HAL
open science

ESSAI D'EVALUATION DE L'INFLUENCE DES ACTIVITES ANTHROPIQUES SUR LA PHYSICO-CHIMIE,LA COMPOSITION ET L'ABONDANCE DU PLANCTON ET DES MACROINVERTEBRES DU LITTORAL DU LAC TANGANYIKA (Cas des zones littorales le long de Bujumbura (Burundi) et Uvira (RD-Congo) au nord du lac)

Béni Hyangya Lwikitcha, Pascal Isumbisho Mwapu

To cite this version:

Béni Hyangya Lwikitcha, Pascal Isumbisho Mwapu. ESSAI D'EVALUATION DE L'INFLUENCE DES ACTIVITES ANTHROPIQUES SUR LA PHYSICO-CHIMIE,LA COMPOSITION ET L'ABONDANCE DU PLANCTON ET DES MACROINVERTEBRES DU LITTORAL DU LAC TANGANYIKA (Cas des zones littorales le long de Bujumbura (Burundi) et Uvira (RD-Congo) au nord du lac). Sciences de l'environnement. 2012. hal-00806750

HAL Id: hal-00806750

https://auf.hal.science/hal-00806750

Submitted on 2 Apr 2013

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

UNIVERSITE DU BURUNDI

FACULTE DES SCIENCES

Master Complémentaire en Sciences de l'Environnement

ESSAI D'EVALUATION DE L'INFLUENCE DES ACTIVITES ANTHROPIQUES SUR LA PHYSICO-CHIMIE, LA COMPOSITION ET L'ABONDANCE DU PLANCTON ET DES MACROINVERTEBRES DU LITTORAL DU LAC TANGANYIKA

(Cas des zones littorales le long de Bujumbura (Burundi) et Uvira (RD-Congo) au nord du lac)

Par Béni HYANGYA LWIKITCHA

Mémoire présenté en vue de l'obtention du Diplôme de
Master Complémentaire en Sciences de l'Environnement
Option : Gestion de l'Environnement Aquatique

Promoteurs :

Prof. Pascal ISUMBISHO M. (ISP-Bukavu/R.D.Congo)
Prof. Gaspard NTAKIMAZI (Université du Burundi)
Prof. Jean-Claude MICHA (FUNDP-Namur/Belgique)

Août 2012

DEDICACE

A mon père Othniel Lwikitcha Alemeba

A ma mère Clementine Mitamba Biel'ulebwa

A la famille Lwikitcha

Je dédie ce mémoire

REMERCIEMENTS

Au terme de ma formation de maitrise en Sciences de l'Environnement à l'Université du Burundi, il me serait ingrat de ne pas remercier tous ceux qui, de près ou de loin, d'une manière ou d'une autre, ont concouru pour que j'arrive à terme de ce travail.

De prime à bord je tiens sincèrement à remercier les Professeurs Pascal Isumbisho de l'ISP-Bukavu en R.D.Congo, Gaspard NTAKIMAZI de l'Université du Burundi et J.-C. MICHA des FUNDP/Namur en Belgique, promoteurs de ce mémoire. Malgré leurs agendas surchargés, ils ont accepté de prendre la direction de ce travail. Leur longue expérience dans le domaine des milieux aquatiques m'a permis de réaliser ce mémoire malgré les difficultés rencontrées. Qu'ils trouvent ici l'expression de ma reconnaissance.

Les données qui ont servi dans le cadre de cette étude ont été récoltées dans le cadre du projet de coopération scientifique interuniversitaire (PCSI, 2010). Je remercie vivement les professeurs Charles NIYONKURU de l'université du Burundi et responsable du projet qui, sur le lac et au laboratoire, m'a fait bénéficier de son expérience de travail dans le milieu aquatique. Je remercie également le professeur Jacques MOREAU de l'ENSA/INP-Toulouse (France) le co-responsable du projet.
Il en est de même pour René Shalukoma, chercheur au Centre des Recherches en Hydrobiologie (CRH) d'Uvira, pour l'accueil et l'accompagnement sur terrain lors de l'échantillonnage sur la côte congolaise à Uvira.

Toute ma reconnaissance aux membres du laboratoire de l'UERHA sans lesquels les manipulations, les différentes analyses et le traitement de données n'auraient sans doute pas eu lieu. Je n'ai jamais regretté de vous avoir croisé dans mon parcours : (i) Prof Pascal ISUMBISHO, grand merci pour le soutien financier et surtout moral que je bénéficie jusqu'à la toute dernière seconde de cette formation. Merci pour l'encadrement et le suivi sur terrain comme au laboratoire. Je vous en serai toujours reconnaissant.

Béni HYANGYA LWIKITCHA

RÉSUMÉ

L'étude de la physico-chimie, de la composition et de l'abondance du plancton et des macro invertébrés du littoral du lac Tanganyika a été menée dans la zone littorale à Bujumbura (Burundi) et à Uvira (RD Congo). L'objectif de l'étude était de mettre en évidence l'impact des activités anthropiques sur la physico-chimie et le peuplement du littoral du lac Tanganyika. En effet, ce lac dont l'intérêt socioéconomique n'est plus à démontrer et représentant environ 18% de la réserve d'eau douce de surface de la planète est aujourd'hui menacé par la dégradation anthropique de son bassin versant ainsi que par les effets des perturbations climatiques dans la région. Dans cette optique, sa zone littorale serait la plus concernée ; ce qui justifie la présente étude. Dans le même sens, il faut noter que Bujumbura, capitale du Burundi compte environ 800000 habitants et Uvira, environ 300000 habitants.

Pour y parvenir, des échantillons ont été collectés aux mois de février, mai, septembre et décembre 2011 dans 6 stations dont 3 (embouchure de Ruzizi, port de Bujumbura et, Nyamugari) sur la cote burundaise et 3 (Kilomoni, Maendeleo et Kalimanbenge) sur la côte congolaise. Les échantillons d'eau et de plancton ont été analysés dans le laboratoire de l'Unité d'Enseignement et de Recherche en Hydrobiologie Appliquée (UERHA) de l'ISP/Bukavu.

Les résultats obtenus montrent que la température de l'eau, l'oxygène dissous, la conductivité électrique ainsi que le pH présentent des valeurs habituellement mesurées dans le littoral du lac dans les différentes stations d'étude. En examinant les valeurs des différents nutriments dosés, on remarque qu'en moyenne, les valeurs sont plus élevées sur le littoral burundais que sur le littoral congolais, vraisemblablement l'effet de la ville de Bujumbura. Ainsi, la concentration des phosphates (0,11mg/l), nitrites (0,02mg/l) ammonium (57,43 µg/l) et Silice (3,72mg/l) et est plus élevée dans la station située au niveau du port de Bujumbura que dans les autres stations d'étude. La corrélation entre ces nutriments et l'abondance algale est bien mise en évidence et c'est dans la même station que la Chlorophylle a, indice de l'abondance algale, a été la plus abondante.

La composition zooplanctonique est comparable dans les 2 rives sauf pour les cladocères. En effet, durant la période d'échantillonnage, les cladocères, ici représentés par *Diaphanosoma sp*, n'ont été observés que dans la station située non loin du port de Bujumbura c'est-à-dire la station la plus riche en nutriments et en biomasse algale, ce qui aurait un lien avec les activités anthropiques de la ville de Bujumbura dont les apports enrichissent les eaux littorales. Cela se justifierait par le fait que *Diaphanosoma sp* est une espère algivore contrairement aux copépodes. Aussi, la méduse *Limnocnida tanganyicae* n'a été observée que du côté burundais, non loin de l'embouchure de la Ruzizi.

Enfin, concernant les macro-invertébrés benthiques, il convient de noter que les mollusques gastéropodes, indicateurs d'un certain degré de dégradation de la qualité biologique de l'eau ont été particulièrement abondant dans la station située non loin du port de Bujumbura ; ce qui corrobore les observations précédentes.

TABLE DES MATIERES

DEDICACE i
REMERCIEMENTS ii
RÉSUMÉ iii
TABLE DES MATIERES iv
LISTE DES TABLEAUX vi
LISTE DES FIGURES vi
INTROUDUCTION 1
CHAPITRE I : REVUE BIBLIOGRAPHIQUE 3
1.1. Lac Tanganyika 3
1.1.1. Cadre physique et géographique 3
1.1.2. Caractéristiques abiotiques 5
1.1.3. Caractéristiques biotiques 7
1.1.4. Menaces sur l'environnement et la biodiversité du lac Tanganyika 8
1.1.4.1. La pollution 8
1.1.4.2. La sédimentation 8
1.1.4.3. La surpêche 9
1.1.4.4. La population 9
1.2. Nutriments et perturbation du cycle de nutriments en milieu lacustre 9
1.2.2. Nutriments dans l'écosystème aquatique 9
1.2.2.1. L'Azote 10
1.2.2.2. Le phosphore 11
1.2.2. Perturbation du cycle de nutriments par l'intervention de l'Homme 11
1.2.4.2. Le zooplancton 12
1.2.4.3. Les macro-invertébrés 13
CHAPITRE II: MATERIEL ET METHODES 13
2.1. Milieu d'étude 13
2.1.1. Choix, description des sites et période d'échantillonnage 13
2.2. Mesure des variables caractéristiques du milieu 16
2.2.1. Les paramètres physico-chimiques de l'eau 16
2.2.2. Prélèvement, conservation et traitement de l'échantillon d'eau 16
2.2.3. Dosage des nutriments 16

2.3. Echantillonnage, traitement du plancton et des macro-invertébrés 17
2.3.1. Extraction de la chl-*a* et estimation de la biomasse algale 17
2.3.2. Récolte, traitement et identification du zooplancton 17
2.3.3. Récolte, traitement et identification des macro-invertébrés 17
2.4. Analyse et traitement statistiques des données 18
CHAPITRE III: RESULTATS 18
3.1. Physico-chimie des eaux 18
3.2. Nutriments 20
3.2. Communauté biologique 21
3.2.1. Chlorophylle-*a* 21
3.2.2. Zooplancton 22
3.2.3. Macro-invertébrés 24
CHAPITRE IV: DISCUSSION 26
4.1. Physico-chimie des eaux 26
4.2. Principaux nutriments dosés 27
4.3. Communauté biologique 28
4.3.1. Biomasse algale 28
4.3.2. Zooplancton 29
4.3.3. Macro-invertébrés 30
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES 30
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 31
ANNEXES 38

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Caractéristiques limnologiques du lac Tanganyika 5
Tableau 2: Caractéristiques abiotiques du lac Tanganyika 6
Tableau 3:Nombre d'espèces par grands groupes taxonomiques..... 7
Tableau 4 : Principaux problèmes liés à l'eutrophisation des lacs 10
Tableau 5: Coordonnées géographiques, caractéristiques et description des sites échantillonnés.. 15
Tableau 6: Composition taxonomique et distribution spatiale du zooplancton récolté..... 23
Tableau 7: Densités (ind./m²) de différents groupes de zooplancton identifiés dans les sites échantillonnés. 24
Tableau 8 : Composition taxonomique, richesse taxonomique et répartition spatiale de la faune macrobenthique récoltée dans différents sites étudiés. 25

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Localisation géographique, situation politico-administrative et principaux affluents du lac Tanganyika 4
Figure 2: Variation de l'épilimnion selon le cycla annuel au Lac Tanganyika.. 6
Figure 3 : Fonctionnement du cycle des éléments nutritifs dans les conditions d'équilibre écologique et lors des apports en en nutriments. 12
Figure 4: Photos illustrant les sites d'échantillonnage 16
Figure 5: Moyennes des principaux paramètres physico-chimiques 20
Figure 6: Teneur moyenne des principaux nutriments 21
Figure 7 : Valeurs moyennes des concentrations de la Chlorophylle a enregistré dans différents sites étudiés. 22
Figure 8: Abondances des différents groupes de zooplancton dans les sites échantillonnés du lac Tanganyika 23
Figure 9: Abondances relatives des familles des macro-invertébrés récoltés dans les sites d'étude. 26

INTROUDUCTION

Le lac Tanganyika est situé entre quatre pays dont la R.D.Congo, le Burundi, la Tanzanie et la Zambie (Kelly, 2001) et de grandes agglomérations se sont érigées autour de ce lac. Il s'agit de Bujumbura au Burundi, Uvira, Kalemie et Moba en R.D.Congo, Kigoma et Kipili en Tanzanie et Mpulungu en Zambie. Ces lieux de peuplement sont éparpillés dans le bassin versant du lac Tanganyika et abritent une variété d'industries et d'activités potentiellement polluantes (Bakevya *et al*., 1998). Ils sont responsables de menaces comme la pollution, la sédimentation et la destruction des habitats côtiers (Calamari et Naeve, 1994; Ogutu *et al*., 1997; Pas, 2000; Hassan, 2006). Les sources de pollution susceptibles de causer des sérieux problèmes sont notamment les déchets ménagers, la culture avec les engrais et les pesticides, les ports, les quais et le trafic lacustre, les entreprises industrielles et les petites activités industrielles officielles ou non (Kelly, 2001; Hassan, 2006).

De ces agglomérations autour des côtes du lac Tanganyika, Bujumbura est la plus grande ville. Elle a une population urbaine et périurbaine de plus de 600.000 habitants (Bakevya *et al.*, 1998). D'après le Ministère de l'intérieur (2008), la mairie de Bujumbura compte 497 166 habitants sur 8.053.574 habitants recensés en 2008 dans tout le pays, soit environ 6,2% de la population totale du pays. Avec les villes côtières du Burundi telles que Bujumbura et Rumonge et de la R.D. Congo comme Uvira, la partie nord du lac constitue la plus grande concentration de peuplement urbain sur la côte du lac Tanganyika (Pas, 2000; Kelly, 2001).

Étant donné que le bon fonctionnement écologique du littoral du Lac Tanganyika est essentiel aussi bien pour maintenir sa forte biodiversité des poissons que pour la pêche, la conservation des zones littorales est au centre de la gestion des ressources du lac (Bakevya *et al.*, 1998, Kelly, 2001). Depuis plus d'une décennie une attention particulière est portée aux effets de pressions anthropiques sur la flore, la faune et sur les processus écologiques en zone littorale des milieux lacustres (Richard *et al*., 1997; Kelly, 2001; Branchu *et al*., 2005; PNUD, 2010).

Plusieurs études ont montré que la dégradation de la qualité des eaux littorales dans certaines baies au lac Tanganyika était due aux activités humaines dans la zone côtière et dans le bassin versant (Ogutu *et al*., 1997; Branchu *et al.*, 2005; Eggermont et Verschuren, 2003). Après avoir fait un résumé des différents types et sources de pollution identifiés dans le bassin versant du lac Tanganyika, Patterson et Makin (1998) ont conclu que l'impact de ces différents types de pollution était encore peu compris. Toutefois, malgré la rareté de données sur l'évaluation de ces effets sur l'environnement, certaines études ont révélé que la pollution et la sédimentation ont altéré, dans certaines zones, la composition des communautés phytoplanctoniques, macrobenthiques et piscicoles (Cohen et *al*., 1993; Allison *et al*., 2000; Simone *et al*., 1999).

Malheureusement, il n'existe de données récentes sur les caractéristiques des paramètres physico-chimiques ainsi que le plancton et les macro-invertébrés associés. Or ces informations sont importantes pour apprécier la santé d'un écosystème lacustre surtout dans

sa partie littorale anthropisée. C'est pour essayer de combler ce vide que nous avons choisi pour thème de recherche: *«Essai d'évaluation de l'influence des activités anthropiques sur la physico-chimie, la composition et l'abondance du plancton et des macro-invertébrés du littoral du lac Tanganyika (Cas des zones littorales le long de Bujumbura et Uvira au nord du lac*).

Les résultats de l'étude devraient aider les décideurs à la prise ou au renforcement des mesures de protection du littoral, lieu de fraie et de développement d'alevins et des juvéniles des principales espèces de poissons sur lesquelles repose la pêche au lac Tanganyika.

Objectifs
Objectif global:

L'objectif global est de contribuer à la connaissance des caractéristiques abiotiques et biotiques du lac Tanganyika en vue de la gestion et de l'exploitation durable de ses ressources halieutiques par la mise en évidence de l'impact des activités anthropiques sur la physico-chimie et les communautés biologiques dans la zone littorale du lac Tanganyika.

Objectifs spécifiques:

Comme objectifs spécifiques, il s'agit notamment de:

- ✓ Caractériser la physico-chimie des eaux (température, oxygène dissous, conductivité électrique et pH) et les concentrations des principaux nutriments dissous dans l'eau (nitrates, ammonium, phosphates, silice);
- ✓ Evaluer la biomasse algale (Chlorophylle-*a*);
- ✓ Déterminer la composition et l'abondance zooplanctonique;
- ✓ Inventorier les grands groupes des macro-invertébrés benthiques dans ces milieux.

Hormis l'introduction et la conclusion, ce travail s'articule autour de quatre chapitres. Le premier est consacré à la revue bibliographique. Le deuxième chapitre décrit le matériel et les méthodes utilisés dans la collecte et le traitement des données. Le troisième et le quatrième chapitre sont consacrés respectivement à la présentation et à la discussion des résultats.

CHAPITRE I : REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

1.1. Lac Tanganyika

1.1.1. Cadre physique et géographique

Le lac Tanganyika appartient à la branche occidentale du Rift Est-Africain (Branchu *et al*., 2005). Situé entre les latitudes 03°20’ et 08°48’ Sud et les longitudes 29°03’ et 31°12’ Est, le lac Tanganyika est un lac international étiré (Kelly, 2001; Langenberg, 2008) et partagé entre quatre pays : le Burundi, la République Démocratique du Congo, la Tanzanie et la Zambie (Figure 1). Mesurant 673 km à son axe principal, le lac Tanganyika est le plus long du monde, et compte entre 12 et 90 km de largeur avec un périmètre côtier de 1.838 km (Hanek et *al*., 1993 *in* Kelly, 2001).

Avec une superficie de 32800 km², une profondeur maximale de 1470 m et un volume de 1880 km^3, il est parmi les lacs mondiaux les plus volumineux et les plus profonds (Branchu et *al*., 2005). Ce lac est le plus grand et probablement le plus ancien (6 à 12 millions d’années) des écosystèmes lacustres des grabens Est africain. C’est à cause de sa très grande profondeur que ce lac a pu se maintenir au cours des siècles sans jamais se dessécher complètement, malgré d'importantes chutes de niveaux à la suite de périodes sèches qui ont marqué certaines périodes géologiques; ce qui n'a pas été le cas pour les autres lacs moins profonds de la région (Ntakimazi, 1998).

Le lac Tanganyika a un périmètre côtier de 1838 km. On y trouve 43% de substrats rocheux, 21% de substrats mixtes roche et sable, 31% de substrats sablonneux et 10% de substrats marécageux (Cohen *et al.,* 1993). Les caractéristiques limnologiques du lac Tanganyika telles que modifiées depuis Coulter (1994) sont reprises dans le tableau 1.
Le lac Tanganyika est alimenté par de nombreux petits cours d’eau ainsi que par deux principaux affluents, à savoir la Ruzizi qui draine le lac Kivu au nord, et la Malagarazi qui draine l’ouest de la Tanzanie au sud du bassin du lac Victoria. Un seul exutoire, la rivière Lukuga, draine le lac Tanganyika, bien que l’écoulement de cette rivière ait souvent changé de direction dans l’histoire (Beadle, 1981).

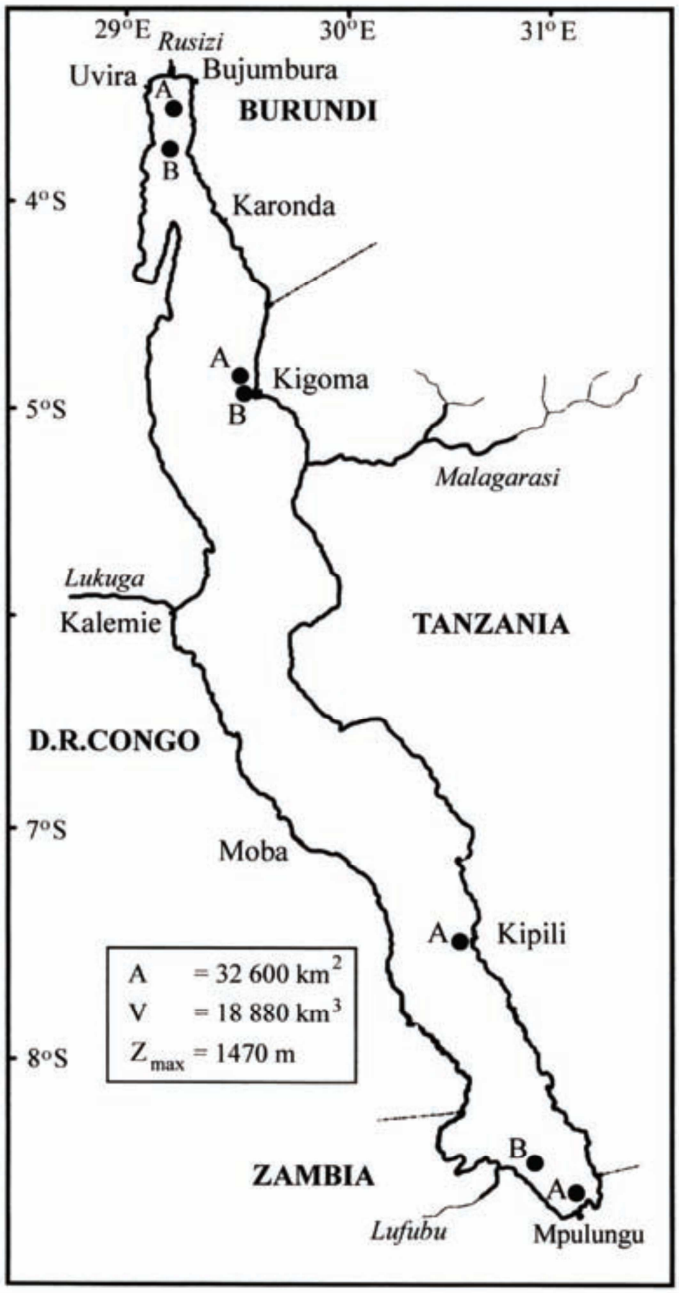


Figure 1: *Localisation géographique, situation politico-administrative et principaux affluents du lac Tanganyika. Dans l'encadré (A) superficie du lac, (V) volume total du lac et (Zmax) profondeur maximale (Source: Langenberg, 2008)*

Tableau 1: Caractéristiques limnologiques du lac Tanganyika

Paramètres	**Valeurs**
Latitude	03°20’ – 08°48’ Sud
Longitude	29°03’ – 31°12’ Est
Age	environ 12 millions d’années
Altitude	773 m au-dessus du niveau de la mer
Longueur	673 km 12 – 90 km,
Largeur	moyenne d’environ 50 km
Superficie	32,600 km2
Volume	18,880 km3
Périmètre côtier	1,838 km
Profondeur maximum	1,320 m dans le bassin nord, 1,470 m dans le bassin sud
Profondeur moyenne	570 m
Bassin versant	220,000 km2
Stratification	permanente, méromictique
Zone oxygénée	70 m de profondeur au nord, 200 m de profondeur au sud
Température	23-27 °C
pH	8.6 – 9.2
Salinité	Environ 460 mg/litre

Source : ***Kelly (2001)***

1.1.2. Caractéristiques abiotiques

Les eaux du lac Tanganyika sont stratifiées du point de vue de la température, de l’oxygène dissous, et de la plupart des sels dissous (Coulter *et al.*, 1991).

Du point de vue de la température, on peut donc subdiviser le lac en 3 couches superposées :

- *l’épilimnion* dont les températures varient de 25 à 27°C et dont l’épaisseur varie en fonction des saisons entre 50 et 80 m dans le bassin Nord, 100 m dans le bassin sud;

- *le métalimnion* qui, est une fine couche intermédiaire où la température passe rapidement de 25°C à 23,7° C;
- *l’hypolimnion* qui est la couche la plus profonde et de loin la plus épaisse avec des températures stables de 23,5° C à 23,7° C.

La figure 2 illustre la variation de l’épilimnion durant le cycle annuel au lac Tanganyika.
En rapport avec l’oxygène, les eaux de surface sont brassées chaque jour par des vents plus ou moins forts; elles sont donc toujours saturées en oxygène. La teneur en oxygène dissous diminue progressivement avec la profondeur, pour tomber à moins de 1% à une profondeur variant suivant les saisons et les bassins, entre 40 et 115 m au Nord, 110 et 225 m au Sud.

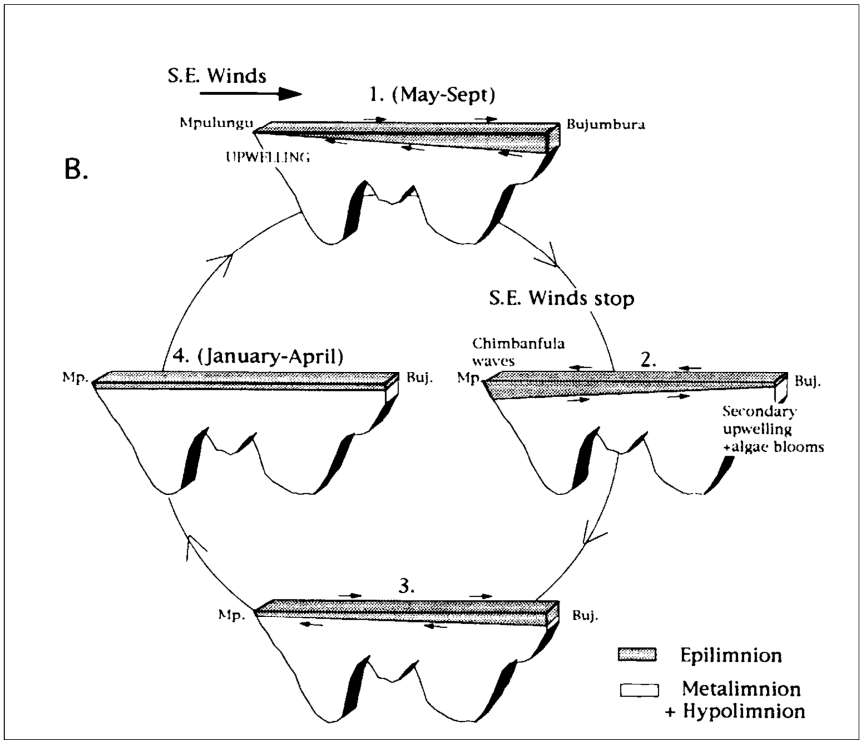


Figure 2: Variation de l'épilimnion selon le cycla annuel au Lac Tanganyika. Les stades 2 et 3 alternent avant de retrouver l'équilibre au stade 4 (Source : Langeberg (2008)).

Les autres caractéristiques abiotiques du lac Tanganyika sont présentées dans le tableau 2.

Tableau 2: Caractéristiques abiotiques du lac Tanganyika

	Unités	Moy	Min	Max
T°	°C	23,5 - 25		
pH		8,8	7,8	9,5
conductivité	µS/cm	636	578,0	744,0
Dureté	°D	10,1	3,7	12,8
Alcalinité	méq/l	6,1	2,2	8,2
Mat. susp.	mg/l	121,14	5,00	514,00
Mat. séd.	mg/l	0,37	0,00	2,00
Chl. A	µg/l	3,47	0,60	7,90
Ca++	mg/l	8,63	4,00	11,00
Mg++	mg/l	38,11	13,20	49,20
NO_3-N	mg/l	0,19	0,00	1,09
NO_2-N	mg/l	0,00	0,00	0,01
NH_4-N	mg/l	0,36	0,00	0,92
SiO_2	mg/l	3,24	1,09	7,42
HCO_3-	mg/l	303,43	113,00	412,00
CO_3^{2-}	mg/l	17,14	5,00	22,00
PO_4-P	mg/l	0,00	0,00	0,01
SO_4^{2-}	mg/l	0,71	0,00	2,00
Cl-	mg/l	26,83	13,10	30,70

Source : Ntakimazi (1995)

1.1.3. Caractéristiques biotiques

Le lac Tanganyika, avec plus de 2000 espèces de plantes et d'animaux, se place parmi les écosystèmes d'eau douce les plus riches du monde. Plus de 600 parmi ces espèces sont endémiques au bassin du lac Tanganyika, c.à.d. qu'elles ne sont trouvées nulle part ailleurs. Celles-ci comprennent un pourcentage remarquable de 98 % d'espèces de poissons cichlidés, 59 % d'espèces de poissons non cichlidés, 75 % d'espèces de gastéropodes, 60 % d'espèces de bivalves, 71 % d'espèces d'ostracodes, 93 % d'espèces de décapodes, 48 % d'espèces de copépodes, 60 % d'espèces de sangsues, 78 % d'espèces de spongiaires, et bien d'autres (plus de 600 espèces en tout) sont uniques au bassin du lac Tanganyika (Coulter, 1994).
Le tableau 3 présente le nombre des espèces du lac Tanganyika par groupe taxonomique.

Tableau 3: Nombre d'espèces par grands groupes taxonomiques

Taxons	**Nombre d'espèces**	**% Endémique**
Algues	759	
Plantes aquatiques	81	
Protozoaires	71	
Cnidaires	02	
Spongiaires	09	78
Bryozoaires	06	33
Vers plats	11	64
Ascarides	20	35
Vers segmentés	28	61
Vers en crin de cheval	09	
Vers à tête épineuse	01	
Pentastomides (petit groupe de parasites)	01	
Rotifères	70	07
Escargots	91	75
Palourdes	15	60
Arachnides (araignées, scorpions, mites,	46	37
tiques)	219	58
Crustacées	155	12
Insectes	250	98
Poissons (Cichlidae)	75	59
Poissons (non Cichlidés)	34	
Amphibies	29	07
Reptiles	171	
Oiseaux	03	
Mammifères		
Total	**2156**	

Source: Coulter(1994)

1.1.4. Menaces sur l'environnement et la biodiversité du lac Tanganyika

Les résultats et constats tirés du projet régional PNUD/GEF (Raf/92/G32) sur la biodiversité du lac Tanganyika qui a eu lieu au Burundi, en République Démocratique du Congo, en Tanzanie et en Zambie, révèlent que le lac Tanganyika fait face à une variété de menaces, dont les plus importantes sont la pollution, la sédimentation, la surpêche, et la destruction des habitats sensibles.

Les informations de base sur chacune de ces menaces telles que reprises dans les paragraphes qui suivent sont intégralement tirées du rapport de Kelly (2001) sur le projet ''*Lutte contre la pollution et autres mesures visant à protéger la biodiversité du Lac Tanganyika (RAF/92/G32)*''.

1.1.4.1. La pollution

La pollution est potentiellement catastrophique pour la qualité de l'eau du lac, les stocks de poissons économiquement très importants ainsi que la biodiversité dans son ensemble.
Pour le moment, seul le Burundi, qui a la plus grande densité de population et le plus grand nombre d'industries dans le bassin, constitue la plus grande menace de pollution. Bujumbura, la capitale burundaise abrite une variété d'industries et de sources de pollution potentielle sur plusieurs kilomètres de la côte, dont une usine textile qui fait la teinture, une brasserie, des usines de peinture, des savonneries, des usines de batteries, des dépôts de carburant, ainsi qu'un port et un abattoir.
Les dépôts de carburant, le port de Kigoma et les installations de production électrique, la pêche industrielle de Mpulungu, ainsi que les usines de traitement du coton et du sucre de la R.D. Congo sont d'autres cas de pollution industrielle potentielle. Les déchets provenant de ces entreprises ne sont généralement pas traités avant d'être évacués et finissent dans le lac. Même dans les zones hautement peuplées, il n'existe pas de services municipaux de traitement de déchets ou d'eaux usées ménagères avant leur évacuation.

Le ruissellement des pesticides et engrais chimiques utilisés pour l'agriculture constitue également être une autre importante source de pollution. Le mercure et les autres produits chimiques utilisés dans les petites exploitations de l'or et des mines de diamant dans le bassin sont d'autres pollueurs potentiels du lac. Les fuites et les accidents dans l'industrie de transport de marchandises sur le lac, exécuté par une flotte de vieux bateaux, est un autre risque potentiel pour l'environnement.

1.1.4.2. La sédimentation

Une autre forme de pollution affectant le lac Tanganyika est la pollution par les sédiments. L'augmentation de la déforestation dans le bassin versant et l'érosion conséquente a causé un accroissement de matières en suspension entrant dans le lac par les cours d'eau. L'augmentation de la sédimentation peut avoir un profond effet négatif sur la biodiversité en altérant les habitats (notamment le changement des substrats rocheux en substrats mixtes ou sablonneux) et en interrompant la production primaire et les trames alimentaires, causant par-là une réduction de la diversité des espèces (Cohen *et al*., 1993; Allison *et al*., 2000; Simone

et al., 1999). Les analyses des taux de sédimentation des échantillons datés au C14 (Tiercelin et Mondregeur, 1991) ont confirmé l'impact élevé de la sédimentation dans le bassin nord, où les bassins du centre et du sud recevaient <1500 mm/1.000 ans et <500 mm/1.000 ans respectivement, comparés au bassin nord qui recevait environ 4.700 mm/1.000 ans. Bizimana et Duchafour (1991) ont estimé les taux d'érosion dans la rivière Ntahangwa, qui s'écoule des collines déboisées et abruptes au nord du Burundi, comme étant entre 20 et 100 tonnes/hectare/an. L'augmentation des taux de sédimentation se manifeste dans le lac par les habitats rocheux inondés de sédiments, qui sont courants le long de la côte burundaise, et les deltas de rivières en progradation, tel que le delta de la rivière Ruzizi. Le delta de la rivière Ruzizi est le principal affluent du bassin nord et semble avoir augmenté ses annexes au cours des derniers 20 ans (Cohen, 1991).

1.1.4.3. La surpêche

Les activités de pêche au lac Tanganyika sont notamment : la pêche commerciale exercée par les pêcheurs tant industriels qu'artisanaux, la pêche de subsistance, ainsi que le prélèvement de poissons d'ornement pour exportation. L'excès de pêche ainsi que la pêche avec des engins destructifs est une autre importante menace à la biodiversité du lac Tanganyika.
Une variété de poissons, surtout des Cichlidés, sont ciblés par les plongeurs et les nageurs au masque et tuba, et sont capturés vivants et exportés aux adeptes d'aquariums à l'étranger.
La pêche de subsistance vise principalement les sardines et les espèces *Lates*, bien qu'elle capture aussi beaucoup d'autres espèces. Les pêcheurs opèrent près de la côte, dans de petits canoës, en utilisant des «*lusenga*» (grandes épuisettes coniques), des filets maillants dormants, des seines de plages, des nasses et des lignes à main. Souvent, les «*lusenga*» et les seines de plage sont équipés de filets à petites mailles, et même avec des moustiquaires qui sont spécialement destructifs pour les stocks, car ils capturent tout, y compris les poissons juvéniles. En plus de la destruction de la structure de la population par ce moyen, les seines de plage sont encore dangereuses parce qu'elles raclent le fonds, retournant le substrat, obstruant ainsi les sources de nourriture et les nids de Cichlidés.

1.1.4.4. La population

La pauvreté et la surpopulation dans certains endroits, combinés au manque d'éducation sur l'environnement et à l'insécurité régionale, constituent les causes ultimes des comportements néfastes à l'environnement et de la destruction des habitats dans le bassin du lac Tanganyika.

1.2. Nutriments et perturbation du cycle de nutriments en milieu lacustre

1.2.2. Nutriments dans l'écosystème aquatique

Les nutriments et la matière organique sont indispensables au bon fonctionnement des écosystèmes aquatiques (Mc Carthy, 1980 ; Reynolds, 1984 ; Sane, 2006). Toutefois, lorsqu'ils sont présents en quantités excessives, ils favorisent le phénomène d'eutrophisation, qui se traduit par un développement excessif d'algues et un appauvrissement de l'eau en

oxygène, avec beaucoup de conséquences (tableau 4) dont notamment un risque de mortalité pour de nombreux organismes aquatiques (Devidal *et al*., 2007 ; Ekou *et al*., 2011).

Les éléments nutritifs nécessaires au développement des végétaux aquatiques notamment les algues sont constitués par l'azote sous forme ammoniacale (NH_4) et nitrates (NO_3), par le phosphore sous forme d'orthophosphates (PO_4) et par la silice dissoute (SiO_2) (Reynolds, 1984 ; Galvez-Cloutier *et al*., 2000).

Tableau 4 : Principaux problèmes liés à l'eutrophisation des lacs

Problèmes liés à l'eutrophisation			
Problème		**Cause**	
		Prolifération de microalgues planctoniques	Prolifération de macrophytes
Altération de la qualité de l'eau	Goût, odeur, couleur, filtration, et autres difficultés de traitement	+++	+
	Désoxygénation, formation de Fe, Mn, CO_2, NH_4, CH_4, H_2S	++	+
	Corrosion des tuyaux	++	+
Altération des usages récréatifs de l'eau	Aspect inesthétique	++	+
	Danger pour les baigneurs	++	++
	Risques sanitaires	++	++
Altération des pêches	Mortalité de poissons	+	
	Production d'espèces moins nobles	++	++
Altération des matériaux	Envasement, colmatage des tuyaux et des filtres, réduction du débit	+	+
Notes : +++ : très fréquent, ++ : fréquent, + : quelquefois			

Source: Lacaze (1996) cité par *G*alvez *et al*., (2002**)**

1.2.2.1. L'Azote

Les trois formes minérales de l'azote sont l'ammonium (ou azote ammoniacal), les nitrites (ou azote nitreux) et les nitrates (ou azote nitrique). Elles présentent des niveaux de toxicité très différents (Galvez-Cloutier et *al*., 2000).

(i) L'azote ammoniacal (1 mg de NH_4^+ correspond à 0,78 mg d'azote ammoniacal). L'ammonium est typiquement présent dans les surfaces d'eau recevant des rejets anthropiques ou dans l'hypolimnion anoxique des petits lacs eutrophes (Reynolds, 1979). La dégradation de la matière organique par les bactéries et l'excrétion animale constituent les principales sources d'ammonium dans les milieux qui ne reçoivent pas de rejets anthropiques (Mc Carthy, 1980).

(ii) *L'azote nitreux* (1 mg d'ion nitrite correspond à 0,3 mg d'azote nitreux) est, pour les

organismes aquatiques comme pour l'homme, la forme minérale la plus toxique de l'azote. Très réactif, le nitrite intervient dans de nombreux phénomènes de toxicité dont les plus connus sont la méthémoglobinémie et la production soupçonnée de nitrosamines dans l'estomac. L'ion nitrite est cependant rapidement oxydé dans le milieu naturel (Mc Carthy, 1980).

(iii) *L'azote nitrique* (1 mg d'ion nitrate correspond à 0,22 mg d'azote nitrique). Des concentrations élevées en nitrate sont notées dans les eaux drainant des sols agricoles ou recevant des effluents domestiques (Mc Carthy, 1980).

1.2.2.2. Le phosphore

Le phosphore qui participe à la formation des acides nucléiques, est indispensable comme l'azote à la croissance de toutes les plantes (Galvez-Cloutier *et al*., 2000). Dans les lacs, sa concentration est en général de l'ordre de 9,92 à 49,91 µg $P.l^{-1}$, mais peut diminuer à moins de 0,93 µg $P.l^{-1}$ dans les lacs oligotrophes ou augmenter, atteignant 199,95 µg $P.l^{-1}$ dans les lacs salés (Labroue *et al.*, 1995).
Une forte teneur en phosphore biodisponible peut entraîner un développement excessif d'algues et de plantes aquatiques conduisant à une eutrophisation (Bernier *et al*., 2001). La concentration du phosphore total est souvent utilisée pour caractériser les lacs selon leur degré de fertilité. Dans les lacs oligotrophes, la concentration est inférieure à 9,92 $\mu g.l^{-1}$, elle est comprise entre 0,32 et 21,08 $\mu g.l^{-1}$ dans les lacs mésotrophes et supérieure à 30$\mu g.l^{-1}$ dans les lacs eutrophes (Sana, 2006).

1.2.2. Perturbation du cycle de nutriments par l'intervention de l'Homme

Le cycle des éléments nutritifs ne peut fonctionner correctement que dans des conditions d'équilibre écologique (figure 3). Lorsque les apports en nutriments se multiplient, le cycle est déréglé et l'on parle alors d'eutrophisation (Galvez-Cloutier *et al*., 2000). Les matières dissoutes et les matières en suspension vont être minéralisées avec consommation d'oxygène et production de sels nutritifs. Les algues profitent des sels nutritifs en excès et se développent à une vitesse plus élevée que celle à laquelle elles pourraient être consommées par les animaux, dispersées par les courants ou décomposées par les bactéries (Ryding et Rast, 1994 ; Sana, 2006). Il y a donc accumulation de biomasse algale, et la décomposition de ces algues va désoxygéner le milieu. Lorsque les concentrations en oxygène sont basses, les bactéries anaérobies peuvent oxyder les molécules organiques sans consommation d'oxygène. Les produits terminaux (hydrogène sulfuré H_2S, ammoniaque NH_3 et méthane CH_4) sont toxiques pour de nombreuses espèces animales (Garnier et *al*., 2001 ; Capblancq et Decamps, 2002).

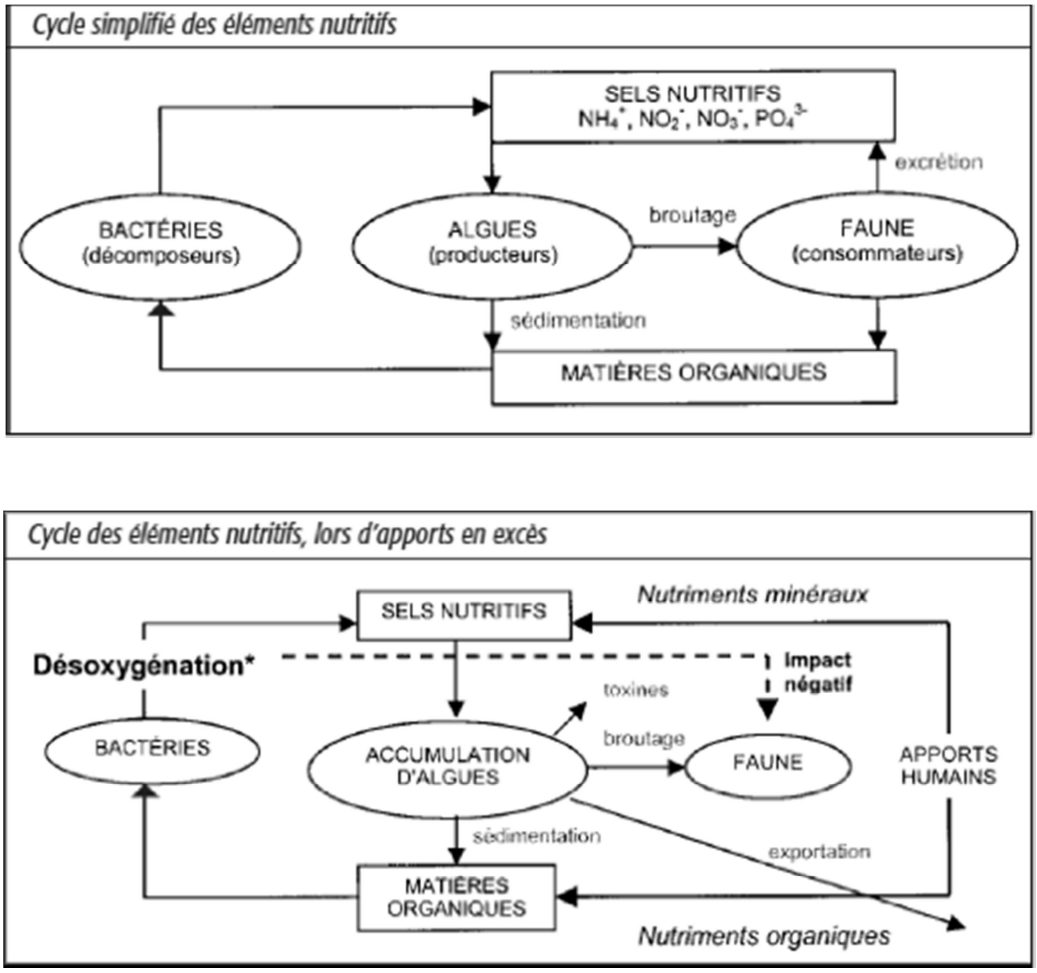


Figure 3 : Fonctionnement du cycle des éléments nutritifs dans les conditions d'équilibre écologique et lors des apports en en nutriments (Galvez-Cloutier *et al.*, 2000).

Dans certaines conditions (apports élevés de nutriments, généralement des matières organiques, nitrates ou phosphates), un "excès" de plancton conduit à une situation d'eutrophisation, voire de dystrophisation, c'est-à-dire de mort ponctuelle ou durable de la plupart des organismes aquatiques. Pour ce faire l'analyse de la chlorophylle *a* (considérée comme étant un indicateur de l'abondance (biomasse) d'algues microscopiques dans le lac) permet d'estimer la biomasse d'algues qui se retrouve dans le prélèvement d'eau (Hade, 2002).

1.2.4.2. Le zooplancton

Les communautés zooplanctoniques sont fortement soumises aux processus physiques dans la colonne d'eau, et constituent ainsi des véritables indicateurs biologiques des changements climatiques (Fromentin et Planque, 1996; Beaugrand *et al*., 2002; 2003; Fernandez de Puelles *et al*., 2004 cités par Drira, 2009). En effet, le zooplancton a un très fort taux de renouvellement. La variation de l'abondance et de la structure de la communauté zooplanctonique sont très sensibles aux changements environnementaux (Harris *et al*., 2000). Le zooplancton, de par son importance dans la chaîne trophique et de sa sensibilité aux modifications climatiques, est utilisé pour évaluer l'impact du changement global (Drira, 2009).

1.2.4.3. Les macro-invertébrés

Les macro-invertébrés 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'œil nu. On retrouve dans cette catégorie les larves d'insectes aquatiques, quelques insectes aquatiques adultes, les crustacés, les mollusques et les vers.
La structure des communautés de macro-invertébrés benthiques est souvent utilisée comme indicateur des effets de l'activité humaine sur les écosystèmes aquatiques, et peut fournir une foule d'informations sur la qualité de l'eau et de l'habitat (Woodcock et Huryn, 2007). On peut les utiliser pour identifier plusieurs types de pollution, comme la pollution organique, métallique, de même que pour détecter une acidification du milieu (Camargo *et al*., 2004).

Les macro-invertébrés sont directement influencés par les conditions physiques de leur milieu de vie comme la nature du substrat, la forme du lit, la nature et la teneur des détritus ainsi que le couvert végétal (Niemi *et al.,* 1990; Richards et Host**,** 1993**)**. Les variations de la concentration en nutriments et les fluctuations de la production primaire les affectent indirectement **(**Steward et Robertson, 1992 **;** Richards *e*t *al.,* 1993). Les macro-invertébrés permettent d'identifier les perturbations passées du milieu et les effets toxiques de ces perturbations qui généralement ne sont pas détectés par les méthodes physico-chimiques (Steward *et al.,* 2000).

CHAPITRE II: MATERIEL ET METHODES

2.1. Milieu d'étude

2.1.1. Choix, description des sites et période d'échantillonnage

Pour le choix des sites d'échantillonnage, nous nous sommes référés aux études effectuées par Alhou (2007) sur l'impact des rejets de la ville de Niamey (Niger) sur la qualité des eaux du fleuve Niger et Mama (2010) sur la méthodologie et les résultats de diagnostic de l'eutrophisation du lac Nokoué au Benin.
Les sites de prélèvement sont donc choisis en fonction de la présence ou non des sources potentielles de perturbations, notamment anthropiques, susceptibles de modifier la qualité des eaux littorales du lac. Pour ce faire nous avons tenu compte du type d'occupation du versant proche mais aussi de la physionomie des berges à chaque site de prélèvement. Nous avons ainsi retenu 6 sites d'échantillonnages dont trois sur la côte burundaise à Bujumbura et trois autres sur la côte congolaise à Uvira. Sur chaque côte nous avons considéré deux sites comme étant perturbés et un troisième site non perturbé pour servir de site témoin.

Le géo référencement de chaque site a été effectué à l'aide des coordonnées géographiques obtenues à l'aide d'un GPS de marque GARMIN. Ces coordonnées géographiques ainsi que les caractéristiques du milieu pour chacun de ces sites sont reprises dans le tableau 5.

Tableau 5: Coordonnées géographiques, caractéristiques et description des sites échantillonnés.

	Site d'échantillonnage	Localisation	Coordonnées géographiques	Justification de choix
Bujumbura	Embouchure Rusizi	A l'embouchure de la rivière Ruzizi (traversant le Parc national de la Ruzizi), à une centaine des mètres du pont de la grande branche de la Ruzizi) sur la route nationale menant à la frontière Burundi-Congolaise.	Lat. 03°.21.866' Long. 029°.16.077'	Evaluer l'impact des apports de la rivière Ruzizi sur la qualité de l'eau et la composition des communautés biologiques
	Port de Bujumbura	A une cinquantaine de mètres du port de Bujumbura au niveau même où les eaux de l'un des principaux collecteurs de la ville de Bujumbura se jettent dans le lac Tanganyika.	Lat. 03°.22.954' Long. 029°.20.938'	Evaluer l'impact des déversements des eaux usées en provenance du collecteur sur la qualité de l'eau et la composition de la communauté biologique du littoral lacustre.
	Nyamugari	Situé à 15 km de la ville de Bujumbura suivant la route Bujumbura-Rumonge (vers le sud du Burundi)	Lat. 03°.30.425' Long. 029°.20.374'	Site témoin : faible influence des activités humaines polluantes par rapport aux deux autres sites précédents. Le versant proche est inhabité et il n'y a pas de cours d'eau se jetant dans le lac à ce niveau.
	Site d'échantillonnage	**Localisation**	**Coordonnées géographiques**	**Justification de choix**
UVIRA (RD. Congo)	Kilomoni	Site localisé au bord du lac suivant la route menant à la frontière de Kamvivira, à une centaine de mètres de la base « air terminal » de la Monusco à Uvira	Lat. 03°.90.920' Long. 029°.11.678'	Site témoin: très faible influence des activités humaines polluantes par rapport aux deux autres sites choisis à Uvira. Le bassin versant immédiat est inhabité et est complètement occupé par la végétation semi-aquatique.
	Maendeleo	Site situé au niveau du petit marché Maendeleo situé à moins de 100 mètres du bureau territorial d'Uvira. C'est à cet endroit qu'est localisé le petit port d'accostage des pirogues transportant les poissons séchés et fumés en provenance de la Tanzanie.	Lat. 03°.24.567' Long. 029°.08.733'	Nombreuses activités perturbatrices dont la baignade et la lessive. Ce site reçoit également tous les déchets organiques produits par le petit marché Maendeleo situé à moins de 10 m de la rive. Il existe également qu'un petit ruisseau drainant le quartier Maendeleo charrie une diversité de déchets et eaux usées des ménages environnant le lac à cet endroit.
	Kalimabenge	Site situé au niveau de l'embouchure de la Rivière Kalimabenge.		Evaluer l'impact des apports de la rivière Kalimabenge qui traverse l'agglomération d'Uvira et au sein de laquelle sont menées quotidiennement les activités de lavage des motocyclettes, des baignades, des lessives, des vaisselles, etc.

Les photos illustrant chaque site tel que décrit ci-haut sont reprises dans la figure 4.

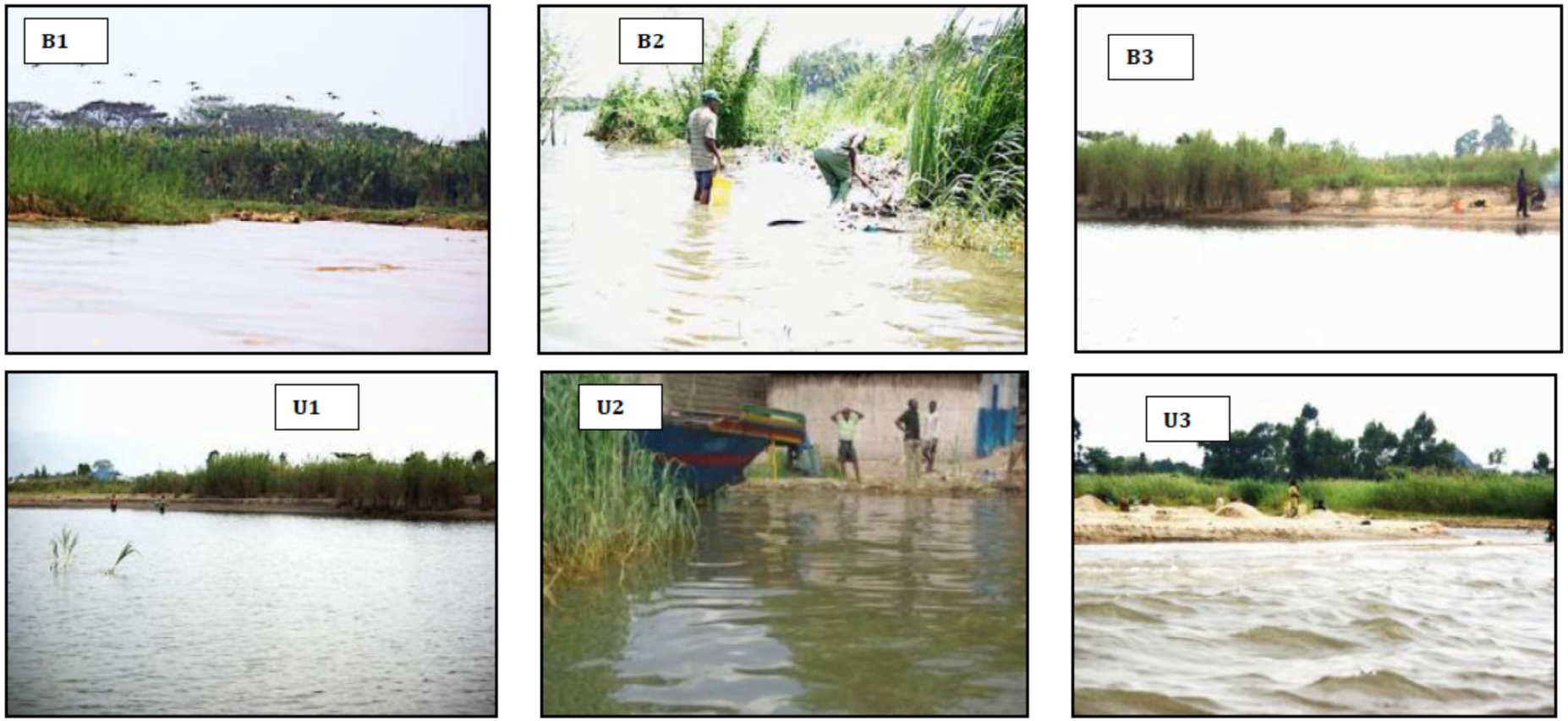


Figure 4: Photos illustrant les sites d'échantillonnage (B1: Embouchure Ruzizi ; B2 : Port de Bujumbura; B3: Nyamugari ; U1: Kilomoni ; U2: Maendeleo ; U3: Kalimabenge)

La collecte des données a été effectuée entre février et décembre 2011. Pour chacun des six sites retenus, elle a eu lieu tous les 3 mois, soit 4 collectes de données par site et entre 6 et 11 heures du matin. Voici le chronogramme suivi pour les 4 campagnes de collecte des données:

- ✓ Février 2011 (Période correspondant à la petite saison sèche): première campagne;
- ✓ Mai 2011 (période correspondant à la grande saison des pluies): deuxième campagne;
- ✓ Août 2011 (Période correspondant à la grande saison sèche: troisième campagne;
- ✓ Novembre 2011 (correspondant à la petite saison des pluies) : quatrième campagne.

2.2. Mesure des variables caractéristiques du milieu

2.2.1. Les paramètres physico-chimiques de l'eau

La température, l'oxygène dissous, la conductivité électrique et le pH ont été mesurés *in situ* à l'aide respectivement d'un oxymètre portable de terrain (de marque YSI Incor. 550 Dissolved Oxgen made USA) couplé à un thermomètre, un conductimètre (marque CYEBRSCAN waterproof CON 400 made in Singapore) et un pH-mètre portable (marque WWW 82362 pH 330/SET-1 made in Germany). La transparence de l'eau pour déterminer la profondeur à laquelle l'intensité de la lumière est réduite à environ 15 % de la lumière en surface a été estimée à l'aide d'un disque de Secchi de 20 cm de diamètre et peint en noir et blanc.

2.2.2. Prélèvement, conservation et traitement de l'échantillon d'eau

Sur le terrain, après les mesures *in situ* des paramètres physico-chimiques, un échantillon d'eau était prélevé dans chaque site. Il était conservé dans un petit bidon en polyéthylène de 5 litres. L'eau prélevée était filtrée au laboratoire de l'Université de Burundi pour les échantillons de la côte burundaise et au laboratoire du Centre de recherches en Hydrobiologie (à Uvira) pour ceux de la côte congolaise. Elle était filtrée sur des filtres GF/5 Macherey-Nägel de porosité 0,7 µm gardée dans des flacons bien propres qui étaient ensuite conservés dans une glacière au froid et à l'abri de la lumière. Cette eau filtrée était ensuite acheminée au laboratoire où elle fut conservée à –4°C en attente des différentes analyses et dosage des principaux nutriments. Le filtre, lui, était récupéré et conservé dans de l'acétone à 90% pour l'extraction de la chlorophylle a.

2.2.3. Dosage des nutriments

Les dosages des nutriments (Phosphate, Ammonium, Nitrites, Silice) ont été réalisés par des techniques standardisées d'analyses spectrophotométriques UV-Visible des échantillons d'eau filtrée sur membranes en fibres de verre Macherey-Nagel GF/5 selon la méthode décrite d'après A.P.H.A. (2005). La technique consistait à transformer l'ion à doser sous forme d'un complexe coloré présentant un pic d'absorption dans le domaine d'UV-Visible. Les calculs stœchiométriques étaient effectués *via* la loi de Beer permettant de convertir l'absorbance *(A)* mesurée à cette longueur d'onde, en concentration *(C)* du complexe par ajout des quantités adéquates des réactifs appropriés : l'acide ascorbique, heptamolybdate d'ammonium, tartrate antimonyl de potassium, salicylate de sodium, citrate trisodique et nitroprussiate de sodium (Wimba, 2009).

2.3. Echantillonnage, traitement du plancton et des macro-invertébrés

2.3.1. Extraction de la chl-*a* et estimation de la biomasse algale

Le résidu de filtration de l'eau recueillie sur filtre GF/5 Macherey- Nägel (0,7µm) était introduit dans un flacon contenant 8 ml de l'acétone à 90%. Cet échantillon était soniqué (placé dans un appareil spécialisé à briser les cellules algales et extraire les pigments chlorophyllien dont on a besoin) et gardé à 4°C à l'abri de la lumière. L'extrait des pigments de Chlorophylle-*a* était recueilli et transféré dans un tube sombre de 2 ml et conservé à une température de – 25 °C.
Le dosage de la biomasse algale a été réalisé selon les techniques standardisées d'analyses spectrophotométriques à UV-Visible. Les calculs stœchiométriques ont été effectués via la loi de Beer telle que décrit dans A.P.H.A. (2005).

2.3.2. Récolte, traitement et identification du zooplancton

Pour la récolte et le traitement des échantillons de zooplancton, nous nous sommes référés à la méthode utilisée par Isumbisho *et al*. (2006) au lac Kivu. Un filet à plancton de 100µm de maille avec une ouverture de 25 cm de diamètre était descendu verticalement jusqu'au fond puis remonté jusqu'à la surface. Le collecteur était rincé au formol à 10% et son contenu recueilli dans un pilulier bien étiqueté (date et le site d'échantillonnage) pour les éventuelles analyses au laboratoire.
Au laboratoire les échantillons de zooplancton étaient déposés sur une surface plane pour décantation pendant au moins 48 heures avant d'être ramenés à un volume standard de 50 ml par aspiration du surnageant. L'identification des individus a été rendue possible grâce aux ouvrages de Amoros (1984) pour les Crustacés Cladocères, Rey et Saint-Jean (1968; 1969) pour les Cladocères et Crustacés Branchiopodes, Dussart (1982) ainsi que Vuorinen *et al*. (1993) pour les Crustacés copépodes.
Le comptage des organismes a été fait sur des cellules à numération et observées sous microscope électrique de marque LEICA au grossissement 100 fois. La densité zooplanctonique (individus /m^2) a été obtenue en divisant le nombre obtenu par taxon dans le 50 ml du volume analysés par 0,19625 (surface balayé par le filet à zooplancton dans la couche d'eau du lac).

2.3.3. Récolte, traitement et identification des macro-invertébrés

La méthode d'échantillonnage de la faune benthique utilisée est celle qui a été adoptée dans des études similaires effectuées dans les lacs et fleuves africains (Gnohossou, 2006; Alhou, 2007) et qui sont d'ailleurs conseillées par plusieurs auteurs (Kalaf, 1975; De Paul et al., 1986; Robinson et al., 1990; Clement, 1991; Casey et Kendall, 1996 in Gnohossou, 2006). Il s'agit en fait de la procédure d'échantillonnage «multihabitat qualitative (QMH) » (Cuffney et al., 1993; Goaziou, 2004).

L'objectif de la procédure « *multihabitat qualitative (QMH)* » est d'obtenir la liste exhaustive des taxons d'invertébrés présents dans la zone échantillonnée dans un délai imparti, généralement ne dépassant pas une heure. Le principal outil utilisé est le «*filet troubleau» 25 cm^2* d'ouverture et de 500 µm de maille.

L'échantillonnage QMH a englobé tous les types d'habitats possibles dans lesquels le même effort de collecte était appliqué. Le prélèvement au filet *«Troubleau»* fut complété par une collecte visuelle sur substrats naturels pour capturer les invertébrés les plus mobiles. Cette collecte visuelle consiste à déplacer manuellement les roches, les gros débris organiques, les souches d'arbres et autres substrats rencontrés dans le milieu puis à localiser et à capturer les organismes présents. Bien que ces techniques soient complémentaires, l'efficacité de chacune dépendait de la nature physique et topographique de chaque site que nous avons choisi.

Sur le terrain, les échantillons étaient rincés, triés dans un bac à tri en se servant des pinces entomologiques, regroupés puis fixés dans une solution de formol à 4 %. Les échantillons fixés étaient gardés dans des petits bocaux préalablement étiquetés (selon la date et le site de prélèvement) pour permettre leur identification au laboratoire.

Au laboratoire, les différents taxons ont été identifiés sous une loupe binoculaire en lumière normale. L'identification a été rendue possible grâce aux clés d'indentification de Durand et Lévêque (1980; 1981), Tachet *et al.* (2000), Richoux *et al.* (2006). Cette identification s'est limitée aux familles ou genre compte tenu des clés d'identifications disponibles mais aussi du manque de travaux approfondis sur les macro-invertébrés du milieu étudié.

2.4. Analyse et traitement statistiques des données

Les tableaux-synthèses des données, la statistique descriptive (moyennes, écart-types, etc.) et la construction des graphiques ont été réalisés à l'aide du logiciel *Microsoft Excel* (version 2011) sous Microsoft Windows XP.

Pour les analyses statistiques le logiciel *SPSS 14.0* sous Microsoft Windows XP a été utilisé. Ainsi l'ANOVA One-Way a été utilisée pour la comparaison des moyennes de différents paramètres physico-chimiques ainsi que la biomasse algale entre les sites échantillonnés.

CHAPITRE III: RESULTATS

3.1. Physico-chimie des eaux

Les valeurs moyennes des principaux paramètres physico-chimiques (température, oxygène dissous, conductivité et pH) prélevés dans les différents sites à Bujumbura (Embouchure Ruzizi, Port, Nyamugari) et à Uvira (Kilomoni, Maendeleo, Kalimabenge) sont reprises dans la figure 5 (Les données brutes chiffrées sont présentées en annexe).

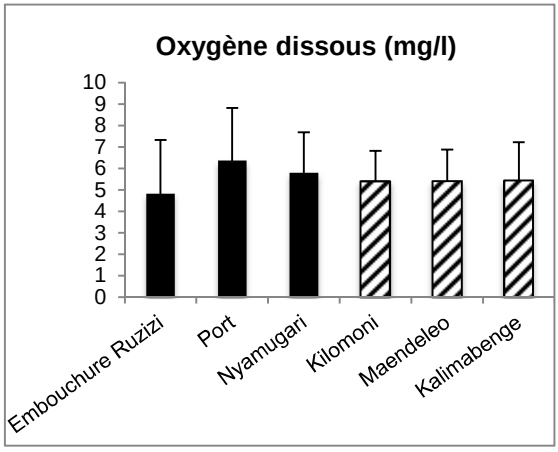
La figure 5 montre que la température des eaux, comprise pour l'ensemble des sites entre 24°C et 27,8°C, varie selon les sites mais avec une même tendance dans les différents sites des deux côtés du lac, avec chaque fois la température moyenne du site témoin différente de celle des sites perturbés (Bujumbura: site témoin vs. sites perturbés, test t: $p = 0,001$; Uvira: site témoin vs. sites perturbés, test t: $p = 0,001$).
La comparaison des sites témoins de deux rives ne montre pas de différence significative (test t: $p = 0,962$). A Uvira les valeurs de température enregistrées entre les sites perturbés ne révèle pas de différences significatives (test t: $p = 0,428$) alors que du côté de Bujumbura les

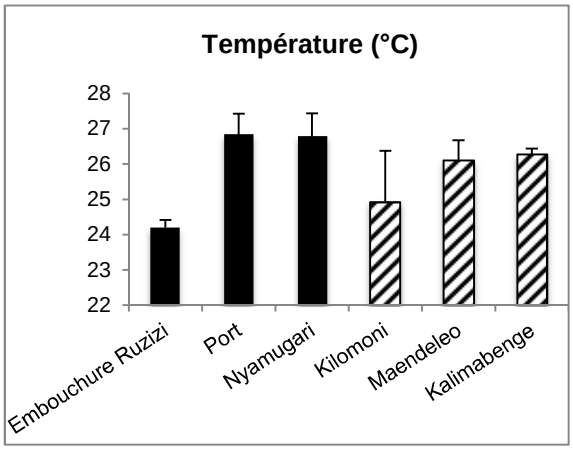
températures moyennes des sites perturbées présentent une différence entre elles (test t: p = 0,005).
Dans l'ensemble des sites des deux côtes, les moyennes des températures affichent une différence significative (p=0,021). Il en est de même de la comparaison de la moyenne des températures entre les sites du côté de Bujumbura (test t: p=0,01) alors qu'il y a pas de différence significatives entre les moyennes de trois sites du côté d'Uvira (test t: p=0,12).

Concernant la concentration en oxygène dissous, les valeurs moyennes suivent la même tendance que celles de la température dans les sites de Bujumbura mais n'affichent pas de différences significatives : Bujumbura (témoin vs. sites perturbés, test t: p = 0,723) et d'Uvira la tendance (témoin vs. sites perturbés, test t: p = 0,1). En comparant cependant les sites de deux côtés du lac, la figure 5 montre que la valeur moyenne de l'oxygène dissous dans le site perturbé du port (6,34 ± 2,48 mg/l) est légèrement supérieure à toutes les valeurs moyennes enregistrées dans les sites à Uvira (valeurs ne dépassant pas 5, 42 ±1, 82 mg/l). Un autre constat est que la valeur moyenne de 4, 81 ± 2, 51 mg/l enregistrée au site perturbée de l'embouchure de Ruzizi reste inférieure à toutes les valeurs moyennes de l'oxygène dissout enregistré dans tous les sites de deux côtes.

Concernant la conductivité électrique, les valeurs obtenues oscillent autour de 543,8 ± 54,8 μS/cm et ne montrent pas de différences significatives pour l'ensemble des sites de deux côtes (test t: p = 0,13), de même entre les sites d'une même côte (Bujumbura: site témoin vs. sites perturbés, test t: p = 0,427; Uvira: site témoin vs. sites perturbés, test t: p = 0,162). Par contre il est important de souligner la très faible variation de la conductivité dans tous les sites excepté à Kalimabenge (Uvira) et Embouchure de Ruzizi (Bujumbura), deux sites situés aux embouchures des rivières, où s'observent des variations assez considérables.

Les résultats obtenus pour le pH montrent que les eaux sont alcalines dans tous les sites. Les différentes variations de pH ont été observées dans tous les sites mais sont très prononcées dans les sites de la côte de Bujumbura comme le révèle les écart-types.





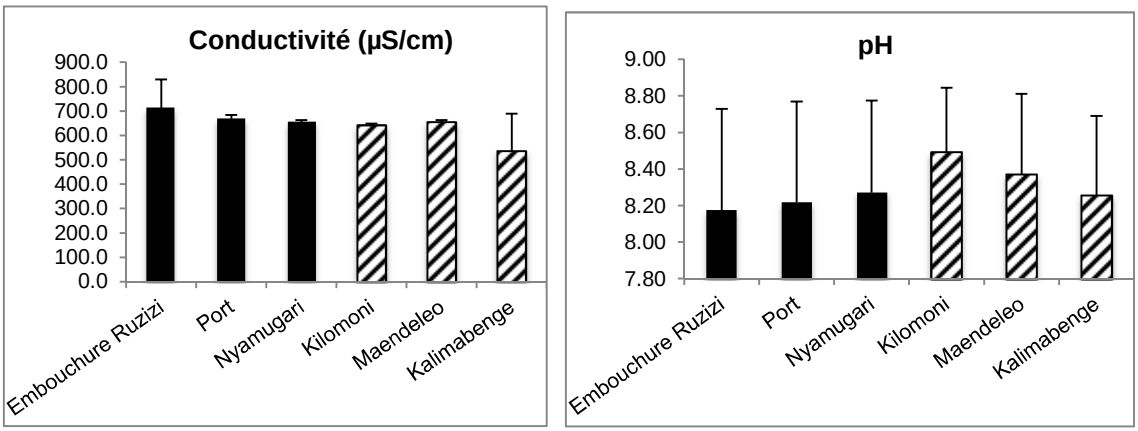


Figure 5*:* Moyennes des principaux paramètres physico-chimiques - température, oxygène dissous, conductivité à 20 °C et pH – prélevés dans les différents sites étudiés. Les barres d'erreurs au-dessus des moyennes représentent les écart-types.

3.2. Nutriments

La figure 6 présente les teneurs moyennes de 4 nutriments dosés (phosphate, nitrites, ammonium et silice) dans les eaux des différents sites étudiés (les données brutes chiffrées sont présentées en annexe).

L'analyse de cette figure montre que globalement les sites du port et celui de Maendeleo respectivement à Bujumbura et à Uvira se démarquent des autres en ce qui concerne les concentrations en phosphate, nitrites et ammonium.

En effet, pour les nitrites, c'est toujours les sites perturbés qui manifestent les valeurs les plus élevées dans l'ordre Port suivi de l'embouchure de la rivière Ruzizi (témoin vs. sites perturbés test t: $p = 0,015$) pour Bujumbura et Maendeleo suivi de Kalimabenge (témoin vs. sites perturbés test t: $p = 0,034$) pour Uvira.

On remarque aussi que la concentration du site Port est presque deux fois plus élevée que celle de Maendeleo bien ces deux sites soient mis en évidences pour ce nutriment.

En comparant les deux côtes on constate qu'à Uvira c'est dans le site Maendeleo que la teneur moyenne en ammonium est légèrement élevée avec 8,77 ± 11,99 mg/l. Cependant cette valeur moyenne ne s'éloigne pas de 6,06 ± 10,50 mg/l (test t: $p = 0,082$) enregistrée à Nyamugari qui est le site avec faible teneur du côté de Bujumbura.

Contrairement aux teneurs de trois nutriments précédents, les teneurs en silice sont plus élevées dans le site témoin à Uvira alors qu'à Bujumbura c'est plutôt à l'embouchure de la rivière Ruzizi qu'elles sont le plus élevées (Figure 6).

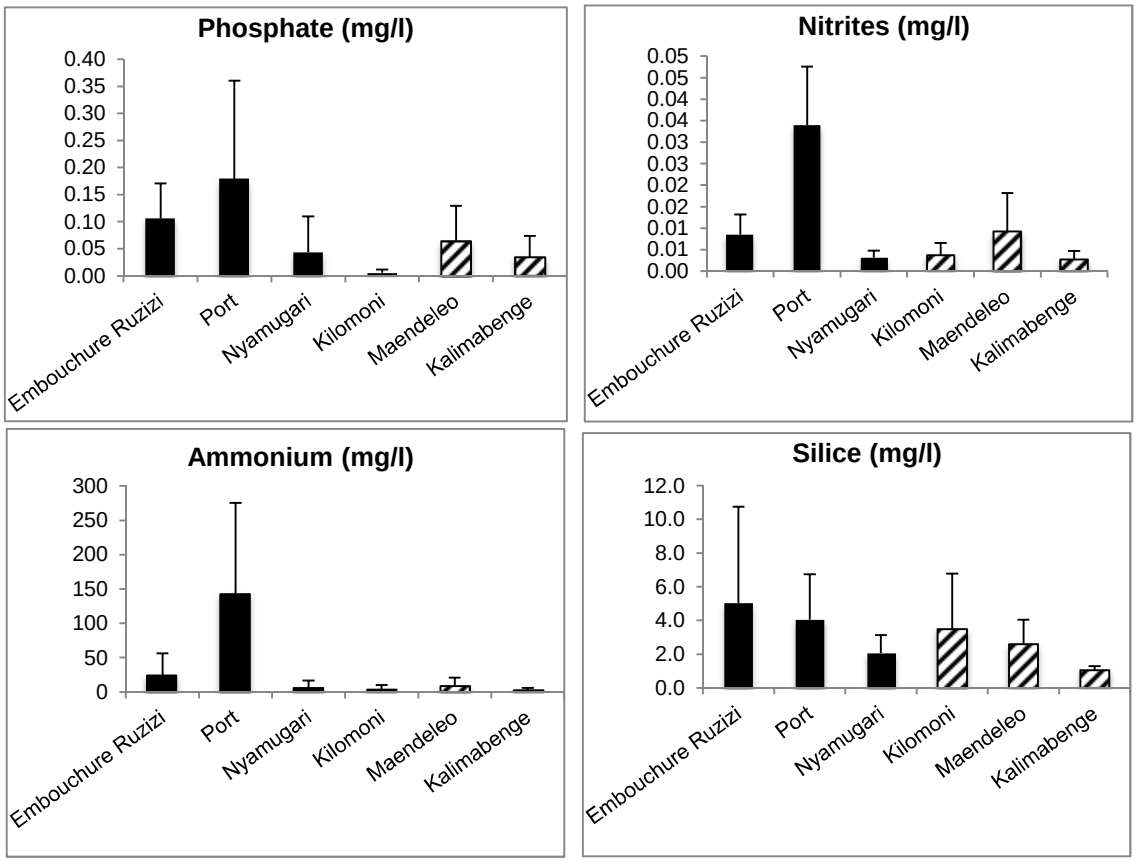


Figure 6: Teneur moyenne des principaux nutriments – Phosphate, Nitrites, Ammonium et Silice – dosés dans les différents sites étudiés. Les barres d'erreurs au-dessus des moyennes représentent les écart-types.

3.2. Communauté biologique

3.2.1. Chlorophylle-*a*

Les teneurs moyennes des biomasses algales calculées pour chaque site échantillonné sont reprises sur la figure 7 (tableau de données brutes présenté en annexe).

Dans tous les sites échantillonnés, les concentrations algales suivent les mêmes tendances que celles de concentration en phosphates, nitrites et ammonium. C'est encore les sites perturbés qui manifestent les valeurs les plus élevées en concentration algale dans l'ordre Port suivi de l'embouchure de la rivière Ruzizi (témoin vs. sites perturbés test t: $p = 0,041$) pour Bujumbura et Maendeleo suivi de Kalimabenge (témoin vs. sites perturbés test t: $p = 0,028$) pour Uvira.

A Bujumbura il s'observe une différence significative de chlorophylle-a entre les sites perturbés, Port et embouchure (test t : $p = 0,016$) alors qu'à Uvira aucune différence significative n'est observée entre les sites Maendeleo et Port considérés comme étant perturbés (test t : $p = 0, 857$).

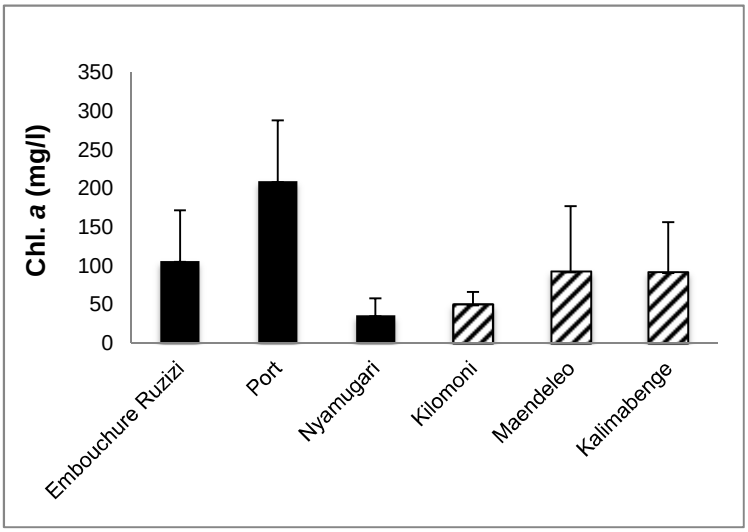


Figure 7 : Valeurs moyennes des concentrations de la Chlorophylle a enregistrées dans différents sites étudiés. Les barres d'erreurs au-dessus des moyennes représentent les écart-types.

3.2.2. Zooplancton

La composition taxonomique, la distribution spatiale ainsi que les densités de différents groupes de zooplancton identifiés sont reprises dans les tableaux 6 et 7 alors que leurs abondances selon les sites échantillonnés sont reprises sur la figure 8 (les données brutes chiffrées sont présentées en annexe).
L'analyse des résultats présentés dans le tableau 6 montre que la communauté zooplanctonique récoltée dans les 5 sites est composée de trois groupes: les Copépodes (composés des Cyclopoïdes et Calanoïdes), les Cladocères (représentés par *Diaphanosoma*) et les Méduses représentées par *Limnocnida tanganyicae*).

Concernant la distribution spatiale du zooplancton, on remarque que certains taxons n'ont été récoltés que dans un seul site. Il s'agit notamment des Cladocères et des Méduses qui n'ont été identifiés qu'à Bujumbura, respectivement aux sites Port pour les Cladocères et à l'Embouchure de Ruzizi pour les Méduses. Par contre seuls les copépodites de *Tropodiaptomus simplex* et les larves nauplii de *Tropodiaptomus simplex* ont été récoltés dans tous les sites échantillonnés.

Les abondances relatives de différents groupes de zooplancton révèlent que la dominance de certains groupes est fonction de certains sites. Il s'agit notamment des nauplii des *Tropodiaptomus simplex* qui dominent aussi le port avec plus de 90 % des abondances totales. A l'embouchure de Ruzizi ce sont les *Limnocnida tanganyicae* qui dominent avec 65 % des abondances totales. A Maendeleo ce sont les larves nauplii des Cyclopoides et les copépodites de *Tropodiaptomus simplex* qui dominent avec respectivement 50 et 37,5% des abondances totales. Aux sites Nyamugari et Kilomoni aucun groupe n'a totalisé à lui seul 50 % d'abondances totales : les larves nauplii des Cyclopoïdes et de *Tropodiaptomus simplex* représentent 43% et 48,5% respectivement à Nyamugari et à Kilomoni. Dans ces deux sites, les groupes restant ont chacun des abondances comprises entre 6 et 20,5% des abondances totales.

Tableau 6: Composition taxonomique et distribution spatiale du zooplancton récolté

	BUJUMBURA			UVIRA	
	Emb Ruzizi	**Port**	**Nyamugari**	**Kilomoni**	**Maendeleo**
COPEPODES					
Cyclopoïdes					
Cyclopoïde copepodite	+	+	+	+	-
Cyclopoïde femelle	-	-	+	-	-
Cyclopoïde male	-	+	-	+	-
Cyclopoïde nauplii	+	+	-	+	+
Calanoïdes					
Tropodiaptomus simplex copepodite	+	+	+	+	+
Tropodiaptomus simplex femelle	-	+	+	+	-
Tropodiaptomus simplex male	-	+	+	+	-
Tropodiaptomus simplex nauplii	+	+	+	+	+
Tropodiaptomus simplex ovigère	+	-	-	-	-
CLADOCERES					
Diaphanosoma	-	+	-	-	-
MEDUSES					
Limnocnida tanganyicae	+	-	-	-	-

+ : présence et - : absence d'un taxon ou groupe dans le site en présence.

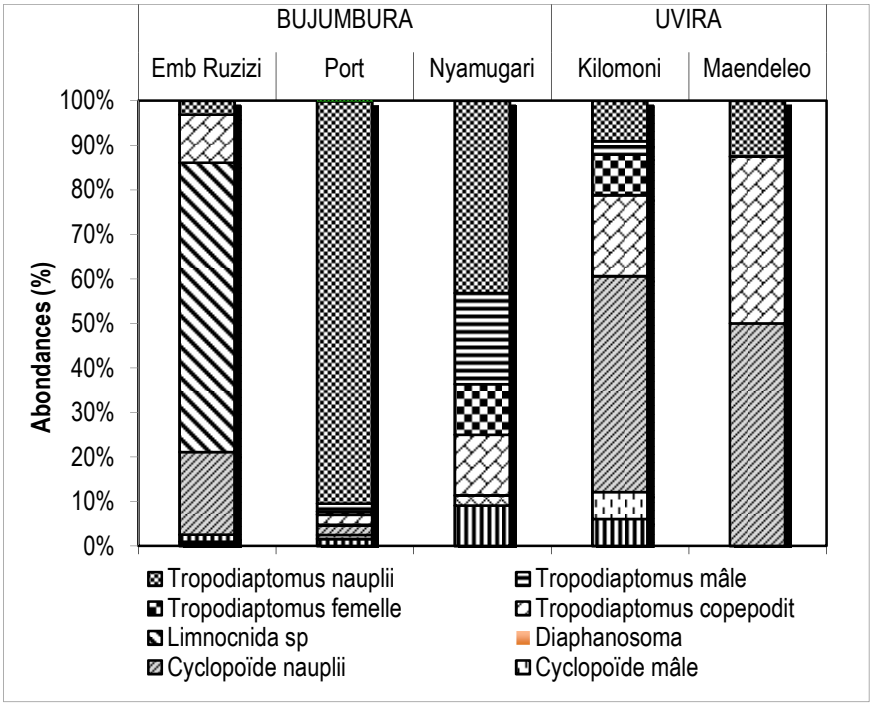


Figure 8: Abondances des différents groupes de zooplancton dans les sites échantillonnés du lac Tanganyika

L'analyse du tableau 7 montre que, du côté de Bujumbura, c'est la méduse *Limnochnida tanganyicae* qui dominait à l'embouchure de la rivière Ruzizi (10701 ind./m²) au moment de l'échantillonnage, alors que le Copépode *Tropodiaptomus simplex* dominait au port et à Nyamugari avec respectivement 130191 et 4841 ind./m². Par contre, du côté de Uvira ce sont les Cyclopoides nauplii qui dominaient dans tous les sites échantillonnés.

Tableau 7: Densités (ind./m²) de différents groupes de zooplancton identifiés dans les sites échantillonnés.

	Emb. Ruzizi	**Port**	**Nyamugari**	**Kilomoni**	**Maendeleo**
Cyclopoïde copépodite	255	2293	1019	510	-
Cyclopoïde femelle	-	-	255	-	-
Cyclopoïde male	-	1274	-	510	-
Cyclopoïde nauplii	3057	3057	-	4076	1019
Diaphanosoma	-	255	-	-	-
Limnocnida tanganyicae	10701	-	-	-	-
Tropodiaptomus simplex copépodite	1783	3312	1529	1529	764
Tropodiaptomus simplex femelle	-	1019	1274	764	-
Tropodiaptomus simplex male	-	2548	2293	255	-
Tropodiaptomus simplex nauplii	510	130191	4841	764	255
Tropodiaptomus simplex ovigère	-	255	-	-	-

3.2.3. Macro-invertébrés

La composition taxonomique, la richesse taxonomique ainsi que la répartition spatiale des macro-invertébrés récoltés sont présentées dans le tableau 8. Les abondances relatives des différentes familles au niveau des sites sont présentées dans la figure 9 (Le tableau des données brutes présenté en annexe).

L'analyse du tableau 8 montre que les macro-invertébrés récoltés dans les six sites sont répartis en 2 Embranchements (Arthropodes et Mollusques) et 16 familles (Atyidae, Hydrophilidae, Naucoridae, Mesovelidae, Aeschnidae, Cordulegasteridae, Gomphidae, Capnidae, Potamoniidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Planorbidae, Physidae, Viviparidae et Unionidae).

Un regard sur la richesse taxonomique au niveau de la famille montre que le site de Kilomoni vient en tête avec 7 familles y récoltées (Aeschinidae, Naucoridae, Planorbidae, Physidae, Unionidae, Sphaeriidae, Caridea). Il est suivi par les sites de Nyamugari avec 6 familles (Potamonidae, Caridae, Unionidae, Sphaeriidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae) et embouchure de Ruzizi avec 6 familles (Capniidae, Gomphidae, Hydrophilidae, Mesovelidae, Potamonidae, Caridea). Ensuite viennent les sites de Maendeleo ayant 5 familles (Naucoridae, Aeschnidae, Cordulegasteridae, Caridea, Lymnaeidae) et Port avec 5 familles (Naucoridae, Lymnaeidae, Planorbidae, Physidae, Viviparidae). Enfin arrive le site de Kalimabenge où la seule famille de Potamonidae a été identifiée. Le site Port abrite 5 familles, 4 d'entre elles font partie des Gastéropodes.

Tableau 8 : Composition taxonomique, richesse taxonomique et répartition spatiale de la faune macrobenthique récoltée dans différents sites étudiés**.**

	BUJUMBURA			UVIRA		
PRINCIPAUX TAXONS	**Emb.**	**Port**	**Nyamugari**	**Kilomoni**	**Maendeleo**	**Kalimabenge**
INSECTES						
Coleoptère						
Hydrophilidae	+	-	-	-	-	-
Heteroptères						
Naucoridae (*Ilyocorussp.*)	-	+	-	+	+	-
Mesovelidae (*Mesoveliasp.*)	+	-	-	-	-	-
Odonates						
Aeschinidae (*Anaxsp.*)	-	-	-	+	+	-
Cordulegasteridae (*Cordulegastersp.*)	-	-	-	-	+	-
Gomphidae	+	-	-	-	-	-
Plecoptères						
Capniidae	+	-	-	-	-	-
CRUSTACES						
Décapodes						
Potamonidae (*Potamonautes emini*)	+	-	+	-	-	+
Caridea (*Limnocaridina spp.*)	+	-	+	+	+	-
MOLLUSQUES						
Bivalves						
Unionidae	-	-	+	+	-	-
Sphaeriidae	-	-	+	+	-	-
Gastéropodes						
Hydrobiidae (*Potamopyrgussp.*)	-	-	+	-	-	-
Lymneidae (*Ancylussp.*)	-	-	+	-	+	-
Lymnaeidae (*Galba sp.*)	-	+	-	-	-	-
Lymnaeidae (*Lymneasp.*)	-	+	-	-	-	-
Lymnaeidae (*Radixsp.*)	-	+	-	-	-	-
Lymnaeidae (*Stagnicolasp.*)	-	+	-	-	-	-
Physisidae (*Physasp.*)	-	+	-	+	-	-
Planorbidae	-	+	-	+	-	-
Viviparidae	-	+	-	-	-	-
Richesse taxonomique au niveau familial	6	5	6	7	5	1

+ : présence d'un taxon; -: absence d'un taxon

Ainsi, on peut retenir que ces différents groupes taxonomiques sont inégalement répartis dans les sites échantillonnés, certaines familles n'ayant été récoltées que dans un seul site. Il s'agit notamment des familles Hydrophilidae, Mesovelidae, Gomphidae et Capanidae à l'Embouchure de Ruzizi ; Viviparidae au Port et Cordulegasteridae à Maendeleo.

Par ailleurs, bien que certaines la famille de Lymnaeidae soient présentes au niveau des sites de Nyamugari et Maendelao, on peut constater que certaines espèces de cette famille, comme *Galba sp.,Lymnea sp., Radix sp.* et *Stagnicola sp.*, n'ont été récoltées qu'au seul site de Port.

L'analyse de la figure 9 montre que c'est, d'une manière générale, dans les deux sites moins perturbés à savoir Kilomoni (à Uvira) et Nyamugari (Bujumbura) que les abondances des familles semblent être mieux distribuées. A Kilomoni, on ne trouve aucune famille dont l'abondance relative dépasse les 30% de l'abondance totale. A Nyamugari bien que les familles de Sphaeriidae et Unionidae représentent chacune plus de 40% de l'abondance totale, trois autres familles (Caridea, Potamonidae, Hydrobidae) ont abondances relatives de près 4% chacune.

A l'embouchure de Ruzizi et Kalimabenge il y a dominance des Crustacés dont les ordres des Caridea et Potamonidae représentent respectivement 99,76 % et 100 % d'abondance totale respectivement à l'embouchure de Ruzizi et à Kalimabenge.

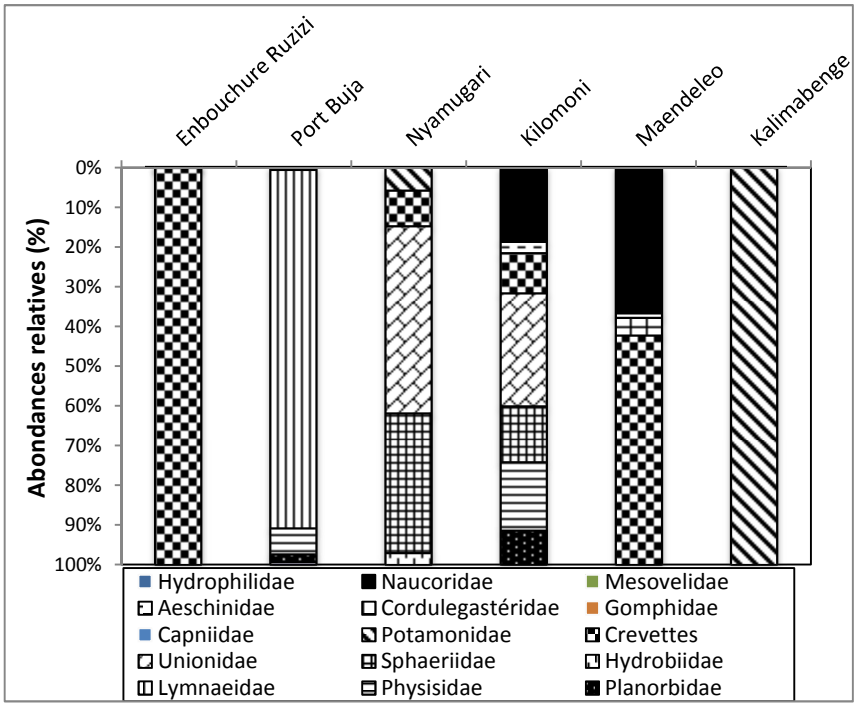


Figure 9: Abondances relatives des familles des macro-invertébrés récoltés dans les sites d'étude.

CHAPITRE IV: DISCUSSION

4.1. Physico-chimie des eaux

Dans l'ensemble, les valeurs obtenues pour l'oxygène dissous variant de 5,67 à 8,84 mg/l (moyenne : 6,64 ± 0,54 mg/l) montrent que les eaux du lac sont fortement oxygénées. Le pH variant entre 7,3 à 8,9 (moyenne: 8,3 ± 0,1) montre que les eaux sont alcalines dans tous les sites. Ces valeurs du pH sont proches de celles de Coulter (1994) qui avait mesuré un pH compris entre 8,6 et 9,2 dans le lac Tanganyika.

Il a été prouvé que la valeur de pH est étroitement liée avec le niveau d'activité mais aussi de l'abondance algale (Sane, 2006; You et *al*. 2007). Tel semble être le cas au site de Kilomoni caractérisé par un pH est plus élevé et une concentration en chlorophylle-*a* plus faible que dans d'autres sites.

Les concentrations les plus élevées ainsi que les grandes variabilités de l'oxygène dissous ont été noté au niveau du site port de Bujumbura. Cette situation traduit qu'à ce site l'oxygène a une origine biologique suite à la fonction chlorophyllienne exercée par les végétaux du périphyton, les algues planctoniques ainsi que les phanérogames aquatiques (Arrignon, 1998). Ces variations pourraient également être attribuées à la présence des matières organiques oxydables, des organismes, des germes aérobies, des graisses, des hydrocarbures, des détergents, ainsi que la perturbation des échanges atmosphériques à l'interface air-eau (Rodier, 1996). Des valeurs de températures et des concentrations en chlorophylle-*a* élevés enregistrées dans le même site du port de Bujumbura. En effet, la température influe sur la solubilité des gaz et des sels minéraux. De manière générale, plus la température augmente, moins les gaz tels l'oxygène, le gaz carbonique et le soufre sont solubles (Blanc, 2000). La température de l'eau contrôle indirectement la photosynthèse algale et la respiration aquatique à travers les enzymes, entrainant le changement suite à l'activité métabolique (QI *et al*., 2008).

4.2. Principaux nutriments dosés

Dans l'ensemble, la concentration en différents nutriments dosés affiche des variations nettes entre sites mais aussi entre les deux côtes échantillonnées. De façon générale, sur les quatre nutriments examinés, le phosphate, le nitrate et l'ammonium affichent des concentrations nettement élevées dans les deux sites censés très perturbés à savoir site Port à Bujumbura et Maendeleo à Uvira. Cette constatation met clairement en évidence l'affectation de ces deux sites par les rejets domestiques, urbains et/ou agricoles.

Il est admis que l'utilisation du territoire d'un bassin versant influence la charge en nutriments des pièces d'eau (Dillon *et al.,* 1986; Soranno *et al.,* 1996). La déforestation, l'agriculture intensive et l'urbanisation sont reconnus reconnues comme étant les principaux facteurs du territoire qui contribuent à augmenter le phosphore et l'azote dans les lacs (Carignan *et al.,* 2000; Prepas *et al.,* 2001; Quinlan *et al*., 1998). Dans la présente étude, nous pensons que les mêmes facteurs (mais avec un accent particulier sur l'urbanisation) expliqueraient les concentrations élevées aux sites Port de Bujumbura et à Maendeleo.

Bon nombre d'auteurs (Ansa-Assar *et al*., 2000 ; Kotak *et al.,* 2000; Downing *et al.,* 2001 ; Sondergaard *et al.,* 2003; Li *et al*., 2009 ; German *et al*., 2010) s'accordent sur le fait que de nombreuses activités humaines impliquent une concentration de nutriments, notamment du phosphore, sur un nombre restreint de bassins versants. En outre, l'urbanisation s'accompagne, par exemple, d'une augmentation et d'une densification de la population humaine, ce qui implique l'importation de nourriture produite sur d'autres bassins versants. Il s'en suit alors une concentration de rejets d'égout et de détergents (Moss, 1980). Il est important de souligner également que toutes ces activités humaines augmentent la quantité de phosphore et d'azote qui circulent sur certains bassins versants. Dans le milieu aquatique, ce phénomène a

pour conséquence de déséquilibrer les mécanismes naturels de recyclage de ces nutriments (Sondergaard *et al.,* 2003).

Dans tous les sites examinés les teneurs en ammonium semblent être plus élevées que celles des nitrites. Cette situation laisse penser à un processus en cours de dégradation incomplète de la matière organique et cela en présence des faibles quantités de matières toxiques (Sondergaard *et al.,* 2003). En effet, lors du rejet d'azote organique (protéines, acides aminés, urée...), les molécules sont tout d'abord transformées en ammonium (NH_4^+) qui est ensuite oxydé en nitrites puis en nitrates sous l'action de bactéries nitrifiantes (Kotak *et al.,* 2000; Downing *et al.,* 2001). Ces processus d'oxydation, également appelés «nitrification», sont très sensibles à la présence de matières toxiques (métaux, pesticides) et aux températures basses (Ferber *et al.,* 2004). Bien que la teneur en nitrite soit légèrement élevée dans nos sites, il est connu que des concentrations très élevées en nitrates témoignent souvent de la présence des matières toxiques (Sondergaard *et al.,* 2003)

En comparant la concentration des nutriments entre les deux côtes, la moyenne de chacune des valeurs calculées du coté de Bujumbura est presque le double de celle enregistré aux sites de la côte d'Uvira. Ceci laisse penser que les différentes activités qui sont à la base de l'augmentation de ces nutriments dans l'eau seraient plus intenses du coté de Bujumbura que di côté d'Uvira. En effet Bujumbura reste la plus grande ville de la côte du lac Tanganyika et qui abrite une variété d'industries et d'activités potentiellement polluantes (Bakevya *et al*., 1998).

L'ampleur de la dégradation d'origine organique du coté de Bujumbura serait ainsi causée par les rejets domestiques, le lessivage agricole et certaines activités (mécanique automobile, ateliers de traitement de surface des véhicules, distributeurs de pétrole, diverses industries) qui rejettent directement leurs eaux dans le réseau d'assainissement qui, à son tour, le déverse dans le lac (Ogutu et *al*., 1997; Pas, 2000; Kelly, 2001).

4.3. Communauté biologique

4.3.1. Biomasse algale

Les mesures de distribution de la concentration en chlorophylle-*a* montrent une fois de plus que c'est le site Port à Bujumbura qui affiche la concentration moyenne la plus élevée (209,01 ± 78,91 mg/l) et qui se démarque du reste des valeurs dans d'autres sites. Ce niveau élevé de chlorophylle-*a* totale qui reflète la présence d'une importante biomasse phytoplanctonique est typique des milieux eutrophes (Galvez-Cloutiers *et al*., 2000). L'accroissement de la biomasse algale à ce site se rapporte essentiellement aux apports élevés en azote et phosphore telles que révélés par les résultats de corrélations avec ces nutriments à ce site. Sondergaard *et al.* (2003) ont constaté qu'un apport croissant d'azote et de phosphate s'accompagnait souvent par une augmentation de la biomasse végétale et de la turbidité de l'eau, laquelle peut réduire la transparence, ainsi que d'autres changements biologiques souvent indésirables tels que des changements dans les espèces présentes.

Ce phénomène d'accroissement de la biomasse algale peut mener à un changement dans les assemblages de poissons et d'invertébrés et ainsi favoriser des espèces moins désirables,

comme des espèces tolérantes à la pollution, dont certaines peuvent être envahissantes (Dodds, 2006). Ceci semble être le cas de la jacinthe d'eau qui pullule au niveau du site Port de Bujumbura. Les mêmes observations selon lesquelles les pics de concentration en Chlorophylle-*a* sont dus aux rejets, caractérisés par l'augmentation d'eau usées urbaines ont été faites par Ekou *et al*. (2011) lors de leur étude sur les variations temporelles des paramètres physicochimiques et biotiques de deux écosystèmes aquatiques d'une lagune ouest africains.

4.3.2. Zooplancton

Comme vu plus haut, le zooplancton est composé par les Copépodes (constitués par les Cyclopoïdes et les Calanoides), les Cladocères représentés par (*Diaphanosoma*) et les Méduses (représentées par *Limnocnida tanganyicae*). Ces résultats sont en accord avec ceux trouvés par Coulter (1991) et Bwebwa (1996). Ces auteurs avaient utilisé les mailles larges (comme c'est le cas dans notre étude) et ont trouvé que la communauté pélagique du zooplancton au nord du lac Tanganyika est dominée par les copépodes crustacés *Tropodiaptomus simplex* et cyclopidés et que les constituants mineurs dans le milieu pélagique sont les méduses qui sont représentés par l'espèce *Limnocnida tanganyicae* et quelques rares Rotifères. Dans le cas de notre étude les méduses n'ont été identifiées qu'au seul site de l'embouchure de Ruzizi alors que les Rotifères n'ont été identifiés dans aucun des sites échantillonnés. Ceci peut s'expliquer d'une part par les mailles de 100 µm du filet à plancton que nous avons utilisé. En effet, ces mailles laissent passer les rotifères étant donné que ce groupe est constitué des individus à taille plus petite. D'autre part, cela pourrait s'expliquer par une faible fréquence d'échantillonnage mais aussi par des éventuelles migrations journalières qui ont été signalées au sein de plusieurs groupes de zooplancton (Dussard, 1989; Bwebwa, 1996; Isumbisho, 2006).

La présence du Cladocère *Diaphanosoma* au seul site du port peut s'expliquer par plusieurs raisons notamment du fait qu'il n'y a pas de cladocères dans le lac lui-même, probablement à cause de la forte prédation. Les espèces de Cladocères que l'on trouve dans le bassin du lac Tanganyika ont été toutes trouvées dans la zone près de des côtes et les eaux adjacentes du lac. Aucune espèce n'a été trouvée dans l'habitat pélagique (Dumont, 1994a, b *in* Patterson et Makin, 1998). Le *Diaphanosoma* identifié au site port proviendrait probablement des lagunes du littoral.

Par contre la présence des Copépodes dans presque tous les sites échantillonnés peut être fonction de plusieurs caractéristiques apparentées aux organismes eux-mêmes. La première est leur aptitude à accepter des conditions de milieu très variables (Amoros et Chessel, 1985). La seconde est leur résistance aux fluctuations plus ou moins rapides des caractéristiques physiques, chimiques ou biologiques de ce milieu (Dussart, 1989 ; Arfi *et al*, 1981; 1987). Enfin, la possibilité de survivre à l'état de stades de repos permet à certaines espèces de ce groupe d'être transportées d'un milieu à un autre et ainsi d'avoir une plus large aire de répartition (Amoros et Chessel, 1985 ; Khalki *et al*., 2004).

4.3.3. Macro-invertébrés

D'une part, bon nombre de familles d'insectes ont été rencontrées au niveau de l'embouchure de Ruzizi où les paramètres comme la température moyenne, l'oxygène dissous et le pH sont resté moyens par rapport aux restes de sites échantillonnés. D'autre part, les mollusques sont plus localisés au niveau du site port où les teneurs en phosphates, nitrites et ammonium restent les plus élevées de tous les sites. Les abondances relatives des familles suivant les sites révèlent que c'est au niveau du site moins perturbé de Kilomoni à Uvira où les abondances des familles semblent être mieux distribuées.

La dominance des mollusques au site port met en évidence le caractère particulier de ce site par le fait que, selon Nicholson *et al*. (2010), ces organismes sont relativement euryioniques, adaptés aux variations et modifications journalières rapides du milieu à proximité de la ligne de rivage.

Lors de ses études sur les mollusques de la zone est du lac Tchad, Lévêque (1967) avait constaté que la quasi-totalité des espèces de ces familles de mollusques avaient une préférence particulière dans les herbiers et dans toute la partie immergée de la végétation semi-aquatique. De ce point de vue malacologique, nous pensons que ces mollusques, pour la plupart herbivores, disposeraient d'un stock de nourriture très important au niveau du site port qui est dominé par la jacinthe d'eau *Eichornia crassipes* et une gamme de matières en décomposition. I1 semble d'ailleurs, en ce qui concerne les végétaux semi-aquatiques, que les mollusques s'attaquent surtout aux débris en cours de décomposition et non aux plantes elles-mêmes (Mourgaud, 2009). D'autre part, les racines, les rhizomes et tous les peuplements végétaux denses, constituent pour eux un abri vis-à-vis des prédateurs et de l'agitation des eaux (Lévêque, 1997; Dianga et Diallo, 2010).

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

Les résultats obtenus révèlent que :

- ✓ la physico-chimie des eaux varie d'un site à un autre mais le seul paramètre qui montre des différences significatives entre les sites est la température. Les eaux à l'embouchure de Rusizi sont plus froides (24,2 ± 0,2°C) que celles des autres échantillonnés étudiés dans les deux côtes.
- ✓ Des quatre nutriments dosés, trois dont les phosphates, les nitrites et l'ammonium ont été trouvées à des concentrations relativement élevées dans les sites perturbés de deux cotés. C'est au site port qui reçoit les eaux usées en provenance de la ville de Bujumbura que les valeurs les plus élevées ont été enregistrées avec 0,18 ±0,18 mg/l ; 0, 03 ±0,01 mg/l ; et 141,9 ± 133,3 mg/l, respectivement pour les phosphates, les nitrites et l'ammonium.
- ✓ Les valeurs de la biomasse algale restent de même élevées dans les sites perturbés. Cependant le site port révèle des valeurs plus élevées (209, 01 ± 78,91 mg/l) que les autres sites.
- ✓ D'une manière globale, les moyennes de tous les paramètres physico-chimiques mesurés restent plus élevées du côté de Bujumbura que du côté d'Uvira exception faite pour le pH qui est légèrement élevé du côté d'Uvira (8,49 ±0,36) que de Bujumbura (8,27 ±0,55).

- ✓ Le zooplancton est représenté par les Copépodes Cylopoïdes et Calanoïdes, les Cladocères *Diaphanosoma* et les Méduses *Limnocnida tanganyicae*. Seuls les Copépodes ont été récoltés dans tous les sites alors que les Cladocères et Méduses n'ont été récoltés que dans les sites du coté de Bujumbura;
- ✓ Les macro-invertébrés sont constitués de 16 familles. C'est le site de Kilomoni qui contient plus de familles que les autres et au sein duquel les densités de ces familles présentent une codominance.

Au regard de ces résultats obtenus, nous pensons que pour le bon maintien de la qualité des eaux dans les zones littorales en vue d'une gestion et exploitation durable des ressources du lac Tanganyika il faudrait:

- ✓ mettre en place un programme de monitoring pour l'analyse continuelle de la qualité des eaux littorales du lac mais aussi des rivières et ruisseaux se jetant dans le lac.
- ✓ que les autorités politico-administratives usent de tous les moyens nécessaires pour faire appliquer les textes relatifs à la gestion des effluents, des eaux usées industrielles et domestiques mais aussi des textes qui réglementent l'attribution des terres au bord du lacs.
- ✓ aménager des stations d'épuration existant et construire de nouvelles stations suite à l'accroissement sans cesse des populations dans les villes riveraines au nord du lac Tanganyika.

Bien que les résultats issus de la présente étude soient indicatifs des éventuels impacts des activités anthropiques du versant sur l'écosystème littoral du lac Tanganyika, signalons de même qu'ils restent préliminaires compte tenu du nombre réduit des sites échantillonnés, de la durée et des fréquences d'échantillonnage limités dans le temps et dans l'espace.

Nous pensons donc que des études futures devraient accroître, diversifier les nombre de sites dans les deux rives et procéder par un échantillonnage annuel avec une fréquence bimensuelle. Ceci permettrait entre autres d'accroître la taille de l'échantillon, de mettre en évidence l'effet des saisons tout en quantifiant l'effet de chaque paramètre pris à part sur les communautés biologiques dans chaque site. Comme ces aspects n'ont pas été abordés dans le présent travail, les conclusions issues de la présente étude restent partielles et nécessitent d'être renforcées par les études futures.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Alhou B., 2007. Impact des rejets de la ville de Niamey (Niger) sur la qualité des eaux du fleuve Niger. Thèse de Doctorat, FUNDP/Namur, 229p.
2. Allison E. H,. Paley R. G. T, G. Ntakimazi, V. J. Cowan et K. West, 2000. Evaluation et conservation de Biodiversité dans le lac Tanganyika: rapport technique final de BIOSS. Lutte contre la pollution et autres mesures visant à protéger la biodiversité du lac Tanganyika (RAF/92/G32), GEF, NRI, MRAC, IFE, 205 p.
3. Amoros C. et Chessel D., 1985. Les peuplements de Cladocères (Crustacés), descripteurs du fonctionnement hydrologique des bras-morts fluviaux. *Armls Limnot.* 21 (3) 1985: 227-240. Article available at http://www.limnology-journal.org or http://dx.doi.org/10.1051/limn/1985023

4. Amoros C., 1984, Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. Crustacés Cladocères. Bulletin de la société Linnéenne de Lyon 53(3):72-107; 53(4):120-144
5. Ansa-Asare O. D., Marr I. L., & Cresser M. S., 2000. Evaluation of modeled and measured patterns of dissolved oxygen in a freshwater lake as an indicator of the presence of biodegradable organic pollution. Water Research, 34(4), 1079–1088.
6. APHA, 2005. Standard methods for the examination of water and waste water, 21st edition. (Centennial edition.) A. Eaton, L.S. Clesceri, E. W. Rice and A.E.Grenberg (Eds.), APHA, AWWA and WEF. Washington DC, USA., 69pp.
7. Arfi R., M. Pagano L. Saint-Jean, 1987. Communautés zooplanctoniques dans une lagune tropicale (lagune Ebrié, Côte d'Ivoire) : variations spatio-temporelles. *Revue Hydrobiol. Trop*. 20 (1) : 21-35.
8. Arfi R., Champalbert G. & G. Patriti, 1981. Système planctonique et pollution urbaine: Un aspect des populations zooplanctoniques. *Marine Biology*61: 133-141
9. Arrignon,J., 1998. Aménagement piscicole des eaux douces. 5e édition. Paris: Lavoisier. Tec. Doc. 93pp.
10. Bakevya, P., Hakizimana, G., et Baranemage, D. 1998 : Etablissements humains, villes et industries (Synthèse). Lutte Contre la Pollution et Autres Mesures pour Protéger la Biodiversité du Lac Tanganyika Analyse Diagnostique Nationale - Burundi 07 - 11 Septembre 1998, Bujumbura. 9p.
11. Bartsch A. F., 1972. Nutrients and eutrophication prospects and options for the future. *In* Nutrients and Eutrophication: The Limiting Nutrient Controversy. Likens G. E. (ed.). *The American Society of Limnology and Oceanography*, Lawrence, Kansas. 297-300.
12. Beadle, L. C., 1981. The inland waters of tropical Africa, an introduction to tropical limnology. 2nd ed. Longman, London, 84 pp.
13. Beaugrand G., Brander K.M., Lindley J.A., Souissi, S. & P.C Reid, 2003. Plankton effect on cod recruitment in the North Sea. *Nature* 426: 1939-1956.
14. Bernier J.S., Clement V. et Brunet M.H., 2001. Analyse de la qualité de l'eau-Terrain de golf de Nominingue. *Rapport préparé par Biofilia pour la Municipalité de Nominingue*. 46p.
15. Bizimana, M. and Duchafour, H., 1991. A drainage basin management study: the case of the Ntahangwa River Basin. pp. 43-45, in: Cohen, A.S. ed. *Report on the First International Conference on the Conservation and Biodiversity of Lake Tanganyika*. March, 1991. Bujumbura. Biodiversity Support Program.
16. Blanc L., 2000. Données spatio-temporelles en écologie et analyses multi-tableaux : examen d'une relation. Thèse de doctorat de l'Université Claude Bernard-Lyon 1, 266p.
17. Bougis P., 1974. Ecologie du plancton marin. Masson & Cie (ed.), Paris. Coll. Ecologie 2: 196 p. 3 : 200 pp.
18. Bouzidi M. A., Youcef A., Attaoui, I., Latreche, A., Benyahia, M., Bouguenaya, N. et A. Meliani, 2010. « Copépodes, Cladocères et Rotifères du lac Sidi M'hamed Benali (Algérie Nord-Occidentale) », *Physio-Géo* [En ligne], Volume 4 | 2010, mis en ligne le 15 mars 2010, Consulté le 20 juillet 2012. URL: http://physio-geo.revues.org/1128; DOI: 10.4000/physio-geo.1128
19. Bowmer K. H., & Muirhead W. A., 1987. Inhibition of algal photosynthesis to control pH and reduce ammonia volatilization from rice floodwater. Fertilizer Research, 13(2), 13–29.
20. Branchu P., Bergonzini L., Benedetti Ambrosi J.-P. et Klerkx, J., 2005. Sensibilité à la pollution méthanique de deux grands lacs africains (Tanganyika et Malawi). *Revue des Sciences de l'eau, Rev. Sci. Eau* 18/spécial : 161-180.
21. Bwebwa D., 1996. Variations saisonnière et spatiale dans l'abondance de la communauté pélagique du zooplancton dans l'extrémité nord du lac Tanganyika. Bujumbura, Burundi:

Projet FAO-FINNIDA Recherche pour l'Aménagement des Pêches au lac Tanganyika; 1996; GCP/RAF/271/FIN-TD/50 (Fr): 1-29. 2 DC, 2 KI, 2 MP.

22. Calamari D., Naeve H. (éds.), 1994. Revue de la pollution dans l'environnement aquatique africain. *Document Technique du CPCA*. No. 25. Rome, FAO. 1994. 129p.
23. Camargo J. A., Alonso A. et M De La Puente, 2004. Multimetric assessment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macro invertebrates. Environmental Monitoring and Publishers, 96:233-249.
24. Capblancq J. et Decamps H., 2002. L'eutrophisation des eaux continentales: questions à propos d'un processus complexe. *Natures Sciences Societies*. 10: 6-17.
25. Carignan, R., P. D'Arcy, S. Lamontagne, 2000. Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in Boreal Shield lakes, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic science*, v57, suppl 2, pp105-117.
26. Casey R. J. et S. A. Kendall, 1996. Comparison among colonization of artificial substratum types and natural substratum by benthic macro invertebrates. *Hydrobiologia* 341: 57- 64.
27. Clément, W. H., 1991: Characterization of stream benthic communities using substrate-filled trays: colonization, variability, and sampling selectivity. *Journal of Freshwater Ecology*. 6: 209-221.
28. Cohen, A.S., 1991. Report on the First International Conference on the Conservation and Biodiversity of Lake Tanganyika. March, 1991. Bujumbura. Biodiversity Support Program.
29. Cohen A.S., Bills R., Cocquyt C.Z., and A.G Caljon, 1993. The impact of sediment pollution on biodiversity in Lake Tanganyika. *Conservation Biology*7:667-677.
30. Coulter G.W. 1994. Lake Tanganyika. In: *Speciation in Ancient Lakes*. Edited by Martens K., Goddeeris B. and Coulter, G. *Archiv fur Hydrobiologie* 44: 13-18.
31. Cuffney T. F., M. E. Gurtz et M. R. Meador, 1993. *Methods for collecting benthic invertebrate samples as part of the National Water-Quality Assessment Program*, US Geological Survey Open-File, Report 93-406, 66 p.
32. Dai T. G., 2009. Causes and treatment measures of exceeding of pH value in Yu Dong Reservoir. Water Resources Research, 30 (3), 37–38.
33. De Pauw N., Roels D. et A. P. Fontoura, 1986. Use of artificial substrates for standardized sampling of macro invertebrates in the assessment of water quality by the Belgian biotic Index. *Hydrobiologia*133: 237- 258.
34. DEVIDAL S., RIVARD-SIROIS C., POUET M-F., Thomas O., 2007. Solutions curatives pour la restauration de lacs présentant des signes d'eutrophisation, rapport interne, Observatoire de l'environnement et du développement durable, Université de Sherbrooke – RAPPEL, Sherbrooke, Québec, Canada, 51 p.
35. Dianga N. et Diallo A., 2010. Module de formation des formateurs sur le suivi des Mollusques d'eau douce. Projet de démonstration bassin du fleuve Gambie, Wetlands international, 44p.
36. Dillon P. 1, Nicholls K. H, Sceider W. A, Yan N. D. et D. S. Jeffries, 1986. *Lakes hore capacity study- Trophic status.* Toronto: Queen's printer for Ontario, 89 p.
37. Dodds, W. K., 2006. « Eutrophication and trophic state in rivers and streams». *Limnology and Oceanography,* vol. 51, no. l, p. 671-680.
38. Downing, L. A., S. B. Watson, et E. Mc Cauley, 2001. « Predicting cyanobacteria dominance in lakes ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.* vol. 58, p. 1905-1908.
39. Drira Z., 2009. Contribution à la compréhension du fonctionnement du Golfe de Gabès: Etude des caractéristiques dynamiques et structurales des communautés phyto-zooplanctoniques en relation avec la variabilité environnementale et les caractéristiques

hydrographiques des zones côtières et océaniques. Thèse de Doctorat, Université de SFAX & Université de Franche-Comté, 229p.
40. Durand J.R. et Lévêque C., 1980. Flore et faune aquatiques de l'Afrique sahélo-soudanienne. Tome I. ORSTOM. Paris, 389 p.
41. Durand J.R. et Lévêque C., 1981. Flore et faune aquatiques de l'Afrique sahélo-soudanienne. Tome II. ORSTOM. Paris, 847 p.
42. Dussart B., 1966. Limnologie. L'étude des eaux continentales, Gauthier – Villars, Paris: 667 pp.
43. Dussart B., 1989. Crustaceana: Crustacés copépodes calanoïdes des eaux intérieures africaines. *Int .J. of Crustac. Res*.
44. Dussart B.H., 1980. Les Crustacés Copépodes d'Afrique, catalogue et biogéographie. Hydrobiologie; 72: 165-170.
45. Eggermont H., Verschuren D., 2003. Impact of soil erosion in the disturbed tributary drainages on the benthic invertebrate fauna of Lake Tanganyika, East Africa. *Biological conservation*, 113: 99-109.
46. Ekou L., Ekou T., N'da Koffi J. et Dje T, 2011. Variations temporelles des Paramètres Physicochimiques et Biotiques de Deux Écosystèmes Aquatiques de la Lagune Ebrie. European Journal of Scientific Research ISSN 1450-216X Vol.58 No.3, pp.414-422. http://www.eurojournals.com/ejsr.htm
47. Ferber L. R., S. N. Levine, A. Lini et G. P. Livingston, 2004. « Do cyanobacteria dominate in eutrophic lakes because they fix atmospheric nitrogen» *Freshwater Biology,* vo 49, p. 690-708.
48. Fernandez de Puelles M.L., Valencia J. & Vicente L., 2004. Zooplankton variability and climatic anomalies from 1994 to 2001 in the Balearic Sea (Western Mediterranean). *ICES Journal of Marine Science* **61**: 492-500.
49. Feuillade,J., 1985. Caractérisation et essais de restauration d'un écosystème dégradé : Le lac de Nantua, INRA, 165p.
50. Fromentin, J.M. & Planque, B., 1996. *Calanus* and environment in the eastern North Atlantic. II. Influence of the North Atlantic Oscillation on *C. finmarchicus* and *C. helgolandicus*. *Marine Ecology Progress Series* **134**: 111-118.
51. Gagnon É. et G. Gangbazo, 2007. *Efficacité des bandes riveraines : analyse de la documentation scientifique et perspective*. [En ligne]. http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/fiches/bandes-riv.pdf (page consultée en avril 2007).
52. Galvez-Cloutiers, R. Ize, S., Arsenault, S., 2000. La détérioration des plans d'eau : Manifestations et moyens de lutte contre l'eutrophisation. Vecteur environnement, 35 (6), 18-37.
53. Garnier J., Servais P., Billen G., Akopian M., Brion N., 2001. Modeling the response of water quality in the Seine River Estuary to human activity in its watershed over the last 50 years. Estuaries 24, 964–976.
54. Gnohossou P.M., 2006. La faune benthique d'une lagune Ouest Africaine (Le lac Nokoué au Bénin), Diversité, Abondance, Variations temporelles et spatiales, place dans la chaine trophique. Thèse de doctorat, Institut National de Polytechnique de Toulouse, 168p.
55. Goaziou Y., 2004. *Méthodes d'évaluation de l'intégrité biotique du milieu aquatique basées sur les macro-invertébrés benthiques – rapport de stage*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq no ENV/2004/0158, collection no QE/146, 37 p. et 2 ann.
56. Hade A., 2002. Nos lacs – les connaître pour mieux les protéger. Editions Fides, 360 p.
57. Hanek G., E. J. Coenen et P. Kotilainen, 1993. Aerial Frame Survey of Lake Tanganyika Fisheries. FAO/ FINNIDA Research for the Management of the Fisheries on Lake Tanganyika. GCP/RAF/271/FIN-TD/ 09 (En): 34 p.

http://www.fao.org/fi/ltr/FTP/TD09.PDF
58. Harris R.P., Wiebe, P.H., Lenz, J., Skjodal, H.R. & Huntley, M., 2000. Zooplankton methodology manual. London: Academic Press, San Diego.
59. Hassan M.N., 2006. Challenges of global environmental issues on ecosystem management in Malaysia, *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 9(2):269-283.
60. Howland R. J. M., Tappin A. D., Uncles R. J., Plummer D. H., & Bloomer N. J., 2000. Distributions and seasonal variability of pH and alkalinity in the Tweed Estuary, UK. The Science of the Total Environment, 251/252(1), 125– 138.
61. Isumbisho M., Sarmento, H., KaninginI, B., Micha J.C. and Descy, J.P., 2006. Zooplankton of Lake Kivu, East Africa: half a century after the Tanganyika sardine introduction. *J. Plankton Research* 28(11): 1 -989.
62. Isumbisho M., 2006. Zooplankton Ecology of Lake Kivu (Eastern africa), Thèse de doctorat, FUNDP-Namur, 176p.
63. Kelly W., 2001. Lac Tanganyika : Résultats et constats tires de l'initiative de conservation du PNUD/GEF (Raf/92/G32) qui a eu lieu au Burundi, en République Démocratique du Congo, en Tanzanie et en Zambie. Projet sur la Biodiversité du Lac Tanganyika, 155p.
64. Khalaf, G., 1975 : Utilisation de substrats artificiels, en eau courante pour l'étude de la répartition et de la dynamique de colonisation des macro-invertébrés benthiques. *Thèse de doctorat es Sciences*. Université Paul Sabatier, Toulouse, France. 77 p.
65. Khalki A. E., Gaudy R. et M Mohammed, 2004. Étude des variations saisonnières du peuplement de copépodes de l'estuaire de l'Oum Er Rbia (côte atlantique du Maroc) : impact de la pollution urbaine de la ville d'Azemmour. Mar. Life 14 (1-2) : 19-29
66. Kotak B. G., A. K.-Y. Lam, E. E. Prepas, et Hurdley S. E, 2000. « Role of chemical and physical variables in regulating microcystin-LR concentration in phytoplankton of eutrophic lakes ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 57, p. 1584-1593.
67. Labroue L., Capblancq J., Dauta A., 1995. Cycle des nutriments : l'azote et le phosphore. In: Pourriot R. et Meybeck M., Limnologie générale. Coll. Ecol. 25, Masson (Publ.), Paris (956 p) :727-764.
68. Lacaze, J.C., 1996. L'eutrophisation des eaux marines et continentales, Ellipses, 191p.
69. Langenberg, T.V., 2008. On the limnology of Lake Tanganyika. Thesis Wageningen University, The Netherlands– with summary in Dutch and French, 202p. ISBN 978-90-8504-784-1.
70. Leroy J.B., 1998. La pollution des eaux, Que sais-je? N° 983, Presses universitaires de France, Paris, 125p.
71. Lévêque, C., 1967. Dynamique des peuplements, biologie, et estimation de la production des mollusques benthiques du lac Tchad. *Cah. O.R.S.T.O.M., Sér. Hydrobiol.*, VII, 2 : 117-147.
72. Li M., Xie G.Q., Dai C.R., Yu L.X., Li F.R., &Yang S.P., 2009. A study of the relationship between the water body chlorophyll a and water quality factors of the off coast of Dianchi Lake. *Yunnan Geographic Environment Research*, 21(2), 102–106.
73. Mama, D., 2010. Méthodologie et résultats du diagnostic de l'eutrophisation du lac Nokoué (Benin). Thèse de doctorat, Faculté des Sciences et techniques, Université de Limoges, 150 p.
74. Mariani S., 2001. Can spatial distribution of Ichtyofauna Describe Marine Influence on Coastal Lagoons? A central Mediterranean Case Study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52: 261-267.
75. Mariani, S., 2001. Can spatial distribution of IchtyofaunaDescribe Marine Influence on Coastal Lagoons? A central Mediterranean Case Study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52: 261-267.

76. Mc Carthy J., James J., Rowland W. T. et J. L Taft., 1977. Nitrogenous nutrition of the plankton in the chesapeakebay. 1. Nutrient availability and phytoplankton preferences. *Limnol. Oceanogr*. 22 (6): 996 – 1011.
77. Mc carthy J.J., 1980. Nitrogen. *In* the physiological Ecology of Phytoplankton. Morris I. (ed). *Oxford, Blackwell*. 191-233.
78. Melors, W.K., 1975. Selective predation of ephippial Daphnia and the resistance of ephippial eggs to digestion. *Ecology,* 56 (4) : 974-980.
79. Moss, B., 1980. *Ecology o fFresh Waters.* New-York: Halsted press, 332 p.
80. Mourgau D., 2009. Gastéropodes aquatiques et Bivalves. *Invertébrés continentaux des Pays de la Loire – Gretia, 8p.*
81. Nicholson S., Mciwem, Hui Y. H. & Lam P. K. S., 2011. Pollution in the coastal waters of Hong Kong: case studies of the urban Victoria and Tolo Harbours. *Water and Environnent Journal* 25: 387–399
82. Ntakimazi G. 1998. Le Point sur le Biodiversité dans les eaux burundaises du lac Tanganyika, page 63-77. In lutte contre la Pollution et autres mesures pour protéger la Biodiversité du Lac Tanganyika. Analyse Diagnostique Nationale - Burundi 07 - 11 Septembre 1998, Bujumbura.
83. Ntakimazi, G., 1995. Le rôle des Ecotones terre / eau dans la diversité biologique et les ressources du lac Tanganyika. Projet UNESCO/MAB/DANIDA 510/BDI/40, 1991-1994, Rapport final, 84 p.
84. Odum, Yu. P., 1971. Fundamentals of Ecology, Philadelphia: W.B. Saunders, 78pp.
85. Ogutu-Ohwayo R., Hecky R.E., Cohen S.A. et Kaufman L, 1997. Human impacts on the African Great Lakes. *Environmental Biology of Fishes* 50: 117–131.
86. Organisation de Coopération et de développement économiques, 1982. Eutrophisation des eaux : méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte, Paris, 164p.
87. PAS, 2000. Le Programme d'Action Stratégique pour le Développement Durable du Lac Tanganyika. Rapport du projet « Lutte contre la pollution et autres mesures pour protéger la Biodiversité du Lac Tanganyika », 70p.
88. PNUD, 2010. Lac Tanganyika: des menaces réelles. Disponible sur http://www.bi.undp.org/index.php?option=com_content&view=article&id=165%3Alac-tanganyika-des-menaces-reelles&Itemid=206 (Consulté le 6 octobre 2011).
89. Prepas E.E., B. Pinel-Alloul, D. Planas, G. Méthot, S. Paquet et S. Reedyk., 2001. «Forest harvest impacts on water quality and aquatic biota on the boreal plain: introduction to the TRLS 1ake program ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.* vol. 58, no. 2, p. 421.
90. Prowse G.A. et Talling J.F., 1958. The seasonal growth and succession of plankton algae in the White Nile. *Limnology and Oceanography*. 3: 222-238.
91. Qi F., Li X. D., Zhao Y. H., Lei, Y. Z., & Li Y. H., 2008. Effects of salinity, light intensity and temperature on photosynthesis in algae *Cladophera expansal*. Journal of Dalian Fisheries University, 23(5), 382–386.
92. Quinlan R., Smol J.P., Hall R.I., 1998. Quantitative inferences of pasthypolimneticanoxia in south-central Ontario lakes using fossil midges (Diptera: Chironomidae). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55, 587–596.
93. Reynolds C.S., 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge Press, 48pp.
94. Ogutu-Ohwayo R, Robert E. Hecky, A. S. Cohen & Les Kaufman, 1997. Human impact in the African Great Lake. *Environmental Biology of Fishes* 50: 117–13.
95. Richoux P., Bournaud M. et P Usseglio-Polatera, 2006. Invertébrés d'eau douce, CNRS éditions, Paris, 581p.

96. Robinson C. T., Minshall G. W. et S. R. Rushforth, 1990. Seasonal colonization dynamics of macroinvertebrates in an Idaho stream. *Journal of the North American Benthology Society* 240-248.
97. Rodier J., 1996. L'analyse de l'eau ; eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Dunod, Paris, 55pp.
98. Ruan X. H., Shi X. D., Zhao Z. H., Ni L. X., Wu Y., & Jiao T., 2008. Correlation between chlorophyll *a* concentration and environmental factors in shallow lakes in plain river network areas of Suzhou. Journal of Lake Sciences, 20(5), 556–562.
99. Ryding S.O. & Rast W., 1994. Contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs. Collection des Sciences de l'Environnement n°9. Masson éditeur. Paris. 294 p.
100. Sane S., 2006. Contrôle de la production primaire du Lac du Guiers au Nord du Sénégal. Thèse de Doctorat de l'Université Cheikh Anta Diop-Dakar, 187p.
101. Seele, J., M. Mayr, F. Staab, U. Reader, 2000. Combination of two indication systems in pre- environmental monitoring and ??????????. Publishers, 96:233-249.
102. Simone R. A., Cohen S. A., Bills R., Gashgaza, M. M., Michel, E., Tiercelin, J-J., Koen, M., Coveliers P., Mboko and S. K., Kelly West, Soreghan, M., Kimbadi, S., et G. NtakimazI, 1993. *Effects of landscape disturbance on animal communities in Lake Tanganyika. East Africa.* Conservation Biology.
103. Sondergaard M.,. Jensen L. P, et E. Jeppensen., 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia,* 506-509, p.135-145.
104. Soranno PA. , Hubler S.R., Carpenter P A. et R.C. Lathrop., 1996. « Phosphorus loads to surface waters: a simple model to account for spatial pattern of land use ». *Ecological Applications,* vol. 6, no. 3, p.865-878.
105. Tachet H., P. Richoux, M. Bounaud et P. Usseglio-Polatera, 2000. Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie. CNRS Éditions, Paris, France, 588 p.
106. Tiercelin, J-J., Mondeguer, A., 1991. The geology of the Tanganyika trough. In: G. W. Coulter (Ed.), Lake Tanganyika and its Life, pp. 7–48. Oxford University Press, Oxford, England.
107. UNEP, 2000. Planning and management of lakes and reservoirs: an integrated approach to eutrophication, Technical publication series, 67p.
108. Vuorinen I. & Kurki, H., 1993. Preliminary results of zooplankton sampling in Lake Tanganyika. Bujumbura, Burundi: Project FAO/ FINNIDA Research for the Management of Fisheries on Lake Tanganyika; GCP/RAF/271/FIN-TD/22 (En): 1-42.
109. Waterwatch Autralia Steering Committee, 2003. Water watch Australia National Technical Manual, Environment Australia, 156 p. Voir en ligne: *www.waterwatch.org*
110. Wimba K., 2009. Contribution à l'étude du bactérioplancton du lac Kivu (Afrique de l'Est) : Abondance, distribution et Profil des acides gras. Mémoire de Master inédit, Ulg& FUNDP-Namur, 52p.
111. Woodcock T. S. et Huryn A. D., 2007. The response of macroinvertebrate production to a pollution gradient in a headwater stream. Freshwater biology, 52: 177-196.
112. You L., Cui, L. F., Liu Z. W., Yang B., & HuanG Z. F., 2007. Correlation analysis of parameters in algal growth. Environmental Science & Technology, 30 (9), 42–44.

ANNEXES

Annexe 1. *Les données physico-chimiques brutes des principaux paramètres mesurés, selon les dates d'échantillonnage.*

Oxygène dissous (mg/l)						
Site d'échantillonnage	**Date 1**	**Date 2**	**Date 3**	**Date 4**	**Moyenne**	**Ecart-type**
Embouchure Ruzizi	6,07	5,95	0,48	6,72	4,81	2,51
Port	8,84	7,3	2,22	7	6,34	2,48
Nyamugari	6,66	6,24	2,56	7,62	5,77	1,92
Kilomoni	6,06	5,67	3,02	6,81	5,39	1,43
Maendeleo	5,95	5,8	2,89	6,87	5,38	1,49
Kalimabenge		6,2	2,92	7,13	5,42	1,81

Température (°C)						
Site d'échantillonnage	**Date 1**	**Date 2**	**Date 3**	**Date 4**	**Moyenne**	**Ecart-type**
Embouchure Ruzizi	24,3	24,5	24	24	24,2	0,2
Port	27,8	26,5	26,2	26,8	26,8	0,6
Nyamugari	27,7	26,5	25,9	27	26,8	0,7
Kilomoni	22,4	25,3	25,7	26,2	24,9	1,5
Maendeleo	26,2	25,5	25,6	27	26,1	0,6
Kalimabenge		26,2	26,1	26,5	26,3	0,2

pH						
Site d'échantillonnage	**Date 1**	**Date 2**	**Date 3**	**Date 4**	**Moyenne**	**Ecart-type**
Embouchure Ruzizi	8,7	8,6	8,1	7,3	8,18	0,55
Port	8,8	8,6	8,1	7,37	8,22	0,55
Nyamugari	8,8	8,6	8,2	7,48	8,27	0,50
Kilomoni	8,9	8,7	8,4	7,95	8,49	0,36
Maendeleo	8,8	8,7	8,3	7,67	8,37	0,44
Kalimabenge		8,7	8,4	7,66	8,25	0,44

Conductivité ((µS/cm)						
Site d'échantillonnage	**Date 1**	**Date 2**	**Date 3**	**Date 4**	**Moyenne**	**Ecart-type**
Embouchure Ruzizi	728	706	874	545	713,3	116,6
Port	654	653	674	692	668,3	16,1
Nyamugari	649	646	660	665	655,0	7,8
Kilomoni	640	630	653	637	640,0	8,3
Maendeleo	647	646	653	668	653,5	8,8
Kalimabenge		313	622	663	532,7	156,2

***Annexe 2**. Les données brutes des principaux nutriments dosés, selon les dates d'échantillonnage*

Phosphate (mg/l)						
Site d'échantillonnage	**Date 1**	**Date 2**	**Date 3**	**Date 4**	**Moyenne**	**Ecart-type**
Embouchure Ruzizi	0,15	0,03	0,05	0,19	0,106	0,065
Port	0,10	0,02	0,11	0,49	0,178	0,182
Nyamugari	0,01	0,00	0,00	0,16	0,043	0,066
Kilomoni	0,00	0,00	0,00	0,02	0,006	0,006
Maendeleo	0,09	0,00	0,00	0,16	0,063	0,066
Kalimabenge		0,01	0,00	0,09	0,033	0,040

NO2 (mg/l)						
Site d'échantillonnage	**Date 1**	**Date 2**	**Date 3**	**Date 4**	**Moyenne**	**Ecart-type**
Embouchure Ruzizi	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00
Port	0,04	0,01	0,03	0,05	0,03	0,01
Nyamugari	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Kilomoni	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Maendeleo	0,02	0,01	0,00	0,00	0,01	0,01
Kalimabenge		0,00	0,01	0,00	0,00	0,00

NH4 (mg/l)						
Site d'échantillonnage	**Date 1**	**Date 2**	**Date 3**	**Date 4**	**Moyenne**	**Ecart-type**
Embouchure Ruzizi	0,00	0,00	77,79	19,12	24,23	31,90
Port	19,90	0,00	297,91	250,14	141,99	133,30
Nyamugari	0,00	0,00	0,00	24,26	6,06	10,50
Kilomoni	0,00	0,00	0,00	14,63	3,66	6,34
Maendeleo	29,10	0,00	0,00	5,97	8,77	11,99
Kalimabenge		0,00	0,00	7,57	2,52	3,57

Silice (mg/l)						
Site d'échantillonnage	**Date 1**	**Date 2**	**Date 3**	**Date 4**	**Moyenne**	**Ecart-type**
Embouchure Ruzizi	1,46	0,00	4,01	14,62	5,02	5,72
Port	1,34	6,40	1,43	7,04	4,05	2,68
Nyamugari	1,31	2,56	0,86	3,55	2,07	1,06
Kilomoni	1,32	9,10	0,81	2,65	3,47	3,32
Maendeleo	1,30	4,98	1,35	2,59	2,55	1,49
Kalimabenge			0,75	1,28	1,02	0,27

***Annexe 3.** Données brutes de la concentration en chlorophylle a selon les sites échantillonnés*

Chl a (mg/l)						
Site d'échantillonnage	**Date 1**	**Date 2**	**Date 3**	**Date 4**	**Moyenne**	**Ecart-type**
Embouchure Ruzizi	40,48	208,20	117,21	57,83	105,93	65,54
Port	169,94	293,99	99,14	272,98	209,01	78,91
Nyamugari	25,15	54,53	58,72	4,96	35,84	22,03
Kilomoni	45,11	64,20	25,68	65,16	50,04	16,18
Maendeleo	237,12	54,36	24,16	54,36	92,50	84,40
Kalimabenge		181,60	60,53	32,39	91,51	64,73

Annexe 4. Données brutes du zooplancton selon les sites d'échantillonnage.

Sit. Echant.	Groupes	Genre	Stade. Dvt.	Moy. /ml	Ind./50ml	Prof. Tot (m)	Densité (ind/m^2)
Embouchure Ruzizi	Meduses	*Limnocnida sp*		42	2100	0,5	10701
		Tropodiaptomus	Copepodit	7	350		1783
		Tropodiaptomus	Nauplii	2	100		510
	Cyclopoïde		Nauplii	12	600		3057
	Cyclopoïde		Copepodit	1	50		255
Port Bujumbura	Cyclopoïde		Copepodit	9	450	0,4	2293
		Tropodiaptomus	Femelle	4	200		1019
		Tropodiaptomus	Nauplii	511	25550		130191
	Cyclopoïde		Mâle	5	250		1274
	Copépode		Nauplii	12	600		3057
		Tropodiaptomus	Mâle	10	500		2548
		Tropodiaptomus	Copepodit	13	650		3312
		Tropodiaptomus	Ovigère	1	50		255
		Diaphanosoma		1	50		255
Nyamugari		*Tropodiaptomus*	Femelle	5	250		1274
		Tropodiaptomus	Nauplii	19	950		4841
	Cyclopoïde		Copépodite	4	200		1019
		Tropodiaptomus	Copepodit	6	300		1529
		Tropodiaptomus	Mâle	9	450		2293
	Cyclopoïde		Femelle	1	50		255
Kilomonie	Cyclopoïde		Nauplii	16	800	2,1	4076
		Tropodiaptomus	Copepodit	6	300		1529
	Cyclopoïde		Mâle	2	100		510
	Cyclopoïde		Copepodit	2	100		510
		Tropodiaptomus	Femelle	3	150		764
		Tropodiaptomus	Nauplii	3	150		764
		Tropodiaptomus	Mâle	1	50		255
Maendeleo		*Tropodiaptomus*	Copepodit	3	150	4,3	764
	Cyclopoïde		Nauplii	4	200		1019
		Tropodiaptomus	Nauplii	1	50		255

***Annexe 5**. Données brutes des macro-invertébrés récoltés selon les sites*

Principaux taxons	Emb. Ruz	Port	Nyamug.	Kilom.	Maend.	Kalimab	TOT. GEN
ARTHROPODES							
Insectes							
Coleoptère							
Hydrophilidae	2						2
Heteroptères							
Naucoridae (*Ilyocorus sp.*)		2		13	33		48
Mesovelidae (*Mesovelia sp.*)	4						4
Odonates							
Aeschinidae (*Anax sp.*)				2	1		3
Cordulegastéridae (*Cordulegaster sp.*)					4		4
Gomphidae	2						2
Plecoptères							
Capniidae	1						1
CRUSTACES							
Potamonidae (*Pautamonautes emini*)	6		2			3	11
Caridea (*Limnocaridina app.*)	6187		3	7	52		6249
MOLLUSQUES							
Lamellibranches							
Unionidae			16	20			36
Bitynidae			12	10			22
Gastéropodes							
Hydrobiidae (*Potamopyrgus sp.*)			1				1
Lymneidae (*Ancylus sp.*)			2		23		25
Lymnaeidae (*Galba sp.*)		10					10
Lymnaeidae (Lymnea sp.)		4					4
Lymnaeidae (*Radix sp.*)		14					14
Lymnaeidae (*Stagnicola sp.*)		249					249
Physisidae (*Physa sp.*)		20		12			32
Planorbidae		6		6			12
Viviparidae		2					2
TOTAL GENERAL	6202	307	36	70	113	3	6731