrique du composé bleu formé par réaction de l'ammonium avec les ions salicylate et hypochlorite en présence de nitroprussiate de sodium. Les ions hypochlorite sont générés in situ par hydrolyse alcaline du sel de sodium du dichoroisocyanurate de sodium. (Voire Annexes 01)

I.6.3.7. Dosage des nitrites par spectrométrie d'absorption moléculaires

Réaction des ions nitrites présents dans une prise d'essai, à pH 1,9 avec le réactif amino-4 benzène sulfonamide en présence d'aide ortho phosphorique pour former un sel diazoïque qui forme un complexe de coloration rose avec le dichlor-hydrate de N-(naphtyl-1)diamino-1,2 éthane (ajouter avec le réactif amino-4 benzène sulfonamide) mesurage de l'absorbance à 540 nm.

La minéralisation de la matière organique présente dans le sol est réalisée par des micro-organismes. L'azote minéral ainsi produit est ensuite transformée par des bactéries aérobies en nitrates. Cette transformation, appelée nitrification, comporte deux étapes: la nitrification qui produit des nitrites (NO_2^-) et la nitrification qui transforme les nitrites en nitrates. Si les conditions de milieu le permettent, les nitrates seront utilisés par des bactéries anaérobies comme source d'énergie et transformés en azote gazeux. Notons que les nitrates peuvent également s'adsorber et se fixer sur les argiles et humus. Les nitrites sont les sels de l'acide nitreux. L'acide nitreux est un acide instable de formule HNO_2 , la formule de l'ion nitrite est NO_2^- .



(Voire Annexes 01)

I.6.3.8. Détermination du phosphate par spectrométrie à l'aide du molybdate d'ammonium

C'est une réaction des ions orthophosphates avec une solution acide contenant des ions molybdate et d'antimoine pour former un complexe d'antimonyl-phosphomolybdate (Voire Annexes 01).

I.6.3.9. Détermination des sulfates

Les ions sulfates sont précipités et dosés à l'état de sulfate de baryum suivant la réaction : $\text{BaCl}_2 + \text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{BaSO}_4 + 2\text{Cl}^-$ (Voire Annexes 01)

I.6.3.10. Dosage des chlorures-titrage au nitrate d'argent avec du chromate de potassium (Méthode de MOHR)

Réaction des ions chlorures avec des ions argent pour former du chlorure d'argent insoluble qui est précipité quantitativement. Addition d'un petit excès d'ions argent et formation du chromate d'argent brun-rouge avec des ions chromates qui ont été ajoutés comme indicateur. Cette réaction est utilisée pour l'indication du virage. Durant le titrage, le pH est maintenu entre 5 et 9.5 afin de permettre la précipitation (Voire Annexes 01).

I.6.3.11. Détermination de l'alcalinité titre alcalimétrique simple (TA) et titre alcalimétrique complet (TAC)

I.6.3.11.1. Définition

Détermination des volumes successifs d'acide fort en solution diluée nécessaires pour neutraliser, aux niveaux de pH 8.3 et 4.3, le volume d'eau à analyser. La première détermination sert à calculer le titre alcalimétrique (TA), La seconde à calculer le titre alcalimétrique complet (TAC) (Voire Annexes 01).

I.6.3.11.2. Abréviation

TA : titre alcalimétrique.

TAC : titre alcalimétrique complet.

Dosimat : un distributeur automatique (Voire Annexes)

I.6.3.12. Dosage des nitrates par spectrométrie d'absorption moléculaire

En présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitro-salicylate de sodium, coloré en jaune et susceptible d'un dosage colorimétrique. (Voire Annexes 01)

I.6.3.13. Dosage du calcium : Méthode titrimétrique à l'EDTA

Titration des ions calcium avec une solution aqueuse de l'EDTA à un pH compris entre 12 et 13. L'indicateur utilisé est le murexide, qui forme un complexe rose avec le calcium.

Lors du titrage, l'EDTA réagit avec les ions calcium, l'indicateur vire alors de la couleur rose à la couleur violet. (Voire Annexes 01)

I.6.3.14. Dosage de la somme du calcium et magnésium par méthode titrimétrique à l'EDTA

Titration par complexométrie des ions calcium et magnésium avec une solution aqueuse de sel disodique d'acide éthylène-diamine tétraacétique (EDTA) à un pH de 10. L'indicateur utilisé est le noir ériochrome T, qui donne une couleur rose en présence des ions calcium et magnésium.

Lors du titrage avec l'EDTA la solution vire au bleu. (Voire Annexes 01)

I.6.3.15. Dosage du fer et du potassium par spectrométrie à la phénantroline-1.10

Addition d'une solution de phénantroline-1.10 a une prise d'essai et mesurage photométrique du complexe rouge- orange à une longueur d'onde de 510 nm.

Le complexe fer (II- phénantroline-1.10 est stable dans l'intervalle de pH de 2.5 à 9 et l'intensité de la coloration est proportionnelle à la quantité du fer(Voie Annexes 01).

I.6.3.16 Détermination du manganèse par spectrométrie d'absorption moléculaire à la formaldoxime

C'est une réaction des ions manganèses avec une solution de formaldoxime susceptible de former un complexe rouge orangé mesurable à la longueur d'onde de 450 nm dans un domaine de pH situé entre 9.5 et 10.5(Voie Annexes 01).

I.6.3.17. Détermination de l'oxydabilité au permanganate de potassium- - Méthode à chaud en milieu acide

L'indice de permanganate d'une eau est la concentration en masse d'oxygène équivalente à la quantité d'ions permanganates consommée quand un échantillon d'eau est traité par le permanganate dans les conditions définies.

L'échantillon d'eau est en présence d'une quantité connue de permanganate de potassium et d'acide sulfurique pendant une période donnée (10 minutes). Une partie du permanganate est réduite par les matières oxydables de l'échantillon. L'excès de permanganate est déterminé par addition d'un excès d'oxalate, suivie par un titrage de l'oxalate en excès par du permanganate (principe du titrage en retour) (Voie Annexes 01).

I.6.3.18. Détermination des résidus secs

Evaporation au bain d'eau bouillante d'un volume d'eau choisie en fonction des quantités de matières fixes présentes, dessiccation à l'étuve à température donnée et pesée du résidu.

□ Le résidu sec à 100-105 °C

Résulte de l'évaporation simple de l'eau mais aussi de l'évaporation, en totalité ou en partie, de l'eau occluse et de l'eau de cristallisation des sels ; des pertes en dioxyde de carbone peuvent résulter de la transformation des bicarbonates en carbonates.

Il peut y avoir, en outre, une perte plus au moins négligeable de matières organiques.

□ Le résidu sec à 175-185 °C

Peut encore résulter de la perte d'eau de cristallisation, en particulier si des sulfates sont présents ; la presque totalité de l'eau occluse est éliminée, les bicarbonates sont transformés en carbonates, certains chlorures et certains nitrates sont décomposés où même volatilisés. Les matières organiques, d'origine naturelles sont peu atteintes bien que certaines d'entre elles puissent être volatilisées (Voire Annexes 01).

1.6.3.19. Recherche et dénombrement des bactéries coliformes et d'*Escherichia Coli* (Méthode par Filtration)

On entend par coliformes des bacilles à Gram négatifs, aérobies ou anaérobies facultatif, non sporulés, ne possédant pas d'oxydase, capable de se multiplier en présence de sels bilinéaires et capables de fermenter le lactose avec production d'acide et de gaz en 24 à 48 heures à une température comprises entre 36 et 37°C.

Les coliformes thermo tolérants ont les mêmes propriétés que les coliformes mais à $42 \pm 2^\circ\text{C}$.

Les *Escherichia Coli* sont des coliformes thermo tolérants ayant la particularité de produire de l'indole à partir du tryptophane présent dans le milieu à $42 \pm 2^\circ\text{C}$.

Le dénombrement des Coliformes est basé sur la filtration d'un volume donné d'échantillon d'eau bien homogénéisé à travers une membrane filtrante de porosité $0,45 \mu\text{m}$.

La membrane est transférée sur un milieu de culture sélectif de gélose lactosée contenant du chlorure de triphényl-2, 3,5 tétrazolium comme indicateur coloré. Ce dernier est réduit en jaune par les Coliformes.

Incubation de la membrane pendant minimum 18 heures et maximum 24 heures : soit à 36 °C ± 2°C pour la recherche des bactéries coliformes, soit à 44 °C ± 0,5 °C pour la recherche des coliformes thermorésistants.

Dénombrement direct des colonies caractéristiques formées sur la membrane, et repiquage sur milieux de confirmation.

Calcul du nombre d'organismes susceptibles de se trouver dans minimum 100 ml d'échantillon (Voire Annexes 01).

I.7. Indices écologiques appliquées et Traitement des données biologiques

La mesure de la diversité peut se faire simplement en récoltant les divers organismes et en comptant le nombre d'espèces présentes. La récolte et la détermination de tous les taxa sont souvent une tâche impossible et le chercheur doit se limiter à un seul groupe qui lui est familier. Le nombre d'espèces rencontrées dépend du nombre d'exemplaires récoltés, ce qui empêche une comparaison précise entre deux peuplements. Pour pallier cet inconvénient on utilise des indices de diversité qui prennent en compte le nombre d'exemplaires de chaque espèce.

Les deux indices de diversité les plus utilisés sont **l'indice de Shannon**. Si **S** est le nombre d'espèces, **N** l'abondance totale de ces **S** espèces, et **n** l'effectif de l'espèce de rang **i**, l'abondance relative de l'espèce **i** est **p_i = n/N**.

Concernant la qualité structurelle des peuplements et pour déterminer les capacités biogènes de chaque une de nos 05 stations on a appliquée plusieurs indices écologiques :

I.7.1 Abondance relative "AR"

L'abondance relative (AR%) est le rapport du nombre d'individus d'une catégorie de proie (n_i) au nombre total de proies (N) toutes catégories confondues. Elle est calculée selon la formule suivante :

$$AR \% = \frac{N_i \times 100}{N}$$

AR % : Abondance relative ou fréquence centésimale

N_i : Nombre d'individus de l'espèce rencontrée.

N : Nombre total des individus de toutes les espèces trouvés

AR% : est l'abondance relative.

n_i est le nombre total des individus de l'espèce prise en considération.

N est le nombre total des individus de toutes les espèces présentes confondues.

D'après Faurie et al (2003) Selon la valeur de l'abondance relative d'une espèce les individus seront classés de la façon suivante :

Si AR% > 75 % alors l'espèce prise en considération est abondant.

Si 50 % < AR% < 75 % alors l'espèce prise en considération est très abondant.

Si 25 % < AR% < 50 % alors l'espèce prise en considération est commun.

Si 5 % < AR% < 25 % alors l'espèce prise en considération est rare.

1.7.2 Fréquence de présence de ces espèces

La fréquence des espèces trouvés ou fréquence d'occurrence en % est égale au nombre de fois où l'espèce est rencontrée **K** sur le nombre de sortie **n**.

La fréquence d'occurrence F_i d'une espèce i

$$F_i = K \times 100 / n$$

- Une espèce est qualifiée d'accidentelle si $F_i < 25 \%$.
- Elle est accessoire si $25 \% \leq F_i < 50 \%$.
- Elle est régulière si $50 \% \leq F_i < 75 \%$.
- Elle est constante si $75 \% \leq F_i < 100 \%$.
- Elle est omniprésente si $F_i = 100 \%$.

1.7.3. L'indice de Shannon H'

Dérivé de la théorie de l'information, est égal à :

$$H' = - \sum_{i=1}^s [p_i * \log_2 p_i] \text{ avec } p_i = n_i/N.$$

Avec p_i = nombre d'individus du taxon i par rapport au nombre total d'individus et
log = logarithme.

H' : L'indice de diversité exprime en unités bits ;

q_i : La probabilité de rencontrer l'espèce i ;

n_i : Nombre des individus de l'espèce i ;

N : Nombre total des individus de toutes espèces confondues.

La diversité maximale est représentée par H' max. Elle correspond à la valeur la plus élevée possible du peuplement calculé par la formule suivante :

$$H_{\max} = \text{Log}_2 S$$

S est le nombre total des espèces trouvées lors de N relevés

Cet indice mesure la diversité du peuplement. Sa formule est la suivante et devra être minimum quand l'échantillonnage est représenté par une seule espèce, Il est également minimal si, dans un peuplement, chaque espèce est représentée par un seul individu et devra être maximum quand toutes les espèces échantillonnées ont la même fréquence. Pour y arriver, il faut calculer la diversité maximale

$$H_{\max} = \log_2 S$$

où S est le nombre d'espèces échantillonnées.

Cette indice est calculé à l'échelle des habitats les plus biogènes

L'indice de Shannon (Shannon, 1948) permet d'évaluer l'hétérogénéité et la stabilité de l'habitat en prenant en compte respectivement la richesse taxonomique et l'abondance relative de chaque taxon au sein de l'assemblage faunistique. Plus la valeur de l'indice est élevée et plus la diversité taxonomique est grande.

Indice de diversité de Shannon Weaver correspond au calcul de l'entropie appliquée à une communauté (Ramade, 2004). L'idée de base de cet indice est

d'apporter à partir de la capture d'un individu au sein d'un échantillon plus d'information que sa probabilité d'occurrence est faible (Faurie et al., 2003).

1.7.4. L'indice d'Équitabilité (E)

Étant donné que deux peuplements différents peuvent avoir le même indice de diversité on évalue leurs différences en calculant l'équitabilité E, ou équirépartition, qui est le rapport entre la diversité réelle et la diversité maximale correspondant à des effectifs égaux pour toutes les espèces :

$$E = H' / \log_2 S$$

L'Équitabilité varie entre 0 et 1 ; elle tend vers 0 quand la quasi-totalité des effectifs correspond à une seule espèce, traduisant ainsi une répartition

inégalité entre les individus des différentes espèces prise en considération, et tend vers 1 lorsque les individus considérés sont équitablement répartis.

L'indice d'équitabilité a été calculé. Il mesure l'équilibre du peuplement. C'est le rapport de H sur Hmax. Cet indice varie de 0 à 1. Il est maximal quand les taxons du peuplement ont des abondances identiques. Il tend vers 0 quand la quasi-totalité des effectifs est concentrée sur un seul taxon.

$H = - \sum ((n_i/N) * \log_2 (n_i/N))$; avec n_i : l'effectif du taxon i , i allant de 1 à S (variété taxonomique totale) et N : l'effectif total. Sa valeur varie de 0 (H minimal, un seul taxon présent) à $\log_2 S$ (H maximal, tous les taxons ont la même abondance).

I.8. Exploitation des résultats par une analyse factorielle de correspondance (A.F.C)

L'analyse factorielle des correspondances est d'abord une méthode d'ordination. C'est une analyse en composantes principale qui préserve dans l'espace factoriel, la distance euclidienne entre des profils de probabilités conditionnelles pondérées (Legendre et Legendre, 1984). Elle vise à rassembler en un ou plusieurs graphes la plus grande partie possible de l'information contenue dans un tableau (Delagarde, 1983). D'après DUBY (2006), l'analyse factorielle des correspondances (AFC) est une méthode descriptive qui permet l'analyse des correspondances entre deux variables qualitatives. Dans la présente étude on utilise L'A.F.C. Pour mettre en évidence les variations ou les différences entre la diversité spécifique au niveau des stations et des secteurs ainsi pour permettre d'éclaircir la phénologie des espèces inventoriées (El Haissoufi, 2006).

Test de Wilcoxon

La variation spatiotemporelle a été évaluée par le test de corrélation croisée. Le déroulement de la procédure est réalisé par le logiciel (Past vers 9.1)

Chapitre II : Evaluation de la qualité physico-chimique, bactériologique et biologique des eaux des 5 stations d'étude

II.1. Analyses des propriétés physico-chimiques et bactériologiques des eaux des 05 stations

Un test statistique a été utilisé pour l'analyse des données : le test Wilcoxon pour déterminer si les variations des paramètres physico-chimiques et bactériologiques de l'eau entre les 05 stations d'étude sont significatives ou non.

II.1.1. Analyses physiques

Le tableau n°01 donne les résultats d'analyses physiques des 5 stations d'étude, tous les échantillons ont fait l'objet d'analyse durant les deux saisons (Voire Annexes 02).

II.1.1.1. Température "T°"

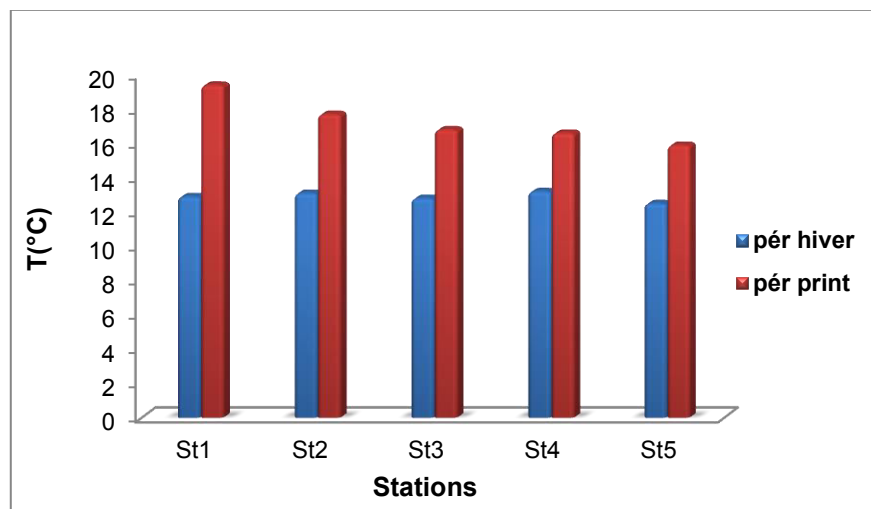


Fig. n° 18 : Variation de la Température "T°" pendant les deux périodes

Les résultats représentés par la figure n°01 montrent que les températures des eaux de surface de nos stations varient entre 12,5 °C et 13,2 °C durant la période hivernale, nous avons remarqué une augmentation assez considérable durant la période printanière surtout dans la St1 où elle augmente de 12,9° à 19,4°C.

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation du Température T°C dessus dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités

obtenues par ce test sont de l'ordre de 0,04, elles montrent que la comparaison des Températures T°C présente une différence significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	19,2	17,28
Médiane	19,2	16,8
Test Wilcoxon	0,043114	
Test Monte Carlo	0,06305	

* : Significatif à 5%

II.1.1.2. Le pH

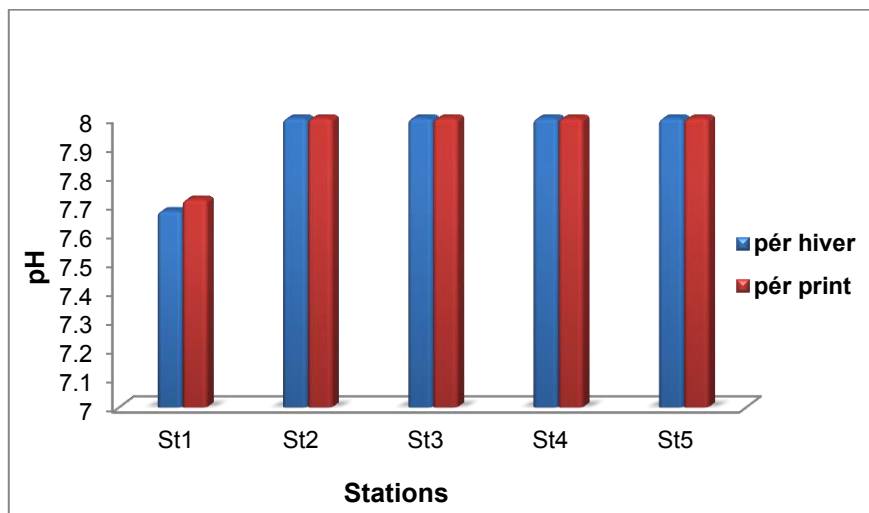


Fig. n° 19: Variation du Taux de potentiel en Hydrogène pH pendant les deux périodes

Le pH est neutre à alcalin dans l'ensemble des stations de notre zone d'étude, Il présente une légère variation entre les stations explorées durant les saisons d'étude.

Les valeurs observées au niveau de la St1 indiquent un pH légèrement neutre à alcalin avec une moyenne située entre 7,68 et 7,72 unité pH pour les deux périodes hivernal et printanière successivement.

Alors que la valeur la plus forte à été observé dans la St4 avec une valeur de 8,4 durant la saison printanière.

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation du potentiel hydrogène dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce

test sont de l'ordre de 0,042 elles montrent que la comparaison des pH présente une différence significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	8,046	8,15
Médiane	8,1	8,19
Test Wilcoxon	0,042168*	
Test Monte Carlo	0,0622*	

* : Significatif à 5%

II.1.1.3. La conductivité électrique " CE "

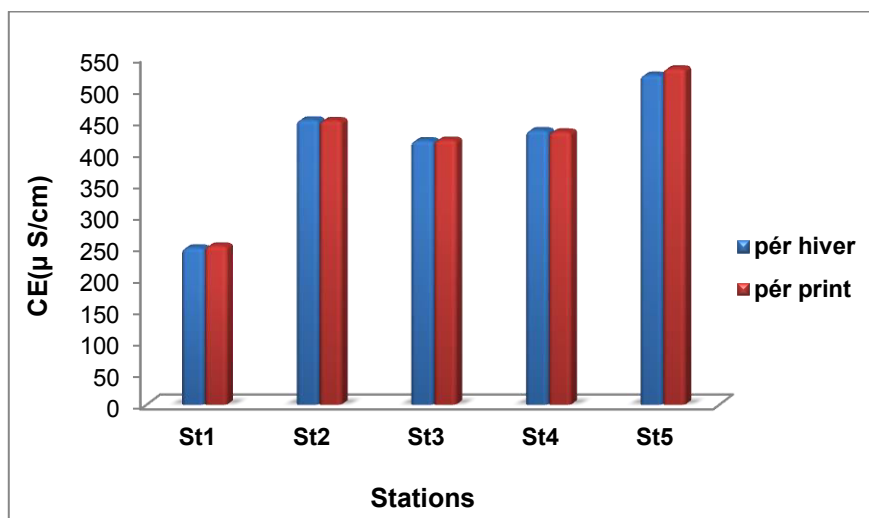


Fig. n° 20: Variation de la Conductivité électrique "CE" pendant les deux périodes

Les valeurs enregistrées durant la période d'étude varient de 248 à 532 $\mu\text{S/cm}$, le maximum est enregistré dans la St5 (de 248 $\mu\text{S/cm}$ en période hivernal quand à la valeur minimal à été signale dans la St1 avec une valeur de 532 $\mu\text{S/cm}$).

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation de la conductivité électrique dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0,41, elles montrent que la comparaison des conductivités électriques présente une différence non significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	414,6	416,8
Médiane	434	432
Test Wilcoxon	0,41637	
Test Monte Carlo	0,5033	

* : Significatif à 5%

II.1.1.4. Alcalinité : "TAC"

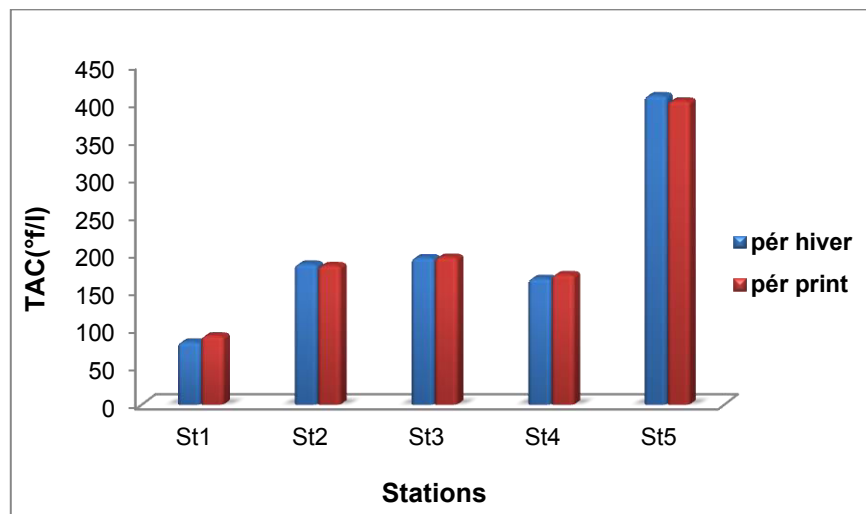


Fig. n° 21: Variation du degré d'Alcalinité "TAC" pendant les deux périodes

Pendant l'analyse des échantillons seulement les valeurs de TAC ont été mesurés, où on remarque une légère augmentation entre les deux périodes d'étude dans toutes les stations mis apart la St5 où une légère diminution est constaté, les valeurs de TAC varient entre les stations avec un minimum enregistré dans la St1 avec une valeur allant de 83°f à 91°f, et un maximum allant de 409°f à 402°f dans la St5 ..

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation du titre alcalin complet TAC dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0,68, elles montrent que la comparaison des TAC présente une différence non significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	207,9	208,8
Médiane	186	184
Test Wilcoxon	0,68583	
Test Monte Carlo	0,81214	

* : Significatif à 5%

II.1.1.5. La dureté Total "TH"

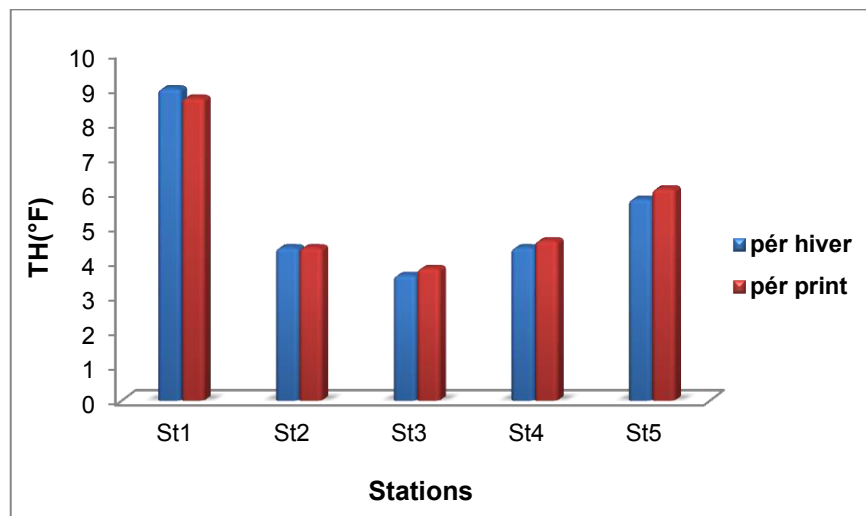


Fig. n° 22: Variation de la dureté total "TH" pendant les deux périodes

La dureté est mesurée par le titre hydrométrique exprimé en °F; 1°F correspond à 10 mg de carbonate de Calcium dans 1 litre d'eau.

Les valeurs de la dureté se situent dans l'intervalle de 3,6°F signalé dans la St3 et 8,99°F dans la St1. Ce paramètre présente une grande différence entre la St1 et les autres stations d'étude.

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation du Dureté total TH dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0,71, elles montrent que la comparaison des TH présente une différence non significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	5,438	5,524
Médiane	4,4	4,6
Test Wilcoxon	0,715	
Test Monte Carlo	0,87508	

* : Significatif à 5%

II.1.1.6. La Turbidité "NTU"

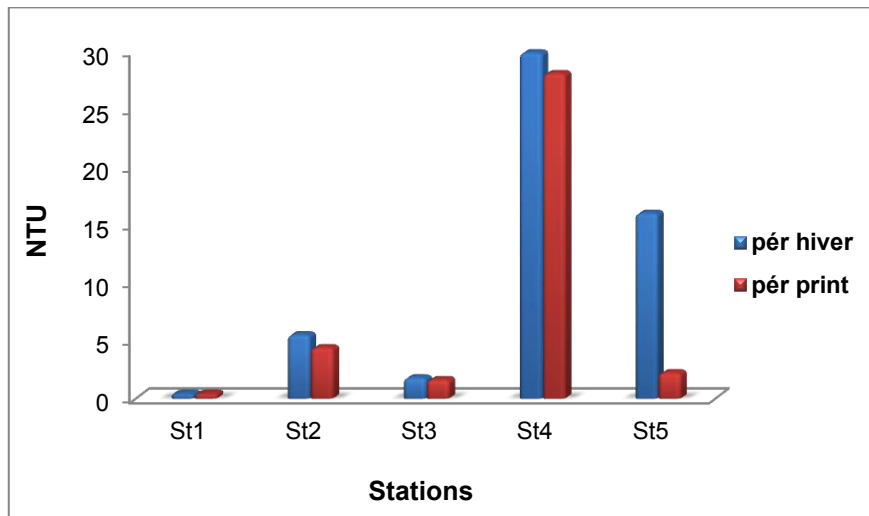


Fig. n° 23: Variation de la Turbidité "NTU" pendant les deux périodes

Pour les échantillons étudiés, la turbidité est inférieure à 5 NTU sauf pour les stations St4 avec une valeur de (28,1 NTU en hiver à 29,9 en printemps) et St5 où on remarque un pic entre les deux saisons d'étude (2,24NTU en hiver à 16,01 NTU en printemps).

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation du Turbidité dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0,22, elles montrent que la comparaison des Turbidité présente une différence non significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	7,5832	10,506
Médiane	2,24	2,4
Test Wilcoxon	0,22492	
Test Monte Carlo	0,31237	

* : Significatif à 5%

II.1.1.7. Le taux de sels Dissous "TDS"

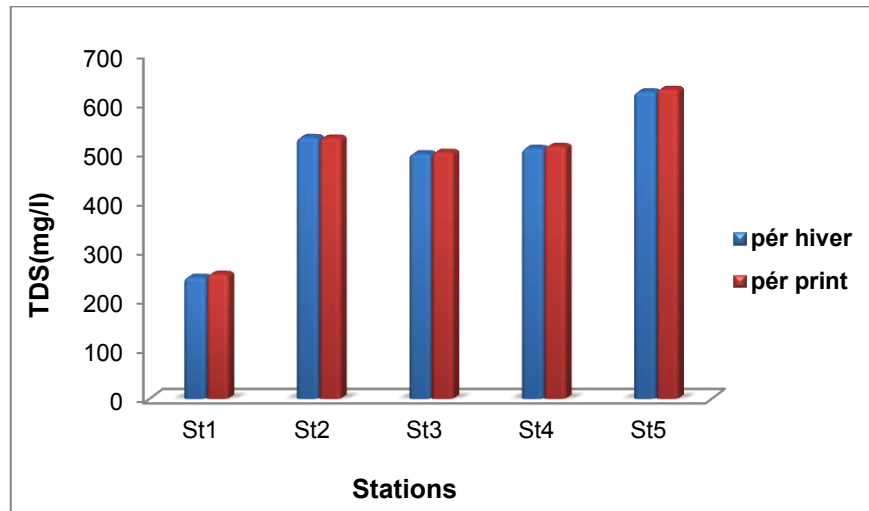


Fig. n° 24: Variation des Sels Dissous "TDS" pendant les deux périodes

On constate que pendant la période printanière les eaux sont légèrement chargées en sels dissous par rapport à la période l'hivernal avec une modeste différence entre les deux périodes, ou le taux le plus élevé à été marqué dans la St5 avec une valeur de 629 mg/l.

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation du Taux des Sels dessus dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0,07, elles montrent que la comparaison des Taux des Sels Dessus TDS présente une différence non significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	481,8	485,2
Médiane	509	513
Test Wilcoxon	0,079616	
Test Monte Carlo	0,12537	

* : Significatif à 5%

II.1.1.8. La salinité

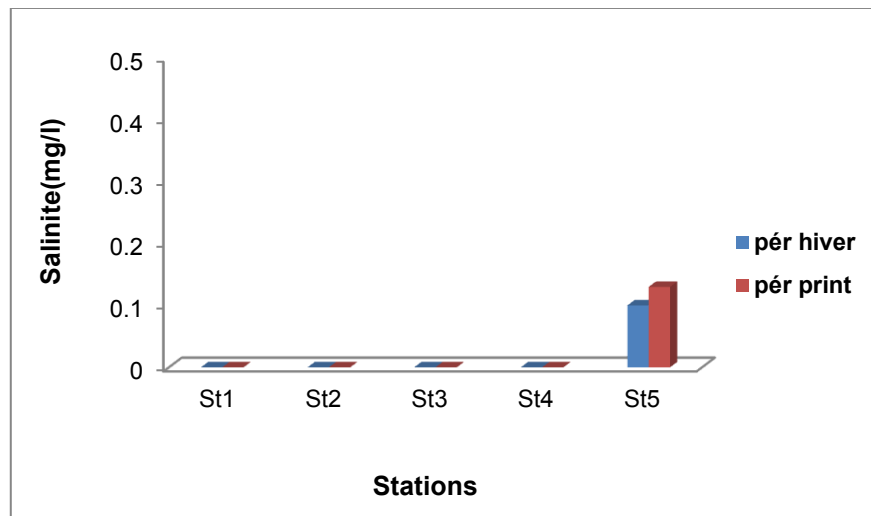


Fig. n° 25 : Variation de la Salinité pendant les deux périodes

D'après les résultats des analyses effectuées on remarque que nos stations ne sont pas salinées mis appart une légère notification dans la St5 allant de 0.1mg/là 0,13mg/l.

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation de la Salinité T°C dessus dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0, 31 elles montrent que la comparaison des Températures T°C présente une différence non significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	0,02	0
Médiane	0	0
Test Wilcoxon	0,31	
Test Monte Carlo	1	

* : Significatif à 5%

II.1.2. Analyses chimiques

Le tableau n°02 donne les résultats d'analyses chimiques des 5 stations d'étude, tous les échantillons ont fait l'objet d'analyse durant les deux saisons (Voire Annexes 02).

II.1.2.1. Les Nitrates "NO₃⁻"

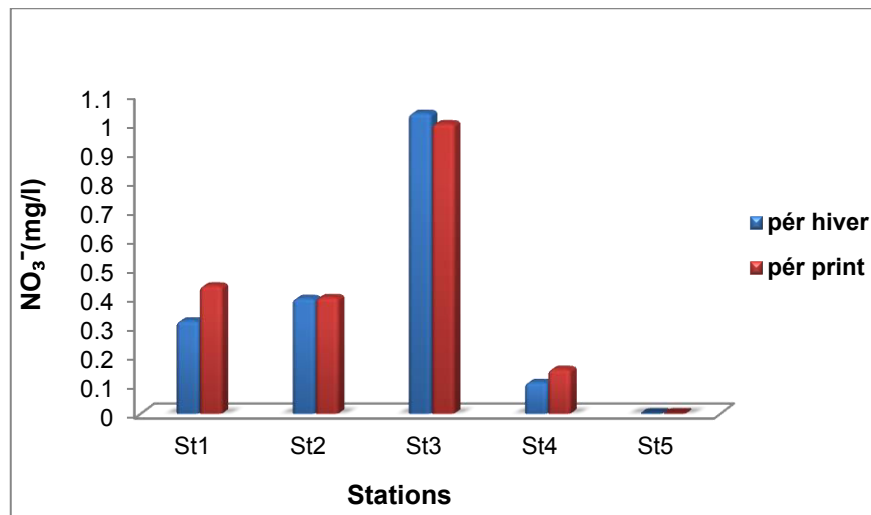


Fig. n° 26 : Variation des Nitrates "NO₃⁻" pendant les deux périodes

La concentration en NO₃⁻ des échantillons de nos stations varie de 0 mg/L à 0.442 mg/L, où la concentration la plus élevée a été enregistrée dans la St3 avec une valeur allant de 1,03mg/l à 1mg/l entre les deux périodes.

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation du Nitrates NO₃⁻ dessus dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0,27 elles montrent que la comparaison des Nitrates NO₃⁻ présente une différence non significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	0,37294	0,3996
Médiane	0,321	0,402
Test Wilcoxon	0,27332	
Test Monte Carlo	0,37763	

* : Significatif à 5%

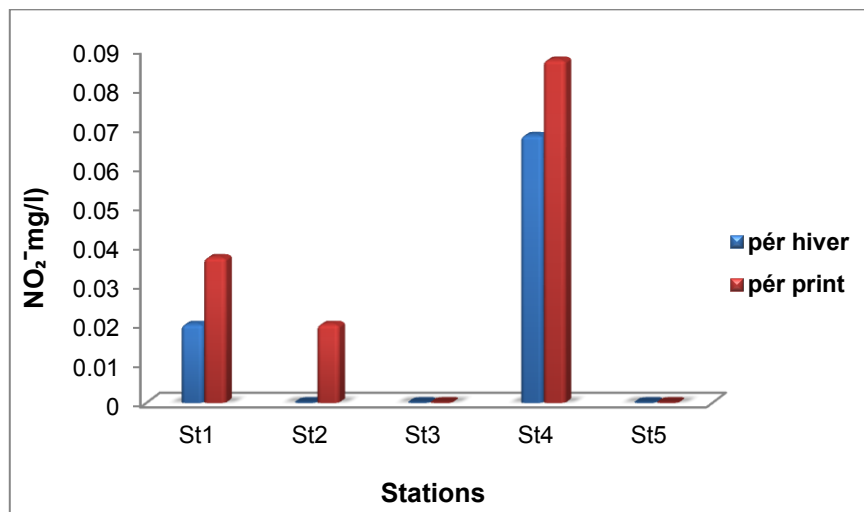
II.1.2.2. Azote Nitreux " NO_2^- "

Fig. n° 27 : Variation de l'Azote Nitreux " NO_2^- " pendant les deux périodes

Pour NO_2^- , les teneurs varient entre 0 mg/L et 0,08mg/L durant la période d'étude. La plus grande valeur est signalée dans St4 allant de 0,06mg/l à 0,08mg/l, tandis que la St3 et la St5 marquent l'absence totale du NO_2^- .

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation de l'Azote nitreux NO_2^- dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0,1 elles montrent que la comparaison des l'Azote nitreux NO_2^- présente une différence non significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	0,01762	0,02886
Médiane	0	0,02
Test Wilcoxon	0,10881	
Test Monte Carlo	0,25033	

* : Significatif à 5%

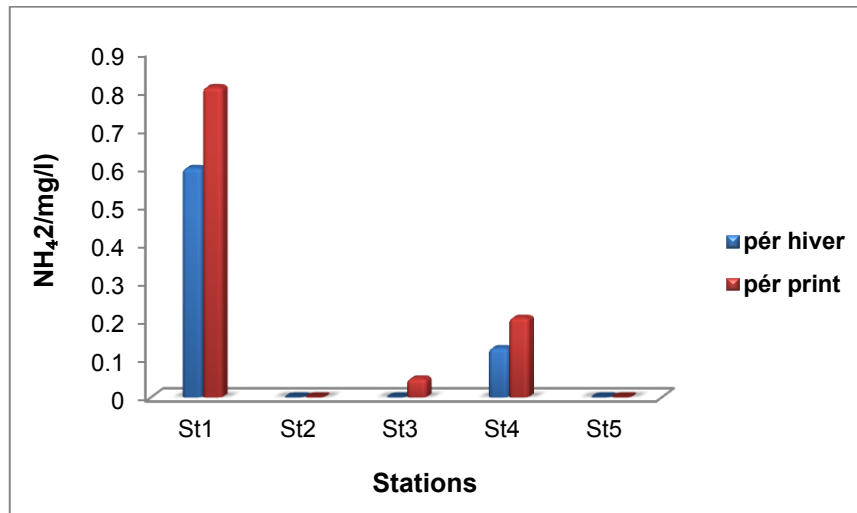
II.1.2.3. Ammonium " NH_4^{+2} "

Fig. n° 28 : Variation de l'Ammonium pendant les deux périodes

La concentration en Ammonium des échantillons de nos stations varie de 0 mg/L à 0.81 mg/L, où la concentration la plus élevée a été enregistrée dans la St1 avec une valeur allant de 0,6mg/l à 0,81mg/l entre les deux périodes, tandis que cette concentration est égale à 0mg/l pour la St2 et la St5.

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation de l'Ammonium NH_4^{+2} dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0,1 elles montrent que la comparaison de l'Ammonium NH_4^{+2} présente une différence non significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	0,146	0,214
Médiane	0	0,05
Test Wilcoxon	0,10881	
Test Monte Carlo	0,24967	

* : Significatif à 5%

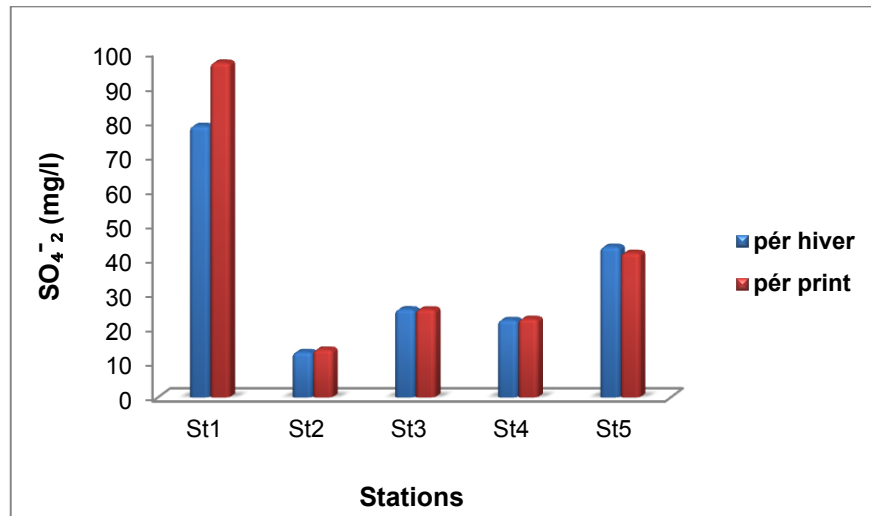
II.1.2.4. Les Sulfates " SO_4^{2-} "

Fig. n° 29 : Variation des Sulfates " SO_4^{2-} " pendant les deux périodes

D'après les résultats des échantillons analysés la valeur maximale des sulfates a été signalée dans la St1 allant de 78.83mg/l jusqu'à 97,1mg/suivi par la St5 avec valeur qui varie entre 43.96mg/l et 42,2mg /l, où en remarque une légère augmentation entre les deux périodes d'études pour l'ensemble des stations.

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation des Sulfates SO_4^{2-} dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0, 5 elles montrent que la comparaison des Sulfates SO_4^{2-} présente une différence non significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	36,912	40,428
Médiane	25,82	25,81
Test Wilcoxon	0,50018	
Test Monte Carlo	0,62611	

* : Significatif à 5%

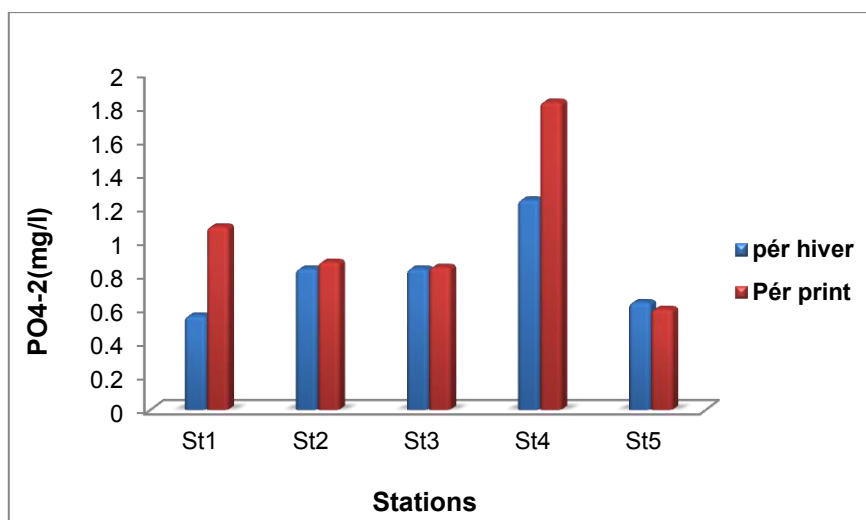
II.1.2.5. Le Phosphate " PO_4^{-2} "

Fig. n° 30 : Variation des Phosphates " PO_4^{-2} " pendant les deux périodes

La St4 enregistre les valeurs maximales en phosphates avec une valeur (1.83 mg/l). En revanche la St1 enregistre aussi une augmentation assez importante surtout en période printanière avec une valeur allant de 0.56 à 1.09mg/l

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation des Phosphates PO_4^{-2} dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0,17 elles montrent que la comparaison des Phosphates PO_4^{-2} présente une différence non significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	0,826	1,05
Médiane	0,84	0,88
Test Wilcoxon	0,17555	
Test Monte Carlo	0,24941	

* : Significatif à 5%

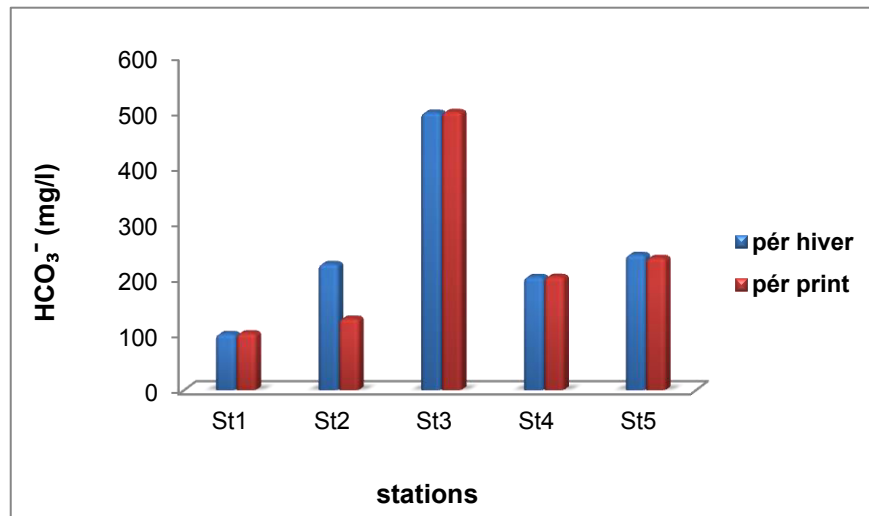
II.1.2.6. Les Bicarbonates " HCO_3^- "

Fig. n° 31 : Variation des Bicarbonates pendant les deux périodes

D'après les résultats obtenus on constate que le taux de Bicarbonate le plus élevé est remarqué dans la St3 avec une valeur de 500,07mg/l, alors que la valeur la plus basse a été signalée au niveau de la St1 avec 101,26mg/l durant la période hivernale.

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation des Bicarbonates HCO_3^- dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0,68 elles montrent que la comparaison des Bicarbonates HCO_3^- présente une différence non significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	254,86	234,63
Médiane	226,92	203,81
Test Wilcoxon	0,68583	
Test Monte Carlo	0,81278	

* : Significatif à 5%

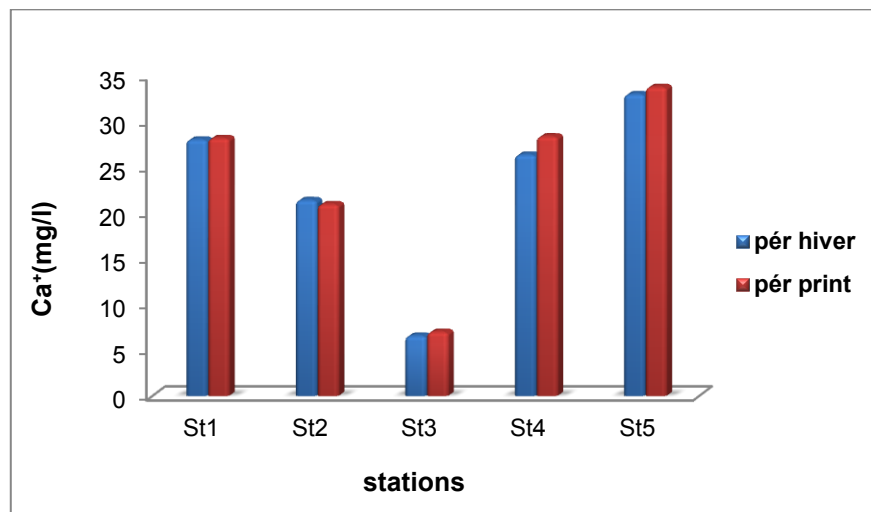
II.1.2.7. Le Calcium "Ca⁺⁺"

Fig. n° 32 Variation du Calcium pendant les deux périodes

La courbe de concentration de cet élément exprime une variation notable entre les stations ou la valeur la plus faible à été enregistrée dans la St3 avec 6,6mg/l. Par contre la valeur la plus élevée à été signalée dans la St1 avec 28,05mg/l durant la période hivernal.

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation du Calcium Ca⁺ dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0,22 elles montrent que la comparaison des Calcium Ca⁺ une différence non significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	23,101	23,688
Médiane	26,4	28,21
Test Wilcoxon	0,22492	
Test Monte Carlo	0,31449	

* : Significatif à 5%

II.1.2.8. Le Magnésium "Mg"

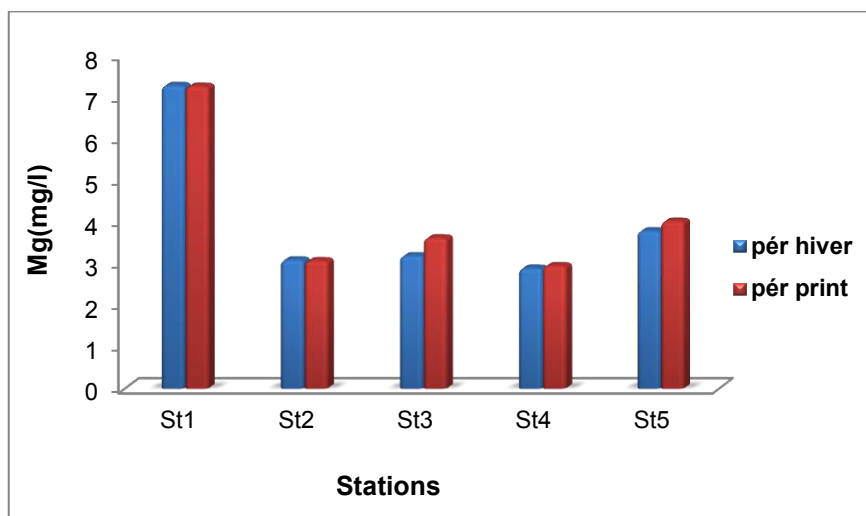


Fig. n° 33 : Variation du Magnésium pendant les deux périodes

Les teneurs en magnésium des eaux des nos stations sont extrêmement variées. Le profil temporel des eaux des 05 stations d'étude a montré que les concentrations de magnésium sont nettement inférieures à celles du calcium, elles oscillent autour d'une valeur de 2,9mg/ l pour la St4 à 7,29mg/l pour la St1;

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation du Magnésium Mg dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0,22 elles montrent que la comparaison des Magnésium Mg présente une différence non significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	4,058	4,194
Médiane	3,2	3,63
Test Wilcoxon	0,22492	
Test Monte Carlo	0,31158	

* : Significatif à 5%

II.1.2.9. Le Fer "Fe"

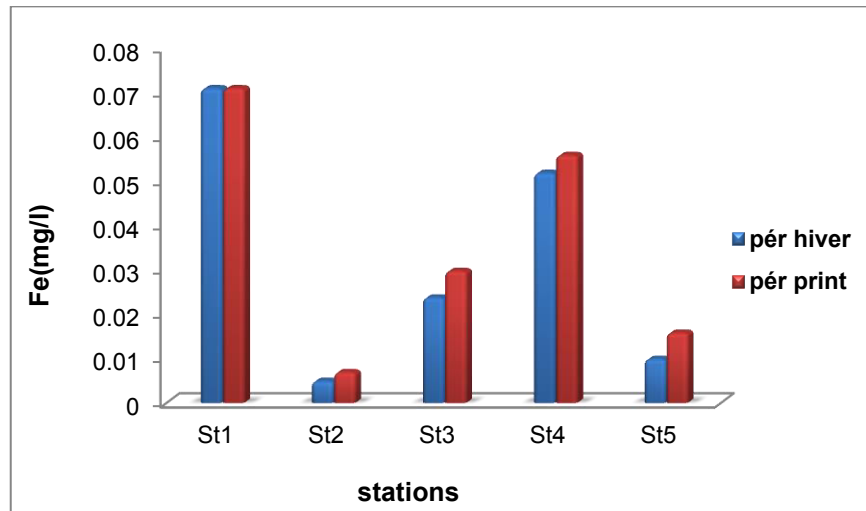


Fig. n° 34 : Variation du Fer pendant les deux périodes

Les teneurs totales de fer dans les stations étudiées varient de 0,005mg/l à 0,01 mg/l. La teneur la plus élevée est remarqué dans la St1 avec une valeur de 0,071mg/l, alors que la valeur la plus basse à été signalée au niveau de la St2 avec 0,005mg/l durant la période hivernale.

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation du Fer Fe dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0,06 elles montrent que la comparaison du Fer Fe présente une différence non significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	0,0324	0,036
Médiane	0,024	0,03
Test Wilcoxon	0,067889	
Test Monte Carlo	0,1239	

* : Significatif à 5%

II.1.2.10. Le Manganèse "Mn"

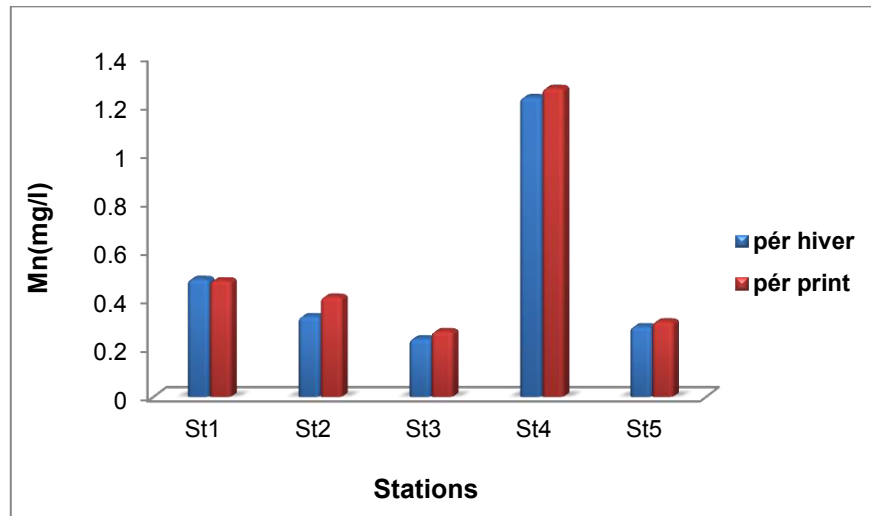


Fig. n° 35 : Variation du Manganèse pendant les deux périodes

La plus forte densité en Manganèse est signalée dans la St4 pour les deux saisons avec des valeurs de 1.27 et 1.23mg/l., alors que les teneurs les plus faibles ont été enregistrées dans la St3 avec une valeur allant de 0,24 à 0,27mg/l.

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation du Manganèse Mn dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0,07 elles montrent que la comparaison du Manganèse Mn présente une différence non significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	0,51618	0,5486
Médiane	0,3315	0,412
Test Wilcoxon	0,079616	
Test Monte Carlo	0,12504	

* : Significatif à 5%

II.1.2.11. Le Clore "Cl"

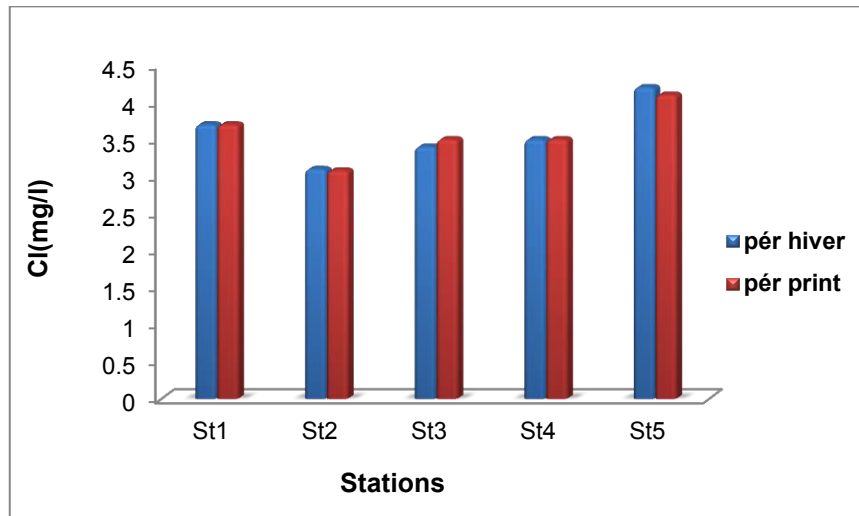


Fig. n° 36 : Variation du Clore pendant les deux périodes

La teneur en chlorures dans les St5, St1 est la plus élevés durant les deux périodes étudiées d'une valeur de 4.2mg/l et 3.7mg/l alors que la valeur la plus faible est signalée par la St1 avec 3,08mg/l.

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation du Chlorure Cl dans les deux périodes Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0, 59 elles montrent que la comparaison du Chlorure Cl présente une différence non significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	3,58	0,576
Médiane	3,5	3,5
Test Wilcoxon	0,59298	
Test Monte Carlo	0,75116	

* : Significatif à 5%

II.1.2.12. La Matière Organique Indice "IP"

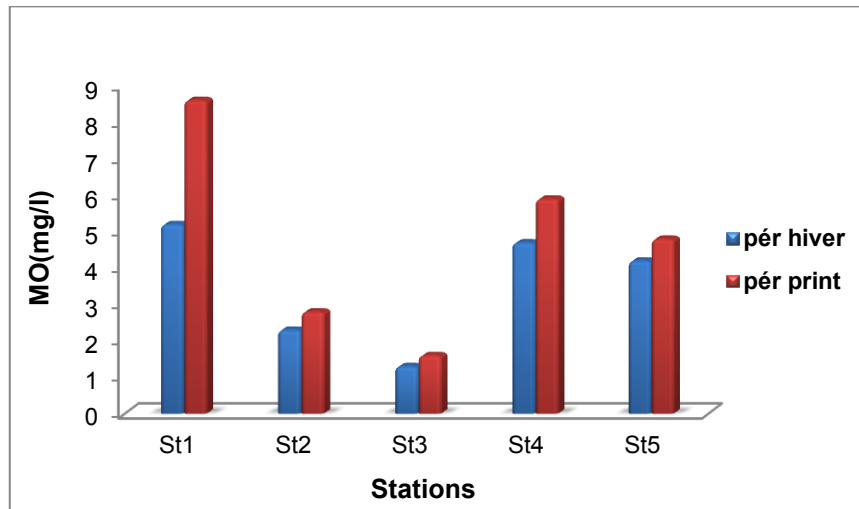


Fig. n° 37 : Variation de la Matière Organique pendant les deux périodes

L'indice permanganate (IP) nous a permis d'estimer la concentration en matières organiques présente dans les eaux de surface de nos stations.

Les teneurs en IP varient au niveau des eaux étudiées, ou la concentration la plus élevée a été marquée dans la St1 avec une valeur atteignant 8,6 mg/l en période printanière, ou la concentration enregistrée en période hivernale est nettement inférieure à celles qui marquent la saison printanière.

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation de la Matière Organique MO dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0,04 elles montrent que la comparaison de la Matière Organique MO présente une différence significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	3,54	4,74
Médiane	4,2	4,8
Test Wilcoxon	0,043114*	
Test Monte Carlo	0,06216	

* : Significatif à 5%

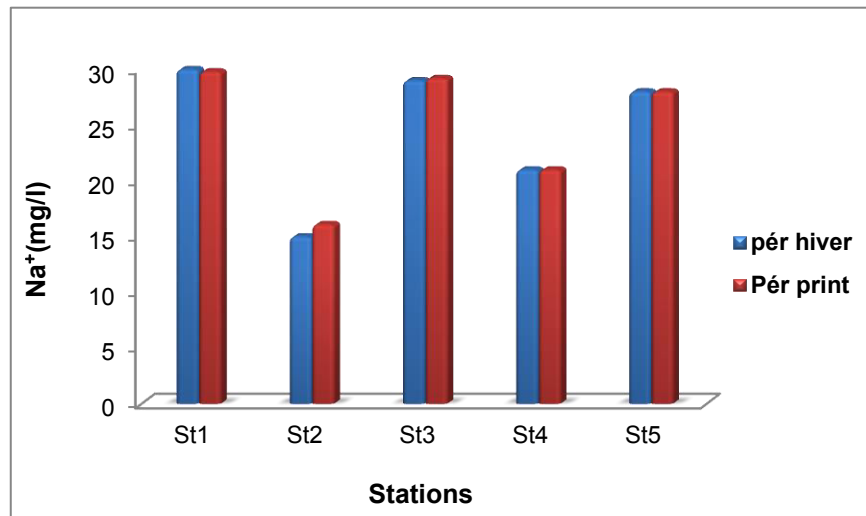
II.1.2.13. Le Sodium "Na⁺"

Fig. n° 38 : Variation du Sodium Na⁺ pendant les deux périodes

Selon les résultats des analyses effectuées durant la période d'étude, Les teneurs en sodium sont globalement peu concentrées. Les teneurs en sodium varient de 15 mg/l à 30 mg/l concernant ce paramètre. La teneur la plus élevée est signalé dans la St1 quand à la plus faible est marqué dans la St2.

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation du Sodium Na⁺ dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0,41 elles montrent que la comparaison du Sodium Na⁺ présente une différence non significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	24,6	24,82
Médiane	28	28
Test Wilcoxon	0,41422	
Test Monte Carlo	0,75106	

* : Significatif à 5%

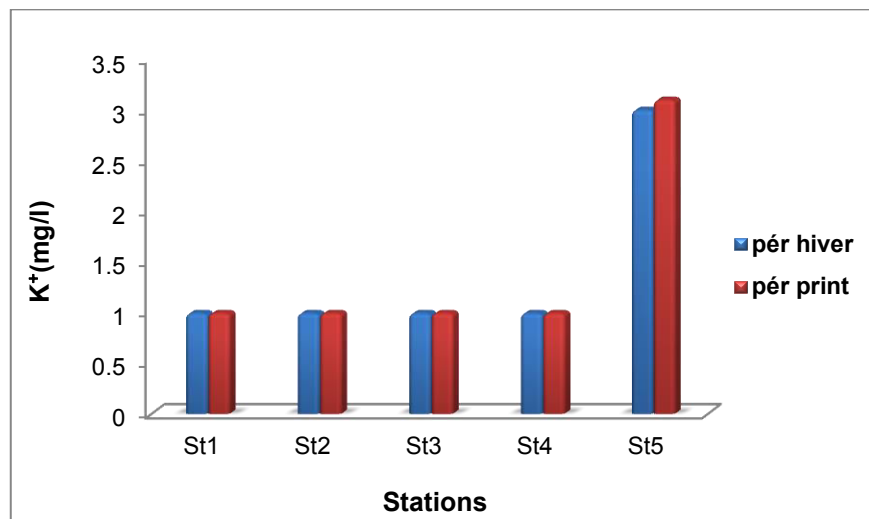
II.1.2.14. Le Potassium "K⁺"

Fig. n° 38 : Variation du Potassium K⁺ pendant les deux périodes

On remarque que les valeurs en Potassium sont pratiquement à quasi égalité pour la plus part des stations à l'exception de la St5 qui présente une valeur de 3 à 3.1 mg/l pour les deux périodes.

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation du Potassium K⁺ dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0,31 elles montrent que la comparaison du Potassium K⁺ présente une différence non significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	1,4	1,42
Médiane	1	1
Test Wilcoxon	0,31731	
Test Monte Carlo	1	

* : Significatif à 5%

II.1.2.15. Les Résidus Secs "RS"

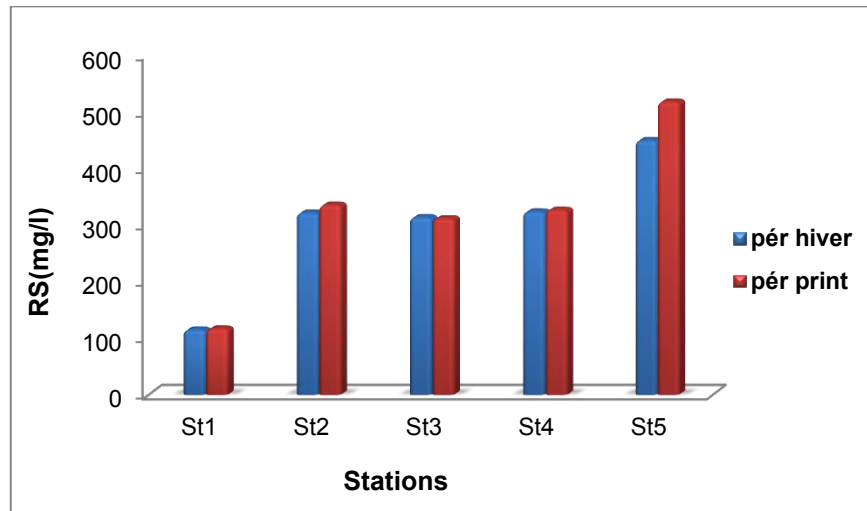


Fig. n° 39 : Variation des Résidus Secs pendant les deux périodes

Les résidus secs présentent une grande variabilité dans les stations d'étude. Les valeurs en résidus secs sont presque à égalité pour la St2, St3, St4. On remarque que durant les deux périodes étudiés les valeurs minimales sont enregistrées en St1 avec des valeurs allant de 115mg/l à 117mg/l, tandis que les valeurs maximales sont enregistrées en la St5 avec des valeurs allant de 450mg/l à 518mg/l.

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation de la Matière Organique MO dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0, 1 elles montrent que la comparaison de la Matière Organique MO présente une différence non significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	305	322
Médiane	322	327
Test Wilcoxon	0,10406	
Test Monte Carlo	0,18807	

* : Significatif à 5%

II.1.2.16. Les Matières en Suspension "MES"

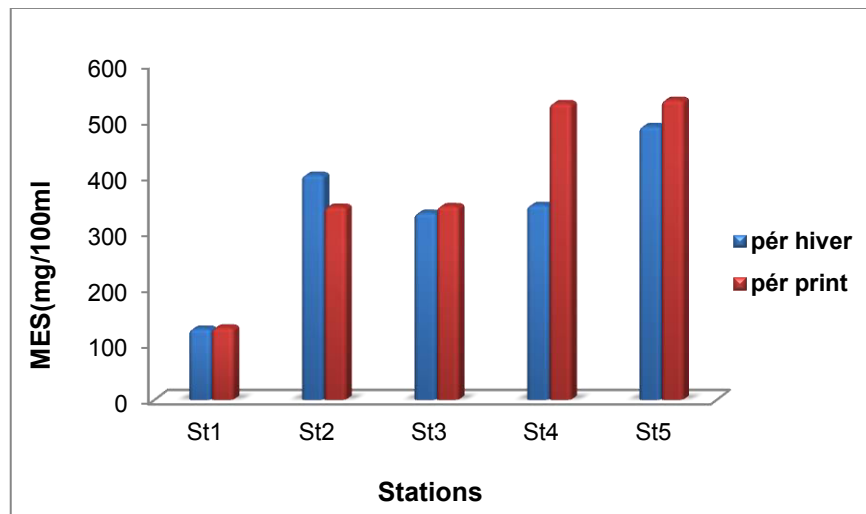


Fig. n° 40 : Variation des Matières en Suspension pendant les deux périodes

Pour les deux saisons printanière et hivernal, les valeurs des MES enregistrées oscillent entre 127 mg/l (la St1) et 536 mg/l (la St5).

L'évolution spatio-temporelle modeste des teneurs en (MES) dans les stations permet bien de distinguer entre les deux périodes d'étude, où les fortes charges sont noté dans la St4 (de 489 à 536 mg/l), tandis que les plus faibles sont signalés dans la St1 (de 127 à 129 mg/l).

En général, les valeurs obtenues en période printanière sont supérieures à celles mesurées en période hivernal.

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation des Matières en Suspension MES dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0,31 elles montrent que la comparaison du Matières en Suspension MES présente une différence non significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	340	377,2
Médiane	348	346
Test Wilcoxon	0,34523	
Test Monte Carlo	0,43737	

* : Significatif

II.1.3. Analyses bactériologiques

Le tableau n°03 donne les résultats d'analyses bactériologiques des 5 stations d'étude, tous les échantillons ont fait l'objet d'analyse durant les deux saisons (Voire Annexes 02).

II.1.3.1. Coliformes totaux

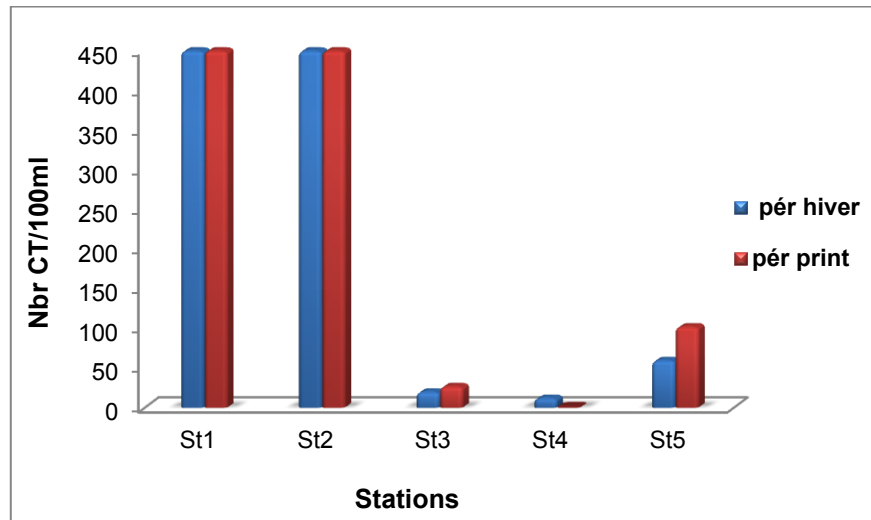


Fig. n° 41: Variation de coliformes totaux pendant les deux périodes

Le nombre de coliformes totaux varie au cours de notre étude et dépasse le nombre de 450 dans 100 ml d'échantillon pour les stations St1 et St2.

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation des coliformes totaux dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0,41, elles montrent que la comparaison des Coliformes totaux présente une différence non significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	198.4	206
Médiane	60	103
Test Wilcoxon	0,41422	
Test Monte Carlo	0,74975	

* : Significatif à 5%

II.1.3.2. Coliformes fécaux

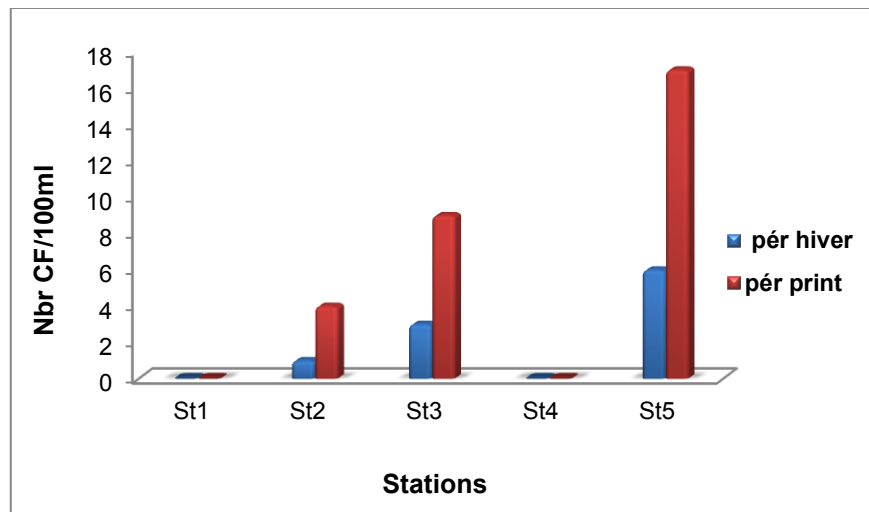


Fig. n° 42: Variation des coliformes fécaux pendant les deux périodes

Le nombre de coliformes fécaux varie de 0 à 17 dans 100 ml d'échantillon au cours de notre étude. Il varie de 6 pendant la période hivernale à 17 pendant la période printanière dans la St5., alors qu'on remarque l'absence de coliformes fécaux dans les stations St1 et St4.

On note une diminution du nombre de coliformes pendant l'hiver dans la plupart des stations d'études.

Toutes les eaux analysées au cours de cette étude présentent des coliformes en très forte quantité (coliformes totaux et coliformes fécaux).

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation des coliformes fécaux dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0,1 montrant que la comparaison des Coliformes totaux présente une différence non significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	2	6
Médiane	1	4
Test Wilcoxon	0,10881	
Test Monte Carlo	0,24874	

* : Significatif à 5%

II.1.3.3. Streptocoques fécaux groupe D

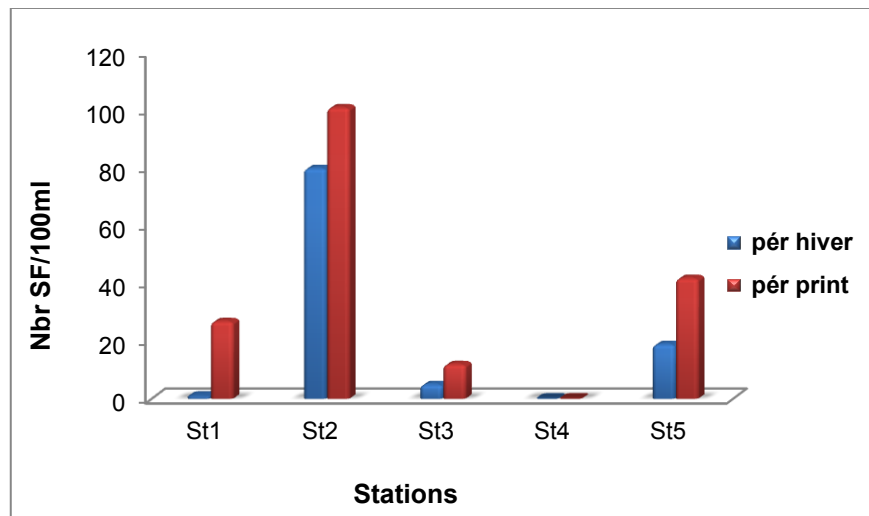


Fig. n° 43 : Variation des Streptocoques fécaux pendant les deux périodes

Les résultats de l'analyse montrent que les streptocoques fécaux sont fortement détectés dans St2 avec une valeur de 80 à 101 germes, alors qu'ils semblent absents dans St4 (ou les présences de ces germes sont encore incertaines).

Le test Wilcoxon est avancé dans le but d'apprécier la variation des Streptocoques fécaux groupe D dans les deux périodes. Les valeurs des probabilités obtenues par ce test sont de l'ordre de 0,06, elles montrent que la comparaison des Coliformes totaux présente une différence significative entre les deux périodes.

	Période hivernale	Période printanière
N	5	
Moyenne	21	36,4
Médiane	5	27
Test Wilcoxon	0,067889*	
Test Monte Carlo	0,12504	

* : Significatif à 5%

II.1.3.4. Clostrédium

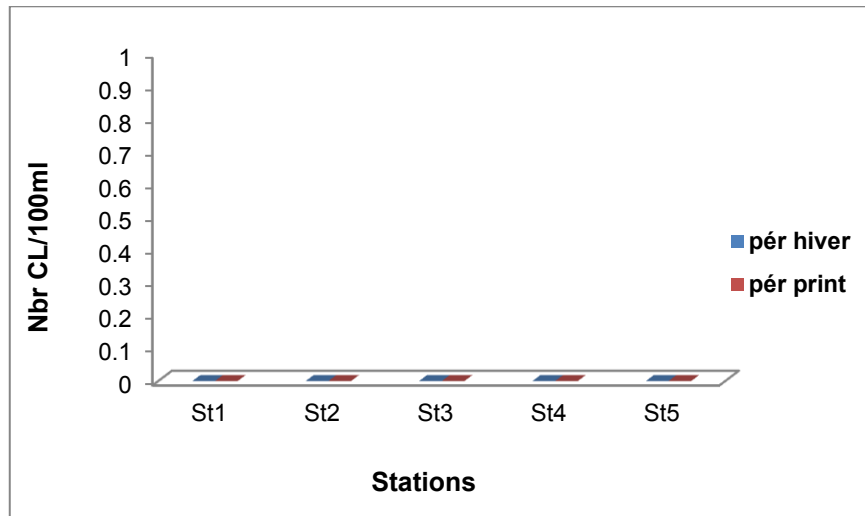


Fig. n° 44: Variation de bactéries du genre Clostréduim pendant les deux périodes

D'après les résultats obtenus on remarque l'absence totale des germes genre Clostréduim pour toutes les stations d'étude durant les deux périodes.

II.2. Evaluation de la qualité biologique des 05 stations étudiées

II.2.1. Abondance relative Richesse, et diversité spécifique des groupes faunistiques

En termes d'abondance globale, un total de 10101 individus d'entomofaune aquatique a été prélevé durant notre campagne d'échantillonnage appartenant à 18 familles et à 21 taxons, Cette abondance fluctue suivant les stations, elle varie entre 39 et 3477 individus.

Les abondances sont plus fortes dans les stations St2, suivi par les St3 et St5 avec un total de 3447 individus et de 2738 et 2581 individus respectivement, alors que la valeur la plus faible a été marquée dans la St1 avec 39 individus seulement.

Ordre	Famille	Espèces	Ni	AR %	Fi %
Hémiptères	Gerridae	<i>Gerris lacustris</i> (Linnaeus, 1758)	958	9,48	66,66
		<i>Gerris (Aquarius) najas</i> (De Geer, 1773)	587	5,81	52,38
	Mesoveliidae	<i>Mesovelia furcata</i> (Mulsant & Rey, 1852)	1835	18,16	57,14
	Hydrometridae	<i>Hydrometra stagnorum</i> (Linnaeus, 1758)	23	0,22	28,57
	Cercopidae	<i>Cercopis Sp</i> (Leach, 1815)	14	0,13	28,57
Coléoptères	Hydrochidae	<i>Hydrochus sp</i> (Richmond, 1920)	14	0,13	23,8
	Gyrinidae	<i>Gyrinus substriatus</i> (Stephens, 1828)	985	9,75	80,95
	Notridae	<i>Noterus clavicornis</i> (De Geer, 1774)	9	0,08	14,28
Diptères	Culicidae	<i>Culex pepiens</i> (Linné, 1758)	23	0,22	14,28
Hyménoptères	Siricidae	<i>Tremex sp</i> (Jurine, 1807)	10	0,09	19,04
Odonates	Lestidae (Calvert 1901)	espèce 1 non déterminé	2	0,01	4,76
	Aeshnidae (Rambur, 1842)	espèce 1 non déterminé	3	0,02	9,52
	Libellulidae (Rambur, 1842)	espèce 2 non déterminé	2	0,01	9,52
Ephéméroptères	Baetidae	<i>Nigrobaetis colonus</i> (Gattolliat, 2004)	401	3,96	33,33
	Baetidae	<i>Cloeon sp1</i> (Leach, 1815)	307	3,09	33,33
	Baetidae	<i>Cloeon sp2</i> (Leach, 1815)	381	3,77	42,85
	Ephemerilidae (Klapálek, 1909)	espèce 1 non déterminé	341	3,75	42,85
	Caenidae (Newman, 1853)	espèce 1 non déterminé	534	5,28	42,85
Plécoptères	Perlidae (Latreille, 1802)	espèce 1 non déterminé	1423	14,08	42,85
	Pteronarcyidae (Enderlein, 1909)	espèce 1 non déterminé	1398	13,84	42,85
Trichoptères	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche sp</i> (Curtis, 1835)	851	8,42	42,85

Tab n°04 : Abondance taxonomiques de l'entomofaune aquatique du bassin versant de la Chiffa

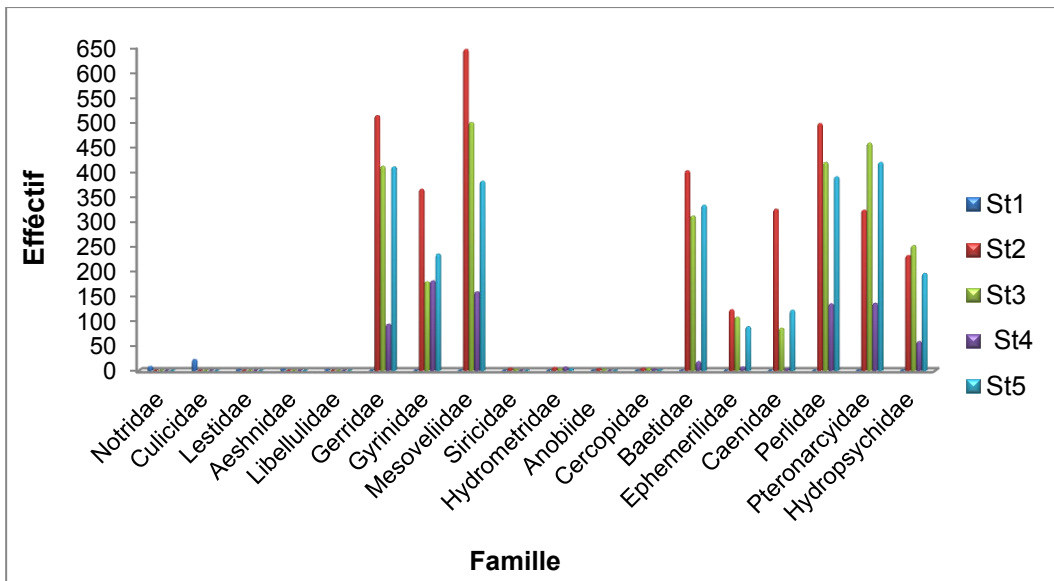


Fig. 45: Distribution globale de la faune dans les stations étudiées

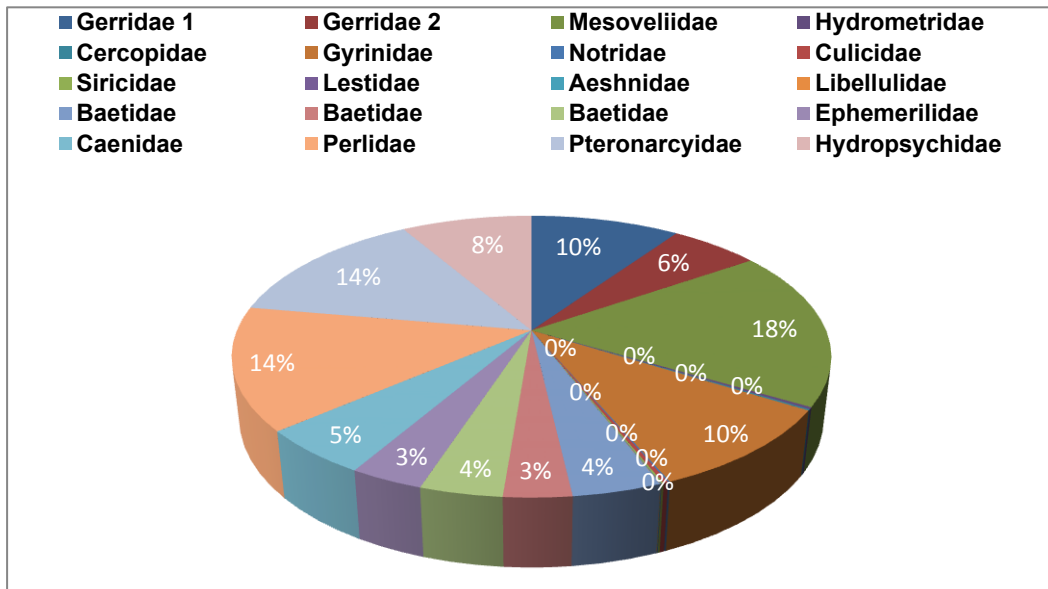


Fig. n° 46 Abondance de la faune globale dans les stations étudiées

D'après la figure 45 et 46 nous avons constaté que la famille la plus abondante est celle des Mésovellidae présente dans toutes les stations étudiées avec un total de 1685 individus, qui représente plus de 18% de la faune inventoriée, suivi par celle des Perlidae et des Pteronarcyidae avec un effectif de 1441 et 1336 individus successivement soit un pourcentage de 14% de la totalité du peuplement recensé pour les deux familles, à l'exception de la St1 qui présente une diversité différente en terme d'abondance et de richesse (famille des Culicidae avec 23 individus, suivi par celle des Notridae avec 9 individus,

Aeshnidae avec 3 individus ,et la famille des Lestidae et celle des Libellulidae avec 2 individus seulement .

II.2.2.Fréquence d'occurrence des espèces étudiées : Fi%

Une seule espèce est dite constante *Gyrinus substriatus* appartenant à la famille des Gyrinidae avec une Fi% de 80,95%, tandis que les Gerridae et Mésoveillidae sont régulières avec une Fi% de 57,14% et 66,66% respectivement, d'autre sont dites accessoires tel que les Perlidae, Pteronarcyidae, éphémères, Baetidae, Ephemerilidae, Caenidae et les Hydropsychidae avec une Fi% qui varie de 23,8% à 42,85.Fi % (voire tab 06).

On remarque également la présence accidentelle des familles des Hydrochidae représentée par une seule espèce : *Hydrochorus sp* avec une fréquence de 23,8%, les Léstidae avec 4,76%, les Aeshnidae 9,52%et les Libellulidae avec une fréquence de 9,52%

II.2.3.Diversité spécifique : Indice de Shannon H'

	0	St1	St2	St3	St4	St5
	Indice équitabilité Taxa S	5	13	13	11	11
	Shannon (bits)	1,152	2,149	2,098	1,924	2,109
0-1	Equitability_E	0,7156	0,838	0,8181	0,8025	0,8797

Tab n°05 : L'indice de diversité H', E, J des 05 stations d'étude en 2016.

Les valeurs de l'indice de diversité de Shannon-Weaver H', de la diversité maximale H' max. et de l'équitabilité E des 05 stations d'étude sont mentionnées au niveau du tableau n°07.

D'une manière générale, les valeurs de H' sont élevées. Ces valeurs traduisent la grande diversité des espèces inventoriées dans les différentes stations étudiées. Pour ce qui est des valeurs de l'indice d'équitabilité, elles sont toutes supérieures ou égale à 0,70. De ce fait elles tendent vers 1. En conséquence, les effectifs des populations échantillonnées ont tendance à être en équilibre entre eux.

II.2.4. Evaluation de la qualité des habitats aquatiques (Exploitation des résultats par une analyse factorielle de correspondance « A.F.C »)

L'analyse factorielle des correspondances (AFC) est utilisée pour déterminer les différentes communautés de l'entomofaune aquatique le long des stations étudiées.

L'analyse de classification hiérarchique ou analyse de regroupement (cluster analysis) est également utilisé pour regrouper les différentes stations selon la richesse taxonomique (Legendre et Legendre, 1998). Le logiciel Past (Paleontological statistics, Version 2016) a été utilisé à cet effet (Hammer et al., 2001).

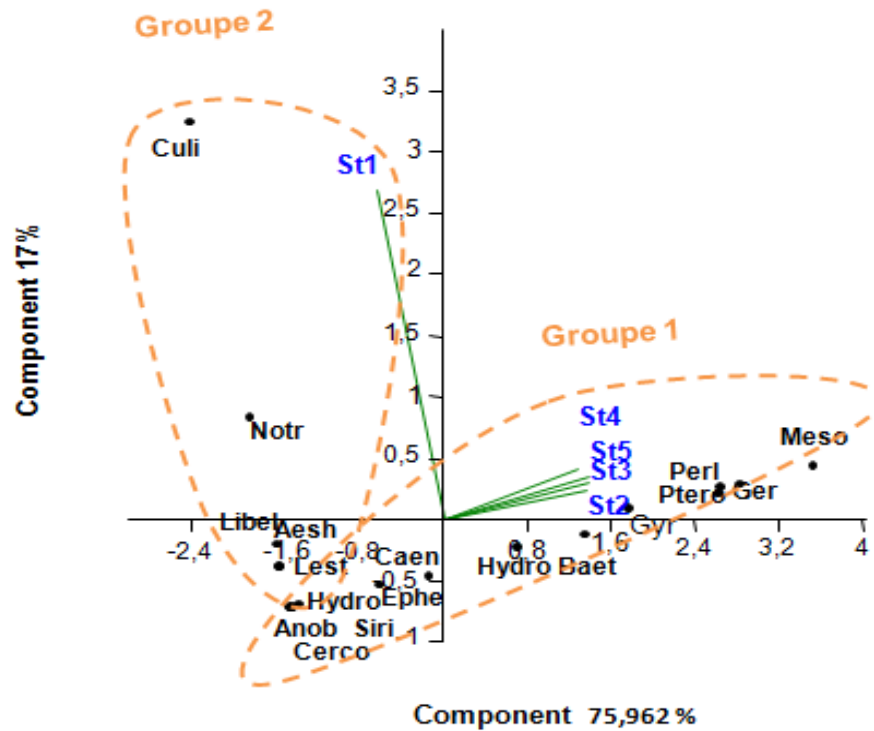
II.2.4.1. Analyse de la distribution de l'entomofaune aquatique globale dans les stations d'étude

L'analyse de la distribution des familles rencontrées dans les stations prospectées est réalisée à travers l'ACP.

Les premiers axes (1 et 2) de l'ACP expliquent 92,967% de l'information de la projection des familles dans les 05 stations (Figure 47)

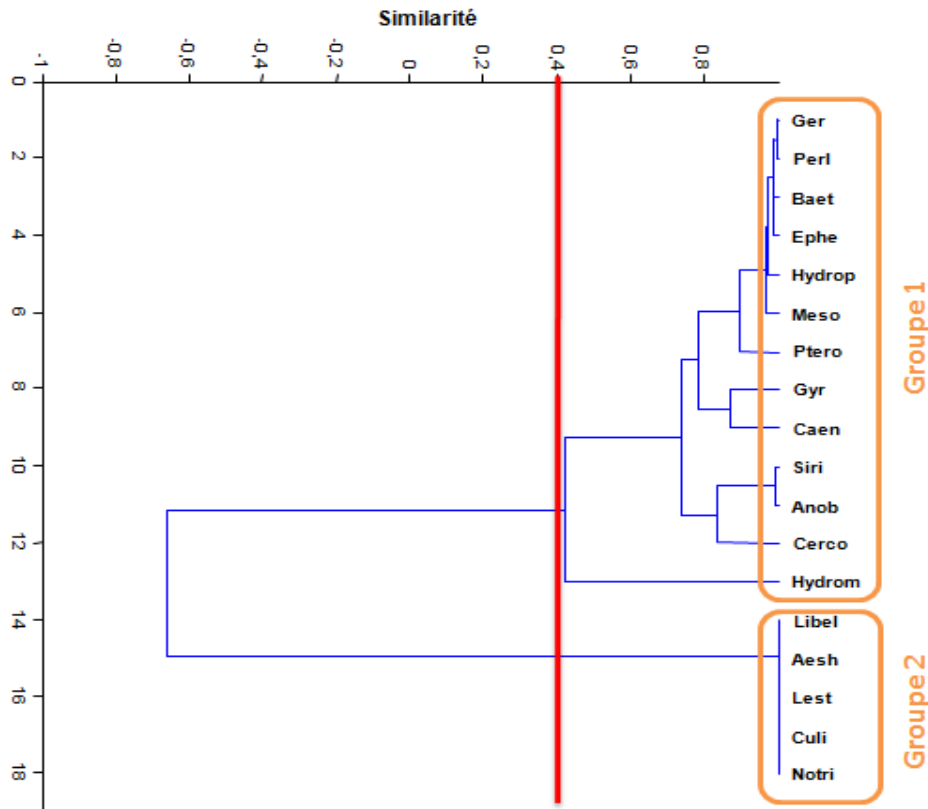
L'AFC a fait ressortir 2 groupes faunistique dans les 5 stations étudiées avec l'axe 1 qui contribue pour 75,962% d'informations et 17,005% pour l'axe 2(Figure 47).

Les coordonnées de chaque familles sont analysées par la CAH (Figure 48) ou d'après la base de similarité (0.4) le calcul des distances euclidiennes présente 02 groupes : Le groupe1 représenté par 13 familles : Hydrometridae, Cercopidae , Gyrinidae . Hydropschidae et Pteronarcyidae ; Gerridae, Perlidae , Mesoveliidae , Baetidae, Ephemerilidae, Caenidae, , Siricidae, et Anobiide, et le groupe 2 représenté par 05 familles : Culicidae, Notridae, Libellulidae, Aeshnidae, Lestidae (Figure 47,48).



Gerridae:Ger; Gyrinidae:Gyr; Mesoveliidae:Meso; Siricidae:Siri; Hydrometridae:Hydrom; Anobiidae:Anob; Cercopidae:Cerco; Baetidae:Baet; Ephemeroptera:Ephe; Caenidae:Caen; Perlidae:Perl; Pteronarcyidae:Ptero; Hydropsychidae:Hydrop, Culi :Culicidae, Nothr :Notridae, Libel :Libellulidae, Aesh :Aeshnidae, Lest :Lestidae, St :Station

Fig n° 47 : Analyse multivariée « AFC » représentant les familles capturées durant la période d'étude des stations échantillonnées au niveau du bassin versant de la Chiffa



Gerridae:Ger; Gyrinidae:Gyr; Mesoveliidae:Meso; Siricidae:Siri; Hydrometridae:Hydrom; Anobiidae:Anob; Cercopidae:Cerco; Baetidae:Baet; Ephemerilidae:Ephe; Caenidae:Caen; Perlidae:Perl; Pteronarcyidae:Ptero; Hydropsychidae:Hydrop , Culi :Culicidae,Notr :Notridae,Libel :Libellulidae , Aesh :Aeshnidae,Lest :Lestidae ,St :Station

Fig n° 48 : Classification hiérarchique des familles capturées durant la période d'étude des stations échantillonnées au niveau du bassin versant de la Chiffa sur l'A.F.C.

La ligne rouge indique le niveau de troncature retenu pour définir les différents groupes

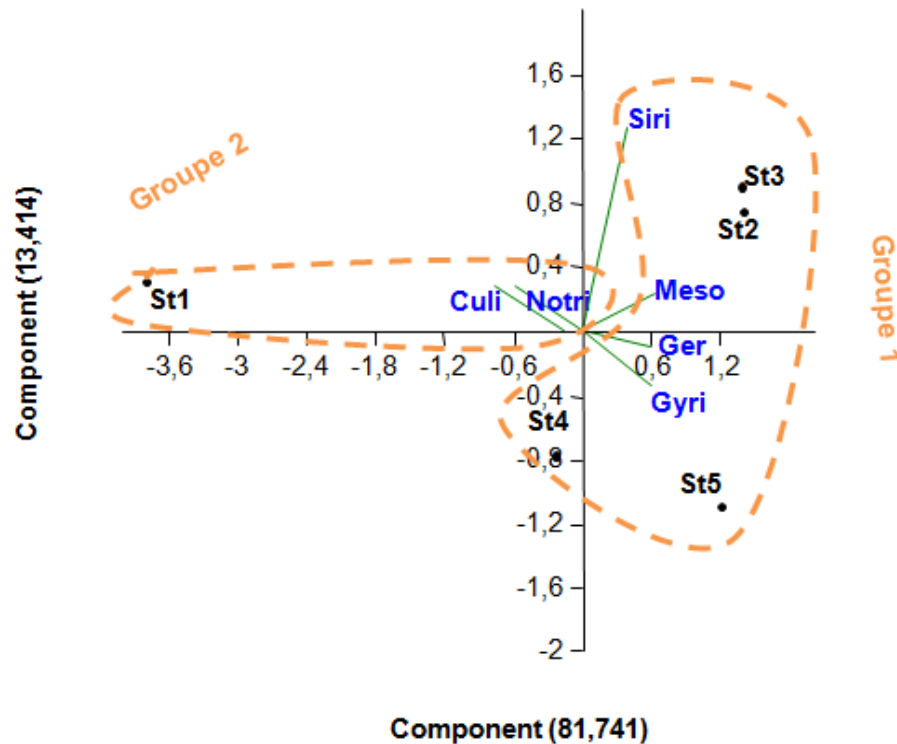
II.2.4.2. Analyse de la distribution saisonnière de l'entomofaune aquatique globale dans les stations d'étude

II.2.4.2.1. Analyse de la distribution hivernale de l'entomofaune aquatique globale dans les stations d'étude

Les premiers axes (1 et 2) de l'ACP expliquent 95,155% de l'information de la projection des familles dans les 05 stations (Fig.49)

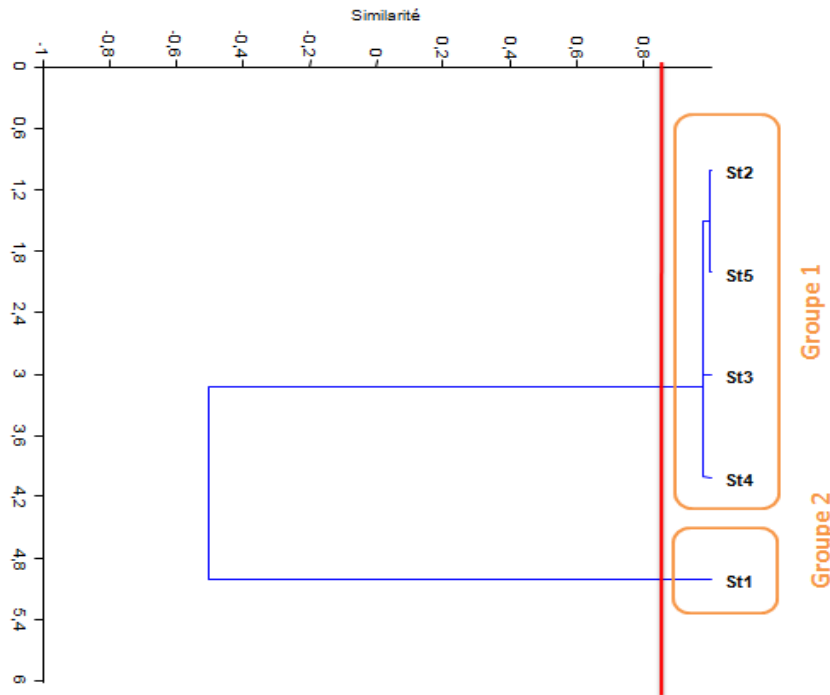
L'AFC a fait ressortir 02 groupes dans les 5 stations étudiées avec l'axe 1 qui contribue pour 87,741% d'informations et 13,414% pour l'axe 2.

Les coordonnées de chaque station et famille sont analysés par la CAH ou les corrélations des vecteurs ou d'après la base de similarité (0,8), le calcul des distances euclidiennes a montré la présence de 02 groupes faunistiques : groupe 01 incluant 2 familles celle des Culicidae et Notridae, groupe 02 avec 04 familles : Mesoveliidae, Siricidae, Gyrinidae, et Gerridae (Figure 50).



Gerridae:Ger; Gyrinidae:Gyr; Mesoveliidae:Meso; Siricidae:Siri; Culi :Culicidae,Notr :Notridae
St :Station

Fig. n° 49 : Analyse multivariée « AFC » représentant les familles capturées durant la période d'étude hivernal des stations échantillonnées au niveau du bassin versant de la Chiffa



Gerridae:Ger; Gyrinidae:Gyr; Mesoveliidae:Meso; Siricidae:Siri; Culi :Culicidae,Notr :Notridae
St :Station

Fig. 50 : Classification hiérarchique des familles capturées durant la période d'étude hivernale des stations échantillonnées au niveau du bassin versant de la Chiffa sur l'A.F.C.

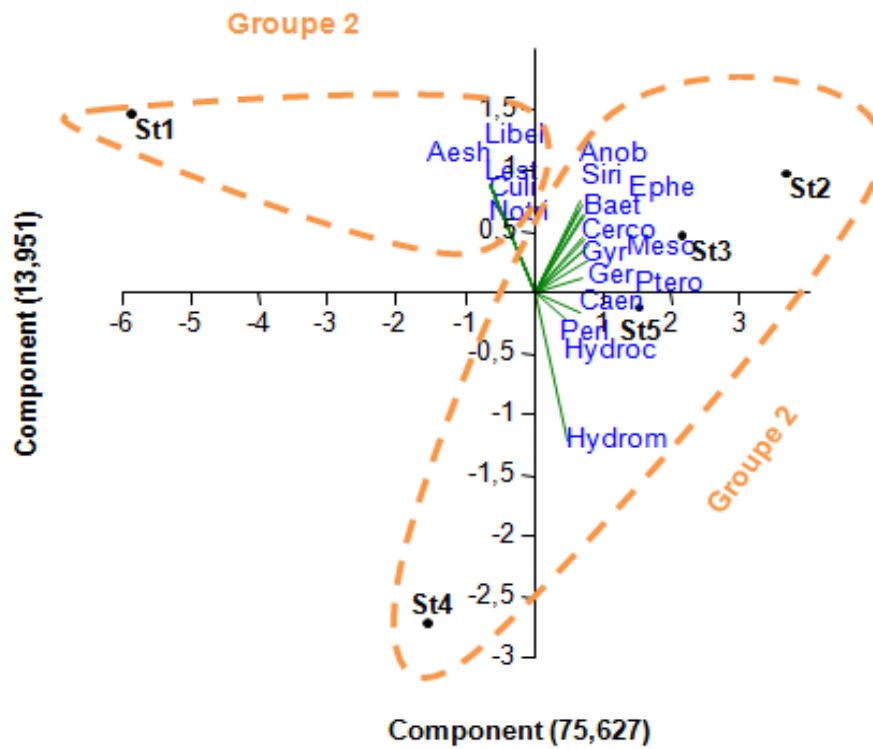
La ligne rouge indique le niveau de troncature retenu pour définir les différents groupes

II.2.4.2.2. Analyse de la distribution printanière de l'entomofaune aquatique globale dans les stations d'étude

Les premiers axes (1 et 2) de l'ACP expliquent 89,578% de l'information de la projection des familles dans les 04 stations (Fig.51)

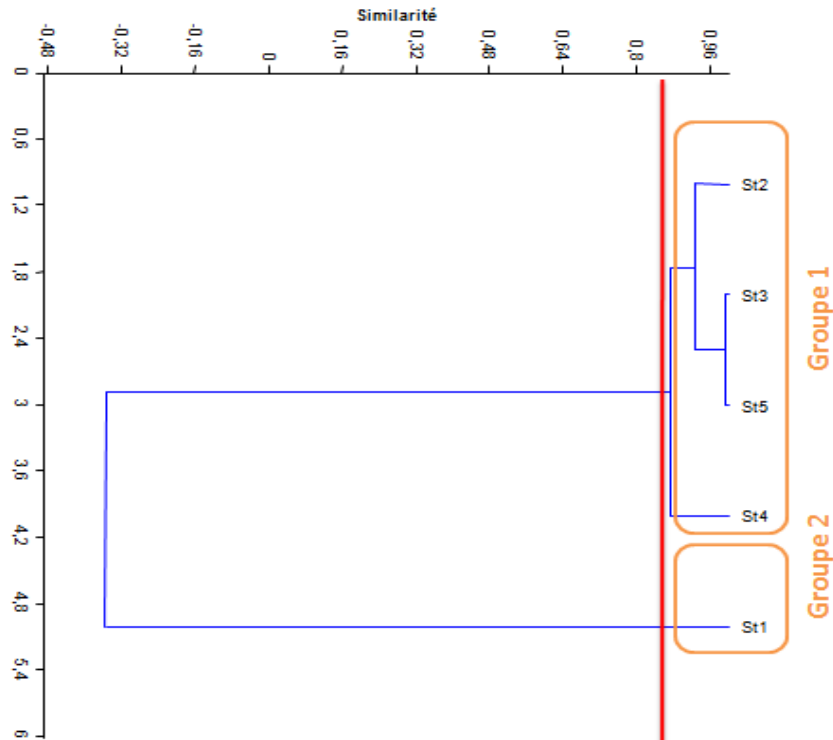
L'AFC a fait ressortir 2 groupes dans les 5 stations étudiées avec l'axe 1 qui contribue pour 75,627% d'informations et 13,951% pour l'axe 2 (Figure.51) Les coordonnées de chaque station et familles sont analysés par la CAH (Figure 52) et les corrélations des vecteurs ou d'après la base de similarité (0,8) le calcul des distances euclidiennes a montré la présence de 02 groupes : groupe 01 incluant 13 Familles : Gerridae, Gyrinidae, Mesoveliidae, Siricidae, Hydrometridae, Anobiide , Cercopidae, Baetidae, Ephemerilidae, Caenidae,Perlidae,Pteronarcyidae,Hydropsychidae,et groupe 02 incluant 05

espèces : Culicidae, Notridae, Libellulidae, Aeshnidae, Lestidae .



Gerridae:Ger; Gyrinidae:Gyr; Mesoveliidae:Meso; Siricidae:Siri; Hydrometridae:Hydrom;
 Anobiide Anob; Cercopidae:Cerco; Baetidae:Baet; Ephemerilidae:Ephe; Caenidae:Caen;
 Perlidae:Perl; Pteronarcyidae:Ptero; Hydropsychidae:Hydroc, St :Station

Fig. 51 : Analyse multivariée « AFC » représentant les familles capturées durant la période d'étude printanière des stations échantillonnées au niveau du bassin versant de la Chiffa



Gerridae:Ger; Gyrinidae:Gyr; Mesoveliidae:Meso; Siricidae:Siri; Hydrometridae:Hydrom; Anobiidae:Anob; Cercopidae:Cerco; Baetidae:Baet; Ephemeroptera:Ephe; Caenidae:Caen; Perlidae:Perl; Pteronarcyidae:Ptero; Hydropterygidae:Hydropt ; St :Station

Fig. 52 : Classification hiérarchique des familles capturées durant la période d'étude printanière des stations échantillonnées au niveau du bassin versant de la Chiffa sur l'A.F.C. La ligne rouge indique le niveau de troncature retenu pour définir les différents groupes

II.2.4.3. Analyse de l'effet de la qualité de l'eau des stations sur la distribution et l'abondance de l'entomofaune aquatique durant la période d'étude

II.2.4.3.1. Analyse de l'effet de la qualité de l'eau des stations sur la distribution et l'abondance de l'entomofaune aquatique durant la période hivernale

L'analyse de l'effet de la qualité de l'eau sur les familles trouvées durant la saison d'étude hivernale dans les 05 stations prospectées est réalisée à travers l'ACP (Figure.53).

L'axe 1 représente les caractères physicochimiques et bactériologiques de l'eau et l'axe 2 représente les diverses familles rencontrées durant la période hivernale d'étude.

L'ACP a fait ressortir 03 groupes dans les 5 stations étudiées avec l'axe 1 qui contribue pour 48,974 % d'informations et 23,842% pour l'axe 2 (Figure.53)

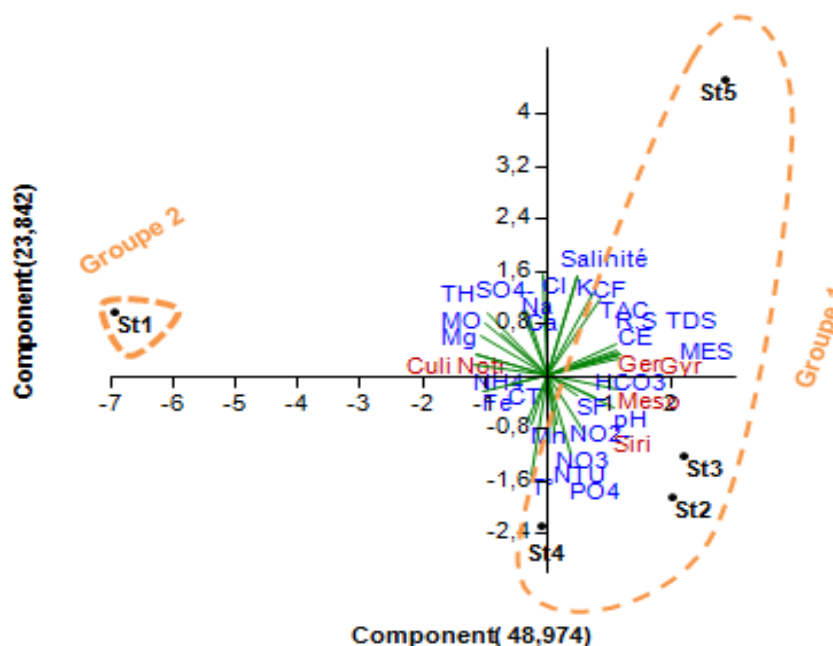
Les premiers axes (1 et 2) de l'ACP expliquent 72,816% de l'information (Figure.53).

La répartition des familles rencontrées pour la St1 se retrouvent sur le coté négatif des axes tandis que la majorité des facteurs physico chimiques et bactériologique de l'eau sont répartis sur l'axe positif accompagné par le reste des stations.

Les coordonnées de chaque famille dans les 5 stations étudiées sont analysées par CAH (Figure 54) et les corrélations des vecteurs ou d'après la base de similarité (2,4) le calcul des distances euclidiennes a montré la présence de 02 groupes : groupe 01 incluant une seule station (St1), et groupe 2 incluant le reste des stations.

Les corrélations obtenues après l'analyse de l'ACP montrent des différences de l'effet des composés physico chimiques et bactériologiques de l'eau sur l'entomofaune aquatique, En effet, nous constatons que la famille des Nutridae et Colicidae sont corrélées positivement avec les

NO_2^- , NO_3^- , NH_4 , HCO_3^- , Ca^+ , Mg , Fe , Mn^+ , Cl^- , MO , R.S , CT , TDS TAC et négativement avec les CE , pH , TH , NTU , T° Salinité, SO_4 , PO_4 , CF , SF (Figure 38), tandis que les autres familles présentes dans le reste des stations sont corrélées positivement avec CE , pH , TH , NTU , T° Salinité, SO_4 , PO_4 , CF , SF et négativement avec les NO_2^- , NO_3^- , NH_4 , HCO_3^- , Ca , Mg , Fe , Mn^+ , Cl^- , MO , RS , CT , TDS TAC . (Figure 55).



Gerridae:Ger; Gyrinidae:Gyr; Mesoveliidae:Meso; Siricidae:Siri; Hydrometridae:Hydrom; Anobiidae:Anob; Cercopidae:Cerco; Baetidae:Baet; Ephemerilidae:Ephe; Caenidae:Caen; Perlidae:Perl; Pteronarcyidae:Ptero; Hydropsychidae:Hydrop; Culi :Culicidae, Nostr :Notridae, Libel :Libellulidae, Aesh :Aeshnidae, Lest :Lestidae, St :Station
 ,CE : La conductivité électrique ; pH :potentiel en Hydrogène ; TAC : Alcalinité ;TH :Dureté Total ;
 NTU : Turbidité ; TDS :Taux de Sels Dissous ; T° :Température ; NO_3^- : Nitrate ; NO_2^- :Azote Nitreux ; NH_4^+ :Ammonium ; SO_4^- :Sulfate ; PO_4^- :Phosphate ; HCO_3^- :Bicarbonate ;
 Ca^+ :Calcium ; Mg^+ :Magnésium ; Fe^+ :Le Fer, Mn^+ :Manganèse, Cl^- :Chlore ; MO :Matière Organique ; R.S : Résidus Secs ; Na^+ :Sodium ; K^+ :Potassium ; MES :Matière en Suspension.

Fig. 53 : Analyse multivariée « AFC » représentant l'influence de la qualité d'eau sur la diversité et distribution des familles capturées durant la période d'étude des stations échantillonnées au niveau du bassin versant de la Chiffa

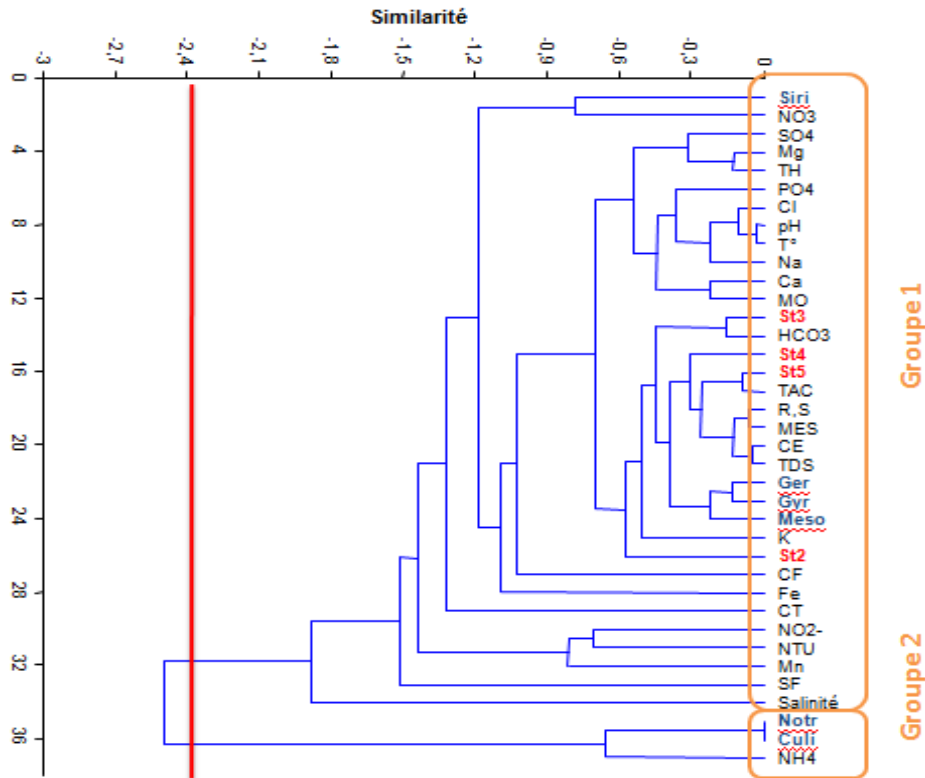


Fig. 54 : Classification hiérarchique de l'influence de la qualité d'eau sur les familles capturées durant la période hivernal d'étude des stations échantillonnées au niveau du bassin versant de la Chiffa sur l'A.F.C.

La ligne rouge indique le niveau de troncature retenu pour définir les différents groupes

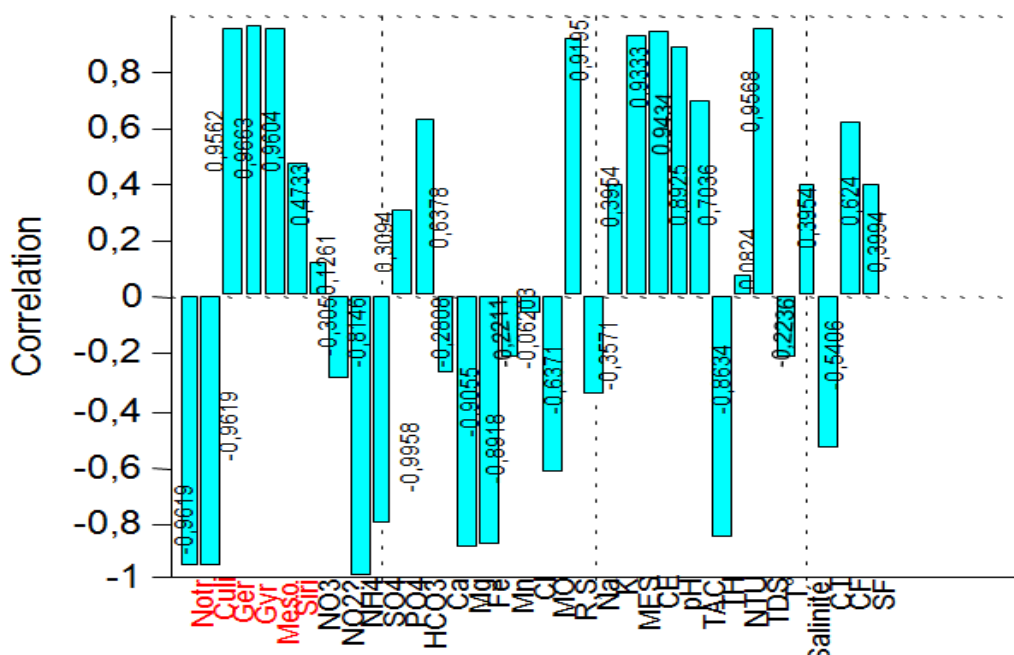


Fig.55 : Corrélation des vecteurs des variables de l'axe1 et axe 2

II.2.4.3.1. Analyse de l'influence de la qualité de l'eau des stations sur la distribution et l'abondance de l'entomofaune aquatique durant la période printanière

L'analyse de l'effet de la qualité de l'eau sur les familles trouvées durant la saison d'étude printanière dans les 05 stations prospectées est réalisée à travers l'ACP (Fig.56).

Les premiers axes (1 et 2) de l'ACP expliquent plus de 68% de l'information (Figure 56) l'axe 1 représente les caractères physicochimiques et bactériologiques de l'eau et l'axe 2 représente les divers familles rencontrées durant la période printanière d'étude.

La répartition des familles rencontrées et des facteurs physico chimiques et bactériologique de l'eau se retrouvent dans les 02 cotés (positif et négatif) des axes.

Les coordonnées de chaque familles sont analysées par la CAH (Figure 57) et les corrélations des vecteurs ou d'après la base de similarité (-1,2) le calcul des distances euclidiennes L'AFC a délimité 02 groupes (figure.57) dans les 5 stations étudiées avec l'axe 1 qui contribue pour 48,974% d'informations et 20,957% pour l'axe 2 ou les corrélations obtenues après analyse de l'ACP montrent une certaine similarité de diversité entre les stations d'étude durant la période printanière : groupe 01 incluant une seule station (St1), groupe 02 incluant les 04 stations St3 et St2,St4,St5.

Les corrélations obtenues après analyse de l'ACP montrent des différences de l'effet des composés physico chimiques et bactériologique de l'eau sur l'entomofaune aquatique rencontrées, En effet, nous constatons que les familles des Nutridae, Colicidae, Libellulidae, Aeshnidae et Lestidae présents dans la St1 sont corrélées positivement avec les NO_3^+ , NO_2^- , NH_4^+ , SO_4^- , PO_4^- , Ca^+ , Mg , Fe , Cl^- , Mn^+ , MO , Na^+ , CT , T° , TH et négativement avec les CE , pH , TAC , TH , NTU , TDS , T° , HCO_3^- , R.S , K^+ , MES , tandis que les autres familles présentes dans le reste des stations St2, St3, St4, St5 sont corrélées positivement avec CE , pH , TAC , TH , NTU , TDS , T° , HCO_3^- , R.S , K^+ , MES et

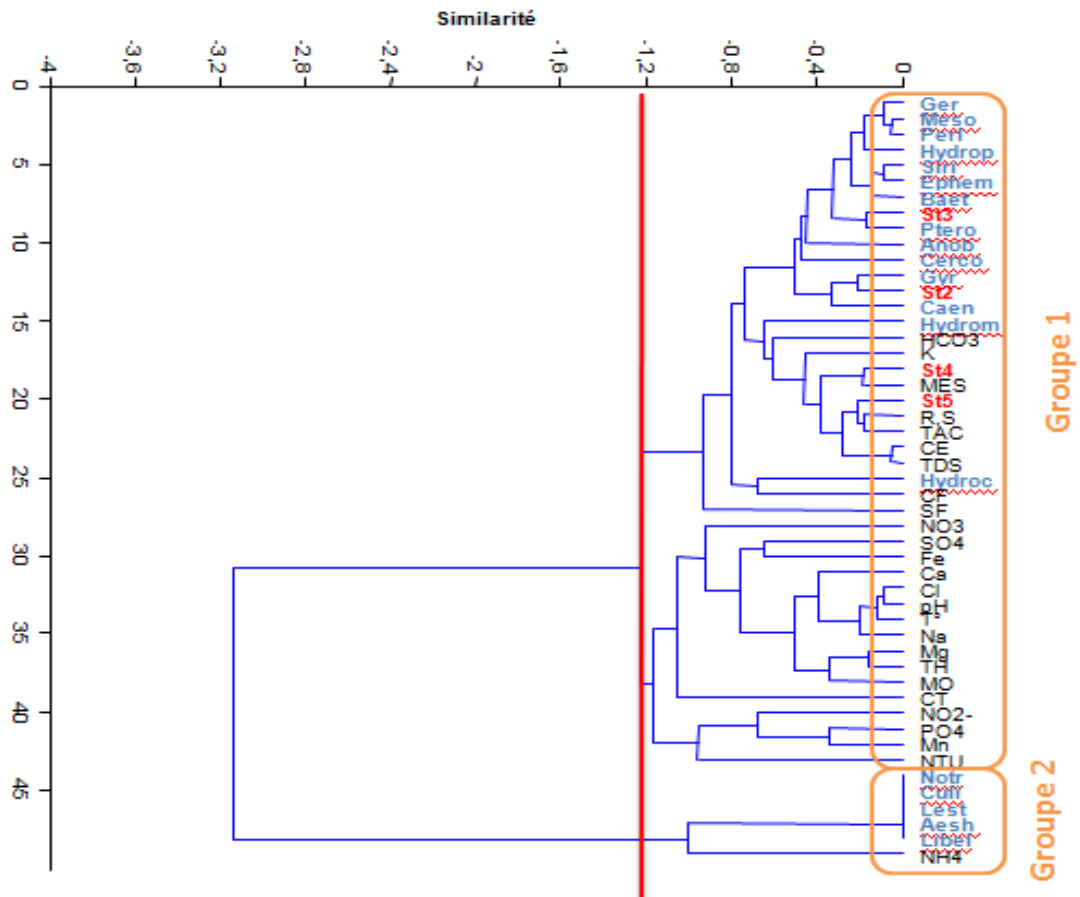


Fig. 57 : Classification hiérarchique de l'influence de la qualité d'eau sur les familles capturées durant la période printanière d'étude des stations échantillonnées au niveau du bassin versant de la Chiffa sur l'A.F.C.

La ligne rouge indique le niveau de troncature retenu pour définir les différents groupes

DISCUSSION

Cette étude traite pour la première fois l'effet de la qualité d'eau sur la disponibilité de l'entomofaune aquatique du **sous** bassin versant de la Chiffa représentée principalement par le Parc National de Chréa. Cinq stations d'études ont été investies : « Lac Tamezguida, Oued El Merdja, Oued El Djir, Oued Mouzaia et Oued Chiffa », qui se localisent dans le secteur d'El Hamdania dans la partie ouest du Parc National de Chréa.

Plusieurs méthodes ont été utilisées dans ce travail afin d'apprécier la qualité des eaux de nos stations durant les deux saisons (hivernale et printanière). Il s'agit notamment des analyses chimiques, physiques et bactériologiques, ainsi qu'un inventaire faunistique (insectes aquatiques) entre janvier et juin 2016.

Comme tout travail expérimental notre étude a confronté des contraintes techniques et financières qui nous ont obligé de s'en passer de certains paramètres chimiques tel que DCO5, DBO5 et O2, les métaux lourds, et de limiter le nombre de répétitions effectuées lors des manipulations.

La qualité des eaux est un facteur et résultat au même temps, le premier rôle apparaît quand les caractéristiques physicochimiques et bactériologiques de l'eau déterminent la vulnérabilité des écosystèmes aux effets destructeurs.

D'après nos analyses et selon les paramètres indicateurs de la qualité des eaux de surface du bassin versant de la Chiffa, ces eaux révèlent une turbidité un peu élevée pour Oued El Djir et Oued Mouzaia qui dépassent la norme proposée par l'OMS (OMS, 2006) (inférieur à 5 NTU).

Pendant la période printanière la turbidité est faible par rapport à la période hivernale où l'apport des eaux de ruissellement augmente la turbidité de l'eau. Les eaux de pluies transportent les particules au cours de leurs passages et augmentent cette dernière. L'augmentation du débit de l'eau entraîne une forte érosion des roches (Lawers, 1987).

En rapport avec les normes de potabilités de l'eau fixée par l'OMS (1994), l'eau est excellente lorsque la température varie entre 20 et 22°C ; passable lorsque la température oscille dans l'intervalle de 22 à 25°C ; médiocre lorsqu'elle est comprise entre 25 et 30°C, ce qui met les eaux de nos stations dans la catégorie des eaux de bonne qualité pour ce paramètre.

Le pH est un paramètre qui nous permet de mesurer l'acidité, l'alcalinité ou la basicité d'une eau. (Gomella et Guerree, 1978 in Azzoug et Lamani, 2005), il est considéré comme étant l'un des paramètres les plus importants de la qualité des eaux. Il doit être étroitement surveillé au cours de la période de prélèvement. (Brisou et Denis, 1980, le pH dépend de l'origine des eaux, de la nature géologique du substrat et du bassin versant traversé (Dussart, 1966; Bermond et Vuichard, 1973). Ce paramètre conditionne un grand nombre d'équilibres physico-chimiques entre l'eau, le gaz carbonique dissous, les carbonates et les bicarbonates qui constituent des solutions tamponnées conférant à la vie aquatique un développement favorable. Dans la plupart des eaux naturelles, le pH est compris habituellement entre 6 et 8,5 alors que dans les eaux tièdes, celui-ci être compris entre 5 et 9 (HCEFLCD, 2007).

Lac Dhaya avec un pH de 7.68 est faible comparé à celui des autres stations. Ces résultats concordent avec ceux de Mahiout (1989). (eau stagnante) L'augmentation du pH enregistrée à partir du point de Oued Chiffa est de 8,09 pourrait s'expliquer par le fait que ces stations soient dans une zone ouverte vers le large, (Aminot et Chaussied, 1983). Les résultats obtenues dans nos stations respectent les normes de l'OMS ($6.5 < \text{pH} < 9.5$) (OMS, 2006).

La conductivité est la capacité d'une solution à conduire le courant électrique. Cette capacité dépend de plusieurs facteurs tels que la nature des ions présents et leurs concentrations totales. Elle donne une idée sur la salinité, permet une bonne appréciation des matières en solution (surtout minérales) dans une eau naturelle et permet de déceler les variations de la composition chimique de l'eau. Une conductivité élevée traduit soit un pH anormal, soit, le plus souvent, une salinité élevée d'origine naturelle ou anthropique (rejet salins) (Azzaoui, 1999).

La conductivité permet de déterminer la capacité de l'eau à conduire l'électricité. En effet, elle permet de juger la quantité de sels dissous dans l'eau. (Pescod, 1985; Rodier, 1996) et de vérifier l'existence de pollution dans l'eau (Ghazali et Zaid, 2013).

La valeur de la conductivité est aussi en relation avec la nature des couches géologiques de la nappe ou de la présence des minéraux indésirables (Guergazi & Achour, 2005). Toutefois, toutes les valeurs observées satisfont la norme (OMS, 2008 = inférieur à 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

L'alcalinité caractérise la capacité que possède une eau à maintenir son pH constant. Elle est proportionnelle à la charge de l'eau en hydrogénocarbonates, carbonates et hydroxydes du milieu. Ces types d'anions constituent le tampon principal des pH des systèmes d'eau douce. Les bicarbonates de calcium ou hydrogénocarbonates de calcium sont des sels d'origines calcaires. Elles sont responsables de la dureté aquatique. Les principaux facteurs qui favorisent l'apparition des bicarbonates sont le déplacement vers les valeurs élevées du pH, de la température et de la salinité (Nisbet et Verneaux, 1970). Néanmoins, les valeurs de TAC enregistrées dans les échantillons prélevés de toutes les stations sont supérieures à la norme proposé par l'OMS $\text{TAC} < 2,5^\circ\text{f}$ (OMS, 2006).

La dureté totale ou titre hydrotimétrique d'une eau correspond à la somme des concentrations en cations, à l'exception des ions H^+ et des cations des métaux alcalins. En pratique, cette dureté est surtout due à la dureté calcique et magnésienne. La dureté de l'eau peut influencer la toxicité et la bioaccumulation des métaux. Elle varie selon les conditions locales des eaux des régions où les roches de fond sont très douces (Mcneely, 1988). D'où le fait que ce paramètre présente une grande différence entre Lac Dhaya et les autres stations d'étude.

Les valeurs de la dureté se situent dans l'intervalle de $3,6^\circ\text{f}$ signalées à Oued El Merdja et $8,99^\circ\text{f}$ au lac Dhaya. Mais ces valeurs sont en dessous de la limite proposée par l'OMS $< 20^\circ\text{f}$ (OMS, 2006).

La salinité varie dans de larges gammes, elle peut constituer un critère de répartition des espèces vivantes. (Aminot et Kerouel, 2004). Mis appart une

légère notification à Oued El Djir allant de 0.1mg/l à 0,13mg/l, le reste de nos stations présente une valeur égale à 0mg/l, Ces résultats sont tout à fait ceux attendue du faite que nos échantillons proviennent d'eau douce satisfaisant ainsi les normes mondiales (OMS 2004).

Les nitrates sont présents dans l'eau par lessivage des produits azotés dans le sol, par décomposition des matières organiques ou des engrais de synthèse ou naturels (Samak, 2002).L'azote est un élément indispensable dans l'édification.

La teneur en nitrates dans l'eau des puits est aussi liée à l'apport des engrais (Chapman & Kimstach, 1996). Le nitrate caractérise la concentration en ion NO_3 . Les teneurs en nitrates enregistrées dans les eaux de nos stations sont inférieures à la teneur suggérée par les normes internationales (50 mg/L) (OMS 2004), ce qui indique que les eaux étudiées ne sont pas assujetties à un risque de pollution par les nitrates. Les fortes teneurs correspondent à la réduction des nitrates en nitrites par les anaérobies sulfito-réducteurs. Elles peuvent également être liées à l'oxydation bactérienne de l'ammoniac (Bengoumi et al., 2004).

Le taux normal en nitrites est fixé à 0.2 mg/l selon l'OMS (OMS, 2004).Pour NO_2^- , les teneurs varient durant la période d'étude mais aucune de ces valeurs ne dépassent la norme proposée par l'OMS.

Dans le cycle de l'azote, les nitrites sont considérés comme étant des ions intermédiaires entre les nitrates et l'azote ammoniacal, ce qui explique les faibles concentrations rencontrées en milieu aquatique qui sont de l'ordre de quelques micromoles par litre d'azote nitreux (Aminot et Chausseied ,1983).

D'après (Aminot et Chausseied ,1983).les nitrates sont réduits en nitrites, ce qui fait augmenter la concentration de ces derniers.

Mais ce que nous remarquons, c'est que malgré les taux importants de nitrites ; les nitrates restent toujours en surnombre. Ceci est visiblement, le reflet d'un apport massif et continu de nitrates ou d'une éventuelle nitrification de l'azote ammoniacal (Aminot et Chausseied ,1983).

D'après (Aminot et Chausseied ,1983).Les eaux de stations étudiées ne présentent aucune contamination par des matières azotées à l'exception de Lac

Dhaya où sa teneur en ammoniacque est supérieure à la norme (0,2 mg/l) WHO 2008 Sachant que notre site présente une pollution microbiologique élevée, nous supposons que l'ammonium est oxydé par les bactéries nitrifiantes, d'où les taux élevés de nitrites et nitrates trouvés précédemment).

Les sulfates (SO_4^{-2}) proviennent du ruissellement ou d'infiltration dans les terrains à gypse. Ils résultent également de l'activité de certaines bactéries (chlorothiobactéries, rhodothiobactéries, etc.). Cette activité peut oxyder l'hydrogène sulfuré (H_2S) toxique en sulfate (HCEFLCD, 2006). D'après les résultats des échantillons analysés, les valeurs enregistrées sont toutes supérieures à la norme de l'OMS (OMS 2004) 0.05 à 1 mg/L relative à la qualité des eaux, où la valeur maximale a été signalée au niveau du Lac Dhaya suivi par Oued El Djir.

La valeur moyenne des sulfates dans les eaux est proche de (50 mg/l) ce qui montre que les eaux en question sont conformes aux normes en vigueur.

Le phosphore, l'un des nutriments importants, peut se trouver sous différentes formes oxydées. C'est un élément de base des acides nucléiques ADN et ARN. Il participe à la distribution de l'énergie dans le corps humain (Claude et al., 1998), et représente un élément biogène indispensable à la croissance des algues.

Les teneurs élevées de cet élément dans les eaux de surface peuvent entraîner leur eutrophisation. Cependant, ils ont un effet bénéfique en jouant un rôle régulateur : ils favorisent tous les phénomènes de fécondation, la mise à fruit et la maturité des organes végétatifs (Vilain, 1989).

Ces valeurs permettent de classer ces deux stations (lac Dhaya et Oued El Djir) dans les eaux de mauvaise qualité selon les normes d'OMS (OMS, 2004). concernant la classification des eaux de surfaces (<0,2mg/l).

Le calcium est l'élément le plus répandu dans la nature (évaaporites, carbonates, etc.) surtout à l'état d'hydrogencarbonates ou sous formes de sulfates ou chlorures. Il tient sa valeur globale de la nature géologique du milieu en particulier de grandes masses de roches organogénèse. (Sacchi et Testrad, 1971).

Les teneurs en calcium des eaux analysées de nos stations sont toutes inférieures à la concentration maximale admissible qui est de 200 mg/l édictée par les normes locales (N.A, 1992) pour l'eau potable.

La présence de fer dans l'eau peut favoriser la prolifération de certaines souches de bactéries qui précipitent le fer où corrodent les canalisations. L'eau est ferrugineuse notamment dans les nappes captives de la craie et des sables de l'Albien. Un traitement spécifique est alors nécessaire (précipitation en milieu oxydant) (Guillemin et Roux ,1992).

La concentration en fer dans toutes les stations est inférieure à la norme recommandée par l'OMS (0,5 - 50 mg/l). (OMS, 2006).

Les eaux trop riches en chlorures sont laxatives et corrosives (Humbert et Pommier, 1988 in Tarik, 2005), La concentration des chlorures dans l'eau dépend aussi du terrain traversé. Selon les normes proposées par l'OMS, la concentration en cet élément ne devrait pas dépasser les 300 mg/l, et c'est le cas pour nos stations d'étude (OMS, 2006).

Tout de même les valeurs ne dépassent pas les normes, de ce fait, et concernant ce paramètre ainsi discuté, la qualité de l'eau au niveau de la région d'étude est excellente.

La matière organique dissoute (MOD) peut présenter un intérêt car elle inclut les nutriments organiques (par exemple les acides aminés). Toutefois, une fraction toujours majoritaire de la MOD est constituée de formes réfractaires non assimilables (de type matières humiques). Compte tenu de sa nature complexe, la MOD est encore peu étudiée. On l'aborde globalement par ses éléments chimiques essentiels tels que le carbone et l'azote (parfois le phosphore). Difficile à mesurer et à interpréter, la MOD est rarement incluse dans les programmes de suivi du milieu (Aminot et Kerouel, 2004).

L'indice permanganate (IP) nous a permis d'estimer la concentration en matières organiques présente dans les eaux de surface de nos stations ou la concentration enregistrée en période hivernale est nettement inférieure à celles de la saison printanière, ces valeurs ne dépassent les normes proposés que dans la Lac Dhaya(OMS,2004).

Selon les résultats des analyses effectuées durant la période d'étude, Les teneurs en sodium sont globalement peu concentrées. Aucune valeur ne dépasse les 150 mg/l n'est enregistrée dans la région d'étude. Les teneurs en sodium varient de 15 mg/l à 30 mg/l concernant ce paramètre (OMS, 2006).

Les résidus secs présentent une grande variabilité dans les stations d'étude

Selon les quantités recueillies, elles sont classifiées comme suit :

- plus de 1 500 mg/l : eau riche en sels minéraux ;
- entre 500 et 1 500 mg/l : eau moyennement minéralisée ou oligominérale ;
- entre 50 et 500 mg/l : eau faiblement minéralisée ;
- résidu sec < 50 mg/l : eau très faiblement minéralisée.

Tout de même les valeurs ne dépassent pas les normes de l'OMS de ce fait, et concernant ce paramètre ainsi discuté, la qualité de l'eau au niveau des stations d'étude est excellente. (OMS, 2006).

Les teneurs élevées en matières en suspension peuvent être considérées comme une forme de pollution (Rodier, 1984). Les valeurs obtenues concernant les MES en période printanière sont supérieures à celles mesurées en période hivernale. La Norme de l'OMS fixée à 1000 mg/l en placant ces eaux dans la grille de bonne, moyenne à très mauvaise qualité (OMS, 2006).

Sur le plan bactériologique, la recherche des germes totaux, Coliformes et des Streptocoques fécaux dans les échantillons d'eau montre des valeurs un peu élevées expliquées par leurs expositions directes aux eaux de ruissellements qui viennent y tomber chargées de nombreuses substances contaminantes (Mechahed et Yakoubi, 2009 ; Fouad et al., 2013 b). Ces germes sont peu ou pas pathogènes, ils sont révélateur de contamination fécale et entraînent par leur abondance la présomption de contamination plus dangereuse (Figarella et al, 2001), la présence des spores des Anaérobies sulfito-réducteurs dans une eau naturelle fait penser à une contamination fécale et en l'absence de bactéries Coliformes, à une contamination déjà ancienne ce qui est le cas dans notre étude où les coliformes totaux dans lac Dhaya et Oued Chiffa dépassent la recommandation (10 coliformes totaux dans 100 ml d'échantillon) (OMS, 1994).

Elles sont très résistantes et leur présence est un bon indicateur de la vulnérabilité des aquifères et des puits (Travel et al., 2006),

Malgré cela, tous les paramètres bactériologiques effectués ne satisfont pas les normes proposées l'OMS (1994), sauf pour les Clostréduim.

Afin de mesurer les effets de la pollution de l'eau, Cette approche classique, paramètres physicochimiques, peut être complémentée par un suivi biologique qui consiste à utiliser des organismes vivants (indicateurs biologiques),

Toute fois, afin de pouvoir étudier un milieu aquatique, il est nécessaire de disposer d'une méthode d'échantillonnage reflétant fidèlement la biodiversité du milieu

Bien que des protocoles standardisés ou représentatifs de collectes des invertébrés aquatiques existent dans de nombreux pays des zones tempérés (Nixon et al ,1996), très peu d'études ont été réalisées à ce sujet dans les zones néo tropicales (Mathooko et al, 1992) et elles sont quasiment inexistantes en Guyane française (Gelemet ,2005). De même, il n'existe pas d'études sur des protocoles adaptés au système « oued » au niveau des oueds nord Africains.

En Afrique du Nord les études hydrobiologiques se sont multipliées ces dernières années. Nous citons les travaux de Pihan et Mohati (1948), Yacoubi et Khebiza (1987), Ajakane (1988) et Boulal (1988) au Maroc, les travaux de Ait Mouloud (1987), Louanaci(1987), Arab (1983,1989 et 2004) et Zouakh (1995) en Algérie et plus particulièrement dans l'ouest d'Algérie plusieurs travaux ont eu lieu dans la Tafna, en particuliers ceux de Gagneur et Thomas 1988 ; Gagneur et Aliane (1991) ; Gagneur et Chaoui Boudghene (1991), Taleb et al.(2004), Belaidi et al.(2004), Taleb et al. (2008) ; Bouzid (2009).

La biodiversité est accrue par l'hétérogénéité spatio-temporelle des conditions du milieu (Ward et Stanford, 1983b), qui procure aux communautés un large éventail de possibilité de développement (Feminella et Resh, 1990). La connaissance des relations entre les organismes et leur environnement, est indispensable pour la compréhension du fonctionnement des écosystèmes (Begon et al.1996).

Les études faunistiques (invertébrés benthiques), écologique (répartition spatiale, structure des communautés) revêtent d'une importance primordiale dans la compréhension du fonctionnement et de la gestion des systèmes naturels et, d'autre part, dans l'évaluation de l'état de santé écologique des hydrosystèmes (Dakki, 1979 ; El Agbani, 1984 ; Bouzidi, 1989 ; Fekhaoui M. 1990 ; Dakki M, 1992).

Les macroinvertébrés sont de bons bioindicateurs en raison de leur sédentarité, leur grande diversité et leur tolérance variable à la pollution et à la dégradation de l'habitat [15], et reflètent particulièrement bien l'état écologique du cours d'eau en réagissant très vite aux changements survenant dans leur environnement.

En considérant la distribution spatiale des espèces, les macroinvertébrés benthiques sont très affectés par leur environnement biotique et abiotique (Zouggaghe & Moali, 2007). Leur répartition est liée en grande partie à des facteurs environnementaux (Richards et al, 1993, Tate & Heiny, 1995, Benbow et al, 2003).

Les peuplements entomofauniques de notre zone d'étude sont comme le reste des macroinvertébrés benthiques des intégrateurs des altérations de qualité d'eau et d'habitat, et ont été étudiés sur les 5 stations pour bien englober notre zone d'étude et avoir une image plus représentative sur ces peuplements

Nos résultats bien que préliminaires ont permis l'inventaire de 21 taxons aquatiques dont 05 Hémiptères, 05 Éphéméroptères 03 Coléoptères, 03 Odonates, 02 Plécoptères 01 Diptères, 01 Hyménoptères et 01 Trichoptères.

Selon nos résultats, la faune récoltée des Hétéroptères compte 3417 individus dans le bassin versant soit 33,8% de la faune totale inventoriée. Ils sont constitués par quatre familles différentes dont l'abondance diffère d'une famille à l'autre : deux espèces appartenant à la famille des Gerridae (15,29%) représentée par *Gerris lacustris* (9,48%) et *Aquarius najas* (5,81), la 2^{ème} famille est celle des Mesoveliidae, avec une seule espèce *Mesovelia furcata* (18,16%), contre la 3^{ème} famille : les Hydrometridae représentée par une unique espèce aussi *Hydrometra stagnorum* (0,22%), et la dernière famille avec une seule espèce aussi (0,13%).

La répartition des Hétéroptères dans nos stations révèle l'existence de ces invertébrés dans toutes les stations à eau courante avec des proportions variables. En effet, le nombre des individus récoltés dans les quatre dernières stations est plus important que celui du lac Dhaya (eau stagnante) (Latreille, 1810)

Les Ephéméroptères constitue le premier rang des insectes aquatiques, ils occupent souvent les principaux biotopes des torrents, des ruisseaux, et des rivières (Thomas, 1981). Les larves présentent de très nombreuses adaptations morphologiques notamment pour s'adapter aux courants rapides (Gattolliat, 2000; 2001b)

Gagneur et Thomas (1988) signalent que les Caenidae sont résistants à la forte minéralisation. D'après Dakki et Algbani, (1983) et Bouzidi et Guidicelli (1994), il est également typique des ruisseaux de sources et de cours d'eau de moyen Atlas, du haut Atlas, du Rif et du plateau centrale.

Pour les Éphéméroptères ils sont représentés par trois familles récoltées dans notre étude; trois espèces appartenant à la famille des Baetidae qui est la plus abondante dans cet ordre représentant 10,89% du total des captures avec 1009 individus de la totalité de cette famille, et qui sont représentées par *Nigrobaetis colonus*(3,96), *Cloeon sp1*(3,09)et *Cloeon sp2*(3,77), contre la deuxième famille les Ephemerilidae(3,75) représentée par une seule espèce non déterminée ,et la dernière famille est celle des Caenidae(5,28) du peuplement représentée aussi par une seule espèce non déterminée et qui occupe la première place.

Les coléoptères sont les seuls insectes holométaboles à se présenter à la fois sous la forme imaginale et sous la forme larvaire dans les milieux aquatiques. Ils colonisent divers habitats : sources, ruisseaux de sources, rivières à eau modérément courante et rivières à eau quasi-stagnante et riche en végétation (Tachet et al, 1984).

Pour l'ordre des Coléoptères, ils sont représentés par trois familles ; celle des Gyrinidae représentée par une seule espèce qui est *Gyrinus substriatus*, la deuxième est celle des Notridae représentée par une seule espèce *Noterus*

clavicornis, et la dernière famille est celle des Hydrochidae représentée par une seule espèce *Hydrochorus sp.*

Les Coléoptères collectés au niveau des stations. Ils constituent un groupe plus ou moins diversifié que les autres groupes. En effet, si on prend en considération la richesse taxonomique au niveau des familles des coléoptères collectés, les Gyrinidae (9,75%), sont les mieux représentés que les autres familles : Hydrochidae (0,13%), Notridae (0,08%). Au total, le nombre des genres récoltés est de l'ordre de 1008; les Gyrinus sont numériquement les plus inventoriés .

Les Coléoptères qui forment un groupe diversifié d'un point de vue taxonomique est peu abondant. Les coléoptères existent dans notre matériel sous deux formes larvaire et adulte. 3 familles ont été récoltées dans cette étude, ils sont des organismes eurythermes, colonisant les eaux peu courantes (Berthelemy, 1966), ils sont peu abondants, d'après Boumaiza (1994) ils prolifèrent en plaine, à altitudes moyennes ou peu élevées.

Les Odonates récoltés dans la présente étude sont représentés en très faibles proportions comparés aux Diptères, aux Éphéméroptères, aux Trichoptères et aux Coléoptères et aux plécoptères. En effet, la prospection de toutes les stations nous a permis de récolter seulement 07 individus ,soit 0,04% de la faune totale, et ceci au niveau de lac Dhaya .Ces invertébrés sont repartis en trois familles ; un Zygoptère(0,01%) appartenant à la famille des Lestidae représentée par une seule espèce non déterminée, pour les Anisoptère(0,02%) une seule espèce non déterminée appartenant à la famille des Aeshnidae et une dernière espèce non déterminée appartenant à la famille des Libellulidae'0,01).(Djemai ,2013).

Quant aux Plécoptères sont représentés par deux familles celle des Perlidae 14,08 % contre celle des Pteronarcyidae 13, 84% représenté chacune par une seule espèce non déterminée. (Burmeister, 1839)

Pour les Diptères représentés par une seule famille les Culicidae incluant une seule espèce *Culex pepins* ; contre une seule espèce *Tremex sp* appartenant à la famille des Siricidae pour l'ordre des Hyménoptères ; pour les Trichoptères

une seule espèce identifiée *Hydropsyche sp* appartenant à la famille des Hydropsychidae.

Les Diptères possèdent une large distribution altitudinale et une grande capacité de coloniser les biotopes pollués et non pollués (Moubaled, 1986), ce sont des animaux connus par leur tolérance à la pollution, habituellement plus abondants dans des cours d'eau de mauvaise qualité, et préfèrent généralement des températures élevées. Le peuplement de Simulidae semble important dans les stations d'amont, leur importance peut être attribuée aux formes torrenticoles et à la remontée des espèces à la recherche des conditions plus favorable (Haouchine, 2011).

Les Hydropsychidae sont les plus abondants et les plus fréquents, Lounaci (2005) a signalé leur abondance et leur fréquence dans les cours d'eau d'Algérie, ils sont des Eurythermes à large répartition altitudinale.

Concernant les Hyménoptères la présence d'une seule famille est marquée : celle des Siricidae représentée par une seule espèce du genre Tremex(0,09%)marqué par 10individus.

Les Trichoptères récoltés sont généralement représenté par la seule famille d'Hydropsychidae et par le genre Hydropsyche : 851 individus d'Hydropsyche ont été inventoriés, soit 8,42% du peuplement total. Comme déjà noté par Tachet et al., 2006 [8], le phénomène de l'anthropisation de l'oued, pourrait être à l'origine d'une disparition des taxons polluo-sensibles et de la prolifération des groupes polluo-tolérants tels que les Chironomidae.

A titre comparatif, les peuplements du Lac Dhaya sont nettement moins diversifiés par rapport aux autres cours d'eau, notamment ceux de l'oued Chiffa oued El Diji,Oued ,El Mérdja,Oued Mouzaya.

Ceci pourrait être lié aux facteurs naturels et/ou anthropiques influençant ce cours tel que les rejets industriels et domestiques, sans doute, contribue considérablement à l'installation de conditions particulières (globalement défavorable) à la présence d'un peuplement très diversifié, caractéristique de ce cours d'eau.

D'après Zouggaghe et Moali (2009), pour les communautés de macroinvertébrés benthiques, la différence est très remarquable entre la période estivale et la période printanière avec une abondance des insectes en été par rapport au printemps, même chose est observée pour les gastéropodes. En revanche, la tendance est inverse pour les oligochètes.

L'analyse des données écologiques des peuplements a permis d'identifier d'une part, les zones supérieures des cours d'eau avec un nombre d'espèces assez réduit) et d'autre part, les zones de moyenne montagne et de plaine avec une richesse spécifique plus élevée (dominées par les Héteroptères, Epheméroptères, les Trichoptères, les Coléoptères et les Diptères Plécoptères). Les variations de cette biodiversité sont principalement dues aux caractéristiques mésologiques des stations tels que la nature du substrat, la vitesse du courant, la température de l'eau (Hynes, 1971 ; Lavandier, 1979) et les caractéristiques chimiques de l'eau (Gagneur & Thomas, 1988). En effet, les variations de ces paramètres le long des cours d'eau, en relation avec d'autres facteurs structurant comme l'altitude (Lounaci et al., 2000b) ou bien les caractéristiques morphodynamiques comme l'existence plus ou moins importante de la ripisylve (Berthélemy, 1966 ; Maridet et al., 1996), la pente influent sur la répartition de la faune aquatique.

Notre région d'étude, est soumise à un climat méditerranéen, caractérisé par des pluies concentrées sur la saison fraîche à jours courts avec de longues périodes estivales sèches (Emberger, 1955), nos résultats bioclimatiques ont révélé que notre zone d'étude a vécu des variations marquées par une augmentation significative de l'amplitude thermique de 1°C à 4°C, une diminution des précipitations moyennes mensuelles de plus de 10mm, une prolongation de la saison sèche jusqu'à 8 mois. Ces variations se déroulent dans le contexte d'un éventuel changement climatique vécu ces dernières décennies. L'Afrique du Nord diffère de la partie méditerranéenne de L'Europe, avec un climat méditerranéen accentué, les valeurs extrêmes de température durant l'été, et des inondations en hiver et au printemps, suivies par de longues périodes sèches, entraînent une diminution d'espèces d'invertébrés benthiques par rapport à la région continentale

méditerranéenne Européenne (Giudicelli et al. 1985, Lounaci 1987, Lounaci et Daoudi 1996).

La disparition de certains taxons est liée soit à la pollution qui apparait aux valeurs de conductivité et de DBO5 qui sont plus élevées que celle des années 80, on cite par exemple, le genre *Ephemerella* et le genre *Habrophlebia* appartenant à la famille des Ephemerilidae, qui vivent dans les eaux moins minéralisées (Gagneur et Thomas, 1988), soit à la température comme les plécoptères, leur distribution correspond à la zone des eaux non polluées à faible minéralisation (conductivité $<1000\mu\text{S}/\text{cm}$) (Gagneur et Aliane, 1991), or les stations qui ont hébergé ce taxon marque toujours une conductivité $<1000\mu\text{S}/\text{cm}$, alors, la répartition des Plécoptères (sténothermes des eaux froides) est en fonction de la température (Aubert, 1959 ; Giani, 1983), donc leur disparition est liée essentiellement à l'élévation de la température.

Toute altération du milieu aura des conséquences sur la biodiversité qui se traduit par une modification de la composition spécifique des peuplements (Cayrou et al, 2000). Dans la zone ou la température du jour et l'amplitude thermique élevée, constitue le facteur limitant le plus important pour les macroinvertébrés benthiques (Jacobsen et al. 1997), qui provoque une forte évaporation, conduisant à une faible diversité des micro-habitats, et à des conductivités élevées (Lounaci, 1987), par conséquent, cette zone est caractérisée par une faible richesse taxonomique, qui peut être due aussi aux perturbations dans le milieu (rejets urbains et industriels, et aux activités agricoles), cette répartition de la faune benthique dans les cours d'eau est renvoyée à l'action de la température (Lavendier, 1979 ; Thomas, 1981 ; Angelier et al 1985 et Vinçon, 1987) la faible diversité des zones de plaine peut aussi être attribuée à une température de l'eau élevée, ainsi qu'au faible débit. Les perturbations observées peuvent être considérées comme des résiliations du réchauffement des eaux des plaines, où la conductivité est très élevée (Gagneur et Thomas, 1988).

CONCLUSION GÉNÉRALE

Le sous bassin versant de la Chiffa est un régime caractérisé par l'irrégularité des écoulements et par des manifestations hydrologiques brutales. Le régime annuel est marqué par un écoulement faible en été et en automne et par un écoulement important en hiver et au printemps.

Les différentes analyses effectuées sur les échantillons d'eau du bassin versant de la Chiffa, ont permis de révéler le comportement de certains paramètres descriptifs de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux.

Malgré les efforts de l'état pour le contrôle des eaux de surface, les eaux du bassin sont encore à l'abri de contamination par les nitrates, nitrites, fer, manganèse, magnésium et ammoniac. De plus, ils sont à l'écart de contamination par des bactéries Clostridium, mais ces mêmes eaux de surface contiennent une TAC, MES, sulfates, phosphore, turbidité et MO et des germes testant de contamination fécale et totale élevée pour la plus part des stations en particulier celle du Lac Dhaya et Oued El Djir, de ce fait nous pouvons considérer les eaux de ces deux stations sont susceptibles d'être polluées.

L'inventaire faunistique réalisé dans la présente étude constitue une première base de données importante. La faune étudiée est caractérisée par une diversité taxonomique variable.

La faune recensée dans ce travail se compose de 10101 individus correspondant à 18 Familles et à 21 taxons appartenant à 08 ordres (Hétéroptères, Ephéméroptères, Plécoptères, Coléoptères, Trichoptères, Diptères, Hyménoptères, Odonates). L'effectif du peuplement benthique a montré que les Hétéroptères, les Ephéméroptères Plécoptères, Coléoptères sont dominants. Les Diptères, les Hyménoptères et les Odonates ne constituent qu'une faible fraction de la faune récoltée. Les taxons *Mesovelgia furcata* (1835 individus), Perlidae (1423 individus), *Pteronarcyidae* (1398 individus), *Gyrinus substriatus* (985 individus), *Gerris lacustris* (1688 individus) sont les plus numériquement inventoriées.

L'abondance entomofaunistique fluctue suivant les stations, elle varie entre 39 et 3477 individus, elles sont plus fortes dans les stations Oued Chiffa, suivi par les Oued El Merdja et Oued El Djir avec un total de 3447 individus et de 2738 et 2581 individus respectivement, alors que la valeur la plus faible a été marquée dans Lac Dhaya avec 39 individus seulement.

Les différents indices biologiques utilisés à savoir (AR%, Fi%, Shannon et Equitabilité) ont permis l'étude descriptive du peuplement et voir certains effets de la qualité d'eau sur l'entomofaune aquatique, ainsi que le Test Wilcoxon utilisé pour la caractérisation des eaux du bassin versant de la Chiffa, discriminent mieux les stations d'étude selon leurs niveaux de pollution.

La distribution spatio-temporelle des espèces est précisée grâce à l'analyse factorielle des correspondances AFC et la classification ascendante Hiérarchique CAH ainsi que les vecteurs de corrélation, ils ont permis d'individualiser plusieurs affinités entre les propriétés physico chimiques et bactériologiques des eaux de stations d'une part et la faune recensée d'une autre part.

La richesse spécifique des stations dépend des conditions écologiques au niveau de chaque station; elle est d'autant plus élevée quand le biotope est hétérogène et moins influencé par les activités anthropogéniques. Le lac Dhaya est une source d'eau que nous pouvons considérer pauvre en faune (entomofaune aquatique) comparé à la faune inventoriée au niveau des oueds.

En perspectives, il serait intéressant à l'avenir de prospecter de façon approfondie les différents réseaux hydrographiques et engager des suivis annuels avec un plus grand nombre de stations afin d'établir l'influence des facteurs du milieu sur la distribution de l'entomofaune. Certaines mesures de protection devraient être prises afin de préserver les milieux aquatiques.

Une réglementation en vigueur doit être mise en place pour le maintien en bon état des oueds, il faut mettre l'accent sur l'éducation et la sensibilisation de la population par des moyens d'information afin qu'elle puisse prendre de l'importance de l'eau et sa qualité.

1. **Afnor, (1997).** Qualité de l'eau. Recueil des Normes Françaises Environnement.
2. **Ait mouloud S ,1988.** Essais de recherche sur la dérive de la macro invertébrée dans l'oued Aissi : faunistique, écologie et biogéographie. Thèse magister. Univ des sciences et de la technologie. Houari Boumediene : 119p
3. **Ait Mouloud, 1981,** sur la faune des cours d'eau de l'oued El Harrache 11-156 p
4. **Agaouad (2000).** Etude dans la région de Ain Ben Noui (Biskra), sur l'entomofaune de trois stations cultivées à Djanet,153 p.
5. **Alia Z., et Ferdjani B., 2007** – Inventaire de l'entomofaune dans la région d'Oued Souf (cas de deux stations- Dabadibe et Ghamra). Mém. Ing. Agro., Univ. Ouargla, 160 p.
6. **Aloy M.A -Vulliermet B.** Tannerie et pollution, centre technique : Cuir, chaussure maroquinerie. Rue herman Frenkel – 69367 Lyon.Cedex 07- France 1992.
7. **Aminot A et Kerouel R., 2004.** Hydrologie des écosystèmes marins. Paramètres et analyses. Éd. Ifremer, 336 p.
8. **Aminot A., Chausspied M., 1983.** Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO : 395p
9. **Angelier, 1985** : Ecologie des eaux courantes. Edition technique et document : 199p.
10. **Anonyme., 2005a** – Plan de gestion II. période quinquennale 2005 2009. Parc national de Chréa. 230 p.
11. **Anonyme., 2010.** Plan de gestion II. Période quinquennale 2010 2015. Parc national de Chréa. 125 p
12. **Anonyme., 2015.** Plan de gestion II. période quinquennale 2015 2019. Parc national de Chréa. 98 p

- 13. Anonyme., 2012.** Fiche descriptive sur les zones humides Ramsar (FDR)-version Parc national de Chréa Journée Internationale de l'environnement Laboratoire Eau Environnement et Développement Durable (USDD Blida)
Rencontre scientifique et technique de l'eau de l'environnement et du développement durable 04 juin 2013
- 14. Anonyme., 2013.** Nom et adresse du rédacteur de la FDR : Mme Djoudi Fatiha Docteur Vétérinaire. Parc national de chréa 20, boulevard Mohamed Boudiaf - Blida-
- 15. Amigues J.P -Bonnieux F. -Le Goff P.H –Point P.** Valorisation des usages de l'eau P.U.F France 1979
- 16. Ajakane A, 1988.** Etude hydrobiologique du bassin versant de l'oued N'fis 5haut Atlas Marocain). Biotypologie, dynamique saisonnière, Impact de l'assèchement sur les communot s benthique .Thèse 3eme cycle. Univ. Marrakech (Maroc) : 192p
- 17. Ait mouloud S ,1987.** Essais de recherche sur la dérive de la macro invert br e dans l'oued Aissi : faunistique, écologie et biogéographie. Thèse magister. Univ des sciences et de la technologie. Houari Boumediene : 119p
- 18. Arabe A et Zebdi A, 1983.** Contribution al' évaluation de la qualité de l'eau des oueds de la Mitidja. Mém.DES. univ des sciences et de la technologie. Houari Boumediene : 116p
- 19. Arab A, 1989.**  tude de peuplements d'invertébrés et de poissons appliqu e a l'évaluation de la qualité des eaux et des ressources piscicoles des oueds mouzaia et chiffa. Thèse magister.univ des sciences et de la technologie. Houari Boumediene 142p
- 20. Arabe A, 2004.** Recherche faunistique et écologique sur les réseaux hydrographiques du Chélif et des bassins du mazafran. These doctorat. F.S.B.Univ sciences et de la technologie. Houari Boumediene : 116p

- 21. Aubert, G., (1956)** - Classification des sols : Tableaux des Classes, Sous classes, Groupes et SousGroupes de Sols utilisés par la Section de Pédologie de l'O.R.S.T.O.M. Cahiers O.R.S.T. O.M. - Série Pédologie - 1965, III, no 3. 288 p.
- 22. Aubert.J, 1959:** Plecoptera. Insecta Helvetica Fauna, 1:1-140.
- 23. Azzaoui S. (1999).** Métaux lourds dans le bassin versant du Sebou Géochimie, source de pollution et impact sur la qualité des eaux de surface. Thèse de Doctorat national, université Ibn Tofail, Kénitra, Maroc, 130p.
- 24. Bagnouls F. & Gaussen H., 1957.** Climats biologiques et leur classification. Ann géo., 355 : 193-220.
- 25. Barbour, M. T., Gerritsen, J., (1996)** "Subsampling of benthic samples: A defense of fixed-count method", Journal of the North American Benthological Society, vol. 15, n^o 3, p. 386-391.
- 26. Barry, G.S. 1988** Sodium sulphate. Canadian minerals yearbook –. Mineral Resport, n° 37. Division des ressources minérales, énergie, mines etressources. Ottawa. 1989.
- 27. Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder et J. B. Stribling, 1999.** Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, 2^e éd., U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C., EPA 841-B-99-002.
- 28. Barbeau, B., Boulos, L., Desjardins, R., Coallier, 1. et Prévost, M. 1999.** « Examining the use of aerobic spore-forming bacteria to assess the efficiency of chlorination». Water Research, vol. 33, no. 13, p. 2941-2948
- 29. Bedel, L., (1895).** - Catalogue raisonné des coléoptères du nord de l'Afrique (Maroc, Algérie, Tunisie, et Tripolitaine avec notes sur la faune des iles canaries et de Madère. PARIS SOCIÉTÉ ENTOMOLOGIQUE DE FRANCE .1-402p.
- 30. Begon.M, Harper J.L. & Townsend C.R. 1996:** Ecology: individuals, population, and communities, Third edit., Blackwell Science, Oxford: 1068p.

- 31. Bekkari et Benzaoui., 1991** – Contribution à l'étude de la faune des palmeraies de deux régions du Sud–Est algérien (Ouargla et Djamaâ). Thèse Ing. Agro. Sahar., Inst. Tech. Agri. Sahar., Ouargla, 109 p
- 32. Belaidi -Aliane N, Taleb A et Gagneur J, 2004.** Contribution and dynamics of hyporheic and surface fauna in a semi- arid stream in relation to the management of a polluted reservoir. *Ann. Limnol. Int. J. Lim*, 40(3) :237-248
- 33. Belghiti, M. L., Chahlaoui, A. & Bengoumi, D. & El Moustaine, R. 2013.** Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux souterraines de la nappe plio-quadernaire dans la région de Meknès (Maroc). *Larhyss Journal*, 14: 21-36.
- 34. Belkhiri, L. 2009.** Étude de la pollution des eaux souterraines : cas de la plaine d'Ain Azel - Est Algérien. Thèse de Doctorat en Science, Option : Hydraulique, Université Hadj Lakhdar BATNA.
- 35. Benbow M.E., Burky A.J. & Way C.M. 2003:** Life cycle of a torrenticolous Hawaiian chironomid (*Telmatogeton torrenticola*): stream flow and microhabitat effects. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.*, 39, 103-114.
- 36. Berthélemy C, 1966.** Contribution a la connaissance des Leuctiridae. *Annales de Limnologie*, t. 4, fasc. 2 : p 175-198
- 37. Bertrand, H. 1972.** Les insectes aquatiques d'Europe. Tome 1. Lechevalier, Paris, 556 pp.
- 38. Bengoumi M. et al. 2004.** - Qualité de l'eau en aviculture .Revue trimestrielle d'information scientifique et technique – Volume 3 – N°1, Maroc, 5-25pp.
- 39. Bermond R., Vuichard R., 1973.** Les paramètres de la qualité des eaux. Documentation Française, Paris, 179p.
- 40. Bermond.D et Perrondan.C, 1973** : Les paramètres de la qualité des eaux. Ministère de l'environnement, Paris : 259p.

- 41. Brisou J F et Denis F., 1978.** Hygiène de l'environnement maritime. Edit. Masson.248p. **BRISOU J F et DENIS F., 1980.** Techniques de surveillance de l'environnement maritime. Edit. Masson. p206.
- 42. Brisou, J.F., 1968.** La pollution microbienne, virale et parasitaire des eaux littorales et ses conséquences sur la santé publique. Bulletin. O.M.S. 38, 79-118
- 43. B.N.E.F, 1984** - (Bureau National des Etudes Forestières). Parc National d'El kala : carte des limites, 1/50 000ème, Blida, Alger.
- 44. Bouzid S, 2009.** Etude de la dynamique du phosphore dans la Tafna. Thèse de Magister en Biologie. Univ. Tlemcen. 139P
- 45. Bouzidi A. (1989).** Recherches hydrobiologiques sur les cours d'eau des massifs du Haut-Atlas (Maroc). Bio-écologie des macroinvertébrés et distribution spatiale des peuplements. Thèse d'état, Fac.Sc. Tech. St. Jerome, Université d'Aix- Marseille III: 190pp.
- 46. Bouzidi.A et Guidicelli.J, 1994 :** Ecologie et distribution des macroinvertébrés des eaux courantes du Haut Atlas marocain. Rev. Fac. Sci. Mar, 8 :23-43.
- 47. Bremond R., Perrodon C. (1979).** Paramètres de la qualité des eaux. Ministère de l'environnement et cadre de vie. Prevention des pollutions. 2ème ed: 259 p.
- 48. Camargo, J. A., Alonso, A. et De La Puente, M. 2004:** Multimetric assessment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates. Environmental Monitoring and Publishers, 96:233-249.
- 49. Cayrou.J ; Compin.A ; Giani.N et Céréghino.R, 2000:** Associations spécifiques chez les macroinvertébrés benthiques leur utilisation pour la typologie des cours d'eau. Cas du réseau hydrographique Adour-Garonne (France). Annls Limnol.36(3) : 189-202.
- 50. Cereghino.R, 1992 :** Influence des variations du débit artificielle sur la faune.
- 51. Chapman D., Kimstach V. (1996).** Selection of water quality variables. Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in

environment monitoring, Chapman edition, 2nd ed. E and FN Spon, London, pp. 59-126.

52. Chahlaoui, A., (1996) Etude Hydrobiologique de l'Oued Boufekrane - Impact sur l'environnement et la santé, Thèse d'état en Biologie. Univ. Moulay Ismail Fac. Sci. Meknès. 256pp.

Chaib et al. (2011),

53. Chennouf R., 2008 – Echantillonnages quantitatifs et qualitatifs des peuplements d'invertébrés dans un agro-écosystème à Hassi Ben Abdellah. Thèse Ing. Inst. Tech. Agro. Sahar., Ouargla, 122 p.

54. Chessman, B. C., 1995. "Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: A procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and a biotic index", Australian Journal of Ecology, vol. 20, p. 122-129.

55. Claude, F., Christianne, F., Paul M., Jean, D. (1998). Ecologie : Approche scientifique et pratique, 4ème Edition, Lavoisier TEC and DOC, Paris.

56. Colas René, La pollution des eaux P.U.F, France 1977 <que sais-je ?>

57. Coppa G., 1992- Esquisse faunistique des Odonates de l'étang de la Horre (Département de l'Aube et de la Haute-Marne). Martinia 8 (2) : 33-35.

58. Cummins, K. W., 1975. Macroinvertebrates, dans Witthorn, B.A. (eds), River Ecology, Studies in Ecology volume 2, Berkeley (Californie), University of California Press, p. 170-198.

59. Dakki M. (1979). Recherches hydrobiologiques sur un cours d'eau du Moyen-Atlas (Maroc). Thèse de 3eme cycle, Aix- Marseille III. 126pp.

60. Dakki M., (1992) Etude National sur la biodiversité Faune aquatique continentale (Invertébrés et Poissons). Projet PNUE/ GEF/6105-92. 121pp.

61. Dakki.M et Algbani.M.A, 1983 : Ephéméroptères d'Afrique du Nord : 3.Elément pour la connaissance de la faune marocaine. Bull. Inst Sc,Rabat, 7 : 115-126.

- 62. Dajoz R., 1970** – Précis d'écologie. Ed. Dunod, Paris, 357 p. De Peyerimhoff, 1905 et 1925 ;
- 63. Dajoz, R., 1982.** Précis d'écologie, 4e édition, Paris, Bordas, 503 p.
- 64. Dazoz R., 1985**-Précis d'écologie. Ed. Bordas, Paris, 505p.
DAJOZ (1970),
- 65. Delagarde J., 1983** - Initiation à l'analyse des données. Ed. Dunod, Paris, 157 p. DAMERDJI A. et DJEDID A., 2005 - Contribution à l'étude bioécologique de la faune du genêt [*Calycotome spinosa* L. (Link)] dans la région de Tlemcen (Algérie). Mésogée, Vol. 61 : 51-58.
- 66. Didier B., G., Coppa, C., Riols et J-M. Royer 1989**- L'étang de la Horre (Aube et Haute-Marne). Etude complémentaire sur la mise en réserve naturelle. Comité Scientifique de l'Urcane (52-Chaumont) et Direction Régionale à l'Architecture et à l'Environnement de Champagne-Ardenne (51-Châlons-sur-Marne) : 40 p.
- 67. Duby C. & Robin S., 2006** - Analyse en Composantes Principales. Ed. Institut National Agronomique Paris, Grignon, 54 p.
- 68. Dussart G.B.J. (1966).** Limnologie : l'étude des eaux courantes. Ed. Herman, Paris, 250p.
- 69. Edwards A.M.C., Thornes J.B. (1973).** Annual cycle in the river water quality: a time series approach. *Water Res.*, 9, 1286-1295.
- 70. El Agbani M (1984).** Le réseau hydrographique du bassin versant de l'oued Bou Regreg (plateau central marocain). Essai de biotypologie. Thèse Doctorat 3ème cycle, Université Claude Bernard LyonA 147 pp.
- 71. El Haissoufi, M. 2006.** Les odonates du Bassin versant du Laou et de la Région de Fifi (Rif occidental). Mémoire DESA.
- 72. El Blidi S., Fekhaoui M. (2003).** Hydrologie et dynamique marégraphique de l'estuaire du Sebou (Gharb, Maroc). *Bull. Inst. Sci.*, 25 : 57-65.

- 73. Emberger, L., (1955)** - Une classification biogéographique des climats. L'année biologique. 3e serie, T 31 : 249-255
- 74. EPA. 2004.** Environmental Protection Agency. Drinking Water contaminants. En ligne <<http://www.epa.gov/OGWDWIhfacts.html>>. Consulté le 30 avril 2004.
- 75. Ezzaouaq M. (1991).** Caractérisation hydrodynamique, physico-chimique et bactériologique des eaux superficielles de l'estuaire du Bouregreg (Maroc) soumis aux rejets des villes de Rabat-Salé. Thèse D.E.S. Fac. Sci. Rabat, 140 p.
- 76. F.A.O, (1996)** - base de référence mondiale pour les ressources en sols. Rapport sur les ressources en sols du monde. Rome : FAO 101 p.
- 77. Fouad S., Cohen N., Hajjami K., Chlaidia M. (2013).** Qualité physicochimique et contamination métallique des eaux de l'oued Hassar: impacts des eaux usées de la localité de Mediouna (Periurbain de Casablanca, Maroc)., ScienceLib Editions Mersenne : Volume 5 , N ° 130113, ISSN 2111-4706.
- 78. Fekhaoui M. (1990).** Recherches hydrobiologiques sur le Moyen Sebou soumis aux rejets de la ville de Fès: suivi d'une macro-pollution et évaluation de ses incidences sur les composantes de l'écosystème. Thèse d'Etat, Fac. Sci. Rabat. 173 pp.
- 79. Feminella J.W et Resh V.H, 1990:** Hydrological influences, disturbance, and intraspecific competition in a stream caddisfly population. Ecolgy, 71: 2083-2094.
- 80. Figarellal J., Leyral G., Terret M., 2001.** Microbiologie générale et appliquée. Edit. Jacques Lanore.285p.
- 81. Fruget.JF et Dessaix.J, 2002 :** Biodiversité structurelle et fonctionnelle des peuplements de macroinvertébrés en tant que descripteur de la variabilité hydraulique : exemple de deux parties court-circuitées du Rhône Moyen. Revue des sciences de l'eau, vol. 15, n° 1, 2002, p. 209-221.

82. Hébert S., Legre S. (1997). Suivi de la qualité de l'eau des rivières et petits cours d'eau. Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère de l'Environnement Gouvernement du Québec, 5 p.

83. Gagneur. J; Thomas. AGB et Vitte. B 1985 : Première citation d'une espèce du genre *Paraleptophlébia* en Afrique du Nord. *P.cincta* (Retzius, 1783) et son écologie (Ephemeroptera, Leptophlebiidae). *Bill. Soc. Hist. Nat., Toulouse*, 121, 1985,141-143.

84. Gagneur J et Thomas A G B, 1988. Contribution à la connaissance des Ephéméroptères d'Algérie. I- Répartition et écologie. (1ere partie) (Insecta, Ephéméroptera). *Bull. Soc. Hist. Not. Toulouse* 124 : 223- 231P
Gagneur et Chaoui Boudghene (1991),

85. Gagneur J et Aliane N, 1991. Contribution a la connaissance des Plécoptères d'Algérie. Labo. Hydrob.Univ. Paul. Sabatier.Toulouse. I .N.E.S. Bio, BP.358.D2A.13000.

86. Gautier, H., (1928) - Ostracodes et Cladocères de l'Afrique du Nord. Deux note. *Bull.Soc.Hist.Nat.Afr.Nord*, 19, 10-19.

87. Gauthier V., Barbeau B., Tremblay G., Millette R.et Bernier A-M. 2003. « Impact of raw water turbidity fluctuations on drinking water quality in a distribution system ». *Journal of Environmental Engineering and Science*. vol. 2, p. 281.291.

88. Gasmi D., 2011 - Inventaire des arthropodes associés à la luzerne dans la région de Hassi Ben Abdellah. Thèse Ing. Inst. Tech. Agro. Sahar., Ouargla, 117p.

89. Ghazali, D. & Zaid, A. 2013. Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de la source Ain Salama-Jerri (région de Meknès, Maroc). *Larhyss Journal*, (12) : 25-36.

90. Genin, B., C. Chauvin et F. Ménard, 1997. Cours d'eau et indices biologiques – Pollutions – Méthodes, IBGN. ENESAD – CNERTA (éd.), ISBN 2-11-090285-X, 202 p.

- 90. Giani.N, 1983** : Le Riou Mort, affluent du lot pollué par les métaux lourds. Etude faunistique générale. *Annls Limnol*, 19 :29-43.
- 91. Giudicelli J., Dakki M. & Dia A. 1985** : Caractéristiques abiotiques et hydrobiologiques des eaux courantes méditerranéennes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22, 2094-2101.
- 92. Gouaidia, L. 2008.** Influence de la lithologie et des conditions climatiques sur la variation des paramètres physico-chimiques des eaux d'une nappe en zone semi-aride, cas de la nappe de Meskiana Nord-Est Algerien. Thèse de Doctorat en Science, Hydrogéologie. Université Badji Mokhtar-Annaba.
- 93. Guergazi, S., Achour, S. 2005.** Caractéristiques physico-chimiques des eaux d'alimentation de la ville de Biskra. *Pratique de la chloration, Larhyss Journal*, 4 :119-127.
- 94. Guillemain C., Roux J., (1992).** - La pollution des eaux souterraines. *Manuels et Méthodes n° 23*, éd. BRGM, 1-25.
- 95. Fekhaoui M. (1990)** Recherches hydrobiologiques sur le Moyen Sebou soumis aux rejets de la ville de Fès: suivi d'une macro-pollution et évaluation de ses incidences sur les composantes de l'écosystème. Thèse d'Etat, Fac. Sci. Rabat. 173 pp
- 96. Haouchine, S., (2011)** Recherche sur la faunistique et l'écologie des macroinvertébrés des cours d'eau de Kabylie. Mémoire de Magister, Faculté des Sciences Biologiques et Sciences Agronomiques, Université Mouloud Mammeri de Tizi ouzou, Algérie. 157 pp.
- 97. Haut Commissariat Aux Eaux et Forêt et la Lutte Contre la Désertification (HCEFLCD).., (2007).** Etude diagnostique de la zone humide AL Massira- Faija, cercle d'EL Brouj et Cercle de Settat (Maroc), 242p.
- 98. Haut Commissariat Aux Eaux et Forêt et la Lutte Contre la Désertification (HCEFLCD). (2006).** Etude sur la pisciculture au barrage Almassira, CR dar CHAFAAI, Cercle d'ELBROUGE, Province de Settat, 201p.

- 99. Hébert, S. et Légaré, S, 2000.** Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, envirodoq no ENV-2001-0141, rapport n° QE-123, 24 p.
- 100. Hellawell J M, 1986:** Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier Applied Sciences Publications, London/New York.
- 101. Himmi N., Fekhaoui M., Foutlane A., Bourchic H., El Mmaroufy M., Benazzout T., Hasnaoui M. (2003).** Relazione plankton-parametri fisici chimici in un bacino dimaturazione (laguna mista Beni Slimane – Morocco. Rivista Di Idrobiologia. Università degli studi di Perugia, Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia laboratorio Di Idrobiologia “G.B. Grassi”, 110–111p.
- 102. Hynes, H. B. N., 1970.** The Ecology of Running Waters, Toronto, University of Toronto, 555 p.
- 103. Hynes, (H.B.N.), 1971.** Zonation of the invertebrate fauna in a west indian stream. Hydrobiologia, 38(1):1-8;
- 104. Jacobsen D., Schultz R. & Encalada A. 1997:** Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. Freshwater Biol., 38:247-261.
- 105. Jasim, S.Y. 1998.** Bromate formation during pre-coagulation ozonation in drinking water treatment. Environmental Science and Engineering Magazine. En ligne. <<http://www.esemag.com/0798/bromate.html>>. Consulté le 30 avril 2004
- 106. Karr, J. R., K. D. Dudley P. L., 1981.** Assessing biological integrity in running waters: A method and its rationale, Special publication 5, Illinois Natural History Survey.
- 107. Karrouch, L., (2010)** Bio-évaluation de la qualité des eaux courantes de la région Meknès (Centre- Sud, Maroc) – Impact sur l'environnement et la sante. Thèse doctorat es sciences en biologie. Faculté des sciences. Meknès, 216pp.

- 108. Ladet A., 1994.** Inventaire des Odonates du Haut bassin de l'Allier. Rapport Fédération de Protection de la Nature de la Haute-Loire et Diren Auvergne. 40p.
- 109. Ladjel.F (2006)** . Exploitation d'une station d'épuration à boue activée niveau 02.Centre de formation et métier de l'assainissement. CFMA-Boumerdes .80p
- 110. Langlais, B. Reckhow, D.A. et Brink, D.R. 1991.** Ozone in water treatment. Application and Engineering. Chelsea, Michigan: Lewis Publishers, 569 p.
- 111. Lavendier 1979** : Ecologie d'un torrent pyreen de haute montagne : l'Estaragne. Thèse de Doctorat d'état. Univer Paul Sabatier Toulouse : 523p.
- 112. Legendre L. & Legendre P., 1984** - Ecologie numérique - La structure des données écologiques. Ed. Masson, Paris, coll. "Presses Université du Québec", T. 2, 335 P-
- 113. Legendre, P. et L. Legendre, 1998.** Numerical Ecology, 2e édition, Elsevier, 853 p.
- 114. Leroy T., 2001.** Nidification de la mouette rieuse *Larus ridubundus* au lac des bordes (Compains, Puy-de-Dôme) à 1186m d'altitude : éléments d'histoire et de biologie. Le Grand-Duc n°68. p 1- 4.
- 115. Leynaud G. (1968).** Les pollutions thermiques, influence de la température sur la vie aquatique. B.T.I. Ministère de l'agriculture, 224-881.
- 116. Li, T. et J. P. Ducruc, 1999.** Les provinces naturelles– Niveau I du cadre écologique de référence du Québec, ministère de l'Environnement, Bibliothèque nationale du Québec, ISBN : 2-551-19303-6, Envirodoq no EN 990561, 90 p., [En ligne], [http ://www.mddefp. gov.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/provinces](http://www.mddefp.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/provinces) (Consulté le 11 juin 2006).
- 117. Lounaci A, 1987.** Recherches hydrobiologiques sur les peuplements d'invertébrés benthiques du bassin de l'oued Aissi (grand kabylie. Houari Boumadiene: 133p

- 118. Lounaci et Daoudi, 1996** : Travaux sur la faunistique. L'écologie et la biogéographie des insectes aquatiques du réseau hydrographique de Sébaou. Thèse Magistère. Univ Mouloud Mammeri Tizi Ouzou, 152p.
- 119. Louanaci A. (2005)**. Recherche sur la faunistique, l'écologie et la biogéographie des macroinvertébrés des cours d'eau de Kabylie (Tizi- Ouzou, Algérie). Thèse de doctorat d'état en biologie. Université Mouloud Mammeri de Tizi-ouzou (Algérie).
- 120. Louanaci Z., 2011-** Biodiversité des Diptères d'intérêt médico-vétérinaire de Réghai (Algérie) thèse ing..Ed. paris(France) : Masson
- 121. Mahiout.L., 1989**. Quelques aspects de la dynamique de la pollution bactérienne dans l'embouchure de l'oued Béni-Messous. Mémoire d'ingénieur, option : aménagement. ISMAL. 88p.
- 123. Maqboul A., Aoujdad R., Fekhaoui M., Fadli A. et Touhami A. (2001)**. Riv. Idrobiol., 40,2-3:129-152.
- 124. Masschelein, W.J. 1980**. L 'ozonation des eaux: manuel pratique. Paris: Technique et Documentation, 224 p.
- 125. Mc Kinney M.L. (2002)**. Urbanization, biodiversity and conservation. Biosci., 52, 883-890.
- 126. MDDEP. 2005a**. Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs. Règlement sur la qualité de l'eau potable. En ligne. <<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/etab-touris/guide-etabl-tourist.pdf>>. Consulté le 28 novembre 2005.
- 127. Mebarki. M, 2001** : Etude hydrobiologique de trois réseaux hydrographiques de Kabylie (parc national de Djurdjura. oued Sébaou et oued Boughni), faunistique, écologie, et biogéographie des macroinvertébrés benthique. Thèse de magistère.
- 128. Meybeck, M. et R. Helmer, 1992**. "An introduction to water quality", p. 1-18, dans Chapman, D., Water quality assessment, Chapman & Hall (éd.).

- 129. Meybeck, M., Friedrich, G., Thomas, R., Chapman, D.** Rivers. Water quality assessments : a guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring, Chapman edition, 2nd ed. E & FN Spon, London, pp. 59-126. 1996.
- 130. MENV. 2001.** Ministère de l'Environnement du Québec. Guide de conception des installations de production d'eau potable. En ligne. <<http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/index.htm>>. Consulté le 12 avril 2004.
- 131. Mexique,** Secretaria de medio ambiente, recursos naturales y pesca, Instituto nacional de ecologia 1999. Manual de procedimiento para el manejo adecuado de los residuos de la curtiduría. Mexico: Secretaria de medio ambiente, recursos naturales y pesca, 63 p
- 132. Mondaca, M.A., Carrasco, V. et Zaror, c.A. 2000.** « Effect of simultaneous ozone and activated carbon treatment on 1,2-Dihydroxybenzene genotoxic effects ». Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, vol. 64, p. 59-65.
- 133. Moisan, J.,** Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, 2010– Surveillance volontaire des cours d'eau peu profonds, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, (2006) 82 p.
- 134. Moisan, J., Pelletier, L., (2008)** Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 86 p.
- 135. Mutin G., 1977** - La Mitidja, décolonisation et espace géographique. Ed. Office Publ. Univ., Alger, 606 p.
- 136. Moulton II, S. R., J. L. Carter, S. A. Grotheer, T. F. Cuffney and T. M. Short, 2000.** Methods of analysis by the U.S. Geological Survey National Water Quality Laboratory – Processing, taxonomy, and quality control of benthic macroinvertebrate samples, U.S. Geological Survey Open-File Report 00-212, 49 p.

- 137. Moussa S., 2005** – Inventaire de l'entomofaune sur culture maraicheres sous serres à l'institut technique des cultures maraicheres est industrielles (I.T.C.M.I) de staoueli. Mém. Ing. Agro. Ins. Nat. Agro. El Harrach, 93p.
- 138. Nisbet.M et Verneaux.J, 1970** : Composantes chimiques des eaux courantes, discussion et proposition des classes en tant que base d'interprétation des analyses chimiques. Ann. Limnol : 161-190.
- 139. Nixon S C, Mainstone C P, Iversen T M et al, 1996.** The harmonised monitoring and classification of ecological quality of surface waters in the European Union. WRc Report No. CO4150, Medmenton, UK, 293pp.
- 140. Normes Algériennes(N.A). (1992).** Norm. Al. 6360,Ed. lanor.
- 141. Norme Marocaine 03.7.001. (1991).** Qualité des eaux d'alimentation humaine élaborée par le comité technique de normalisation des eaux d'alimentation humaine éditée et diffusée par le service de normalisation industrielle Marocaine (SNIMA), 14p.
- 142. OMS (1994).** Directives de qualité pour les eaux de boisson; Volume 1- Recommandation. Organisation mondiale de la santé 2e édition.
- 143. OMS.** Directives de qualité pour l'eau de boisson ; Volume 2- critères d'hygiène et documentation à l'appui OMS, Genève, 2ème Edition, 1050 p. 2002.
- 144. OMS. 2004c.** Guidelines for Drinking Water Quality, Third edition, 2003. Organisation Mondiale de la Santé. En ligne. <http://www.who.int/docstore/water_sanitation_health/GDWQIUpdating/draftguidel/draftchap7.htm>. Consulté le 19 avril 2004.
- 145. Organisation mondial de santé (OMS). (2004).** L'eau pour les hommes, l'eau pour la vie, Paris, Unesco-Wwap.
- 146. O.N.M., (2015).** Résumé annuel du temps Algérie. Volume II. Centre Climatologique. National. Médéa (2006-2015).

- 147. Peck, H.D.** Sulphur requirements and metabolism of microorganisms. Proceedings of a symposium on sulphur in nutrition. D.H. Muth & J.E. Oldfields. Ari Publishing Co., Westport, CT. 1970.
- 148. Pelletier, L., 2007.** Le bassin de la rivière Saint-Maurice : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu, 1996, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq no ENV/2002/0291, rapport no EA/2002-02, 85 p. et 4 ann.
- 149. Pescod, M.B..** Design, operation and maintenance of wastewater stabilization ponds in treatment and use of sewage effluent for irrigation. Ed. Pescod and Arar, 93-114 1985.
- 150. Pihan J A et Mohati A, 1984 :** les peuplements benthique du réseau permanent de l'oued ourika (haut Atlas de Marrakech). Qualité des eaux. Verh. Internat. Limnol : 22-2110-2113p
- 151. Poisson R. & Gauthier H., 1926.** Hémiptères aquatiques d'Algérie et de Tunisie - Bull. Soc. His. Nat. Afr. Nord, 17 :264-273. Puri, 1925 ;
- 152. Remini L., 1997-** Etude comparative de la faune de deux palmeraies l'une moderne et l'autre traditionnelle dans la région de Ain Ben Noui (w. Biskra). Mém. Ing. Agro. Ins. Nat. Agro. El Harrach, 138p.
- 153. Richards C., Host G.E. & Arthur J. W. 1993:** Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment. Freshwat. Biol., 29, 285-294.
- 154. Rodier J. (1984)** Analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 7^{ème} édition, Dunod, Paris.
- 155. Rodier J. (1996).** L'analyse de l'eau naturelle, eaux résiduaires, eau de mer, 8^{ème} Edition, Dénod, Paris, 1383 p.
- 156. Rodier, J., Bazin, C., Broutin, J.P., Chambon, P., Chamsaur, H. & Rodier, L. 1995.** L'Analyse de l'Eau. 8^{ème} édition. Dunod : Paris.

- 157. Rohatgi N., Chen.K.Y. (1975).**Transport of trace metals by suspended particulates on mixing with seawater.J.W.P.C.F., Vol.47, n°9, p2298-2316.
- 158. Samake H. (2002).** Analyse physico-chimique et bactériologique au L.N.S des eaux de consommation de la ville de Bamako durant la période 2000 et 2001, 77p.
- 159. Samraoui B. & Corbet P.S., 2000.** The Odonata of Numidia, Northeastern Algeria. Part i: Status and distribution. Int. J. odonatol., 3: 11-25.
- 160. Samraoui B., Benyacoub S., Mecibah S. & Dumont H.J., 1993.** Afrotropical libellulids in the lake district of El Kala, N.E. Algeria, with a rediscovery of *Urothemis e. edwardsi* (Sélys) and *Acisoma panorpoides ascalaphoides* (Rambur) (Anisoptera: Libellulidae). Odonatologica, 22: 365-372.
- Smith , D. G., 1974.** Pennak's Freshwater Invertebrates of the United States: Porifera to Crustacean, 4e édition, New York, John Wiley & Sons, Inc., 648 p.
- 161. Samraoui, B., Menai, G., (1999)** - Les zones humides de la Numidie orientale. Bilan des connaissances et perspectives de gestion. Synthèse N°4 (numero special) :1-85.
- 162. Samraoui B., Menai S., 1999.** Postponed reproductive maturation in upland refuges maintains life-cycle continuity during the hot, dry season in Algerian dragonflies (Anisoptera). Int. J. Odonatol., 1: 119-135.
- 163. Santé Canada, Santé De L'environnement Et Du Milieu du travail(2004).** Le chlorure, <http://www.hc-sc.gc.ca/ewhsemt/pubs/water-eau/chloride-chlorure/index-fra.php>
- 164. Sharpe M. E., 1979.** Identification of the lactic acid bacteria, identification methods for microbiologists. Skinner F.A and D.W, Lovelock (Edi). Academic press (London). P1233 - 1255.
- 165. Stark , J. D., I. K. G. Boothroyd , J. S. Harding , J. R. Maxted et M. R. Scarsbrook , 2001.** Protocols for Sampling Macroinvertebrates in Wadeable Streams, New Zealand macroinvertebrate working group, report no. 1, rédigé pour le Ministry for the Environment, Sustainable management fund project no. 5103, 57 p., [<http://www.freshwater.rsnz.org/ProtocolsManual2.pdf>].

166. Stewart C.R., 1978- role of carbohydrates in proline accumulation wilted Barleys leaves. *Plant Physiol*, 61,775-778.

167. Southerland, M. T. et J. B. Stribling, 1996. “Status of biological criteria development and implementation”, p. 81-96, dans Davis W. S. et T. P. Simon (éd.), *Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making*, Boca Raton, Florida, Lewis Publishers.

168. Tachet , H., Bournaud, M., Richoux, PH., Introduction a l'étude des macroinvertébrés des eaux douces (systématique élémentaire et aperçu écologique). *Association française de limnologie* : (1980) 150p.

169. Tachet, H., Bournaud, M., Richoux, PH., Introduction a l'étude des macroinvertébrés des eaux douces (systématique élémentaire et aperçu écologique). *Association française de limnologie* : (1980) 150p 22. Amors, C., *Bull.Mens.Soc. Lin. Lyon*, (1984) 53.

170. Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., Usseglio-Polatera P., (2006) Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie. CNRS 2eme Editions, Paris 588pp.

171. Tate C.M. & Heiny J.S. 1995: The ordination of benthic invertebrate communities in 331 the South Platte River Basin in relation to environmental factors. *Freshwat. Biol.*, 33, 332 439-454.

172. Thomas.AGB, 1981 : Travaux sur la taxonomie, la biologie et écologie des insectes torrenticole de sud-ouest de la France (Ephéméroptères et Diptères : Dixidae, Cecidomiidae, Rhagionidae, et Athéricidae) avec quelques exemples de perturbations par l'homme. Thèse de doctorat. Uniser Paul Sabatier, Toulouse : 330p.

173.Thomas, J.D., (1993) *Journal of Natural History*, 27: 795-806.

174. Thomas, O. (1995). *Métriologie des eaux résiduaires*. Ed. Cebedoc. Tec. et Doc. Lavoisier, 192 p.

- 175. Thomas, J.P., (1998)** - Ecologie et dynamisme de la végétation des dunes littorales et des terrasses sableuses quaternaires de Jijel à El Kala (Est Algérien). Thèse de spécialité en écologie végétale , U.S.T.L, Montpellier, 113 p.
Thomas, J.D., Journal of Natural History, 27 (1993): 795-806.
- 176. Travel A et al., (2006).** Attention à la qualité de l'eau de boisson, Réussir Aviculture, Nov., n° 121, 21-23.
- 177. UNEP/MAP/MEDPOL. (2004)** Guidelines on environmental inspection systems for mediterranean region. MAP technical reports series N° 149.
- 178. United States Environmental Protection Agency (u.s. epa), 2002.**
Biological Assessments and Criteria: Crucial Components of Water Quality Programs, United States Environmental Protection Agency, EPA 822-F-02-006, été 2002, [<http://www.epa.gov/ost/biocriteria/technical/brochure.pdf>].
- 179. Vilain M. (1989).** La production végétale. Vol 2: la maitrise de technique de la production. ED. Lavoisier (ed.J. Bailliére).Paris- France.
- 180. Vinçon 1987 :** Comparaison de la faune benthique des vallées d'Aure et d'Ossau en vue de l'élaboration d'une méthodologie de surveillance de cours d'eau de montagne. Thèse docteur ingénieur, univer. Paul Sabatier, Toulouse : 381p.
- 181. W.H.O. (1987).** Global pollution and health results of related environmental monitoring. Global Environment Monitoring system, WHO, UNEP.
- 182. WHO, 2008.** Chemical hazards in drinking-water, Water Sanitation and Health,
DrinkingWaterQuality.[[hptt://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/en/index.html](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/en/index.html)].
- 183. Zougaghe. F & Moali. A, 2007:** Variabilité spatio-temporelle des macro-invertébrés benthiques du bassin versant de la Soummam. Université de Béjaia, Algérie, ECO-3224.

184. Zouaggahe F., & Moali A. 2009 - Variabilité structurelle des peuplements de macroinvertibrés benthiques dans le bassin versant de la Soummam (Algérie, Afrique du Nord). Rev. Écol. (Terre Vie), vol. 64 : 305-321.

185. Zouakh 1995, Etude des macroinvertibrés et des poissons de l'Oued El Harrach et effet de la pollution des milieux aquatiques 96 p

-Références électronique

www. Google earth 2016.com

LISTE DES ABRÉVIATIONS

Abréviation	Signification
ADE	Algérienne des eaux
AEP	Alimentation en Eau Potable
AND	Agence National des Déchets
ASTM	American Society for Testing Material)
ATP	Adénosine-Triphosphate
BMWP	Biological Monitoring Working Party
BNEF	Bloomberg New Energy Finance
CaSO₄	gypse
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CO(NH₂)₂	Urée
CNRF	Centre National de la Recherche Forestière ISRA
EDTA	acide éthylène diamine tétra-acétique
EPA	Agence de Protection Environnemental
EPA	United States Environmental Protection Agency
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FeS	pyrite
HCEFLCD	Le Haute Commissaire aux Eau et Forets et à la Lutte Contre la Désertification
ITCMI	Institue technique des cultures maraichères est industrielles
ISO	Organisation internationale de normalisation
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec
MEDPOL	la composante d'évaluation et de maîtrise de la pollution marine du PAM (Méditerranée)
MENV	Masters of the Environment
ONM	Office national de la météo
OMS	Organisation Mondiale de Santé
PNC	Parc National de Chrea
S	Simens

S/m	siemens par mètre
St1	Station du lac Dhaya
St2	Station de Oued Chiffa
St3	Station de Oued El Mérdja
St4	Station de Oued Mouzaya
St5	Station de Oued El Djir
µS/cm	micro-siemens par centimètre
UNEP	united nations environment programme
WHO	World Health Organisation
WFD	Water Framework Directive

LISTE FIGURES

Fig n°01 : Exemple d'emplacement des surfaces échantillonnées.....	31
Fig n°02 : Exemple de coup de filet.....	32
Fig n°03 : Exemple d'étiquetage du contenant.....	34
Fig n°04 : Prise d'un échantillon d'eau.....	42
Fig n°05 : Situation Localisation du bassin versant de la Chiffa dans le Parc National de Chréa.....	43
Fig n°06 : Carte de situation du bassin versant à l'intérieur du Parc National de Chréa.....	47
Fig. n°07 : Carte hydrographique du PNC.....	47
Fig. n°08: Localisation des stations d'études secteur El Hamdania.....	48
Fig. n°09 Oued El Djir.....	49
Fig. n°10 Oued El Mérdja.....	50
Fig. n°10 Oued Mouzaya.....	51
Fig. n°11 Superficie et localisation du Lac Tamazguida.....	51
Fig. n°12 : Carte pluviométrique du PNC.....	51
Fig. n°13 : Présentation de la zone d'étude.....	54
Fig. n°14 : Présentation des cinq stations prospectées au niveau du Bassin Versant de la Chiffa.....	55
Fig n°15 : Localisation de l'étage bioclimatique des 05 stations étudiées au niveau du Bassin Versant de La Chiffa sur le climagramme d'Emberger.....	56
Fig n.16: Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gausson du secteur d'El Hamdania durant l'année 2016.....	58
Fig.n°17 Echantillonnage avec filet troubleaux(ou filet fauchoire).....	60
Fig. n° 18 : Variation de la Température "T°" pendant les deux périodes.....	74
Fig.n°19: Variation du Taux de potentiel en Hydrogène pH pendant les deux périodes.....	75
Fig.n°20: Variation de la Conductivité électrique "CE" pendant les deux périodes.....	76
Fig.n° 21: Variation du degré d'Alcalinité "TAC" pendant les deux périodes...	77
Fig.n° 22: Variation de la dureté total "TH" pendant les deux périodes.....	78
Fig. n° 23: Variation de la Turbidité "NTU" pendant les deux périodes.....	79
Fig. n° 24: Variation des Sels Dissous "TDS" pendant les deux périodes.....	80

Fig. n° 25 : Variation de la Salinité pendant les deux périodes.....	81
Fig. n° 26 : Variation des Nitrates " NO_3^- " pendant les deux périodes.....	82
Fig. n° 27 : Variation de l'Azote Nitreux " NO_2^- " pendant les deux périodes....	83
Fig. n° 28 : Variation de l'Ammonium pendant les deux périodes.....	84
Fig. n° 29 : Variation des Sulfates " SO_4^{+2} " pendant les deux périodes.....	85
Fig. n° 30 : Variation des Phosphates " PO_4^{-2} " pendant les deux périodes.....	86
Fig. n° 31 : Variation des Bicarbonates pendant les deux périodes.....	87
Fig. n° 32 : Variation du Calcium pendant les deux périodes.....	88
Fig. n° 33 : Variation du Magnésium pendant les deux périodes.....	89
Fig. n° 34 : Variation du Fer pendant les deux périodes.....	90
Fig. n° 35 : Variation du Manganèse pendant les deux périodes.....	91
Fig. n° 36 : Variation du Clore pendant les deux périodes.....	92
Fig. n° 37 : Variation de la Matière Organique pendant les deux périodes....	93
Fig. n° 38 : Variation du Sodium Na^+ pendant les deux périodes.....	94
Fig. n° 38 : Variation du Potassium K^+ pendant les deux périodes.....	95
Fig. n° 39 : Variation des Résidus Secs pendant les deux périodes.....	96
Fig. n° 40 : Variation des Matières en Suspension pendant les deux périodes.....	97
Fig. n° 41: Variation de coliformes totaux pendant les deux périodes.....	98
Fig. n° 42: Variation des coliformes fécaux pendant les deux périodes.....	99
Fig. n° 43 : Variation des Streptocoques fécaux pendant les deux périodes...	100
Fig. n° 44: Variation de bactéries du genre Clostréduim pendant les deux périodes.....	101
Fig. 45: Distribution globale de la faune dans les stations étudiées.....	103
Fig. n° 46 Abondance de la faune globale dans les stations étudiées.....	103
Fig n° 47 : Analyse multivariée « AFC » représentant les familles capturées durant la période d'étude des stations échantillonnées au niveau du bassin versant de la Chiffa.....	106
Fig n° 48 : Classification hiérarchique des familles capturées durant la période d'étude des stations échantillonnées au niveau du bassin versant de la Chiffa sur l'A.F.C.....	107
Fig. n° 49 : Analyse multivariée « AFC » représentant les familles capturées durant la période d'étude hivernal des stations échantillonnées au niveau du	108

bassin versant de la Chiffa.....	
Fig. 50 : Classification hiérarchique des familles capturées durant la période d'étude hivernale des stations échantillonnées au niveau du bassin versant de la Chiffa sur l'A.F.C.....	109
Fig. 51 : Analyse multivariée « AFC » représentant les familles capturées durant la période d'étude printanière des stations échantillonnées au niveau du bassin versant de la Chiffa.....	110
Fig. 52 : Classification hiérarchique des familles capturées durant la période d'étude printanière des stations échantillonnées au niveau du bassin versant de la Chiffa sur l'A.F.C.....	111
Fig. 53 : Analyse multivariée « AFC » représentant l'influence de la qualité d'eau sur la diversité et distribution des familles capturées durant la période d'étude des stations échantillonnées au niveau du bassin versant de la Chiffa.....	113
Fig. 54 : Classification hiérarchique de l'influence de la qualité d'eau sur les familles capturées durant la période hivernal d'étude des stations échantillonnées au niveau du bassin versant de la Chiffa sur l'A.F.C.....	114
Fig.55 : Corrélation des vecteurs des variables de l'axe1 et axe 2.....	114
Fig. 56 : Analyse multivariée « AFC » représentant l'influence de la qualité d'eau sur la diversité et distribution des familles capturées durant la période d'étude des stations échantillonnées au niveau du bassin versant de la Chiffa	116
Fig. 57 : Classification hiérarchique de l'influence de la qualité d'eau sur les familles capturées durant la période hivernal d'étude des stations échantillonnées au niveau du bassin versant de la Chiffa sur l'A.F.C.....	117
Fig.58 : Corrélation des vecteurs des variables de l'axe1 et axe 2.....	118

LISTE DES TABLEAUX

Tab n°01 Situation géographique des stations météorologiques.....	52
Tab n°02:Température mensuelle moyenne, maxima et minima et précipitations de l'année 2015 secteur d'El Hamdania (Station Météorologique de Médéa, 2015).....	57
Tab n°03 : Calendrier de sorties effectuée durant la période d'étude	59
Tab n°04 : Abondance taxonomiques de l'entomofaune aquatique du bassin versant de la Chiffa.....	102
Tab n°05 : L'indice de diversité H', E, J des 05 stations d'étude en 2016.....	104

Sommaire

Introduction générale.....	01
Partie bibliographie	
Chapitre I : La qualité de l'eau.....	03
Introduction.....	03
I.1. Concept de la qualité de l'eau.....	04
I.2. La perte des usages.....	06
I.3. Paramètres physico-chimiques et bactériologique de l'eau.....	07
I.3.1. Paramètres physiques de l'eau.....	07
I.3.1.1. La turbidité.....	07
I.3.1.2. Température.....	08
I.3.1.2. Le potentiel hydrogène (pH).....	09
I.3.1.3. La conductivité électrique (CE).....	10
I.3.1.4. Dureté totale.....	12
I.3.1.5. Taux des sels dissous (TDS).....	12
I.3.1.6. Titre alcalin complet (TAC).....	12
I.3.1.7 L'oxygène dissous.....	13
I.3.2. Paramètres chimiques de l'eau.....	14
I.3.2.1. Le calcium.....	14
I.3.2.2. Le magnésium.....	14
I.3.2.3. Chlorures.....	14
I.3.2.4. La demande biologique en oxygène (DBO5).....	14
I.3.2.5. La demande chimique en oxygène (DCO).....	15
I.3.2.6. Matière organique.....	16
I.3.2.7. Le carbone.....	16
I.3.2.8. Magnésium.....	17
I.3.2.9. Le phosphore.....	17
I.3.2.10. Les composés azotés.....	18
I.3.2.10.1. L'ion ammonium.....	18
I.3.2.10.2. Azote ammoniacal.....	18
I.3.2.10.3. Nitrates.....	19
I.3.2.11. Les sulfates.....	20
I.3.2.12. Le Sodium.....	21

I.3.2.13. Métaux lourds.....	21
I.3.2.13.1. Le Fer.....	21
I.3.2.13.2. Les bromates.....	21
I.3.2.13.3. Le chrome, les cyanures.....	21
I.3.2.13.4. Ozone résiduel.....	22
I.3.2.14. Matières en suspension.....	22
I.3.3. Paramètres bactériologique de l'eau.....	23
I.3.3.1. Les coliformes totaux et fécaux.....	23
I.3.3.1.1. Les coliformes totaux.....	24
I.3.3.1.2. Les coliformes fécaux.....	24
I.3.3.2. Les streptocoques fécaux.....	25
I.3.3.3. Les Entérocoques.....	25
I.3.3.4. Les clostridium sulfito-réductrices.....	25
I.3.3.5. Spores.....	25
I.3.3.6. Les salmonelles.....	26
Chapitre II : Disponibilité de l'entomofaune dans l'écosystème aquatique.....	27
II.1. La surveillance biologique.....	27
II.1.1. Généralités.....	27
II.1.2. Les macroinvertébrés benthiques en tant qu'indicateurs.....	28
II.2. Échantillonnage des macroinvertébrés benthiques.....	29
II.2.1. Généralités.....	29
II.2.2. Conditions d'application.....	29
II.2.2.1. Méthodes utilisées.....	29
II.2.2.1.1. Liste de matériel de terrain.....	29
II.2.2. 2. Étapes de l'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques.....	30
II.2.2.2.1. Comment effectuer un coup de filet.....	32
II.3. Évaluation de l'habitat.....	34
II.3.1 Généralités.....	34
II.4. Relation entre la vie aquatique et l'eau en tant que facteur écologique.....	35
II.4.1. La profondeur de l'eau.....	35
II.5. Importance de la biodiversité et les écosystèmes aquatiques.....	37
II.5.1. Dans le monde.....	38
II.5.2. La biodiversité et les écosystèmes aquatiques en Algérie.....	39

Chapitre III : Le bassin versant de la Chiffa.....	42
III.1. Cadre physique.....	42
III.1.1. Situation de la zone d'étude.....	42
III.1.2. Relief	43
III.1.3.Géologie.....	44
III.1.4. Pédologie.....	44
III.1.5. Réseau hydrographique	45
III.1.5.1. Les Gorges de la Chiffa et le Ruisseau des Singes.....	48
III.1.5.2. Oued El Djir.....	48
III.1.5.3. Oued El Merdja.....	49
III.1.5.4. Oued Mouzaia.....	49
III.1.5.5. Lac de Tamazguida.....	50
III.2. Etude climatique et bioclimatique.....	51
III.2.1. Cadre climatique.....	51
III.3. L'opération de traitement des eaux du bassin	52
III.4.Pompage et distribution.....	52
Partie Expérimentale	53
Chapitre I : Matériels et méthodes.....	53
I.1.Objectif	53
I.2. Choix de la zone d'étude.....	53
I.3. Synthèse climatique.....	55
I.3.1. Climagramme d'Emberger.....	56
I.3.2. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausсен.....	57
I.4. Méthodologie d'étude.....	58
I.5. Etude de l'entomofaune aquatique.....	60
I.5.1. Méthodes d'échantillonnage (Méthodes appliquées sur terrain)	60
I.5.1.1. Le filet fauchoir.....	60
I.5.1.2. Méthode Collecte à la main.....	61
I.5.2. Méthodes utilisées au laboratoire.....	61
I.5.2.1. Pré-tri et conservation des échantillons.....	61
I.5.3.2. Tri et Identification de l'entomofaune aquatique au laboratoire.....	61
I.5.3.3. Détermination et conservation des espèces entomofauniques	61
I.6. Echantillonnage de l'eau des stations.....	62

I.6.1. Techniques d'échantillonnage.....	62
I.6.2. Transport et conservation au laboratoire.....	62
I.6.3.Caractéristiques organoleptiques et physico-chimiques et bactériologiques	63
I.6.3.1. Détermination de l'odeur.....	63
I.6.3.2. Détermination de la couleur (examen visuel)	64
I.6.3.3. pH.....	64
I.6.3.4. La conductivité électrique, salinité, température Taux des sels dessus...	64
I.6.3.5. Détermination de la turbidité (NTU)	65
I.6.3.6. Dosage de l'ammonium par spectrométrie à l'aide de salicylate de sodium.....	65
I.6.3.7. Dosage des nitrites par spectrométrie d'absorption moléculaires	65
I.6.3.8. Détermination du phosphate par spectrométrie à l'aide du molybdate d'ammonium.....	66
I.6.3.9. Détermination des sulfates.....	66
I.6.3.10. Dosage des chlorures-titrage au nitrate d'argent avec du chromate de potassium (Méthode de MOHR)	66
I.6.3.11. Détermination de l'alcalinité titre alcalimétrique simple (TA) et titre alcalinimétrique complet (TAC)	67
I.6.3.11.1. Définition.....	67
I.6.3.11.2. Abréviation.....	67
I.6.3.12. Dosage des nitrates par spectrométrie d'absorption moléculaire.....	67
I.6.3.13. Dosage du calcium : Méthode titrimétrique à l'EDTA.....	67
I.6.3.14. Dosage de la somme du calcium et magnésium par méthode titrimétrique à l'EDTA	67
I.6.3.15. Dosage du fer et du potassium par spectrométrie à la phenantroline - 1.10.....	68
I.6.3.16 Détermination du manganèse par spectrométrie d'absorption moléculaire à la formaldoxime.....	68
I.6.3.17. Détermination de l'oxydabilité au permanganate de potassium- Méthode à chaud en milieu acide.....	68
I.6.3.18. Détermination des résidus secs.....	68
I.6.3.19. Recherche et dénombrement des bactéries coliformes et d'Ecsherchia -	69

Coli (Méthode par Filtration)	
I.7.Indices écologiques appliquées et Traitement des données biologiques	70
I.7.1 Abondance relative "AR".....	70
I.7.2 Fréquence de présence de ces espèces.....	71
I.7.3. L'indice de Shannon H'.....	71
I.7.4.L'indice d'Equitabilité (E)	72
I.8. Exploitation des résultats par une analyse factorielle de correspondance (A.F.C)	73
Test de Wilcoxon.....	73
Chapitre II: Evaluation de la qualité physico-chimique, bactériologique et biologique des eaux des 5 stations d'étude.....	74
II.1. Analyses des propriétés physico-chimiques et bactériologiques des eaux des 05 stations.....	74
II.1.1. Analyses physiques.....	74
II.1.1.1. Température "T°"	74
II.1.1.2. Le pH.....	75
II.1.1.3. La conductivité électrique " CE "	76
II.1.1.4. Alcalinité : "TAC".....	77
II.1.1.5. La dureté Total "TH".....	78
II.1.1.6. La Turbidité "NTU".....	79
II.1.1.7. Le taux de sels Dissous "TDS".....	80
II.1.1.8. La salinité.....	81
II.1.2.Analyses chimiques.....	82
II.1.2.1. Les Nitrates "NO ₃ ⁻ "	82
II.1.2.2. Azote Nitreux "NO ₂ ⁻ ".....	83
II.1.2.3. Ammonium "NH ₄ ⁺² ".....	84
II.1.2.4. Les Sulfates "SO ₄ ⁻² ".....	85
II.1.2.5. Le Phosphate "PO ₄ ⁻² "	86
II.1.2.6. Les Bicarbonates "HCO ₃ ⁻ ".....	87
II.1.2.7. Le Calcium "Ca ⁺ ".....	88
II.1.2.8. Le Magnésium "Mg".....	89
II.1.2.9. Le Fer "Fe".....	90
II.1.2.10. Le Manganèse "Mn".....	91

II.1.2.11. Le Clore "Cl".....	92
II.1.2.12. La Matière Organique Indice "IP".....	93
II.1.2.13. Le Sodium "Na ⁺ ".....	94
II.1.2.14. Le Potassium "K ⁺ ".....	95
II.1.2.15. Les Résidus Secs "RS".....	96
II.1.2.16. Les Matières en Suspension "MES".....	97
II.1.3. Analyses bactériologiques.....	98
II.1.3.1. Coliformes totaux.....	98
II.1.3.2. Coliformes fécaux.....	99
II.1.3.3. Streptocoques fécaux groupe D.....	100
II.1.3.4. Clostrédium.....	101
II.2. Evaluation de la qualité biologique des 05 stations étudiées.....	101
II.2.1. Abondance relative Richesse, et diversité spécifique des groupes faunistiques.....	101
II.2.1. Richesse, abondance et diversité spécifique.....	104
II.2.2. Fréquence d'occurrence des espèces étudiées : Fi%.....	104
II.2.3. Diversité spécifique : Indice de Shannon H'.....	104
II.2.4. Evaluation de la qualité des habitats aquatiques (Exploitation des résultats par une analyse factorielle de correspondance « A.F.C »).....	105
II.2.4.1. Analyse de la distribution de l'entomofaune aquatique globale dans les stations d'étude.....	105
II.2.4.2. Analyse de la distribution saisonnière de l'entomofaune aquatique globale dans les stations d'étude.....	107
II.2.4.2.1. Analyse de la distribution hivernale de l'entomofaune aquatique globale dans les stations d'étude.....	107
II.2.4.2.2. Analyse de la distribution printanière de l'entomofaune aquatique globale dans les stations d'étude.....	109
II.2.4.3. Analyse de l'effet de la qualité de l'eau des stations sur la distribution et l'abondance de l'entomofaune aquatique durant la période d'étude.....	109
II.2.4.3.1. Analyse de l'effet de la qualité de l'eau des stations sur la distribution et l'abondance de l'entomofaune aquatique durant la période hivernale.....	109
II.3.2.4. Analyse de l'influence de la qualité de l'eau des stations sur la distribution et l'abondance de l'entomofaune aquatique durant la période printanière.....	116

III. Discussion générale.....	119
Conclusion général et perspectives.....	
Référence bibliographiques	
Annexe	