



Research Article

International Revue of Aquatique Ressources Management and Engineering 2024 Vol 6, Serie 1 Pages 1-23

Submission (13 March 2024) Accepted and Published (24 May 2024) www.ijarme.org

Evaluation des variables zoo-planctoniques (Rotifères, Cladocères, Copépodes, protozoaires-ciliés) et physicochimiques pendant l'épuration conventionnel des eaux communal : Cas de milieux aquatiques à Yaoundé

Ndjengue Joseph 1,2 et Moussima Yaka Dianne1,3

¹Laboratory of Hydrobiology and Environment, Faculty of Science, University of Yaounde 1

²Le Fonds Spécial d'Équipement et d'Intervention Intercommunale (FEICOM)

³L'Institut de Recherche Agricole pour le Développement (IRAD)

RESUME

Les perturbations environnementales dues aux activités anthropologiques se multiplient dans de nombreuses régions du globe et entraînent diverses pollutions des eaux. Ces pollutions sont à l'origine de la réduction voire de la disparition complète des plans d'eau. Pour remédier à cette catastrophe sanitaire et écologique, il est indispensable de développer des stratégies de traitement de l'eau, qu'il s'agisse de potabilisation ou d'assainissement surtout pour les pays en voie de développement. C'est dans cette optique que des travaux ont été réalisés sur les eaux de l'Abiergue-Est dans le but d'évaluer l'impact en microcosme du sulfate d'aluminium sur quelques paramètres abiotiques et sur la communauté zooplanctonique. Pour cela, trois volumes tests de 500 mL d'eau ont été dosés suivant le protocole du jar-test avec du sulfate d'aluminium à des doses de 10mL, 20 mL et 30 mL d'une solution mère à 10 mg/L de sulfate d'aluminium. De ce test, il ressort que le sulfate d'aluminium a un effet considérable dans l'abattement des charges des paramètres physiques tels que la couleur, la turbidité et les matières en suspension avec un pourcentage de $95,34 \pm 4,01$. Ce coagulant-floculant a un effet biocide sur les organismes zooplanctoniques avec un taux de réduction de 90,35% des organismes présents dans l'eau traitée. Cet effet est obtenu à la dose de 10 mL de sulfate d'aluminium, soit une concentration de 196 mg/L. De ce fait, elle peut être considérée comme optimale compte tenu du taux de réduction observé. De ce travail pionnier où nous confirmons l'efficacité du sulfate d'aluminium en tant que coagulant-floculant, il serait intéressant d'envisager son utilisation dans la lutte contre les pathogènes de l'eau eu égard à son pourcentage de réduction sur le zooplancton étudié.

Mots clés : Abiergue-Est, eaux usées, traitement physique, zooplancton.

ABSTRACT

Environmental disturbances are due to anthropological activities that are multiplying in many parts of the world and causing water pollution. This pollution is at the origin of the reduction or even the complete disappearance of the water bodies. To remedy this health and ecological disaster, it is essential to develop strategies for water treatment, be it drinking water or sanitation especially for the developing countries. It is in this perspective that work has been carried out on the waters of the East Abiergue in order to evaluate the microcosm impact of aluminum sulphate on some abiotic parameters and on the zooplankton community. For this purpose, three test volumes of 500 mL of water were used according to the test jar protocol with aluminum sulphate at doses of 10 mL, 20 mL and 30 mL of 10 mg / L sulphate stock solution aluminum. From this test, it appears that aluminum sulphate has a considerable effect in water, with physical parameters such as color, turbidity and suspended matter having a percentage of 95.34 ± 4.01 . This coagulant-flocculants has a biocidal effect on zooplanktonic organisms with a 90.35% reduction rate of the organisms present in the treated water. This effect is obtained at the dose of 10 mL of aluminum sulphate that is a concentration of 196 mg / L. As a result, it can be considered optimal given the observed reduction rate. From this pioneering work in which we confirm the effectiveness of aluminum sulphate as a coagulant-flocculants, it would be

interesting to consider its use in the control of water pathogens in terms of its percentage reduction on zooplankton studied.

Keywords: Abiergue East, wastewater, physical treatment, zooplankton.

I. INTRODUCTION

L'eau est une ressource naturelle à la base de la vie et une denrée essentielle à la majeure partie des activités économiques (Fahssi *et al.*, 2016). Cependant, l'eau douce mérite une attention particulière au regard de la menace dont elle fait l'objet à l'échelle planétaire.

En effet, les milieux d'eau douce sont devenus des réceptacles de toutes sortes d'activités anthropiques dans toutes les régions du monde, les empêchant ainsi de jouer pleinement leur rôle dans la transmission et la pérennité de la vie. Leur menace est de plus en plus accentuée dans les pays en développement où plus de 90% des rejets domestiques et industriels sont déversés sans aucune épuration dans les rivières, les lacs ou les océans, provoquant de graves risques environnementaux et sanitaires (Corcoran *et al.*, 2010). Au Cameroun en particulier, dans la plupart des villes, les différents déchets urbains sont rejetés directement dans la nature sans aucun traitement préliminaire (Tening *et al.*, 2013). De plus, la plupart des travaux notamment (Foto Menbohan *et al.*, 2013 ; Ajeegah *et al.*, 2013, Foto Menbohan *et al.*, 2011) menés dans les milieux lotiques et lenticques de la région écologique en vue de statuer sur leur qualité a montré que, les eaux du réseau hydrographique du Mfoundi sont sujettes à une pollution organique d'origine anthropique, due à une forte colonisation du bassin versant, ainsi qu'à l'utilisation abusive du plan d'eau comme exutoire des déchets. Ceux effectués sur l'Abiergue-Est notamment celui d'Efole Ewoukem (2004) montre que ce cours d'eau a déjà dépassé sa capacité auto-épuratrice. Ainsi, ces activités humaines exercent des pressions considérables sur les écosystèmes aquatiques entraînant une détérioration de la qualité de l'eau (Morrissey *et al.*, 2013).

Il devient nécessaire de sensibiliser les différents intervenants sur la protection de la ressource, la conservation et les méthodes de traitement dont trois types sont couramment utilisés pour l'épuration des eaux usées. Il s'agit des traitements physique, chimique et biologique. Les procédés physico-chimiques demeurent les plus utilisés à raison de leur forte capacité à réagir avec la matière organique biodégradable ou non, à gérer des variations brutales de charges polluantes et leur faible emprise sur le sol. Ils sont ainsi constitués d'unités spécifiques dont le but est l'élimination des polluants d'une eau usée à un niveau acceptable (Templeton et Butler, 2011). De plus, ils font appel à l'usage des substances chimiques pour la clarification des eaux. En outre, L'élimination des matières en suspension et la réduction de la matière organique sont des objectifs souvent assurés au cours du procédé conventionnel de cette clarification ou traitement physique.

Clarifier une eau revient alors à la débarrasser de toutes les particules colloïdales et en suspension qui ont échappé au prétraitement, et qui communiquent à l'eau une turbidité et une couleur indésirables (Besma, 2015). La coagulation-floculation conditionne le reste du traitement et elle permet, par un processus physico-

chimique comprenant l'ajout de sels métalliques (sulfate d'aluminium ou de fer) dénommés coagulants de clarifier l'eau. Le sulfate d'aluminium est l'un des réactifs le plus utilisé pour le traitement des eaux depuis quelques décennies du fait de son coût relativement faible, son efficacité dans le processus de coagulation-floculation et sa capacité à éliminer les métaux lourds (Mn, Cu, Pb) (Maherou *et al.*, 2014).

Toutefois, les produits utilisés lors de ce traitement peuvent avoir un impact sur les communautés biologiques peuplant les hydrosystèmes. Parmi ces organismes, la communauté zooplanctonique occupe une place de choix du fait de sa grande adaptabilité avec son milieu naturel et de sa très grande sensibilité aux variations des conditions de ces milieux, constitue un excellent bio-indicateur de pollution (Zébazé Togouet, 2000). Ce sont des organismes animaux aquatiques vivant en suspension dans la colonne d'eau et qui se déplacent au gré du courant qui affecte les masses d'eau liquide (Balvay, 2000). Ils sont constitués de Ciliés, Rotifères, Copépodes, Cladocères et Gastrotriches et subissent des changements au contact des agents polluants et à l'apparition du moindre dysfonctionnement (Zébazé Togouet, 2008) ; suscitant ainsi notre intérêt à leur accorder dans le cadre de cette étude.

Au Cameroun, très peu de travaux faisant usage des traitements physico-chimiques en vue de clarifier les eaux usées et d'évaluer leur impact sur les communautés aquatiques ont été effectués. Les seuls travaux existant se résument à ceux de Gadoum Fongang (2015) sur un groupe zooplanctonique notamment les Ciliés. Afin d'apporter un complément d'informations sur la communauté zooplanctonique toute entière, la présente étude s'est fixée pour objectif principal d'évaluer les effets du sulfate d'aluminium au cours de la clarification des eaux et son impact sur le zooplancton. Spécifiquement il s'est agi de : mesurer les paramètres physico-chimiques de l'eau avant et après introduction des différentes doses de sulfate d'aluminium ; identifier et dénombrer les espèces zooplanctoniques (Rotifères, Cladocères, Copépodes, Ciliés) présentes dans le cours d'eau Abiergue-Est; évaluer l'impact du sulfate d'aluminium sur la communauté zooplanctonique pendant cette phase de clarification.

II.1. MATERIEL

II.1.1. Cadre géographique

Yaoundé, capitale politique du Cameroun, est à la fois le chef-lieu de la région du Centre et du Département du Mfoundi. La ville est située sur la bordure Ouest du plateau sud Camerounais, en pleine forêt équatoriale, entre les latitudes 3°30' et 3°58' Nord et les longitudes 11°20' et 11°40' Est et à 250 km de la côte Atlantique (Apouamou, 2006). Sur son axe principal (d'Est en Ouest) elle s'étend sur 23,4 km et couvre une superficie urbanisée de près de 18000 ha. Elle est surplombée par un réseau de collines dominées par les monts Mbam Minkom (1295 m) et le

mont Nkolondom (1221 m) dans les secteurs Nord-ouest et le mont Eloumden (1159 m) au Sud-ouest. Dans cette région écologique, l'altitude moyenne se rapproche de 750 m. Yaoundé est sous l'influence d'un climat équatorial. Selon Suchel (1987), cette région écologique est sous un climat qualifié de « climat yaoundéen », caractérisé par des précipitations modérées (1633,33 mm/an en moyenne) et une température moyenne de 24,55°C qui peut varier au cours du temps.

Quatre saisons d'inégale importance y sont observées, de durées variables d'une année à l'autre et réparties comme suit : une grande saison sèche (de mi-novembre à mi-mars), une petite saison des pluies (de mi-mars à fin juin), une petite saison sèche (de juillet à mi-août), une grande saison des pluies (de mi-août à mi-novembre) (Suchel, 1987). Cependant, cette séquence climatique est aujourd'hui fortement perturbée. Les sols de Yaoundé dérivent d'un matériau quartzo-feldspathique plus ou moins micacé (Pelletier, 1969). Ces sols sont fortement acides avec un pH qui varie de 4,5 à 5,5 dans les couches superficielles et croît légèrement avec la profondeur (Temgoua *et al.*, 2001). Selon Yongué (1986), trois types de sol se rencontrent dans cette région : les sols hydromorphes dont l'évolution est dominés par un engorgement aqueux temporaire ou permanent. Ces sols se rencontrent dans les zones marécageuses et forment des bandelettes à côté des cours d'eau ; les sols ferralitiques jaunes qui se situent juste au-dessus des précédents et sont argileux et acides ; et enfin les sols ferralitiques rouges sont les plus répandus et se composent de différentes couches. Les différents quartiers s'établissent au gré du relief accidenté de la ville. Les bas-fonds, marécageux pour la plupart,

laissent entrevoir des cultures vivrières. La ville de Yaoundé est serpentée par de nombreux cours d'eau dont les principaux sont le Mfoundi, l'Ekozoa, la Biyeme, et la Mefou.

70 à 80% de la population yaoundéenne vit dans des bidonvilles encore appelés quartiers à habitats spontanés et la situation est loin de s'améliorer puisque ces quartiers informels, comme on les nomme pudiquement, connaissent une croissance annuelle de 5,5%. Ces quartiers sont caractérisés par une « surdensification » de l'espace. On dénombre parfois plus de 80 structures à l'hectare soit environ 480 à 500 habitants/ha (ONU-HABITAT, 2007).

II.1.2. Description du bassin de l'Abiergue-Est

II.1.2.1. Délimitation du bassin versant

Le bassin versant se définit comme la zone correspondant en surface au bassin hydrographique circonscrite aux lignes de crête qui délimitent le bassin d'alimentation d'un cours d'eau ou d'un réseau karstique et de ses affluents (Ramade, 2008). L'Abiergue, affluent de la rive droite du Mfoundi, prend source au pied du mont Mbankolo à la faveur des multiples fissures. Il draine et arrose les quartiers Tsinga, Nkomkana, Mokolo, Briqueterie et Messa. Il mesure environ 4 km de long avec un lit mineur de largeur comprise entre 1,5 et 3 mètres. L'Abiergue est orienté dans le sens Nord-Ouest vers Sud-Est. Il est limité au Nord par la route qui mène au terrain de golf (775m d'altitude) et qui sépare les quartiers Ntougou I et Oliga ; à l'Est par les quartiers Nkomkana et Mokolo ; à l'Est par les quartiers Tsinga, Ntougou II, Briqueterie ; au Sud par le quartier Messa (Roche, 1963).

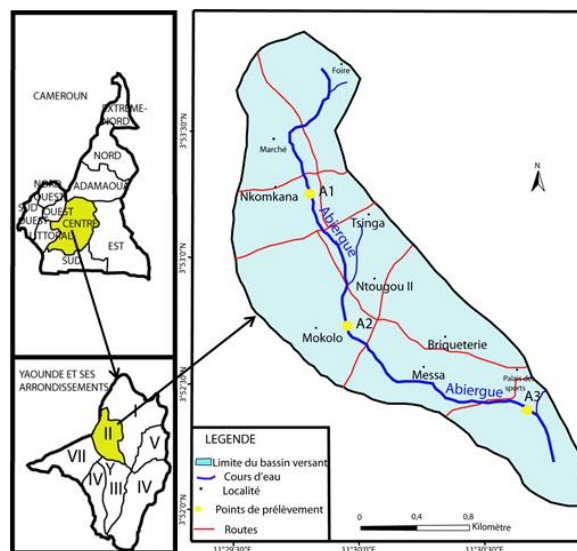


Figure 1: Carte hydrologique du bassin versant de l'Abiergue Est présentant les stations d'échantillonnage (INC, modifiée).

II.1.2.3. Activités pratiquées dans le bassin versant

Dans le bassin versant de l'Abiergue-Est, on retrouve les activités commerciales, industrielles, agricoles et les sources de pollution. Les activités commerciales sont fortement représentées et constituées essentiellement des marchés Nkomkana caractérisé par la présence d'un site d'abattage de

petits bétails dont les fortes quantités de déchets organiques (féces, fœtus, sang) sont directement déversés dans le cours d'eau. Egalement le marché Mokolo, qui est le plus grand pourvoyeur déchets solides dans la vallée de l'Abiergue-Est. A côté de ces marchés, viennent les boutiques, les débits de boisson, les hôtels et les restaurants. Les activités industrielles se manifestent par la présence de petites fabriques

locales de marmites en aluminium, de menuiseries métalliques, de bois, les garages dont les déchets se retrouvent directement dans le cours d'eau. Les activités agricoles se caractérisent par des cultures vivrières et des petits maraîchers développés dans les marécages et les zones encore non occupées par les habitations. Les sources de pollution sont ponctuelles et diffuses. Les sources ponctuelles se caractérisent par des effluents urbains (rejets des canalisations, des égouts et eaux domestiques), des rejets solides (ordures ménagères), les rejets agricoles (déchets d'élevages et d'abattage, produits agricoles).

II.1.2.3. Description du cours d'eau Abiergue-Est

Le cours d'eau Abiergue-Est est orienté Ouest-Nord-Ouest, Est Sud-Est et d'environ 5,2 km de long. Il prend sa source à 775 m d'altitude dans le quartier Oliga sous un rocher surplombant une vallée cultivée de la région du Nord-Ouest du plateau Messa situé à 825 m d'altitude. Le cours d'eau traverse par la suite une région marécageuse où s'y jette un affluent à sa rive droite à environ 750-800 m de la source. Arrivé au quartier Nkomkana, il traverse le marché 8^{ème} et, à 50 m après la traversée de la route, un deuxième tributaire s'y jette à sa rive droite. En dehors de la forte urbanisation anarchique de ce quartier et la présence du marché, on note la présence d'un site d'abattage et d'élevage de petit bétail. Il parcourt les quartiers Ntougou II, Mokolo et Briqueterie. Arrivé dans une région marécageuse asséchée par les eucalyptus au lieu-dit Warda, il y reçoit à sa rive gauche l'Ekozoa en contre-bas du Palais des Sports. Après environ 0,5 km, il s'engage dans un parcours souterrain d'environ 1 km avant de se jeter dans le Mfoundi au niveau du rond-point de la poste centrale.

II.1.3. Stations d'échantillonnage

La station d'échantillonnage se définit comme une portion de cours d'eau comprise entre deux radiers et susceptible de représenter une portion du cours d'eau. Dans le but d'évaluer la capacité épuratoire du sulfate d'aluminium sur les paramètres

physicochimiques et biologiques des divers rejets dans le cours d'eau Abiergue Est, nous avons effectué une prospection du site. Cette descente sur le terrain nous a permis de délimiter trois stations d'échantillonnage à savoir A1, A2 et A3 ceci en fonction de plusieurs paramètres notamment la compartimentation du cours d'eau, l'importance des rejets et de l'accessibilité du site.

II.1.3.1. Station Abiergue-Est 1 (A1)

De coordonnées géographiques 03°53.152' N et 11°29.476' E et d'altitude 746 m, cette station est à 100 m environ de la route traversant le marché Nkomkana. Les berges de ce point sont occupées par des habitations et quelques massifs de roches métamorphiques. En amont de ce point se trouve l'abattoir de petit bétail dont les rejets d'eaux issues de l'abattage, du nettoyage de ce bétail sont directement déversés dans le cours d'eau y compris les rejets des ménages issus du deuxième tributaire (Fig.2A1).

II.1.3.2. Station Abiergue-Est 2 (A2)

Elle est située au quartier Mokolo-Elobi, de coordonnées géographiques 03°52.448' N et 11°29.581' E et d'altitude 723 m. Sur sa rive droite se trouve une décharge sauvage d'ordures ménagères et à sa droite des toilettes à fond perdu et quelques champs de maïs. Il faut noter qu'en amont de la station comme en aval, les berges sont plus utilisées comme des lieux de défécation à l'air libre (Fig.2A2).

II.1.3.3. Station Abiergue-Est 3 (A3)

Cette station d'échantillonnage a pour coordonnées géographiques 03°52.259' N et 11°30.405' E d'altitude 710 m. Il est situé dans le cours inférieur à quelques mètres du pont et à 200 mètres environ en amont de la confluence avec l'Ekozoa. Sur la rive droite se trouve le Palais des Sports et sur la rive gauche, le temple de l'église évangélique du Cameroun. La végétation est dominée par *Pennisetum purpureum*, *Panicum* sp. et *Tithonia diversifolia* (Fig.2A3).



Figure 2: Vue partielle des stations d'échantillonnage : Abiergue 1 (A1) ; Abiergue 2 (A2) et Abiergue 3 (A3).

II.2. METHODES

II.2.1. Période d'étude

Notre étude s'est effectuée en deux phases : la première, allant d'avril à mai 2015 a consisté en la prospection du site en vue d'une meilleure connaissance de son bassin versant et au choix des stations d'échantillonnage. La seconde phase s'est déroulée de juin à octobre 2015 et a consisté à des échantillonnages pour la collecte des données physico-

chimiques et biologiques selon une fréquence mensuelle de prélèvement.

II.2.2. Prélèvement d'eau et analyses physico-chimiques

Les prélèvements pour la physico-chimie ont été effectués à l'aide des flacons en polyéthylène à double bouchage de 250 et 1000 cc sans faire de bulles remplis à ras bord puis conservés en enceinte réfrigérée en vue des analyses au laboratoire. La mesure des paramètres tels que la température, les

matières en suspension, la turbidité, la couleur, le pH, la conductivité électrique et les TDS a été effectuée.

II.2.2.1. Paramètres physiques

Les variables physico-chimiques ont été mesurées suivant les recommandations de Rodier *et al.* (2009) à l'aide d'un appareillage approprié.

II.2.2.1.1. Température

La température affecte la densité et la viscosité de l'eau, la solubilité des gaz et en particulier le taux d'oxygène, ainsi que la vitesse des réactions chimiques (Hecky, 2000). Elle a été mesurée « in situ » au moyen d'un thermomètre à colonne de mercure graduée au 1/10°C de degré Celsius. Les résultats sont exprimés en degré Celsius (°C).

II.2.2.1.2. Matières en Suspension (MES), turbidité et couleur

Les matières en suspension sont constituées de toutes les particules minérales et/ou organiques non solubles en suspension dans l'eau arrachées par l'érosion due aux eaux pluviales et ruissellements (Auby *et al.*, 1994). Leur quantité est variable avec les saisons et le régime d'écoulement des eaux.

La turbidité d'une varie avec la présence des particules en suspension (Rodier *et al.*, 2009).

La couleur est une des variables essentielles de la pollution car, elle permet l'appréciation de la qualité des eaux et est fortement liée aux MES et à la turbidité. La mesure de ces trois différents paramètres a été effectuée au moyen d'un spectrophotomètre de marque HACH DR/3900, aux longueurs d'onde $\lambda = 810$ nm, $\lambda = 450$ nm et $\lambda = 455$ nm respectivement. Leurs valeurs sont exprimées respectivement en mg/L, en FTU (Formazin Turbidity Unit) et Pt-Co (unité Platiniun-Cobalt).

II.2.2.1.3. Solides Totaux Dissous (STD)

Ils renseignent sur le degré de minéralisation et sur l'activité catabolique des microorganismes présents dans le milieu. Exprimés en mg/L, ils ont été mesurés par conductimétrie grâce à un multimètre de marque HANNA et de précision 0,1.

II.2.2.2. Les paramètres chimiques

II.2.2.2.1. Potentiel hydrogène (pH)

Le pH indique le caractère acide, neutre ou basique d'une eau. Il dépend de la nature des terrains traversés (Nola *et al.*, 1998). Exprimé en Unité Conventionnelle (U.C), sa mesure a été effectuée « in situ » à l'aide d'un pH-mètre portatif de marque HANNA de précision 0,1.

II.2.2.2.2. Conductivité électrique

Elle permet d'apprécier le degré de minéralisation d'une eau. Sa mesure s'est faite à l'aide d'un multimètre de marque HANNA de précision 0,1 et ses valeurs exprimées en micro-siemens par centimètre ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

II.2.2.2.3. Oxygène dissous (O₂ dissous)

Sa présence est due à la dissolution à partir de l'atmosphère, mais également au processus de photosynthèse par la végétation aquatique (Zébazé

Togouet, 2000; Nziéleu Tchapgnoo, 2006). Exprimé en mg/L d'O₂ dissous, sa mesure a été effectuée à l'aide d'un multimètre de marque HANNA de précision 0,1

II.2.2.2.4. Gaz carbonique dissous (CO₂)

Sa détermination s'est faite en deux temps à savoir sur le terrain et au laboratoire suivant le protocole ci-après :

Sur le terrain, le CO₂ a été fixé par introduction de 20 ml de NaOH N/20 puis 2 à 3 gouttes de phénophtaléine (indicateur coloré) dans une fiole jaugée de 200 mL conduisant à la coloration rose de la solution. Ensuite de l'eau brute est ajoutée à cette solution jusqu'au trait de jauge. Le mélange obtenu est conservé dans un flacon en polyéthylène à double bouchage de 250 mL. Au laboratoire, 50 ml de cet échantillon sont versés dans un bécher puis titrés avec une solution d'acide chlorhydrique (HCl) N/10 jusqu'à décoloration complète. La teneur de l'eau en CO₂ exprimée en mg/L est alors déterminée par la formule :

$$\text{CO}_2 \text{ (mg/L)} = (\text{témoin} - \text{descente de burette}) \times 17,6$$

II.2.2.2.5. Alcalinité

L'alcalinité d'une eau correspond à la présence de bases et de sels d'acides faibles (Rodier *et al.*, 2009). Elle a été mesurée par volumétrie en titrant 50 ml d'échantillon d'eau brute avec une solution de H₂SO₄ N/50, en présence du rouge vert de méthylbromocrésol comme indicateur coloré. La réaction s'achève lorsque la solution vire du bleu au gris. Les résultats exprimés en mg/L de HCO₃⁻ sont obtenus par la formule :

$$\text{Alcalinité (mg/L de HCO}_3^-) = (\text{descente de burette}) \times 20$$

II.2.2.2.6. Oxydabilité

L'oxydabilité renseigne sur le taux de matières organiques et/ou inorganiques oxydables présentes dans le milieu et permet d'apprécier le degré de pollution des eaux. Elle a été mesurée par volumétrie suivant la procédure ci-après :

200 mL d'échantillon d'eau brute ont été introduits dans un erlenmeyer de 500 mL, puis 2mL de carbonate monosodique y ont été ajoutés, et l'ensemble porté à ébullition. Dès le début de l'ébullition, 20 mL de KMnO₄ N/80 ont été ajoutés. Dix minutes après le début de l'ébullition, l'erlenmeyer a été refroidi à l'eau courante, puis 5mL de H₂SO₄ 25% et 20 mL de sel de Mohr y ont été ajoutés. On observe alors une décoloration de l'échantillon qui a été titré par la suite par le KMnO₄ N/80 jusqu'à obtention de la coloration rose. L'oxydabilité exprimée en mg/L de O₂ s'obtient par la formule :

$$\text{Oxydabilité (mg/L de O}_2) = \frac{q-q_0}{q} \times 3,95,$$

Avec q = descente burette de l'échantillon,
descente burette témoin.

II.2.2.2.7. Salinité

La salinité d'une eau est à la présence des sels dissous dont le principal est le NaCl. Lors des phénomènes de coagulation floculation, ces sels

influent sur la modification de la plage de pH optimale ; la modification du temps requis pour la floculation ; la modification de la quantité de coagulant requis entre autres (Desjardins, 1988). Sa mesure a été effectuée à l'aide d'un spectrophotomètre HACH DR/3900. Les résultats sont exprimés en Psu.

II.2.2.3. Technique de traitement de l'eau :

Procédure du Jar Test

Le Jar Test est la technique standard utilisée pour optimiser l'addition de coagulants et de floculants dans le domaine du traitement de l'eau (Lafleur *et al.*, 2008). Le coagulant utilisé pour la réalisation de notre expérience est le sulfate d'aluminium ($Al_2SO_4 \cdot 18H_2O$). Cette optimisation conduite en laboratoire se fait par comparaison des différentes doses de coagulant sur un échantillon donné. Elle a consisté en la pesée de 10 g de sulfate d'aluminium au moyen d'une balance de marque Sartorius. Ensuite la dilution de cette masse dans 1 L d'eau distillée nous a donné une solution mère dans laquelle des volumes de 10, 20 et 30 mL ont été prélevés et introduites respectivement dans trois erlenmeyers contenant préalablement 500 mL d'eau de l'échantillon pour une station d'étude et, un erlenmeyer témoin contenant 500 mL de l'échantillon. L'ensemble est porté sur un agitateur magnétique pour deux phases d'agitation à savoir une phase d'agitation rapide qui dure 3 minutes correspondant à la phase de coagulation et une phase d'agitation lente de 15 minutes correspondant à la phase de floculation. La phase de décantation dure 30 minutes et au cours de laquelle les floccs déstabilisés sont entraînés vers le fond. Après décantation, le surnageant de chaque échantillon est récupéré et les paramètres physico-chimiques et biologiques sont re-mesurés. Cette opération est répétée pour chaque station.

II.2.2.3. Les paramètres biologiques

II.2.2.3.1. Echantillonnage du zooplancton

5 L d'eau ont été collectés en faciès lentique et dans l'herbier à chaque station et transportés au laboratoire pour observations et identifications.

II.2.2.3.2. Observation du zooplancton sur le vivant

L'identification et le dénombrement de la microfaune ont été réalisés sur le vivant dès le retour du terrain afin de réduire les mortalités dues au transport de l'échantillon (Sime-Ngando *et al.*, 1990). Pour les ciliés après homogénéisation de l'échantillon, 1 mL y est prélevé à l'aide d'une pipette graduée et introduit dans une boîte de Pétri, cette opération est répétée 10 fois. Les organismes qui y sont contenus sont ensuite dénombrés sur le vivant à la loupe binoculaire Wild M5. Les résultats obtenus ont été ramenés au nombre d'individus par litre. L'identification s'est faite à l'aide des clés d'identification de Kahl (1932); Dragesco et Dragesco-Kerneis (1986). Pour les rotifères et les microcrustacés, 100 mL d'échantillon de chaque station ont été prélevés puis fixés avec 10 mL de formol 5%. De cette eau brute formolisée, 10 mL d'échantillon ont été pipetés et versés dans une boîte de Pétri de 90 mm de diamètre pour observation et

identification dans l'eau brute. Ainsi, les rotifères ont été identifiés sur la base des caractères morphologiques tels que : la forme du corps et la structure ciliaire située sur la partie antérieure du corps. Pour les organismes dont l'identification n'a pas été possible à la loupe binoculaire, ils ont subi une étude du mastax par dissolution de leurs tissus à l'hypochlorite de sodium encore appelé eau de javel, suivant la technique décrite par Sanoamuang (1993) et montage entre lame et lamelle. Les cladocères sont identifiés sur la base de l'observation des caractères morphologiques tels que : la forme du corps, la forme de la capsule céphalique en vue ventrale ou dorsale, l'examen détaillé des appendices du post-abdomen et de la forme du rostre. Et quant aux copépodes, l'identification s'est faite sur la base de la forme du corps, de la longueur des antennes et antennules, de la structure des paires de pattes et de l'ornementation latérale des segments de l'abdomen. Les clés et ouvrages d'identification de Koste (1978), Pourriot et Francez (1986), Shiel (1995), Zébazé Togouet (2000) et Fernando (2002) ont été utilisés pour l'identification des rotifères, des copépodes et des cladocères. Après action du coagulant, le surnageant a été séparé des boues formées, 1 mL et 10 mL y ont été pipetés et versés dans des boîtes de Pétri de 90 mm de diamètre pour observation et identification du zooplancton. Ces échantillons prélevés seront observés à la loupe binoculaire WILD M5 aux grossissements 250x et 500x pour le dénombrement des espèces vivantes.

II.2.3. Analyse des données et tests statistiques

Le taux d'abattement de charges des différents paramètres physicochimiques et le taux de réduction des organismes zooplanctoniques ont été déterminés à l'aide des formules suivantes :

$$\text{Taux d'abattement de charge} = \frac{(\text{Valeur initiale} - \text{Valeur résiduelle})}{\text{Valeur initiale}} \times 100$$

Avec C_f : concentration finale ; C_i : Concentration initiale.

$$\text{Taux de réduction (R)} = \frac{(C_i - C_f)}{C_i} \times 100$$

La détermination des différentes concentrations de sulfate d'aluminium utilisées a été obtenue par la formule :

$$C_f = \frac{C_i \times V_i}{V_t} \quad \text{Avec } C_f : \text{concentration finale ; } C_i : \text{Concentration initiale ; } V_i : \text{volume initial ; } V_t : \text{Volume total.}$$

II.2.3.1. Coefficient de corrélation de rang de Spearman (r)

Le coefficient de corrélation de Spearman déterminé à partir du logiciel SPSS 20.0, a permis d'établir les corrélations entre les variables physico-chimiques et les doses de sulfate d'aluminium (coagulant) d'une part, et entre les variables biologiques ainsi que les doses de coagulant d'autre part. Appelé ρ (ρ), ce coefficient est calculé par la formule :

$$\rho = 1 - \frac{6 \sum_{i=1}^n d_i^2}{n^3 - n}$$

Avec : n : nombre total d'observations ; d_i : différence entre les rangs

des deux séries de mesures considérées.

II.2.3.2. Test de Kruskal-Wallis

Le test de Kruskal-Wallis réalisé à partir du logiciel SPSS 20.0 a permis de comparer les valeurs moyennes des différents paramètres physico-chimiques ainsi que les moyennes des abondances des différentes espèces zooplanctoniques et de statuer ainsi sur l'efficacité du coagulant appliquée.

II.2.3.3. Indices biocénétiques

II.2.3.3.1. Indice (H') de Shannon et Weaver (1948)

L'indice de Shannon et Weaver est un indice qui prend en compte la taille de l'échantillon et les proportions relatives des espèces (Zébazé Togouet, 2008). Il a permis d'estimer la diversité taxonomique zooplanctonique. Cet indice établit le lien entre le nombre d'espèces et le nombre d'individus du même écosystème. Son calcul se fait à partir de la formule suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^n \frac{ni}{N} \log_2 \frac{ni}{N}$$

Avec: H': diversité spécifique en bits/individu; ni: effectif de l'espèce dans l'échantillon; N: effectif total de l'échantillon; \log_2 : logarithme de base 2; s: nombre total d'espèces.

Les valeurs de H' varient de 0 dans le cas où la communauté serait formée d'une seule espèce à 4,5 et 5 bits/individus pour les communautés le plus diversifiées. Si H' tend vers $\log_2 S$, tous les taxons

constitutifs du peuplement ont presque la même abondance.

II.2.3.3.2. Indice (J') de Pielou (1966)

Encore appelé indice d'équirépartition, l'équitabilité est souvent utilisée pour accompagner l'indice de Shannon et Weaver. Il varie de 0 à 1. Il est minimal lorsqu'une seule espèce domine et maximal quand les espèces ont presque les mêmes abondances. Il est très utile pour comparer les dominances potentielles entre stations ou entre dates d'échantillonnage (Grall et Hily, 2003). Il a été obtenu à partir de la formule :

$$J' = \frac{H'}{\log_2 S}$$

Avec: J': équitabilité de Pielou; H': indice de Shannon et Weaver; S: richesse spécifique; \log_2 : logarithme en base 2.

III.1. RESULTATS

III.1.1. Variation spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques

Tout au long de l'étude ces paramètres ont varié d'une station à une autre et d'une concentration à une autre.

III.1.1.1. Température

La température (Figure 3) a varié de 22°C au mois de juillet à la station A2 à 29°C au mois d'octobre à la station A1 avec une moyenne de 25,5°C.

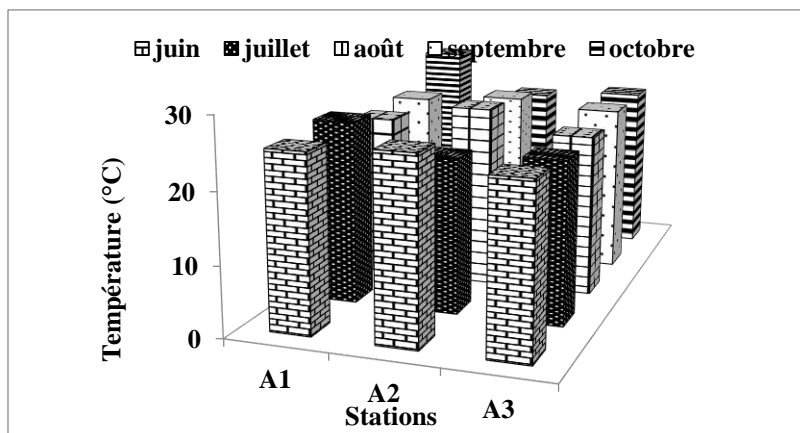


Figure 3: Variation spatio-temporelle de la température au cours de la période d'étude.

III.1.1.2. Couleur et turbidité

Les valeurs de la couleur diminuent avec l'augmentation de la dose de coagulant (Figure 4A). L'introduction du sulfate d'aluminium entraîne un taux d'abattement moyen de charge de $90,1 \pm 3,4\%$. En ce qui concerne la turbidité (Figure 4B), le taux d'abattement moyen de charge $98,14 \pm 1,27\%$ a été observé après ajout du sulfate d'aluminium pour des valeurs oscillant entre 5,74 et 958 FTU dans l'eau brute. De plus, aucune différence significative spatio-temporelle n'a été observée pour ces deux paramètres.

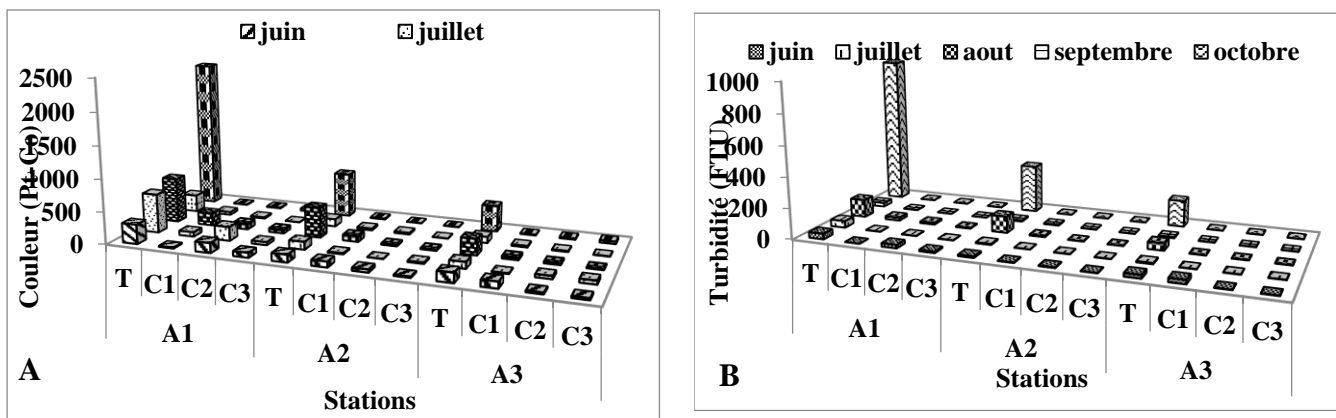


Figure 4: Variation spatio-temporelle de la couleur (A) et de la turbidité (B) en fonction des doses de sulfate d'aluminium.

III.1.1.3. Solides Totaux Dissous (TDS) et Matières en suspension (MES)

Les valeurs des solides totaux dissous augmentent avec les doses de coagulant (Figure 5A). Le minimum 5 ppm est observé après introduction de la troisième dose de coagulant à la station A3 au cours du mois d'octobre et, le maximum 402 ppm est observé après introduction de la troisième dose de coagulant à la station A2 pendant le mois de septembre.

La figure 5B présente une diminution des MES avec l'augmentation de la dose du sulfate d'aluminium. Les valeurs dans l'eau brute vont de 16 à 1578 mg/L. L'introduction du coagulant entraîne un taux d'abattement moyen de charge de $97,15 \pm 2,05\%$. Le test de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations mais plutôt entre les mois.

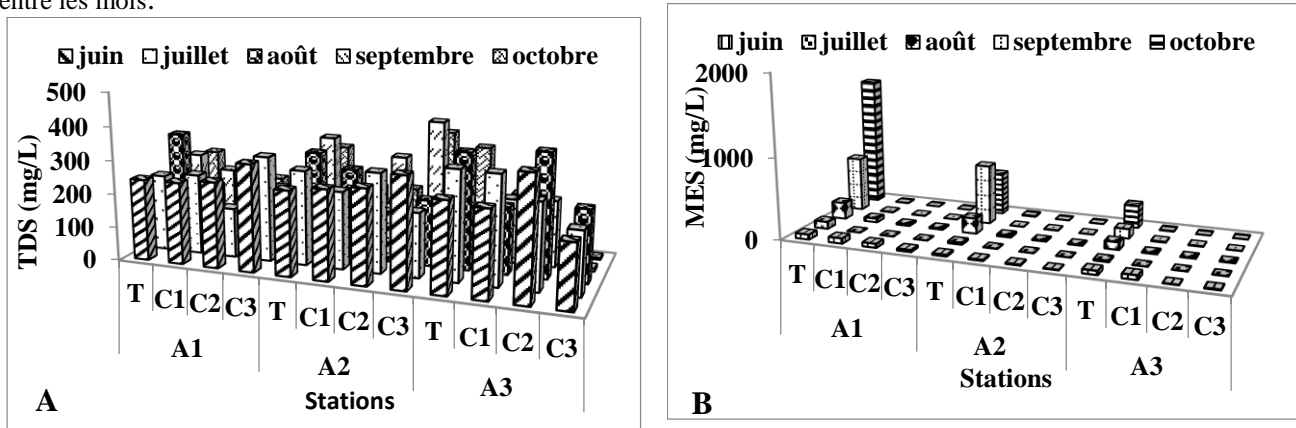


Figure 5: Variation spatio-temporelle des TDS (A) et des MES (B) en fonction des doses de sulfate d'aluminium.

III.1.1.4. Conductivité électrique et pH

Les valeurs de pH diminuent avec la dose de sulfate d'aluminium (Figure 6A) pour tendre vers l'acidité. Par contre, dans l'eau brute, elles varient de basique à neutre. L'introduction du sulfate d'aluminium permet d'obtenir un pH moyen égal à $5,91 \pm 0,90$ U.C. Les valeurs de la conductivité (Figure 6B) fluctuent avec la dose de coagulant. Cette fluctuation serait liée au pH qui diminue alors que la dose de coagulant augmente. Le test de Kruskal-Wallis a révélé une différence significative entre le pH et les différentes doses par contre aucune différence avec les stations.

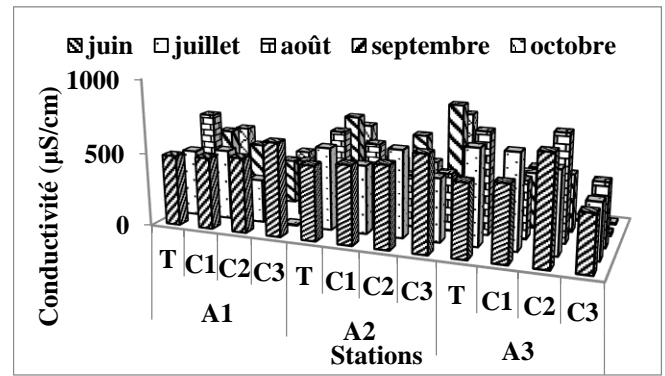
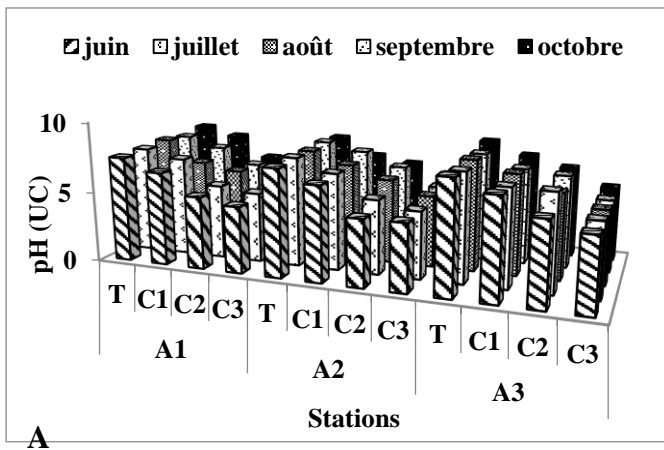


Figure 6: Variation spatio-temporelles du pH (A) doses de sulfate d'aluminium.

III.1.1.5. Oxygène dissous et salinité

Les valeurs de l'oxygène dissous (Figure 7A) augmentent dans l'ensemble après introduction de la première dose (C1) pour chuter à la deuxième dose et augmenter de nouveau à la troisième dose. En effet durant ces mois, on observe une diminution de l'oxygène dissous après introduction de C1 (196 mg/L) de sulfate d'aluminium dans les trois stations et par la suite, on assiste à une augmentation graduelle à partir de C2 (384 mg/L) de sulfate d'aluminium. La plus forte valeur (4,61 mg/L) s'observe après introduction de C1 de sulfate d'aluminium à la station A1, alors que la plus faible (0,1 mg/L) est obtenue après introduction de C3 de sulfate d'aluminium à la station A3. Les valeurs de la salinité (Figure 7B) varient très peu au cours de la période d'étude. La plus forte valeur (0,34 Psu) est observée dans l'eau brute de la station A3 et la plus faible valeur est observée à la station A3 après introduction de la deuxième et troisième dose de coagulant. Des différences significatives ont été observées entre la salinité et les doses de sulfate d'aluminium.

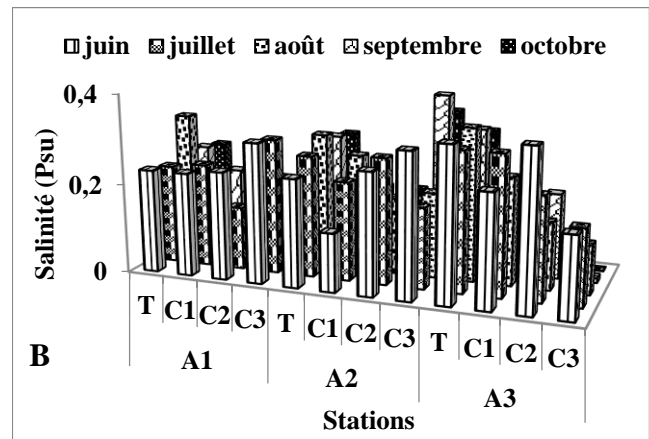
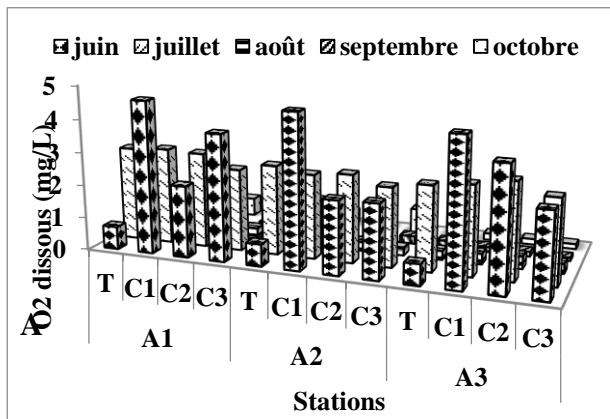


Figure 7: Variation spatio-temporelle de l'oxygène dissous (A) et de la salinité (B) en fonction des doses de sulfate d'aluminium.

III.1.2. Variation spatio-temporelle des paramètres biologiques

III.1.2.1. Variation spatio-temporelle du zooplancton

La communauté zooplanctonique récoltée est représentée par les Rotifères, les Copépodes, les Cladocères et les Ciliés (Figure 8). En effet, 42 espèces ont été identifiées. Les Ciliés sont les plus abondants avec 69% des individus de la communauté ensuite, viennent les Rotifères (12%) avec 5 espèces ; les Copépodes avec 12% également représentés par 5 espèces ; et enfin les Cladocères (7%) avec 3 espèces (Tableau II). Les abondances des différentes espèces sont représentées dans le tableau III.

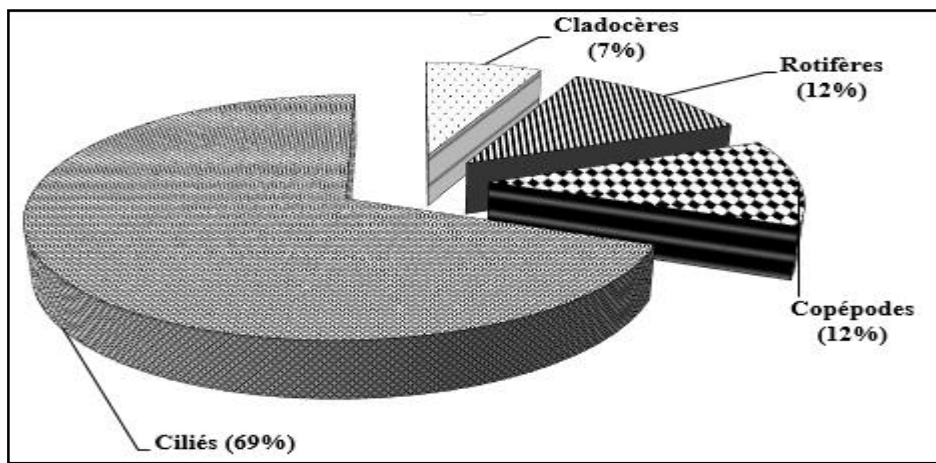


Figure 8 : Abondances relatives du zooplancton au cours de la période d'étude

Rotaria rotatoria, *Urocentrum turbo*, *Paramecium africanum*, *Metopus ovatus*, *Caenomorpha medusula*, *Vorticella campanula*, *Uronema acutum*, *Frontonia leucas* sont les espèces présentes à toutes les stations avec une abondance très élevée. *Paramecium pseudotrichium* est la seule espèce à abondance très élevée mais présente aux cours supérieur et moyen, et les espèces *Paramecium sp* et *Deltopylum rhabdoides*, *Thermocyclops crassus*, sont sporadiques.

Tableau I : Richesse taxinomique des ciliés dans le cours d'eau Abiergue-Est durant la période d'étude.

Groupes	Classes	Ordres	Familles	Espèces
Rotifères	2	2	4	5
Copépodes	1	1	1	5
Cladocères	1	1	2	3
Ciliés	3	10	20	29
Total	7	14	27	42

III.1.2.2. Impact du sulfate d'aluminium sur les différents groupes zooplanctoniques

On observe également une réduction des organismes zooplanctoniques ceci avec l'augmentation de la dose de coagulant. Le taux d'abattement 91% est obtenu après introduction de la dose de 196 mg/L de sulfate d'aluminium. A cette dose, le taux de réduction le plus élevée est observé chez les Cladocères avec 98,03% et le moins élevé, 69% chez les Rotifères.

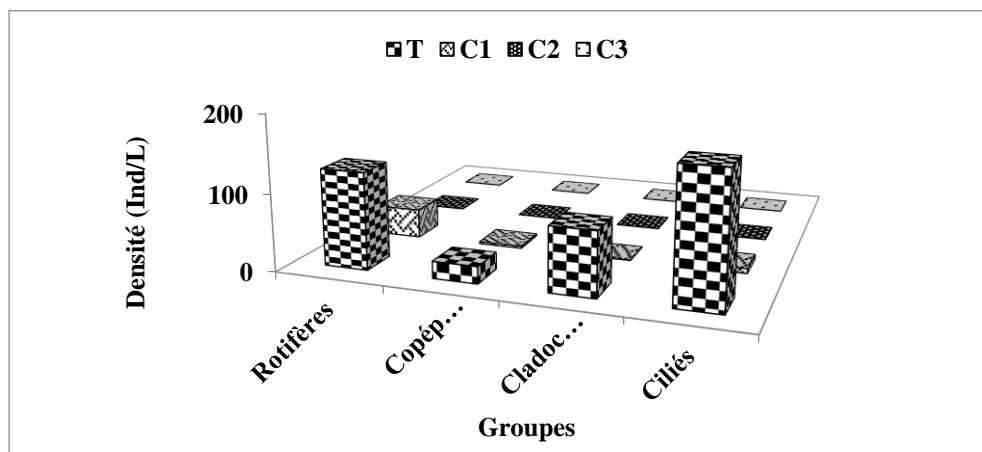


Figure 9: Impact des doses du sulfate d'aluminium sur les groupes zooplanctoniques

III.1.2.2.1. Impact du sulfate d'aluminium sur les rotifères

Le groupe de Rotifères est représenté par quatre familles à savoir les Brachionidae (6 ind/L), Euchlanidae (2 ind/L), Philodinidae (27 ind/L), Lecanidae (2 ind/L). L'introduction de la dose C1 (196 mg/L) de sulfate d'aluminium entraîne des taux de réduction respectifs de 90 ; 80 ; 64 et 75% (Figure 10). Le peuplement des Brachionidae serait le plus sensible ensuite les Euchlanidae ; les Lecanidae et enfin les Philodinidae. Ces Philodinidae seraient les plus résistants. Une différence significative a été observée entre le peuplement des Brachionidae et les doses de coagulant.

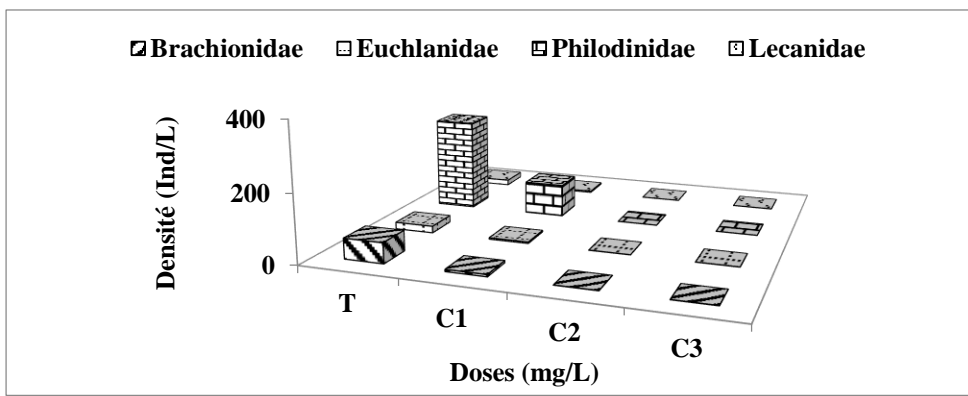


Figure 10: Impact des doses de sulfate d'aluminium sur les Rotifères

III.1.2.2.2. Impact du sulfate d'aluminium sur les ciliés

Le groupe des Ciliés est représenté par 18 familles. A la dose C1 (196 mg/L), 8 familles ont présenté un taux de réduction de 100% (Figure 11). Le test de Kruskal-Wallis a révélé des différences significatives entre ces familles et les doses de sulfate d'aluminium.

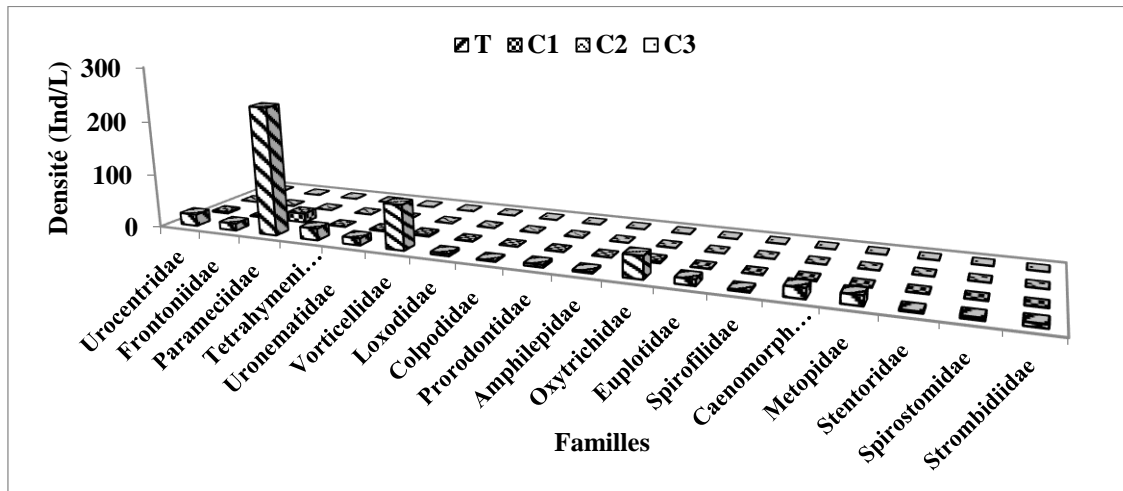


Figure 11: Impact des doses de sulfate d'aluminium sur les ciliés

III.1.2.2. Variation spatiale des densités du zooplancton

Pour un total de 569 organismes récoltés, l'introduction des différentes doses de sulfate d'aluminium a entraîné des taux de réduction respectifs de 91 ; 98,28 et 100%. Le test de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les organismes récoltés et les différentes doses.

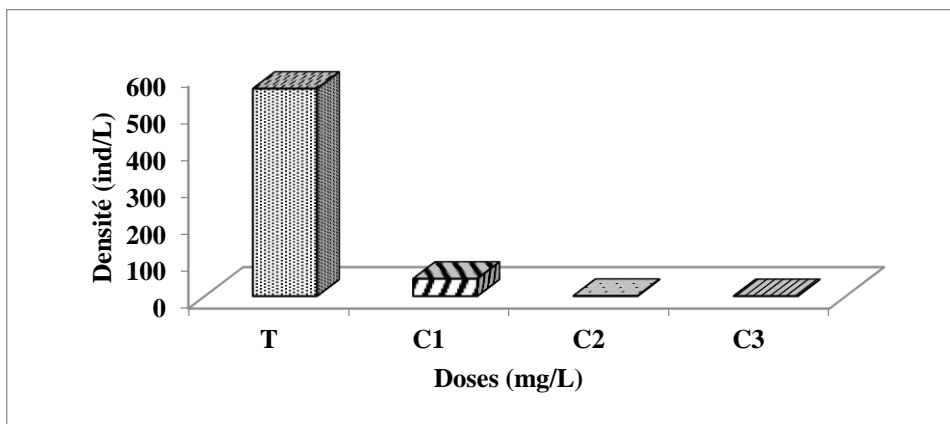


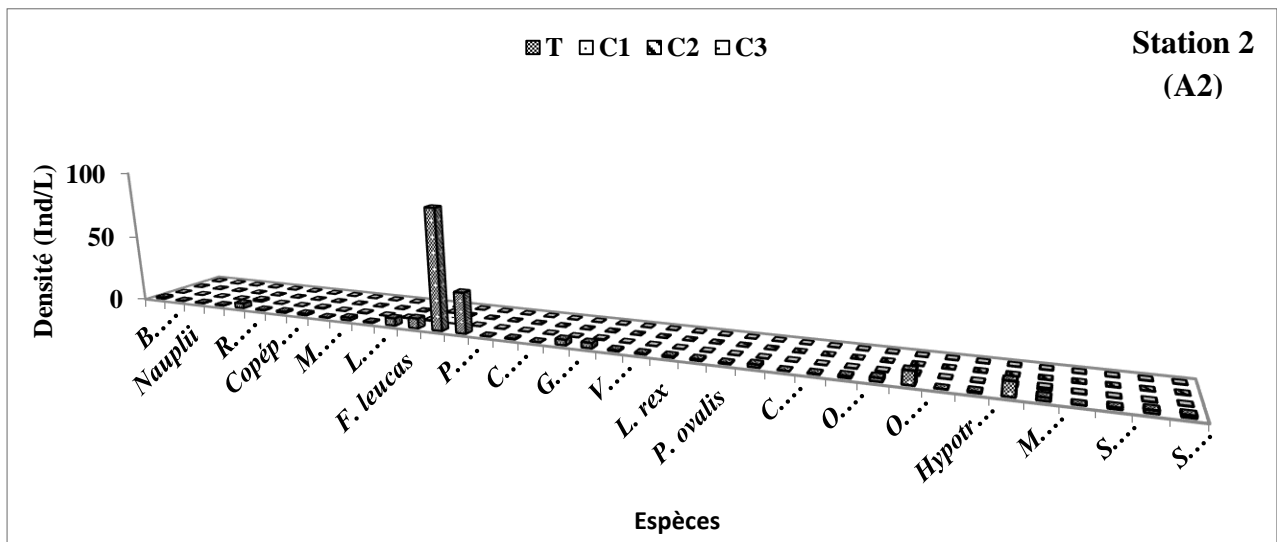
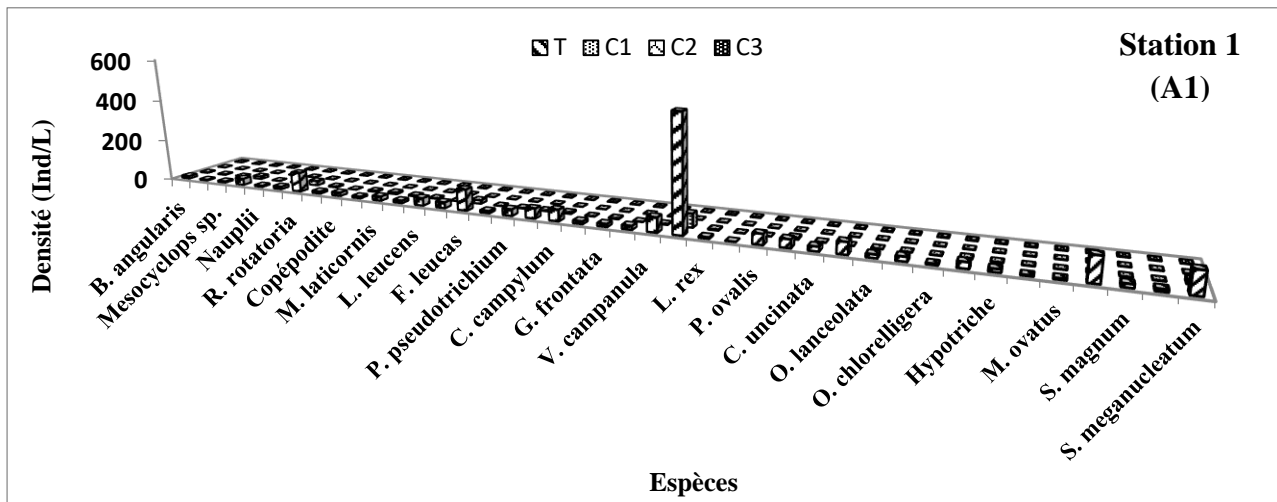
Figure 12: Variation de la densité du zooplancton avec les doses de coagulant

Au niveau du cours supérieur, la densité des individus varie de 53 ind/L pour *P. africanum* à 1 ind/L pour *B. angularis* pour une abondance de 40 espèces. Les espèces les plus représentatives sont *P. africanum* (53 ind/L), *P. pseudotrichium* (11 ind/L), *U. turbo* (10 ind/L), *M. ovatus* (10 ind/L), *R. rotatoria* (10 ind/L). Les espèces *B. angularis*

(1 ind/L), *E. dilatata* (1 ind/L), *C. uncinata* (1 ind/L), *C. cucullus* (1 ind/L), *V. campanula* (1 ind/L) sont sporadiques. L'introduction du coagulant à la concentration C1 (196 mg/L) entraîne une diminution de la densité de *P. africanum* passant de 53 à 6 ind/L, soit un taux de réduction de 89%, celle de *P. pseudotrichium* de 11 à 0 ind/L, soit 100% de réduction, *R. rotatoria* de 10 à 2 ind/L pour 80% de réduction (Figure 14). A partir de la concentration C2 (384 mg/L), le coagulant est létal pour tous les organismes exceptés les espèces *P. africanum* et *U. turbo*.

Le cours moyen enregistre 34 espèces dont les abondances moyennes ont varié de 89 ind/L pour *P. africanum* à 1 ind/L pour *V. campanula*, *B. angularis*, *L. leucens*. Les espèces les plus représentatives sont *P. africanum* (89 ind/L), *P. pseudotrichium* (30 ind/L), *C. medusula* (10 ind/L), *O. chlorelligera* (10 ind/L). *C. campylum*, *L. kahli*, *L. rex*, *C. cucullus*, *P. ovalis*, *P. lanceolata*, *Hypotriche* sont les espèces les plus sporadiques avec (1 ind/L). Après introduction de la première dose de coagulant C1 (196 mg/L), on observe une réduction de la densité de *P. africanum* de 91%, *P. pseudotrichium* de 100%. A partir de la concentration C2, soit 384 mg/L le coagulant est létal pour tous les organismes.

La densité des abondances moyennes des 27 espèces récoltées au niveau du cours inférieur ont varié de 82 ind/L pour *Vorticella campanula* à 1 ind/L pour *S. magnum*, *M. ovatus*, et *P. ovalis*. *V. campanula* (82 ind/L), *P. africanum* (53 ind/L) et *R. rotatoria* (15 ind/L) sont les espèces les plus représentatives. L'introduction de la première dose de coagulant, soit C1 entraîne une réduction de *V. campanula* de 82 à 2 ind/L, *P. africanum* de 53 à 3 ind/L, *R. rotatoria* de 15 à 6 ind/L pour des taux respectifs de 97, 94 et 57%. Le coagulant est létal pour tous les organismes lorsque la deuxième dose est introduite.



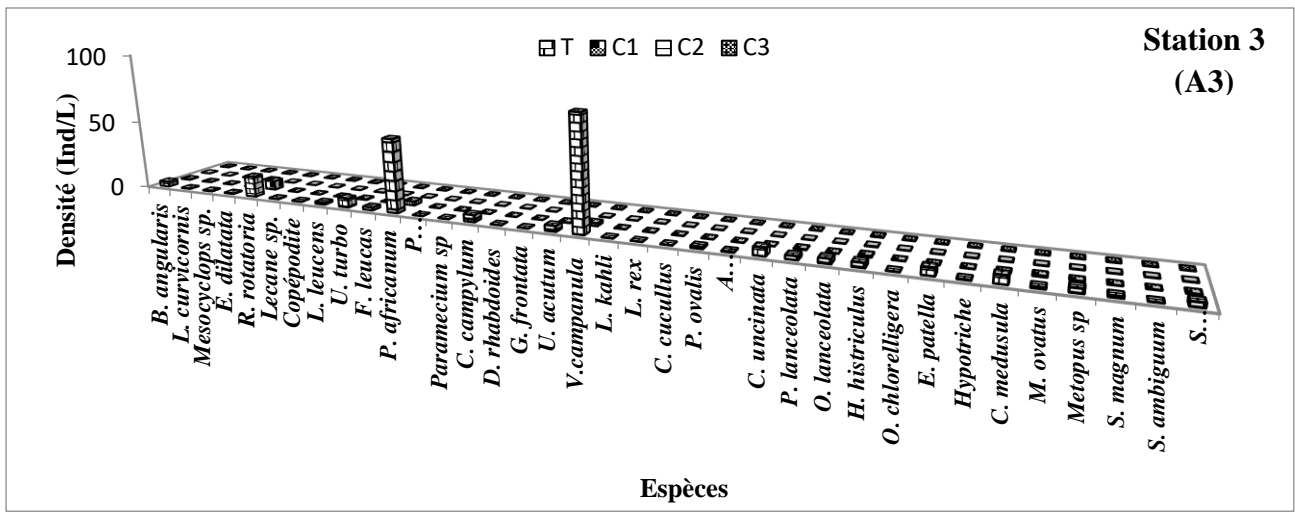


Figure 13: Variation saisonnière des abondances du zooplancton aux stations A1, A2 et A3 en fonction des doses de sulfate d'aluminium

III.1.3. Analyses statistiques

III.1.3.1. Indice de diversité de Shannon et Weaver

L'indice de diversité de Shannon et Weaver diminue d'amont en aval des stations. La valeur maximale est de 3,62 bits/individus à la station A1 et la valeur minimale 2,65 bits/individus à la station A3. L'introduction de la dose de sulfate d'aluminium C1 (196 mg/L) entraîne une diminution de cet indice de diversité à chaque station et une fluctuation entre les stations.

L'évolution temporelle montre une fluctuation mensuelle des valeurs de l'indice de Shannon et Weaver (H'), chaque mois présentant une baisse relative tandis que la dose du sulfate d'aluminium augmente. Les valeurs élevées s'observent dans l'eau brute dont la plus forte (3,44 bits/ind) est enregistrée au mois de juin et la plus faible (0,81 bits/ind) obtenu après ajout de la deuxième dose de coagulant (C2 = 384 mg/L) au mois d'août. En revanche, l'équitabilité de Piéroul croît avec la dose de coagulant.

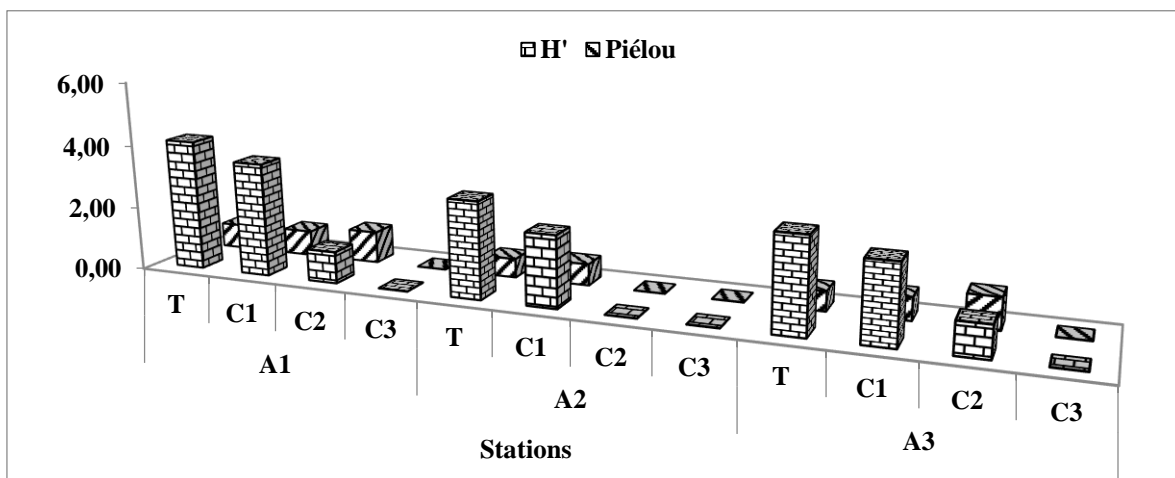
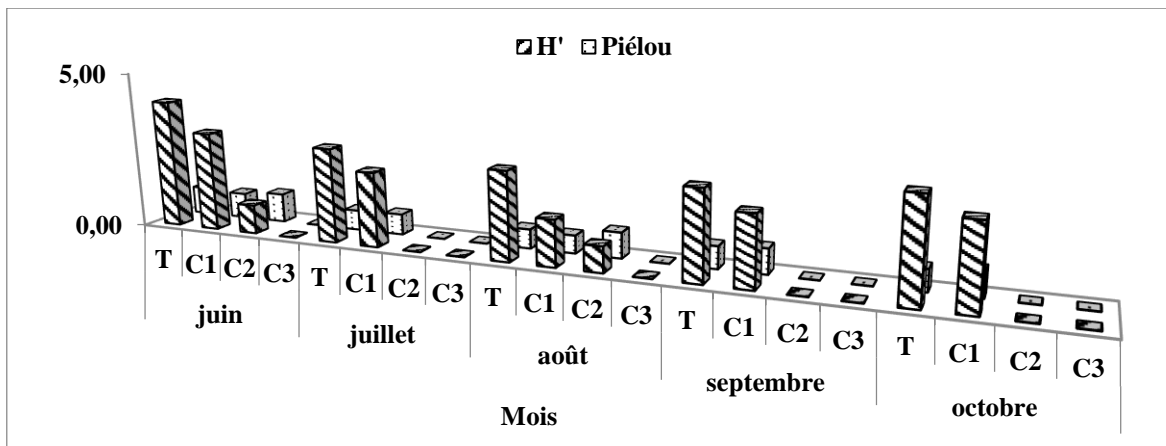


Figure 14: Variations mensuelle et spatiale de l'indice (H') de Shannon et Weaver et de l'équitabilité (J) de Pielou en fonction des doses de coagulant

Le test de corrélation de Spearman révèle une corrélation positive pour un risque égale à 1% entre la couleur et la turbidité ($r = 0,851$). Des corrélations positives au seuil $p = 0,05$ ont été observées entre les TDS et les MES ($r = 0,292$), entre l'O₂ dissous et la salinité ($r = 0,309$). Des corrélations positives et significatives au seuil $p = 0,01$ ont été trouvées entre la température et le pH ($r = 0,737$) ; les MES ($r = 0,817$) ; la turbidité ($r = 0,829$) ; la couleur ($r = 0,816$). Egalement, le pH a été positivement corrélé au seuil $p = 0,01$ aux MES ($r = 0,622$) ; à la turbidité ($r = 0,629$) ; à la couleur ($r = 0,553$).

Appliqué aux variables physico-chimiques et biologiques, ce test a permis de déceler des corrélations positives entre la température et *M. ovatus* ($r = 0,716$) ; *C. medusula* ($r = 0,710$) ; *H. histriculus* ($r = 0,551$) ; *U. turbo* ($r = 0,612$) ; *P. africanum* ($r = 0,756$) pour un risque égale à 1%. L'oxygène dissous a également été corrélé positivement avec plusieurs espèces zooplanctoniques notamment *R. rotatoria* ($r = 0,386$) au seuil $p < 0,01$. Les MES, turbidité, couleur ont été également corrélés de façon positive aux même organismes.

Des corrélations négatives et significatives ont été enregistrées entre les concentrations de coagulant et différents organismes zooplanctoniques pour un risque égal à 1%. Il s'agit de *P. lanceolata* ($r = -0,564$) ; *O. lanceolata* ($r = -0,354$) ; *M. ovatus* ($r = -0,813$) ; *C. medusula* ($r = -0,768$) ; *P. africanum* ($r = -0,824$) ; *V. campanula* ($r = -0,515$) ; *F. leucas* ($r = -0,575$) ; *U. turbo* ($r = -0,540$) ; *B. angularis* ($r = -0,401$) ; *R. rotatoria* ($r = -0,632$) ; *E. dilatata* ($r = -0,399$) à la concentration C1 (196 mg/L).

III.2. DISCUSSION

III.2.1. Variables physico-chimiques

La température varie relativement au cours de la période d'étude. Cette variation peut se justifier par le milieu traversé par le cours d'eau et, aussi par la qualité même de cette eau. A cela, De Villiers *et al.* (2005) soulignent que la température de l'eau est étroitement liée à la température ambiante et d'éventuels rejets d'eaux résiduaires.

Suite à l'introduction du sulfate d'aluminium, les valeurs de la couleur de l'eau sont passées de 2286 à 8 Pt-Co correspondant à un taux d'abattement moyen de charge de $90,11 \pm 3,5\%$. Ce qui traduirait l'efficacité du coagulant à éliminer la matière colloïdale et certains ions dans l'eau. En effet, la couleur de l'eau résulte de la dissolution dans le milieu de certains ions tels que le Fer, le Manganèse et le Cuivre (Olanezuk-Neyman et Bray, 2000). Ce taux d'abattement est relativement égal à celui obtenu par Gadoum Fongang (2015) sur les effets d'un coagulant sur les propriétés abiotiques du cours d'eau Olézoa à Yaoundé.

Au cours de la période d'étude, l'abattement moyen de charge de la turbidité est de $98 \pm 1,27\%$. Cet abattement de charge se justifierait par l'effet de la

coagulation-floculation qui selon Majdy *et al.* (2015) permet une diminution de la turbidité et ainsi une élimination des MES. Cette valeur de la turbidité serait relativement supérieure à celle obtenue par Majdy *et al.* (2015) (96%) sur le traitement physico-chimique par coagulation floculation des rejets des eaux usées de la ville de Salé au Maroc. De plus, cette quantité de coagulant serait nécessaire pour neutraliser cette turbidité élevée. Desjardins (1988) précise à cet effet que lorsque la turbidité est très élevée, la quantité de coagulant nécessaire est relativement faible.

La diminution moyenne des matières en suspension de $97,15 \pm 2,06\%$ s'expliquerait par l'efficacité du sulfate d'aluminium qui a une meilleure agglomération des particules lors de la phase de coagulation et décantation. Ce taux est relativement supérieur à celui obtenu par Ameziane *et al.* (2013) (93,76%) sur l'effet de l'épuration par électrocoagulation sur la pollution des effluents de l'hôpital Mohamed V de Meknès au Maroc. De même, Iman Chaouki *et al.* (2013) ont obtenu des résultats similaires (99%) lors de l'optimisation la station d'épuration du centre emplisseur de la société Salam Gaz-Skhirat au Maroc. Des précédents résultats, nous remarquons qu'il existe une étroite relation entre les MES la turbidité et la couleur. En effet les particules colloïdales sont soit hydrophiles que sont les particules de matières organiques ou soit hydrophobes constituées de matières inorganiques et, possèdent généralement une charge électrique négative à leur surface (Desjardins, 1988). Cette charge leur confère une stabilité dans l'eau qui ne pourrait être annulée que par ajout de produits chimiques porteurs de charges positives et, c'est le rôle que jouent les coagulants. L'ensemble de toutes les particules d'une eau constitue les MES. Et selon Desjardins (1988), les particules responsables de la couleur d'une eau sont de nature organique, hydrophiles, petites et chargées négativement.

Il est reconnu que le pH influence le taux d'abattement de la pollution contenue dans les eaux usées (Robert *et al.*, 1996). Au cours de notre expérience, ces valeurs diminuent pour se stabiliser entre 5 et 7,9 et ce qui correspondrait selon Desjardins (1988) à la plage optimale de coagulation-floculation pour les sels d'aluminium et de fer. La dissolution du sulfate d'aluminium dans cette eau libère des protons H⁺ qui augmentent la concentration en ions hydroniums à l'origine de la diminution du pH et partant de l'acidification du milieu. L'augmentation relative de la conductivité au cours du processus de coagulation-floculation serait due à la minéralisation du sulfate d'aluminium dans le milieu réactionnel. En effet selon le Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME) (2003), l'aluminium possède une forte conductivité.

Les faibles valeurs de l'oxygène dissous dans l'eau brute peuvent résulter de son utilisation par les bactéries pour la décomposition de la matière organique. En effet, la forte présence de matière organique, dans un plan d'eau, permet aux micro-organismes de se développer tout en consommant de l'oxygène. L'augmentation de la quantité d'oxygène

dissous signifierait une élimination de cette matière organique. La salinité subit une légère variation en fonction de la concentration du sulfate d'aluminium. Elle s'expliquerait par la quantité de sels dissous dans l'eau qui augmente avec la dose du coagulant.

III.2.2. Variables biologiques

La présence dans le peuplement zooplanctonique des ciliés, des rotifères et des crustacés s'expliquerait selon Efole (2003) par la diversité de microbiotopes qui constituent le milieu naturel. La prolifération des ciliés au détriment des microcrustacés serait due à la pollution organique du milieu et, d'après Lobban et Schefter (2008), ces organismes affectionnent les milieux riches en matière organique.

Ces différents groupes diminuent également avec l'augmentation de la dose de coagulant. Ceci est attribuable à l'action du sulfate d'aluminium dans le milieu réactionnel. Le taux de réduction moyen 91% est obtenu après introduction de la dose de 196 mg/L de coagulant. Ceci est attribuable à l'action du sulfate d'aluminium dans le milieu réactionnel qui entraînerait des taux d'abattelements des Rotifères de 69,68%; des Copépodes de 81,81%; des Cladocères de 71,49% et 93,73% des Ciliés.

La réduction des Brachionidae se justifierait par la nature acide du milieu. De corrélations positives ont été observées entre ce peuplement et le taux d'abattement des matières en suspension. Ainsi, la présence des MES et en particulier des colloïdes rend l'eau basique à cause de leurs charges négatives. De plus, les Brachionidae affectionnent la matière organique et de ce fait, une élimination des MES entraîne aussi une réduction de ce peuplement. La réduction des familles de ciliés serait due à leur forte capacité réactive aux polluants. En effet, selon Sparagano et Grolière (1991), les ciliés réagissent plus rapidement aux rejets des polluants. La réduction des organismes se justifierait par l'effet du sulfate d'aluminium dans l'eau.

La baisse relative des abondances zooplanctoniques d'amont en aval serait due aux caractéristiques physico-chimiques des différentes stations. A cet effet, Neveu *et al.* (2001) soulignent que les paramètres physico-chimiques agissent sur la composition, la distribution et l'abondance des communautés zooplanctoniques du milieu récepteur.

La prédominance des espèces *Urocentrum turbo*, *Paramecium africanum*, *Metopus ovatus*, *Caenomorphia medusula*, *Vorticella campanula*, *Uronema acutum*, *Frontonia leucas* à toutes les stations serait liée à leur qualité d'indicateurs de la mauvaise qualité de l'eau par Foissner et Berger (1996). Toutefois, ces eaux sont sujets à une pollution organique dont l'apport continu d'eaux usées issues du marché 8^{ème} principalement de l'abattoir et les rejets domestiques Ces rejets favorisent une prolifération bactérienne qui contribue à l'essor de ces espèces car constituent leur principale source de nourriture. De plus, *Urocentrum turbo*, *Paramecium africanum* et *Vorticella campanula* avaient été signalés par Foto (1997), Ajeegah *et al.*, (2013), Lair *et al.* (1998), Foto et Njiné (1998) comme des espèces indicatrices des zones eutrophes des cours d'eau. De

fortes corrélations ($p = 0,01$) négatives obtenues prouvent que ces organismes tolèrent les faibles teneurs en oxygène et sont capables de se développer en anaérobiose.

Selon Zébazé Togouet (2000), l'espèce *Rotaria rotatoria* est une espèce eutrophe. A cet effet, le milieu étudié apparaît être son milieu de vie par excellence. Les abondances observées se justifieraient par les rejets issus de l'abattoir et des habitations riches en matière organique et des déchets en provenance du marché.

L'indice de diversité (H') de Shannon et Weaver et l'indice d'équitabilité (J) de Piéluou sont relativement élevés, ce qui s'expliquerait par la forte abondance relative et une distribution relativement équitable du zooplancton dans le cours d'eau Abiergue. A ce propos Zébazé Togouet (2000) souligne que la distribution et la dynamique des organismes zooplanctoniques dépendent certes de la physico-chimie du milieu mais aussi et surtout de la répartition des ressources disponibles. La baisse de cet indice observée tout au long des différentes phases de clarification pourrait être attribuée à l'action coagulante du sulfate d'aluminium. En effet, en s'hydrolysant, le sulfate d'aluminium produit un aluminium monomère (Environnement Canada et Santé Canada, 2010) et selon Baker *et al.*, (1990), cette forme monomère pourrait induire un effet nocif sur les organismes aquatiques caractérisés par une perturbation de l'équilibre ionique et de l'osmorégulation (Otto et Svensson, 1983). Sur les ciliés, Alakaparampil *et al.* (2013) soulignent que cette forme traverse facilement leur membrane plasmique pour se lier aux protéines cationiques chargées négativement à la surface de leur membrane et favoriser leur sédimentation. Cette perturbation serait à l'origine de l'abattement de charge sur le zooplancton observé lors des dosages. De plus, les Ciliés étant des bio-indicateurs d'une pollution organique, leur absence dans l'eau traitée serait liée à la baisse de la matière organique dans le milieu, ceci traduit des corrélations positives et significatives obtenues entre les différentes doses de sulfate d'aluminium et le zooplancton.

Conclusion

Les cours d'eau dans le monde subissent des perturbations anthropiques liées aux rejets d'eaux usées en provenance d'industries, des ménages, de l'agriculture. Or ces milieux abritent des communautés biologiques dont la diversité joue un rôle déterminant dans le fonctionnement de ces hydrosystèmes et le maintien de cet équilibre naturel. Ainsi, l'entrée massive ou en continu de ces eaux peut rompre cet équilibre. La renaturation de ces eaux peut se faire à travers plusieurs procédés dont ceux physico-chimiques par l'utilisation du sulfate d'aluminium et bien d'autres. Mais l'utilisation de ces substances peut à son tour affecter ces communautés. C'est ainsi que les travaux ont été entrepris sur les eaux du cours d'eau Abiergue-Est en vue de mesurer l'impact d'un coagulant floculant notamment le sulfate d'aluminium lors des procédés de coagulation-floculation sur la communauté zooplanctonique. Ce travail s'est articulé

autour de trois axes à savoir la mesure des paramètres physico-chimiques de ces eaux avant et après introduction des différentes doses de sulfate d'aluminium ; l'identification et le dénombrement des espèces zooplanctoniques et, l'évaluation de l'impact de ce sulfate sur la communauté zooplanctonique pendant la phase de clarification.

Au cours de notre expérience, la dose de 10 mL de sulfate d'aluminium à 10 g/L est apparue optimale dans nos essais clarification de l'Abiergue. Ladite concentration nous a permis d'obtenir des taux d'abattement de charge des paramètres physico-chimiques tels les MES, couleur et turbidité à près de 98%. Quant à la réduction des organismes zooplanctoniques, un taux de 91% a été observé par cette même dose. Au cours de notre expérience, 42 espèces zooplanctoniques ont été recensées, réparties en 7 classes, 14 ordres et 27 familles pour un total de 5576 organismes. *P. africanum* (1946 ind/L), *V. campanula* (830 ind/L), *P. pseudotrichium* (410 ind/L), *U. turbo* (216 ind/L) sont les espèces les plus représentatives. Les espèces *M. ovatus* (129 ind/L), *C. medusula* (184 ind/L), *U. acutum* (130 ind/L), *F. leucas* (130 ind/L), *H. histriculus* (103 ind/L), *Oxytricha chlorelligera* (163 ind/L), *C. campylum* (103 ind/L) sont représentatives. Les espèces *Paramecium sp* (10 ind/L), *C. cucullus* (15 ind/L), *S. magnum* (20 ind/L), *L. kahli* (20 ind/L) sont les plus sporadiques.

Des corrélations significatives et positives ont révélé que la dose du coagulant et les différents paramètres que sont les MES, turbidité et couleur d'une part et la dynamique zooplanctonique d'autre part, traduisant un impact significatif perturbateur des lois régissant les milieux aquatiques tant de la physico-chimie du milieu que de la répartition et de la distribution des organismes qui y vivent. Son utilisation dans la clarification d'une eau dans une station d'épuration se trouve ainsi justifiée. Fort de ce constat, nous recommandons l'utilisation du sulfate d'aluminium pour la clarification des eaux usées domestiques et industrielles avant leur rejet dans la nature. Le choix de la substance et son optimisation étant des facteurs inhérents à la réussite du procédé de coagulation-floculation, il est recommandé aux scientifiques d'étendre leurs recherches sur d'autres organismes.

Pour nos travaux futurs nous nous proposons d'axer nos recherches sur l'utilisation et l'optimisation de ce procédé par action des composés organiques naturels. Egalement, il serait important d'étudier leurs effets pour une meilleure utilisation. Le sulfate d'aluminium est un sel de métal trivalent. La connaissance de sa biodisponibilité pourrait également permettre de déterminer ses mécanismes d'action sur la faune ou la flore des organismes aquatiques. Il serait également important d'étendre cette étude sur d'autres communautés biologiques et de comparer les résultats, de mesurer les effets à l'échelle d'un réseau trophique. De plus, de nouveaux produits polluants sont en pleine expansion sur le marché notamment les médicaments et les cosmétiques à degré de toxicité élevé et dont les

effets sur les organismes aquatiques sont encore méconnus. Une connaissance de leurs effets sur certains microorganismes tels que le zooplancton permettrait de développer des stratégies pour de nouvelles bases. Aussi, nous nous proposons d'effectuer des essais écotoxicologiques de ces différentes substances sur des groupes zooplanctoniques afin de déterminer leur concentration limite.

References

- Adamczyk Z. 2003. Particle adsorption and deposition: role of electrostatic interactions. *Advances in Colloid and Interface Science*, 100-102: 267-347.
- Ajeegah G., Bikitbe J. F. & Longo F. 2013. Qualité bioécologique d'un milieu lacustre hyper-eutrophisé en zone équatoriale (Afrique Centrale): peuplement de protozoaires ciliés et macro-invertébrés benthos-aquatiques. *Afrique Science*, 09(2): 50-66.
- Akindele E. O. et Adeniyi, I. F. 2013. A study of the physico-chemical water quality, hydrology and zooplankton fauna of Opa Reservoir catchment area, Ile-Ife, Nigeria. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 7(5): 192-203.
- Alakaparampil J. V., Mgidi D. D., Bwampamye A. M. & Teklemariam A. T. 2013. Germicidal action of some metals/metal ions in combating E. coli bacteria in relation to their electrochemical properties. *Journal of Water Resource and Protection*, 5: 1132-1143.
- Allan J. D. 2004. Landscapes and rivers capes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecological System*, 35: 257-284.
- Ameziane N., Auzoux-Bordenave S., Badou A., Berland S., Caraguel J-M., Domart-Coulon I., Lopez P-J., Luquet G., Martin S., De Rafélis M., Segalen L. & Sire J-Y. 2013. Les biominéralisations, témoins de l'évolution du vivant. *Le courrier de la Nature*, 275 : 29-37
- Angelier E. 2003. Ecology of streams and rivers. Enfield, NH: Science Publishers, 215 p.
- Apouamou Y. M. 2006. Hydrologie et transport solide dans un écosystème forestier anthropie : exemple du bassin versant de la Mefou (Centre-Sud-Est). Mémoire de DEA, Université de Yaoundé I, Yaoundé, Cameroun, 52 p.
- Auby I., Manaud F., Mauder D. & Trut G. 1994. Etude de la prolifération des Algues vertes dans le bassin versant d'Arcachon. IFREMER-CEMAGREF SABARC, 192 p.
- Baker J. P., Bernard D. P., Christensen S. W., Sale M. J., Freda J., Heltcher K., Marmorek D., Rowe L., Scanlon P., Suter G., Warren-Hicks W. & Welbourn P. 1990. Biological effects of changes in surface water acid-base chemistry. *Oak Ridge*

- Balaska A. 2005. Traitement de l'eau usée de la laiterie Edough – Annaba par des procédés physicochimiques et biologiques. Mémoire de Maîtrise, Université Badji Mokhtar Annaba, Annaba, Algérie, 145 p.
- Balvay G. 2000. Evolution du zooplancton du Léman. Campagne 1999. *Rapport Commission internationale de protection des eaux du Léman contre la pollution (CIPEL)* : 79-90.
- Barriuso E., Calvet R., Schiavon M. & Soulas G. 1996. Les pesticides et les polluants organiques des sols : transformations et dissipation. *Forum « Le sol, un patrimoine menacé ? »*, Paris, France : 279-296.
- Berland J. M., Boutin C., Molle P. & Cooper P. 2001. Procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites et moyennes collectivités. *Office des publications officielles des Communautés européennes: OI-Eau*, Luxembourg, 44 p.
- Besma H. 2015. L'effet des sels minéraux sur l'élimination du phénol par coagulation-floculation. Mémoire de Master, Université de Mohamed Khider–Biskra, Biskra, Algérie, 92 p.
- Bottero J. Y. et Lartiges B. 1992. Séparation liquide-solide par coagulation floculation : les coagulants/floculants, mécanismes d'agrégation, structure et densité des floccs, mines et carrières-Industrie minière. *Les Techniques*, 10 : 37-43.
- Chaouki I., Mouhir L., Souabi S., Fekhaoui M. & El Abidi A. 2013. Etude de la performance de la STEP du centre emplisseur de la société Salam Gaz–Skhirat, Maroc. *Afrique Science*, 09(3) : 91 – 102.
- Cairns J. J. 1978. Zooperiphyton (especially protozoa) as indicator of water quality. *Transactions of the American Microscopical Society*, 97: 43-49.
- (CCME) Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement. 2003. Recommandations pour la qualité de l'eau en vue de la protection de la vie aquatique. Aluminium. Dans : *Recommandations Canadiennes pour la Qualité de l'Environnement*. Winnipeg, Canada : CCME.
- Corcoran E., Nellesmann C., Baker E., Bos R., Osborn D. & Savelli H. 2010. Sick Water? The central role of wastewater management in sustainable development. A Rapid Response Assessment. Nairobi/Arendal, Kenya/Norway: United Nations Environment Programme (UNEP)/United Nations Human settlements Programme (UN-Habitat)/Grid-Arendal, 88 p.
- Corliss J. O. 1972. The Ciliate Protozoa and other organism: some unresolved questions of major phylogenetic significance. *American Zoology* 12: 739-753.
- Corliss J. O. 1979b. The Ciliate Protozoa characterization, classification and guide to the nature. (2nd ed.). Oxford and Frankfurt, England: Pergamon Press, 455 p.
- Dejoux C. 1988. La pollution des eaux continentales africaines. Expérience acquise, situation actuelle et perspective. Paris, France : ORSTOM, 513 p.
- Desjardins R. 1988. Le traitement des eaux. (1^{er} éd). Québec, Canada : Ecole Polytechnique de Montréal, 363p.
- De León, H. R. H. 2006. Supervision et diagnostic des procédés de production d'eau potable. Mémoire de Thèse de Doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse, Toulouse, France, 164 p.
- Devidal S., Richard-Sirois C., Pouet M. F. & Thomas O. 2007. Solutions curatives pour la restauration des lacs présentant des signes d'eutrophisation. Rapport interne, Observatoire de l'Environnement et du Développement Durable, Université de Sherbrooke, Québec, Canada, 51 p.
- De Villiers J., Squilbin M. & Yourassowsky C. 2005. Qualité physico-chimique des eaux de surface: Cadre général. *Observatoire des Données de l'Environnement*, 1-16.
- Dragesco J. et Dragesco-Kerneis A. 1986. Ciliés libres de l'Afrique intertropicale : Introduction à la connaissance et à l'étude des Ciliés. Paris, France: ORSTOM, Faune Tropicale XXVI, 559 p.
- Dumont H. J. et Verehe H. M. 1984. The nature and origin of the crustacean zooplankton of Sahelian Africa, with a note of the Limnomedusa. *Hydrobiologia*, 113 : 313-325.
- Durand J. R. et Lévêque C. 1980. Flore et Faune aquatique de l'Afrique Sahelo-Soudanienne. Paris, France : ORSTOM, Documentation technique n°44, Tome 1, 389 p.
- Dussart B. H. 1980. Copepode in ORSTOM ed., I.D.T 44, Flore et Faune aquatique de l'Afrique Sahelo-Soudanienne, ed. Paris, France : 333-356.
- Dussart B. H. 1984. A propos de quelques Copépodes des eaux douces tropicales. *Crustaceana*, 46 : 148 – 153.
- Dussart B. H. 1992. Limnologie: l'étude des eaux continentales. (2^e éd.). Paris, France : Boubée & Cie, 680 p.
- Efole Ewoukem T. 2003. Evaluation du pouvoir auto-épurateur d'un cours d'eau urbain à Yaoundé : l'Abiergue. Mémoire de DEA, Université de Yaoundé I, Cameroun, 56 p + Annexes.
- Environnement Canada et Santé Canada. 2010. Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation, Canada, 226 p.
- Fahssi A., Yahya H. S. A., Touzani R., & Chafi A. 2016. Evaluation spatiotemporelle de la contamination métallique des ressources

- hydriques superficielles de la basse Moulouya (Nord-Est Maroc). *Journal of Materials and Environmental Science*, 7(7) : 2404-2423.
- Femmam Y. 2015. Elimination du phénol par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium. Mémoire de Master, Université Mohamed Khider-Biskra, Biskra, Algérie, 89 p.
- Fernando C. H. 2002. A guide to tropical freshwater zooplankton: Identification ecology and impact on fisheries. Leiden: Backhuys Publishers, 290 p.
- Foissner W. 1988. Taxinomy and nomenclatural revision of SLÁDECEK's list of Ciliates (Protozoa: Ciliophora) as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, 166: 1-64.
- Foissner W. et Berger H. 1996. A user-friendly guide to the Ciliates Protozoa, Ciliophora commonly used by hydrobiologists as bioindicators in the rivers, lakes, and waste waters, with notes on their ecology. *Freshwater Biology*, 35: 375-462.
- Fonkou T. 2007. Essais d'épuration d'eaux usées agro-industrielles par marécages artificiels en régions tropicales: cas des effluents de African Distilling Company (ADIC) à Mbandjock. Mémoire de Thèse de Doctorat de 3^e cycle, Université de Yaoundé I, Yaoundé, Cameroun, 197 p.
- Foto Menbohan S. 1989. Etude de la qualité de la pollution de deux cours d'eau à Yaoundé: l'Abiergue et le Mfoundi: Etude physico-chimique et Biologique. Mémoire de Thèse de Doctorat 3^{ème} Cycle, Université de Yaoundé, Yaoundé, Cameroun, 142 p.
- Foto Menbohan S. (1997). La pollution de deux cours d'eau urbains au Cameroun : l'Abiergué et le Mfoundi. Aspect physico-chimique. *Cameroonian Journal of Biochemistry Science*, 7 : 1-13.
- Foto Menbohan S. et Njine T. 1998. Distribution et dynamique des peuplements des Ciliés dans deux cours d'eaux urbains: Abiergue et le Mfoundi à Yaoundé. *Annales de la faculté des Sciences. Université de Yaoundé I, Yaoundé, Cameroun. Série Science Naturelle et Vie*, 34: 269-279.
- Foto Menbohan S., Njine T., Zébazé Togouet S. H., Kemka N., Nola M., Monkiedje A. & Boutin C. 2006. Distribution spatiale du zooplancton dans un réseau hydrographique perturbé en milieu urbain tropical (Cameroun). *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle*, 142: 52-63.
- Foto Menbohan S., Zébazé Togouet S. H., Nyamsi Tchatcho N. L. & Njine T. 2011. Evolution spatiale de la diversité des peuplements de macroinvertébrés benthiques dans un cours d'eau anthropisé en milieu tropical (Cameroun). *European Journal of Scientific Research*, 55: 291-300.
- Foto Menbohan S., Tchakonté S., Ajeagah G. A., Zébazé Togouet S. H., Bilong Bilong C. F. & Njiné T. 2013. Water quality assessment using benthic macroinvertebrates in a periurban stream (Cameroun). *International Journal of Biotechnology*, 2(5): 91-104.
- Gadom Fongang S. 2015. Effet d'un coagulant-floculant (sulfate d'aluminium) sur les propriétés abiotiques et l'abondance des ciliés d'un cours d'eau urbain: Olézoa. Mémoire de Master, Université de Yaoundé I, Yaoundé I, 66 p.
- Gebbie P. 2006. An operator's guide to water treatment coagulants. 31st Annual Water Industry Workshop – Operations Skills. University Central Queensland – Rockhampton, USA, pp.14-20
- Germain A., Gagnon C., & Lind C. B. 2000. Entry and exposure characterization for aluminum chloride, aluminum nitrate and aluminum sulfate. Supporting document for Canadian Environmental Protection Act Priority Substances List Assessment Program. Rapport inédit. Montréal (QC) : Environnement Canada, 111 p.
- Habib et El Rhazi. 2007. Impact sanitaire de la réutilisation des eaux usées. Projet de fin d'études de License-SV, Université Cadi Ayyad Marrakech, Marrakech, Maroc, 18 p.
- Harrat N. 2013. Elimination de la matière organique naturelle dans une filière conventionnelle de potabilisation d'eau de surface. Mémoire de thèse de Doctorat, Université Mohamed Khider – Biskra, Biskra, Algérie, 168 p.
- Hecky R. E. 2000. A biogeochemical comparison of lakes Superior in Malawie, and the limnological consequences of an endless summer. *Ecosystem Health and Management*, 3: 23-33.
- Huilbert S. H., Mulla M. S. & Wilson H. R. 1972. Effects of an organophosphorus insecticides on the phytoplankton, zooplankton and insect populations of freshwater ponds. *Ecological Monographs*, 42 : 269 – 299.
- Kahl A. 1932. Urtiere oder Protozoa I: Wimpertiere oder Ciliata (Infusoria) 3. Spirotricha. In: Die Tierwelt Deutschlands 25, (Ed. F. Dahl). G. Fischer, Jena, 996 p.
- Kemmer F. N. 1984. Manuel de l'eau. Ed. NALCO, 930 p.
- Kengne Noumsi I. M. 2000. Evaluation d'une station de lagunage à macrophytes à Yaoundé: performances épuratoires, développement et biocontrôle des Diptères Culicidae. Mémoire de Thèse Doctorat de 3^e cycle, Université de Yaoundé I, Yaoundé, Cameroun, 138 p.
- Koste W. 1978. Rotaria. Die rädertiere mitteleuropus. I. II. Berlin, Germany: Borntraeger ed, 673 p.
- Lafleur C., Fortier J., Kharoune L., Kharoune M. 2008. Évaluation d'un procédé de coagulation-floculation au chitosane pour l'enlèvement du phosphore dans les effluents piscicoles. Rapport final, 59 p.

- Lair N., Reyes-Marchant P. & Jacquet V. 1998. Développement du Phytoplancton, des Ciliés et des Rotifères sur deux sites de la Loire moyenne (France), en période d'étiage. *Annales de Limnologie*, 34 : 35-48
- Lewis R. J. 1992. Sax's dangerous properties of industrial materials. Vol. 3. New-York, USA : Van Nostrand Reinhold Publishing Company, 368 p.
- Lind C. 1995. A coagulant road map. Public Works, 36-38.
- Lobban C. S. et Schefter M. 2008. Freshwater biodiversity of Guam. 1. Introduction, with new records of ciliates and a heliozoan. *Micronesica*, 40(1/2): 253–273.
- Lynn D. H. 2006. Ciliophora. In: Encyclopedia of Life Sciences. USA: John Wiley and Son, 18346 p.
- Lynn D. H. & Corliss J. O. 1991. Ciliophora in microscopic anatomy of invertebrate. *Protozoologia*, 1: 333-467.
- Maherou J., Norest S. & Ferrer L. 2014. L'aluminium, ce métal qui nous empoisonne. *Association Santé Environnement France (ASEF)*, 19 p.
- Majdy I., Cherkaoui E., Nounah A. et Khamar M. 2015. Le traitement physico-chimique par coagulation-floculation des rejets des eaux usées de la ville de Salé. *Journal of Materials and Environmental Science*, 6(3): 834-839.
- Margulis., Corliss J. O., Melkonian D. J. & Chapman. 1990. Handbook of Prototista. *Boston Jones & Bartlett Publishers*, 339-379.
- Martin J. W. & Davis G. E. 2001. An update classification of the recent Crustacea. *Sciences Serie*, 39, 132 p.
- Merck Index. 2006. An encyclopedia of chemicals, drugs, and biologicals. 14^e ed., O'Neil M., Smith A., Heckelman P. E., (éd.), Whitehouse Station (NJ): Merck & Co., 2520 p.
- Metahri M. S. 2012. Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées par des procédés mixtes. Cas de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou. Thèse de Doctorat, Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou, Tizi-Ouzou, Algérie, 148 p.
- Meybeck M. 1995. Les lacs et leur bassin. In : R. Pourriot et M. Meybeck (éd). *Limnologie générale*. Paris, France : Masson, 956 p.
- Meybeck M. & Helmer R. 1992. An introduction to water quality. In: Chapman D., water quality assessment. Oxford, England: Chapman & Hall, 307 p.
- Moisan J. et 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 de suivi de l'état de l'environnement, Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, 86p.
- Moraiton-Apostolopoulou M., Kiortsis M., Verriopoulos V. & Latanistioti S. 1983. Effect of copper sulfate on Tribe *holothurria* themes (Copepoda) and developement of tolerance of copper. *Hydrobiologia*, 99: 145 – 150.
- Morrissey C. A., Boldt A., Mapstone A., Newton J. & Ormerold S. J. 2013. Stable isotopes as indicators of wastewater effects on the macroinvertebrates of urban rivers. *Hydrobiologia*, 700: 231-244.
- Neveu A., Riou C., Bonhomme R., Chassin & Papy F. 2001. L'eau dans l'espace rural, vie et milieux aquatiques. Paris, France: INRA, 83 p.
- Njiné T. et Foto Menbohan S. 1998. Influence de la pollution organique sur la diversité des peuplements de Ciliés de deux cours d'eau urbains au Cameroun. *Science Naturelle et Vie*, 34: 281-294.
- Nogrady T., Wallace R. L. & Snell T. W. 1993. Rotifera 1: Biology, Ecology and Systematics. Guide to the identification of the macroinvertebrates of the continental water of the word 4. Dumont H. J. ed., S. P. B., Acad. Publi., The Hague, 142 p.
- Nola M., Njine T., Monkiedje A., Sikati Foko V. & Djuikom E. 1998. Qualité bactériologique des eaux des sources et des puits de Yaoundé. *Cahiers d'Etude et de Recherche Francophones / Santé*, 8 : 330-336.
- Nya J., Brissaud F., Kengne I. M., Drakids C., Amougou A., Atangana E. R., Fonkou T., & Agendia P. L. 2002. Traitement des eaux usées domestiques au Cameroun: Performances épuratoires comparées du lagunage à macrophytes et du lagunage à microphytes, 726–736.
- Nziéleu Tchagnou J. G. 2006. Etude comparée du polymorphisme des Rotifères Brachionidae dans trois plans d'eau de Yaoundé ; le Lac Municipal, l'étang de Melen et l'étang d'Efoulan. Mémoire de DEA, Université de Yaoundé I, Yaoundé, Cameroun, 59 p.
- Olanezuk-Neyman K. & Bray R. 2000. The role of physico-chemical and biological processes in manganese and ammonia nitrogen removal from groundwater. *Polish Journal of Environmental Studies*, 9: 91-96.
- ONU-HABITAT. 2007. Profil urbain de Yaoundé. Nairobi, Kenya : PNUEH, 41 p.
- Otto C. & Svensson B. S. 1983. Properties of acid brown water streams in south Sweden. *Archiv für Hydrobiologie*, 99:15–36.
- Perry R. H. & Green D. W. 1984. Perry's chemical engineers' handbook (6th ed.). New York, USA: McGraw-Hill Book Company, 2240 p.

- Pichard A. 2005. Aluminium et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. INERIS, 53 p.
- Piélou E. C. 1966. The measurement of diversity in different type of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13: 131-144.
- Pourriot R. 1982. Food and feeding habits of the Rotifera, Arch. Hydrobiol. Beich., responses to acidification. *Ecology*, 73: 903-909
- Pourriot R. et Francez A. J. 1986. Rotifères, introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales. *Bulletin Mensuel de la Société Linnéenne de Lyon*, 1-37.
- Ramade F. 2002. Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. (2^e éd.). Paris, France : Dunod, 1100 p.
- Ramade F. 2008. Dictionnaire encyclopédique des sciences de la nature et de la biodiversité. Paris, France: Dunod, 737 p.
- Ritter L., Solomon K., Sibley P., Hall K., Keen P., & Linton B. 2002. Sources, pathways, and relative risks of contaminants in surface water and groundwater: a perspective prepared for the walkerton inquiry. *Toxicology Environmental Health*, 65: 1-142.
- Robert J. S. & Sheldon J. B. D. 1996. Coagulation and precipitation of a mechanical pulping effluent. I. Removal of carbon, color and turbidity. *Water Research*, 30 1169–1178.
- Roche M. 1963. Etude hydrologique de l'Ikopa et de la Betsihoka. In hydrologie de surface ORSTOM. Paris, France : Gauthier-Villars, 432 p.
- Rodier J., Legube B. & Merlet N. 2009. L'analyse de l'eau (9^e éd.). Paris, France : Dunod, 1579 p.
- Saiz-Salinas J. I. & González-Oreja J. A. 2000. Stress in estuarine communities: lessons from the highly impacted Bilbao estuary. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 7: 43-55
- Sanoamuang L. 1993. Comparative studies on scanning electronic microscopy of trophy of genus *Filinia* Bory de St Vincent (Rotifera). *Hydrobiologia*, 264: 115- 128.
- Scharler U. M. & Baird D. 2003. The influence of catchment management on salinity nutrient stoichiometry and phytoplankton biomass of Eastern Cape estuaries, South Africa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56: 735-748.
- Shannon C. E. & Weaver W. 1949. The mathematical theory of communication. Illinois, USA: Urbana University Press, 117 p.
- Shiel R. J. 1995. A guide to identification of Rotifers, Cladocerans and Copepods from Australian inland waters. Identification guide No. 3. Albury, Australia: CRFE, 150 p.
- Sime-Ngando T., Hartmann H. J. & Groliere C. A. 1990. Rapid qualification of planktonic ciliates: comparison of improved live counting with other methods. *Applied Environmental Microbiology*, 56: 2234-2242.
- Smirnov N. N. & Korovchinsky. 1995. Introduction to the Cladocera. I.T.C., University of Glent, Belgium, 157 p.
- Sparagano O. et Grolière C. A. 1991. Evaluation de la qualité des eaux d'une rivière avec les Protozoaires Ciliés comme bioindicateurs de pollution. Comparaison avec la physico-chimie. *Hydroécologie Appliquée*, 1: 43-62.
- Suchel B. 1987. Les climats du Cameroun, Thèse de Doctorat d'Etat, Université de Bordeaux III, Bordeaux, France, 1863 p.
- Sweeney B. W., Bott T. I., Jackson J. K., Kaplan I. A., Newbold J. D., Standley I. J. & Hession R. J. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101: 14132-14137.
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M. & Usseglio-Polatera P. 2006. Invertébrés d'eau douce : Systématique, biologie et écologie. Paris, France : CNRS édition, 588 p.
- Temgoua E., Bitom B., Djeuda T. H. B. & Yongue, R. 2003. Habitation, agricultural practices and degradation of the soil in urban area: The case of Ngoa-Ekéle and Oyomabang district of Yaoundé Cameroon. Research report, University of Yaoundé I, Yaoundé, Cameroun.
- Templeton M. & Butler D. 2011. An introduction to wastewater treatment. London, England: Imperial College London Press, 80 p.
- Tening A. S., Chuyong G. B., Asongwe G. A., Fonge B. A., Lifongo L. L., Mvondo-Ze A. D., Che V. B. & Suh C. E. 2013. Contribution of some water bodies and the role of soils in the physicochemical enrichment of the Douala-Edea mangrove ecosystem. *African Journal of Environmental Science and technology*, 7(5): 336-349.
- Tranouez P., Lerebourg S., Bertelle C. et Olivier D. 2003. Contribution à la représentation multi échelle des écosystèmes aquatiques. Le Havre, France : Editions Journées Francophones sur les Systèmes Multi-Agents, 5 p.
- Tuffery G. 1980. Incidences écologiques de la pollution des eaux courantes. Révélateurs biologiques de la pollution. In: Pesson, (Ed), la pollution des eaux continentales. Incidences sur les biocénoses aquatiques. Paris, France : Bordas, 135 p.
- Verneaux J. 1973. Cours d'eau de Franche-Comité (massif du Jura): Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs-essai de biotypologie. Thèse de Doctorat d'Etat, Université de Besançon, Besançon, France, 260 p.

- Verneaux J. 1980. Fondements biologiques et écologiques de l'étude de la qualité des eaux continentales. Principales méthodes biologiques. In : Pesson, (Eds), la pollution des eaux continentales, incidence sur la biocénose aquatique. Paris, France: Bordas, 237 p.
- Wallace R. L. & Snell T. W. 2001. Phylum Rotifera. In : Thorpe J. H. &ovich A. P. Eds. (2nd ed.). Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. New-York, USA: Academic Press, 1021 p.
- Werther J. & Ogada T. 1999. Sewage sludge combustion. *Progress in Energy and Combustion Science*, 25:55 – 116.
- Yongué Fouateu R. 1986. Contribution à l'étude pétrographique de l'altération et des faciès de cuirassement ferrugineux des gneiss migmatiques de l'altération de la région de Yaoundé. Thèse de Doctorat 3^e cycle, Université de Yaoundé I, Yaoundé, Cameroun, 241p.
- Zébazé Togouet S. H. 2000. Biodiversité et dynamique des populations de zooplancton (Ciliés, Rotifères, Cladocères et copépodes) du Lac Municipal de Yaoundé (Cameroun). Thèse de Doctorat 3^{ème} cycle, Université de Yaoundé I, Yaoundé, Cameroun, 175 p.
- Zébazé Togouet S. H. 2008. Eutrophisation et structure de la communauté zooplanctonique du Lac Municipal de Yaoundé. Thèse de Doctorat, PhD, Université de Yaoundé I, Yaoundé, Cameroun, 200 p.

ANNEXES

Annexe 1 : Variation de l'abondance du zooplancton des différentes stations en fonction des doses

Stations					A1				A2				A3					
Groupes	Classes	Ordres	Familles	Espèces	T	C1	C2	C3	T	C1	C2	C3	T	C1	C2	C3		
Rotifères	Monogononta	Poimida	Brachionidae	<i>Brachionus angularis</i>	12	2	0	0	12	0	0	0	36	4	0	0		
			Lecanidae	<i>Lecane curvicornis</i>	4	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	
				<i>Lecane sp</i>	10	4	0	0	4	0	0	0	0	2	0	0	0	
		Digononta	Bdelloidea	Philodinidae	<i>Rotaria rotatoria</i>	90	20	0	0	36	14	0	0	148	64	0	0	
Copépodes	Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	<i>Mesocyclops sp</i>	6	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0		
				<i>Thermocyclops sp</i>	8	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
				<i>Thermocyclops crassus</i>	0	0	0	0	1	6	0	0	0	0	0	0	0	0
				Copépodite*	16	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	2	0	0
				Nauplii*	6	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0		
Cladocères	Branchiopoda	Anomopoda	Moinidae	<i>Moina micrura</i>	30	12	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0		
				<i>Moina macropa</i>	12	4	0	0	20	4	0	0	0	0	0	0	0	0
			Macrothricidae	<i>Macrotrix laticornis</i>	20	8	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0		
Ciliés	Oligohymenophora	Hymenostomatina	Lembadionidae	<i>Lembadion leucens</i>	13	0	0	0	5	0	0	0	15	0	0	0		
			Urocentridae	<i>Urocentrum turbo</i>	98	16	4	0	54	2	0	0	64	4	2	0		
			Frontoniidae	<i>Frontonia leucas</i>	38	8	0	0	73	3	0	0	20	0	0	0		
			Parameciidae	<i>Paramecium africanum</i>	528	62	4	0	890	80	4	0	528	28	0	0		
				<i>Paramecium pseudotrichium</i>	110	0	0	0	300	0	0	0	0	0	0	0		
				<i>Paramecium sp</i>	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
			Tetrahymenidae	<i>Colpidium campylum</i>	48	0	0	0	5	0	0	0	50	0	0	0		
				<i>Deltopylum rhabdoides</i>	54	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	<i>Glaucoma frontata</i>	20		0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0				
		Scuticociliatida	Uronematidae	<i>Uronema acutum</i>	52	6	0	0	38	6	0	0	40	2	0	0		
		Peritrichida	Vorticellidae	<i>Vorticella campanula</i>	6	4	0	0	8	0	0	0	816	20	0	0		
	Kinetophragminophora	Karyorelictida		Loxodidae	<i>Loxodes kahli</i>	13	3	0	0	7	0	0	0	0	0	0		
				<i>Loxodes rex</i>	13	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0			
		Colpodida		Colpodidae	<i>Colpoda cucullus</i>	5	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0		
				Prorodontidae	<i>Prorodon ovalis</i>	27	3	0	0	7	0	0	0	13	0	0	0	
		Pleurostomatida	Amphilepidae	<i>Amphileptus quadrinucleatus</i>	4	0	0	0	20	0	0	0	3	0	0	0		
Cyrtophorida		Chilodonellidae	<i>Chilodonella uncinata</i>	5	0	0	0	0	0	0	0	55	0	0	0			
Polyhymenophora	Hypotrichida	Oxytrichidae	<i>Pleurotrichia lanceolata</i>	35	3	0	0	5	0	0	0	25	3	0	0			
			<i>Oxytricha lanceolata</i>	27	0	0	0	13	0	0	0	33	0	0	0			
			<i>Histiculus histiculus</i>	45	3	0	0	25	0	0	0	33	8	3	3			
			<i>Oxytricha chlorelligera</i>	68	3	0	0	95	8	0	0	0	0	0	0			
	Euplotidae	<i>Euplotes patella</i>	10	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0				
	Spirofilidae	<i>Hypotriche</i>	15	0	0	0	8	0	0	0	3	0	0	0				
	Heterotrichida	Caenomorphidae	<i>Caenomorpha medusula</i>	30	2	0	0	100	6	0	0	54	2	0	0			
		Metopidae	<i>Metopus ovatus</i>	98	16	0	0	22	12	0	0	9	6	0	0			
			<i>Metopus sp</i>	15	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0			
Stentoridae	<i>Stentor magnum</i>	0	0	0	0	10	0	0	0	10	0	0	0					
Spirostomidae	<i>Spirostomum ambiguum</i>	20	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0					
	Oligotrichida	Strombidiidae	<i>Strombidium meganucleatum</i>	18	0	0	0	15	0	0	0	30	3	0	0			

*: Phase larvaire et juvénile des Copépodes.

Annexe 2: Abondance totale du zooplancton dans le cours d'eau Abiergue-Est pendant la période d'étude.

Espèces	A1	A2	A3	Totaux
<i>Brachionus angularis</i>	12	12	36	60
<i>Lecane curvicornis</i>	4	0	2	6
<i>Mesocyclops</i> sp	6	0	2	8
<i>Moina micrura</i>	30	2	0	32
Nauplii	6	4	0	10
<i>Euchlanis dilatata</i>	12	4	4	20
<i>Rotaria rotatoria</i>	90	4	148	242
<i>Lecane</i> sp	10	0	2	12
<i>Copépodite</i>	16	10	2	28
<i>Thermocyclops</i> sp	8	0	0	8
<i>Thermocyclops crassus</i>	0	12	0	12
<i>Macrothrix laticornis</i>	20	2	0	22
<i>Moina macropa</i>	12	20	0	32
<i>Pleurotricha lanceolata</i>	35	5	25	65
<i>Oxytricha lanceolata</i>	27	13	33	73
<i>Metopus ovatus</i>	98	22	9	129
<i>Euplotes patella</i>	10	0	50	60
<i>Caenomorpha medusula</i>	30	100	54	184
<i>Histiculus histiculus</i>	45	25	33	103
<i>Uronema acutum</i>	52	38	40	130
<i>Lembadion leucens</i>	13	5	15	33
<i>Loxodes kahli</i>	13	7	0	20
<i>Strombidium meganucleatum</i>	18	15	30	63
<i>Oxytricha chlorelligera</i>	68	95	0	163
<i>Paramecium africanum</i>	528	890	528	1946
<i>Vorticella campanula</i>	6	8	816	830
<i>Stentor magnum</i>	0	10	10	20
<i>Colpidium campylum</i>	48	5	50	103
<i>Frontonia leucas</i>	38	73	20	131
<i>Spirostomum ambiguum</i>	20	20	0	40
<i>Deltopylum rhabdoides</i>	53	0	0	53
<i>Hypotriche</i>	15	8	3	26
<i>Glaucoma frontata</i>	20	40	0	60
<i>Colpoda cucullus</i>	5	10	0	15
<i>Prorodon ovalis</i>	27	7	13	47
<i>Loxodes rex</i>	13	10	0	23
<i>Amphileptus quadrinucleatus</i>	3	20	3	26
<i>Chilodonella uncinata</i>	5	0	55	60
<i>Paramecium pseudotrichium</i>	110	300	0	410
<i>Metopus</i> sp	15	0	30	45
<i>Paramecium</i> sp	10	0	0	10
<i>Urocentrum turbo</i>	98	54	64	216
Totaux	1649	1850	2077	5576