Université Fédérale
Toulouse Midi-Pyrénées

THÈSE

En vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par l'Université Toulouse 3 - Paul Sabatier

Cotutelle internationale : Université Abdou Moumouni

Présentée et soutenue par

Hassane SOULEY ADAMOU

Le 3 juin 2021

Ecologie du zooplancton du fleuve Niger, Niger

Ecole doctorale : **SDU2E - Sciences de l'Univers, de l'Environnement et de L'Espace**

Spécialité : **Ecologie fonctionnelle**

Unité de recherche :

Laboratoire écologie fonctionnelle et environnement

Thèse dirigée par

Michèle TACKX, Bassirou ALHOU et Frédéric AZEMAR

Membre (s) du Jury :

Sami SOUISSI, Pr, (HDR), LOG, Université de Lille 1 - Rapporteur
Benoit SAUTOUR, Pr, (HDR), EPOC, Université de Bordeaux - Rapporteur
Corinne CUOC, Maître de conférences, Université Aix Marseille - Examinatrice
Abdourahamane TANKARI DAN-BADJO, Pr, UAM, Examinateur
Christine DUPUY, Pr, (HDR), LIENSs, Université la Rochelle - Examinatrice
Michèle TACKX, Pr, (HDR), Université Toulouse 3 - Paul Sabatier - Co-directrice de thèse
Bassirou ALHOU, Maître de conférences, UAM - Co-directeur de thèse
Frédéric AZEMAR, Dr, Université Toulouse 3 - Paul Sabatier - Co-directeur de thèse
Jean-Luc PROBST, Directeur de recherche, CNRS - Toulouse - Invité

REMERCIEMENTS

Ce document n'aurait jamais vu le jour sans la participation de très nombreuses personnes que je tenterai de remercier ici au mieux.

J'adresse en premier lieu mes sincères et chaleureux remerciements à mes trois encadrants, Michèle TACKX, Bassirou ALHOU et Frédéric AZEMAR, pour m'avoir permis de vivre cette belle expérience. Malgré leurs multiples occupations, ils ont consacré du temps pour mon encadrement, ils ont dirigé cette thèse avec rigueur et ont fait preuve de beaucoup de patience. Leur contribution, leurs multiples conseils et relectures m'ont beaucoup servi. Je leur dois toute la pertinence de ce travail. Merci Micky, merci Fred, merci Bassirou pour votre gentillesse et la générosité. Merci pour la confiance que vous m'avez accordée et surtout le partage de votre expérience. Merci également de m'avoir montré et enseigné ce qu'est la rigueur scientifique.

Fred, merci aussi de m'avoir fait redécouvrir le monde binoculaire. Merci pour ta patience et la pédagogie à l'identification taxonomique du zooplancton. Merci pour ta grande aide logistique dans l'organisation de mes missions au Niger et surtout pour le partage de ton expérience très riche.

Je remercie très chaleureusement les rapporteurs Sami SOUISSI et Benoit SAUTOUR, ainsi que les membres du jury Christine DUPUY, Abdourahamane TANKARI DAN-BADJO et Jean-Luc PROBST d'avoir accepté et pris le temps d'évaluer ma thèse. Je tiens également à remercier les membres de mon comité de pilotage de thèse, Corinne CUOC et Jean-Luc PROBST, pour leurs remarques constructives. Merci Jean-Luc pour ton aide à l'étude des sédiments du fleuve Niger.

Je tiens à remercier également Franck GILBERT et Régis CEREGHINO, directeurs successifs du laboratoire écologie fonctionnelle et environnement, pour leur accueil en tant que stagiaire puis doctorant, et merci pour m'avoir permis de réaliser cette thèse dans de bonnes conditions.

Je remercie toute l'équipe BioReF, pour leurs accueils et leurs esprits d'équipe. A tous les stagiaires, doctorants et post doctorants de l'équipe BioReF au côté desquels j'ai passé des bons moments, vous avez été tous à la hauteur de cette délicate cohabitation. Garder une cohésion sociale dans un groupe aussi hétérogène avec des gens venus de divers horizons relève d'une prouesse. Mention spéciale à Quentin, Thibaut et Roxelane.

Mes remerciements s'adressent aussi à mes compagnons de la microscopie Julien OVAERT et Claudine SOSSOU merci pour votre aide à l'identification et aussi le partage des bons moments.

Un grand merci à tous ceux qui ont eu la gentillesse et le courage de m'accompagner dans les différentes localités et surtout en cette période d'insécurité : Harouna Hamidou, Mamoudou Seydou et Koffi. Je remercie également mes piroguiers : Rasta, Ibrahim, Garba, Idrissa, Sadou, Moctar, Ousseini et Vieux Tanda.

Mes remerciements vont aux membres de la Plateforme d'Analyse Physico-chimie (PAPC) du laboratoire écologie fonctionnelle et environnement. Merci Fred pour ta bonne humeur, et ton appui matériel lors des campagnes d'échantillonnage.

Merci aux personnels des Écoles Doctorales Science de l'Univers de l'Espace et de l'Environnement (SDU2E), de l'Université Toulouse III Paul Sabatier et Sciences de la Vie et de la Terre de l'Université Abdou Moumouni de Niamey qui nous ont apporté leurs aides dans le cadre de cette thèse.

Je remercie sincèrement ma belle-famille qui a accueilli Roukayatou, mon épouse, qui malgré la géographie s'est investie sans limite pour me soutenir dans cette aventure. Merci Rouky pour ta patience durant toute ses années et surtout pour ton soutien inconditionnel.

Je remercie également mes enseignants de l'Université Abdou Moumouni de Niamey, en particulier Monsieur Yacoubou BAKASSO, Doyen de la faculté des Sciences et Techniques, Monsieur Harouna Issa Amadou, enseignant chercheur au département de Biologie ; feu Tahirou DJIMA IDRISSOU, enseignant chercheur au département de Biologie rappelé à Dieu le 26 février 2020, repose en paix cher Maitre. Merci à tous pour la confiance et le soutiens.

Nous sommes, par ailleurs, très sensibles au soutien de Inoussa MOUNKAILA SEYDOU et Oumarou SOUMAILA KINASSA à qui nous disons, infiniment merci.

Je tiens à remercier toute ma famille, en particuliers mes parents, ma tente feue Aïssa Boureima et mon grand frère Boubacar ADAMOU SOULEY merci d'avoir été qui tu es… !

A nos amis du Niger qui nous ont soutenu malgré la distance qui nous sépare, nous tenons à témoigner notre profonde gratitude.

Je remercie également Yayé MOUSSA et Abassa ABDOURAZACK NIANDOU pour leur aide à la réalisation de mes cartes.

Merci à toute la communauté nigérienne à Toulouse, Souleymane (Soulviz), Abdoul-Karim (Commandant), Sadou, Mohamed, Idrissa, Djibril, Irikoureyzé, Elh Yacouba, Abdoul-Kader, Omar Soumana (Ali Baba), RimKA.

Mes sincères remerciements à Abdoul-Kadri, Ibrahim (Légaucha), Djamila et Ramatoulaye Merci pour l'accueil chaleureux et l'hospitalité.

En fin je remercie tous mes amis pour leurs conseils et soutiens dont ils ont fait preuve, merci à tout ce qui ont œuvré pour la bonne marche de ce travail.

AVANT-PROPOS

Ce document est l'aboutissement d'un travail visant à contribuer à une meilleure connaissance du zooplancton dans le fleuve Niger en territoire nigérien. Ces travaux de thèse ont été menés au Laboratoire écologie fonctionnelle et environnement de l'Université Toulouse III Paul Sabatier et du département des Sciences de la Vie et de la Terre de l'Université Abdou Moumouni de Niamey.

Le choix du thème de thèse s'est fait suite à un premier travail de MASTER 2 soutenu au Laboratoire écologie fonctionnelle et environnement de l'Université de Toulouse III Paul Sabatier, sur les œufs de durée des copépodes dans le Lippenbroek (Estuaire de l'ESCAUT en Belgique). Fort des acquis accumulés au cours des travaux d'initiation à la recherche, nous avons jugé bon de continuer dans la même spécialité, par nos travaux de thèse, en prospectant cette fois-ci les écosystèmes sahélo-soudaniens du Niger.

Nous espérons avoir contribué quelque peu à mettre en lumière la richesse faunistique du zooplancton dans le fleuve Niger au Niger. Nous espérons également avoir apporté un éclairage assez édifiant sur un compartiment important de la biodiversité animale nigérienne et pour laquelle nous ne disposions que de très peu d'informations.

Cette thèse est financée dans le cadre d'une bourse octroyée par l'état du Niger.

Dédicaces

À

Mes parents, Adamou SOULEY ET Zongo ALZOUMA

À

feue ma tante Aissa Boureima

À

toute ma famille !

Ce document est votre œuvre.

Qui veut accéder au miel se trouvant au fin fond d'un rocher ne ménage pas le bout de sa hache.

(Proverbe africain)

TABLES DES MATIERES

Remerciements iii
Avant-propos vii
Dédicaces ix
Liste des abréviations xvii
Liste des figures xix
Liste des tableaux xxiii
Liste des photos xxv

CHAPITRE I : INTRODUCTION GENERALE 1

1. Généralités sur les bassins fluviaux 3

1.1. Fonctionnement des bassins fluviaux 3

1.2. Typologie et systèmes d'ordination des bassins versants 3

1.3. Concept du continuum fluvial (R.C.C.) 4

1.4. Grands fleuves d'Afrique de l'Ouest 6

1.5. Anthropisation des bassins fluviaux 8

1.5.1. Destruction de l'habitat 8

1.5.2. Altération physique des habitats 9

1.5.3. Influence sur la chimie de l'eau et des sédiments 9

2. Bassin versant du Niger 9

2.1. Généralités sur le bassin du Niger 9

2.2. Cadre institutionnel : Autorité du Bassin du Niger (A.B.N.) 11

2.3. Cadre climatique 12

2.4. Hydrologie et hydrographie du bassin du Niger 14

2.5. Variation inter saisonnalité de l'hydrologie du bassin du Niger 17

2.6. Principales menaces liées à l'anthropisation du bassin du Niger 19

2.6.1. Anthropisation du bassin du Niger 19

2.6.2. Impact lié aux constructions des barrages 20

2.6.3. Impacts liés aux activités minières 21

3. Zooplancton 22

3.1. Définition 22

3.2. Zooplancton des systèmes lotiques 23

3.3 Diversité Spécifiques du zooplancton 24

4. Objectifs de l'étude et organisation du manuscrit 26

CHAPITRE II : ZONE D'ETUDE ET METHODOLOGIE 31

1. Zone d'étude 33

1.1. Situation géographique 33

1.2. Caractéristiques physiques 34

1.2.1. Facteurs climatiques 34

1.2.1.1. Températures 34

1.2.1.2. Précipitations 35

1.2.1.3. Humidités relatives 36

1.2.1.4. Evapotranspiration 37

1.2.1.5. Insolation 38

1.2.1.6. Vents 38

1.3. Pédologie 39

1.4. Géomorphologie 39

1.5. Végétation du fleuve Niger 40

1.6. Hydrologie 41

2. Matériels et méthodes 42

2.1. Zone échantillonnée 42

2.2. Description des stations 44

2.2.1. Stations du fleuve Niger 44

2.2.2. Affluents du fleuve Niger 48

2.3. Dates d'échantillonnage 51

2.4. Prélèvement et Analyse du zooplancton 51

2.4.1. Prélèvement du zooplancton 51

2.4.2. Analyse du zooplancton 51

2.4.3. Identification 53

2.5. Mesure des facteurs environnementaux 53

2.5.1. Mesures réalisées sur le terrain 53

2.5.2. Dosages réalisés au laboratoire 53

2.5.2.1. Anions et cations 53

2.5.2.2. Matières en suspension 54

2.5.2.3. Mesure de la concentration de la chlorophylle a 54

CHAPITRE III : COMPOSITION GEOCHIMIQUES DES SEDIMENTS FLUVIAUX DU BASSIN DU FLEUVE NIGER, NIGER 57

1. Introduction 59

2. Matériels et méthode 61

2.1. Zone d'étude 61

2.2. Prélèvement des sédiments 62

2.3. Pré-traitement des échantillons 62

2.4. Analyse chimique des sédiments 63

2.5. Analyses statistiques 63

3. Résultats et discussion 64

3.1. Composition granulométrique des sédiments du Niger 64

3.2. Composition en éléments majeurs 67

3.3. Terres rares (REE) 69

3.3.1. Concentration des terres rares et variabilité 70

3.3.2. Distribution des profils de REE par rapport au PAAS et UCC 73

3.4. Éléments traces (ET) dans les sédiments du Niger 76

3.4.1. Teneurs en ET dans les fractions fines (< 63 µm) 76

3.4.2. Variabilité spatiale des éléments traces dans les sédiments du Niger 78

3.4.3. Enrichissement et origine des ET dans les sédiments de surface du lit du Niger 83

3.5. Concentration des ET dans les sédiments du fleuve Niger comparés avec les valeurs réglementaires 86

3.6. Indice de géo-accumulation (Igéo) 87

3.7. Contributions en ET des sources anthropique et naturelle dans les sédiments du Niger 89

3.7.1. Cadmium 89

3.7.2. Arsenic 90

3.7.3. Chrome 91

4. Conclusion 92

Références 93

CHAPITRE IV : DIVERSITE ET ABONDANCE DES ROTIFERES EN RELATION AUX VARIABLES ENVIRONNEMENTALES DANS LE FLEUVE NIGER, NIGER 99

1. Résumé du chapitre 101

2. Article: Rotifers in the River Niger, Niger: diversity and abundance in relation to environmental parameters 103

CHAPITRE V : DISTRIBUTION DU ZOOPLANCTON ET STRUCTURE DES COMMUNAUTES DANS LE FLEUVE NIGER, NIGER 131

1. Résumé du chapitre 133

2. Article: Zooplankton distribution and community structure in the Niger River and tributaries in Niger 135

CHAPITRE VI : DISCUSSION GENERALE 163

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES 181

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 187

Liste des abréviations

ABN : Autorité du Bassin du Niger

As : Arsenic

UCC : *Upper Continental Crust*

CEDEAO : Communauté Economique des Etats de l'Afrique de l'Ouest

CFN : Commission du Fleuve Niger

CRA : Centre Régional Agrhymet

Cd : Cadmium

Cr : Chrome

DMN : Directions de la Météorologie Nationales DMN

DCE : Directive Cadre Eau

ENS : Ecole Normale Supérieure

ET : Elément Traces

FIT : Front Intertropicale

EF : *Enrichment Factor* ; Facteur d'Enrichissement

HREE: *Heavy Rare Earth Elements*; terres rares lourdes

Chla : Chlorophylle *a*

Igéo : Indice géo-accumulation

INS : Institut National de la Statistique

IUCN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature

LREE: *Light Rare Earth Elements*; terres rares légères

MES : Matières En Suspension

MEA: *Millennium Ecosystem Assessment*

MREE: *Medium Rare Earth Elements*; terres rares intermédiaires

Ni : Nickel

PAAS : *Post-Archean Australian Shale*

PADD : Plan d'Action de Développement Durable

Pb: Plomb

REE : *Rare Earth Element;* terres rares

RCC : *River Continuum Concept*

SARM : Service d'Analyse des Roches et des Minéraux

SML : Société des Mines du Liptako

SDU2E : Sciences de l'Univers de l'Environnement et de l'Espace

UAM : Université Abdou Moumouni

Liste des figures

Chapitre I : Introduction générale

Figure I.1 : systèmes d'ordination d'un réseau hydrographique selon Strahler (1957). 4

Figure I.2 : la relation longitudinale entre la taille des cours d'eau, la structure et le fonctionnement écologiques (Vannote et al 1980). 6

Figure I.3 : cartes des bassins versants de l'Afrique de l'Ouest (lignes bleue) (Source : CEDEAOCSAO/OCDE 2006). 7

Figure I.4 : le bassin du fleuve Niger (ABN, 2007). 10

Figure I.5 : répartition géographique des différents types de climat en Afrique de l'Ouest et du Centre d'après L'Hôte et Mahé (1996). 13

Figure I.6 : variation interannuelle des débits mesurés à la station météorologique de Niamey au cours de la période 1928-2020. En rouge la période d'étude (2018-2019). (Source : GRDC, consulté le 28 juin 2021). 14

Figure I.7 : le bassin du Niger et ces écorégions (source : ABN, 2007). 17

Figure I.8 : le bassin du Niger et les zones d'origine des deux crues principales enregistrées en aval du Delta Intérieur. A) Fouta Djalon, origine de la crue « ***noire*** » ; B) Bassin du Niger moyen, origine de la crue « ***rouge*** » (Descroix et al 2013). 19

Figure I.9 : emplacements des barrages les plus importants dans le bassin du fleuve Niger (Mahé et al. 2011). 21

Figure I.10 : exemples de quelques espèces de zooplancton du fleuve Niger : *Bosmina longirostris* (a), *Alona guttata* (b), *Chydorus sphaericus* (c), *Alonella quadrata* (d), *Keratella quadrata* (e), *Mytilina ventralis* (f), *Brachionus diversicornis* (g), *Keratella cochlearis* (h). Photo : Azémar Frédéric. 26

Chapitre II : Zone d'étude et méthodologie

Figure II. 1 : situation géographique du Niger au sein de l'Afrique (en haut à droite) et carte de la région sud-ouest du Niger, incluant la zone d'étude. 33

Figure II. 2 : schéma en plan de la circulation troposphérique en Afrique de l'ouest (Morel, 1981 cités par Guéro, 2003). 34

Figure II. 3 : températures moyennes mensuelles relevées entre 2006 et 2016 dans les localités Niamey-aéroport (a) et station de Gaya (b) (source : *Centre Régional Agrhymet*, 2018), températures maximales en tirets noir, températures moyennes en pointillées et les températures minimales en tirets gris. 35

Figure II. 4 : moyennes mensuelles des précipitations relevées entre 2006 et 2016 à Niamey (gris) aéroport et Gaya (noir) (source : *Centre Régional Agrhymet*, 2018). 36

Figure II. 5 : diagrammes ombrothermiques établis à partir des données climatiques Niamey (a) et de Gaya (b) entre 2006 et 2016 (source : *Centre Régional Agrhymet*, 2018). 36

Figure II. 6 : humidités relatives mensuelles de Niamey-aéroport (a) et Gaya (b) entre 2006 et 2016 (source : *Centre Régional Agrhymet*, 2018). Valeurs maximales en trait plein noir, valeurs moyennes en pointillées et valeurs minimales en trait plein gris. 37

Figure II. 7 : évapotranspiration moyenne à Niamey-aéroport (trait gris) et à Gaya (trait noir), de 2006 à 2016 (source : *Centre Régional Agrhymet*, 2018). 37

Figure II. 8 : moyennes mensuelles de l'insolation de la région de Niamey-aéroport (trait gris) et de Gaya (trait noir) de 2006 et 2016, moyenne de l'ensoleillement (pointillé noir) (source : *Centre Régional Agrhymet*, 2018). 38

Figure II. 9 : moyennes mensuelles de la vitesse du vent de 2006 et 2016 relevées à Niamey-aéroport (trait gris) et à Gaya (trait noir) (source : *Centre Régional Agrhymet*, 2018). 39

Figure II.10 : débits mensuels moyens du fleuve Niger relevés, à Niamey de 2010 à 2019 (Source : *Autorité du Bassin du Niger*, 2019). 42

Figure II.11 : carte présentant les différentes stations d'échantillonnage, en points noirs les stations du fleuve Niger et en points rouges les stations sur les différents tributaires. 44

Chapitre III : Composition géochimique des sédiments fluviaux du bassin du fleuve Niger, Niger

Figure III.1 : carte du Niger à l'intérieur du continent africain (carte de droite en haut), le fleuve Niger à l'intérieur du territoire du Niger (carte du milieu en haut) et les stations d'échantillonnage sur le fleuve Niger (points noires). 62

Figure III.2: diagramme ternaire textural des sédiments de surface (<63µm, 63-200µm, >200µm) du lit du Niger aux stations S1 à S8. 65

Figure III.3 : répartition granulométrique des fractions fines entre argiles < 2µm ; limons fins 2-20 µm et limons grossiers 20-63 µm des sédiments de surface du lit du fleuve Niger. 65

Figure III.4 : granulométrie des sédiments (S1 à S8) de la surface du lit du Niger : argiles < 2µm, 2 µm < limons fins < 20 µm, 20 < limons grossiers < 63 µm, 63 < Sables fins < 200 µm, 200 µm < sables grossiers < 2000 µm, > 2000 µm graviers. 66

Figure III.5 : diagramme ternaire de composition des éléments majeurs des sédiments de surface du lit du Niger des stations (S1 à S8). 68

Figure III.6 : diagramme ternaire de la composition en éléments majeurs des sédiments de la surface du lit du fleuve Niger. Chaque point représente une des 8 stations de prélèvement sur le Niger de l'amont vers l'aval (S1 à S8). 68

Figure III.7 : variation spatiale des teneurs en terres rares dans les sédiments de surface du lit du Niger. 71

Figure III.8 : concentrations moyennes (des 8 stations) en REE dans les sédiments de surface du lit du Niger, représentées selon la séquence du PAAS et UCC. Les traits verticaux représentent les écart-types. 72

Figure III.9 : profils de distribution des REE des sédiments du lit du Niger normalisés par rapport au PAAS de Taylor et McLennan 1985. 74

Figure III.10 : profils de distribution des REE des sédiments du lit du Niger normalisés par rapport à l'UCC de Taylor & Mc Lennan 1985. 75

Figure III.11 : distribution des concentrations moyennes des éléments traces (ET) dans les sédiments de surface du lit du Niger (S1 à S8) en comparaison avec les teneurs dans le PAAS, l'UCC et le sédiment du Ruisseau au Togo (Sed_R). 76

Figure III.12 : distribution des concentrations en ET au niveau des huit stations le long du Niger. 79

Figure III.13 : facteurs d'enrichissements des ET dans les différentes stations du Niger, normalisé avec le PASS et le sédiment du Ruisseau (pris ici comme sédiment régional). 85

Figure III.14 : part naturelle et anthropique dans les concentrations totales du cadmium mesurées dans les sédiments de surface du lit du Niger. 90

Figure III.15 : part naturelle et anthropique dans les concentrations totales de l'Arsenic mesurées dans les sédiments de surface des stations le long du Niger. 91

Figure III.16 : part naturelle et anthropique dans les concentrations totales du Chrome mesuré dans les sédiments de surface des 8 stations du Niger. 92

Chapitre IV : Diversité et abondance des rotifères en relation aux variables environnementales dans le fleuve Niger, Niger

Figure IV.1: Map of Niger within the African continent (upper middle chart), the river Niger within Niger territory (upper right chart) and the sampling sites on the Niger river (black stars). 107

Figure IV.2: Average monthly discharge at Niamey between January 2018 to December 2019 (Niger Basin Authority, 2020). The grey areas indicate the sampling periods, the black lines indicate the rainy seasons. 108

Figure IV.3: Environmental parameters, Temperature (a.), Conductivity (b.), pH (c.), NO_2 (d.), NO_3 (e.), NH_4 (f.), SiO_2 (g.), Mg^{2+}, P-total (h.), PO_4 (i.), O_2 (j.), SPM (k.), and Chl*a* (l.). 112

Figure IV.4: Low flow sampling (a) total abundance and most abundant taxa, (b) detail of others (c) Number of taxa (bars); Shannon and Weaver diversity index (H, 114

full line), Evenness (E, broken line) High flow sampling: (d) total abundance and most abundant taxa, (e) detail of others d), (f) Number of taxa (bars); Shannon and Weaver diversity index (H, full line), Evenness (E, broken line) **Abr**: *Asplanchna brigthwellii*, **Bca**: *Brachionus caudatus*, **Flo**: *Filinia longiseta*, **Bqu**: *Brachionus quadridentatus*, **Ktr**: *Keratella tropica*, **Kco**: *Keratella cochlearis*, **Llu**: *Lecane lunaris*, **Lha**: *Lecane hastata*., **Slo**: *Synchaeta longipes*, **Pxx**: *Polyarthra* sp., **Hxx**: *Hexarthra* sp., **Bfa**: *Brachionus falcatus*, **Bbi**: *Brachionus bidentatus*, **Bdi**: *Brachionus diversicornus*, **Bqc**: *Brachionus quadricornus*, **Lept**: *Lepadella patella*, **Lxx**: *Lecane* sp., **Lle**: *Lecane lenzi*, **Mve**: *Mytilina ventralis*, **Pqu**: *Platyias quadricornis*, **Others:** taxa showing a relative abundance lower than 5%, **Rare sp**: taxa showing the lowest abundances and rare occurrences.

Figure IV.5: RDA Axis 1 and 2 biplots showing the distribution of rotifer families according to environmental variables during high flow (H) and low flow (L) samplings: (**a.**) Environmental variables and taxa. (**b.**) Environmental variables and sites. **Abr** = Asplanchnidae; **Bch** = Brachionidae; **Cxx** = Cephalodellidae; **Fl** = Filinidae; **Hxx** = Hexarthridae; **Lec** = Lecanidae; **Lpd** = Lepadellidae; **Mve** = Mytilinidae; **Mse** = Trichotriidae; **Syn** = Synchaetidae; **Txx** = Trichoceridae. 117

Chapitre V : Distribution du zooplancton et structure des communautés dans le fleuve Niger, Niger

Figure V.1: Map showing the different sampling sites in the middle Niger and its tributaries on the right bank from Ayorou to Gaya. Black dots: sampling sites on the river; red dots: sampling sites on the tributary-river confluences. See Table V.1 for full names of sites. 140

Figure V.2: Environmental parameters (a.) at S2 (white bar), at Sirba tributary (grey) and at S3 (black); (b.) at S7 (white), at Tapoa tributary (grey) and at S8 (black); (c.) at S7 site (white), at Mékrou tributary (grey) and at S8 (black) during the high flow sampling. 143

Figure V.3: Zooplankton abundance in the main Niger River (S1 to S8, (**a.**) sampling low-flow (April-May 2018) and (**b.**) high-flow (February 2019) and right bank tributaries (Sirba, Tapoa and Mékrou). (Copepode=C5 and copepodites). 148

Figure V.4: Rotifer abundance in the main Niger River (S1 to S8, (**a.**) sampling low-flow (April-May 2018) and (**b.**) high-flow (February 2019) and right bank tributaries (Sirba, Tapoa and Mékrou) (**Bca**: *Brachionus caudatus*, **Ktr**: *Keratella tropica*, **Slo**: *Synchaeta longipes*, **Bqu**: *Brachionus quadridentatus*, **Kco**: *Keratella cochlearis*, **Llu**: *Lecane lunaris*, **Lha**: *Lecane hastata*, **Lqu**: *Lecane quadridentate*, **Pxx:** *Polyarthra* sp. 149

Figure V.5: Copepod (nauplii, copepodites stages and adults) abundance in the main Niger River (S1 to S8), (**a.**) sampling low-flow (April-May 2018) and (**b.**) high-flow (February 2019) and right bank tributaries (Sirba, Tapoa and Mékrou) (**Copcyc**: cyclopids copepodites, **Copca**: calanoids copepodites, **Mesok**: 150

Mesocyclops kieferi, **Torient**: *Tropodiaptomus orientalis*, **Tstuhl**: *Tropodiaptomus stuhlmani*, **Nauplii**: nauplii copepodites.

Figure V.6: Cladoceran abundance in the main Niger River S1 to S8, (**a.**) sampling at low-flow (April-May 2018) and (**b.**) at high-flow (February 2019) and right bank tributaries (Sirba, Tapoa and Mékrou), **Mmi**: *Moina micrura*, **Cqu**: *Ceriodaphnia quadrangula*, **Blo**: *Bosmina longirostris*, **Ana**: *Alonella nana*, **Csp**: *Ceriodaphnia* sp. 151

Figure V.7: RDA Axis 1 and 2 biplots showing the distribution of rotifers, copepods and cladocerans according to environmental variables during high (H) and low (L) flow sampling: (a.) Environmental variables and taxa. (b.) Environmental variables and sites. Nauplii; Rotifers (**Cxx**: *Cephalodella*, **Pxx**: *Polyarthra*, **Lpd**: *Lepadella*, **Hxx**: *Hexarthra*, **Abr**: Asplanchna, **Syn**: *Synchaeta*, **Bch**: *Brachionus*, **Lec**: *Lecane*, **Ktr**: *Keratella*, **Mve**: *Mytilina*, **Fl**: *Filinia*, **Mse**: *Macrochaetus*, **Txx**: *Trichocerca*, **Pqu**: *Platyias*); Cladocerans (**Mmi**: *Moina*, **Al**: Alona, **Aln**: *Alonella*, **Kl:** *Kurzia*, **Diex**: *Diaphanosoma*, **Cun**: *Camptocercus*, **Ptu**: Pleuroxus, **Blo**: *Bosmina*, **Cqu**: *Ceriodaphnia*); Copepods (**Copcal**: copepodites calanoids, **Copcyc**: copepodites cyclopoids, **Cophar**: copepodites harpacticoids, **Torient**: *Tropodiaptomus orientalis*; **Tstulh**: *Tropodiaptomus stulhmani*; **Mesok**: *Mesocyclops kieferi*. 154

Chapitre VI : Discussion générale

Figure VI. 1 : carte situant Niamey, sur le Niger, la rivière Ogba et le lac Tchad. 175

Figure VI. 2 : profil topologique du Niger (d'après Welcomme 1968). La flèche bleue indique la zone d'étude (reprise de la Figure I.5 en introduction). 177

Figure VI.3 : relation entre les abondances des copépodes cyclopoides (copépodites et adultes) et la concentration en Chl*a*. Les numéros indiquent les stations. 179

Liste des tableaux

Chapitre I : Introduction générale

Tableau I.1 : surface du bassin du fleuve Niger dans les différents pays traversés et leurs contributions moyenne au débit annuel (Source : ABN et Olivry, 2002). 11

Tableau I.2 : classification des différents groupes planctoniques en fonction de leur taille (d'après Sieburth et al. 1978). 23

Chapitre II : Zone d'étude et méthodologie

Tableau II.1 : localisation géographique des sites de prélèvement. 43

Chapitre III : Composition géochimique des sédiments fluviaux du bassin du fleuve Niger, Niger

Tableau III.1: localisation géographique des stations d'échantillonnage. 61

Tableau III.2 : les terres rares (en gris) dans le tableau périodique des éléments de Mendeleïev. 70

Tableau III.3 : concentrations en terres rares (µg. g^{-1}) mesurées dans les stations du Niger et utilisées pour la normalisation des sédiments du Niger avec le PAAS (Post Archea Australian Shale) et UCC (Upper Continental Crust) (Taylor and McLennan 1985). 71

Tableau III.4 : matrice de corrélation (r^2, n=8) des REE dans les sédiments de surface du lit du Niger. Les LREE sont indiquées en bleue, les MREE en orange et les HREE en vert. 73

Tableau III.5 : teneurs en ET dans les sédiments du Niger (moyennes de 8 stations) et valeurs du PAAS et de l'UCC. 77

Tableau III.6 : teneurs en éléments traces (ET : Cd, As, Cr, Pb, Ni, Zn, Cu) dans les sédiments du fleuve Niger (µg. g^{-1}). 87

Tableau III.7 : classes définies par l'index de géo-accumulation. 88

Tableau III.8: indice de géo-accumulation (Igéo) à différentes stations dans le fleuve Niger. **En gras** : forte contamination, **en grisé gras** : contamination modérée, **en italiques** : légère contamination, en caractère normal et valeurs négatives : pas de contamination. 88

Chapitre IV : Diversité et abondance des rotifères en relation aux variables environnementales dans le fleuve Niger, Niger

Table IV.1: Geographical location of the sampling sites. 107

Table IV.2: List of rotifer taxa observed in the Niger river in Niger (the symbols correspond to the families of taxa). 113

Chapitre V : Distribution du zooplancton et structure des communautés dans le fleuve Niger, Niger

Table V.1: Geographical location of the sampling sites. 140

Table V.2: zooplankton taxa collected at the 8 Niger River sites (S1-S8) and in its tributaries: Sirba (SIR), Tapoa (TAP) and Mékrou (MEK) during the low-flow period (28 April-15 May) and the high-flow period (February 2019) in Niger. The tributaries were only sampled in 2019. 145

Chapitre VI : Discussion générale

Tableau VI.1 : zooplancton du fleuve Niger recensé dans cette étude et dans la littérature, en amont ou aval (cf. Chapitre I-4). P = présence dans cette étude et déjà connu dans la littératsure sur le Niger ; N = taxon nouvellement signalé avec cette étude. ; ND = absence. 169

Tableau VI.2 : comparaison des facteurs environnementaux et des abondances d'organismes zooplanctoniques mesurés dans le Niger au cours de la présente étude et dans la rivière Ogba (Nigéria) et le lac Tchad (Nigéria, Niger, Chad). FEPA : Standards de contrôle de pollution de l'eau Nigérien (d'après Anyanwu et al, 2013). SON : Standard de qualité d'eau Nigérien pour des eaux potables. 176

Liste des photos

Photo 1 : vue d'un site aurifère de Komabangou (à gauche), bassin de cyanuration à Komabangou (à droite) (Tankari Dan-Badjo et al. 2014). 22

Photo 2 : vue de la station d'Ayorou (mai 2018 à gauche, février 2019 à droite). 45

Photo 3 : vue du site de Tillabéri (mai 2018 à gauche, février 2019 à droite). 45

Photo 4 : vue du site de Tondibia (mai 2018 à gauche, février 2019 à droite). 46

Photo 5 : vue du site de Saga (mai 2018 à gauche, février 2019 à droite). 46

Photo 6 : vue du site de Kollo (mai 2018 à gauche, février 2019 à droite). 47

Photo 7 : vue du site de Say (mai 2018 à gauche, février 2019 à droite). 47

Photo 8 : vue du site de Kirtachi (mai 2018 à gauche, février 2019 à droite). 48

Photo 9 : vue du site de Gaya (mai 2018 à gauche, février 2019 à droite). 48

Photo 10 : vue de la station de Sirba (février 2019). 49

Photo 11 : vue de la station de Tapoa (mars 2019). 50

Photo 12 : vue de la station de Tapoa (mars 2019). 50

Photo 13 : échantillons du zooplancton avec solution d'érythrosine. 51

Photo 14 : loupe binoculaire (à gauche) et microscope optique (à droite). 52

Photo 15 : roulette de comptage du zooplancton. 52

Photo 16 *:* quelques photos prises au cours des campagnes d'échantillonnages (2018-2019) ; **a.** Hassane en partant sur le site de Kitachi dans un véhicule de marché hebdomadaire ; **b.** Hassane en rouge assisté d'un étudiant, Harouna, sur le site de Kollo ; **c.** Hassane sur la Sirba, tributaire du Niger ; **d.** Hassane et Capitaine Issaka Mounkaila responsable de la réserve du parc W lors de l'échantillonnage sur la Tapoa. 165

CHAPITRE I :

INTRODUCTION GENERALE

CHAPITRE I : INTRODUCTION GENERALE

1. GÉNÉRALITES SUR LES BASSINS FLUVIAUX

1.1 Fonctionnement des bassins fluviaux

Les rivières sont des systèmes linéaires qui évacuent l'eau tombant sur les masses continentales vers les océans. Les écosystèmes d'eau douce sont souvent affectés par des perturbations anthropiques différentes, qui se manifestent principalement par la pollution, la modification du régime des débits, par exemple la construction de barrages et, par conséquent, la destruction de l'habitat (Lair, 1980 ; El-Shabrawy et Dumont, 2003 ; Castro et al. 2005). Les discontinuités longitudinales dans les eaux courantes, comme les barrages latéraux, les réservoirs ou les lacs fluviaux peuvent être une source de plancton (Lair et Reyes-Marchant, 1997 ; Basu et al. 2000 ; Špoljar et al. 2007; Zimmermann-Timm et al. 2007). Ces zones lentiques dans un système flow-through jouent un rôle dans la production de matière organique qui sert de source de nourriture pour les organismes (pélagiques et benthiques) en aval. En effet, il existe de plus grandes différences entre les différentes zones d'une même rivière qu'entre les zones homologues de différentes rivières. Ainsi, les études biologiques sur les cours d'eau tendent à traiter des sous-ensembles de systèmes fluviaux, tels que les "ruisseaux à truites" ou les "tronçons de potamon", plutôt qu'à considérer le système dans son ensemble, de sa source à son embouchure (Welcomme, 1985). Toutefois, ces subdivisions ne sont utilisées que pour la commodité de l'étude et tout le réseau hydrographique devrait être prise en compte et considéré comme un continuum montrant une succession de caractères sur toute sa longueur. Les caractéristiques géographiques d'un bassin hydrographique particulier peuvent imposer certaines caractéristiques au fleuve. Il est utile de faire la distinction entre :

- les cours d'eau dit de réservoirs, qui ont de vastes lacs, marécages ou plaines d'inondation près de leur source, ce qui entraîne la libération graduelle des eaux de crue et un débit soutenu avec de légères variations de débit ; et
- les cours d'eau de plaine où il existe des fluctuations annuelles extrêmes du niveau des eaux, allant de graves inondations à une dessiccation parfois complète pendant la saison sèche. La forme la plus extrême d'inondation des cours d'eau, c'est-à-dire ceux qui cessent fréquemment de couler ou qui s'assèchent même de façon saisonnière, a été qualifiée de " bancs de sable " (Jackson 1961a et 1963).

1.2 Typologie et systèmes d'ordination des bassins versants

Plusieurs suggestions pour classer les cours d'eau formant ce type de modèle ont été proposées. La plus largement acceptée est que les cours d'eau sont classés par ordre dans une hiérarchie

définie comme suit (Figure I.1) : les cours d'eau de premier ordre sont ceux qui n'ont pas d'affluents, les cours d'eau de second ordre sont formés par l'union de deux cours d'eau de premier ordre, les cours d'eau de troisième ordre par l'union de courants de second ordre et ainsi de suite. Dans sa forme originale, le système prévoyait qu'un cours d'eau, habituellement le plus long, de chaque catégorie devait être étendu de telle sorte que le chenal principal du fleuve s'étende continuellement de la source à l'embouchure (Horton, 1945). Des modifications ultérieures du système ont supprimé cette idée en faveur d'une classification plus simple de tous les flux du même ordre en une seule classe (Strahler, 1957).

Pour l'étude écologique des rivières, chaque système a ses avantages. La première est utile lorsqu'on considère l'évolution de certaines caractéristiques, par exemple la prise de poissons, sur toute la longueur de la rivière. Ce dernier regroupement est plus naturel et utile dans les études généralisées, car les courants d'un ordre particulier ont tendance à former des ensembles, dont les membres peuvent être considérés ensemble. Des changements dans l'abondance de la faune sont susceptibles d'être observés en aval de la jonction des cours d'eau, en particulier ceux d'ordre similaire, où des différences abruptes dans le débit, la charge sédimentaire et d'autres facteurs hydrologiques produisent des changements importants correspondants dans le lit du fleuve (Welcomme, 1985). Il en résulte une modification des facteurs écologiques qui favorisent un groupe d'espèces plutôt qu'un autre.

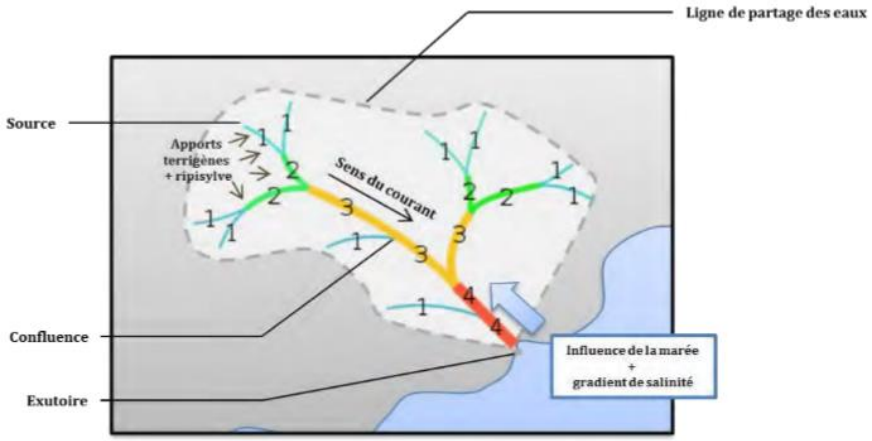


Figure I.1 : systèmes d'ordination d'un réseau hydrographique selon Strahler (1957).

1.3 Concept du continuum fluvial (R.C.C.)

La répartition des organismes, des ressources et des processus biologiques change le long des cours d'eau et dépend de processus à grande échelle (climatiques, hydrologiques,

géomorphologiques, etc.) ainsi que de processus locaux (biotiques, anthropiques, etc.). La première tentative de catégorisation de ces discontinuités est le concept de zonage des cours d'eau (Illies & Botosaneanu, 1963), qui définit une série de communautés distinctes le long des rivières, séparées par de grandes zones de transition faunistique telles que, la transition (rhithral-potamal). Une perspective plus écologique a été introduite plus tard par Vannote et al. (1980) avec le River Continuum Concept (RCC), selon lequel les ressources changent le long d'un gradient climatique (plutôt que zonal) qui structure de façon prévisible le biote du cours d'eau (Figure I.2). Le concept du continuum fluvial n'explique les changements dans les communautés biologiques que le long de la dimension longitudinale du fleuve, sur la base de ses relations avec les habitats terrestres. Elle se focalise sur l'observation que dans les petits ruisseaux de montagne sous la limite forestière, en raison de l'effet d'ombrage de la végétation riveraine, l'apport de feuilles (matières organiques particulaires et grossières) dépasse largement la production primaire, l'hétérotrophie est dominante, la respiration est supérieure à la photosynthèse (P/R<1) et les communautés de macro-invertébrées sont dominées par les décomposeurs. En se déplaçant vers l'aval, les rivières augmentent en largeur et en débit, et l'importance de la végétation riveraine (en raison de l'effet d'ombrage) diminue, ce qui entraîne un système dominé par l'autotrophie (P/R>1) ; en conséquence, les communautés de macro-invertébrées sont dominées par des brouteurs et des collecteurs. Dans les grandes plaines inondables, la turbidité et l'instabilité des fonds sableux limitent la photosynthèse et le système redevient hétérotrophe (P/R<1) en raison de l'abondance de particules fines organiques provenant de l'amont, et les communautés de macro-invertébrées sont dominées par des collecteurs, des filtreurs et quelques prédateurs. Ainsi, le concept du continuum fluvial souligne comment les communautés fluviales et le métabolisme fluvial sont influencés non seulement par les conditions locales, mais aussi par les processus en amont. D'autres travaux sont venus compléter ce concept, intégrant entre autres les discontinuités (barrages, et confluences ; Ward and Stanford, 1983) ; les apports de la plaine inondable (Junk et al. 1989) ; les variations verticales, latérales et temporelles (Ward, 1989), ou encore la production autochtone (Thorp and Delong, 1994). Cependant, les liens hydrologiques et fonctionnels entre la rivière et la zone riveraine s'étendent à l'ensemble du lit alluvial (avec ses zones humides permanentes et temporaires, qui jouent un rôle important en tant que zones de reproduction et d'alevinage pour les poissons, et en tant que zones d'échange de nutriments pulsés) où les changements du niveau des eaux souterraines influencent la couverture végétale (qui à son tour affecte les apports trophiques, les ombres et l'évolution morphologique de la rivière). Ces connexions représentent la dimension latérale. La dimension verticale fait référence aux échanges entre les eaux de

surface et les eaux souterraines. La zone hyporhéique, c'est-à-dire les zones interstitielles saturées sous le lit du cours d'eau et dans les rives du cours d'eau qui contiennent une certaine proportion d'eau du chenal (White 1993), est maintenant reconnue comme faisant partie intégrante du cours d'eau, où d'importants processus biogéochimiques ont lieu et qui accueille des ensembles très complexes et spécialisés d'invertébrés. Les caractéristiques et les interconnexions entre les habitats le long de ces trois dimensions spatiales varient dans le temps, tant à courte échelle (variations du régime hydrologique) qu'à longue échelle (évolution morpho-dynamique des rivières), maintenant ainsi les variations constantes de la dynamique des rivières qui soutiennent le fonctionnement des écosystèmes aquatiques.

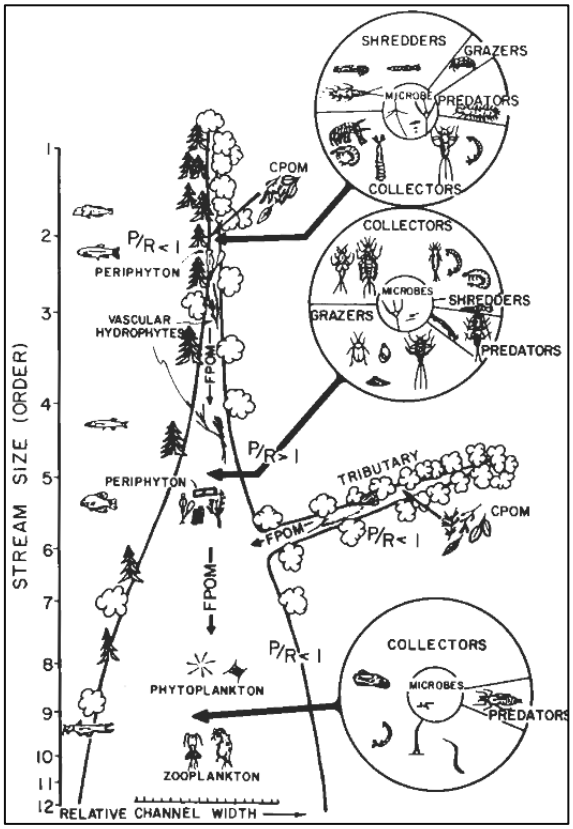


Figure I.2 : la relation longitudinale entre la taille des cours d'eau, la structure et le fonctionnement écologiques (Vannote et al. 1980).

1.4 Grands fleuves d'Afrique de l'Ouest

Composée de 17 pays des états membres couvrant le Sahel et l'espace de la communauté Economique des Etats de l'Afrique de l'Ouest (CEDEAO), l'Afrique de l'Ouest s'étend sur 7 500 000 km^2 pour une population de 391 millions d'habitants en (2019). C'est une région très contrastée du point de vue pluviométrique, avec une différence nettement significative entre régions bien arrosées et régions arides. Mais ce contraste est fortement atténué par la

configuration du réseau hydrographique (Niasse, 2004). Bien qu'il y ait peu de grandes chaines de montagnes en Afrique de l'ouest, la nature fait que la plupart des rivières prennent leurs sources dans les régions montagneuses. C'est le cas des fleuves Niger et du Sénégal qui prennent leurs sources dans les montagnes du Fouta Djallon en Guinée. Ainsi, les principaux systèmes dulçaquicoles de la région sont des bassins internationaux, et l'Afrique Occidentale compte 25 bassins fluviaux transfrontaliers (Figure I.3). Parmi ces bassins, les principaux sont le Niger partagés entre 9 pays (Guinée, Mali, Burkina Faso, Niger, Bénin, Nigéria, Cameroune, Cote d'Ivoire, Tchad) pays si l'on considère l'ensemble du bassin), le Sénégal 4 pays (Guinée, Mali, Mauritanie et le Sénégal), la Volta 3 pays (Burkina Faso, Ghana et la Cote d'ivoire), la Comoé 2 pays (Burkina Fasso et la Cote d'ivoire) etc… Ainsi à l'exception du Cap Vert, chacun de ces pays partage au moins un cours d'eau international.

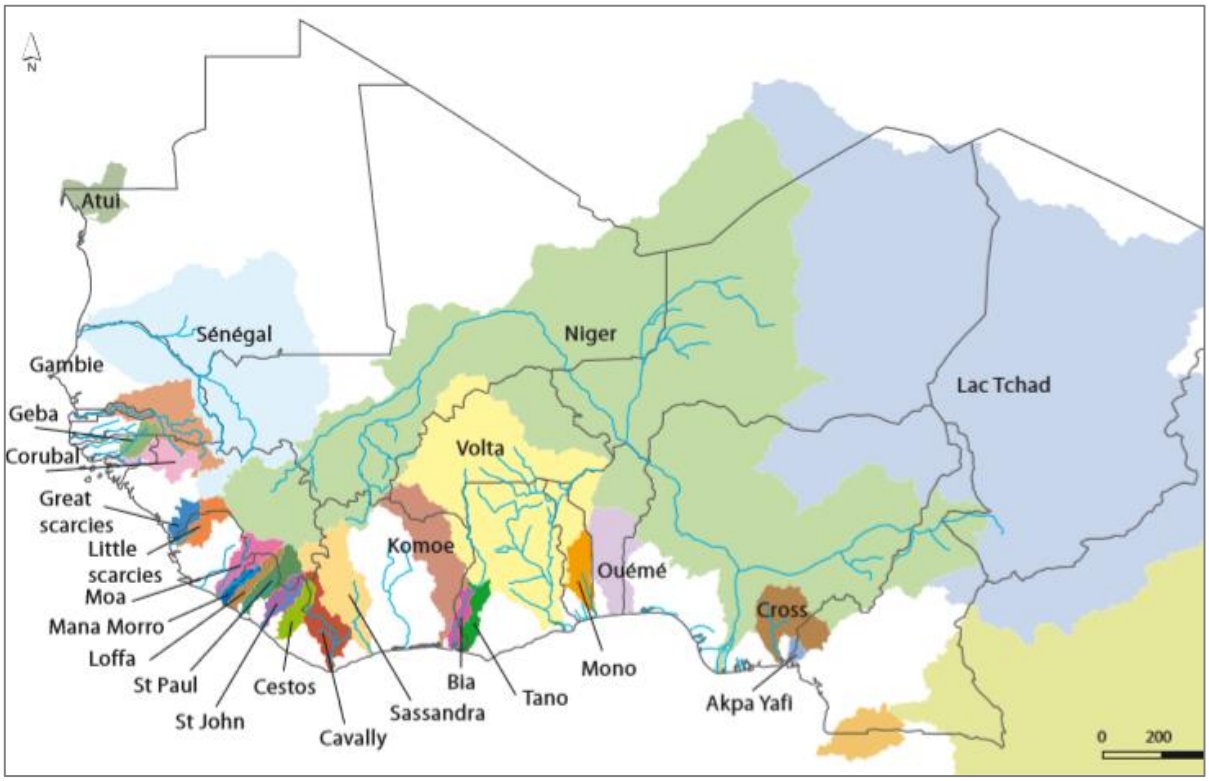


Figure I.3 : carte des bassins versants de l'Afrique de l'Ouest (ligne bleue : cours d'eau) (Source : CEDEAO/CSAO/OCDE 2006).

1.5 Anthropisation des bassins fluviaux

L'eau est vitale pour tous les organismes vivants et elle est au centre des interactions dans les écosystèmes aquatiques d'eau douce. Ces derniers offrent des biens et services aux humains à travers les ressources et autres services (absorption du CO_2, transport de matière…) qu'ils contiennent et servent de support à la biodiversité. Par contre, ils font partie des écosystèmes les plus menacés sur terre. En effet, les écosystèmes d'eau douce ont perdu une plus grande proportion de leurs espèces et habitats que les écosystèmes terrestres ou océaniques (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Les écosystèmes aquatiques font actuellement face à une augmentation des menaces anthropiques provenant de la pollution et de la surexploitation provoquant leur destruction ou dégradation et un risque d'extinction de leurs espèces plus importantes que partout sur la planète (MEA, 2005).

Cette destruction ou dégradation des écosystèmes met en danger de nombreuses communautés (humaines et autres) qui dépendent des ressources naturelles. Elle provoque une perte de biodiversité et le déclin du secteur de la pêche. En outre, elle expose de nombreuses personnes aux maladies liées à l'eau. Les activités anthropiques sur les réseaux hydrographiques peuvent modifier l'équilibre des forçages naturels, tels que la modification sur l'abondance proportionnelle des différents types de substrat sur les lits des cours d'eau ou en modifiant le régime des températures moyennes annuelles. Par ailleurs de tels impacts peuvent entrainer des changements qui dépassent les conditions normales du fonctionnement d'un écosystème lotique. Les facteurs de forçages ultimes qui causent des changements dans les eaux courantes sont entre autres : dégradation des habitats, modification de la chimie de l'eau, introduction d'espèces exotiques (Malmqvist et al. 2002).

1.5.1 Destruction de l'habitat

Dans toutes les parties du monde, les habitats d'eau courante sont considérablement dénaturés (Malmqvist et al. 2002). Cette destruction est souvent associée à une augmentation de la demande d'eau domestique et agricole ou à un manque total de considération pour les systèmes lotiques au cours du développement urbain et agricole (Mayer et Wallace, 2001). Dans une grande partie du monde, l'utilisation de l'eau pour l'irrigation a augmenté massivement et les deux tiers de l'eau courante sont utilisés à cette fin (Postel, 2001). Les prélèvements d'eau sont toutefois plus lents que prévu en raison d'une utilisation agricole plus élevée et une diminution de la demande de l'industrie dans les pays développés comme les Etats Unis et le Japon (Gleick, 2001 ; Awaiss, 2003).

1.5.2 Altération physique des habitats

L'exploitation des cours d'eau par la construction de barrages, la canalisation ou le captage d'eau (à des fins agricoles, domestiques ou industrielles) modifie directement le passage de l'eau à travers les canaux fluviaux de la rivière. Par ailleurs, la quantité et le temps du ruissellement ainsi que les taux d'envasement dans les chenaux fluviaux sont affectés de manière indirecte (Malmqvist et al. 2002). Les changements de l'hydrologie des cours d'eau peuvent également résulter de la modification dans l'utilisation des terres telles que le déboisement, le surpâturage ou les plantations forestières. De telles pratiques agissent principalement en modifiant la quantité du ruissellement, qui augmente avec les perturbations des forêts en raison de la réduction des taux d'interception des précipitations et de la transpiration (Sahin et Hall, 1996).

1.5.3 Influence sur la chimie de l'eau et des sédiments

Un cocktail de substances chimiques pénètre naturellement dans les eaux courantes par les apports atmosphériques, la dégradation de la matière organique terrestre et l'altération des roches (Meybeck et Helmer, 1989). La plupart des eaux entrant dans les cours d'eau doivent passer par des bassins versants terrestres, dont la géologie, le sol et la végétation diffèrent sensiblement et contribuent donc à une large gamme de variation dans la chimie des eaux fluviales et des sédiments. La chimie des eaux courantes varie aussi considérablement en fonction de la taille de la rivière (Mybeck et Helmer, 1989). Cette variabilité naturelle signifie que les impacts des différentes formes d'altération chimique introduites par les activités humaines sont susceptibles de modifier de manière importante le fonctionnement du bassin versant.

2. BASSIN VERSANT DU FLEUVE NIGER

2.1. Généralités sur le bassin du fleuve Niger

Le bassin du fleuve Niger est compris entre les méridiens 11°30W et 15°E, de la Sierra Leone au Tchad, et entre les parallèles 22°N et 5°N du Hoggar au golfe de Guinée (Voir Figure I.4). Le fleuve Niger est le troisième fleuve d'Afrique de par sa longueur (4 200 km), après le Nil et le Congo et il est le plus important fleuve d'Afrique de l'Ouest. Il est le quatorzième plus long fleuve du monde. Son bassin couvre une superficie de près de 2,2 millions de km^2 comprenant environ 1,5 million de km^2 de bassin hydrologiquement actif. Enfin, il est le neuvième système fluvial le plus important du monde de par sa longueur.

Le fleuve Niger prend sa source dans la dorsale guinéenne du Fouta Djalon, une région des hauts plateaux d'altitude moyenne d'environ 800 mètre et se dirige vers le Nord-Est, forme en saison des pluies une vaste plaine d'inondation au Mali, appelée Delta Intérieur ou Cuvette lacustre. A la sortie du Delta Intérieur, le fleuve décrit une boucle au Mali ; puis coule dans une plaine vers le Sud-Est et traversant le Niger, jusqu'au Nigeria où il est rejoint par la Bénoué et se jette dans l'Océan Atlantique (Figure I.4) (Olivry, 2002).



Figure I.4 : le bassin du fleuve Niger (ABN, 2007)

Le bassin actif du fleuve Niger (ligne bleue épaisse, Figure I.4) est partagé par neuf pays de l'Afrique de l'Ouest et du Centre : le Bénin, le Burkina Faso, le Cameroun, la Côte d'Ivoire, la Guinée, le Mali, le Niger, le Nigéria et le Tchad. La partie non active du bassin versant intéresse essentiellement l'Algérie, le Mali et le Niger. Les 82% de la surface totale du bassin sont partagés entre ces trois (3) pays. En raison de la répartition spatiale des précipitations sur le bassin, la contribution d'un pays donné au débit du fleuve, comme on peut le voir dans le Tableau I.1 peut être bien différente de son rang en termes de surface de bassin versant (Olivry, 1986 et 2002).

Tableau I.1 : surface du bassin du fleuve Niger dans les différents pays traversés et leur contribution moyenne au débit annuel (Source : ABN et Olivry, 2002).

PAYS	Surface dans le bassin du fleuve Niger (km^2)	% Surface totale	Contribution au débit (km3 /an)	% débit total
Bénin	46 384	2	3	1,6
Burkina Faso	83 442	4	1	0,5
Cameroun	87 900	4	34	18,7
Cote d'Ivoire	23 770	1	4	2,2
Guinée	97 168	5	36	19,8
Mali	578 850	29	Inférieure aux pertes	0
Niger	427 323	22	Inférieure aux pertes	0
Nigéria	6 29 545	32	117	64,3
Tchad	20 020	1	1,6	0,9
Total	**1 994 402**	**100**	**182**	100

2.2. Cadre institutionnel du bassin du fleuve Niger : Autorité du Bassin du Niger (ABN)

Depuis les années 1960, les états indépendants du bassin du Niger ont décidé de coordonner leurs efforts, en vue de l'exploitation des ressources naturelles du bassin, dont la gestion de l'eau.

L'acte de Niamey relatif à la navigation et la coopération économique entre les états du bassin du Niger, signé en 1963 a été remplacé en 1964 par l'accord de Niamey relatif à la Commission du Fleuve Niger (CFN), à la navigation et aux transports sur le fleuve Niger signé en 1964.

En 1980 la Commission du Fleuve Niger fut remplacée par l'Autorité du Bassin du Niger (ABN).

Le but de cette autorité est de promouvoir la coopération entre les pays membres et d'assurer un développement intégré du bassin dans tous les domaines par la mise en valeur de ses ressources notamment dans le domaine de l'énergie, de l'hydraulique, de l'agriculture, de l'élevage, de la pêche, de la pisciculture, de la sylviculture, de l'exploitation forestière, des transports et communication, et de l'industrie. Ses objectifs se résument à :

- *harmoniser et coordonner les politiques nationales de mise en valeur des ressources du bassin ;*
- *planifier le développement du bassin en élaborant et en exécutant un « plan de développement intégré du bassin » ;*
- *concevoir, réaliser, exploiter et entretenir des ouvrages et des projets communs.*
- *assurer le contrôle et la réglementation de toutes formes de navigation sur le fleuve Niger, ses affluents et sous affluents ;*
- *participer à la mobilisation des financements pour la mise en valeur des ressources du bassin.*

Mais il est difficile de gérer ensemble un fleuve de plus de 4000 km dont le bassin actif de 1,5 million de km^2 est partagé entre neuf (9) Etats. La nature essentiellement transfrontalière du fleuve nécessite des formules de gestion communes où chaque Etat membre (de la Guinée au Cameroun) puisse identifier clairement des avantages plus importants que ceux qu'il peut obtenir en agissant unilatéralement ou en concevant des formules de collaboration à plus petite échelle.

De ce fait, l'ABN développe une vision claire et partagée de la gestion du bassin, acceptée par l'ensemble des Etats membres à travers un Plan d'Action de Développement Durable (PADD). En particulier, tout ouvrage ou aménagement sur le bassin doit faire l'objet d'une étude d'impact. L'ABN a également en charge le suivi et l'observation du bassin, à travers son réseau de station de mesures : 115 stations hydrologiques et 24 stations de qualité des eaux. Néanmoins l'ABN ne possède pas de station météorologique et ne bénéficie pas encore de la convention avec les Directions de la Météorologie Nationales (DMN) des différents Etats du bassin.

2.3. Cadre climatique

L'Afrique de l'Ouest est soumise à un climat induit par le mouvement de deux masses d'air (l'harmattan au Nord et la mousson au Sud) séparées par un front ou zone de convergence intertropicale « FIT ». En dehors du Nigéria, ou une tendance équatoriale à quatre saisons est nettement marquée par des précipitations mensuelles, la règle pour le bassin du Niger est de connaitre deux saisons bien marquées dans l'année : une saison sèche centrée sur l'hiver et une saison des pluies centrée sur l'été.

La variabilité, la durée des précipitations et l'extension des différentes zones climatiques intéressant le bassin du Niger supérieur permettent de distinguer : (Figure I.5)

- la zone guinéenne correspondant aux têtes de bassin du Niger et de ses affluents. Le climat de transition est dénommé climat guinéen ; avec des précipitations moyennes annuelles supérieures à 1500 mm ;
- la zone sud-soudanienne concerne le climat tropical pur. Les précipitations annuelles sont comprises entre 1000 et 1500 mm ;
- la zone nord-soudanienne constitue une variante plus sèche avec des précipitations comprises entre 750 et 1000 mm ;
- la zone sahélienne traversant les régions de Ségou, Mopti et la partie de la cuvette lacustre. Les précipitations sont comprises entre 400 et 750 mm et réparties sur 3 à 4 mois.
- la zone subdésertique, avec des précipitations autour de 250 mm réparties sur les 3 mois d'été, qui arrosent la majeure partie de la cuvette lacustre.

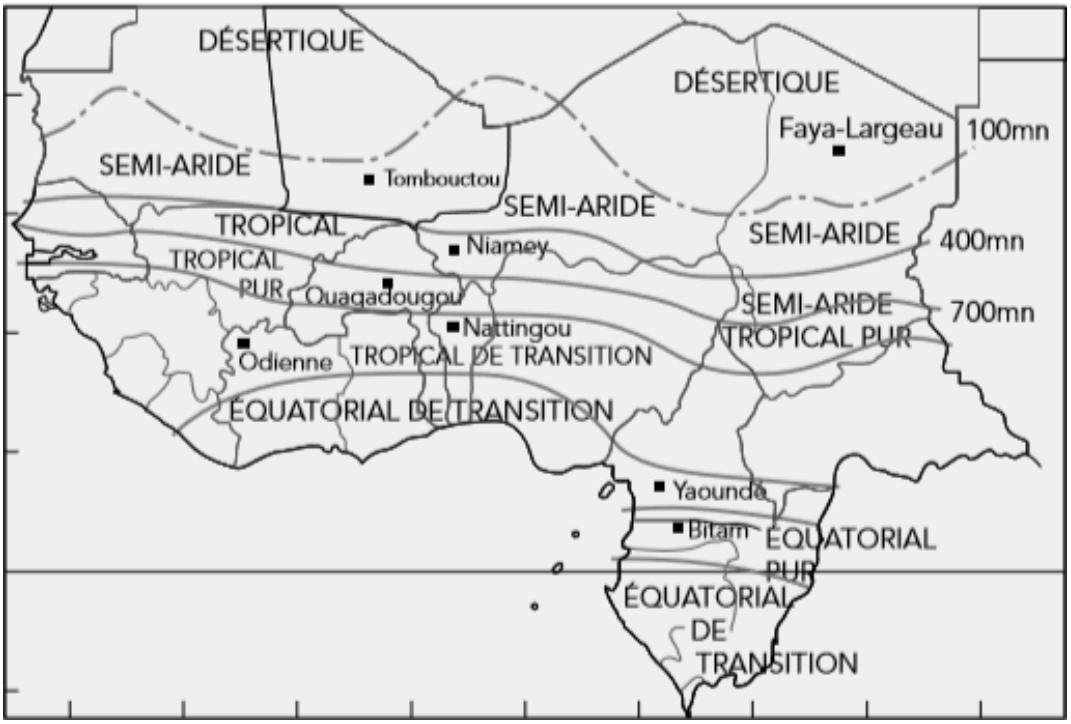


Figure I.5 : répartition géographique des différents types de climats en Afrique de l'Ouest et du centre ; d'après L'Hôte et Mahé (1996).

D'une façon générale, la pluviométrie annuelle moyenne varie considérablement d'une année à l'autre. Et pour toutes ces régions climatiques, la saison des pluies est centrée sur le mois d'août.

2.4. Hydrologie et hydrographie du bassin du Niger

La courbe du débit moyen mensuel (Figure I.6) montre une tendance générale à la diminution au cours de la période, mais elle permet de distinguer trois périodes :

- ✓ une période humide entre 1945 et 1969 avec un fort débit, le maximum du débit pendant les années 1966 et 1970 sont assez remarquables ;
- ✓ une période sèche nette définie entre 1983 et 1991, a été surtout remarquable ;
- ✓ une période d'augmentation du débit autour de la normale entre 1994 et 2012, tandis qu'une autre période sèche est observée en 2011. Et à partir de 2011 le débit est comparable à la normale jusqu'au 2020 couvrant notre période d'étude.

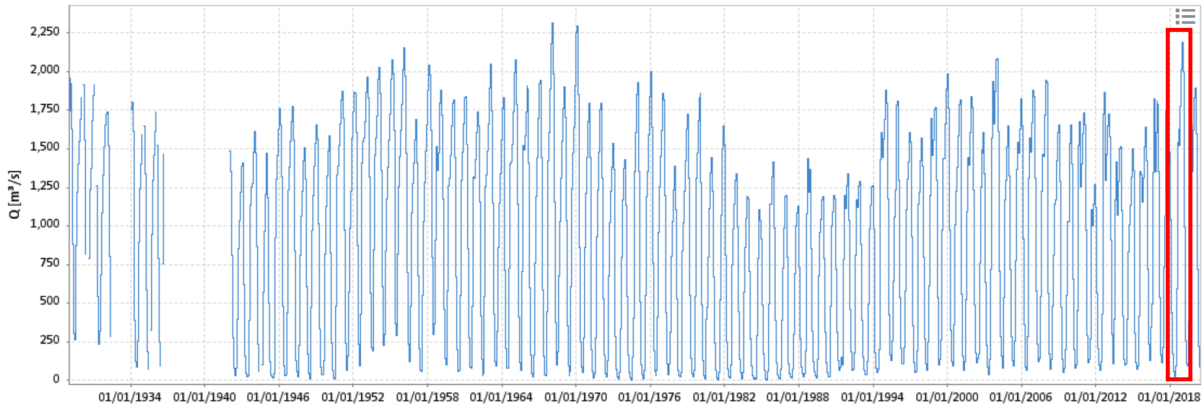


Figure I.6 : débits moyens mensuels mesurés à la station météorologique de Niamey au cours de la période 1928-2020. En rouge la période d'étude (2018-2019) (source : GRDC consulté le 28 juin 2021).

Selon Olivry (2002) et Ferry et al. (2012), le bassin du Niger peut être subdivisé en cinq (5) écorégions tels que représentés sur la Figure I.7 :

Le Niger supérieur

Le bassin du Niger supérieur se limite vers l'aval à la région de Ségou, Ke Macine et forme un ensemble qui s'étend entre (8°35 et 14°) de latitude nord, (4° et 11°30') de longitude ouest. Le fleuve Niger prend sa source à 800 mètres d'altitude à la frontière de la Guinée et de la Sierra Leone. Son bassin versant est de 130 750 km^2, son cours suit la direction Nord-Est et traverse de nombreux affluents dont le principal, le Bani constitué par la confluence du Baoulé et du Bagoé (Douna), et sont caractérisés par des pentes fortes. Le Niger supérieur est soumis à un climat tropical humide avec des précipitations supérieures à 1500 mm/an. Ces forts cumuls annuels associés à un réseau de drainage dense et fortes pentes en tête de bassin, font du Niger

supérieur la partie la plus productive en biomasse du fleuve. La période des hautes eaux coïncide avec la saison des pluies (juin à octobre) et la crue est centrée sur le mois de septembre.

Le delta intérieur du Niger

A partir de Ségou pour le Niger et Douna pour le Bani, le cours du Niger entre dans une immense plaine alluviale comblée par différents dépôts du quaternaire. Cette zone, connue sous les différents noms : delta central, cuvette lacustre, cuvette intérieure ou delta intérieur du Niger, se caractérise par une géomorphologie qui rappelle les deltas rencontrés habituellement à l'embouchure des fleuves (Gallais, 1967).

La région du delta intérieur revêt aussi d'une importante fonction économique et écologique : elle assure la majeure partie de la production du riz du Mali. Elle abrite plus de 20% de la population malienne et produit chaque année environ 90 000 tonnes de poissons. En saison sèche, elle sert de zone de pâturages et de source d'approvisionnement en eau pour plus d'un million de bovins et deux millions d'ovins et de caprins. C'est aussi dans cette partie du fleuve Niger que se réfugient d'importantes espèces d'oiseaux migrateurs et d'espèces végétales.

Le Niger moyen

A la sortie du Delta intérieur le fleuve tourne progressivement dans la direction Nord-Ouest-Sud Est et se dirige vers l'Océan Atlantique.

Après Ayorou la vallée s'élargit et reçoit les premiers affluents depuis le Bani sur sa rive droite ; ce sont le Gorouol drainant l'extrême nord du Burkina-Faso ainsi que le sud malien de la région d'Hombori, le Dargol**,** la Sirba autres tributaires d'origine burkinabé. Peu après le confluent avec le Gorouol, le site de Kandadji a été retenu pour réaliser un grand barrage sur le Niger, aux fins de production électrique, d'irrigation et d'alimentation en eau. A son entrée au Niger, le flux moyen du fleuve a baissé de plus du tiers de ce qu'il était dans la partie supérieure du bassin. A Niamey le débit du fleuve se situe autour de 900-1000 $m^3 s^{-1}$ (1020 $m^3 s^{-1}$ sur toute la série historique, 845 $m^3 s^{-1}$ pour la période 1946-1992). Les étiages sont très sévères et en juin 1986 le fleuve s'est même arrêté de couler. Ce phénomène de sécheresse est la conséquence du changement climatique avec diminution des précipitations. L'ensablement du fleuve a pour conséquences une diminution de la disponibilité en eau potable et pour l'irrigation. Le débit maximal a été enregistré le 30 janvier 1970, avec 2170 $m^3 s^{-1}$. En aval de Niamey et jusqu'à la frontière du Nigeria, le Niger reçoit les trois principaux affluents de son cours moyen drainant

le nord-est du Bénin : la Mékrou, l'Alibori et la Sota. En rive gauche, l'endoréisme est de rigueur : Dallol Bosso et Dallol Foga-Maouri sont des vallées fossiles ; aucun apport hydrique ne parvient au fleuve Niger.

Le Niger inférieur

A l'entrée du Nigéria, le fleuve reçoit d'autres affluents, tels que le Sokoto ou le Kaduna qui augmente progressivement son débit, jusqu'à des modules annuels de l'ordre de 2500 $m^3 s^{-1}$ et des pics de crue autour de 9000 $m^3 s^{-1}$, c'est à dire des valeurs comparables à ceux observées un peu plus en amont du delta intérieur. A Lokoja le Niger reçoit son affluent le plus important, la Bénoué en provenance du Cameroun, qui apporte en moyenne annuelle 3500 $m^3 s^{-1}$. Le module inter annuel est de 5589 $m^3 s^{-1}$, avec un maximum historique de 27600 $m^3 s^{-1}$ le 16 octobre 1916 et des débits d'étiage autour de 500 $m^3 s^{-1}$. Onitsha est la dernière station d'observation « historique » du fleuve et marque donc la fin du bief mesuré hydrologiquement. Le Niger inférieur coule sur une centaine de kilomètres et la basse vallée se transforme progressivement en un vaste delta qui ne compte pas moins d'une trentaine d'embouchures sur l'océan, dont certaines ne sont rattachées au système Niger que par un réseau interne de canaux et creeks, notamment aux limites Ouest (Warri) et Est (Port Harcourt).

Le delta maritime

Le delta maritime représente environ 30 000 km², et est caractérisé par une forte densité démographique, fortes pollutions d'origines pétrolière et industrielle, forte sensibilité du milieu à une surexploitation des ressources (eau douce, dragage pour le limon), mais aussi à des modifications du fonctionnement hydrologique du système amont, qui font du delta maritime un écosystème particulièrement fragile.

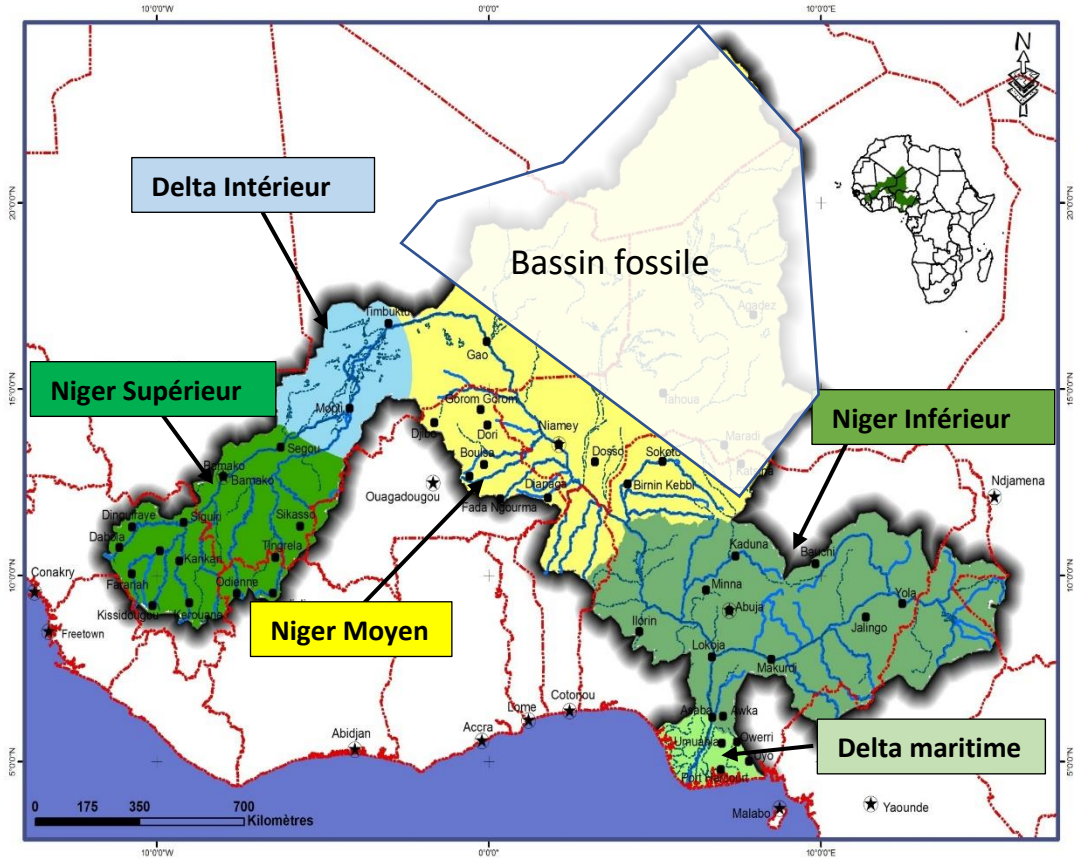


Figure I.7 : le bassin du Niger et les écorégions (source : ABN, 2007)

2.5 Variation inter saisonnalité de l'hydrologie du bassin du Niger

Le régime hydrologique du Niger reste par ailleurs l'un des mieux connus de la sous-région grâce à la mise en place d'un réseau de plus de 200 stations hydrométriques (Awaiss, 2003).

D'une manière générale, le régime du fleuve Niger varie d'une zone climatique à une autre. Ainsi, les écoulements dans les différents tronçons du cours principal du Niger au cours d'une année hydrologique allant de juin à mai de l'année suivante, sont caractérisés par :

- des crues bien marquées de septembre-octobre. Le débit moyen interannuel à Koulikoro (Mali) (station représentative du bassin du Niger Supérieur) est de 1 350 $m^3\ s^{-1}$ (moyenne 1929-1970) soit 42 milliards de $m^3\ an^{-1}$, et est de l'ordre de 1 039 $m^3\ s^{-1}$ (moyenne 1971-2002) correspondant à environ 33 milliards $m^3\ an^{-1}$ soit une diminution de 23% ;
- des crues amorties et étalées dans le Delta Intérieur d'octobre à novembre avec d'importantes pertes d'eau par évaporation et infiltration. Le fonctionnement hydrologique du Delta Intérieur est largement dépendant des écoulements provenant des bassins du Haut Niger, de son affluent Bani et de ses propres conditions morphologiques

et hydro-climatologiques. Les pertes importantes d'eau au profit surtout des écosystèmes du Delta Intérieur atteignent environ 20 milliards de m^3 en année humide, 13 milliards de m^3 en année moyenne et 11 milliards de m^3 en année sèche ;

- deux crues observées dans le Moyen Niger : la première dite « ***locale*** » (ou ***crue rouge***, elle doit sa couleur à sa forte charge solide venant des sols latéritiques), intervient en général pendant les mois d'août à septembre. Elle résulte des apports de plusieurs affluents dans cette partie du fleuve, dont principalement les affluents de la rive droite en amont de Niamey (Goroual, Dargol, Sirba, le Diamangou, la Tapoa) qui prennent leurs sources au Burkina Faso et d'autre part, la Mékrou, l'Alibori et la Sota qui drainent le Nord du Bénin. Et la seconde crue beaucoup plus importante en volume et à pointe unique, est appelée « ***crue noire*** » (ou guinéenne). Elle résulte des eaux provenant de la partie amont du bassin du fleuve (Guinée et Mali) et se produit au cours de la période allant de décembre-janvier voire février dont le maximum dépasse largement celui de la crue locale suivant les années. Le débit moyen interannuel du Niger à Niamey entre 1971 et 2002 est de 704 $m^3\ s^{-1}$ seulement contre 1062 $m^3\ s^{-1}$ pour la période de 1929-1970 soit une diminution globale de l'ordre de 34% ;
- des crues maximales sont observées dans le Bas Niger-Bénoué grâce aux apports notamment de la Bénoué en septembre-octobre. En effet, le fleuve Niger reçoit plusieurs affluents importants, comme le Sokoto, le Kaduna et surtout la Bénoué, principal affluent issu des Monts Adamaoua au Cameroun et dont le bassin versant couvre 450 000 km. Son apport à sa confluence à Lokoja avec le Niger est au moins équivalent à l'apport du fleuve lui-même : à Makurdi avant sa confluence, son débit moyen interannuel (1955-1995) est de 2 920 $m^3\ s^{-1}$. A l'instar du Niger Supérieur et du Moyen Niger, le Niger Inférieur connaît une baisse notable des écoulements. La moyenne de 1929-1970 est de 6 055 $m^3\ s^{-1}$ contre 5 066 $m^3\ s^{-1}$ (1971-2001) soit une diminution d'environ 17% (ABN).

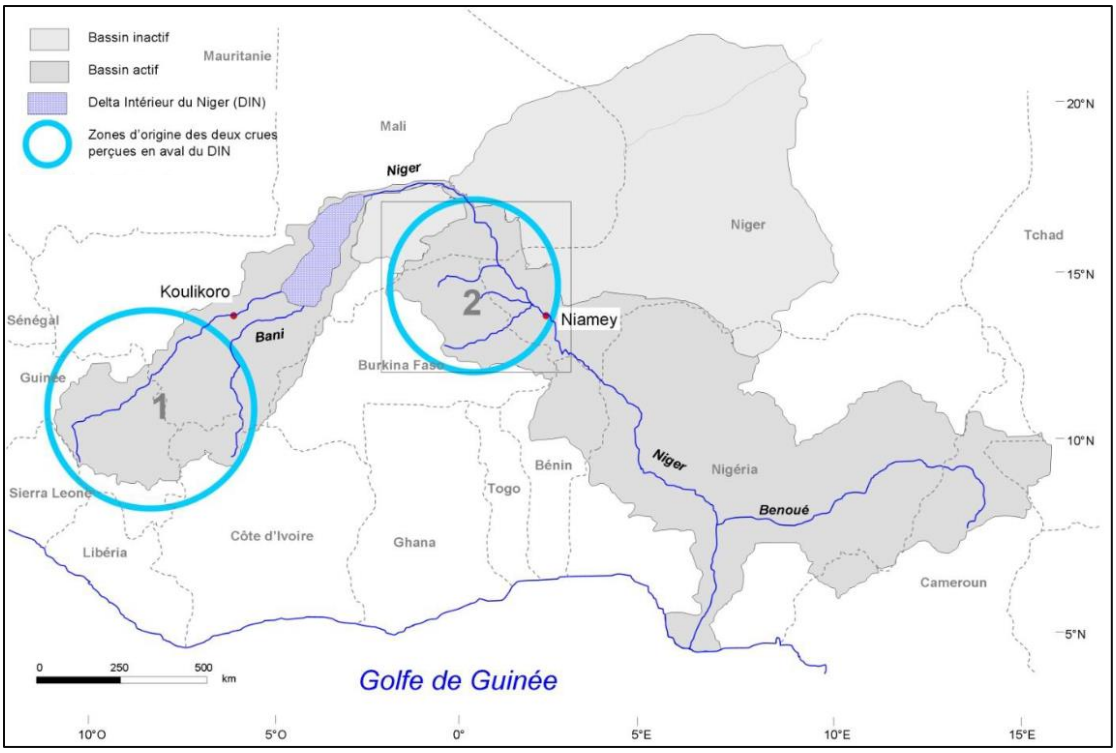


Figure I.8 : le bassin du Niger et les zones d'origine des deux crues principales enregistrées en aval du Delta Intérieur. **1**) Fouta Djalon, origine de la crue « ***noire*** » ; **2**) Bassin du Niger moyen, origine de la crue « ***rouge*** » (Descroix et al. 2013).

2.6. Principales menaces liées à l'anthropisation du bassin du Niger

2.6.1. Anthropisation du bassin du Niger

Le bassin du Niger constitue une sorte de colonne vertébrale de l'économie ouest-africaine, et il fut le berceau de grandes civilisations d'agriculteurs, de pêcheurs et d'éleveurs. Mais cet hydrosystème qui forme un carrefour d'une diversité biologique remarquable, est depuis plus de deux décennies menacées par la désertification et les mauvaises pratiques d'exploitation de ses ressources naturelles, avec des perspectives alarmantes (Awaïss, 2003).

Le taux d'accroissement annuel de la population des pays du bassin du Niger est de 3 %. Dans le cas du Niger cette population est estimée à 22 millions (INS, 2018). Si cette tendance se maintient dans l'avenir, la population devrait avoir doublé en 2025. L'afflux massif des populations (en tant que « réfugiés écologiques ») dans le corridor du fleuve (130 million d'habitants (ABN, 2017)); où la disponibilité en eau et en terres fertiles apparait comme un facteur important, entraine une occupation anarchique des berges et une surexploitation des

ressources naturelles, avec des conflits entre les populations en raison de la concurrence entre les différents utilisateurs du fleuve, d'où la nécessité d'une coopération et concertation au niveau du bassin (Awaïss, 2003).

2.6.2. Impacts liés aux constructions des barrages

Les barrages représentent l'une des interventions humaines les plus importantes dans le cycle hydrologique (McCartney, 2009). En fournissant de l'eau potable, de l'eau pour l'irrigation et de l'électricité, ils ont soutenu le développement socio-économique de l'humanité, mais ils ont également eu un impact négatif considérable sur les écosystèmes d'eau douce. On estime que les transferts entre bassins et les prélèvements d'eau pour l'approvisionnement et l'irrigation ont fragmenté 60 % des rivières du monde (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Cependant, au cours des trois dernières décennies, une prise de conscience accrue de l'environnement a conduit à reconnaître que la gestion des ressources en eau inclut la responsabilité de protéger les utilisateurs de l'eau (et les ressources naturelles qui dépendent de l'eau) de la surutilisation ou des impacts qui causent la dégradation. En conséquence, des efforts considérables ont été investis dans l'élaboration d'approches visant à atténuer les effets les plus néfastes des barrages (McCartney, 2009).

Concernant les ouvrages sur le bassin du Niger, la majeure partie se situe au Nigéria. Un seul grand barrage est situé au Mali (Sélingue) dans la partie amont du fleuve Niger avec des débits modestes (Mahé et al. 2011). La Bénoué est également barrée par un seul grand barrage situé au Cameroun (Lagdo). Les projets de barrage sont nombreux en Guinée, et au Mali (Liénou et al. 2010 ; Mahé et al. 2011). Ceux qui verront le jour modifieront de façon importante le régime du fleuve Niger. La zone la plus impactée sera sans nul doute le Delta intérieur du fleuve Niger au Mali entre Mopti et Tombouctou (en rouge sur la Figure I.9).

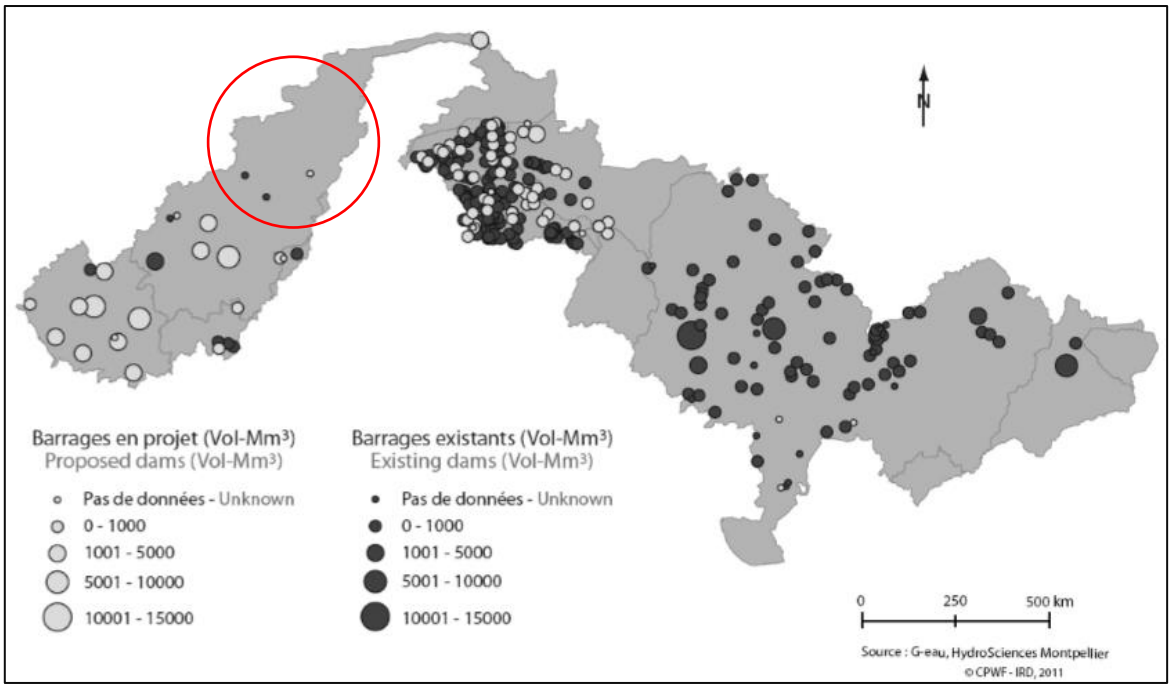


Figure I.9 : emplacements des barrages les plus importants dans le bassin du fleuve Niger (Mahé et al. 2011).

2.6.3. Impacts liés aux activités minières

Dans de nombreux pays africains, les activités minières constituent l'une des sources majeures d'apports des éléments traces. Des concentrations en arsenic élevées ont été enregistrées en Ethiopie, au Ghana, au Maroc, dans d'autres zones de la Tanzanie, au Togo et au Zimbabwe (Bowell et al. 1995 ; Jonnalagadda et Nenzou 1996 ; ElHachimi et al. 2005 ; Serfor-Armah et al. 2006 ; Rango et al. 2010 ; Rezaie-Boroon et al. 2011 ; Ahoulé et al. 2015).

Le bassin du Niger renferme d'importantes ressources minières (or, fer, charbon uranium, phosphates,) (UICN, 2011). Cependant, beaucoup de ces ressources restent encore inexploitées et leur exploitation future aura sans nul doute des conséquences néfastes à l'environnement et aux organismes.

Dans le cadre de l'exploitation de l'or, certains produits dangereux comme le cyanure et le mercure sont utilisés non seulement par la Société des Mines du Liptako (SML) mais aussi par les orpailleurs. Ainsi, la mauvaise gestion des eaux usées de cyanuration de Komabangou, riches en As, Cu, Ni et Zn engendre des conséquences environnementales négatives car ces éléments sont très toxiques pour les végétaux et présentent de ce fait un danger pour la chaîne alimentaire. En outre, le déversement de ces eaux dans le milieu naturel engendre une

contamination du sol, et par infiltration une possible pollution de la nappe phréatique, ou par ruissellement une pollution des eaux de surface. Les végétaux qui se développent sur les sols pollués ou qui sont irrigués avec ces eaux chargées en métaux contamine et entraine de risque tout au long de la chaîne alimentaire (Tankari Dan-Badjo et al. 2014).



Photo 1 : vue d'un site aurifère de Komabangou (à gauche), bassin de cyanuration à Komabangou (à droite) (Tankari Dan-Badjo et al. 2014).

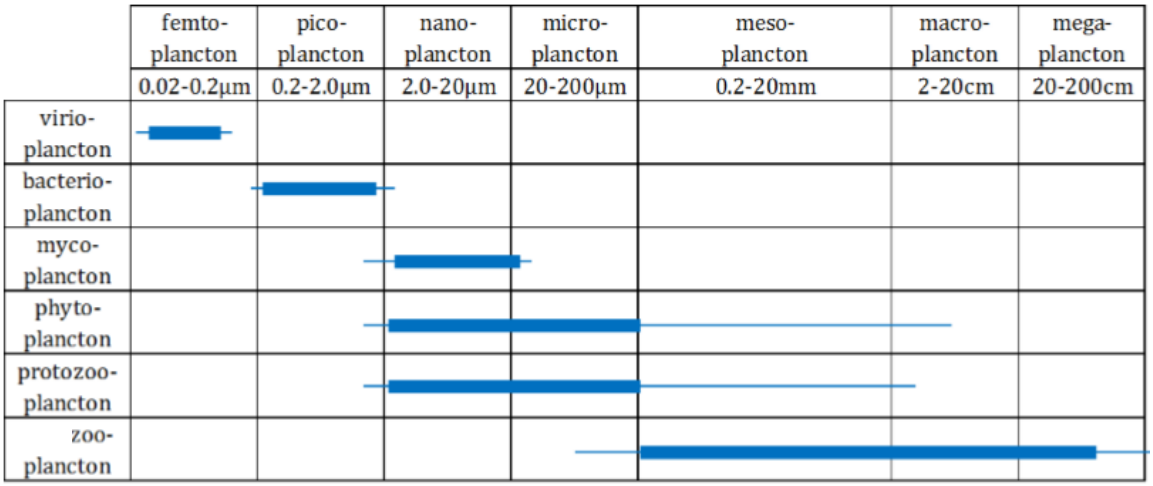
3. ZOOPLANCTON

3.1. Définition

Le mot **plancton** vient (du grec : *planktos* = errant) a été introduit par le biologiste allemand Hansen en 1889 pour désigner les organismes végétaux et animaux qui flottent dans l'eau aussi bien marine que douce ou saumâtre et dont les mouvements propres ne permettent pas de s'opposer à ceux de la masse d'eau. Autrement dit, ils ne savent pas nager à contre-courant. Parmi le plancton, on distingue généralement le plancton végétal ou « phytoplancton » et le plancton animal ou « zooplancton ». Ce dernier fait l'objet de cette étude.

Cette définition du plancton est incomplète ; son étude approfondie nécessite de le classer en catégories plus spécifique, suivant différents critères tels que la taille des organismes et leur nature (virus, champignons, algues etc…) (Tableau I.2).

Tableau I.2 : classification des différents groupes planctoniques en fonction de leur taille (d'après Sieburth et al. 1978).



3.2. Zooplancton des systèmes lotiques

Le zooplancton ou plancton animal est constitué par l'ensemble des organismes hétérotrophes à nutrition animale qui, ne pouvant synthétiser leur propre substance organique, l'obtiennent du milieu extérieur par absorption de particules vivantes ou non (détritivore). Hétérotrophe le zooplancton s'oppose ainsi au phytoplancton autotrophe.

Le zooplancton joue un rôle clé dans la chaîne trophique aquatique car il sert d'intermédiaire entre les producteurs primaires et les niveaux trophiques supérieurs. En effet, il permet le transfert des flux de matière organique produite lors de la photosynthèse vers les niveaux trophiques supérieurs tels les poissons (Lenz, 2000). Cependant ces flux de matière ne s'effectuent pas uniquement entre ces compartiments, et la boucle microbienne incluant principalement les bactéries et le microzooplancton, permet de recycler la matière organique morte particulaire (détritus) et/ou dissoute issue des niveaux trophiques supérieurs (excrétion et décomposition des animaux) ou des apports extérieurs.

Dans les environnements lotiques, le zooplancton se trouve à de faibles densités et est dominé par les protozoaires, les petits cladocères, les rotifères et les nauplii de copépodes (Paggi & Paggi, 2007 ; Perbiche-Neves et al. 2012). La dynamique du zooplancton fluvial est souvent considérée comme étant contrôlée par le transport des populations (Perbiche-Neves et al. 2012 ; Lucena et al. 2015 ; Picapedra et al. 2017), bien que les facteurs régulant leur présence spatiale ne soient pas complètement compris. Les facteurs liés au transport et au déplacement du

plancton (facteurs hydrologiques : débit, temps de résidence) doivent être pris en compte car la capacité de déplacement du plancton est inefficace et ces facteurs agissent directement sur le développement et la reproduction (Hynes, 1970). A cela s'ajoute l'influence de facteurs physiques (lumière, température), chimiques et biotiques (compétition et prédation) (Reynolds, 1997 ; Viroux, 2002 ; Thorp & Mantovani, 2005 ; Williamson et al. 2008), tandis que la variation saisonnière dépend du régime hydrologique (précipitations) (MatsumuraTundisi et al. 2015).

3.3 Diversité spécifique du zooplancton

Parmi les taxons composant le zooplancton, on s'intéresse dans cette étude aux rotifères et les crustacés (copépodes et cladocères). Les rotifères constituent un embranchement à part entière apparenté aux vers alors que les cladocères et les copépodes sont tous deux des ordres de crustacés entomostracés (Spinaux, 2008).

- Les **rotifères** (rota, « roue » et ferre, « porter ») sont benthiques pour certains, et pélagiques pour d'autres. Leur taille varie entre 0,1 et 2 mm avec une moyenne de 0,2 mm. Leur nom provient de leur organe principal, la corona, une couronne de cils vibratiles qui entoure la bouche et leur sert à nager activement. La corona permet également de filtrer les algues planctoniques, les protozoaires et détritus en suspension dans l'eau. Toute cette nourriture est ensuite broyée par le « mastax », pharynx formé de plusieurs pièces articulées. Quelques espèces sont prédatrices et s'attaquent au petit zooplancton.

  Chez les rotifères, la reproduction est la plupart du temps parthénogénétique : les œufs ne donneront que des individus femelles, identiques aux adultes, sans avoir été fécondés par des mâles, en général absents. Cependant, lorsque la photopériode ou la température varie ou lorsque de brusques changements environnementaux surgissent, des mâles peuvent apparaître. La reproduction sexuée pourra alors avoir lieu et les œufs qui en résulteront seront appelés œufs de durée ou œufs dormants ou encore œufs d'hiver. Ceux-ci seront capables de résister à des conditions hostiles (froid intense, dessiccation…) et éclore pour recoloniser le milieu lorsque les conditions seront redevenues meilleures.

- Les **cladocères** sont de petits crustacés abondants en eau douce et peu représentés en milieu marin. Leur taille varie généralement entre 0,2 et 2 mm. Les plus connus sont sans doute les daphnies ou puces d'eau visibles à l'œil nu et qui peuvent être abondamment présentes dans les plans d'eau à certains moments de l'année. Bien que moins fréquents, on peut également les trouver dans les zones plus calmes des rivières. Les cladocères possèdent deux paires

d'antennes : une première, plus petite, les antennules et une deuxième, plus grande, biramée et à fonction locomotrice. Certains cladocères sont appelés « puces d'eau » car ils se déplacent en effectuant de petits bonds. Le reste du corps est enveloppé dans une carapace bivalve qui laisse voir par transparence différents organes : un œil au niveau de la tête, le tube digestif, coloré différemment en fonction du type de nourriture ingérée et des appendices thoraciques. Ceux-ci sont généralement foliacés et leurs battements créent un courant d'eau qui facilite la respiration et entraîne des particules alimentaires retenues par des soies. Certains cladocères ont des appendices préhensiles et sont alors prédateurs. Enfin, chez les femelles, on peut voir une poche incubatrice dorsale qui contient plusieurs œufs. Ceux-ci se détacheront de la carapace lors de la mue suivante.

- Les **copépodes** se sont de petits crustacés bien représentés en eaux douces. C'est cependant en milieu marin que l'on rencontre la plus grande biodiversité. Leur taille varie entre 0,5 et 3,5mm. Leur corps est segmenté. Ils possèdent un céphalothorax et un abdomen de cinq segments terminés par deux prolongements porteurs de soies, la furca. La tête porte, la plupart du temps, un seul œil médian dans la partie antérieure. Elle a aussi une paire de longues antennules natatoires et une paire d'antennes plus courtes. Enfin, les femelles portent généralement un ou deux sacs ovigères externes au niveau de l'abdomen.
  - Les **cyclopoïdes** très abondants et diversifiés dans les eaux douces sont pélagiques ou benthiques. Leur régime alimentaire est également diversifié, on trouve des espèces herbivores, détritivores ou même prédatrices. Ils sont caractérisés par des antennules de six à dix-sept segments et des antennes uniramées. Les femelles se reconnaissent aisément aux deux sacs ovigères latéraux accrochés à leur abdomen.
  - Les **calanoïdes** sont essentiellement pélagiques. Leurs mouvements sont plus brusques et plus rapides que ceux des cyclopoïdes. Ils sont caractérisés par des antennules très longues de dix-sept à vingt-cinq segments et des antennes biramées. À l'arrêt, ils adoptent une position verticale typique tandis que les antennules sont maintenues horizontalement et font office de balancier. Les femelles n'ont qu'un sac ovigère médian.
  - Les **harpacticoïdes**, copépodes essentiellement benthiques, leur présence dans le zooplancton est généralement accidentelle. Ils se déplacent par reptation dans le fond de l'eau et ne peuvent nager efficacement. Leurs antennes et antennules sont courtes. Ils ont tous une petite taille (< 1 mm) et leur abdomen présente une largeur comparable au céphalothorax.

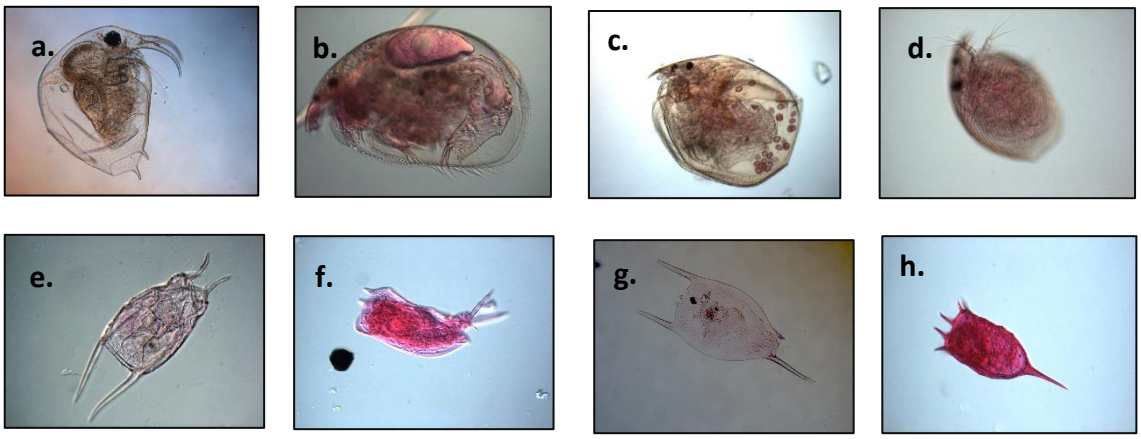


Figure I.10 : exemples de quelques espèces de zooplancton du fleuve Niger : *Bosmina longirostris* (a), *Alona guttata* (b), *Chydorus sphaericus* (c), *Alonella quadrata* (d), *Keratella quadrata* (e), *Mytilina ventralis* (f), *Brachionus diversicornis* (g), *Keratella cochlearis* (h). Photo : Azémar Frédéric

4. OBJECTIFS DE L'ETUDE ET ORGANISATION DU MANUSCRIT

Parce qu'il est souvent considéré comme limité par les conditions hydrologiques, le zooplancton des rivières est généralement moins documenté que celui des autres systèmes aquatiques (lacs, estuaires, zones côtières et océanique). Sur le territoire Nigérien, le zooplancton demeure ainsi moins connu. Les premiers travaux sur les populations du zooplancton au Niger sont l'œuvre de Dumont (1981). En 1992, De Ridder a publié une liste de 92 espèces de rotifères, trouvés dans différents lacs, rivières et tributaires du Mali. Pagano et al. (2010) ont signalé 23 espèces de rotifères sur le réservoir de Sélingué, un affluent du Niger dans le Niger supérieur au Mali. Ces études se sont concentrées sur la description biologique des crustacés et des rotifères principalement dans le Niger supérieur et le Delta intérieur. D'autres études ont été menées en aval du Niger au Nigeria (Jeje et Fernando, 1992 ; Egborge 1994 ; Arimoro et al. 2010 ; Ikhuriah et al. 2015). Elles ont porté sur la composition de la faune pélagique du zooplancton (crustacés et rotifères), la distribution spatio-temporelle et la variation de l'abondance en fonction des paramètres environnementaux. Cependant, comme pour la plupart des eaux d'Afrique de l'Ouest, seules quelques études écologiques (au sens large) /biologiques ont été réalisées sur le fleuve Niger en territoire Nigérien, principalement sur l'hydrologie (Conway et Mahé, 2009 ; Mahé et al. 2009 ; Liénou et al. 2010 ; Ogilvie et al. 2010 ; Mulligan et al. 2011 ; Mahé et al. 2011), les macro-invertébrés et les algues à Niamey (Alhou 2007 ; Djima 2013).

Le réseau hydrographique du fleuve Niger, avec une pente faible (en moyenne 8 cm km^{-1}), présente des conditions favorables au développements du zooplancton. Or l'intensification des activités agricoles et artisanales, l'urbanisation croissante et mal maitrisée et l'implantation des usines industrielles sur le bassin versant du fleuve Niger, sont des facteurs qui contribuent à la pollution et à la destruction du milieu. Tout ceci a des conséquences négatives sur l'écologie du fleuve mais aussi sur la dynamique des communautés biologiques.

Cette thèse dont le Titre est : ***Ecologie du zooplancton du fleuve Niger, Niger*** s'inscrit dans la compréhension de cette dynamique.

L'objectif principale de cette thèse est de caractériser pour la première fois, la communauté zooplanctonique du Niger moyen au Niger en relation avec les paramètres environnementaux naturels et anthropiques. L'étude s'intéresse plus particulièrement à :

- ❖ comparer cette communauté sub-saharienne avec celles connues en amont et en aval du bassin du Niger (régions tropicales humides) ;
- ❖ mettre en relation des communautés zooplanctoniques avec les variables abiotiques et physico-chimiques.

Ce travail de recherche consiste à :

- ❖ caractériser les différents sites de prélèvement dans le fleuve Niger : géologie, hydro-morphologie, physico-chimie, socio-environnement ;
- ❖ inventorier et quantifier les communautés zooplanctoniques à différentes stations et à différentes saisons ;
- ❖ déterminer les facteurs qui expliquent la distribution des communautés zooplanctoniques dans le fleuve Niger.

En plus de l'étude sur le zooplancton qui est l'objectif principal, des analyses sur les sédiments prélevés sur chaque site ont été effectuées. Ces analyses portent essentiellement sur la granulométrie mais aussi sur l'analyse chimique des ions majeurs, des éléments traces et les terres rares. La connaissance de la composition chimique des sédiments est utile pour mieux comprendre la qualité des eaux de la rivière et, dans un contexte plus large, celle des eaux qui drainent le bassin versant.

Les résultats de cette étude sont présentés comme suit :

- le **chapitre 1** présente les généralités sur les bassins fluviaux et le bassin du Niger, le zooplancton et la problématique de la thèse ;

- le **chapitre 2** présente la zone d'étude (caractéristiques géographiques, climatiques et hydrologiques), le matériel de recherche utilisé, la méthodologie des prélèvements, de conservation et d'analyse des échantillons ;
- le **chapitre 3** donne les résultats de la composition géochimique des sédiments fluviaux du bassin du Niger au Niger ;
- le **chapitre 4** décrit la diversité et l'abondance des rotifères en relation avec les facteurs environnementaux ;
- le **chapitre 5** rapporte la distribution des communautés zooplanctoniques décrite à l'échelle du bassin du Niger et les principaux tributaires (Sirba, Tapoa et Mékrou) en relation avec les paramètres physico-chimiques ;
- le **chapitre 6** conclut la thèse par une **discussion générale** en synthétisant et discutant les différents résultats.

CHAPITRE II :

ZONE D'ÉTUDE ET MÉTHODOLOGIE

CHAPITRE II : ZONE D'ÉTUDE ET METHODOLOGIE

1. Zone d'étude

1.1. Situation géographique

Situé au cœur de l'Afrique de l'ouest, l'état du Niger partage plus de 5000 km de frontières avec le Burkina Faso et le Mali à l'ouest, l'Algérie et la Libye au Nord, le Tchad à l'Est et le Bénin et le Nigéria au Sud. Il s'étend entre 11° et 23° de latitude nord et 0° et 16° de longitude Est. La superficie du Niger est de 1 267 000 km^2 dont les 3/4 du territoire se situent en zone désertique ou semi-désertique. Le pays est enclavé, à plus de 600 km de la mer. Le Niger compte une population de 21 546 595 habitants, avec un taux de croissance démographiques de 3,83 % par an (INS, 2018).

La zone d'étude est localisée au sud-ouest du Niger (Figure II.1), et correspond au Niger occidental (Garba, 1984). Elle est située entre 11°45' et 15° de latitude nord, 0°45' et 4° de longitude Est. Elle est Limitée à l'ouest par le Burkina Faso, au sud par le Bénin et le Nigéria. Avec une superficie de 50 000 km^2, cette zone d'étude englobe la région de Dosso, de Tillabéri et de Niamey.

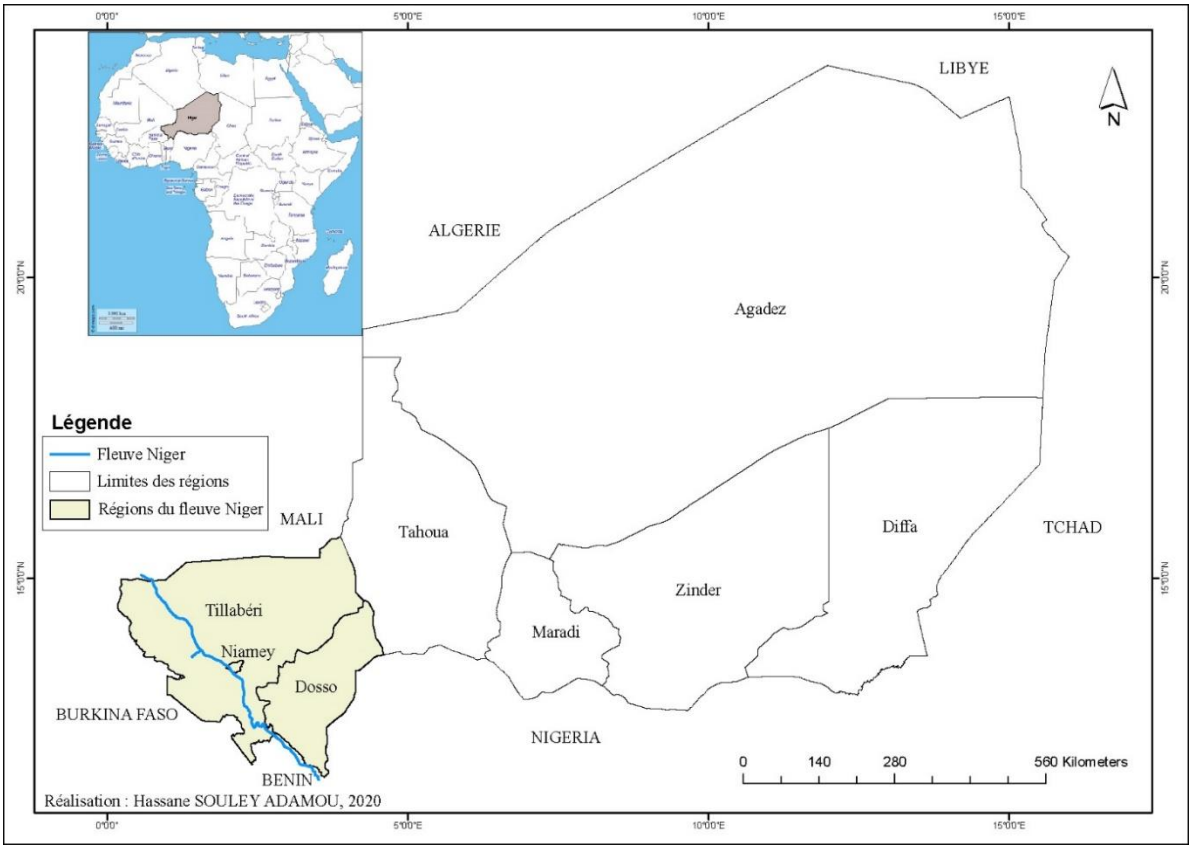


Figure II. 1 : situation géographique du Niger au sein de l'Afrique (en haut à droite) et carte de la région sud-ouest du Niger, incluant la zone d'étude.

1.2. Caractéristiques physiques

1.2.1 Facteurs climatiques

Le climat du sud-ouest du Niger entre dans le cadre régional de la bande tropicale sahélienne (Favreau, 2000). Le régime climatique du Niger est régi par le mouvement saisonnier de deux masses d'air séparées par un front appelé zone de convergence intertropical (ZITC). Le front Intertropical (FIT) marque la limite nord de la ZITC sur le continent. Il sépare les masses d'air sec sahariennes (Harmattan) des masses d'air alimentées en humidité (mousson) qui se forment sur le golfe de Guinée. La position la plus septentrionale du FIT se situe aux alentours de 20° Nord durant l'été boréal. Le climat Nigérien est donc caractérisé par l'alternance au cours de l'année d'une saison des pluies qui dure quatre (4) mois (Juin à Septembre) et d'une saison sèche qui dure huit (8) mois (Octobre à Mai).

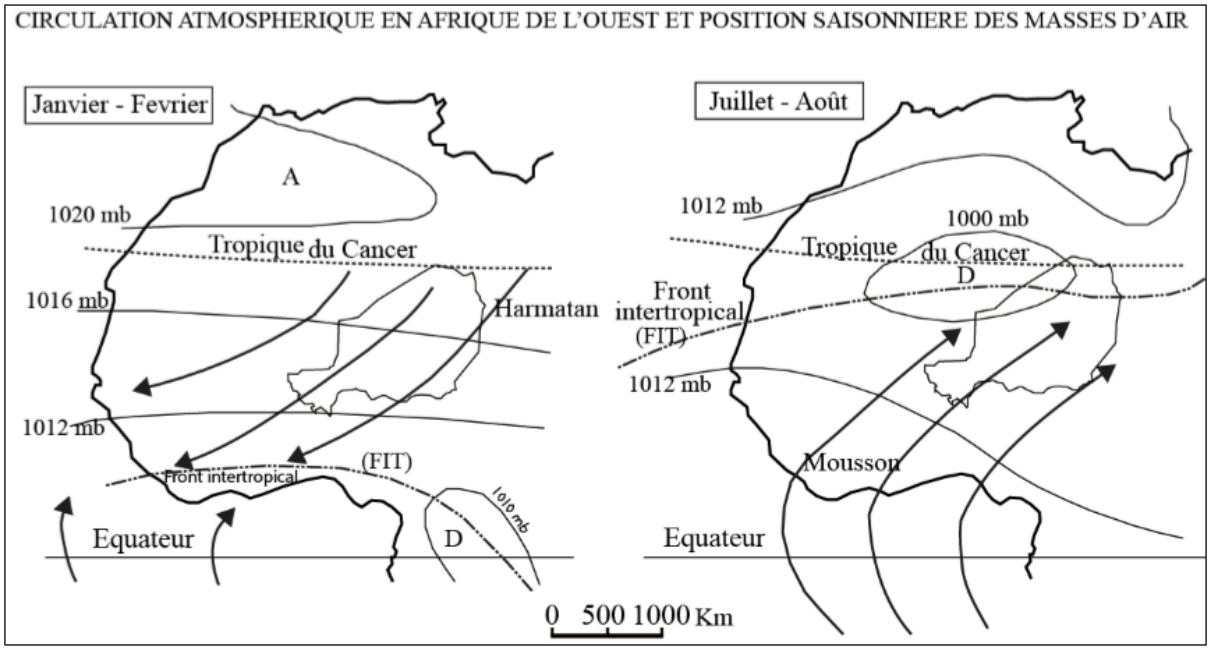


Figure II. 2 : schéma en plan de la circulation troposphérique en Afrique de l'ouest (Morel, 1981 cité par Guéro, 2003).

1.2.1.1. Températures

Le Niger se trouve dans une des régions les plus chaudes du globe. Les températures moyennes mensuelles ont été établies à partir des données provenant de la station de l'aéroport Diori Hamani de Niamey et de la station de Gaya (Figure II.3). La température moyenne annuelle est de 36 °C avec des valeurs maximales observées de mars à juin et d'octobre à novembre. Elles

peuvent ainsi dépasser 43 °C en fin de saison sèche (avril ou mai). Les valeurs minimales se situent en janvier et en décembre, avec respectivement 23,38°C pour Niamey-aéroport, 24,8°C pour Gaya.

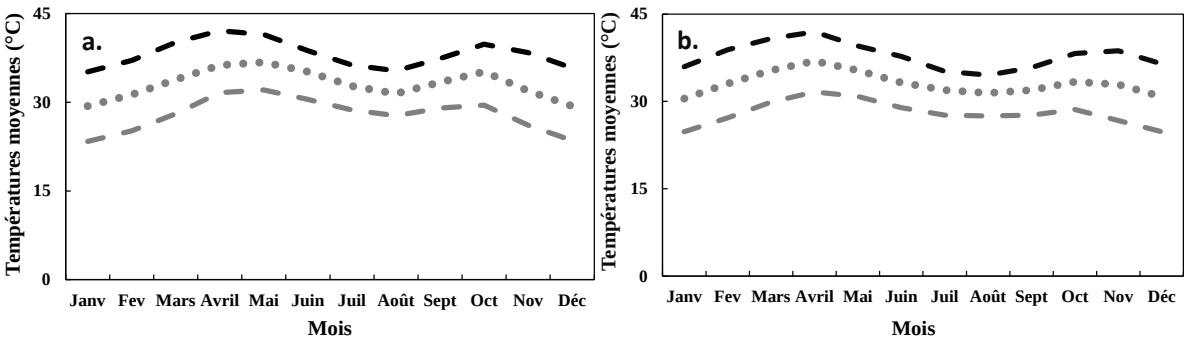


Figure II. 3 : températures moyennes mensuelles relevées entre 2006 et 2016 dans les localités Niamey-aéroport (a) et station de Gaya (b) (source : *Centre Régional Agrhymet*, 2018), températures maximales en tirets noir, températures moyennes en pointillées et les températures minimales en tirets gris.

1.2.1.2 Précipitations

Depuis les années 1970, on relève une discrimination des pluviosités moyennes annuelles se traduisant par un glissement des isohyètes vers le sud (L'hôte et Mahé, 1996 ; Mahé 2009). Ainsi, de manière générale, les précipitations enregistrées sur le territoire national sont caractérisées par une forte irrégularité à la fois spatiale et temporelle. Cette saisonnalité est illustrée par la Figure II.4. De même que pour la mesure des températures, les points pluviométriques intéressant la zone d'étude sont Niamey aéroport et Gaya. Les moyennes mensuelles extrêmes observées pendant ces dix années ont été de 175 mm à Niamey-aéroport et 239 mm à Gaya. Les hauteurs de pluies sont relativement importantes à Gaya à partir du mois de Mai et cela jusqu'en septembre. Alors qu'à Niamey les valeurs maximales sont atteintes entre juillet et août. Les précipitions moyennes annuelles de 2006 à 2016 sont de 584 mm à Niamey-aéroport et 855 mm à Gaya.

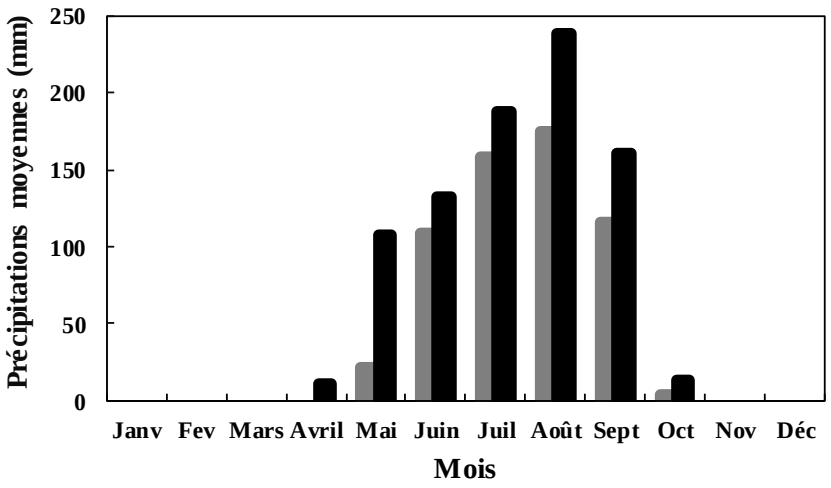


Figure II. 4 : moyennes mensuelles des précipitations relevées entre 2006 et 2016 à Niamey aéroport (gris) et Gaya (noir) (source : *Centre Régional Agrhymet*, 2018).

Les diagrammes ombrothermiques (Figure II.5), établis sur des températures et précipitations moyennes mensuelles à partir des données des deux stations météorologiques de Niamey-aéroport et Gaya, confirment le climat régional, avec une longue saison sèche et l'humidité atmosphérique faible pendant la majeure partie de l'année.

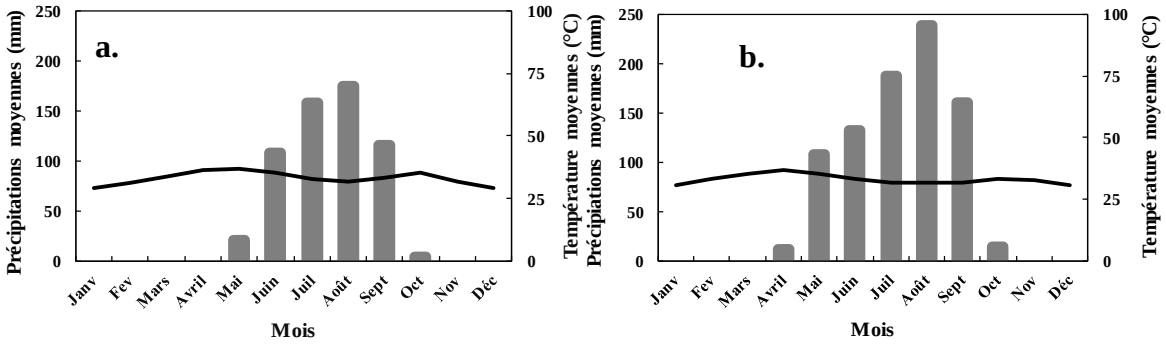


Figure II. 5 : diagrammes ombrothermiques établis à partir des données climatiques Niamey (a) et de Gaya (b) entre 2006 et 2016 (source : *Centre Régional Agrhymet*, 2018).

1.2.1.3 Humidités relatives

Dépendante essentiellement de l'alternance des masses d'air sec (harmattan) et humide (mousson) au cours de l'année, l'humidité relative a une variation saisonnière marquée. Elle se traduit par une hausse progressive de mars à août (Figure II.6) avec une valeur minimale de 12 % au mois de février et mars et une valeur maximale de 92 % au mois d'août à Niamey contre 96 % pour Gaya. Ce maximum est suivi d'une baisse notable à partir du mois de

septembre. Gaya présente une période humide légèrement plus étalée dans le temps que la région de Niamey.

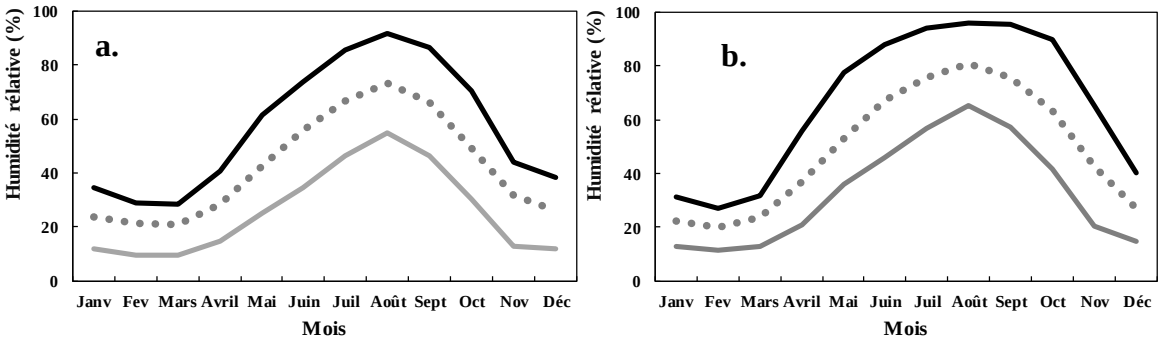


Figure II. 6 : humidités relatives mensuelles de Niamey-aéroport (a) et Gaya (b) entre 2006 et 2016 (source : *Centre Régional Agrhymet*, 2018). Valeurs maximales en trait plein noir, valeurs moyennes en pointillées et valeurs minimales en trait plein gris.

1.2.1.4 Evapotranspiration

L'évapotranspiration (ETP) moyenne est très élevée (114 mm à Niamey) et supérieure aux précipitations à l'exception du mois d'août qui apparait plus humide (Figure II.7). Les fortes valeurs de 1'ETP (> 250 mm/mois) s'observent de février (renforcées par les vents forts) à juin (renforcées par les températures élevées). On note des pics supérieurs à 250 mm de mars à mai.

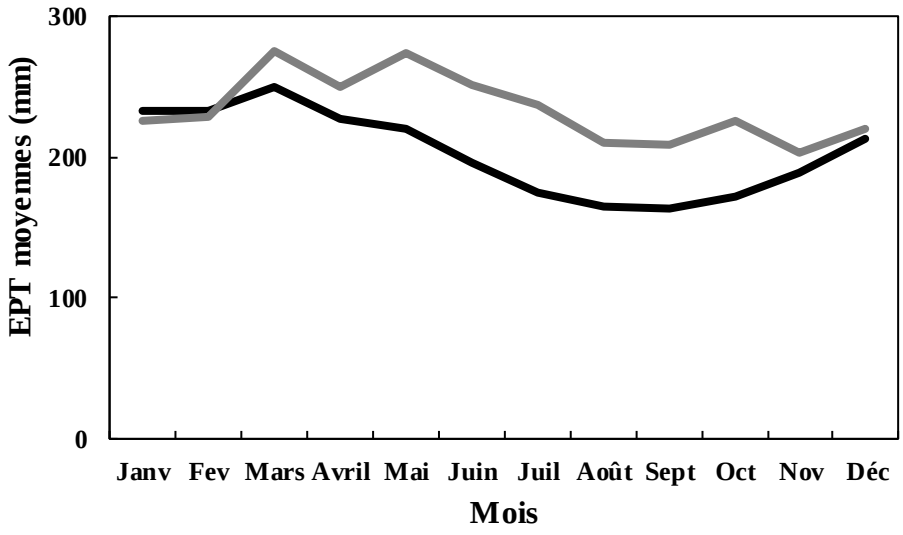


Figure II. 7 : évapotranspiration moyennes à Niamey-aéroport (trait gris) et à Gaya (trait noir), de 2006 à 2016 (source : *Centre Régional Agrhymet*, 2018).

1.2.1.5 Insolation

Les moyennes mensuelles de l'ensoleillement sont présentées dans la Figure II.8. La moyenne annuelle est de 8,5 heures d'ensoleillement journalier. La période allant de novembre à février a en moyenne un ensoleillement supérieur entre 9,3 et 9,7 heures. C'est seulement durant les mois pluvieux de juillet, août et septembre, que l'ensoleillement est inférieur à la moyenne annuelle.

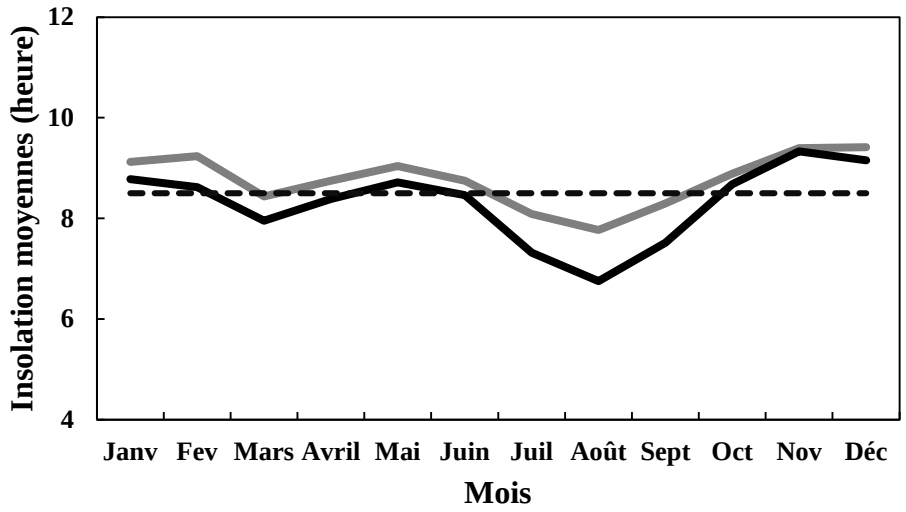


Figure II. 8 : moyennes mensuelles de l'insolation de la région de Niamey-aéroport (trait gris) et de Gaya (trait noir) de 2006 et 2016, moyenne de l'ensoleillement (pointillé noir) (source : *Centre Régional Agrhymet*, 2018).

1.2.1.6 Vents

Le Niger, en général, et le sud-ouest en particulier, sont soumis aux influences de deux principaux vents qui soufflent en alternance (l'harmattan et la mousson) selon les périodes de l'année.

La vitesse moyenne du vent est de 2 m s^{-1} de mai à juillet à Gaya et de 3 m s^{-1} à Niamey avec une direction de secteur ouest/sud-ouest. De septembre à novembre, la vitesse du vent est plus faible et le régime plus stable. Au cours de la longue saison sèche (de décembre à avril) le vent dominant est l'harmattan. Il est surtout caractérisé par un important transport de poussière qui provoque une très forte baisse de la visibilité.

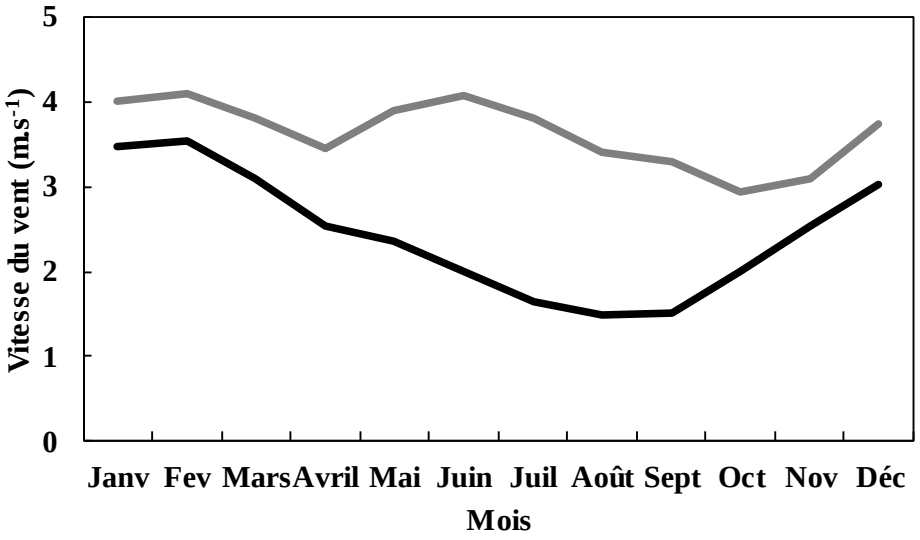


Figure II. 9 : moyennes mensuelles de la vitesse du vent de 2006 et 2016 relevées à Niamey-aéroport (trait gris) et à Gaya (trait noir) (source : *Centre Régional Agrhymet*, 2018).

1.3 Pédologie

La structure des sols diffère en fonction de la zone climatique du bassin. Ainsi, on distingue six (6) types de sols (Greigert 1966 ; Picouet 1999 ; Olivry 2002) :

- les sols à minéraux brut d'érosion : ils sont très peu évolués et n'ont pratiquement aucune valeur agronomique ;
- les sols peu évolués d'érosion : ils occupent aussi les sommets des plateaux et sont beaucoup plus étendus ;
- les sols ferrugineux tropicaux : ils sont les plus répandus et s'étendent sur l'ensemble des plateaux ensablés sur les terrasses du fleuve et dans les dallols ;
- les sols ferralitiques sur argiles sableuses : on les rencontre sur les plateaux ensablés du sol (entre le dallol Maouri et la vallée du fleuve) et sont parfois associés à des sols ferrugineux lessivés ;
- les sols hydromorphes : ils sont localisés le long des dallols et dans la vallée du fleuve ;
- les vertisols sur les alluvions ou matériaux argileux.

1.4 Géomorphologie

En ce qui concerne la géologie du Niger Occidental, la référence de base est le rapport de Greigert (1966) sur la description des formations crétacées et tertiaires du bassin des lullemeden.

Centré sur l'ouest du Niger, le bassin des Iullemeden couvre une superficie totale de plus de 500 000 km^2 dont 434 102 km^2 dans le territoire nigérien, soit 34,26% de la superficie nationale.

Le bassin des Iullemeden est limité par les massifs cristallins du Liptako-Gourma, de l'Adrar des Iforas, du Hoggar, de l'Aïr, du Damagaram-Mounio et du Nigéria. Il communique au nord-ouest avec le bassin de Taoudéni (Mali) par l'intermédiaire du fossé de Gao qui sépare l'Adrar des Iforas du Gourmaa, et avec ceux du Niger Oriental (Tchad, Bilma) par le seuil du Damergou.

Dans le sud-ouest nigérien, au sud du 19e parallèle, les séries sédimentaires du bassin des Iullemenden comprennent de la base au sommet :

- les formations paléozoïques dont les sédiments continentaux constituent la base du continental intercalaire ;
- les formations du secondaire constituées par les dépôts continentaux du Continental Intercalaire/Continental Hamadien et les dépôts marins du Crétacé supérieur ;
- les formations tertiaires comprenant les dépôts marins du Paléocène/Eocène et les dépôts continentaux du Continental terminal ;
- les dépôts quaternaires.

Dans la zone d'étude, les formations qui affleurent sont de la base au sommet celles du continental hamadien, du continental terminal et enfin du quaternaire.

1.5 Végétation du fleuve Niger

La végétation peut être subdivisée en trois groupements selon la topographie du sol (Garba, 1984 ; Djima, 2013) :

- le groupement à ***Nymphaea lotus*** L. et ***Vetiveria nigritana*** (Benth.) Stapf

Il colonise principalement le lit majeur. Ses représentants sont essentiellement des espèces hydrophytes strictes, facultatives ou accidentelles. On les retrouve en période de crue, en deux groupes qui sont ceux des *Nymphaea lotus* L (Nymphaeacea) et des *Vetiveria nigritana* (Benth.) Stapf (Poacea).

- le groupement à ***Echinochloa stagnina*** (Retz.) P. Beauv. et ***Oryza longistaminata*** A.Chev et Roehr occupe principalement les berges du fleuve. Il est composé de deux assemblages d'espèces :

- le groupe à *Echinochloa stagnina* (Poaceae) occupant principalement la zone profonde des berges ou les eaux sont plus mélangées. Il est formé d'hydrophytes facultatives, strictes, ou émergentes enracinés trainant longuement sur l'eau ou sur d'autres support ;
- le groupe à *Oryza longistaminata* (Poaceae) occupant les zones moins profondes et moins agitées des berges.

❖ le groupement à ***Cyperus maculatus*** et ***Tristicha trifaria ;*** est caractéristique du lit mineur du fleuve et ne se retrouve pas en période de crue et de mouvement permanent de l'eau. Son maximum de développement a lieu en période d'étiage, lorsque les eaux redeviennent calmes et que certaines surfaces sont exondées. On distingue trois assemblages d'espèces :

- le groupe à *Cyperus maculatus* Boeck. (Cyperaceae) est monophytique, essentiellement composé de *C. maculatus*. Il occupe principalement les bancs de sables, de graviers et limons ;
- le groupe à *Tristicha trifaria* (Bory ex Willd.) Sprengel (Podostemaceae) occupe les rochers de la zone des rapides ;
- le groupe à *Polygonum senegalense* Meisn. (Polygonaceae) : ce groupe occupe les zones profondes où les eaux sont stagnantes.

1.6 Hydrologie

Le fleuve Niger est le seul cours d'eau permanent du pays. Il traverse la République du Niger dans sa partie occidentale sur une longueur de 550 km (soit 13% de la longueur totale), une partie du Bénin et le Nigeria, avant de se jeter dans le Golfe de Guinée. La période de crue du fleuve Niger est décalée par rapport à la saison des pluies au Niger en raison du temps que met l'onde de crue pour arriver depuis les zones très éloignées de la haute vallée du fleuve en Guinée tropicale, Soudan et Mali, où ont lieu les précipitations (Olivry, 2002). A Niamey, le débit maximum se situe au mois de Janvier avec 1805 m^3 s^{-1} en 2000 (Djima, 2013). La période d'étiage (débit moyen mensuel 70,6 m^3 s^{-1}) s'étale de mai à juillet en fonction de l'installation de la saison des pluies.

En outre, le fleuve Niger reçoit des apports des affluents de la rive droite (Goroual, Dargol, Sirba, Tapoa, Mékrou) périodiquement asséchés après la saison des pluies et des koris[1] de la rive gauche. Totalement tributaires des pluies locales, ces affluents charrient périodiquement d'importantes quantités d'eau. Les maximas sont enregistrés au mois d'août tandis que les tarissements interviennent dès le mois de septembre. Les affluents de la rive droite présentent des écoulements plus importants que ceux de la rive gauche.

Le débit du fleuve Niger (Figure II.10) à la station de Niamey pendant ces dix dernières années, présente une courbe en « U ». Les valeurs maximales sont observées en décembre-janvier, et sont de l'ordre de 1041 m^3 s^{-1} en 2018, et 2200 m^3 s^{-1} en 2019. Puis les valeurs baissent progressivement vers les plus faibles valeurs entre avril et juin (60,23 à 21,40 m^3 s^{-1} en 2018 et 160 m^3 s^{-1} en 2019 à 80 m^3 s^{-1} en 2019 respectivement avril et mai).

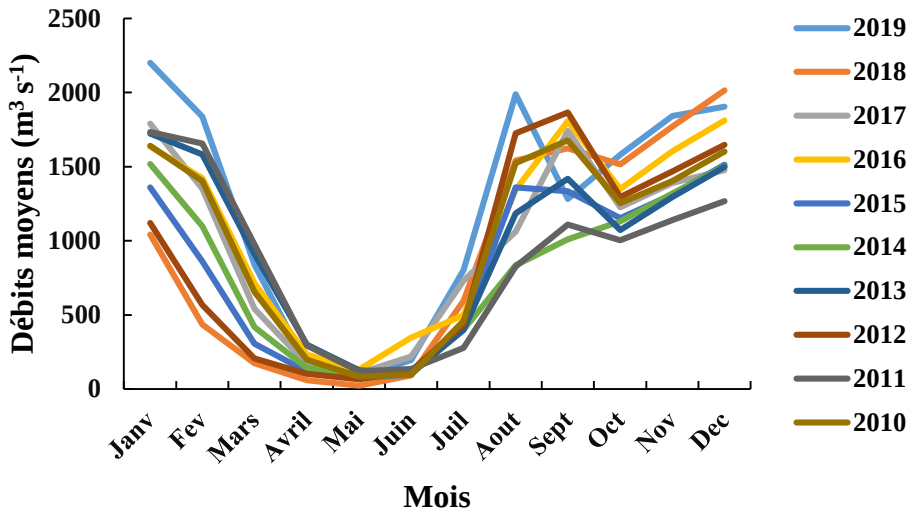


Figure II.10 : débits mensuels moyens du fleuve Niger relevés à Niamey de 2010 à 2019 (Source : *Autorité du Bassin du Niger*, 2019).

2. Matériels et méthodes

2.1. Zone échantillonnée

Huit (8) stations (Figure II.11, Tableau II.1) ont été choisies sur le fleuve Niger, non seulement pour leur accessibilité mais aussi pour illustrer la diversité des conditions environnementales.

[1]Koris : cours d'eau ou d'un bassin versant qui ne se déverse pas dans une mer, mais retenant ses eaux dans une cuvette fermée

Ainsi trois facteurs structurants doivent être considérés pour caractériser ces stations : les conditions climatiques, le niveau d'urbanisation et l'importance des activités agricoles.

Parmi les huit stations, sept (S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7) sont situées en zone sahélienne et une (S8) est à la limite nord Soudan, sous un climat plus humide.

Les activités anthropiques dans le bassin peuvent affecter la qualité des eaux du fleuve Niger (Alhou et al. 2009). De nombreuses usines alimentaires sont situées à Niamey et celles-ci rejettent des déchets solides, et liquide sans traitement préalable (Alhou 2007 ; Alhou et al. 2009 ; 2014). La station de Saga (S4) a donc été choisie juste en aval de la ville de Niamey (1 203 766 habitants, capitale du Niger, INS 2017) pour en mesurer l'impact sur le zooplancton.

Le troisième facteur structurant de cette typologie est l'activité agricole, présente tout le long du fleuve mais avec une importance variable. Les stations S2, S4, S5 et S6 sont notamment situées dans des zones à plus forte activité agricole. L'impact humain est très prévisible dans ces zones à forte densité de population à proximité du fleuve et en absence de réseau d'assainissement.

Tableau II.1 : localisation géographique des sites de prélèvement

Type of environnement	Code	Localité	Latitude N	Longitude E
Fleuve Niger				
	S1	Ayorou	14,73429	0,91407
	S2	Tillabéri	14,20678	1,44459
	S3	Tondibiat	13,56218	2,00867
	S4	Saga	13,47027	2,13075
	S5	Kollo	13,32143	2,29288
	S6	Say	13,10185	2,37167
	S7	Kirtachi	12,77589	2,47214
	S8	Gaya	11,87730	3,42149
Tributaires				
	SIR1	Sirba	13,77353	1,65992
	SIR2	Sirba	13,77162	1,65575
	SIR3	Sirba	13,76967	1,63984
	TAP1	Tapoa	12,46911	2,41525
	TAP2	Tapoa	12,47432	2,42725
	TAP3	Tapoa	12,54789	2,52131
	MEK1	Mékrou	12,40550	2,82553
	MEK2	Mékrou	12,40341	2,83622

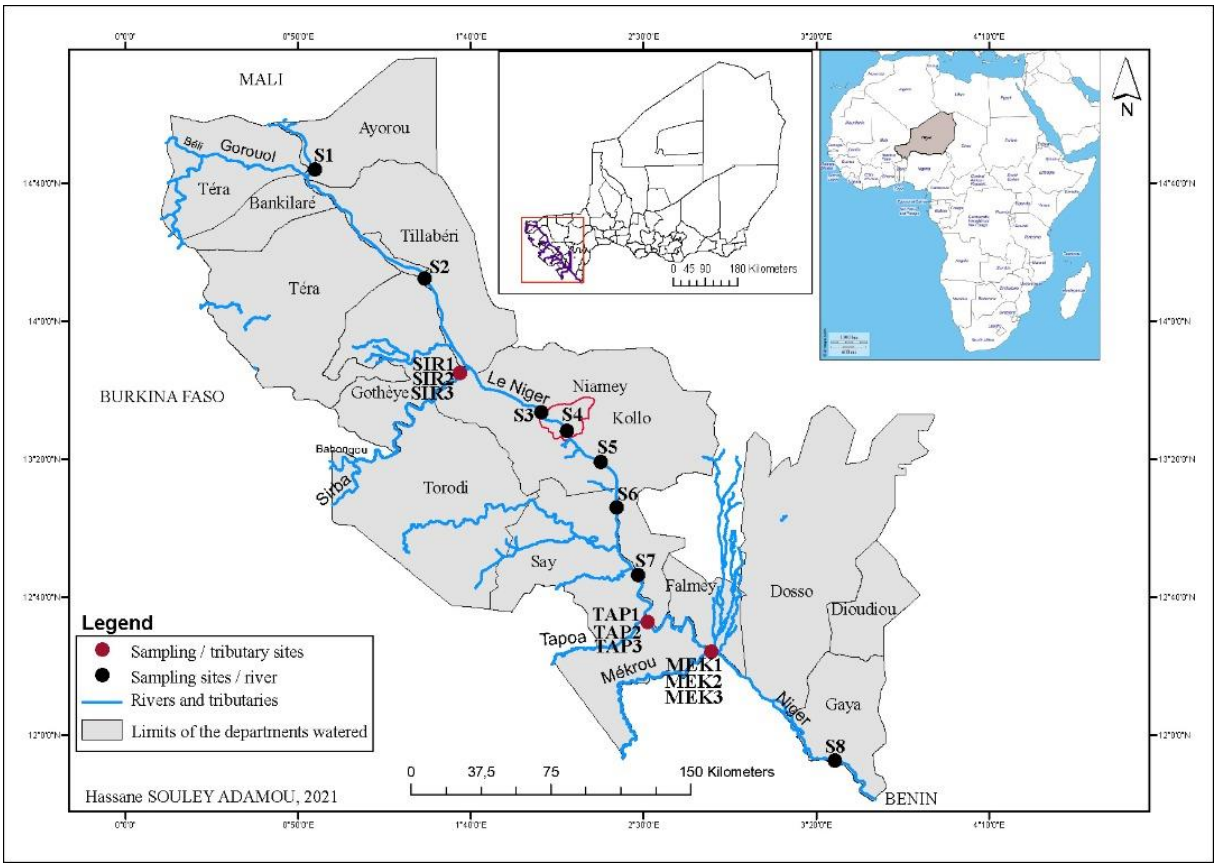


Figure II.11 : carte présentant les différentes stations d'échantillonnage, en points noirs les stations du fleuve Niger et en points rouges les stations sur les différents tributaires.

2.2. Description des stations

2.2.1. Stations du fleuve Niger

La station d'Ayorou (14,73429 N ; 0,91407 E) (Photo 2), **S1**, est la plus en amont, caractérisée par une pente faible avec une forte présence des blocs de roche et de galets, et la présence de gros arbres (Eucalyptus, Acacia) et d'arbustes. Le fond du cours d'eau à cet endroit est majoritairement sableux avec la présence de vase par endroits. La pêche et l'agriculture sont les activités principales dans cette zone.



Photo 2 : vue de la station d'Ayorou (mai 2018 à gauche, février 2019 à droite)

La station de Tillabéri (14,20678 N ; 1,44459 E) (Photo 3), **S2**, est caractérisée par un substrat argileux avec la présence des galets par endroits. Il existe une forte pression de la population dans la zone par le développement des activités agricoles à travers la culture du riz mais aussi la pêche. On note la présence de quelques espèces végétales (*Eichhornia crassipes*) en période des hautes eaux.



Photo 3 : vue du site de Tillabéri (mai 2018 à gauche, février 2019 à droite)

La station de Tondibia (13,56218 N ; 2,00867 E) (Photo 4), **S3,** site peu profond bordé d'arbres et des cultures de « contre saison » notamment de légumineuses en période sèche « l'été et l'hiver ». Le substrat est sableux parsemée de vase et d'argile par endroits. C'est aussi un site d'accostage des pirogues.



Photo 4 : vue du site de Tondibia (mai 2018 à gauche, février 2019 à droite)

La station de Saga (13,47027 N ; 2,13075 E) (Photo 5), **S4,** caractérisée par une présence excessive des végétaux comme *Eichhornia crassipes*, *Azolla africana*, et *Echinochloa stagnina*, un substrat majoritairement sableux et vaseux, et des troncs d'arbres par endroits. Tous les points de rejets (solides et liquide) de la ville de Niamey dans le fleuve Niger se situent en amont de cette station.



Photo 5 : vue du site de Saga (mai 2018 à gauche, février 2019 à droite)

La station de Kollo (13,32143 N ; 2,29288 E) (Photo 6), **S5,** se caractérise par une canopée importante aux abords de la rive dominée par *Mangifera indica* et *Andosonia digitata*. En période des hautes eaux, elle déborde pour occuper des vastes zones inondables, ce qui rend difficile la navigation aux riverains. Les plaines inondables qu'elle occupe donne lieu à des aménagements hydro-agricole importants.



Photo 6 : vue du site de Kollo (mai 2018 à gauche, février 2019 à droite)

La station de Say (13,10185 N ; 2,37167 E) (Photo 7), **S6,** est un lieu d'accostage des pirogues. Le fond est un maillage enchevêtré de racines et des tiges de macrophytes comme *Nymphaea lotus* et *Spirogyra* sp. La pêche, la culture du riz, et celle des légumineuses sont les principales activités de cette zone. Il y a aussi l'impact des animaux qui y sont abreuvés en période sèche.



Photo 7 : vue du site de Say (mai 2018 à gauche, février 2019 à droite)

La station de Kirtachi (12,77589 N ; 2,47214 E) (Photo 8), **S7,** est située en amont de la Tapoa, un des affluents qui reçoit des eaux provenant du Burkina Faso. La station est bordée de dunes de sables et des galets. Le substrat est sableux, et parsemé de la vase et d'argile à quelques endroits.



Photo 8 : vue du site de Kirtachi (mai 2018 à gauche, février 2019 à droite)

La station de Gaya (11,8773 **N** ; 3,42149 **E**) (Photo 9), **S8**, est située en Aval de la ville de Gaya sur le fleuve, avec une végétation importante en période des hautes eaux. Elle est bordée du côté de la rive droite par un des grands arbres comme *Mangifera indica*, des plantations d'ignames, de maïs, de la canne à sucre, et du haricot sur toutes les rives marquant la limite nord du climat soudanien.



Photo 9 : vue du site de Gaya (mai 2018 à gauche, février 2019 à droite)

2.2.2. Affluents du fleuve Niger

La Sirba (13,77353 N ; 1,65992 E) (Photo 10), **SI** (Figure II.11), est très importante par la taille de son bassin versant, d'une superficie totale de 38 750 km^2**.** Il s'étend du territoire du Burkina Faso où il prend sa source et se jette dans le fleuve Niger aux environ de Namaro. Il constitue le principal affluent du Niger au Burkina Faso en amont de Niamey. Autour de la confluence de cet affluent des prélèvements d'échantillons ont été effectués et aussi en amont. Le substrat se compose principalement du sable et d'argile légère dans certaines zones. Des déchets

(cyanure, mercure) en provenance du site de traitement aurifère de « Samira » y représentent une source de pollution. Le paysage est dominé par des plantations, et la présence de nombreux arbres comme *Acacia albida* et *Adansonia digitata*.

La végétation est celle d'une savane légèrement boisée avec épineux ; elle n'est dense que dans les bas-fonds[2].



Photo 10 : vue de la station de la Sirba (février 2019)

La Tapoa (12,46911 N ; 2,41525 E) (Photo 11), **TA**, (Figure II.11) dernier affluent voltaïque, la Tapoa, qui conflue avec le fleuve Niger en amont du parc W[3], a un bassin versant de 5 500 km^2. De forme allongée, il est, dans sa partie supérieure, constitué de roches éruptives : granites et dolérites qui, fortement érodés, forment une pénéplaine au relief peu accusé. Le bassin inférieur composé de formations sédimentaires et de grès supérieurs du primaire. La végétation du bassin est celle d'une savane boisée avec épineux.

[2]Bas-fonds : fonds plats ou concaves constituant des axes d'écoulements temporaires ; ils sont inondés en périodes de pluie

[3]Parc W : parc naturel transfrontalier, géré conjointement par le Benin, le Niger et le Burkina Faso ; c'est un site Ramsar



Photo 11 : vue de la station de la Tapoa (mars 2019)

La Mékrou (12,4055 N ; 2,82553 E) (Photo 12), **ME**, (Figure II.11) forme la frontière naturelle entre le fleuve Niger et le Bénin, avec un bassin versant d'une superficie totale de 10 500 km^2. La pêche y est l'activité principale de la population. Avec une fermeture de la canopée estimée à 80 %, le paysage est type d'un climat soudanien. Le site est majoritairement sableux avec des macrophytes aquatiques comme *Spirogyra* qui recouvrent les deux côtés du chenal. La végétation est celle d'une savane arborée et arbustive avec une légère galerie forestière dans le cours inférieur de la Mékrou. Le Parc National du W couvre tout le bassin inférieur jusqu'à la route Banikoira-Kompongou.



Photo 12 : vue de la station du Mékrou (https://fr.wikipedia.org/wiki/M%C3%A9krou)

2.3. Dates d'échantillonnage

Deux campagnes d'échantillonnage ont été réalisées :

- la première, du 16 avril au 08 mai 2018, focalisée sur les 8 sites du fleuve Niger, durant la période d'étiage où environ 2/3 de l'eau de la rivière s'assèche.
- la seconde, du 1er au 15 février 2019, a porté sur les 8 sites du fleuve Niger en période de crue, ainsi que sur les trois affluents principaux de la rive droite (Sirba, Tapoa et la Mékrou) (Tableau II.1 ; Figure II.11).

A défaut de prendre les échantillons le même jour et à toutes les stations, les campagnes d'échantillonnage débutent toujours de la station S8 située en aval et se terminent en amont à la station S1 pour éviter de rééchantillonner la même eau.

2.4. Prélèvement et Analyse du zooplancton

2.4.1. Prélèvement du zooplancton

Le zooplancton est échantillonné en prélevant de l'eau de surface à l'aide d'un seau de 10 L. Deux cents (200) litres d'eau ont été filtrés sur un filet de 50 µm de vide de maille. Le zooplancton collecté est mis dans des flacons en plastique de 250 mL anesthésié à l'eau carbonatée, puis fixé au formaldéhyde de concentration finale 4%. Les flacons bien remplis sont soigneusement fermés et conservés pour analyse au laboratoire.

2.4.2. Analyse des échantillons du zooplancton au laboratoire

Une fois au laboratoire, 1 à 2 gouttes de solution d'érythrosine préparée à 0,8 g par 100 mL d'eau sont ajoutées à chaque flacon contenant le zooplancton, afin de faciliter l'identification des organismes. Les échantillons sont laissés à sédimenter pendant au moins 24 h (Photo 13).

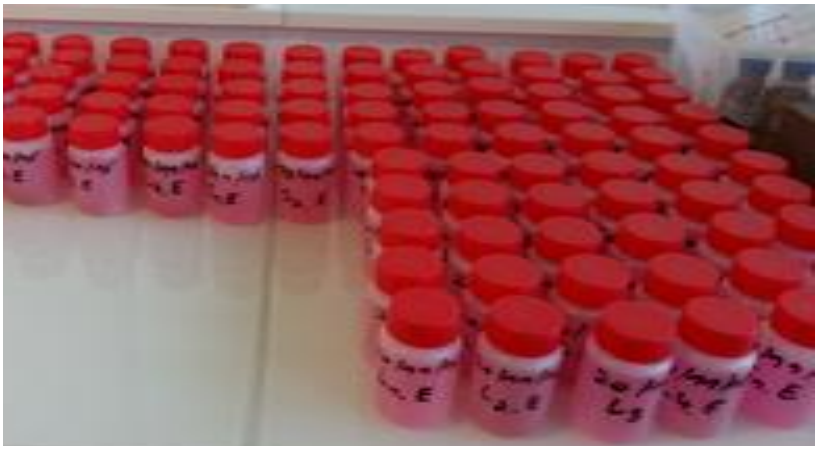


Photo 13 : échantillons du zooplancton avec solution d'érythrosine

Afin d'obtenir l'abondance du zooplancton au niveau de chaque site, les volumes des échantillons sont ajustés à une valeur précise et des sous échantillons sont prélevés dans chaque flacon après homogénéisation et placé sous une roulette de comptage (Photo 14). Les organismes sont identifiés et comptés sous une loupe binoculaire (*OLYMPUS SZX10*, grossissement maxi 95x). Certaines déterminations ont nécessité une analyse sous microscope *LIECA DM IRB* (grossissement 400x) (Photo 14 à droite). Le nombre minimum d'individus comptés était de 150 à 200 par échantillon. Les organismes ont été identifiés au niveau taxonomique le plus précis possible et les densités ont été exprimées en ind./m^3.



Photo 14 : loupe binoculaire (à gauche) et microscope optique (à droite)

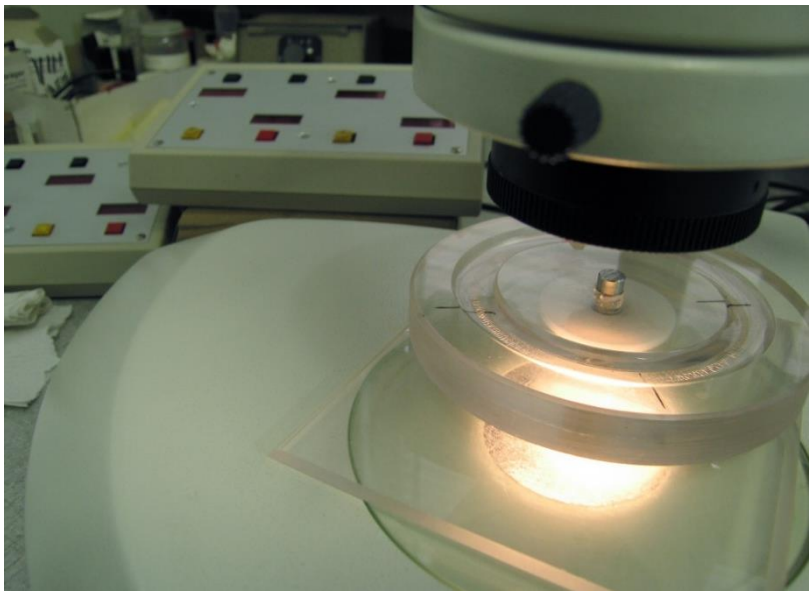


Photo 15 : roulette de comptage du zooplancton

2.4.3. Identifications

Le zooplancton est identifié par l'utilisation des clés telles que : Koste (1978) ; Segers (1995) ; Nogrady et Segers (2002) ; Pontin (1978) ; Fernando (2002) ; Nogrady et Pourriot (1995) ; De Smet (1996) ; Alonso (1996) ; Amoros (1984) ; Dussart (1969).

2.5. Mesure des facteurs environnementaux

2.5.1. Mesures réalisées sur le terrain

La température, la conductivité, le pH et l'oxygène dissous ont été déterminés *in situ* à l'aide d'une sonde multi-paramètres *HANNA HI 9591* lors de chaque échantillonnage de zooplancton.

Pour déterminer les concentrations en anions, cations et le phosphore totale, des échantillons d'eau de 50 mL ont été prélevés sur chaque site et mis dans des flacons en polyéthylène. Ces eaux ont été conservées dans une glacière le jour d'échantillonnage, avec de la glace renouvelée régulièrement. Pour les stations éloignées de Niamey, les échantillons sont stockés provisoirement au réfrigérateur.

Des volumes d'eau compris entre 150 mL à 1 L (dépendant de la turbidité du site) ont été filtrés sur filtres Wattman GF/C de porosité 0,7 µm pré-pesés pour la quantification de la concentration en matières en suspension (MES).
Des échantillons d'eau ont été filtrés à chaque station à travers une membrane poreuse (GF/C 47 mm) pour la mesure de la concentration en chlorophylle *a*. Les filtres ont été conservés dans un papier aluminium et mis dans une glacière à une température de 4°C pour le transport jusqu'au laboratoire.

2.5.2. Dosages réalisés au laboratoire

2.5.2.1. Anions et cations

Les concentrations en anions [fluorures (F^-), chlorures (Cl^-), bromures (Br^-), nitrates-nitrites (NO_3^--NO_2^-), phosphates (PO_4^-), et sulfates (SO_4^{2-})] et en cations [sodium (Na^+), ammonium (NH_4^+), potassium (K^+), magnésium (Mg^{2+}), calcium (Ca^{2+})] ont été déterminées au laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement par chromatographie ionique en phase liquide à haute performance HPIC (Hight Pressure Ion Chromatography) Dionex (ISC 5000+ pour anions et DX 120 pour cations) munie d'une colonne d'analyse et d'un passeur automatique AS40. Le principe du dosage de ces éléments avec ces appareils dépend de leur capacité de rétention sur la colonne de résine anionique/cationique :

- les anions retenus sur la colonne AS11-HC sont ensuite élués avec KOH. Les temps de rétention de ces éléments sont caractéristiques pour chaque anion et la surface des pics est proportionnelle à la concentration.
- les cations retenus sur la colonne CS16 sont ensuite élués par MSA (Acide Méthane Sulfonique). Les temps de rétention de ces éléments sont caractéristiques pour chaque cation et la surface des pics est proportionnelle à la concentration. Le passage d'un étalon pour tous les échantillons permet de corriger la dérive de la sensibilité de la mesure.

2.5.2.2. Matière en suspension

Les filtres ont été placés à l'étuve (24 h à 60°C) avant d'être pesés de nouveau. La concentration en MES est calculée comme suit :

MES *(mg/L) = (PI-P0) / (volume d'eau filtrée)*

P0 = poids du filtre avant filtration ; P1 = poids du filtre après filtration

2.5.2.3. Mesure de la concentration de la chlorophylle *a*

L'estimation de la biomasse phytoplanctonique s'effectue par la mesure de la concentration en Chl *a*. L'extraction des pigments chlorophylliens sur les filtres a été réalisée au laboratoire d'analyse chimique de la faculté d'agronomie de l'université Abdou Moumouni de Niamey par la chromatographie liquide (Kraay et al. 1992). Les pigments recueillis sur les filtres sont extraits à l'acétone 90 % par sonication pendant 15 min. L'absorbance est mesurée à 665 nm avant et après acidification de l'échantillon. Cette acidification a pour but de transformer les pigments chlorophylliens inactifs (Chl *a* entre autres) en phéopigments. Cette méthode permet de supprimer l'erreur dans la 1ère mesure due à la présence de pigments chlorophylliens dégradés inactifs, absorbant toujours à 665 nm. La concentration en chlorophylle *a* active est calculée d'après l'équation générale basée sur la diminution d'absorbance de l'extrait acidifié. Si le solvant est l'acétone 90 %, l'équation est la suivante :

$$\textbf{Chl}\textit{a}\ \textbf{(µg. L}^{-1}\textbf{) = (Db - Da) * 28,92 * v/(V. l)}$$

Où Db est la densité optique de l'extrait à 665 nm avant acidification
Da est la densité optique de l'extrait à 665 nm après acidification
v le volume de solvant utilisé pour l'extraction en mL
V le volume d'eau filtré en L
l la longueur du parcours optique en cm

CHAPITRE III :

COMPOSITION GEOCHIMIQUE DES SEDIMENTS FLUVIAUX DU BASSIN DU FLEUVE NIGER, NIGER

CHAPITRE III : COMPOSITION GÉOCHIMIQUE DES SÉDIMENTS FLUVIAUX DU BASSIN DU NIGER AU NIGER

1. Introduction

Les rivières reçoivent d'importantes quantités de matière de leur bassin versant (Gomez et al. 2007 ; Mortatti et Probst, 2010). En ce qui concerne les formes particulaires, une partie considérable de ces apports est concentrée dans les sédiments (Behra et Probst, 2015). En effet, ces sédiments sont des intégrateurs de la signature géochimique des différents sols et roches et des activités dans le bassin fluvial, comme l'ont constaté Cabral Pinto et al. (2016, 2017). Les sédiments fluviaux constituent aussi de bons représentants des différentes sources de pollution provenant des activités domestiques, agricoles ou industrielles développées dans le bassin versant (Valette-Silver, 1993 ; Singh et al. 2002 ; Wildi et al. 2004 ; N'Guessan et al. 2009 ; Benabdelkader et al. 2018 ; Sow et al. 2018 ; Avumadi et al. 2019). Les sédiments représentent également une source de contamination du système aquatique (Mortatti et al. 2010). Ainsi, l'un des meilleurs moyens d'évaluation de la contamination potentielle des rivières et des écosystèmes aquatiques passe d'abord par l'analyse des sédiments fluviaux déposés dans le lit principal, comme montré dans différentes régions du monde (Casas et al. 2003 ; Gaiero et al. 2004 ; Singh et al. 2005). De ces faits, la connaissance de la composition chimique des sédiments est utile pour mieux comprendre la qualité des eaux de la rivière et, dans un contexte plus large, celle des eaux qui drainent le bassin versant. Surtout, la fraction fine des sédiments du lit présente une composition chimique et minéralogique très proche des matières en suspension (MES) transportées par la rivière (Gaiero et al. 2003). L'analyse des sédiments du lit est donc une méthode intégrative pour évaluer les charges en suspension de la rivière et c'est une stratégie pertinente pour obtenir un diagnostic de la "santé" du système fluvial.

Ainsi, avant de considérer la composition des populations de zooplancton dans un contexte essentiellement écologique, ce chapitre fait l'inventaire des concentrations des différents éléments (éléments majeurs, traces et terres rares) sur le tronçon échantillonné du Niger.

Dans les sédiments fluviaux, on peut distinguer différents types d'éléments qui seront utilisés dans la présente étude : les éléments majeurs, les éléments traces et les terres rares.

Les éléments traces sont les constituants naturels des sédiments des cours d'eau, dont les concentrations dépendent de plusieurs facteurs tels que la lithologie, la géomorphologie, le climat et aussi les caractéristiques hydrologiques (Salamons et Forstner 1980). Ces élements transitent dans la colonne d'eau avant de s'accumuler dans les sédiments où ils sont introduits

dans les réactions biogéochimiques susceptibles de modifier plus ou moins fortement leurs biodisponibilités pour l'ensemble du réseau trophique.

Les terres rares sont des éléments qui présentent une faible solubilité et dont la relative immobilité dans la croûte terrestre en fait un outil très utile pour étudier la provenance des sédiments (Gaiero et al. 2004). Elles forment un groupe cohérent qui présente généralement un comportement chimique similaire et sont donc largement utilisées pour répondre aux questions géochimiques.

Les eaux du Niger contiennent des nutriments (particulièrement des phosphates) provenant des déchets anthropiques, notamment des rejets domestiques, de l'utilisation non rationnelle des engrais, qui sont à leur tour lessivés dans le fleuve le long du bassin versant (Alhou, 2007). Outre ces apports, le fleuve Niger est confronté à une contamination permanente en éléments traces provenant d'effluents industriels à Niamey, situées sur la rive droite (Alhou et al. 2014 ; Amadou et al. 2011). La dispersion de ces éléments traces au sein des écosystèmes aquatiques n'épargne aucune communauté : le plancton, les micro-invertébrés, les invertébrés aquatiques, les poissons, et mammifères aquatiques (Bounias, 1999 ; N'guessou et al. 2009). Ces organismes aquatiques, sont particulièrement sensibles aux effets des polluants (N'guessou, 2008).

Par conséquent, les objectifs de ce chapitre sont les suivants : (1) décrire la composition des sédiments fluviaux du Niger (éléments majeurs, traces et terres rares) ; (2) évaluer le niveau de contamination et le risque écologique potentiel de ces éléments dans les sédiments du lit en utilisant le facteur d'enrichissement (EF) et l'indice géo-accumulation (Igeo) et enfin (3) déterminer l'impact de l'agglomération de Niamey sur la qualité des eaux du Niger. Ce dernier aspect pourra être pris en compte dans l'interprétation des données sur le zooplancton, bien qu'une analyse quantitative de l'effet de la qualité de l'eau sur le zooplancton dépasse le sujet de la présente thèse.

2. Matériels et méthode

2.1. Zone d'étude

Cette étude est conduite sur le Niger moyen du fleuve Niger en territoire nigérien, allant de Ayorou (14.7329 N ; 0.91407 E) à Gaya (11.8773 N ; 3.42149 E) (Figure 1 ; Tableau III.1). Le fleuve Niger prend sa source dans la crête guinéenne du Fouta Djalon, une région de hauts plateaux d'une altitude moyenne d'environ 800 mètres et se dirige vers le nord-est, formant une vaste plaine au Mali, inondée pendant la saison des pluies, appelée delta intérieur ou bassin lacustre. Ensuite, ce bassin forme une boucle au Mali et traverse le Niger et le Nigeria où il est rejoint par la Bénoué et se jette dans l'océan Atlantique (Olivry et al. 1993). Son bassin géographique, composé de vastes zones désertiques, de plaines inondables et de zones marécageuses, est caractérisé par la présence de grandes vallées qui s'assèchent progressivement. C'est le 3ème plus long fleuve en Afrique après le Nil et le Congo et le 9ème dans le monde avec 4200 km. La superficie du bassin du Niger est de 2,1 millions de km^2 dont 1,5 million de km^2 de bassin versant actif (Olivry, 2002).

La section d'étude (Figure III.1) est située au sud-ouest du Niger et s'étend entre 11°45' et 15° de latitude Nord, 0°45' et 4° de longitude Est (Garba, 1984) sur une longueur de 520 km sur les 550 km que compte la partie nigérienne. Sa limite nord correspond à la frontière avec le Mali, à l'est avecle Burkina Faso et au sud avec le Bénin et le Nigeria.

Tableau III.1: localisation géographique des stations d'échantillonnage.

Code	Localité	Latitude N	Longitude E
S1	Ayorou	14,73429	0,91407
S2	Tillabéri	14,20678	1,44459
S3	Tondibiat	13,56218	2,00867
S4	Saga	13,47027	2,13075
S5	Kollo	13,32143	2,29288
S6	Say	13,10185	2,37167
S7	Kirtachi	12,77589	2,47214
S8	Gaya	11,87730	3,42149

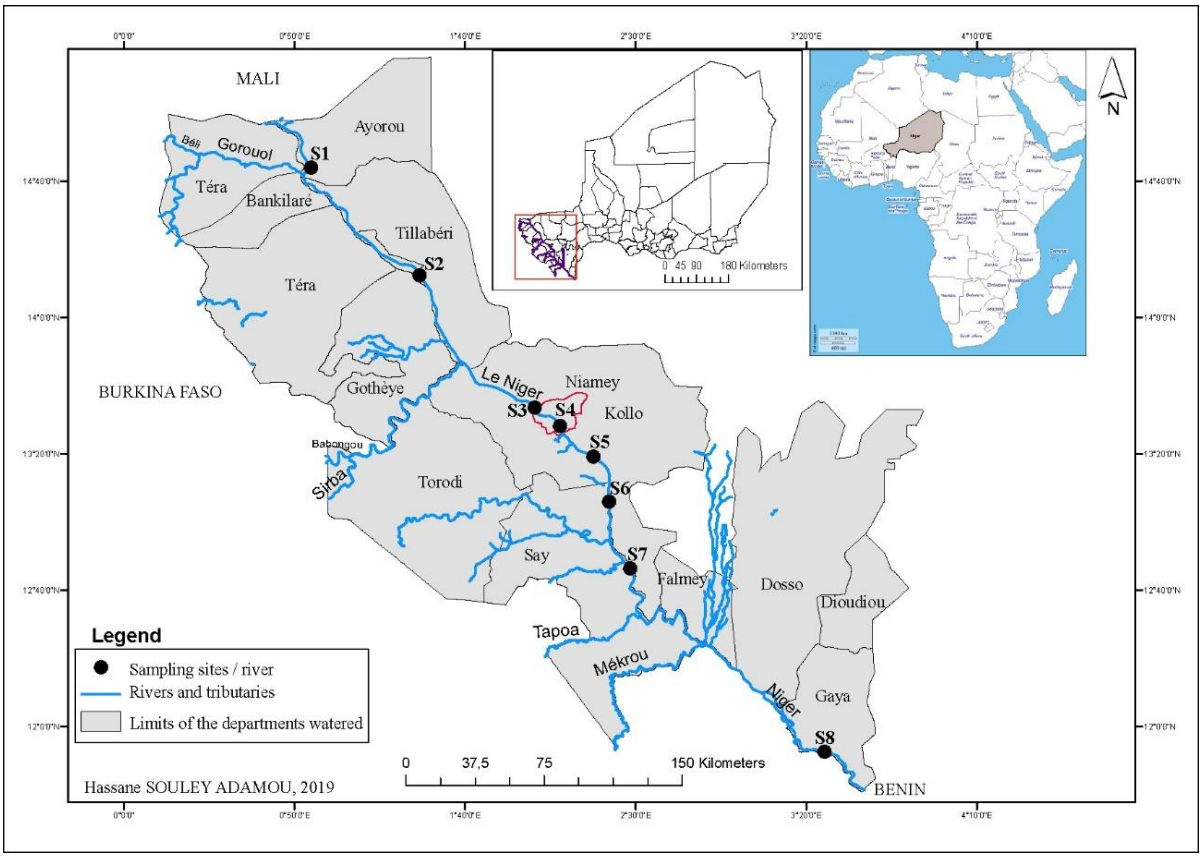


Figure III.1 : carte du Niger à l'intérieur du continent africain (carte de droite en haut), le fleuve Niger à l'intérieur du territoire du Niger (carte du milieu en haut) et les stations d'échantillonnage sur le fleuve Niger (points noirs).

2.2. Prélèvement des sédiments

Pendant la campagne de mai 2018, des échantillons de sédiment ont été prélevés dans le fleuve, près du bord, à chaque station d'échantillonnage du zooplancton (Figure III.1). A l'aide d'un gobelet en plastique, les premiers centimètres de la couche de sédiment présentant une certaine quantité de dépôt fin et toujours recouvert d'eau ont été prélevés. Les échantillons ont ensuite été soigneusement fermés pour éviter toute contamination extérieure durant leurs acheminements au laboratoire.

2.3. Pré-traitement des échantillons

Une fois au laboratoire, les sédiments ont été mis dans des boites de Pétri pour le séchage à température ambiante au laboratoire des sciences de la vie et de la terre (ENS-UAM). Après séchage, les sédiments ont été préparés et mis dans des piluliers pour leur acheminement à Toulouse (Laboratoire écologie fonctionnelle et environnement).

Avant de procéder au tamisage, les sédiments ont été quartés. Le quartage consiste à diviser l'échantillon en quatre parties égales sur un papier protecteur dont on ne retient que la moitié en réunissant les deux quarts opposés. On obtient ainsi un échantillon représentatif du matériel initial.

Les échantillons ont été tamisés sur des tamis de 2 mm, 200 µm et 63 µm. Pour éviter toute contamination entre les différents échantillons, les tamis ont été lavés à l'acide nitrique à 2%, rincés à l'eau déminéralisée puis à l'eau Milli-Q et séchés à l'air comprimé avant et après le tamisage de chaque échantillon de sédiment. Ceci a permis de séparer les sédiments en trois fractions : sables grossiers (2 mm-200 µm), sables fin (200-63 µm), argiles et limons (< 63 µm).

2.4. Analyse chimique des sédiments

Les échantillons de sédiments préparés en différentes fractions par tamisage, ont été mis dans des piluliers. L'analyse chimique est effectuée sur la fraction fine (< 63 µm) des sédiments à laquelle les éléments traces s'associent préférentiellement (Probst et al. 1999). L'analyse granulométrie a été réalisée au Plateau d'analyse physico-chimique du laboratoire écologie fonctionnelle et environnement de Toulouse. Pour chaque fraction, la distribution granulométrique allant de 0,01 à 3000 µm a été déterminée à l'aide d'un micro-granulomètre laser (HORIBA Partica LA-950V2). Avant l'analyse, chaque échantillon de sédiment a été traité avec une solution d'hexa-phosphate de sodium pour améliorer la dispersion des particules dans la solution.

L'extraction et le dosage des éléments majeurs et éléments traces totaux dans les sédiments ont été réalisés par ICP-MS au centre des recherches pétrochimique et géochimique de Nancy (France) par le service d'Analyse des roches et des minéraux (SARM : http://helium.crpg.cnrs-nancy.fr/SARM/).

2.5. Analyses statistiques

La signification des différences de concentration entre les stations a été testée en utilisant une ANOVA non paramétrique (test Spearman). Le test est considéré significatif pour les valeurs de $P < 0,05$.

3. Résultats et discussion

3.1. Composition granulométrique des sédiments du Niger

L'analyse granulométrique consiste à étudier la répartition des différents grains d'un échantillon suivant leurs caractéristiques physiques (taille, poids…). Les sédiments sont classiquement caractérisés selon leur teneur en leurs différents constituants, allant des plus fins (les argiles) aux plus grossiers (les graviers). Les classes granulaires peuvent être définies comme suit :

- Argiles < 2 µm
- 2 µm < limons fins < 20 µm
- 20 µm < limons grossiers < 63 µm
- 63 µm < sables fins < 200 µm
- 200 µm < sables grossiers < 2000 µm
- >2000 µm graviers

Pour caractériser la texture des sédiments de surface du fleuve Niger, nous avons calculé le pourcentage des fractions (< 2 µm, 2 à 20 µm, 63 à 200 µm, 63 à 200 µm et 200 à 2000 µm) à partir des résultats obtenus par granulométrie laser. Ceux-ci ont permis de tracer un premier triangle ternaire pour l'ensemble des fractions (Figure III.2) (argiles et limons : 0 à 63 µm, sables fins : 63 à 200 µm, sables grossiers : 200 à 2000 µm). Ensuite, nous avons détaillé la distribution des fractions les plus fines (argiles : < 2 µm, limons fins : 2 à 20 µm et limons grossiers : 20 à 63 µm) dans un deuxième diagramme ternaire (Figure III.3).

Le triangle de la Figure III.2 montre qu'à la plupart des stations les sables fins (63-200 µm) sont majoritaires avec un pourcentage qui dépasse 60% à l'exception des S3, S4 et S8 dont le pourcentage varie entre 35 à 50%. La station S8 présente le pourcentage le plus élevé en argiles et limons avec près de 65%. A l'exception des stations S3 et S4 (environ 45%), les pourcentages des sables grossiers > 200 µm restent faibles (moins de 20%).

Sur le diagramme de la Figure III.3 présentant la composition détaillée des argiles et limons (< 63 µm), on observe un pourcentage d'argiles similaire entre les stations (5 à 15 %), à l'exception de S8 qui atteint 25 %. Le pourcentage en limons fins varie entre 20 à 60 % entre les stations. Le pourcentage en limons grossiers varie de 40 à 80 % entre les stations à l'exception de S8 qui est à 20 %. On observe un gradient qui varie d'un pôle « limons fins » vers un « pôle limons grossiers ».

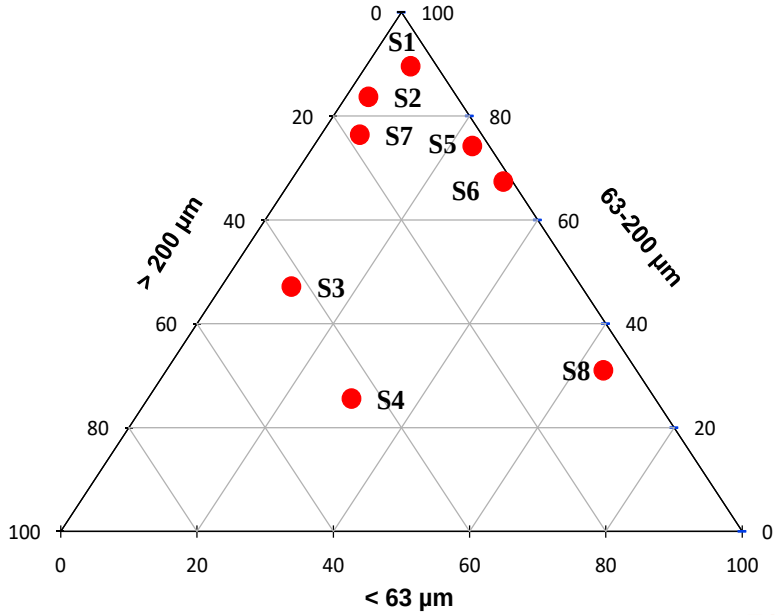


Figure III.2: diagramme ternaire textural des sédiments de surface (< 63 µm, 63-200 µm, >200 µm) du lit du Niger aux stations S1 à S8.

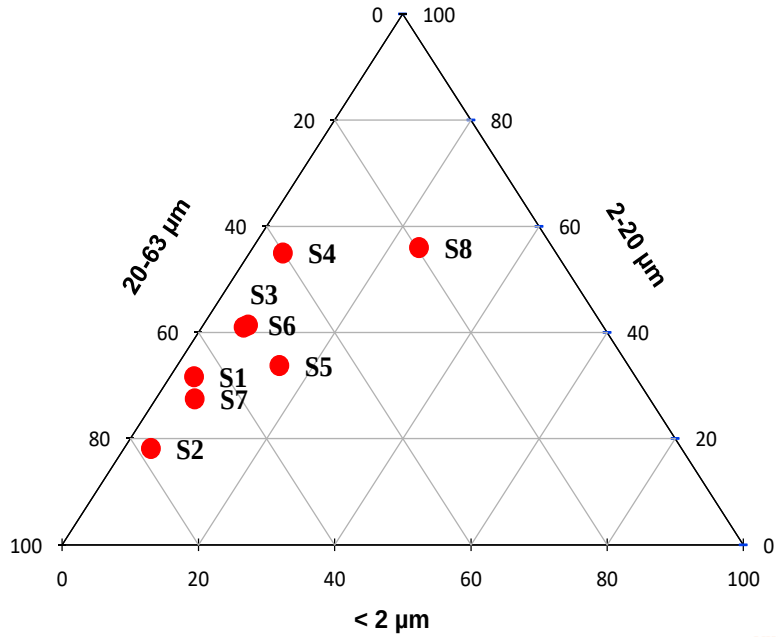


Figure III.3 : répartition granulométrique des fractions fines entre argiles < 2µm ; limons fins 2-20 µm et limons grossiers 20-63 µm des sédiments de surface du lit du fleuve Niger.

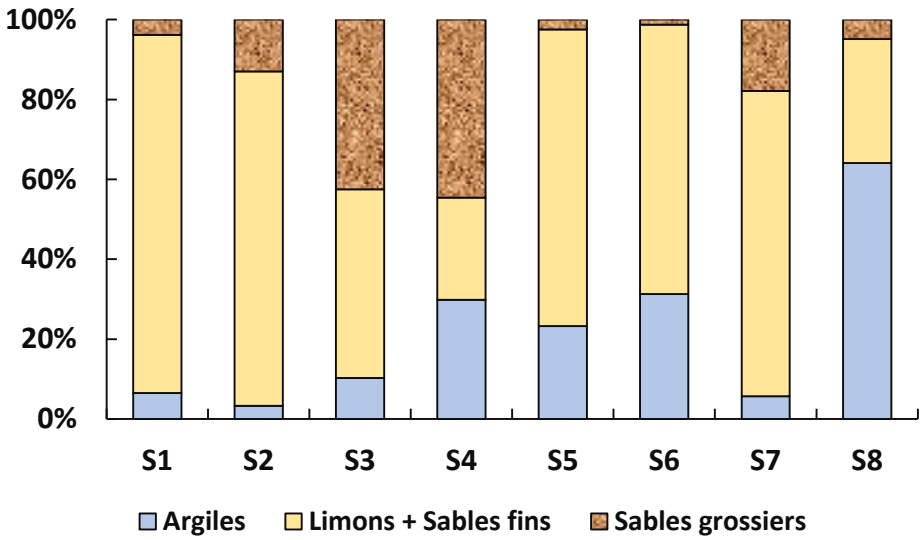


Figure III.4 : granulométrie des sédiments (S1 à S8) de la surface du lit du Niger : argiles < 2µm, 2 µm < limons fins < 20 µm, 20 < limons grossiers < 63 µm, 63 < Sables fins < 200 µm, 200 µm < sables grossiers < 2000 µm, > 2000 µm graviers.

Les résultats de la Figure III.4 montrent globalement une dominance de la fraction limoneuse avec des pourcentages qui oscillent entre 65 à 90% aux stations S1, S2, S5, S6 et S7. Les stations S3 et S4 montrent une particularité par rapport à la composition granulométrique avec les pourcentages en sables les plus importants, pouvant atteindre jusqu'à 40%. Cette particularité peut être expliquée par l'écoulement des petits affluents aux alentours des stations S3 et S4 et qui apportent des quantités énormes de sable dans le fleuve Niger.

Les Figures III.1-4 mettent en évidence une différence entre la composition granulométrique des échantillons des stations situées en zone sahélienne (S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7) et celle de la zone nord soudanaise (S8). En effet, la station S8 est composé à plus de 70% de fraction argileuse. Cela pourrait s'expliquer par le phénomène de tri granulométrique dans le bassin versant avec la compétence du courant en allant de l'amont vers l'aval. Il est logique que les particules les plus fines puissent être transportées loin et sédimentent en dernier. Une autre explication pourrait être liée à la nature de la lithologie du bassin versant. Le fleuve Niger repose sur les granites du Liptako Gourma de la frontière malienne jusqu'aux environs de Gothèye puis, peu à peu, sur les dépôts du continental terminal qui dissimulent le socle. Enfin, de Kirtachi à Gaya il repose sur des grès et quartiles voltaiens (Favreau, 2000). Cette texture granulométrique rejoint celle observée par Sow et al. (2018), sur les sédiments prélevés dans le bassin versant du Milo en Guinée.

3.2. Composition en éléments majeurs

Dans cette partie les analyses chimiques sont appliquées sur la fraction fine (< 63 µm). Ce choix peut s'expliquer pour deux raisons :

- cela permet de normaliser les échantillons qui peuvent être de granulométrie differente. En efftet, les élements traces se fixent préférentiellement sur les fractions fines qui présentent les plus grandes surfaces spécifiques.
- de plus, les fractions fines des sédiments présentent une composition chimique très proche des matières en suspension transportées par le fleuve (Gairo et al. 2003).

Pour caractériser la typologie de la composition chimique des sédiments du Niger en éléments majeurs, nous avons répresenté la distribution des concentrations en éléments majeurs dans la fraction fine (< 63 µm) au moyen de deux diagrammes ternaires, dont l'un est composé de SiO_2, Fe_2O_3+Al_2O_3 et CaO+MgO+Na_2O+K_2O (Figure III.5) et l'autre de SiO_2, Fe_2O_3 et Al_2O_3 (Figure III.6). Ces éléments considérés représentent entre 80 à 90% de la composition chimique de la fraction fine. En outre, ils rentrent dans la composition des silicates et des oxydes de fer et d'aluminium caractéristiques des minéraux constitutifs des sols latéritiques de la zone d'étude. Ces minéraux, particulièrement les oxydes, jouent un rôle fondamental sur le contrôle des élements traces dans les sédiments.

Le diagramme ternaire (Figure III.5) montre la composition chimique en élément majeurs des sédiments de surface du fleuve Niger. En considérant l'ensemble des éléments, notamment les cations (CaO+MgO+Na_2O+K_2O), on s'aperçoit que ce sont les silicates (SiO_2) qui dominent à 70-90 %, suivis des oxydes de fer et d'aluminium (Fe_2O_3+Al_2O_3) à 10-30 %, confirmant ainsi l'absence ou la faible tenneur des carbonates dans les sédiments du Niger.

La distribution des échantillons dans le diagramme ternaire de la Figure III.6 montre une dominance des silicates (78 %) vers un pole hydroxyde d'aluminium Al_2O_3 (12 %) avec des teneurs en Fe_2O_3 + Al_2O_3 (< 10 à 30 %) qui varient faiblement. Ces résultats sont similaires de ceux observés par Sow et al. (2018) dans les sédiments de la rivière de Milo, affluent du Niger en Guinée. Le pourcentage en Fe_2O_3 + Al_2O_3 est légèrement supérieur aux stations S8 et dans une moindre mesure en S4, au détriment des silicates.

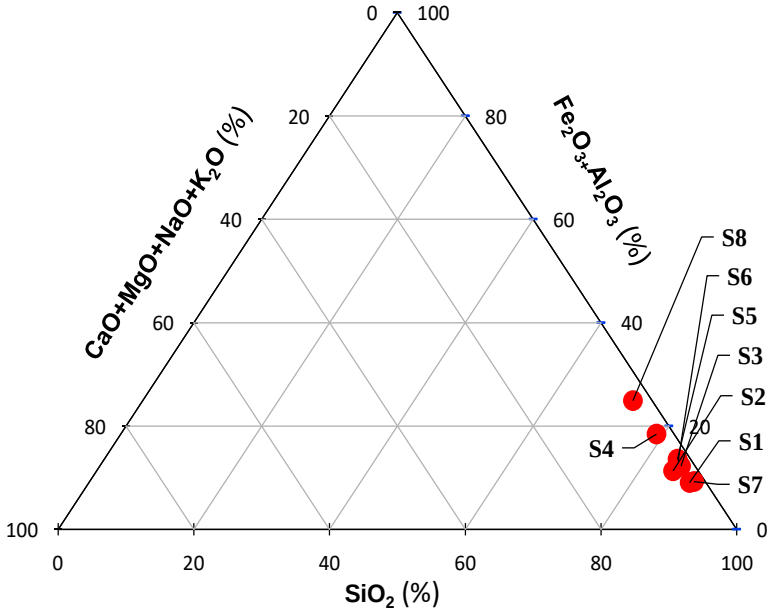


Figure III.5 : diagramme ternaire de composition des éléments majeurs des sédiments de surface du lit du Niger des stations S1 à S8.

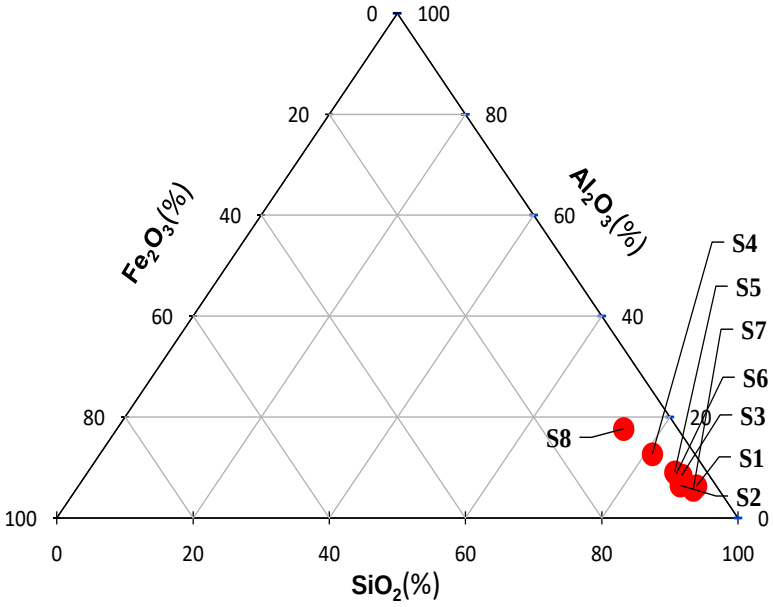


Figure III.6 : diagramme ternaire de la composition en éléments majeurs des sédiments de la surface du lit du fleuve Niger. Chaque point représente une des 8 stations de prélèvement sur le Niger de l'amont vers l'aval (S1 à S8).

3.3. Les terres rares (REE)

Les terres rares ou (REE par *Rare Earth Element*) font parties du groupe III_A dans le tableau périodique (Tableau III.2) formant la famille des Lanthanides. 14 éléments sont considérés par la présente étude (Tableau III.3) : Lanthane (La), Cérium (Ce), Praséodyme (Pr), néodyme (Nd), Samarium (Sm), Europium (Eu), Gadolinium (Gd), Terbium (Tb), Dysprosium (Dy), Holmium (Ho), Erbium (Er), Thulium (Tm), Ytterbium (Yb), Lutétium (Lu). Les terres rares ne sont pas aussi "rares" que leur nom ne le laisse penser, beaucoup moins que les métaux précieux (or, platine, iridium).

La signature en REE dans les sédiments provient en partie de leur relargage dans les eaux du fait de l'interaction entre les eaux, les roches et les sédiments (Johannesson et al. 2000). Les REE sont utilisées en géochimie et pédologie comme traceurs naturels pour suivre les différents processus géologiques (Laveuf et al. 2008). Les terres rares sont aussi couramment utilisées pour caractériser les transferts chimiques et particulaires issus de l'érosion continentale vers les Océans (Gaillardet et al. 2003 ; Stille et al. 2009) ou pour suivre les processus hydro- chimiques au sein des rivières (Steinnon et Stille, 2008). Les REE peuvent également être apportées dans l'environnement par certaines activités humaines (tannerie, catalyse, métallurgie, verres et céramiques…). Certains fertilisants phosphatés sont aussi susceptibles de contribuer à la contamination des sols par les terres rares.

Les terres rares (REE) sont généralement divisées en deux sous-groupes dont la limite varie selon les sources : les terres rares légères (du La à l'Eu) (LREE, Light Rares Earth Element) et les terres rares lourdes (du Gd à Lu), avec l'Eu et le Gd pouvant être classé tantôt dans un groupe, tantôt dans l'autre. Les REE sont aussi parfois divisées en trois sous-groupes :

LREE : terres rares légères ; La à Pr

MREE : terres rares intermédiaires ; Nd à Dy

HREE : terres rares lourdes ; Ho à Lu

Tableau III.2 : les terres rares (en gris) dans le tableau périodique des éléments de Mendeleïev

H																He
Li	Be										B	C	N	O	F	Ne
Na	Mg										AL	Si	P	S	Cl	Ar
K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr
Rb	Sr	Y	Zr	N	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe
Cs	Ba	La-Lu*	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	TI	Pb	Bi	Po	At	Rn
Fr	Ra	Ac-Lf**	Rf	Db	Sg	Bh	Hs	Mt	Ds	Rg							

*Lanthanides													
La	Ce	Pr	Nd	Pm	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu
**Actinides													
Ac	Th	Pa	U	Np	Pu	Am	Cm	Bk	Cf	Es	Fm	Md	No	Lr

Pour comparer les résultats avec ceux de la littérature, l'utilisation d'une référence internationale sera privilégiée. Nous avons utilisé l'UCC (Upper Continental Crust) et le PAAS (Post Archean Australian Shales). La procédure de standardisation est expliquée plus loin (cf. paragraphe 3.3.2).

3.3.1. Concentration des terres rares et variabilité

Les teneurs et la forme des spectres de REE dans les sols dépendent de la roche mère, de la pédogénèse et des propriétés de chaque type de sol (Laveuf et Cornu 2009).

Les concentrations en terres rares dans les sédiments de surface du lit du fleuve sont reportées dans le Tableau III.3 et sur la Figure III.5 pour chacune des 8 stations. Leurs concentrations varient entre 1,98 µg. g^{-1} (Eu) et 178,96 µg. g^{-1} (Ce). Les concentrations moyennes en REE dans les sédiments du lit du fleuve Niger sont plus élevées que dans les sédiments utilisés comme références, le PAAS et UCC.

Tableau III.3 : concentrations en terres rares (µg. g^{-1}) mesurées dans les stations du Niger et utilisées pour la normalisation des sédiments du Niger avec le PAAS (Post Archea Australian Shale) et UCC (Upper Continental Crust) (Taylor and McLennan, 1985).

REE	Sédiments du BV du Niger (n=8)				PAAS	UCC
	Min	Max	Med	Moy		
La	33,12	213,15	68,70	85,35	38,20	30,00
Ce	69,60	453,39	143,64	178,96	79,60	64,00
Pr	7,99	52,48	16,66	20,66	8,83	7,10
Nd	30,33	189,97	62,60	76,48	33,90	26,00
Sm	6,09	38,03	12,47	15,24	5,55	4,50
Eu	1,11	3,37	1,93	1,98	1,08	0,88
Gd	5,30	33,56	10,56	13,47	4,66	3,80
Tb	0,88	5,72	1,71	2,29	0,77	0,64
Dy	5,99	39,57	11,39	15,80	4,68	3,50
Ho	1,34	9,33	2,55	3,66	0,99	0,80
Er	3,99	29,95	7,74	11,41	2,85	2,30
Tm	0,68	5,37	1,33	2,00	0,40	0,33
Yb	4,60	42,85	10,06	15,39	2,82	2,20
Lu	0,69	6,96	1,59	2,45	0,43	0,32

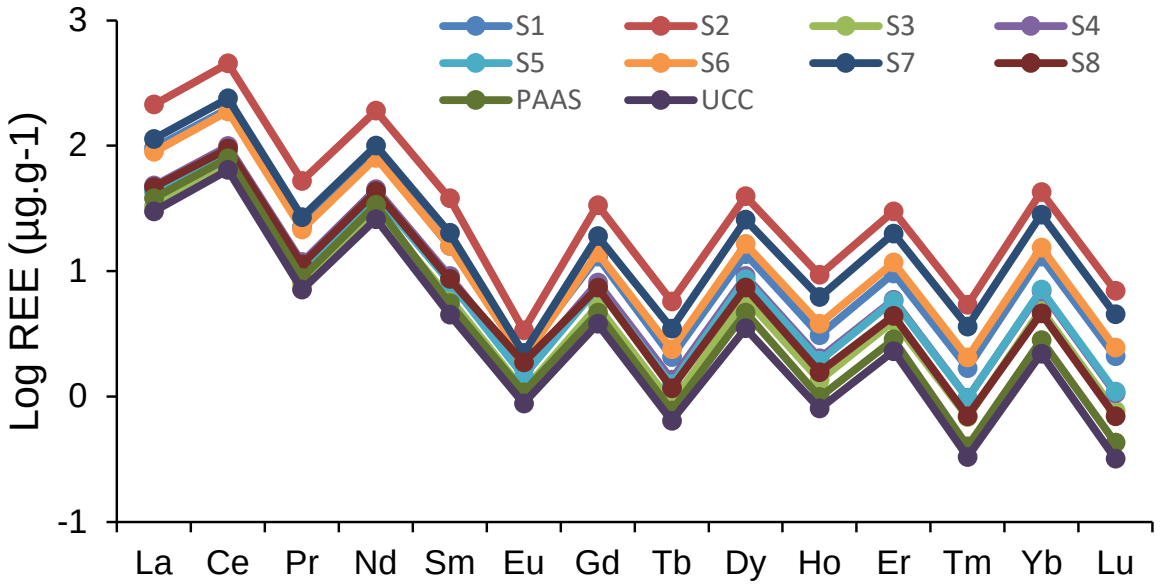


Figure III.7 : variation spatiale des teneurs en terres rares dans les sédiments de surface du lit du Niger.

Lorsqu'on compare les concentrations des 8 stations (Figure III.7), l'échantillon de la station S3 présente les valeurs plus basses ($P < 0,05$). Les valeurs maximales des terres rares sont

observées à la station S2 (453,39 µg. g^{-1}) et les valeurs minimales à la station S8 (0,697 µg. g^{-1}).

Les REE sont présentes dans les sédiments du lit selon l'ordre de concentration suivant : Ce > La > Nd > Pr > Dy > Yb > Sm > Gd > Er > Lu > Tb > Tm > Eu (Figure III.8). A quelques exceptions près, cet ordre correspond à celui des sédiments « Post Archean Australian Shales » (PAAS) (Taylor et McLennon, 1985) et celui de UCC « Upper Continental Crust », et à un degré moindre au North American Shale Composite (NASC) (Gromet et al. 1983) (Tableau III.3). Cette composition est fréquemment rencontrée dans de nombreux compartiments naturels de la terre (Taylor et McLennan, 1985).

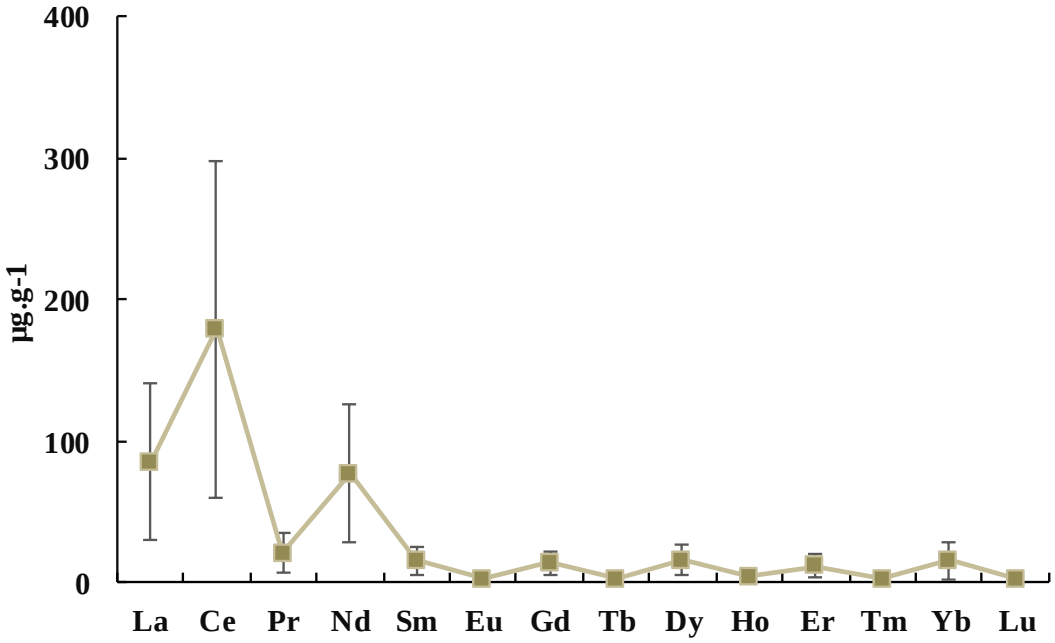


Figure III.8 : concentrations moyennes (des 8 stations) en REE dans les sédiments de surface du lit du Niger, représentées selon la séquence du PAAS et UCC. Les traits verticaux représentent les écart-types.

Le Tableau III.4 montre le coefficient de corrélation entre les différentes terres rares dans les sédiments de surface du lit du Niger pour l'ensemble des 8 stations. On remarque que suivant le groupe des terres rares (LREE, MREE et HREE), ils présentent des coefficients de corrélation très élevés. Notamment les LREE (La, Ce, Pr) sont fortement corrélés avec des $r^2 = 1$. Pour les terres rares lourdes ou HREE (Ho, Er, Tm, Yb, Lu) on observe des coefficients de corrélations élevés qui varient entre 0,90 à 1. On note néanmoins des coefficients compris entre 0,93 à 1 pour les terres rares intermédiaires. Ces relations différentielles peuvent s'expliquer par un fractionnement entre les terres rares légères et les terres rares lourdes, comme l'ont déjà observé

N'guessan (2008) sur les sédiments des rivières gasconnes dans le bassin de la Garonne, Assaker (2016) sur les sédiments du bassin versant du fleuve Ibrahim au Liban et Sow et al. (2018) sur les sédiments du bassin versant de la rivière Milo en Guinée. Ce fractionnement ne peut être vérifié que par le profil de concentration normalisée par rapport à un matériau de référence (Masud, 1962 ; Coryell et al. 1963 ; Leleyter 1999 ; N'Guessan, 2008 ; Sow et al. 2018 ; Baadassan et al. 2020).

Tableau III.4 : matrice de corrélation (r^2, n=8) des REE dans les sédiments de surface du lit du Niger. Les LREE sont indiquées en bleue, les MREE en orange et les HREE en vert.

	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu
La	1	1	1	1	1	0,96	0,99	0,99	0,98	1	0,97	0,96	0,97	1
Ce		1	1	1	1	0,96	1	0,99	0,98	1	0,97	0,97	0,97	1
Pr			1	1	1	0,96	1	0,99	0,98	1	0,97	0,96	0,97	1
Nd				1	1	0,96	1	0,99	0,98	1	0,97	0,97	0,97	1
Sm					1	0,96	1	0,99	0,98	1	0,98	0,97	0,97	1
Eu						1	0,96	0,94	0,93	0,90	0,91	0,90	0,90	0,90
Gd							1	1	0,99	1	0,99	0,98	0,98	1
Tb								1	1	1	1	0,99	0,99	1
Dy									1	1	1	0,99	0,99	1
Ho										1	1	1	0,99	1
Er											1	1	1	1
Tm												1	1	1
Yb													1	1
Lu														1

3.3.2. Distribution des profils de REE par rapport au PAAS et UCC

Dans la présente étude, nous prendrons deux matériaux de références, le « Post Archean Australian Shales » PAAS (Taylor et McLennon, 1985) et celui de UCC « Upper Continental Crust » qui sont utilisés dans l'étude des terres rares dans les sédiments fluviaux (Leleyter et al. 1999 ; N'guessan, 2008 ; Sow et al. 2018).

Les spectres de REE sont obtenus en divisant les concentrations de chaque terre rare (REE_{sed}) par celles du référence PAAS (REE_{PAAS}) et UCC (REE_{UCC}) en suivant l'ordre du PAAS (Figures III 9-10). Ce système de représentation est très utile, car il permet de visualiser très rapidement toute déviation par rapport à la référence. Si le rapport REEsed/REE_{PAAS}. (Ou UCC) est > 1, on parle d'enrichissement, si le rapport est < 1, on parle d'appauvrissement. Dans ces graphiques, la valeur de neutralité est de zéro. Les rapports pouvant présenter une assez large gamme de valeurs, on utilise souvent la $\log_{10}$ du rapport pour les représentations graphiques.

Selon la répartition des rapports pour la totalité des éléments considérés, les échantillons pour lesquels les terres rares sont présentées une à une dans les mêmes proportions que dans la référence, sont caractérisés par un profil plat. Si les valeurs d'un élément suivent une pente en allant des LREE vers les HREEs, cela indique un fractionnement, soit une différence en enrichissement/appauvrissement des LREEs par rapport aux HREEs. Si l'on observe une déviation de la valeur standardisée d'un élément par rapport à ses voisins on parlera d'anomalie.

Les résultats de la normalisation par le PAAS et l'UCC se sont révélés similaires et montrent que les REE des sédiments du bassin du Niger sont, en général, enrichis (Figures III 9-10). Que l'on normalise par rapport au PAAS ou à l'UCC ne change ni la forme des spectres ni les teneurs.

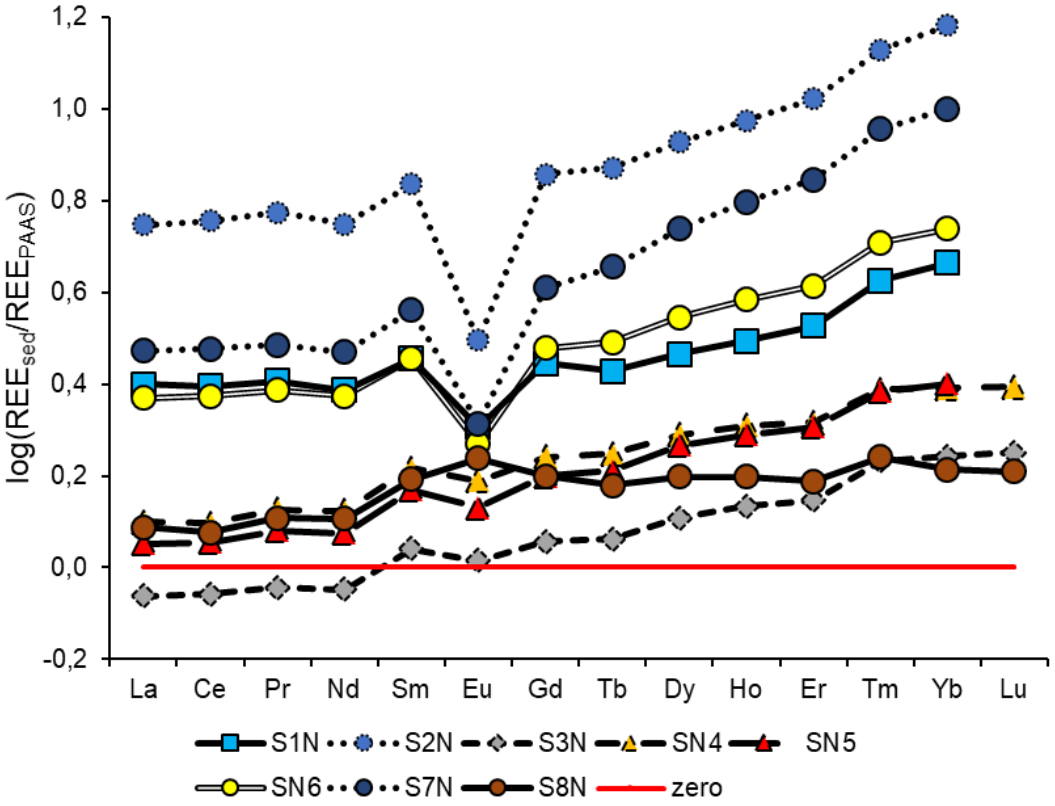


Figure III.9 : profils de distribution des REE des sédiments du lit du Niger normalisés par rapport au PAAS de Taylor et McLennan, 1985.

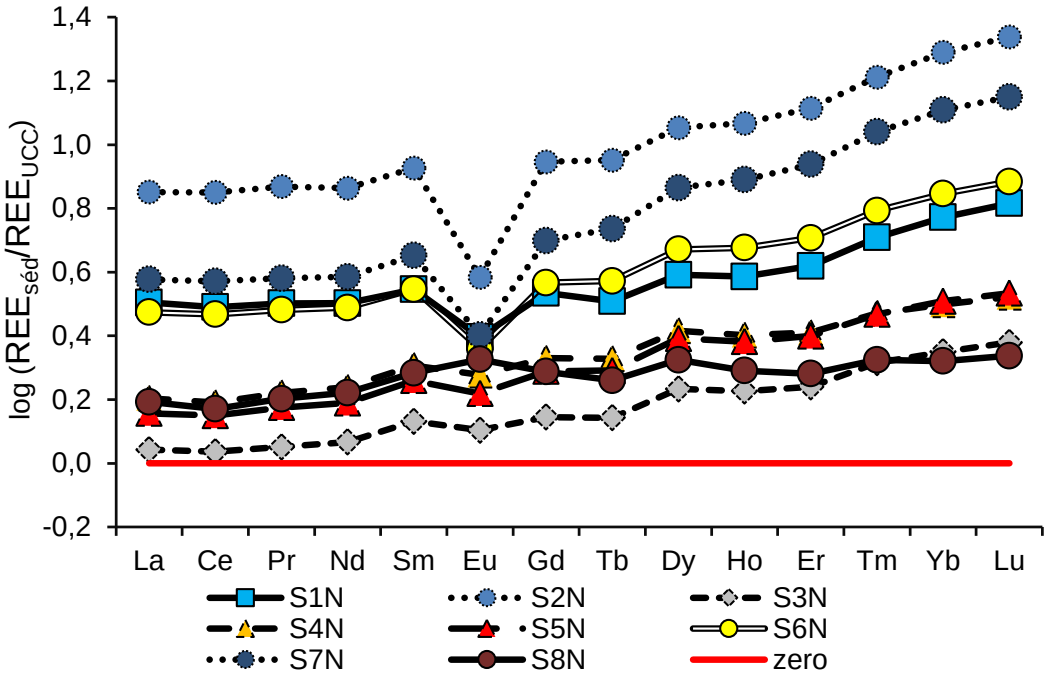


Figure III.10 : profils de distribution des REE des sédiments du lit du Niger normalisés par rapport à l'UCC de Taylor & Mc Lennan, 1985.

La distribution des REE par rapport à la normalisation en PAAS et UCC pour chaque station (Taylor & McLennan 1985), permet de distinguer 2 groupes :

le groupe 1 est composé des stations S1, S2, S6 et S7 enrichies en REE lourdes (HREE) avec des anomalies négatives bien marquées pour l'europium, tandis que les profils du groupe 2 (stations S3, S4, S5 et S8) présentent un enrichissement en HREE plus modéré et des anomalies négatives en Eu faibles voire positive pour les sédiments de la station 8, la plus en aval de la zone d'étude. Ceci pourrait s'expliquer par l'effet des tributaires situés autour de la ville de Niamey (groupe 1) qui charrient beaucoup de sable dans le fleuve Niger en saison des pluies, d'où l'ensablement du fleuve que l'on constate depuis plusieurs années.

Ce fractionnement pourrait être expliqué par la nature géologique de la roche mère.

Les profils normalisés avec le PAAS et l'UCC présentent un enrichissement léger des terres rares lourdes. Les profils de distribution des quatre stations du groupe 1 sont à peu près identiques mais avec des niveaux d'enrichissements différents. Les résultats sur les profils de terres rares dans les sédiments du lit du Niger, rejoignent ceux de Goldstein et Jacobsen (1988), Sholkovitz (1992), N'Guessan (2008) et Sow et al. 2018 qui démontrent que, de façon générale, les sédiments de rivières ont des profils de distribution de terres rares similaires et avec un enrichissement des HREE et d'autres part une anomalie négative en Eu.

3.4. Les éléments traces (ET) dans les sédiments du Niger

3.4.1. Teneurs en ET dans les fractions fines (< 63 µm)

Les résultats des analyses des éléments traces des sédiments aux différentes stations ont été résumés dans le Tableau III.5. Dans ce tableau, les valeurs minimales, maximales, moyennes et médianes des éléments traces (ET) sont comparées aux valeurs moyennes de la croûte continentale supérieure (UCC) et du Post Archean Australian Shales (PAAS). Dans les sédiments de surface du lit du Niger, en moyenne, l'élément trace le moins concentré est In (0,05 µg. g^{-1}) ; les plus abondants sont le zirconium (8759,2 µg. g^{-1}), le baryum (306,93 µg. g^{-1}), le hafnium (210,22 µg. g^{-1}).

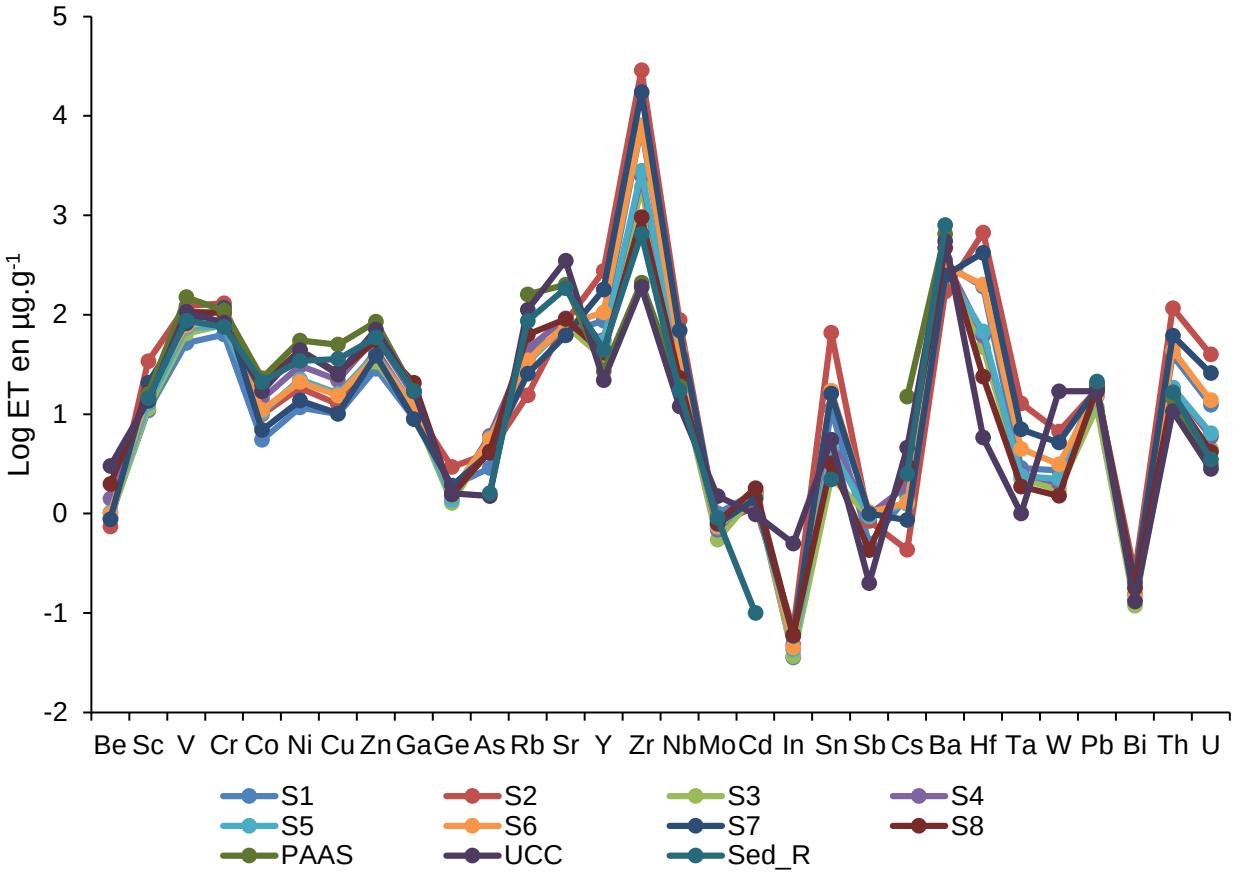


Figure III.11 : distribution des concentrations moyennes des éléments traces (ET) dans les sédiments de surface du lit du Niger (S1 à S8) en comparaison avec les teneurs dans le PAAS, l'UCC et le sédiment du Ruisseau au Togo (Sed_R).

Tableau III.5 : teneurs en ET dans les sédiments du Niger (moyennes de 8 stations) et valeurs du PAAS, de l'UCC et Séd_Ruisseau (sédiment local de référence, Avumadi, 2019).

	Sédiments du BV du Niger (<63µm). n=8						
TE (µg. g^{-1})	**Min**	**Max**	**Med**	**Moy**	**PAAS**	**UCC**	**Séd_Ruisseau**
Be	0,74	1,99	0,95	1,10	-	3,60	
Sc	10,95	34,1	15,65	17,21	16,0	13,60	14,4
V	51,98	121,95	79,80	82,61	150,0	107,00	87,2
Cr	63,15	130,5	89,47	93,71	110,0	83,00	75,3
Co	5,51	19,75	10,38	11,01	23,0	17,00	21,0
Ni	11,68	43,71	21,62	22,94	55,0	44,00	34,4
Cu	10,01	26,04	15,73	16,05	50,0	25,00	35,8
Zn	28,58	60,00	39,83	42,46	85,0	71,00	59,0
Ga	8,92	20,63	11,65	12,46	17,0	17,00	17,1
Ge	1,28	2,93	1,62	1,76	-	1,60	
As	2,86	6,07	4,75	4,74	-	1,50	1,6
Rb	15,51	62,92	35,01	36,94	160,0	112,00	86,6
Sr	61,87	92,04	79,06	78,87	200,0	350,00	184,4
Y	36,94	275,25	71,24	104,19	27,0	22,00	44,4
Zr	955,28	28659,66	5358,05	8759,16	210,0	190,00	650,6
Nb	22,44	88,62	31,60	42,15	19,0	12,00	17,2
Mo	0,55	0,81	0,74	0,72	-	1,50	0,9
Cd	0,20	4,94	0,93	1,51	-	0,98	0,1
In	0,04	0,07	0,05	0,05	-	0,50	
Sn	2,31	65,83	8,38	15,73	-	5,50	2,2
Sb	0,43	1,03	0,94	0,83	-	0,20	
Cs	0,43	3,00	1,30	1,44	15,0	4,60	2,5
Ba	171,41	469,55	302,20	306,93	650,0	550,00	793,8
Hf	23,76	671,72	129,54	210,22	-	5,80	
Ta	1,87	12,85	2,71	4,53	-	1,00	
W	1,51	6,69	2,48	3,15	-	2,00	
Pb	11,60	19,72	17,74	16,79	20,0	17,00	21,3
Bi	0,12	0,25	0,17	0,17	-	0,13	
Th	13,53	116,32	28,62	40,82	14,6	10,70	16,6
U	4,18	39,78	9,43	14,10	3,1	2,80	3,5

Les concentrations des ET dans les sédiments du fleuve Niger sont ordonnées de façon suivante : Zr> Ba > Hf > Y > Cr > V > Sr > Th > Zn > Nb > Rb > Ni > Sc > Pb > Cu > Sn > U > Ga > Co > As > Ta > W > Ge > Cd > Cs > Be > Sb > Mo > Bi > In. Cet ordre diffère largement de celui du PAAS (Ba > Zr > Sr > Rb > V > Cr > Zn > Ni > Cu > Y > Co > Pb > Nb > Ga > Sc > Cs > Th > Mo > U > Cd) et de celui de l'UCC (Mo > Cd > Ba > Sr > Zr > Rb > V > Zn > Cr > Nb > Y > Ni > Pb > Ga > Cu > Co > Th > Sc > Cs > U). La représentation graphique des ET (Figure III.11) nous montre que les teneurs en ET des sédiments du bassin du Niger suivent globalement la même distribution que celles du PAAS et de l'UCC (Figure III.11) avec toutefois des différences sous forme d'anomalies particulièrement marquées, positives pour

certains éléments tels que le Ni, Rb, Zr, Cd, Sn, Hf, et négatives pour d'autres Cr, Cu, Ge, As, In, Cs, Bi, Y.

3.4.2. Variabilité spatiale des éléments traces dans les sédiments du Niger

Les résultats de cette étude sur le sédiment concernent uniquement la période des basses eaux (mai 2018), caractérisée par un débit faible et une forte concentration de matières en suspension. Ceci pourrait favoriser le dépôt des particules fines dans les sédiments du lit des cours d'eau, et aussi les phénomènes d'adsorption des ET en solution sur les particules, entrainant ainsi des concentrations plus importantes dans les sédiments de la rivière.

La distribution spatiale des concentrations en ET le long de la zone étudiée est illustrée par la Figure III.12 où nous pouvons distinguer 4 types de profils :

- en cloche, avec les valeurs minimales en amont et en aval, en des valeurs maximales centrées sur la station S4. C'est le cas de 7 éléments trace sur 30 : As, Co, Cu, Ga, Ni, Rb et Sb.
- constant, avec des valeurs relativement stables le long de la section, à l'exception de quelques concentrations remarquables, notamment en S2 et S8. C'est le cas de 8 éléments sur 30 : Ba, Be, Bi, Cs, Ge, Pb, Sr et Zn.
- croissant de l'amont vers l'aval avec une discontinuité en S2 qui présente les valeurs maximales pour 4 éléments traces sur 30 : Cr, Im, Mo et V.
- caractérisé par des valeurs maximales en S2, des valeurs faibles en S1, S3, S4, S5 et un pic centré sur S7. C'est le cas de 11 éléments sur 30 : Cd, Hf, Nb, Sc, Sm, Ta, Th, U, W, Y et Zr.

Les stations S2 et S8 apparaissent souvent remarquables. En effet, S2 présente les concentrations maximales pour 17 éléments sur 30 et S8 pour 10 éléments sur 30.

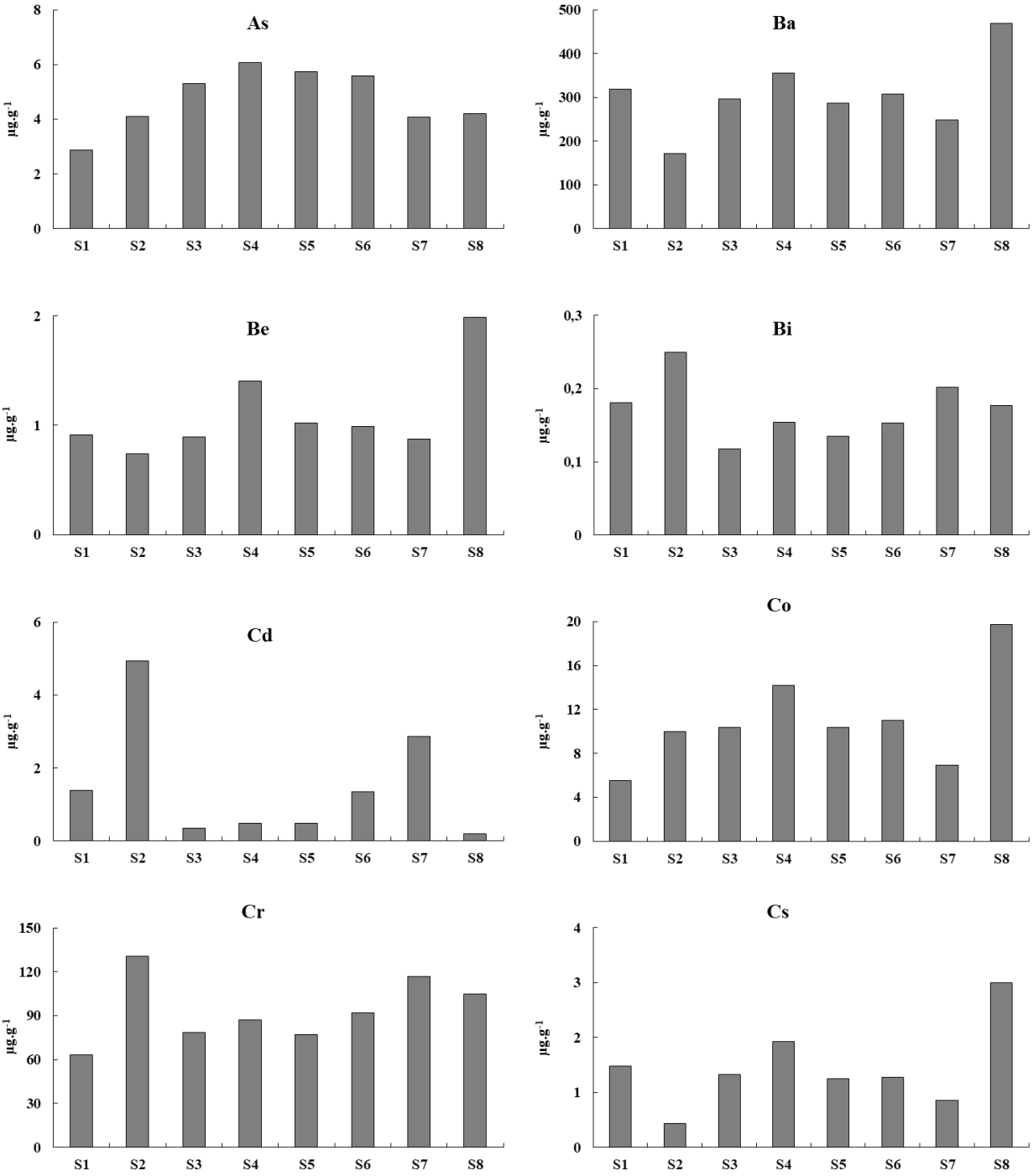


Figure III.12 : distribution des concentrations en ET au niveau des huit stations le long du Niger

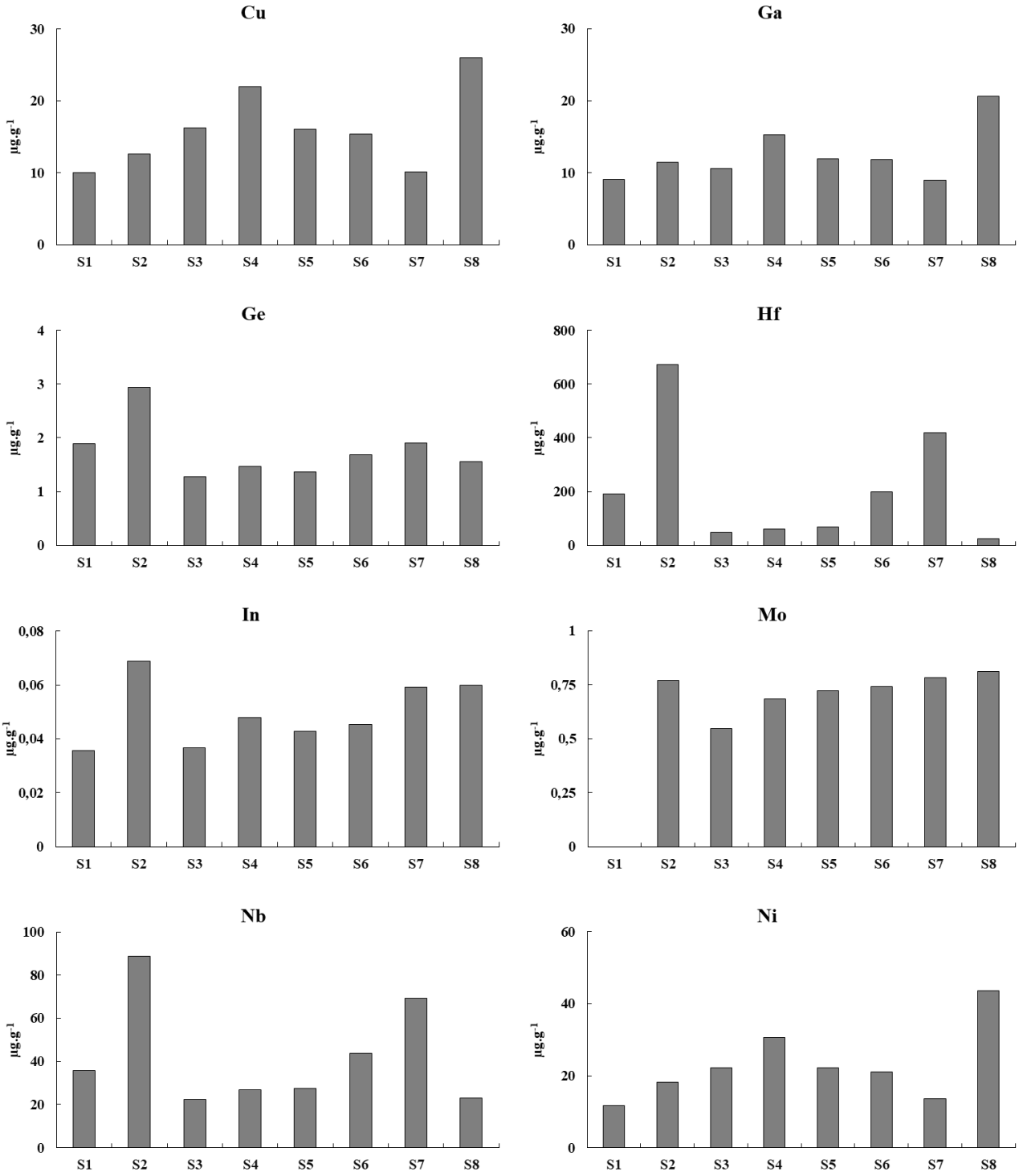


Figure III.12 (suite) : distribution des concentrations en ET au niveau des huit stations le long du Niger

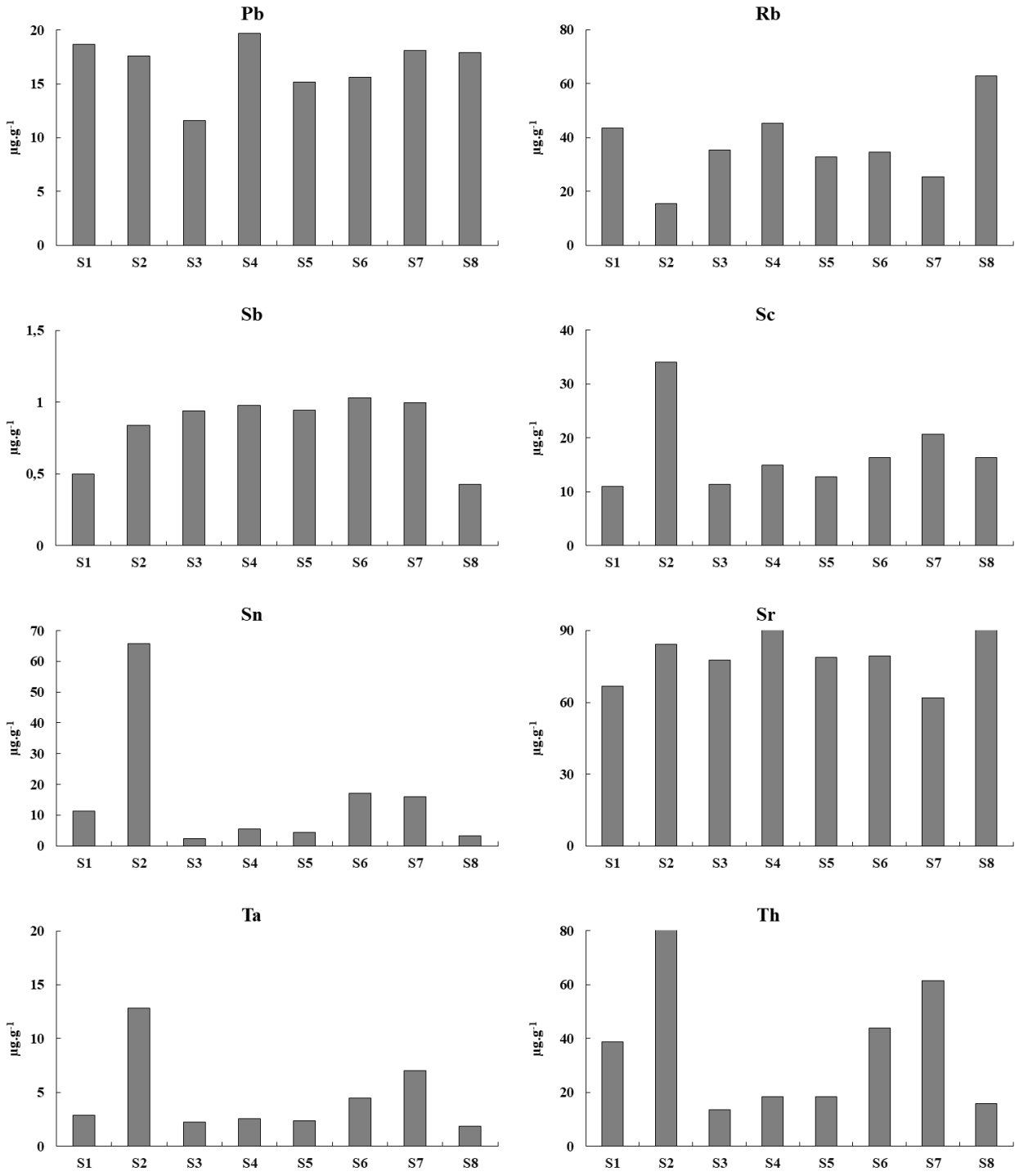


Figure III.12 (suite) : distribution des concentrations en ET au niveau des huit stations le long du Niger

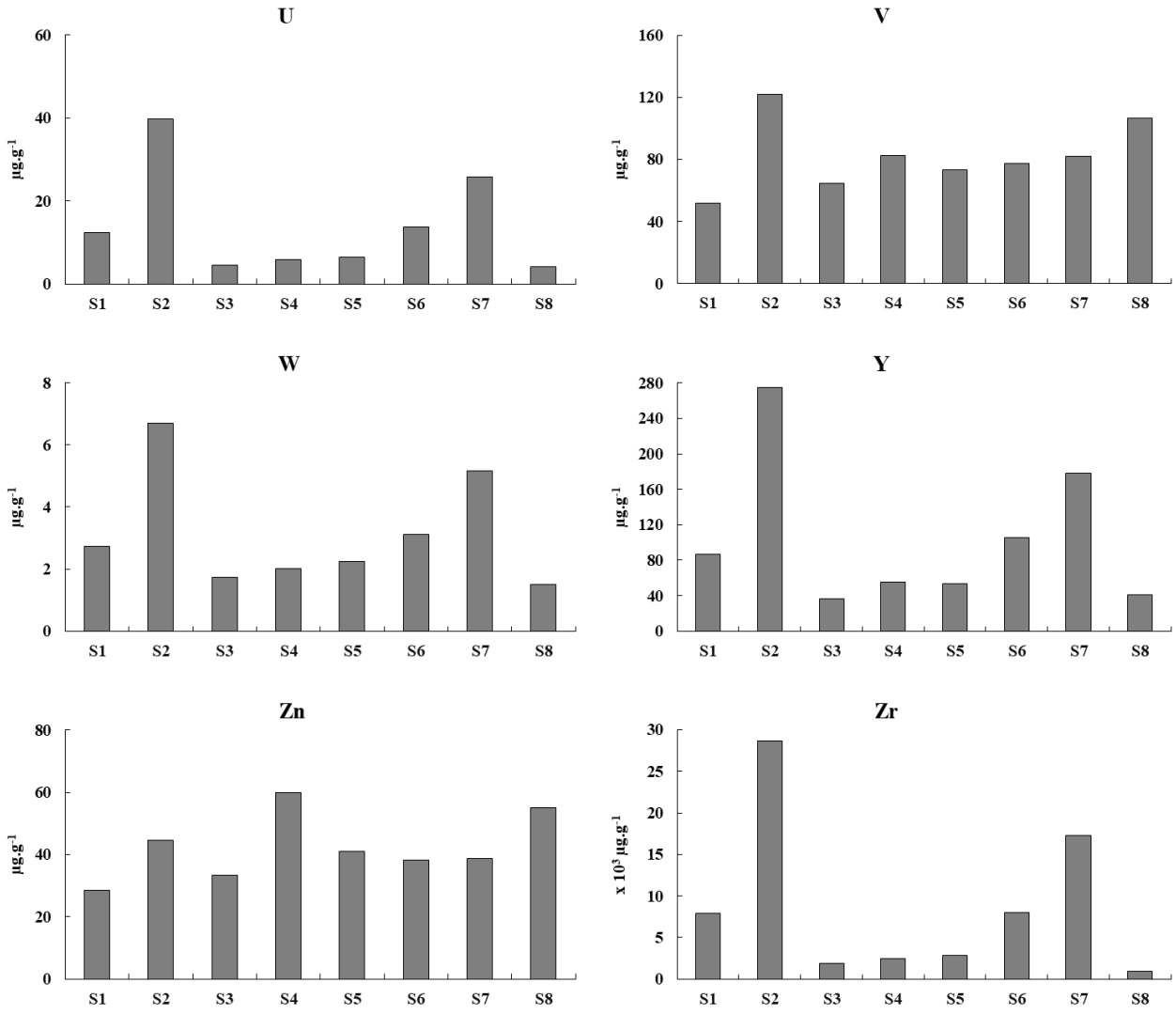


Figure III.12 (suite) : distribution des concentrations en ET au niveau des huit stations le long du Niger

3.4.3. Enrichissement et origine des ET dans les sédiments de surface du lit du Niger

Les teneurs totales en ET des sédiments du fleuve Niger, ne permettent pas de discriminer les apports anthropiques et litho-géniques. En effet, une augmentation de la teneur en ET dans les sédiments ne signifie pas forcément un enrichissement d'origine anthropique et dans certains cas, elle peut provenir du fond géochimique naturel élevé (Abi-Ghznem, 2008). Vouloir se cantonner à la concentration totale mesurée dans un environnement peut amener à une surestimation ou une sous-estimation des risques écologiques, car la toxicité d'un ET n'est pas liée uniquement à sa concentration totale, mais également et surtout à sa disponibilité pour les organismes vivants (N'guessan, 2008) d'où le choix d'utiliser le facteur d'enrichissement (FE) comme de nombreux auteurs (Chester et Stoner, 1973 ; Zoller et al. 1974 ; Tam et Yao, 1998 ; Sutherland, 2000 ; Chen et al. 2007 ; N'Guessan, 2008 ; Agnan, 2013 ; Assaker, 2016, Sow et al. 2018, Avumadi, 2019). Il est calculé en faisant le rapport d'un élément étudié [X] avec le normalisant [R] divisé par le même rapport obtenu dans un matériau de référence selon la formule de Chester et Stoner (1973) et Salomons et Förstner (1984).

$$\mathbf{EF = ([X]/[R])}_{\textit{échantillon}} \mathbf{/ ([X]/[R])}_{\textit{matériel de référence}}$$

X *étant la concentration de l'élément étudié et* ***R*** *concentration de l'élément normalisant*

Dans cette étude, et en raison du risque dû à la variabilité naturelle des sédiments et la taille du bassin versant, la limite du fond géochimique est fixée à 2 comme établie par certains auteurs (Sow et al. 2018) pour la normalisation avec le PAAS et 1,5 pour normaliser par rapport au matériau de référence régional (N'Guessan et al. 2019 ; Assaker, 2016 ; Avumadi et al. 2019).

Selon Sutherland (2000), le degré d'enrichissement est défini comme suit :

FE < 2	Pas d'enrichissement
2 < FE < 5	Enrichissement modéré
5 < FE < 20	Enrichissement significatif
20 < FE < 40	Enrichissement très élevé

Dans le calcul du facteur d'enrichissement, deux étapes sont essentielles : le choix du matériau de référence et le choix de l'élément normalisant.

❖ *Choix du matériau de référence*

Dans cette étude nous ne disposons pas de données sur la roche mère locale. Ainsi, les travaux de Taylor et Mc Lennan (1985), Baqué (2006), Pekey (2006), Moore et al. (2009), Assaker (2016), Sow et al. (2018) et Avumadi et al. (2019) nous ont conduit à utiliser le Shale-PAAS (Taylor et Mclennan, 1985). Cependant, lorsqu'on normalise avec le PAAS (Figure III.13), on observe des anomalies très significatives notamment pour le Zr, Th et Y montrant un enrichissement naturel en ces matériaux. Pour pallier à ce problème, nous avons utilisé un matériau de référence régional, celui des sédiments du ruisseau de Madjé au Togo. L'utilisation de ce dernier montre que l'enrichissement observé dans les sédiments du fleuve Niger est principalement lié au substratum géologique et aux sols latéritiques qui se sont développés et enrichis en Zr lors des processus d'altération chimique (Sow et al. 2018 ; Avumadi et al. 2019).

❖ *Choix de l'élément normalisant*

Différents éléments peuvent être utilisés comme éléments normalisant : l'aluminium (Tessier, 2012 ; Vrel, 2012 ; Asssaker, 2016 ; Sow et al. 2018 ; Benabdelkader et al. 2018 ; Avumadi, 2019), le scandium (Grousset et al. 1995 ; Hernandez et al. 2003 ; Hissler et Probst, 2006 ; Salvarredy-Arranguren et al. 2008 ; Sow et al. 2018). Cependant le choix de cet élément est soumis à 3 conditions :

(a) l'élément de référence doit varier proportionnellement aux concentrations naturelles des éléments auxquels on s'intéresse ;
(b) l'élément ne doit pas être issu d'apports anthropiques ;
(c) cet élément doit être peu ou pas influencé par les processus naturels tels qu'oxydation/réduction, absorption/adsorption et autres processus diagénétiques pouvant modifier ses concentrations naturelles dans les sédiments ;
(d) cet élément doit être essentiellement présent dans les fractions résiduelles des sédiments.

Pour toutes ces raisons, nous avons choisi de normaliser les concentrations des ET dans les sédiments de surface du lit du Niger par rapport à l'aluminium, constituant majeur des minéraux argileux, et qui s'avère être un bon traceur de la fraction fine (Djop et al. 2012). En outre, l'aluminium se trouve en fortes concentrations dans les sédiments de sorte qu'un enrichissement artificiel lié à un apport anthropique est peu probable.

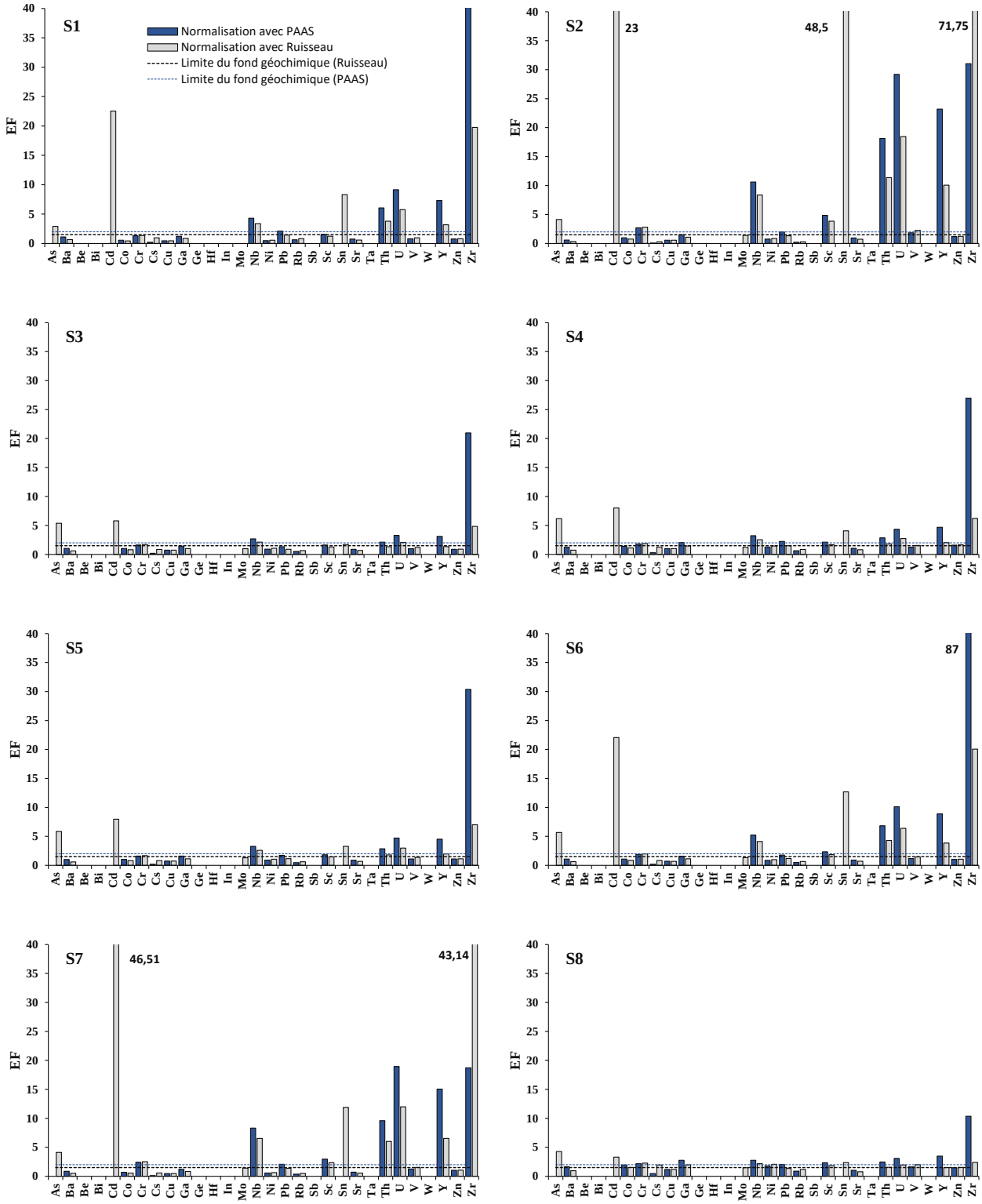


Figure III.13 : facteurs d'enrichissements des ET dans les différentes stations du Niger, normalisé avec le PASS et le sédiment du Ruisseau de Madjé au Togo (pris ici comme sédiment régional)

Les enrichissements que l'on peut observer sur la Figure III.13 pour le Y, Zr, Hf, calculés par rapport aux concentrations de UCC peuvent être le résultat dû au contexte géographique régional provenant des sols latéritiques. L'enrichissement des autres éléments tels que le cadmium, arsenic et le chrome peut, au contraire, provenir des activités anthropiques le long du bassin versant et notamment des rejets des effluents de la ville de Niamey et l'agriculture avec les fertilisants, riches en Cd.

3.5.Concentrations des ET dans les sédiments du fleuve Niger comparées avec les valeurs réglementaires

Les teneurs en éléments traces dans les échantillons des sédiments du fleuve Niger sont données dans le tableau III.7 en fonction des sites de prélèvement. Les concentrations varient d'un site à l'autre et aussi en fonction de l'élément considérés.

- **Le Cd dans les sédiments du lit du fleuve Niger**

Les concentrations en Cd dans les sédiments du fleuve Niger varient de 0,20 à 4,94 µg. g^{-1}. Les sites localisés en amont et aval de Niamey S1, S2, S5 et S7 ont une teneur en Cd supérieure au seuil de 1 µg. g^{-1} fixé par l'agence britannique de l'environnement comme valeur de référence pour les sols des zones urbaines. Les sites autour de Niamey présentent des valeurs en dessous du seuil.

- **As dans les sédiments du fleuve Niger**

Les concentrations en As dans les sédiments du fleuve Niger vont de 2,86 à 6,07 µg. g^{-1}. La valeur la plus élevée en As est obtenue au niveau de la station de Saga (S4). Les sept autres sites présentent des teneurs en dessous de la valeur seuil de la moyenne mondiale des sols non contaminés en As.

- **Cr, Pb, Ni, Zn et Cu dans les sédiments du fleuve Niger**

Les concentrations en Cr, Pb, Ni, Zn et Cu dans les sédiments du fleuve Niger sont tous faibles et sous les valeurs seuils de références des sols non contaminés. Elles varient de 63,2 à 130 µg. g^{-1} pour le Cr ; 11,6 à 19,7 µg. g^{-1} pour le Pb ; 11,7 à 43,7 µg. g^{-1} pour le Ni ; 28,6 à 60 µg. g^{-1} pour le Zn et 10,0 à 26,0 µg. g^{-1} pour le Cu.

Tableau III.6 : Teneurs en éléments traces (ET : Cd, As, Cr, Pb, Ni, Zn, Cu) dans les sédiments du fleuve Niger (µg. g^{-1}), comparés aux valeurs seuils internationales (Tankari Dan-Badjo et al. 2013)

Stations	Cd	As	Cr	Pb	Ni	Zn	Cu
S1	1,39	2,86	63,2	18,7	11,7	28,6	10,0
S2	4,94	4,09	130	17,6	18,3	44,7	12,6
S3	0,36	5,31	78,7	11,6	22,2	33,4	16,2
S4	0,49	6,07	87,2	19,7	30,7	60,0	22,0
S5	0,49	5,75	77,1	15,2	22,3	40,9	16,1
S6	1,36	5,59	91,8	15,6	21,1	38,2	15,4
S7	2,86	4,07	117	18,1	13,7	38,8	10,1
S8	0,20	4,20	105	17,9	43,7	55,1	26,0
Valeurs seuils	**1**[1]	**6**[2]	**150**[3]	**100**[4]	**50**[5]	**300**[6]	**100**[7]

Concentration ne respectant pas la norme réglementaire

[1] Valeur de référence pour le Cd de l'Agence britannique pour les sols des zones urbaines
[2] Moyenne mondiale des sols non contaminés en As
[3] Valeur limite en Cr
[4] Valeur critique en Pb indiquée par l'OMS
[5] Valeur limite en Ni
[6] Valeur critique en Zn indiquée par l'OMS
[7] Niveau tolérable de concentration de Cu dans les sols (NFU 4405)

3.6. Indice de géo-accumulation (Igéo)

L'indice de géo-accumulation est proposé par Müller (1969) pour déterminer la contamination des sédiments par les métaux. En effet, cet indice de caractère empirique compare une concentration donnée *versus* une valeur considérée comme fond géochimique. Ainsi, le coefficient 1,5 (facteur de correction) rend compte des variations dans les niveaux du fond pouvant être causées par des effets de lithologie. L'Igéo est calculé selon la formule suivante :

$$\boldsymbol{I}_{géo} = \log_2 [\mathbf{C}_n/1{,}5\ \mathbf{B}_n]$$

Où I_{geo}, *Index de géo-accumulation ;* log2, *logarithme de base 2 ;* n, *élément considéré ;* C, *concentration mesurée dans l'échantillon ;* B, *fond géochimique ; 1,5, facteur d'exagération du fond géochimique, dont la fonction est de prendre en compte les fluctuations naturelles du fond géochimique.*

Tableau III.7 : classes définies par l'index de géo-accumulation

Valeur de l'index ($I_{géo}$)	Classes $I_{géo}$	Intensité de la pollution
Igeo <0	0	Sans contamination
0> *Igéo* >1	1	Sans à légère contamination
1> *Igéo* >2	2	Contamination modérée
2> *Igéo* >3	3	Contamination modérée à forte
3> *Igéo* >4	4	Forte contamination
4> *Igéo* >5	5	Forte à extrême contamination
Igéo >5	6	Contamination extrême

Tableau III.8 : indice de géo-accumulation (Igéo) à différentes stations dans le fleuve Niger. **En gras** : forte contamination, **en grisé gras** : contamination modérée, **en italique** : légère contamination, en caractère normal et valeurs négatives : pas de contamination

Stations	Cd	As	Cr	Pb	Ni	Zn	Co
S1	**3,21**	-0,07	*0,27*	-0,45	-1,26	-1,45	-1,66
S2	**5,04**	*0,45*	**1,31**	-0,54	-0,61	-0,80	-0,80
S3	**1,25**	*0,82*	*0,58*	-1,14	-0,33	-1,22	-0,75
S4	**1,72**	**1,02**	*0,73*	-0,37	*0,14*	-0,38	-0,29
S5	**1,71**	*0,94*	*0,55*	-0,75	-0,33	-0,93	-0,75
S6	**3,18**	*0,90*	*0,81*	-0,71	-0,40	-1,03	-0,66
S7	**4,26**	*0,44*	**1,15**	-0,50	-1,03	-1,01	-1,33
S8	*0,44*	*0,48*	**1,00**	-0,51	*0,65*	-0,50	*0,18*

Müller (1981) a défini une échelle avec sept classes d'indice de géo-accumulation (0-6) allant de non pollué à très pollué (indiqué dans Tableau III.7). Les valeurs d'Igéo calculées selon l'échelle de Müller sont présentées dans le Tableau III.8. Selon l'Igéo, les ET s'ordonnent dans les sédiments du fleuve Niger suivant l'ordre Cd > Cr > As > Ni > Pb > Co> Zn >. Le Cd est le plus important et son indice va jusqu'à une contamination extrême. Les résultats indiquent que la gamme de pollution par le Cd du fleuve Niger est très forte, surtout sur les stations 1,2, 6 et 7. Ceci est confirmé par les FE très élevés calculés à ces stations pour Cd. Toutes les stations sont sans ou légèrement contaminées par As, Zn, Ni, Cr, Pb et Co. Ces éléments présentent donc un faible potentiel de risque écologique le long du tronçon du Niger étudié.

3.7. Contributions en ET des sources anthropique et naturelle dans les sédiments du Niger

Les résultats du facteur d'enrichissement ne renseignent pas sur l'origine des éléments traces. Pour compléter ces informations, nous avons calculé la part des activités anthropiques dans les concentrations totales de chaque élément trace dans les sédiments du fleuve Niger à partir de la formule suivante (N'Guessan et al. 2009) :

%Anthro = ([X]séd -[Al]séd * [X / Al] mat-ref) / [X]séd

[Naturel] = [X]totale -[Anthro]

X *étant la concentration de l'élément étudié,* ***Al*** *élément normalisant*

La représentation graphique de la part anthropique et naturelle de quelques éléments (Cd, As, Cr,) dans les sédiments du Niger (Figure III.14-16) montre clairement des contributions variables entre les stations.

3.7.1. Cadmium

La distribution du cadmium (Figure III.14) est caractérisée par une différence de pourcentage d'origine naturelle entre les stations autour de Niamey S3 et S4 et celles plus loin de la ville. Les stations les plus proches de la ville présentent des concentrations naturelles de plus de 50 % (S5 et S6). A l'exception de ces deux stations, les sédiments de surface du fleuve Niger ont des concentrations anthropiques majoritaires, de plus de 80 % et qui augmentent à 96 % en S8. Les stations montrant le plus grand pourcentage de Cd d'origine anthropique sont proches des aménagements hydro-agricoles tout le long du fleuve. Donc ces fortes concentrations peuvent provenir des engrains chimiques utilisées et aussi de la combustion des carburants fossiles et de l'incinération des déchets solides urbains qui sont drainés dans le fleuve Niger en saison des pluies.

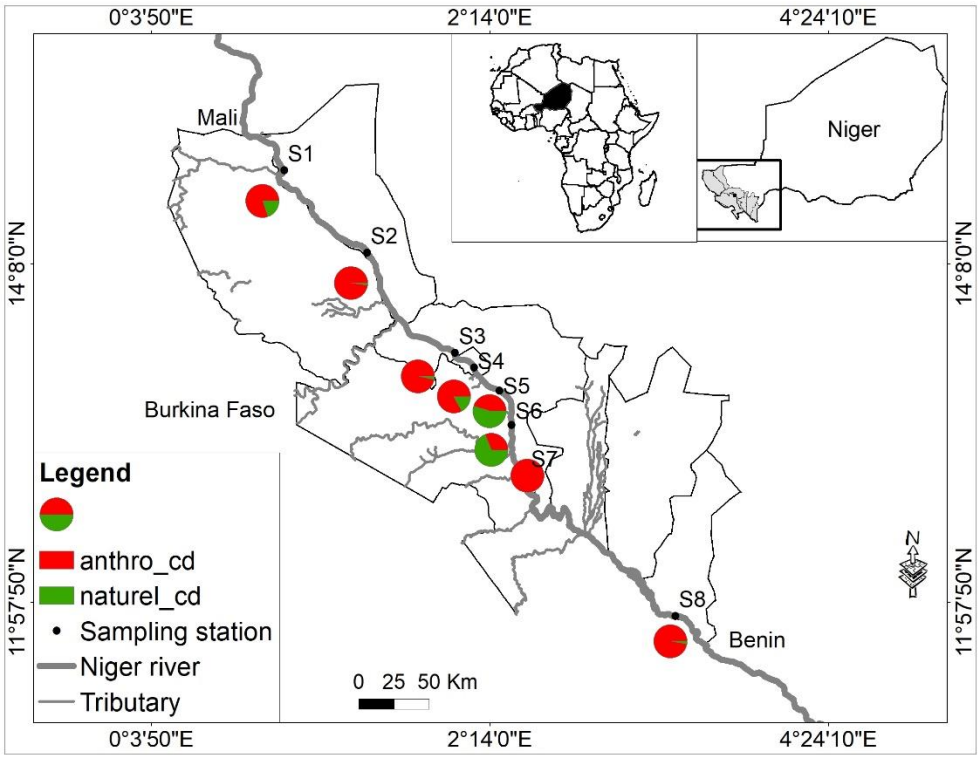


Figure III.14 : part naturelle et anthropique dans les concentrations totales du cadmium mesurées dans les sédiments de surface du lit du Niger

3.7.2. Arsenic

La Figure III.15 montre la distribution spatiale des concentrations en Arsenic dans les sédiments de surface du fleuve Niger. Une différence très nette est observée entre les stations à proximité de Niamey et les autres. Les seuls échantillons qui dépassent 70% d'apports naturels sont ceux des stations proches de l'agglomération de Niamey (S3 et S4). Pour les autres stations il y a un enrichissement important par rapport aux seuils du fond géochimique (FE=2). Cette contribution anthropique en Arsenic dans les sédiments avec plus de 80% peut avoir pour origine, l'agriculture intensive pratiquée le long du Niger.

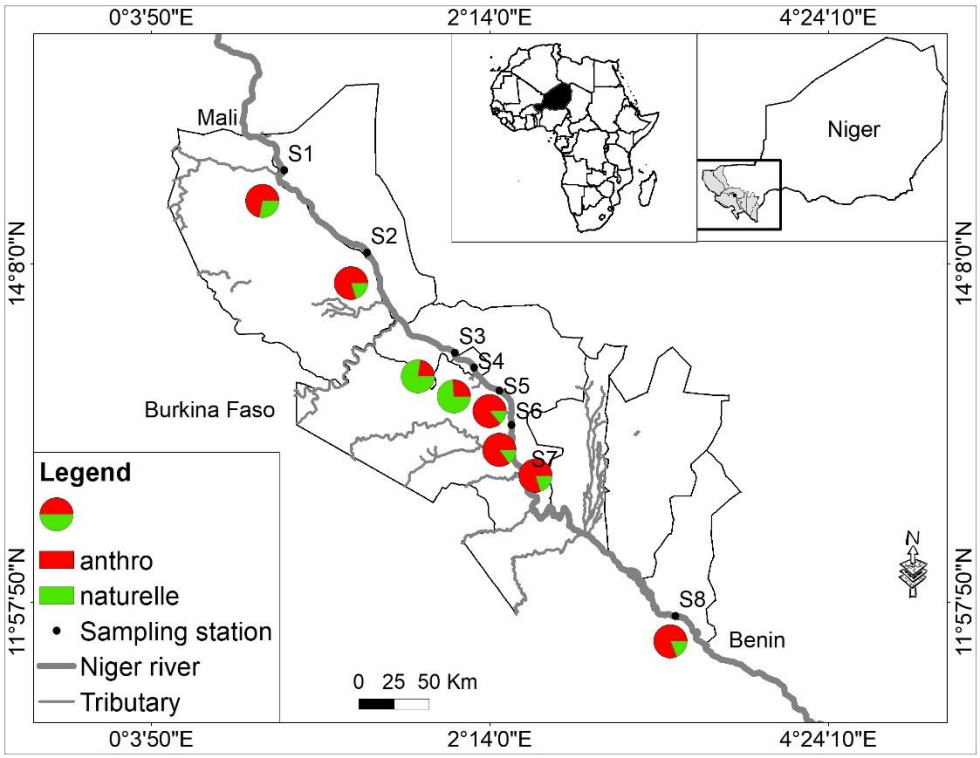


Figure III.15 : part naturelle et anthropique dans les concentrations totales de l'Arsenic mesurées dans les sédiments de surface des stations le long du Niger

3.7.3. Chrome

La Figure III.16 montre la distribution spatiale des concentrations relatives au chrome dans les sédiments du bassin du Niger. Les sédiments de surface du lit du Niger sont globalement plus concentrés en Cr dans les stations amont et aval de la ville de Niamey que celles plus proches de Niamey (S3 et S4). L'origine du chrome aux stations S1, S2, S5, S6 S8 est à plus 80% anthropique alors que S3 et S4 ne présentent que 10 % de Cr d'origine anthropique.

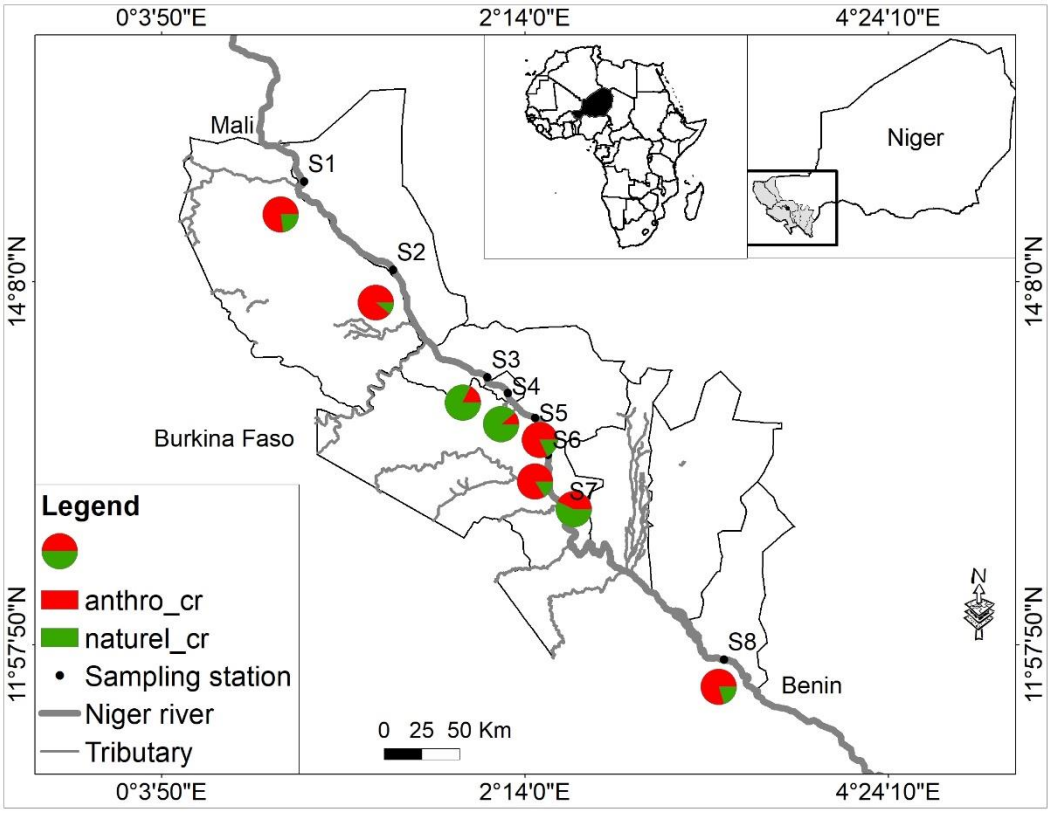


Figure III.16 : part naturelle et anthropique dans les concentrations totales du Chrome mesuré dans les sédiments de surface des 8 stations du Niger

4. Conclusion

Cette étude avait pour objectif d'évaluer les teneurs et la distribution des éléments majeurs, terres rares (REE) et éléments traces (ET) dans les sédiments des rives du Niger, dans le but d'évaluer la qualité des eaux de la rivière. Dans le chapitre 4, des données sur la qualité de l'eau analysées dans la rivière même, complèteront cette évaluation des conditions de vie pour le zooplancton, sujet central de cette thèse.

En conclusion, nous pouvons retenir que :

- les mesures géo-chimiques effectuées ont permis de distinguer des conditions environnementales différentes au sein du continuum étudié ;
- la station Niamey (S4) et dans une moindre mesure celles autour (S3 et S5) montrent d'autres profils en granulométrie, enrichissement, anomalie Eu et origine des polluants tels que le Cd ; l'As et le Cr qu'aux autres stations situées en zone Sahélienne ;

- la station S8, située en aval de la zone d'étude, dans la zone climatique nord soudanienne, se distingue également des autres stations ;
- une forte contamination en Cd est observée en amont et aval de la zone d'étude, une contamination modérée à Niamey et les stations avoisinantes. Une contamination modérée en As est observée uniquement à Niamey, et une contamination modérée en Cr à la station S2 et les deux stations en aval de la zone d'étude ;
- la partie de provenance naturelle des éléments Cd, As et Cr est retrouvée autour de Niamey. Ce résultat, assez inattendu, s'explique probablement par l'activité agricole plus intensive à distance de la ville.
- de façon globale, les indicateurs géo-chimiques suggèrent peu de risque de pollution importante sauf le Cd en amont et aval de la zone d'étude.

Références

Abi Ghanem C. 2008. Spéciation de trois éléments traces, mercure, plomb et cadmium dans les sédiments marins des zones côtières Libanaises. Thèse de doctorat de l'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (Agro Paris Tech), 313 p.

Alhou B. 2007. Impact des rejets de la ville de Niamey (Niger) sur la qualité des eaux du fleuve Niger. PhD, facultés universitaires Notre-Dame de la Paix, département de biologie. 300p.

Amadou H, Laouali M, Manzola A. 2011. Évaluation des rejets d'eaux usées de la ville de Niamey dans le fleuve Niger. *Afrique Science* 07 :43 – 55.

Assaker A. 2016. Hydrologie et biogéochimie du bassin versant du fleuve Ibrahim : un observatoire du fonctionnement de la zone critique au Liban. PhD thesis. Université de Toulouse-INP, pp. 255.

Avumadi AMD, Gnandi K, Probst JL. 2019. Trace element distribution and enrichment in the stream sediments of the Lake Togo watersheds (South of Togo). *Adv. Ecol. Environ. Res*. 4:87–114.

Badassan TEE, Avumadi AMD, Ouro-Sama K, Gnandi K, Jean-Dupuy S, Probst JL. 20202. Geochemical Composition of the Lomé Lagoon Sediments, Togo: Seasonal and Spatial Variations of Major, Trace and Rare Earth Element Concentrations. *Water* 12: 3026

Baqué D. 2006. Perturbations anthropiques du réseau hydrographique du bassin de la Garonne, cas des métaux et des nitrates. Thèse de doctorat Université de Toulouse III, 482 p.

Behra P, Probst JL. 2015. Sources et cheminements des polluants. CNRS Editions, Paris, FR, pp. 208-209.

Benabdelkader A, Talebb A, Probst JL, Belaidi N, Probst A. 2018. Anthropogenic contribution and influencing factors on metal features in fluvial sediments from a semi-arid Mediterranean river basin (Tafna River, Algeria): a multi-indices approach. *Sci. Total Environ*. 626:899–914.

Chen CW, Kao CM, Chen CF, Dong CD. 2007. Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan; *Chemosphere* 66: 14 –31.

Chester R, Stoner JH. 1973. Pb in particulates from the lower atmosphere of the eastern Atlantic. *Nature* 245: 27–8.

Coryell CG, Chase JW, Winchester JW. 1963. A procedure for geochemical interpretation of terrestrial rare-earth abundance patterns. *J. Geophys. Res*. 68: 559–566.

Favreau G. 2000. Caractérisation et modélisation d'une nappe phréatique en hausse au sahel : dynamique et géochimie de la dépression piézométrique naturelle du kori de Dantiandou (sud-ouest du Niger). Thèse de doctorat, Université de Paris XI 239p.

Gaiero DM, Probst JL, Depetris PJ, Bidart SM, Leleyter L. 2003. Iron and other transition metals in Patagonian riverborne and windborne materials: geochemical control and transport to the southern South Atlantic Ocean. *Geochem. Cosmochim. Acta* 67:3603–3623.

Gaiero DM, Depetris PJ, Probst JL, Bidart SM, Leleyter L. 2004. The signature of river- and wind-borne materials exported from Patagonia to the southern latitudes: a view from REEs and implications for paleoclimatic interpretations. *Earth Planet Sci. Lett*. 219:357–376.

Garba M. 1984. Contribution à l'étude de la flore et de la végétation des milieux aquatiques et des sols hydromorphes de l'ouest de la république du Niger, de la longitude de Dogondoutchi au Fleuve Niger. Thèse de 3ème cycle, Université de Bordeaux III-Université de Niamey, 282 p.

Goldstein DG, Jacobsen SB. 1988. Rare earth elements in river waters. *Earth Planet. Sci. Lett*. 89: 35–47.

Gomez AA, Valenzuella JLG, Aguayo SS, Meza DF, Ramirez JH, Ochoa GO. 2007. Chemical partitioning of sediment contamination by heavy metals in the San pedro River, Sonora, Mexico. *Chem. Speciat. Bioavail*. 19:25–35

Grousset FE, Quetel CR, Thomas B, Donard OFX, Lambert CE, Guillard F, 1995. Anthropogenic vs. lithologic origins of trace elements (As, Cd, Pb, Rb, Sb, Sc, Sn, Zn) in water column particles: northwestern Mediterranean Sea. *Mar Chem*; 48: 291–310

Gromet LP, Silver LT. 1983. Rare earth element distributions among minerals in a granodiorite and their petrogenetic implications. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 47: 925–939.

Hernandez L, Probst A, Probst JL, Ulrich E. 2003. Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. *Sci. Total Environ*. 312: 195–219.

Hissler C, Probst JL. 2006. Impact of mercury atmospheric deposition on soils and streamsin a mountainous catchment (Vosges, France) polluted by chlor-alkali industrial activity: the important trapping role of the organic matter. *Sci. Total Environ*. 361:1–3.

Leleyter L, Probst JL, Depretris P, Haida S, Mortatti J, Rouault R, Samuel J. 1999. REE Distribution Pattern in River Sediments: Partitioning into Residual and Labile Fractions, vol. 329. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Paris*, pp. 45–52.

Laveuf C, Cornu S. 2009. A review on the potentiality of Rare Earth Elements to trace pedogenetic processes. *Geoderma* 154: 1–12.

Laveuf C, Cornu S, Juillot F. 2008. Rare earth elements as tracers of pedogenetic processes. C. R. *Geoscience* 340: 523–532.

Masuda A. 1962. Regularities in variations of relative abundance of lanthanide elements and an attempt to analyse separation-index patterns of some minerals. *J. Earth Sci. Nagoya Univ*. 10: 173–187.

McLennan SM. 1994. Rare earth element geochemistry and the « tetrad » effect. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 58: 2025–2033.

McLennan SM. 1989. Rae earth elements in sedimentary rocks: influence of provenance and sedimentary process. In: Geochemistry and Mineralogy of rare earth elements. Lipin B.R. and McKay G.A. eds., Washington, United States, *Reviews in mineralogy* 21: 168–200.

Meybeck M. 1986. Composition chimique des ruisseaux non pollués de France. *Sci. Geol. Bull*, 39: 3–77.

Moore F, Forghani G, Qishlaqi A. 2009. Assessment of heavy metal contamination in water and surface sediments of the Maharlu saline lake, SW Iran. *Iranian Journal of Science & Technologie, trans. A*, 33: 43–55.

Mortatti J and Probst JL. 2010. Characteristics of heavy metals and their evaluation in suspended sediments from Piracicaba river basin (São Paulo, Brazil). *Revista Brasileira de Geociências* 40:375–379.

Müller G. 1969. Index of Geo-Accumulation in Sediments of the Rhine River. *Geo-journal*. Vol. 2 p. 108-118.

N'guessan YM. 2008. Dynamique des Éléments Traces Dans les Eaux de Surfaces des Bassins Versant Agricoles de Gascogne. Ph.D. Thesis, Université Paul Sabatier—Toulouse III, Toulouse, France.

N'Guessan YM, Probst JL, Bur T, Probst A. 2009. Trace elements in stream bed sediments from agricultural catchments (Gascogne region, S-W France): where do they come from? *Sci. Total Environ*. 407: 2939–2952.

Pekey H. 2006. The distribution and sources of heavy metals in Izmit Bay surface sediments affected by a polluted stream. *Mar. Pollut. Bull*. 52: 1197–208.

Probst JL, Messaïtfa A, Krempp G, Behra P. 1999. Fluvial transports of mercury pollution in the Ill river basin (Northeastern France) : partitioning into aqueous phases, suspended matter and bottom sediments. In: Ebinghaus, R. (Ed.), Environmental Science. Mercury Contaminated Site. Springer-Verlang, Berlin Heidelberg, pp. 501–520.

Salomons W, Förstner U. 1980. Trace metal analysis on polluted sediments. I: assessment of Sources and Intensities. *Environ. Technol. Lett*. 1, 494–505

Salvarredy-Aranguren MM, Probst A, Roulet M, Isaure MP. 2008. Contamination of surface waters by mining wastes in the Milluni Valley (Cordillera Real, Bolivia): mineralogical and hydrological influences. *Applied Geochemistry*, 23: 1299-1324.

Singh M, German Müller G, Singh IB. 2002. Heavy metals in freshly deposited stream sediments of rivers associated with urbanisation of the Ganga plain, India. *Water Air Soil Pollut*. 141, 35–54.

Sholkovitz ER. 1992. Chemical evolution of rare earth elements: Fractionation between colloidal and solution phases of filtered river water, *Earth Planet. Sci. Lett*. 114 : 77–84.

Sow MA, Payre-Suc V, Julien F, Camara M, Baque D, Probst A, Sidibe, Probst JL. 2018. Geochemical composition of fluvial sediments in the Milo River basin (Guinea): is there any impact of artisanal mining and of a big African city, Kankan, *Journal of African earth Sciences* 145:102–114.

Stille P, Pierret MC, Steinmann M, Chabaux F, Boutin R, Aubert D, Pourcelot L, Morvan G. 2009. Impact of atmospheric deposition, biogeochemical cycling and water-mineral interaction on REE fractionation in acidic surface soils and soil water (the Strengbach case). *Chemical Geology* 264: 173–186.

Sutherland RA. 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environ Geol*. 39: 330–341.

Tankari dan-badjo A, Guéro Y, Dan Lamso N, Tidjani AD, Ambouta KJM, Feidt C, Sterckeman T, Echevarria G. 2013. Evaluation de la contamination des sols par les élements traces métalliques dans les zones urbaines et péri-urbaines de la ville de Niamey (Niger). *Revue des Bioressources* 2: 82–95.

Tam NFY, Yao MWY. 1998. Normalization and heavy metal contamination in mangrove sediments. *Sci. Total Environ*. 216: 33–39.

Taylor SR, Mc Lennan SM. 1995. The geochemical evolution of the continental crust, *Rev. Geophys*. 33: 241–265

Taylor SR, Mc Lennan SM. 1985. The continental crust: its composition and evolution. Blackwell Scientific publications, Oxford, pp 312.

Valette-Silver N. 1993. The use of sediment cores to reconstruct historical trends in contamination of estuarine and coastal sediments. *Estuaries* 16: 577–588.

Vrel A. 2012. Reconstitution de l'histoire des apports en radionucléides et contaminants métalliques à l'estuaire fluvial de la Seine par l'analyse de leur enregistrement sédimentaire. Thèse de l'Université de CAEN Basse-Normandie, 178 p.

Wildi W, Dominik J, Loizeau, JL, Thomas RL., Favarger PY, Haller L, Perroud A, Peytremann C. 2004. River, reservoir and lake sediment contamination by heavy metals downstream from urban areas of Switzerland. *Res. Manag*. 9: 75–87.

CHAPITRE IV :

DIVERSITE ET ABONDANCE DES ROTIFERES EN RELATION AUX VARIABLES ENVIRONNEMENTALES DANS LE FLEUVE NIGER, NIGER

1. RÉSUMÉ DU CHAPITRE :

Contexte et objectifs

Les rotifères constituent une composante particulièrement importante de la communauté zooplanctonique en raison de leur capacité à s'adapter aux changements des conditions environnementales, des taux de croissance intrinsèques élevés et des courts intervalles de renouvellement de la population (Allan 1976). On trouve une grande richesse en espèces et une abondance de rotifères dans les écosystèmes d'eau douce, et ils jouent un rôle important dans la chaîne alimentaire (transfert d'énergie des producteurs primaires vers d'autres organismes supérieurs) (Paggi and José de Paggi, 1974 ; José de Paggi, 1980 ; Koste and Robertson, 1983 ; Vásquez 1984 ; Lansac-Tôha et al. 1997). La majorité des études écologiques sur les rotifères montrent que ce sont les variables limnologiques (comme par exemple, l'oxygène dissous et le pH) qui ont le plus d'impact sur la diversité de ce groupe. Cependant, des études récentes ont examiné l'importance d'autres facteurs (l'hydromorphologie et la connectivité) affectant la structure et la dynamique des assemblages de rotifères (Bonecker and Lansac-Tôha, 1996 ; Lansac-Tôha et al 1997 ; Garcia et al. 1998 ; Aoyagui et al. 2004).

Les études sur le zooplancton de façon générale et particulièrement sur les rotifères dans le bassin versant du Niger sont rares et ne couvrent que les parties amont et aval du territoire du Niger. À notre connaissance, il n'existe aucune étude sur le zooplancton dans la partie nigérienne du fleuve Niger.

Objectifs

Les objectifs de cette étude sont les suivants : (1) fournir un premier inventaire des rotifères planctoniques du Niger moyen ; (2) identifier les facteurs environnementaux qui expliquent le mieux la répartition spatiale et temporelle des communautés de rotifères et (3) faire une évaluation comparative entre la communauté du Niger moyen (zone tropicale aride) et celle qui se trouve en amont et en aval du territoire du Niger (zones tropicales humide).

Principaux résultats

La distribution spatiale des rotifères, dans le Niger a été étudiée pendant deux campagnes, période des basses eaux (15 April-8 May 2018) et la période des hautes eaux (1-15 February 2019). Le zooplancton et les échantillons d'eau pour le dosage des paramètres physico-chimiques ont été échantillonnés sur 8 sites d'Ayorou à Gaya soit 520 km de distance. Au total,

32 taxons ont été identifiés, dont 26 au niveau espèces. L'abondance moyenne des rotifères a varié entre 14 x 10^3 ind. m^{-3} lors de l'échantillonnage à haut débit et 244 x 10^3 ind. m^{-3} lors de l'échantillonnage à bas débit. *Polyarthra* sp. (31 %), *Brachionus caudatus* (23 %), *Synchaeta longipes* (11 %), *Keratella tropica* (7 %) et *Filinia longiseta* (5 %) étaient les plus abondants en basses eaux, et *Brachionus quadridentatus* (26%), *Lecane hastata* (25%), *Keratella cochlearis* (9 %), *Trichocerca* sp. (6 %), *Lecane lunaris* (5 %) ont été dominants lors de l'échantillonnage à haut débit. La plus grande diversité a été observée dans les 3 sites situés en amont de la ville de Niamey.

La richesse cumulée en espèces et assemblages de rotifères variaient entre les périodes d'échantillonnages. Le plus grand nombre d'espèces a été trouvé dans les stations situées en aval de la ville de Niamey. Toutefois, la diversité dans chaque site le long du transect étudié était semblable. A l'aide d'analyse canoniques RDA, nous avons évalué l'influence relative des facteurs environnementaux et des structures spatiales dans la distribution des espèces de rotifères. La température, la chlorophylle *a* ainsi que la concentration en nitrates sont les principaux facteurs reliés à la distribution spatiale des rotifères dans le fleuve Niger. La chlorophylle *a* est ainsi reliée à la répartition des espèces de *Lecane*. Les modèles canoniques expliquent 45% de la variabilité dans la distribution des espèces. Toutefois, 55% de la variance des communautés de rotifères reste inexpliquée, ce qui pourrait être imputable ; aux variations locales d'autres facteurs environnementaux dont des facteurs biotiques.

2. ARTICLE

Rotifers in the River Niger, Niger: diversity and abundance in relation to environmental parameters

H Souley Adamou[1,2*], B Alhou[2], M Tackx[1], F Azémar[1]

[1]*Laboratoire écologie fonctionnelle et environnement, Université de Toulouse, CNRS, Toulouse INP, Université Toulouse 3 – Paul Sabatier (UPS), Toulouse, France.*

[2] *Université Abdou Moumouni de Niamey, Département des Sciences de la Vie et de la Terre, Ecole Normale Supérieure, BP 10963 Niamey, Niger.*

*Corresponding author: souleyadamou.hassane@gmail.com

Article published in *African Journal of Aquatic Science*

Abstract

A first study of the rotifers of the Niger River in Niger is reported herein. Two campaigns took place under different hydrological conditions: low flow (16 April–8 May 2018) and high flow (1–15 February 2019). Zooplankton and physico-chemical parameters were sampled at 8 sites over 520 km from Ayorou to Gaya. A total of 32 taxa were identified, including 26 at species level. The mean abundance of rotifers ranged between 14 x 10^3 ind. m^{-3} during the high flow sampling and 244 x 10^3 ind. m^{-3} during the low flow sampling. During the low flow sampling, *Polyarthra* sp. (31%), *Brachionus caudatus* (23%), *Synchaeta longipes* (11%), *Keratella tropica* (7%) and *Filinia longiseta* (5%) were the most abundant as opposed to *Brachionus quadridentatus* (26%), *Lecane hastata* (25%), *Keratella cochlearis* (9%), *Trichocerca* sp. (6%), *Lecane lunaris* (5%) were dominant during the high flow sampling the highest diversity was observed in the 3 sites located upstream from the city of Niamey. These results reflect the difference in environmental parameters between the downstream *vs* upstream-Niamey sites. RDA analyses showed that the main environmental factors explaining the distribution of rotifers are dissolved oxygen, orthophosphate and nitrate concentrations.

Keywords: Ayorou, abundance, diversity, chemical composition, Gaya, zooplankton

Introduction

Little is known about the factors that structure zooplankton communities in lotic systems as compared to lentic systems (Jack and Thorp 2002). Factors that can regulate zooplankton biomass in rivers can be physical, chemical, biotic and hydrological (Basu and Pick 1996; Viroux 2002; Thorp and Casper 2003). Despite the growing interest in large river ecosystems, knowledge of river zooplankton remains fragmented; relatively few studies have been conducted on phyto- and zooplankton compared to macroinvertebrates and fish (Thorp et al. 1994; Welker and Walz, 1998; Jack and Thorp 2002). This lack of knowledge could be the result of the perception that rivers are not appropriate environments for zooplankton because of the short residence times in a given stretch (Vannote et al. 1980; Picapedra et al. 2018). This has resulted in an underestimation of the essential role of zooplankton in the trophic dynamics of rivers (Lair, 2006). Nevertheless, large zooplankton populations have been reported from both temperate and tropical lotic systems (Basu and Pick 1997; Casanova and Henry, 2004).

Dumont (1981) firstly reported the zooplankton populations in the Niger in Mali. De Ridder (1992) published a list of 92 rotifer species found in different lakes and rivers in Mali; Pagano et al. (2010) reported 23 rotifer species on the Sélingué reservoir, a tributary of the Niger in the upper Niger, Mali. These studies mainly focused on the biological description of crustaceans and rotifers in the Upper Niger and the Inner Delta. Other studies were carried out downstream from Niger to Nigeria (Jeje and Fernando, 1992; Egborge, 1994; Arimoro et al. 2010; Ikhuriah et al. 2015). These focused on the composition of the zooplankton fauna (crustaceans and rotifers), the spatio-temporal distribution and abundance as a function of environmental parameters. However, as for most West African waters, few studies have been carried out on the Niger River on Niger territory. Few studies investigated the macro-invertebrates and algae from the Niger River in Niamey (Alhou, 2007; Djima, 2013).

Therefore, studies on zooplankton in the Niger watershed are rare and only cover the upstream and downstream parts of the Niger territory. To the best of our knowledge, no zooplankton studies on the Niger part of the Niger exist. The aims of this study are therefore: (1) to provide a first inventory of zooplankton communities—focussing on rotifers—in the middle Niger catchment area of Niger; (2) to identify the environmental factors that best explain the spatial and temporal distribution of the rotifer communities and (3) to make a comparative evaluation between the community in Middle Niger (arid tropical zone) and the one found upstream and downstream of the territory of Niger (humid tropical zones).

Materials and Methods

Study area

The Niger River is the third longest river in Africa (4200 km), after the Nile and the Congo, and is the most important river in West Africa in terms of length. Its basin covers an area of nearly 2.2 million km^2, including about 1.5 million km^2 of active watershed and 0.7 million km^2 of fossil watershed, dry all year round. The climate of the Niger Basin is governed by the seasonal movement of two air masses splitted by an intertropical front or convergence zone (FIT) (Harmattan in the North, monsoon in the South). The Niger Basin is thus generally characterized by two distinct seasons in the year: a rainy season, centered on four months (June to August), with prolonged high runoff because of water arrival from the drainage basin and a dry season the rest of the year. The zones crossed by the Niger River in Niger are the semi-arid tropical zone (Northern Sudan) receiving average rainfall between 750 and 1 000 mm/year, and the semi-arid zone (Sahelian) with rainfall between 400 and 750 mm/year. The highest temperatures observed in summer, from April to June, can exceed 40 °C in the shade (L'hôte and Mahé 1996).

This study was conducted on the middle Niger of the Niger River, from Ayorou (14.7329 N; 0.91407 E) to Gaya (11.8773 N; 3.42149 E; Figure IV.1). The area of 520 km long is located in the South-West of Niger and is bordered in the North by Mali, in the east by Burkina Faso and in the South by Benin and Nigeria.

Sampling sites and Sampling frequency

Eight (8) sites (Figure IV.1, Table IV.1) were sampled along the climatic gradient: seven (S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7) sites in the Sahelian zone and one (S8) site in the semi-arid Northern Sudanese zone. As the sampling took several days, sites were sampled in an upstream direction (from S8 up to S1) to avoid resampling the same water. Anthropogenic activities in the basin may affect the functioning of Niger River's water (Alhou et al. 2009). The site of Saga (S4) was therefore chosen just downstream from Niamey city (1 203 766 residents, Capital of Niger, INS 2017). Many food factories are located in Niamey and these discharges solid waste, as well as industrial and domestic residues (Alhou et al. 2009; 2014). A third factor impacting on the typology of the catchment is agricultural activities, with a coverage area that is important throughout the catchment. Sites S2, S4, S5 and S6 are situated in areas with high agricultural activity. The human impact is very noticeable in these areas of the river with high population density near the river and clearly a lack of sanitation).

All sites were sampled twice during the study, respectively at low flow and high flow. The first sampling campaign was done from 16 April to 8 May 2018 at low flow, during which about two thirds of the river's water dries up. The second sampling campaign was done from 1 to 15 February 2019 at high flow (Figure IV.2).

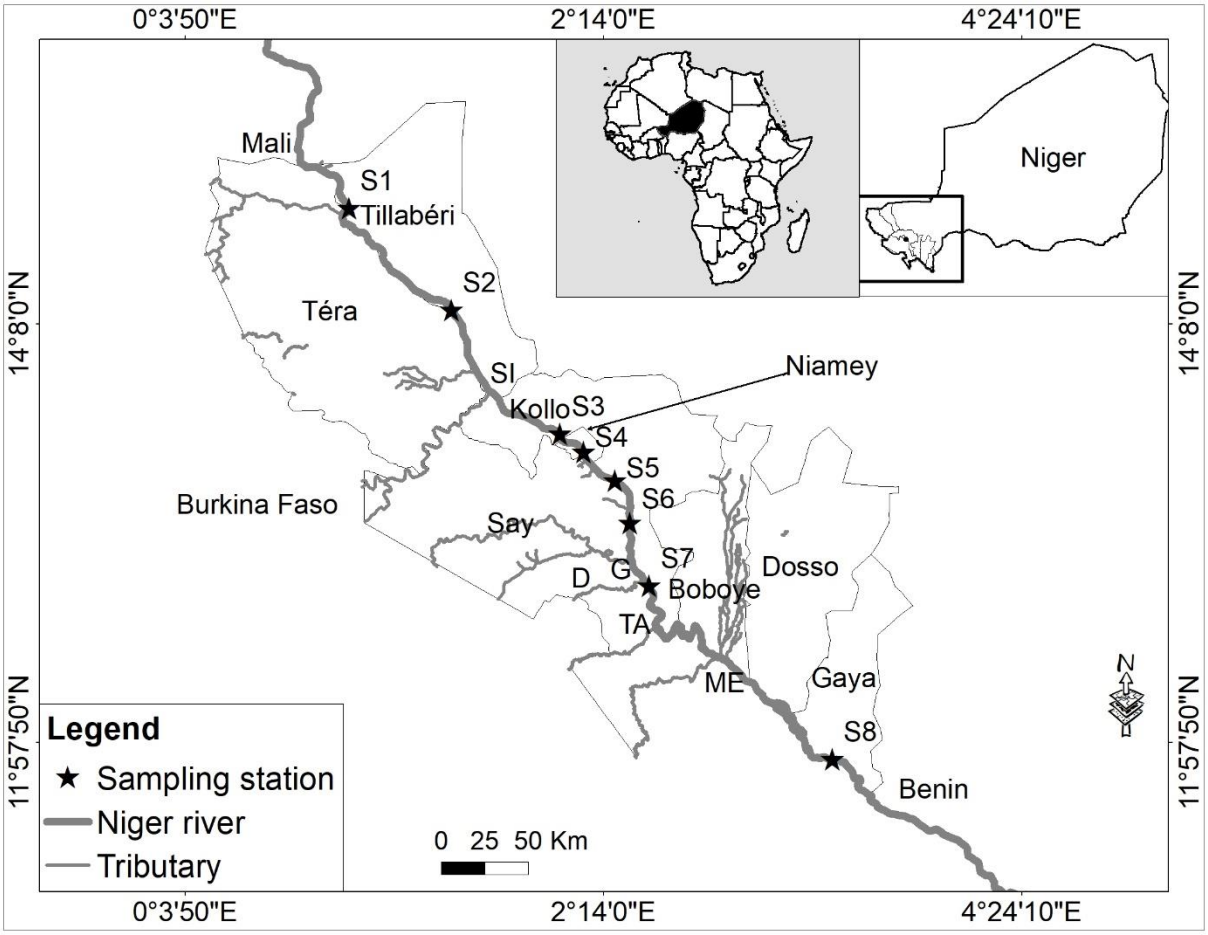


Figure IV.1: Map of Niger within the African continent (upper middle chart), the river Niger within Niger territory (upper right chart) and the sampling sites on the Niger river (black stars)

Table IV.1: Geographical location of the sampling sites.

Code	Locality	Latitude N	Longitude E
S1	Ayorou	14,73429	0,91407
S2	Tillabéri	14,20678	1,44459
S3	Tondibiat	13,56218	2,00867
S4	Saga	13,47027	2,13075
S5	Kollo	13,32143	2,29288
S6	Say	13,10185	2,37167
S7	Kirtachi	12,77589	2,47214
S8	Gaya	11,8773	3,42149

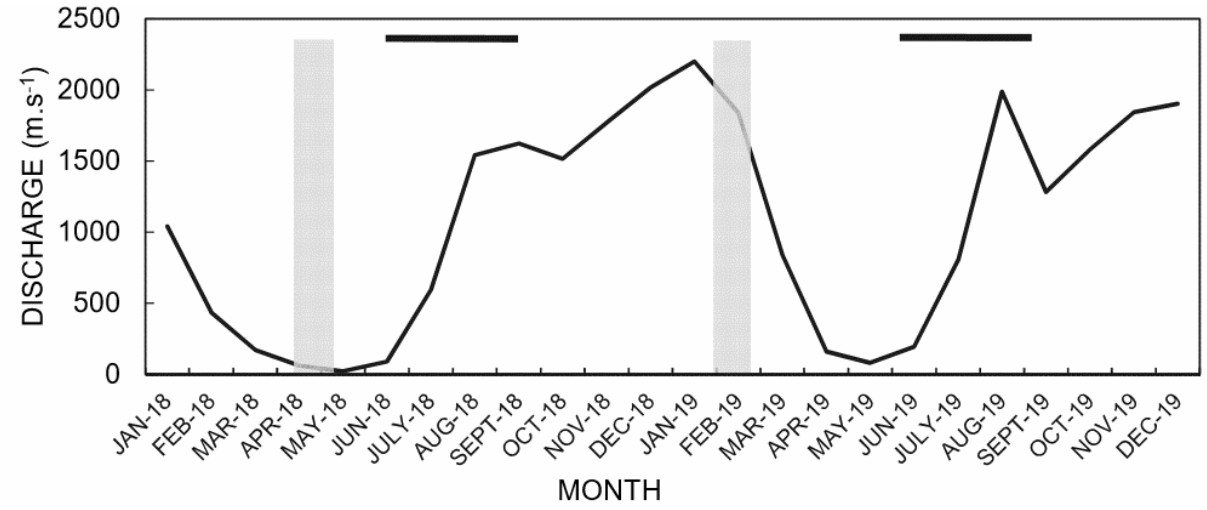


Figure IV.2: Average monthly discharge at Niamey between January 2018 to December 2019 (Niger Basin Authority, 2020). The grey areas indicate the sampling periods, the black lines indicate the rainy seasons.

Zooplankton sampling

For zooplankton samplings, 200 L of sub-surface water were collected with a bucket and filtered through a 50 µm mesh plankton net. The retained zooplankton was stored in polyethylene bottles. Carbonated water was added to the sample to narcotize the zooplankton before fixing it with formaldehyde (4% final concentration). Three samples were collected from each site in the middle of the river

Sampling for Environmental variables

At each site, samples for the measurement of environmental variables were taken at the center of the river. Temperature, dissolved oxygen, conductivity, water transparency and pH were carried out *in situ,* using a multi parameter probe HANNA 9829. 500 mL of water were poured into polyethylene bottles and stored in a cooler at temperature of 4 °C for subsequent nutrient analysis in the laboratory.

For suspended particulate matter (SPM) analysis, water was collected with a bucket and a volume of 150 mL to 1 L (depending on the turbidity of the water) was filtered on a pre-weighed Whatman GF/C filter using a manual vacuum pump. The filters were stored in a cooling box for transport to the laboratory of the Department of Life and Earth Sciences (ENS) of Abdou Moumouni University in Niamey.

For chlorophyll *a* analysis, a volume of 150 mL to 1 L of water was filtered on a Whatman GF/C filter using a manual vacuum pump. After each filtration, the filter was immediately packed in an aluminium foil and stored in a cooler (4 °C) until laboratory analysis.

Laboratory analysis

Analysis of zooplankton

In the laboratory, 1 to 2 drops of erythrosine solution prepared to 0.8 g per 100 mL of water was added to each vial to stain and then facilitate the search of organisms and their identification.

Sub-samples were taken from each vial after homogenization and placed in a counting wheel to identify and count organisms under a binocular magnifier (OLYMPUS SZX10, magnification 40x and 90x). Some identifications required analysis under a microscope (400x) (LEICA DM IRB, NIKON Optiphot 2). The minimum number of individuals counted was 150 to 200 per sample.

Rotifers were identified using the keys of Koste (1978), Pontin (1978), Segers (1995), Nogrady and Pourriot (1995), De Smet (1996), Alonso (1996), Nogrady and Segers (2002). Organisms were identified at the most accurate taxonomic level possible and densities were expressed in ind. m^{-3}.

Analysis of environmental variables

Nutrients

Concentrations of ammonium (NH_4^+), nitrates (NO_3^-), nitrites (NO_2^-), phosphates (PO_4^{2-}), and silica (SiO_2) were determined by high-performance HPIC (Hight Pression Ion Chromatography) Dionex (ionic liquid chromatography, equipped with an analysis column and an AS40 automatic Pasteur.

Suspended Particulate Matter (SPM)

For SPM quantification, the pre-weighed the filters were dried (24 h at 60 °C) and weighed before and after sampling. The difference between the measured weights is the SPM dry weight.

SPM (mg L^{-1}) = (P1 – P0) / filtered water volume (L)

P0 *= dry filter weight before filtration (mg);* ***P1*** *= dry filter weight after filtration (mg)*

Chlorophyll a

The concentration of chlorophyll *a* was measured by spectrophotometry using the following formula:

Chl a (µg L^{-1}) = (Db - Da) x *28.92* x *v / (V* x *l)*

Db: *the optical density of the extract at 665 nm before acidification;* ***Da***: *the optical density of the extract at 665 nm after acidification;* ***v***: *volume of solvent used for extraction in mL;* ***V***: *volume of water filtered in liter;* ***l***: *length of the light path in cm*

Data Analysis

Analysis of the data focuses on the structure of zooplankton communities, including taxonomic richness, diversity and equitability within the sampled sites. Diversity are determined by the index of Shannon and Weaver (1949):

$$H = -\sum_{i=1}^{S} (Pi) \times (\log_2 Pi)$$

$$E = H/Hmax$$

H *= diversity index;* ***S*** *= number of taxa at a given site;* ***Pi*** *= proportion of total sample abundance represented by species* ***i.*** ***E*** *= Evenness,* ***Hmax*** *= log_2 (S) = maximum diversity possible*

The significance of differences between sites was tested using a non-parametric ANOVA (Kruskal–Wallis test) and multiple comparison tests (Mann–Whitney test). Subsequently, multivariate analyses were conducted to analyse the relationship between the distribution of the zooplankton community and environmental factors for each sampling separately, and for all data considered together.

Abundances were transformed to log(X+1) to obtain a normal distribution. A Detrended Correspondence Analysis (DCA) was first conducted on the zooplankton data using CANOCO software, version 4.5 (ter Braak et al. 1987; ter Braak, 1994), to determine the method of ordination to be used. Since the total inertia was less than 2.6, the species were considered to have a linear model and redundancy analyses (RDA) was performed. Abundance data of the identified taxa were centered and standardized. A Monte Carlo test (999 permutations) was applied to test statistical significance of the environmental variables in explaining the zooplankton distribution, using a significance limit of $P < 0.05$.

Results

Physical and chemical parameters

Tendencies of parameters over the sampling transect are only reported when significant. This implies no significant tendencies over the transect when only differences between the two sampling periods are mentioned. A significant difference in temperature was observed between the two sampling periods ($P < 0.05$, Figure IV.3a). Conductivity was variable according to the river regime, with a much greater variation during the low flow period. During both samplings, conductivity values were significantly higher upstream (S1 S2 S3 S4 S5) than downstream (S6 S7 S8) where they stabilized. Conductivity was significantly higher between site 1 and 5 during low flow as compared to high flow sampling ($P < 0.05$, Figure IV.3b).

Regardless of the sampling period, pH values did not change and remained at neutral to alkaline values of about 7–7.5 at all sites ($P > 0.05$, Figure IV.3c).

NO_3 and NO_2 concentrations were generally very low, but higher during the low flow than during the high flow period ($P < 0.05$, Figure IV.3d, e). Ammonium concentration was very low at all sites and at each period, except at S2 and S4, which are respectively located about 120 km upstream and less than 5 km downstream of the centrum of the city of Niamey. In addition, the concentration was higher during low flow than during high flow ($P < 0.05$, Figure IV.3f). The silica concentration was significantly higher during the high flow period than during the low flow one ($P < 0.05$, Figure IV.3g).

Total-P concentrations showed the highest values during high flow sampling ($P < 0.05$) with a maximum of 160 mg. L^{-1} at site S6 (Figure IV.3h). The lowest concentrations were recorded during low flow sampling with a minimum of 10 mg. L^{-1} at site S1. PO_4-P concentrations were highest during the high flow sampling ($P < 0.05$, Figure IV.3i). Dissolved oxygen and SPM concentrations did not vary significantly between low and high flows ($P > 0.05$ for both, Figure IV. 3j, k). Chl *a* concentration was generally higher during the low than during the high flow period ($P < 0.05$, Figure IV.3l).

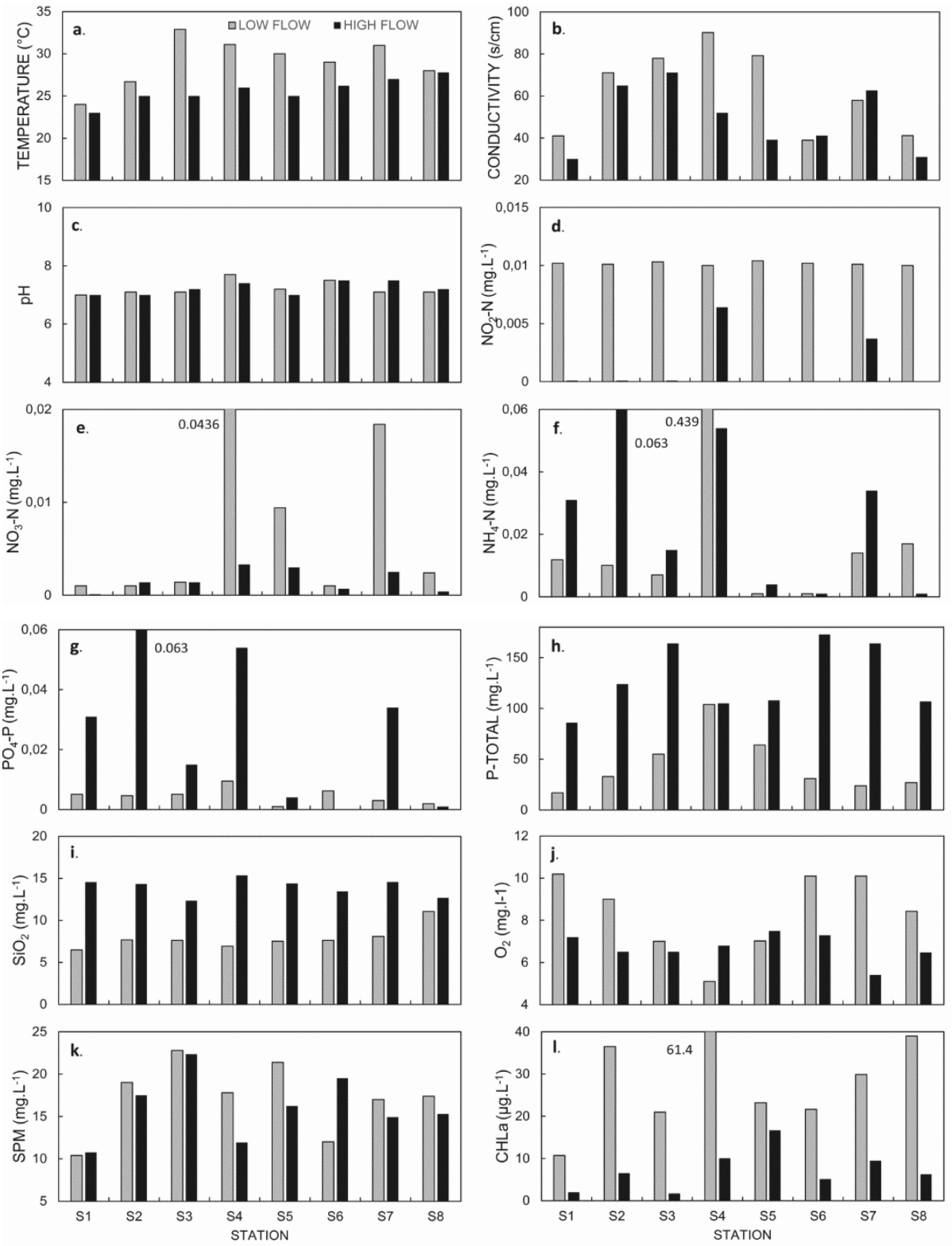


Figure IV.3: Environmental parameters, Temperature (a.), Conductivity (b.), pH (c.), NO_2 (d.), NO_3 (e.), NH_4 (f.), SiO_2 (g.), Mg^{2+}, P-total (h.), PO_4 (i.), O_2 (j.), SPM (k.), and Chl*a* (l.).

Table IV.2: List of rotifer taxa observed in the Niger river in Niger (the symbols correspond to the families of taxa)

Families	Genres	species	Symbol
Asplanchnidae	*Asplanchna*	*Asplanchna brigthwelliii* Gosse, 1850	**Abr**
Brachionidae	*Brachionus*	*Brachionus caudatus* Barrois & Daday, 1894	**Bch**
-	-	*Brachionus angularis* Gosse, 1851	-
-	-	*Brachionus falcatus* Zacharias, 1898	-
-	-	*Brachionus diversicornis* (Daday, 1883)	-
-	-	*Brachionus leydigi* Cohn, 1862	-
-	-	*Brachionus quadridentatus* Hermann, 1783	-
-	-	*Brachionus bidentatus* Kertesz, 1894	-
-	-	*Brachionus patulus* O.F. Muller, 1776	-
-	-	*Brachionus quadricornis* (Schrank, 1803)	-
-	-	*Brachionus plicatilis* O.F. Muller, 1786	-
-	*Keratella*	*Keratelle cochlearis* (Gosse, 1851)	-
-	-	*Keratelle quadrata* (O.F. Muller, 1786)	-
-	-	*Keratella tropica* (Ehrenberg, 1887)	-
-	*Platyias*	*Platyias quadricornis* (Ehrenberg, 1832)	-
Cephallodellidae	*Cephallodella*	*Cephallodella* sp. (Murray, 1913)	**Cxx**
Filinidae	*Filinia*	*Filinia opoliensis* (Turner, 1892)	**Fl**
-	-	*Filinia longiseta.* (Eckstein, 1833)	-
Hexarthridae	*Hexarthra*	*Hexarthra* sp.	**Hxx**
Lepadellidae	*Lepadella*	*Lepadella patella* (Müller, 1773)	**Lpd**
Lecanidae	*Lecane*	*Lecane papuana* **(**Murray, 1813**)**	**Lec**
-	-	*Lecane lunaris* (Ehrenberg, 1832)	-
-	-	*Lecane hastata* (Murray, 1913)	-
-	-	*Lecane leontina* (Turner, 1892)	-
-	-	*Lecane ludwigii* (Eckstein, 1833)	-
-	-	*Lecane* sp.	-
Mytilinidae	*Mytilina*	*Mytilina ventralis* (Ehrenberg, 1830)	**Mve**
Synchaetidae	*Synchaeta*	*Synchaeta longipes* Goss, 1887	**Syn**
-	-	*Synchaeta* sp.	-
-	*Polyarthra*	*Polyarthra* sp.	-
Trichoceridae	*Trichocerca*	*Trichocerca* sp.	**TXX**
Trichotriidae	*Macrochaetus*	*Macrochaetus sericus* (Thorp, 1893)	**Mse**

Rotifer taxonomic composition and abundance

A total of 32 rotifer taxa were identified at the 8 sites during the 2 sampling periods (low flow and high flow), including 26 taxa determined at the species level. All these species belong to Monogononta (Table IV.2). The Brachionidae are dominant (14 taxa), followed by Lecanidae (5 taxa), Filinidae (2 taxa), Asplanchnidae (1 taxa), Mytilinidae (1 taxa), Lepadellidae (1 taxa), Synchaetidae (1 taxa) and Trichoceridae (1 taxa), Trichotriidae (1 taxa).

The total abundance of rotifers was higher during the low flow period than during the high flow period ($P < 0.05$). Values were less than 20 x 10^3 ind. m^{-3} at most sites except at S5 (81 x 10^3 ind. m^{-3}) and S8 (115.6 x 10^3 ind. m^{-3}) during the low flow period. Total abundance was notably low at S1 and S2, and ranged from 80 ind. m^{-3} at S2 to 3700 ind. m^{-3} at S4 (Figure IV.4a, b).

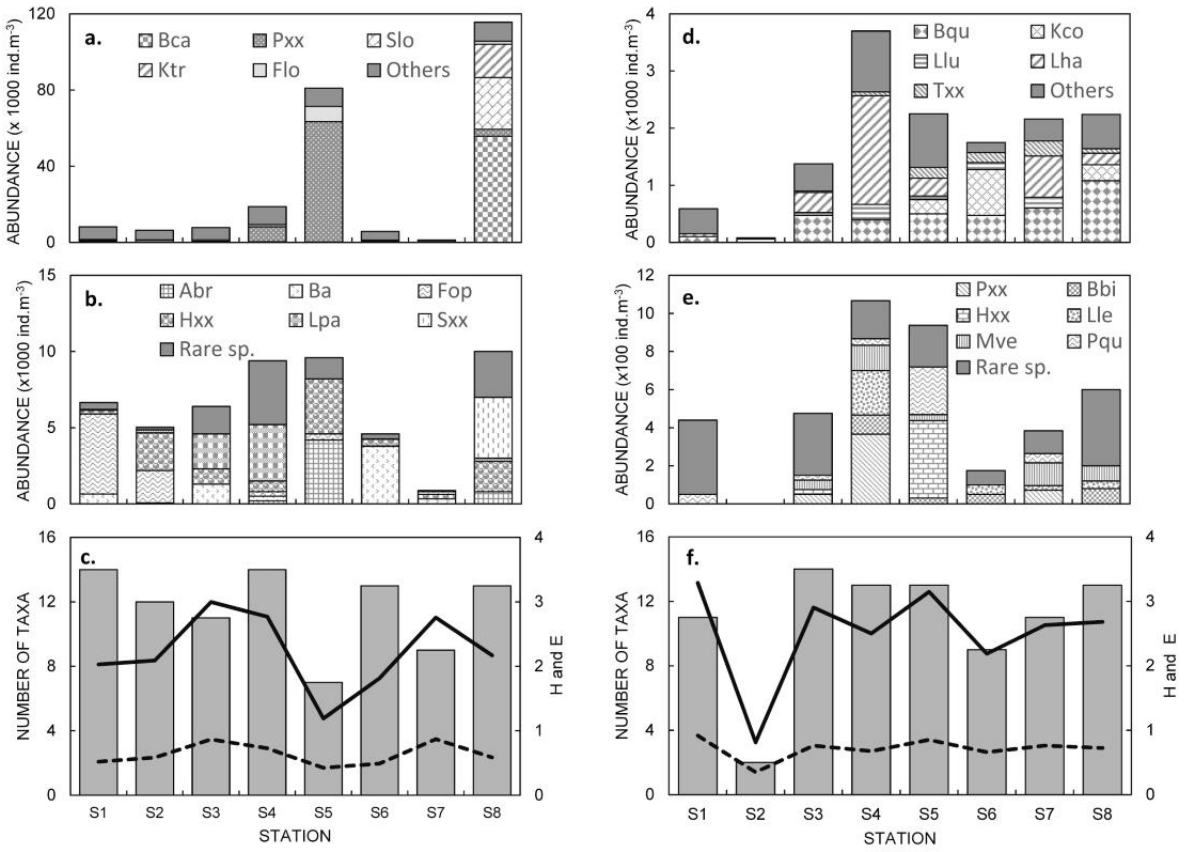


Figure IV.4: Low flow sampling (a) total abundance and most abundant taxa, (b) detail of others (c) Number of taxa (bars); Shannon and Weaver diversity index (H, full line), Evenness (E, broken line) High flow sampling: (d) total abundance and most abundant taxa, (e) detail of others d), (f) Number of taxa (bars); Shannon and Weaver diversity index (H, full line), Evenness (E, broken line) **Abr**: *Asplanchna brigthwellii*, **Bca**: *Brachionus caudatus*, **Flo**:

Filinia longiseta, **Bqu**: *Brachionus quadridentatus*, **Ktr**: *Keratella tropica*, **Kco**: *Keratella cochlearis*, **Llu**: *Lecane lunaris*, **Lha**: *Lecane hastata*., **Slo**: *Synchaeta longipes*, **Pxx**: *Polyarthra* sp., **Hxx**: *Hexarthra* sp., **Bfa**: *Brachionus falcatus*, **Bbi**: *Brachionus bidentatus*, **Bdi**: *Brachionus diversicornus*, **Bqc**: *Brachionus quadricornus*, **Lept**: *Lepadella patella*, **Lxx**: *Lecane* sp., **Lle**: *Lecane lenzi*, **Mve**: *Mytilina ventralis*, **Pqu**: *Platyias quadricornis*, **Others:** taxa showing a relative abundance lower than 5%, **Rare sp**: taxa showing the lowest abundances and rare occurrences.

Ten rotifer taxa were dominant, with more than 50% of abundance in both surveys: *Brachionus caudatus, Filinia longiseta, Keratella tropica, Polyarthra sp., Synchaeta longipes, Brachionus quadridentatus, Hexerthra* sp., *Keratella cochlearis, Lecane lunaris, Lecane hastata*) (Figure IV.4 a,d). The total number of taxa observed during the low flow sampling was 24, and during the high flow sampling 28. 20 rotifer taxa were common to both campaigns. Four species were only found during high flow sampling (*Brachionus calyciflorus*, *Brachionus patulus*, *Macrochaetus sericus* and *Keratella lenzi*. Rotifers were mainly represented by *Polyarthra* sp. (31%) and *Brachionus caudatus* (23%) during the low flow sampling and by *Brachionus quadridentatus* (25%) and *Lecane hastata* (24%) during the high flow sampling.

Two taxa showed high abundance during the low flow period: *Polyarthra* sp. at S5 and *Brachionus caudatus* at S8 (77 x 10^3 and 57 x 10^3 ind. m^{-3}) respectively (Figure IV.4a). *Keratella tropica* and *Synchaeta longipes* were relatively abundant at S8 (17.4 x 10^3 and 27.2 x 10^3 ind. m^{-3} respectively). The less abundant species during low flow sampling aere mainly Brachionidae, with different species present at practically all sites (Figure IV.4b). Only *Brachionus bidentatus* at S4 and *Brachionus falcatus* at S8 had abundances > 1 200 ind. m^{-3}. The rare taxa (< 20 ind m^{-3}) *Lecane lenzi* and *Mytilina ventralis*, whi were found in considerable abundance only at S3 and S6 during low flow, are counted within the group 'Rare sp.' in Figure IV.4b.

During the high flow period (Figure IV.4d), *Brachionus quadridentatus* was present at all sites except S2; with highest abundance at S8 (26 x 10^3 ind. m^{-3}). *Lecane hastata* was present at all sites except at S1 and S2. Its maximum abundance was 800 ind. m^{-3} at S4. *Lecane lunaris* was present in rather low abundance (max 756.16 ind. m^{-3}) except at S1 and S8. It showed the highest abundance at S8 and S4. *Keratella cochlearis* was observed only at the sites downstream of the city of Niamey (S5, S6, S8).

Five (5) taxa were present in relatively low abundance during the high flow sampling (Figure IV.4e). The most abundant, *Polyarthra* sp., *Mytilina ventralis*, *Lecane lenzi* made out 80% of abundance at S4. Apart from *Platyias quadricornis* at S5, all remaining taxa reached < 400 ind. m^{-3}. With the exception of S2, all sites show 30 to 50% of rare taxa, grouped as "others"

During both samplings, the number of taxa varied between 11 and 14 for all sites, except at S5 (7 taxa) and S7 (9 taxa) at low flow, and S2 (2 taxa) and S6 (9 taxa) at high flow sampling. Brachionidae and Lecanidae showed the highest number of taxa during both samplings: 8 and 5 respectively during low flow, 10 and 6 during high flow. Rotifer diversity, according to Shannon-Weaver diversity index (*H*) ranged from 1.2 at S5 to 3.0 at S3 (mean: 2.227) during the low flow sampling and from 0.8 at site S2 to 3.3 at site S1 (mean: 2.518) during the high flow sampling (Figure IV.4a, c). While not visually clear on Figure IV.4d and 4e because of numerous low abundant taxa at site S1 during the high flow sampling, there was a drop from 11 to 2 taxa between S1 and S2, which could_reflect a low tolerance of some taxa to water characteristics of more upstream sites. Exactly which factor is responsible is not clear, as there were no obvious changes in environmental conditions between S1 and S2. Except for the ditch at S5 and S2 at low and high flow sampling respectively, there were no clear trends in *H* along the sites. Evenness was minimum at S5 (0.4) and maximum at S7 (0.9) during low flow sampling, and minimum at S4 (0.7) and maximum at S1 (1.0) during high flow sampling. It generally followed the same trend as H (one-tailed t-test, p = 0.0264) (Figure IV.4a,c). Considering all sites, the mean number of taxa (N) and H values were not significantly different between the two sampling periods, while E was slightly significantly lower during low flow than during high flow sampling (mean 0.6 and 0.8 respectively, one-tailed t-test, p = 0.0264).

Correlation between environmental variables and the abundance of zooplankton communities

To test the correlation between the environmental variables and the distribution of rotifers, all environmental variables were taken into account in a first RDA analysis and then the significant variables after the Monte Carlo test (P < 0.05) were retained. Figures 5a and b show the distribution of rotifer taxa and sites according to significant factors during the low flow period. Due to the large number of species in relation to the number of samples, the rotifers were grouped according to families and both sampling campaigns were analysed together. A DCA run on the data at family level revealed a total inertia < 4, Thus RDA analyses were carried out

on 11 families of rotifers (Table IV.2). The sum of all eigenvalues for the analysis is 53.9%. Axis 1 and 2 of the RDA analysis have eigenvalues of 40.2 and 9.2% respectively.

The main factor constructing the vertical axis is dissolved oxygen. PO_4 and NO_2 are correlated to the horizontal axis in opposite direction. The factors that characterize the low flow period are nitrate and dissolved oxygen. The high flow sampling is characterized by a high concentration of orthophosphate.

The first axis shows a discrimination of sites per sampling period (Figure IV.5b). The first group, situated in the right side of the ordination, characterised by high PO_4 concentrations, includes all high flow samplings (Figure IV.5b). Zooplankton families found at these sites are Mytilinidae, Trichotridae, Cephalodellidae, and Lecanidae.

The second group, located on the left side of the ordination, characterised by high NO_2 and O_2 concentrations, include all sites sampled during low flow in a gradient from low to high O_2 concentrations: S4, S3, S5, S8, S2, S6, S7, S1.

The rotifer families found in these samples are Asplanchnidae, Brachionidae, Filinidae, Hexarthridae, Lepadellidae, Synchaetidae, Trichoceridae.

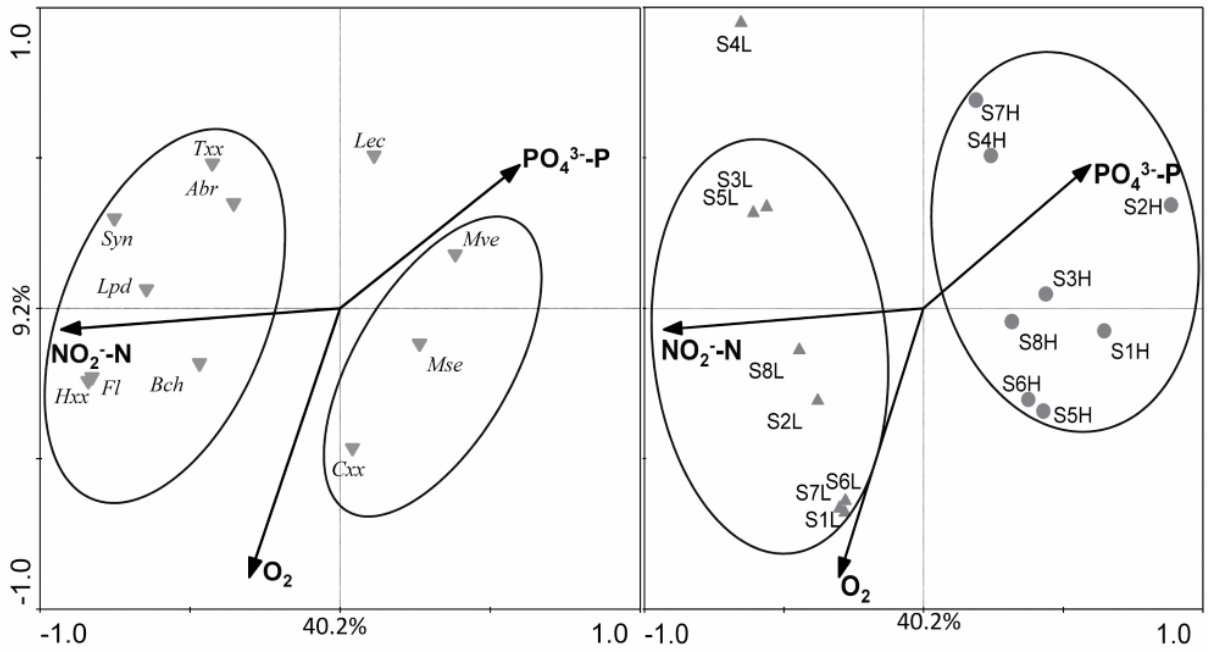


Figure IV.5: RDA Axis 1 and 2 biplots showing the distribution of rotifer families according to environmental variables during high flow (H) and low flow (L) samplings: (**a.**) Environmental variables and taxa. (**b.**) Environmental variables and sites. **Abr** = Asplanchnidae; **Bch** = Brachionidae; **Cxx** = Cephalodellidae; **Fl** = Filinidae; **Hxx** = Hexarthridae; **Lec** = Lecanidae; **Lpd** = Lepadellidae; **Mve** = Mytilinidae; **Mse** = Trichotriidae; **Syn** = Synchaetidae; **Txx** = Trichoceridae.

Discussion

A total of thirty-two (32) rotifer taxa, belonging to 11 families, were identified in the Niger river during this study. The Brachionidae are numerically dominant (14 taxa), followed by Lecanidae (6 taxa), Filinidae (2 taxa), Asplanchnidae (1 taxa), Mytilinidae (1 taxa), Lepadellidae (1 taxa), Synchaetidae (3 taxa), Trichoceridae (1 taxa) and Trichotriidae (1 taxa), Hexarthridae (1 taxa), Cephallodellidae (1 taxa). A slightly higher number of taxa was observed during the high flow sampling (n = 28 taxa) than during the low flow sampling (n = 24 taxa). Brachionidae and Lecanidae showed the highest taxa richness during both samplings.

The rotifer diversity obtained in the present study (n = 32 taxa) in the Niger River in Niger is lower than the diversity of rotifers mentioned by De Ridder (1992) from different lakes (Tanda, Kabaro, Niafounké) and Niger tributaries in Mali (n = 92 taxa). It is also lower than those reported by Jeje and Fernando (1992) in Middle Niger (Sokoto Basin) in Nigeria (n = 38 taxa), In contrast, this richness is higher than that recorded in the Sankarani tributary in Mali (Pagano et al. 2011) (n = 23 taxa). It is in the same order as reported by (Etilé et al. 2019) in the Kankelaba River in Côte d'Ivoire (Niger tributary) (n = 31 taxa).

The rotifer community inventoried in this study is common to the taxa reported downstream of the Niger River (humid tropical zone) by (Arazu and Ogbeibu, 2017). These authors observed 23 taxa within the genus *Brachionus*, *Lecane*, *Mytilina*, *Lepadella*, *Keratella*, *Filinia*, *Synchaeta* in the Niger River at Onisha in Nigeria.

The difference between the diversity of zooplankton in this study and the other studies cited above may be due to the natural condition of the water and the sampling periods. Ezekiel et al. (2011), Yao et al. (2015) and Etilé et al. (2019) reported that the distribution of zooplankton varies from place to place and year to year due to the dynamic nature of aquatic systems. In addition, the difference in diversity in these aquatic ecosystems can be attributed to their difference in length and depth. Graça et al. (1998) reported that, depending on the length and depth of the water, they may or may not offer a wide variety of microhabitats capable of supporting a substantial diversity of species. Other factors such as the speed of the current, the watershed of the aquatic ecosystem and the activities carried out on the watershed can also explain the difference in richness observed between these studies (Aka et al. 2000; N'da et al. 2015; Yao et al. 2015).

The rotifer community found in this study is common for tropical and subtropical freshwater systems (Okogwu, 2009). A qualitative dominance of the family Brachionidae and genus *Brachionus* (10 taxa) in the zooplankton community is also reported in several other tropical

freshwater ecosystems such as the Pearl River in China (Wang et al. 2009) (n = 15 taxa) and the Bagoé river (Niger tributary in Côte d'Ivoire) (N'da et al. 2015) (n = 4). According to Borges and Pedrozo (2009), these genera are generally dominant in large floodplain rivers. In our study, in the Niger river, the genus *Brachionus* were the most diversified group while the genus *Keratella* were less represented in terms of species. Similar observations on the prevalence of the genera *Brachionus* and *Lecane* have been reported in the subtropical zone (Segers and Dumont, 1995; Sarma and Elias-Gutierrez, 1998; Arora and Mehra, 2003; Segers 2007; Wang et al. 2009). *Brachionus quadridentatus* inhabits alkaline waters, especially small ponds. This cosmopolitan species has been found at all sites during the high flow season. Brachionidae and Trochosphaeridae species generally have planktonic habits, while Lecanidae species are related to benthic and coastal areas, among macrophytes, but can be found in lower abundance drifting with the plankton (Almeida et al. 2009; Lansac-Tôha et al. 2009; Picapedra et al. 2017; Picapedra et al. 2018).

The abundance of rotifers was higher during the low flow sampling than during the high flow sampling. This difference could be explained by hydrological conditions. Hydrology, through residence times, is one of the important factors influencing the development of zooplankton directly (Viroux 1997; Basu et al. 2000). Basu and Pick (1996) observed that, in Canadian rivers, zooplankton biomass is positively related to residence time of the water. Residence times lower than 3 days (Rzoska 1978; Walz and Welker 1998), corresponding with the generation time of rotifers, can be critical for zooplankton development. The Niger River has a gentle slope, averaging 10 cm/km in the middle Niger. The average current velocity is 0.029 and 0.058 m/s in low and high water respectively. This means that the residence time is twice higher during the low flow period, which favours the development of zooplankton.

Residence time is a main factor controlling the abundance of rotifers in large rivers. Etilé et al. (2019) observed highest zooplankton abundance during low flow periods in the Kankelaba River (Ivory Coast). Nevertheless, Aoyogui and Benecker (2004) found the opposite results in a floodplain river of Upper Parana in Brazil.

The difference in current velocity (and residence time) between both sampling periods also coincides with seasonal changes and impacts on the physico-chemical composition of the river flow, as evident from the data in Figs. 3 and 5. This creates different living conditions for zooplankters.

Considering all samples taken during both the low and high flow periods, the RDA shows a significant difference of the different sites on the basis of the abundance of taxa (considered at

family level). Two groups of sampling sites can be distinguished (Figure IV.5b), corresponding to a) the high flow samples characterized by the highest O_2 and NO_2 concentrations and b) the high flow samples, characterized by high PO_4 concentrations.

During the low flow sampling in May, the water temperature exceeded 27 °C at all sites except S1 and S2. This could have favoured rotifer development when compared to the lower temperature range (23–27 °C) during high flow. Water temperature is recognized as an important abiotic factor structuring zooplankton communities (Galkovskaja 1987; Berzins and Pejler 1989; Holst et al. 1998; Tackx et al. 2004). However, the seasonal dynamics of zooplankton communities in the tropics have been attributed to a number of other factors such as water characteristics, predation, edible algal quality and quantity, and competition (Hellawell 1986; Ovie and Adeniji 1994).

The high concentration of oxygen during low flow sampling is likely due to the important development of phytoplankton during this period, as shown by the high Chl*a* concentrations. Downstream of Niamey relatively low Chl*a* values are observed. Phytoplankton development is also favored by longer residence times and higher temperatures (Ndjouondo and Dibong 2014). While all nutrient concentrations observed in this study were low, NH_4 concentrations were higher at high flow sampling, while NO_2 and NO_3 were higher at low flow. This is probably due to the conversion of NH_4 by the higher oxygen concentrations during low flow. NO_3 and NO_2 as such provide readily available nutrients for phytoplankton growth during the low flow period. Due to higher current velocities, it is expected that sediment resuspension and thus SPM will be higher at high flow sampling than at low flow (Wahl et al. 2008). The fact that SPM concentrations are on the contrary, higher at most sites during low than during high flow sampling indicates the importance of phytoplankton contribution to SPM.

Rotifers have the ability to feed on a wide range of foods, from filamentous algae to bacteria (Allan 1976), but phytoplankton is known to be a source of good quality food for rotifers (Pourriot 1977; Walz 1945; Lair et al. 1998; Devetter 1998). The high phytoplankton abundance during low flow sampling has probably contributed to the high rotifer abundance.

The high concentrations of oxygen may also have favoured some rotifer taxa during low flow conditions. For some species of the genus *Brachionus, Keratella, Cephallodella,* which are situated at the left, low flow side of the RDA plot or next to the dissolved oxygen vector, oxygen concentration seems to be a limiting factor (Mikschi 1989). The fact that genera such as *Filina, Hexarthra, and Synchaeta* are associated with the NO_2 vector corresponds to their known tendency for nitrogen rich, but also phosphorus rich environments (Devetter 1998).

During seasonal flooding, tributaries exchange nutrients and organisms with the main river (Shiel et al. 1982; Rossaro 1988; Bayley 1995; Grosholz and Gallo 2006). This can explain the higher concentrations of NH_4, PO_4, SiO_2 and Ptot observed during high flow as compared to low flow sampling. In the RDA plot, the high flow sampling period is specifically marked by concentrations of phosphorus which could be explained by the import of fertilizers, probably related to agriculture practiced during the previous year in the Niger catchment.

Another effect of the flooding is the inundation of the riparian habitats of the Niger River, which leads to an increase in the size of the littoral zone and a connexion between previously isolated aquatic habitats (Bonecker et al. 2005).

Imports from tributaries and exchange with riparian zones can also be important in determining the abundance and the taxonomic composition of zooplankton (Pace et al. 1992; Romare et al. 2005). Zooplankton from tributaries can be carried away by water during flood periods (Rossaro 1988; Thorp et al. 1994), which is a source of organisms in the main river channels. While 28 of the 32 rotifer taxa observed in this study were common to both samplings, 7 taxa occurred only during high flow sampling. *Macrochaetus sericus, Lecane ludwigi, Keratella quadrata Brachionus patulus, Brachionus quadridentatus, Brachionus leydigi, Mytilina ventralis.* The presence of these species during the high flow period could be explained by the presence of macrophytes, which provides a more favourable habitat for zooplankton than open water providing habitat diversity, richness of food quality and quantity, refuge from predators and pelagic competitors, as well as increased water movement (Basu et al. 2000; Špoljar et al. 2011). The fact that these taxa were not found during low flow sampling, when rotifer abundance was highest. can be explained by the washing away of tributary sources as flood waters recede. (Saunders and Lewis 1988a; Pace et al. 1992). Taxa specifically found only during low flow sampling were *Brachionus falcatus, Brachionus diversicornis* and *Mytilina ventralis*. These species prefer warm, eutrophic waters. Phytoplankton are an important source of food for these rotifer species (Lair et al. 1998) and the high concentration of chlorophyll *a* during low flow periods is not surprising.

While the majority of taxa occured during both samplings, some, like *Brachionus caudatus, Filina longiseta, Polyarthra* sp., *Synchaeta longiseta* and *Keratella tropica* showed the highest abundance peaks during low flow sampling. Their populations were lower during high flow sampling, when species with highest abundance are *Brachionus quadridentatus, Lecane hastata, Keratella cochlearis* and *Lecane lunaris*. This indicates that the environmental factors differed sufficiently between both sampling periods to lead to different composition of rotifer

communities. The resulting Shannon–Weaver diversity index values (H), varying between 1.2 at S5) and 3.0 at S3 during low flow and 0.8–3.3 at S2 and S1, respectively during high flow sampling, are on the low side of the general range between 1.5 and 3.5 reported in most ecological studies (Kerkhoff 2010). The low value at S5 during low flow sampling is caused by the predominance of *Polyarthra* sp. (85%) at this site. The high abundance of *Polyarthra* at S5 during low and at S4 during high flow period sampling may be due to the fact that S5 is located near the springs of the city of Kollo and S4 is located downstream from the city of Niamey receiving waste of organic and industrial origin from the city (Alhou 2007). Also, taxa such as *Polyarthra, Keratella* and *Brachionus,* which were most abundant in this study, have been reported as indicators of eutrophication and pollution (Sladecek 1983; Saksena 1987; Wang et al. 2009). Nevertheless, in the Niger river reach sampled in this study, they occur in a system characterised by very low nutrient and SPM concentrations, corresponding to oligotrophic conditions (Kuczyńska-Kippen and Basińska 2014). The presence of these taxa under different conditions could be related to the quantity and quality of the resource in the environment. According to Kerabin (1985) in mesotrophic lakes, where nanoplankton dominates and where the quantity of detritus may be low due to a low biomass of algae, rotifers species of the genera *Polyarthra, Brachionus, Keratella* dominate.

In conclusion, this first inventory of the rotifer community in the middle Niger River (Niger) identified 32 taxa and show differences in rotifer abundance and community composition between a low and a high flow sampling period. The low flow circumstances showed the highest rotifer abundance, while slightly more taxa and a higher evenness of the community were found during high flow. Oxygen and nitrite concentrations characterised the low flow sampling conditions, while high flow was associated with higher phosphate concentrations. This first presentation of the rotifer community as impacted by environmental conditions suggests that in the low-nutrient middle Niger environment, longer residence times, combined with higher nutrient concentrations trigger a phytoplankton bloom during low flow periods, which favours rotifer development.

Acknowledgements

This research was funded by a grant from the Nigerien government. The authors would also like to thank the Functional Ecology and Environment Laboratory and the Department of Life and Earth Sciences of the (ENS) of the Abdou Moumouni University of Niamey for providing the framework and technical support. Thanks also go to the students and technicians of the

Biology Department of the Abdou Moumouni University of Niamey (FAST) for their assistance in the collection of field data. Finally, we would like to thank the manager in control of our sites in the National Park W, Captain Issaka for allowing and facilitating the samplings.

References

Agostinho AA, Sidinei MT, Luiz CG. 2004. Threats for Biodiversity in the Floodplain of the Upper Paraná River: Effects of Hydrological Regulation by Dams. *Ecohydrology and Hydrobiology* 14: 255–268.

Aoyagui ASM, Bonecker CC. 2004. Rotifers in different environments of the Upper Paraná River floodplain (Brazil): richness, abundance and the relationship with connectivity. *Hydrobiologia* 522: 281–90.

Arazu VN, Ogbeibu AE. 2017. The composition, abundance and distribution of zooplankton of river Niger at Onitsha stretch, Nigeria. *Animal Research International*. 14: 2629–2643.

Arimoro FO, Oganah AO. 2010. Zooplankton Community Responses in a Perturbed Tropical Stream in the Niger Delta, Nigeria. *The Open Environmental & Biological Monitoring Journal*. 3:1–11.

Aka M, Pagano M, Saint-Jean L, Arfi R, Bouvy M, Cecchi P, Corbin D, Thomas S. 2000 Zooplankton Variability in 49 Shallow Tropical Reservoirs of Ivory Coast (West Africa*). Internat. Rev. Hydrobiol*. 85: 491–504.

Alhou B. 2007. Impact des rejets de la ville de Niamey (Niger) sur la qualité des eaux du fleuve Niger. PhD, facultés universitaires Notre-Dame de la Paix, département de biologie. 300p.

Alhou B, Micha J-C, Dodo A, Awaiss A. 2009. Etude de la qualité physico-chimique et biologique des eaux du fleuve Niger à Niamey. *Int. J. Biol. Chem. Sci*. 3: 240–254.

Alhou B, Issiaka Y, Awaiss A, Micha JC. 2014. Premier inventaire des macro-invertébrés du fleuve Niger à Niamey comme bioindicateurs de la pollution urbaine et industrielle. *Hydroécol Appl* 18: 139–63.

Alhou B, Goddeeris B. 2011.Contribution à l'identification des larves de Chironomidae du fleuve Niger à Niamey. *International Journal of Biological and Chemical*; 4(6).

Allan JD. Life History Patterns in Zooplankton. 1976. *The American Naturalist* 110: 165–180.

Almeida V, Êw D, M. Melo-Júnior, Mc. Bittencourt-Oliveira, An. Moura. 2009. Zooplanktonic Community of Six Reservoirs in Northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69: 57–65.

Alonso M. 1996. Crustacea, Branchiopoda. *Fauna Iberica*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Consejo Superior de Investigaciones Cientificas, Madrid.

Arimoro FO, Andrew OO. 2010. Zooplankton Community Responses in a Perturbed Tropical Stream in the Niger Delta, Nigeria. *The Open Environmental & Biological Monitoring Journal* 3: 1–11.

Arora J, Mehra NK. 2003. Seasonal Dynamics of Rotifers in Relation to Physical and Chemical Conditions of the River Yamuna (Delhi), India. *Hydrobiologia* 491: 101–119.

Bayley PB. 1995. Understanding large river-floodplain ecosystems. *BioScience* 45: 153–157

Basu BK, Kalff J, Pinel-Alloul B. 2000. The Influence of Macrophyte Beds on Plankton Communities and Their Export from Fluvial Lakes in the St Lawrence River. *Freshwater Biology* 45: 373–382.

Basu BK, Pick FR. 1997. Phytoplankton and zooplankton development in a lowland, temperate river. *Journal of Plankton Research* 19: 237–253.

Basu BK, Pick FR. 1996. Factors regulating phytoplankton and zooplankton biomass in temperate rivers. *Limnology and Oceanography*, 41:1572–1577.

Bērziņš B, Pejler B. 1989. Rotifer occurrence in relation to oxygen content. *Hydrobiologia* 183: 165–172.

Bonecker CC, Costa CLD, Velho LFM, Lansac-Tôha FA. 2005. Diversity and Abundance of the Planktonic Rotifers in Different Environments of the Upper Paraná River Floodplain (Paraná State – Mato Grosso do Sul State, Brazil). *Hydrobiologia* 546: 405–14.

Borges MG, Pedrozo CS. 2009. Zooplankton (Cladocera, Copepoda and Rotifera) richness, diversity and abundance variations in the Jacuí Delta, RS, Brazil, in response to the fluviometric level. *Acta Limnol. Bras* 21: 101–110.

Casanova SMC, Henry R. 2004. Longitudinal distribution of Copepoda populations in the transition zone of Paranapanema river and Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil) and interchange with two lateral lakes. *Brazilian Journal of Biology* 64: 11–26.

De Ridder M. 1992. Contribution to the study of African rotifers: rotifers from Mali. *Hydrobiologia* 237: 93–101.

De Smet WH, 1996. Rotifera 4: The Proalidae (Monogononta). In Nogrady T, Dumont HJ (eds.), Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the World 9. SPB Academic, The Hague, The Netherlands.

Djima IT. 2013. Les algues du fleuve du Niger et des milieux humides connexes de l'ouest du Niger. Thèse Unique de Doctorat. Laboratoire de Biologie végétale Garba Mounkaila. Faculté des Sciences/ Université Abdou Moumouni Niamey Niger. 219p.

Dumont HJ. 1981. Cladocera and free-living copepod from the Fouta Djalon and adjacent mountain areas in West Africa. *Hyrobiologia* 85: 97–116.

Dumont HJ, Pensaert J, Van de Velde I. 1981. The crustacean zooplankton of Mali (West Africa): Faunal composition, community structure, and biogeography, with a note on the water chemistry of the lakes of the internal delta of the River Niger. *Hydrobiologia*. 80: 161–87.

Devetter M. 1998. Influence of environmental factors on the rotifer assemblage in an artificial lake. *Hydrobiologia* 387/388: 171–178.

Egborge ABM, Onwudinjo CC. 1994. Rotifers of Benin River, Nigeria. *Hydrobiologia* 272: 87–94.

Etilé RN, Kouassi AM, Aka MN, Pagano M, N'douba V, Kouassi NJ. 2009. Spatio-Temporal Variations of the Zooplankton Abundance and Composition in a West African Tropical Coastal Lagoon (Grand-Lahou, Côte d'Ivoire). *Hydrobiologia* 624: 171–89.

Ezekiel EN, Ogamba EN, Abowei JFN. 2011. The Zooplankton Species Composition and Abundance in Sombreiro River, Niger Delta, Nigeria. *Asian Journal of Agriculture Science*, 3: 200–204.

Garcia APP, Lansac-Toha FA, Bonecker CC. 1998. Species composition and abundance of rotifers in different environments of the floodplain of the upper parana river Brazil. *Revista Brasilian Zoology*, 15: 327–343.

Grosholz E, Gallo E. 2006. The influence of flood cycle and fish predation on invertebrate productionon on a restored California floodplain. *Hydrobiologia.* 568: 91–109.

Holst H, Zimmermann-Timm H, Kausch H, Koste W. 1998. Temporal and Spatial dynamics of plank-ton rotifers in the Elbe Estuary during spring. *Estuarine Coastal Shelf Sci*. 47: 261–273.

Holst H, Zimmermann-Timm H, Kauschk H. 2002. Longitudinal and Transverse Distribution of Plankton Rotifers in the Potamal of the River Elbe (Germany) during Late Summer. *Internat. Rev. Hydrobiol* 87: 267–280.

Ikhuoriah SO, Oronsaye CG, AdebanjoIA. 2015. Zooplankton communities of the river ossiomo, ologbo, Niger delta, Nigeria. *Animal Research International* 12: 2249–2259.

Imoobe TO. 2011. Diversity and Seasonal Variation of Zooplankton in Okhuo River, a Tropical Forest River in Edo State, Nigeria *Centrepoint Journal* 17: 37–51.

Jack JD, Thorp JH. 2002. Impacts of fish predation on an Ohio River Zooplankton community. *Journal of plankton Research* 2:119–127.

Jeje CY, Fernando CH. 1992. Zooplankton Associations in the Middle Niger-Sokoto Basin (Nigeria: West Africa). *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie* 77: 237–53.

Kerkhoff .2010. Measuring biodiversity of ecological communities. *Ecology Lab -Biology* 229.

Koste W and Voigt M. 1978. Die Radertiere Mitteleuropas. *In Rotatoria*, Vol. 2. Gebru ¨der Borntraaeger: Berlin.

Kuczyńska-Kippen N, Basińska A. 2014. Habitat as the most important influencing factor for the rotifer community structure at landscape level. *International Review of Hydrobiology*, 99: 1–7.

Lair N, Reyes-Marchant P, Jacquet V. 1998. Développement du phytoplankton, des Ciliés et des Rotifères sur deux sites de la Loire moyenne (France), en période d'étiage. *Annls Limnol*. 34: 34–48.

Lair N. 2006. A review of regulation mechanisms of metazoan plankton in riverine ecosystems: aquatic habitat versus biota *River Research and Applications* 22: 567–93.

Lansac-Tôha FA, Bonecker CC, Velho LFM, Simões NR, Dias JD, Alves GM, Takahashi EM. 2009. Biodiversity of zooplankton communities in the upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term Studies. *Brazilian Journal of Biology* 69: 539–49.

L'Hôte Y. and Mahé G. 1996. Afrique de l'Ouest et centrale, précipitations moyennes annuelles (période 1951–1989).

Mikschi E. 1989. Rotifer distribution in relation to temperature and oxygen content. *Hydrobioiogia* 186/187: 209 – 214.

N'da AS, Berté S, N'zi KG, Bamba M, Kouamélan EP, N'douba V. 2013. Caracteriazation of the ichtyofauna of Bagoé River: Tributary in Niger River (Northern of Côte D'Ivoire). *European Journal of Scientific Research*, 106: 22–33.

N'da AS, Etilé RN, N'zi KG, Berté S, N'douba V. 2015. Composition and Distribution of Zooplankton Relationship to Environmental Factor in a Tropical River: (Bagoe, Côte d'Ivoire). *International Research Journal of Biological Sciences* 11: 1–11.

Ndjouondo GP, and Dibong SD. 2014. Inventaire floristique et écologie des algues des rivières Kambo et Longmayagui de la zone humide de Douala (Cameroun). *Int. J. Biol. Chem. Sci*. 8: 2560–2577.

Nogrady T, Pourriot R, Segers H.1995. Rotifera: Notommatidae and Scaridiidae. *In: H. J. Dumont & T. Nogrady (eds.), Guides to the identification of themicroinvertebrates of the continental waters of the world*. vol. 3, SPB Academic. Publ., Amsterdam, 248p.

Okogwu OI. 2009. Seasonal variations of species composition and abundance of zooplankton in Ehoma Lake, a floodplain lake in Nigeria. *Rev. Int. J. Trop. Biol.*: 171–182.

Ovie SI, Adeniji HA. 1994. Zooplankton and envi-ronmental characteristics of Shiroro Lake at the extremes of its hydrological cycle. *Hydrobiologia* 286: 175–182.

Pace ML. 1986. An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. *Limnology and Oceanography* 31: 45–55.

Pace ML, Findlay SEG, Lints D. 1992. Zooplankton in advective environments: The Hudson River community and a comparative analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 1060–1069.

Pagano M, Arfi R, Defaye D. 2010. Zooplankton communities of the Sélingué reservoir (Mali, West Africa). The role of environnemental factors. *Studies freshwater copepod*. 383–401.

Picapedra PHS, Fernandes C, Lansac-Tôha FA. 2016. Zooplankton Community in the Upper Parnaíba River (Northeastern Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 77: 402–12.

Picapedra PHS, Fernandes C, Lansac-Tôha FA. 2017. Zooplankton in the Upper Parnaíba River (Northeastern Brazil). *Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia* 77: 402–412.

Picapedra PHS, Fernandes C, Baumgartner G, Lansac-Tôha FA. 2018. Effect of Slackwater Areas on the Establishment of Plankton Communities (Testate Amoebae and Rotifers) in a Large River in the Semi-Arid Region (Northeastern Brazil). *Limnetica*, 37: 19–31.

Picapedra, PHS, Fernandes C, Baumgartner G. 2019. Structure and Ecological Aspects of Zooplankton (Testate Amoebae, Rotifera, Cladocera and Copepoda) in Highland Streams in Southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 31.

Pontin RM. 1978. A Key to freshwater planktonic and semi-planktonic Rotifera of the British Isles. *Freshwater Biological Association* 38: 0367–1887.

Pourriot R. 1977. Food and feeding habits of the Rotifera. *Archiv fur Hydrobiologie Beihefte Ergebnisse der Limnologie* 8: 243–260.

Pourriot R, Rougier C, Miquelis A. 1997. Origin and development of river zooplankton: example of the Marne. *Hydrobiologia* 345: 143–148.

Romare P, Schindler DE, Scheuerell MD, Scheuerell JM, Litt AH and Shepherd JH. 2005. Variation in spatial and temporal gradients in zooplankton spring development: the effect of climatic factors. *Freshwater Biology* 50: 1007–1021.

Rossaro B. 1988. Mid-Po River zooplankton: a seven-year study. *Hydrobiologia* 1669: 97–105.

Rzoska J. 1978. On the nature of rivers with case stories of Nile, Zaire and Amazon. Junk, The Hague.

Sarma SSS, Elias-Gutierrez MM. 1998: Rotifer diversity in a central Mexican pond. – *Hydrobiol*. 387/388: 47–54.

Saunders JF, Lewis WM. 1988a. Zooplankton Abundance and Transport in a Tropical White flow River. *Hydrobiologia* 162: 147–55.

Schiemer F, Hein T. 2008. The Ecological Significance of Hydraulic Retention Zones. In *Hydroecology and Ecohydrology* 21: 405–420.

Segers H. 2003. A Biogeographical Analysis of Rotifers of the Genus Trichocerca Lamarck, 1801 (Trichocercidae, Monogononta, Rotifera), with Notes on Taxonomy *Hydrobiologia* 500: 103–114.

Segers H. 2007. Annotated checklist of the rotifers (Phylum Rotifera), with notes on nomenclature, taxonomy and distribution. *Zootaxa*, 1564, 104 pp

Segers H, Dumont HJ. 1995. 102+rotifer species (Rotifera: Monogonota) in Broa reservoir (SP., Brazil) on 26 August 1994, with description of three new species. *Hydrobiologia* 316: 183–197.

Sharma BK. 2009. Diversity of Rotifers (Rotifera, Eurotatoria) of Loktak Lake, Manipur, North-Eastern India *Tropical Ecology* 50: 277–285.

Sharma BK. 2005. Rotifer Communities of Floodplain Lakes of the Brahmaputra Basin of Lower Assam (N.E. India): Biodiversity, Distribution and Ecology. *Hydrobiologia* 533: 209–221.

Shiel RJ, Walker KF, Williams WD. 1982. Plankton of the Lower River Murray, South Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 33: 301–327.

Shiel RJ, Koste W. 1992. Rotifera from Australian inland waters VIII. Trichocercidae (Monogononta). *Trans. R. Soc. S. Aust*. 116: 1–27.

Sládeček V.1983. Rotifers as Indicators of water Quality. *Hydrobiologia* 100: 169–201.

Špoljar M, Dražina T, Habdija I, Matija Meseljević M, Grčić Z. 2011. Contrasting Zooplankton Assemblages in Two Oxbow Lakes with Low Transparencies and Narrow Emergent Macrophyte Belts (Krapina River, Croatia). *International Review of Hydrobiology* 96: 175–90.

Sulehria AQK, Mushtaq R, Ejaz M. 2012. Abundance and composition of rotifers in a pond near balloki headworks, *J. Anim. Plant Sci* 22: 1065–1069.

Tackx MLM, De Pauw N, Van Mieghem R, Azémar F, Hannouti A, Van Damme S, Fiers F, Daro N, Meire P. 2004. Zooplankton in the Schelde Estuary, Belgium and The Netherlands. Spatial and Temporal Patterns. *Journal of Plankton Research* 26: 133–41.

Ter Braak CJF. 1994. Canonical community ordination. Part I: Basic theory and linear methods. *Écoscience* 1: 127–140.

Ter Braak CJF, Jongman RH, van Tongeren OFR. 1987. Data analysis in community and landscape ecology.

Thorp JH, Black AR, Haag KH, Wehr JD. 1994. Zooplankton Assemblages in the Ohio River: Seasonal, Tributary, and Navigation Dam Effects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 1634–43.

Thorp JH, Casper AF. 2003. Importance of biotic interactions in large Rivers: an experiment with planktivorous fish, dreissenid mussels and zooplankton in the St Lawrence River. *Res. Applic*. 19: 265–279.

Thorp JH, Sara Mantovani S. 2005. Zooplankton of Turbid and Hydrologically Dynamic Prairie Rivers. *Freshwater Biology* 50: 1474–91.

Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.

Viroux L. 1997. Zooplankton Development in Two Large Lowland Rivers, the Moselle (France) and the Meuse (Belgium), *Journal of Plankton Research* 19: 1743–62.

Viroux L. 1999. Zooplankton Distribution in Flowing Waters and Its Implications for Sampling: Case Studies in the River Meuse (Belgium) and the River Moselle (France, Luxembourg). *Journal of Plankton Research* 21: 1231–48.

Wahl DH, Goodrich J, Nannini MA, Dettmers JM, Soluk DA. 2008. Exploring Riverine Zooplankton in Three Habitats of the Illinois River Ecosystem: Where Do They Come From. *Limnology and Oceanography* 53: 2583–2593.

Walz N. 1997. Rotifer life history strategies and evolution in freshwater plankton communities. *Evolutionary Ecology of Freshwater Animals*. 119–149.

Walz N and Welker M. 1998. Plankton Development in a Rapidly Flushed Lake in the River Spree System (Neuendorfer See, Northeast Germany). *Journal of Plankton Research* 20: 2071–2087.

Yang Y, Wang Q, Chen J. 2009. Impact of Environment on the Spatio-Temporal Distribution of Rotifers in the Tidal Guangzhou Segment of the Pearl River Estuary, China. *International Review of Hydrobiology* 94: 688–705.

Yao SS, Etilé RN, Blaoua KG. 2015. Diversity and structure of zooplankton community of the Comoé River in relation with environmental factors (Comoé National Park, Cote d'Ivoire). *International journal of Engineering Research and Management (IJRM)* 11: 2349–2058.

CHAPITRE V:

DISTRIBUTION DU ZOOPLANCTON ET STRUCTURE DES COMMUNAUTES DANS LE FLEUVE NIGER, NIGER

❖ **Article en préparation**

1. RÉSUMÉ DU CHAPITRE :

Contexte

Le concept de continuum fluvial (R.C.C ; Vannote et al. 1980), développé pour les cours d'eau non dégradés, décrit les communautés d'organismes vivants pouvant se développer le long d'un gradient continu de caractéristiques physiques et chimiques, incluant la présence de ressources trophiques pour les communautés biotiques de la source à l'embouchure. Minshall et al. (1985) ont proposé d'inclure des aspects tels que la morphologie, le climat et l'influence des affluents lors de l'étude du schéma spatio-temporel des organismes lotiques.

Les processus locaux et régionaux interagissent pour influencer la composition des communautés zooplanctoniques dans les habitats lacustres. A l'échelle locale, les facteurs biotiques et abiotiques dont on a constaté la corrélation avec les schémas de distribution du zooplancton comprennent le pH, les concentrations ioniques, la productivité et les assemblages de prédateurs (Brooks et Dodson, 1965 ; Pinel-Alloul et al. 1990, 1995 ; Dodson, 1992 Shaw et Kelso, 1992 ; Shurin et al. 2000). Les exemples de processus à l'échelle régionale comprennent l'histoire de la colonisation et les mécanismes de dispersion, qui influencent les tendances de la distribution à grande échelle.

En se basant sur ces concepts, la présente étude a pour objet de décrire la distribution des communautés du zooplancton, en complément de l'étude spécifique sur les rotifères présentée dans le chapitre précédent, sur une distance de 520 km allant d'Ayorou à Gaya et sur trois principaux affluents de la rive droite (Sirba, Tapoa et Mékrou) au cours de deux (2) saisons marquées par un étiage ou de hauts débits.

Objectifs

Dans ce contexte, les objectifs de cette étude sont :

- comparer la diversité et la structure taxonomique de la communauté zooplanctonique totale (rotifères, copépodes, cladocères) dans différents sites le long du fleuve Niger et de ses principaux affluents en République du Niger ;
- évaluer la contribution des affluents à la communauté zooplanctonique au Niger.
- identifier les facteurs environnementaux ou biologiques qui expliquent le mieux la distribution des communautés zooplanctoniques dans le fleuve Niger, et sur les trois affluents (Sirba, Tapoa et Mékrou).

Cette étude est une contribution à la production de données de base sur la biodiversité zooplanctonique du fleuve Niger et de ses affluents au Niger.

Principaux résultats

L'étude a déterminé la variation saisonnière et spatiale de la diversité des espèces et de l'abondance de la faune zooplanctonique dans le fleuve Niger et de ses affluents. Un total de quarante-neuf (48) taxons zooplanctoniques a été identifié dans le fleuve Niger et ses affluents au cours de cette étude. La communauté zooplanctonique était composée de rotifères (32 taxons), de Copépodes (3 taxons), de Cladocères (13 taxons) et d'autres organismes zooplanctoniques (1 taxon). A l'exception des copépodes adultes, tous les principaux groupes de zooplancton (rotifères, copépodes et cladocères) étaient présents dans tous les sites échantillonnés ; cependant, la distribution spatiale des espèces variait significativement ($P < 0,05$) au sein de chaque groupe. Tous les groupes de zooplancton étaient présents pendant les deux saisons, mais la distribution saisonnière des espèces différait également de manière significative ($P < 0,05$). La chlorophylle *a*, les nitrates et la conductivité étaient corrélés de manière significative ($P < 0,05$) avec l'abondance de certaines espèces de zooplancton.

L'abondance du zooplancton était plus élevée pendant l'échantillonnage des basses eaux, mais ne montrait aucun schéma spatial spécifique. Pendant l'échantillonnage des hautes eaux, l'abondance totale du zooplancton a augmenté en direction de l'aval, en raison d'une augmentation de l'abondance des Copépodes et des Cladocères. Pendant le débit d'étiage, l'abondance du zooplancton était plus élevée autour de la zone de Niamey, probablement en raison de la présence de la végétation de macrophytes.

Ce n'est qu'à partir de l'affluent Sirba qu'une importation de copépodes et de cladocères a pu être mise en évidence comme les concentrations de Chl *a* dans les trois affluents étaient beaucoup plus élevées que dans le fleuve Niger principal. Mais qu'aucune augmentation de la concentration de Ch *a* n'a été observée dans les sites post-confluence, nous supposons que le broutage du zooplancton contrôlait le phytoplancton, au moins pendant la campagne de hautes eaux.

L'analyse multivariée a révélé que la Chl *a*, les NO_2^- et la conductivité étaient les principaux facteurs environnementaux structurant les communautés zooplanctoniques.

2 ARTICLE

Zooplankton distribution and community structure in the Niger River and tributaries in Niger.

HA Souley[1,2*], B Alhou[2], M Tackx[1], F Azémar[1]

[1]*Laboratoire écologie fonctionnelle et environnement, Université de Toulouse, CNRS, Toulouse INP, Université Toulouse 3 – Paul Sabatier (UPS), Toulouse, France.*

[2] *Université Abdou Moumouni de Niamey, Département des Sciences de la Vie et de la Terre, Ecole Normale Supérieure, BP 10963 Niamey, Niger.*

*Corresponding author: souleyadamou.hassane@gmail.com

Article in preparation

Abstract

Zooplankton composition and abundance was studies along a 520 km reach between located in the south-west of Niger between the cities of Ayorou and Gaya. Two campaigns of sub-surface sampling were carried out at 8 stations, one during the low water flow, one during high water flow. The zooplankton community of three important tributaries, the Sirba, the Tapoa and the Mékrou was also studied during the high flow campaign to evaluated the influence of these systems on the main river planktonic communities.

Forty-nine (49) zooplankton taxa were identified in the Niger River and its tributaries during this study. The zooplankton community was composed of Rotifera (32 taxa), copepods (3 taxa), Cladocera (14 taxa) and other zooplankton organisms (1 taxa).

Zooplankton abundance was higher during low water sampling, but showed no specific spatial pattern. During high water sampling, total zooplankton abundance increased in downstream direction, because of an increase in copepod and cladoceran abundance. During low water flow, zooplankton was highest around the Niamey area, probably due to the presence of macrophyte vegetation.

Only from the Sirba tributary could an import of copepods and cladocerans be evidenced. As Ch*a* concentrations in all three tributaries was much higher than in the main Niger river, but no increased Ch *a* concentration was observed in the post-confluence sites, we hypothesise that zooplankton grazing controlled phytoplankton, at least during the highwater campaign.

Multivariate analysis revealed Chl *a*, NO_2^- and conductivity to be the main environmental factors structuring the zooplankton communities.

Keywords: Africa, Zooplankton distribution, River continuum concept, Freshwater

Introduction

Flowing water ecosystems show an important variety in environmental conditions along their course (Berrahou et al. 2001). The river continuum concept (RCC; Vannote et al. 1980), developed for pristine water courses, describes the communities of living organisms being able to develop along a continuous gradient of physical and chemical characteristics, including the presence of trophic resources for biotic communities from headwaters to mouth. Minshall et al. (1985) proposed to include aspects such as morphology, climate, and the influence of tributaries when studying spatio-temporal pattern of lotic organisms. Benda et al. (2004) suggest that habitat complexity is generally greater around tributary confluences. Therefore, biological diversity and productivity are expected to peak at these locations. Rice et al. (2001) found that invertebrate taxon richness peaked at confluents and hypothesized that this pattern was in response to greater habitat diversity.

As few water courses can today can be considered pristine, it is evident that human-induced discontinuities (hydrological, chemical, biological) should also be considered to comprehend the spatio-temporal distribution of biota in lotic systems (Ward and Stanford 1983, 1995; Junk et al. 1989; Thorp and Delong 1994).

The system of interest in this study is a 520 km stretch of the Niger River, running through a Sahelian zone and a Semi-Arid zone and submitted to a monsoon regime, caracterised by an alternation of floods and periods were parts of the river dry out. Thus, the system undergoes seasonal variations in the lateral imports, also from the three main tributaries. It also runs through zones of agricultural and industrial activity, and receives effluents of a major city (Niamey). So, all the above-mentioned aspects most likely influence the biota along the study area. A more detailed description of the climatic and hydrological conditions in the Niger basin are given in Souley et al. (2021).

Zooplankton assemblages in lotic freshwater systems are generally dominated by rotifers, with relatively few cladocerans and copepods compared to lake ecosystems (Shiel et al. 1982). For the pelagic aquatic food web, zooplankton play a key role because they consume primary producers (phytoplankton) and are a major food source for primary consumers (fish) (Sinha et al. 2002; Park et al. 2007; Lina et al. 2013; N'da et al. 2017). Zooplankton is considered to be the main basic resource for fish. Zooplankton communities often respond quickly to environmental changes due to the shorter residence times of some species (Burger et al. 2002). The succession and spatial distribution of zooplankton species result from differences in

ecological tolerance to abiotic substances (Sabo et al. 2008; Cisneros et al. 2011; Haong et al. 2018). Compared to lentic waters, the physical environment of lotic systems is considered unfavorable for zooplankton development, as individual zooplankton have difficulty maintaining their position and are transported downstream (Vannote et al. 1980; Richardson 1992; Walks and Cyr 2004; Chang et al. 2008). Yet, zooplankton abundances comparable to those observed in lentic, lowland systems have been observed in several running waters, such as the Nakdong river (Korea; Kim and Joo 2000), the Seine river (France; Akopian et al. 2002) and rivers in the upstream basin of the Scheldt estuary (France and Belgium; Le Coz et al. 2017). In these lowland systems, residence times are sufficiently long to allow zooplankton development.

Studies on zooplankton in the Niger watershed in the territory of Niger are rare and concern only the main channel. In a previous paper, Souley et al. (2021) describe the Rotifer community abundance and composition along the Niger river from Ayorou till Gaya. As in other running waters, rotifers are the dominant organisms in the Niger plankton community, being favored by their shorted development times compared to crustacean zooplankters such as copepods and cladocerans. Many rotifer taxa also have a rather wide ecological tolerance, including for water quality, while crustacean generally have more specific requirements (Le Coz et al. 2017). It is therefore of interest to also consider the total plankton community and diversity biodiversity, including the crustacean part of the zooplankton. Many rotifer species have a high tolerance for environmental conditions, while this is less the case for crustaceans. As such, the present paper completes the zooplankton inventory and specifies its spatial distribution along the Ayorou-Gaya transect. As this transect receives three important tributaries on its right bank, the influence of these on the environmental conditions within the Niger river and on the zooplankton, community were also taken into account.

Our objective was (1) to compare the diversity and taxonomic structure of the total zooplankton community (rotifers, copepods, crustaceans) at different sites along the Niger River and its main tributaries in Niger; (2); (3) The third objective was to analyze the environmental or biological factors that best explain the distribution of zooplankton communities in the Niger River, and on the three tributaries (Sirba, Tapoa and Mékrou).

This study is a contribution to the production of basic data on the biodiversity of Niger and its tributaries in Niger.

Materials and Methods

Study area

This study was conducted on the middle Niger of the Niger River, from Ayorou to Gaya (Figure V.1, Table V.1). This area of 520 km long is located in the south-west of Niger and is bordered in the North with the Mali, in the east with the Burkina Faso and in the South with the Benin and Nigeria.

Eight (8) sites (Figure V.1, Table V.1) were sampled along the climatic gradient: seven (S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7) sites in the Sahelian zone and one (S8) site in the Semi-Arid. A first campaign was carried out during the low-flow season (April-May 2018) and a second one during high-flow season (February 2019). As the sampling took several days, sites were sampled in upstream direction (from S8 till S1) to avoid resampling the same water. Details on the characteristics of the sites are given in Souley et al. 2021.

The tributaries studied are all located on the right bank of the Niger River and arrive from Burkina Faso's part of the Niger drainage basin. They were sampled only during the high flow season. To inventory potential influence of the river on the tributaries, each tributary was sampled at its confluence with the Niger and at different upstream locations selected according to the accessibility: 1 and 4 km upstream from the confluence on the Sirba, 10 and 12 km on the Tapoa, 5 km only on the Mékrou.

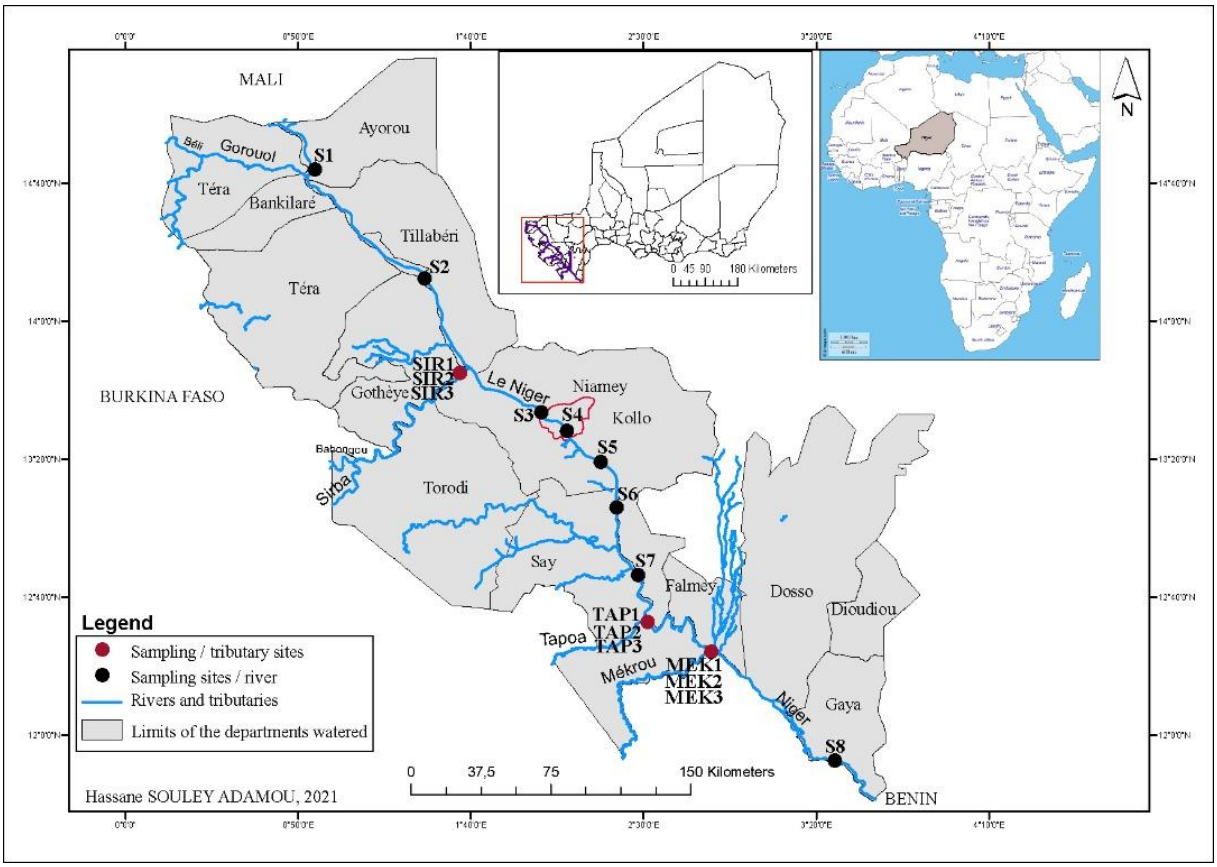


Figure V.1: Map showing the different sampling sites in the middle Niger and its tributaries on the right bank from Ayorou to Gaya. Black dots: sampling sites on the river; red dots: sampling sites on the tributary-river confluences. See Table V.1 for full names of sites.

Table V.1: Geographical location of the sampling sites

Type of environnement	Code	Locality	Latitude N	Longitude E
River Niger				
	S1	Ayorou	14,73429	0,91407
	S2	Tillabéri	14,20678	1,44459
	S3	Tondibiat	13,56218	2,00867
	S4	Saga	13,47027	2,13075
	S5	Kollo	13,32143	2,29288
	S6	Say	13,10185	2,37167
	S7	Kirtachi	12,77589	2,47214
	S8	Gaya	11,87730	3,42149
Tributaries				
	SIR1	Sirba	13,77353	1,65992
	SIR2	Sirba	13,77162	1,65575
	SIR3	Sirba	13,76967	1,63984
	TAP1	Tapoa	12,46911	2,41525
	TAP2	Tapoa	12,47432	2,42725
	TAP3	Tapoa	12,54789	2,52131
	MEK1	Mékrou	12,40550	2,82553
	MEK2	Mékrou	12,40341	2,83622

Environmental data

Temperature (°C), pH, dissolved oxygen concentration (mg. L^{-1}) and electrical conductivity (µS.cm^{-1}) were measured *in situ*, using a multi parameter probe *HANNA* 9829. For quantification of Suspended Particulate Matter (SPM) concentration a volume of water (150 mL to 1 L, according to the turbidity of the water) was collected with a bucket was and filtered on a pre-weighed Whatman GF/C filter using a manual vacuum pump. The filters were stored in a cooling box for transport to the laboratory of the Department of Life and Earth Sciences (ENS) of Abdou Moumouni University in Niamey.

For Chlorophyll *a* analysis, 150 mL to 1L water sample were filtered on Whatman GF/C filter using a manual vacuum pump. After each filtration, the filter was immediately packed in aluminium foil and stored in a cooler (4°C) until laboratory analysis.

For determination of cation and anion concentrations, 50 mL samples of sub-surface water were collected in plastic bottles and transported to the functional ecology and environment laboratory of Toulouse laboratory in a coolbox for analysis. Concentrations of cations, sodium (Na^+), ammonium (NH_4^+), potassium (K^+), magnesium (Mg^{2+}), calcium (Ca^{2+}) and fluoride anions (F^-), chlorides (Cl^-), bromides (Br^-), nitrates (NO_3^-), nitrites (NO_2^-), phosphates (PO_4^{2-}), sulphates (SO_4^{2-}), and silica (SiO_2) were determined by high-performance HPIC (Hight Pression Ion Chromatography) Dionex (ISC 5000+ for anions and DX 120 for cations) ironic liquid chromatography, equipped with an analysis column and an AS40 automatic Pasteur.

Zooplankton sampling and analysis

For zooplankton samplings, 200 L of sub-surface water were collected with a bucket, and filtered through a 50 µm plankton mesh net. The retained zooplankton was collected in polyethylene bottles. Carbonated water was added to the sample to narcotize the zooplankton before fixing them with formaldehyde (4% final concentration). Three samples were collected from each site (right bank, left bank and center). Once in the laboratory, 1 to 2 drops of erythrosine solution were added for staining. Sub-samples were taken from each vial after homogenization and placed in a counting wheel to identify and count organisms under a binocular magnifier (OLYMPUS SZX10, magnification 40x and 90x). The minimum number of individuals counted was 150 to 200 per sample. Some identifications required analysis under a LEICA DM IRB microscope (400x magnification) and others under an interference microscope (NIKON Optiphot 2). Copepods were dissected for determination.

Zooplankton organisms was identified using the keys of Dussart (1969; 1970), Koste (1978), Pontin (1978), Amoros (1984), Segers (1995), Nogrady and Pourriot (1995), De Smet (1996), Alonso (1996), Nogrady and Segers (2002) and Fernando (2002).

Statistical analysis

Tendencies in values were tested by Spearmann-Rank. One factor ANOVA or he non-parametric Kruskal–Wallis and Mann–Whitney U-test were used for investigating differences in environmental parameters and in the abundance of zooplankton species and groups among the eight stations and between two sampling (April-May 2018 and February 2019).

Subsequently, multivariate analyses were conducted to analyse the relationship between the distribution of the zooplankton communities and environmental factors for each sampling campaign separately and for all data considered together. Abundances were transformed to log(X+1) to obtain a normal distribution. A Detrended Correspondence Analysis (DCA) was first conducted on the zooplankton data using CANOCO software version 4.5 (ter Braak et al., 1987; ter Braak, 1994) to determine the method of ordination to be used. Since the total inertia was less than 2.6, the species were considered to have a linear model and redundancy analyses (RDA) was performed. Abundance data of the identified taxa were centered and standardized. A Monte Carlo test (999 permutations) was applied to test statistical significance of the environmental variables in explaining the zooplankton distribution using a significance limit of $P<0.05$.

Results

Environmental parameters

The effect of the arrival of a substance in a concentration which is substantially different from the concentration in the River Niger could be observable at the station following the confluence between the tributary and the main river. Arrival of a higher concentration is expected to increase the concentration of the substance between the previous and the following station, arrival of a lower concentration to increase it. To scan the effects of the three main tributaries (Sirba, Tapoa and Mékrou), Figure V.2. shows the concentrations of the various environmental factors at the station before, in the tributary at the confluence and at the station after the confluence.

There are very few cases where the change between two Niger river stations is apparently influenced by the entrance of one of the tributaries. In many cases, the concentrations/values on the tributaries are similar to those at the previous station (ex. pH for the three tributaries, Figure V.2), in other cases, the change between the two Niger stations concerned goes in the opposite way as what could be expected from the tributary's influence (ex. SPM for the three tributaries, Figure V.2).

For Chl*a*, the concentrations in all three tributaries are an order of magnitude higher than in the Niger river. But even these imports are not observable at the next stations.

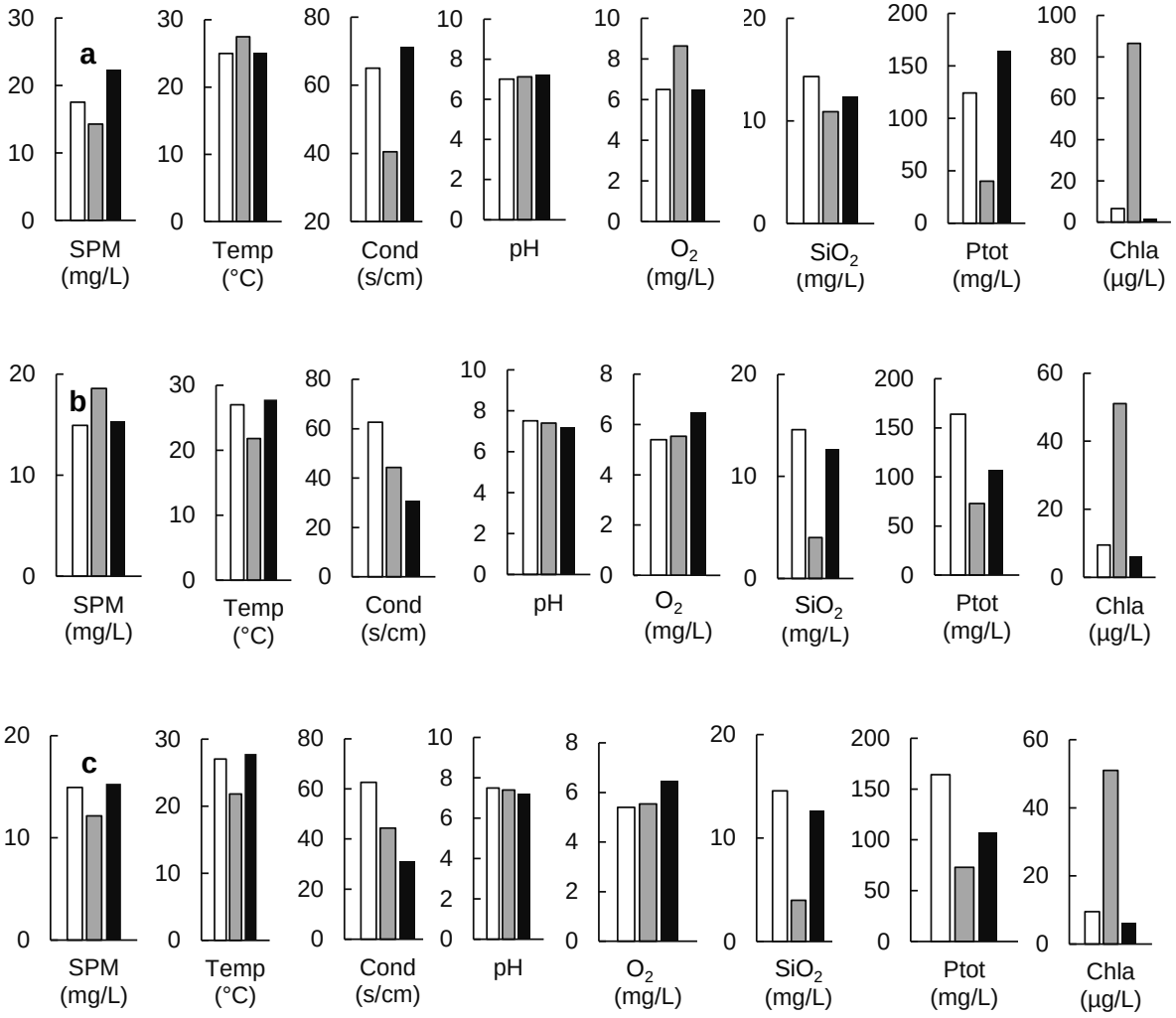


Figure V.2: environmental parameters (a.) at S2 (white bar), at Sirba tributary (grey) and at S3 (black); (b.) at S7 (white), at Tapoa tributary (grey) and at S8 (black); (c.) at S7 site (white), at Mékrou tributary (grey) and at S8 (black) during the high flow sampling.

Zooplankton composition

Forty-eight (48) zooplankton taxa were identified in the Niger River and its tributaries during this study. The zooplankton community was composed of Rotifera (32 taxa), copepods (3 taxa), Cladocera (13 taxa) and other zooplankton organisms (1 taxa) (Table V.2).

Rotifera were the most diverse group, with 32 taxa in 14 genera and 11 families. Brachionidae had the highest diversity (for genera and ten species: *Brachionus angularis, B. caudatus, B. falcatus, B. plicatilis, B. quadridentatus, B. bidentatus, B. patulus, B. quadricornis, B. diversicornis, B. leydigii, Platyias quadricornis, Keratella tropica, K. cochlearis and K. quadrata*). It is followed by Lecanidae (6 taxa: *Lecane papuana, L. lunaris, L. hastata, L. leontina, L. ludwigii, Lecane* sp.), the Synchaetidae (*Synchaeta longipes*, *Synchaeta* sp., *Polyarthra* sp.), the Filinidae (2 taxa: *Filinia longirostris*, *F. opoliensis*), the Trichocercidae (*Trichocerca* sp.), the Trichotriidae (*Macrochaetus sericus*) and the Mytilinidae (*Mytilina ventralis*).

Copepods were represented by Diaptomids (*Tropodiaptomus orientalis* and *Tropodiaptomus stulhmani*) and Cyclopoids (*Mesocyclops kieferi*). The cladocerans were represented by thirteen (13) taxa belonging to ten genera and six families. Chydoridae (6 taxa: *Alona affinis*, *A. guttata*, *A. rectangula*, *Chydorus sphaericus*, *Kurzia longirostris*, *Pleuroxus truncates*), the Bosminidae (1 taxa: *Bosmina longirostris*), the Euryceridae (2 taxa: *Alonella excisa*, *Camptocercus uncinatus*), the Daphnidae (1 taxa: *Ceriodaphnia quadrangula*), the Moinidae (1 taxa: *Moina micrura*) and Sididae (1 taxa: *Diaphanosoma excisum*). During this study in Niger, zooplankton species richness varied according to sites and seasons.

Table V.2: Zooplankton taxa collected at the 8 Niger River sites (S1-S8) and in its tributaries: Sirba (SIR), Tapoa (TAP) and Mékrou (MEK) during the low-flow period (28 April-15 May) and the high-flow period (February 2019) in Niger. The tributaries were only sampled in 2019.

Groups	Taxa	Site										
		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	SIR	TAP	MEK
Rotifera	*Asplanchna brigthwellii* Gosse, 1850	+		+	+				+			
	Brachionus angularis Gosse, 1851	+		+		+			+		+	
	Brachionus bidentatus Kertesz, 1894			+	+	+	+		+			
	Brachionus calyciflorus Pallas, 1766									+	+	+
	Brachionus caudatus Barrois & Daday, 1894	+	+	+	+	+	+	+	+			
	Brachionus diversicornis (Daday, 1883)	+									+	
	Brachionus falcatus Zacharias, 1898	+	+				+					
	Brachionus leydigi Cohn, 1862	+			+	+					+	
	Brachionus patulus O.F. Muller, 1776			+	+	+	+		+			
	Brachionus quadricornis (Schrank, 1803)	+			+	+		+				
	Brachionus quadridentatus Hermann, 1783	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+
	Brachionus urceolaris Müller, 1773	+										
	Cephalodella sp.	+						+			+	
	Filinia longiseta (Ehrenberg, 1834)	+	+	+		+	+					
	Filinia opoliensis (Zacharias, 1898)	+		+		+			+		+	
	Hexarthra sp.	+	+	+	+	+	+	+	+			
	Keratella cochlearis (Gosse, 1851)		+			+	+		+	+	+	+
	Keratella lenzi Hauer, 1953						+					
	Keratella quadrata (O.F. Muller, 1786)	+										
	Keratella tropica (Apstein, 1907)	+	+	+	+	+						+
	Lecane hastata (Murray, 1913)	+	+	+	+	+	+	+	+		+	
	Lecane leontina (Turner, 1892)		+		+		+	+	+			
	Lecane ludwigii (Eckstein, 1833)		+		+			+				
	Lecane quadridentata (Ehrenberg, 1830)	+								+	+	+
	Lecane lunaris (Ehrenberg, 1832)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Lecane papuana (Murray,1913)			+			+	+				
	Lecane sp.	+	+		+				+			
	Lepadella patella (Müller, 1773)	+	+	+					+			
	Macrochaetus sericus (Thorpe, 1893)						+		+			
	Mytilina ventralis (Ehrenberg, 1830)	+		+	+	+		+	+			
	Polyarthra sp.	+		+	+	+	+	+	+			
	Platyias quadricornis (Ehrenberg, 1832)	+		+	+	+	+	+	+			+
	Synchaeta longipes Gosse, 1887	+			+							
	Synchaeta sp.									+		
	Trichocerca sp.	+	+	+	+		+		+	+	+	
Copepoda	*Mesocyclops kieferi* Van De Velde, 1984				+	+	+		+	+	+	+
	Tropodiaptomus orientalis (Brady, 1886)								+	+	+	
	Tropodiaptomus stuhlmani (Mrázek, 1895)						+		+	+	+	+
	Cyclopoids copepodites	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Calanoids copepodites				+	+	+		+	+	+	+
	Harpacticoids copepodites	+							+		+	
	Nauplii	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+

Table V.2 continued

Groups	Taxa	Site										
		S1	**S2**	**S3**	**S4**	**S5**	**S6**	**S7**	**S8**	**SIR**	**TAP**	**MEK**
Cladocera	*Alona affinis* (Leydig, 1860)	+	+		+	+			+			
	Alona guttata Sars, 1862	+			+							
	Alona rectangula G.O. Sars, 1862				+							
	Alonella excisa (Fischer, 1854)	+		+		+						
	Alonella nana (Baird, 1843)				+	+		+				+
	Bosmina longirostris (O.F. Müller, 1785)	+				+				+		
	Ceriodaphnia quadrangula (O.F. Müller, 1785)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
	Camptocercus uncinatus Smirnov, 1998				+	+			+			
	Chydorus sphaericus (O.F. Müller, 1776)	+	+	+	+			+	+			
	Diaphanosoma excisum G.O. Sars, 1885						+					
	Kurzia longirostris (Daday, 1898)				+							
	Moina micrura Kurtz, 1875	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Pleuroxus truncatus (O.F. Müller, 1785)			+	+							

Zooplankton abundance in the main river

Zooplankton total abundance showed significant spatial and temporal variability in the Niger River ($P < 0.05$) (Figure V.3) depending on the sampling site and season. Zooplankton abundance during the low-flow sampling, with values reaching 105 x 10^3 and 119 x 10^3 ind. m^{-3} at sites S5 and S8 respectively, was higher than that during the high-flow sampling with a maximum of 44 x 10^3 ind. m^{-3} at S6 (Fig.3a,b). The total zooplankton abundance showed no continuous spatial trend during low flow, but a strong increase was observed between S3 and S5.

During the low-flow period (Figure V.3b), total zooplankton abundance increased significantly ($p< 0.01$), in downstream direction, going from 15 x 10^3 ind m^{-3} at S1 till 119 x 10^3 ind. m^{-3} at S8. This was the result of an increase in copepod and cladoceren abundance ($p <0.001$ and < 0.01 respectively). Rotifer abundance did not show this tendency.

During the low-flow period, rotifers constituted the essential of the zooplankton at all sites, representing 74% of the total zooplankton abundance, followed by copepods (adults and copepodites, 7 %), copepod nauplii (13 %) and cladocerans (5 %). No adult copepods were observed during low flow sampling. Analysis of the distribution of rotifer abundance (Figure V.4) shows a clear dominance of certain taxa at some sites. At site S8, *Brachionus caudatus* dominated with 50% of total rotifer abundance during the low flow sampling. *Polyarthra* sp. dominated, representing up to 80% of rotifer abundance at S5. *Filinia longiseta* counted for 60% at S8. The total abundance of rotifers followed the same profile as that of the total zooplankton.

Nauplii accounted for 95% of the copepod abundance and were present at all sites, as well as the 5% of copepodites with the highest abundance observed at sites S4 and S5 (Figure V.5). The profile of the total abundance of copepods (Figure V.5) showed the same trends as for cladocerans with a peak downstream of the Niamey agglomeration (S4 and S5).

Cladocerans (Figure V.6) were important at sites S3, S4 and S5, the dominant taxa were *Alona rectangula, Bosmina longirotris, Ceriodaphnia quadrangula, Pleuroxus truncatus* and *Moina micrura*. The most abundant species was *Moina micrura*, which represented 80% of the total abundance of cladocerans in some sites.

During the high-flow sampling, rotifers constituted the essential of the zooplankton at all sites, representing 32% of the total zooplankton abundance, followed by copepods (adults and copepodites, 10 %), copepod nauplii (44 %) and cladocerans (14 %) (Figure V.3b). Three species of copepods were identified in this study: *Tropodiaptomus orientalis, Tropodiaptomus stulhmani, Mesocyclops kieferi*. However, they tended to be replaced by rotifers (32%) at site S4 (Fig.4). The most abundant taxa of rotifers were *Brachionus quadridentatus, Lecane hastata, Lecane lunaris, Keratella tropica),* but the Lecanidae were the most diverse family. The total abundance of rotifers was considerably lower than that at low-flow ($P < 0.05$). However, a peak of abundance was observed at S4 (3600 ind. m^{-3}). Cladocerans showed their maximum abundance during this period (Figure V.6). This is twice as large as during the low-flow period. The dominant taxa were *Moina micrura, Ceriodaphnia quadrangula, Alona affinis* and *Camptocercus uncinatus*. Peak abundance was observed at the S4 and S5.

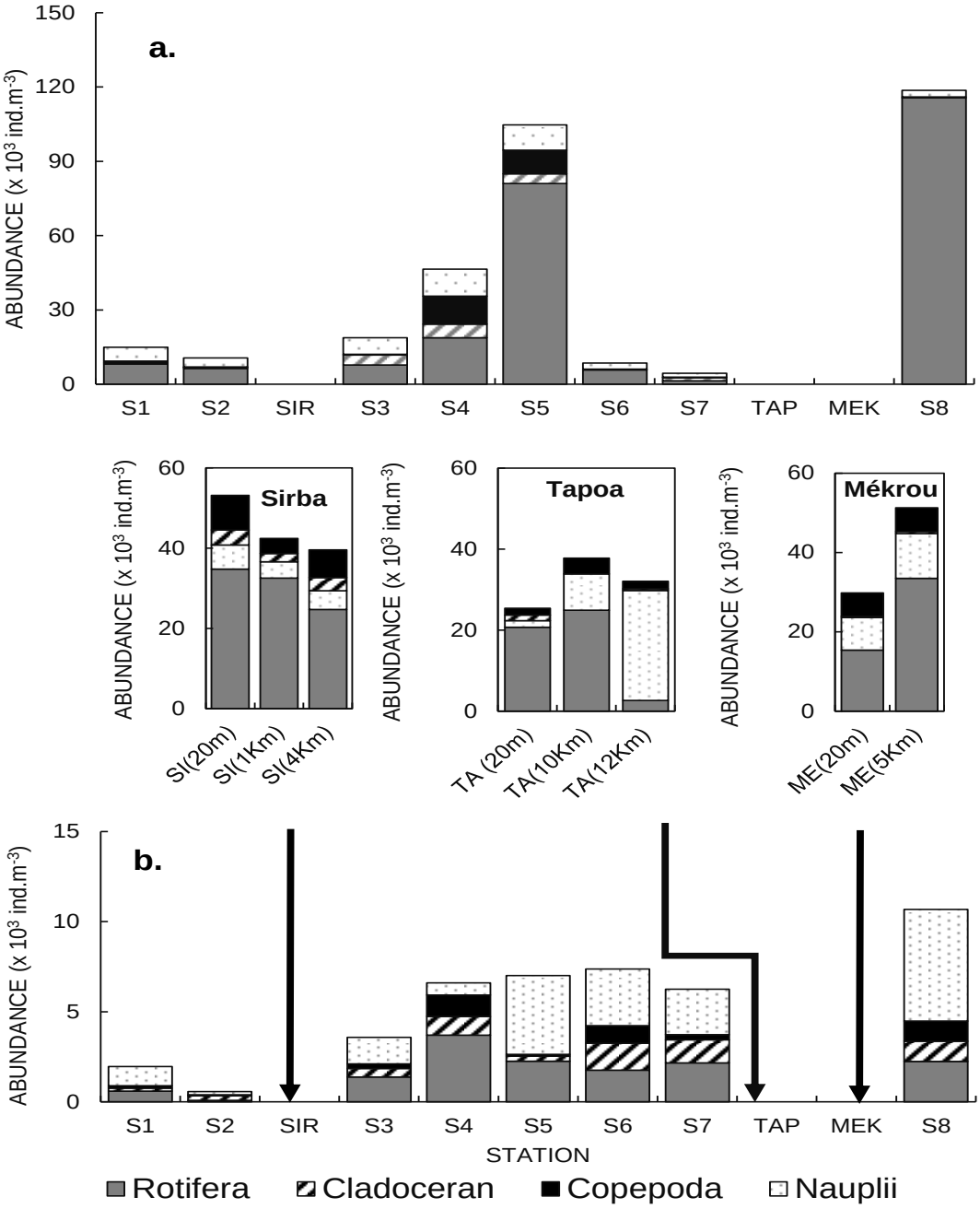


Figure V.3: Zooplankton abundance in the main Niger River (S1 to S8, (**a.**) sampling low-flow (April-May 2018) and (**b.**) high-flow (February 2019) and right bank tributaries (Sirba, Tapoa and Mékrou). (Copepoda = C6 and copepodites).

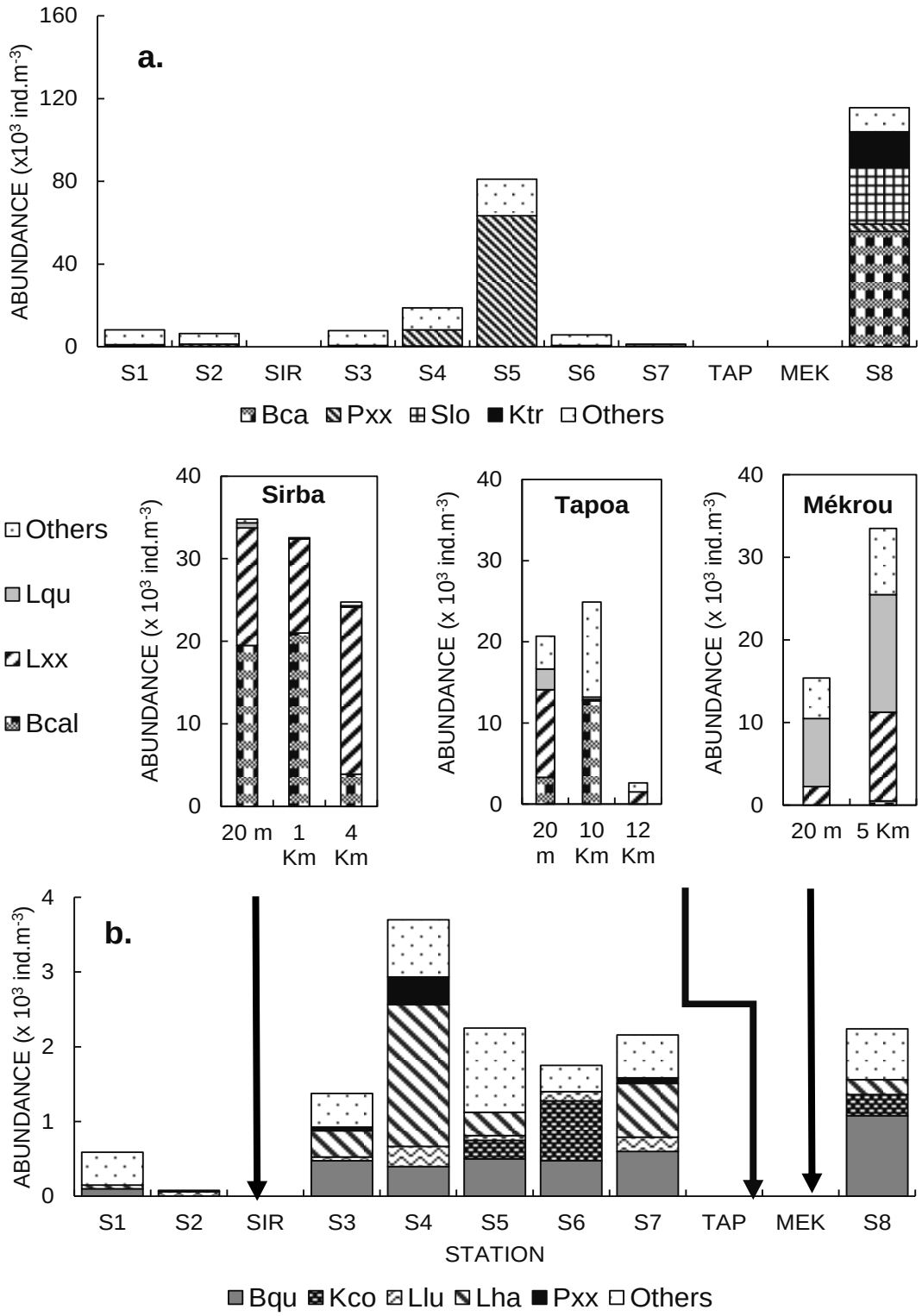


Figure V.4: Rotifera abundance in the main Niger River (S1 to S8, (**a.**) sampling low-flow (April-May 2018) and (**b.**) high-flow (February 2019) and right bank tributaries (Sirba, Tapoa and Mékrou) (**Bca**: *Brachionus caudatus*, **Ktr**: *Keratella tropica*, **Slo**: *Synchaeta longipes*, **Bqu**: *Brachionus quadridentatus*, **Kco**: *Keratella cochlearis*, **Llu**: *Lecane lunaris*, **Lha**: *Lecane hastata*, **Lqu**: *Lecane quadridentate*, **Pxx:** *Polyarthra* sp.

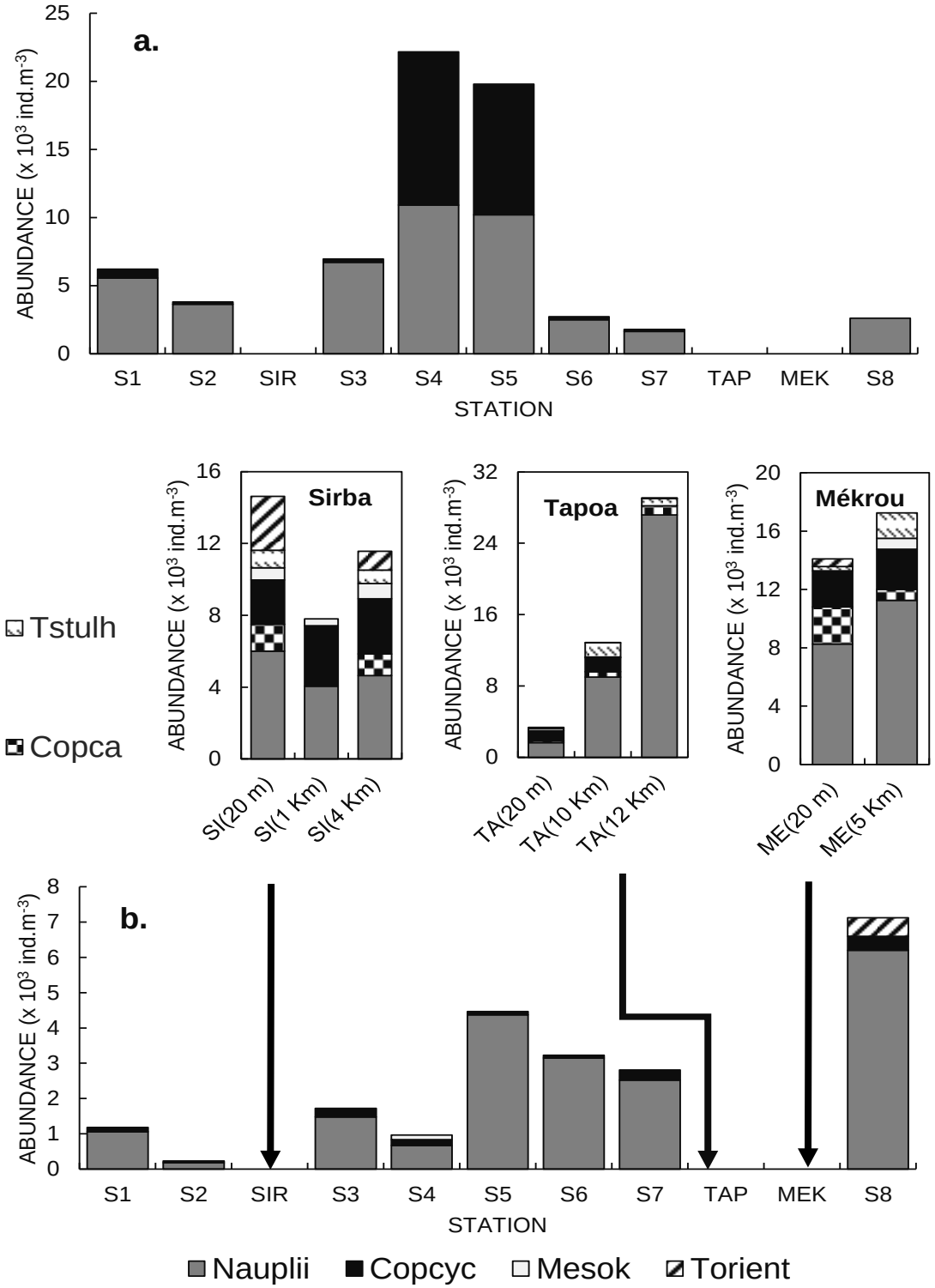


Figure V.5: Copepod (nauplii, copepodites stages and adults) abundance in the main Niger River (S1 to S8), (**a.**) sampling low-flow (April-May 2018) and (**b.**) high-flow (February 2019) and right bank tributaries (Sirba, Tapoa and Mékrou) (**Copcyc**: cyclopids copepodites, **Copca**: calanoids copepodites, **Mesok**: *Mesocyclops kieferi*, **Torient**: *Tropodiaptomus orientalis*, **Tstuhl**: *Tropodiaptomus stuhlmani*, **Nauplii**: nauplii copepodites.

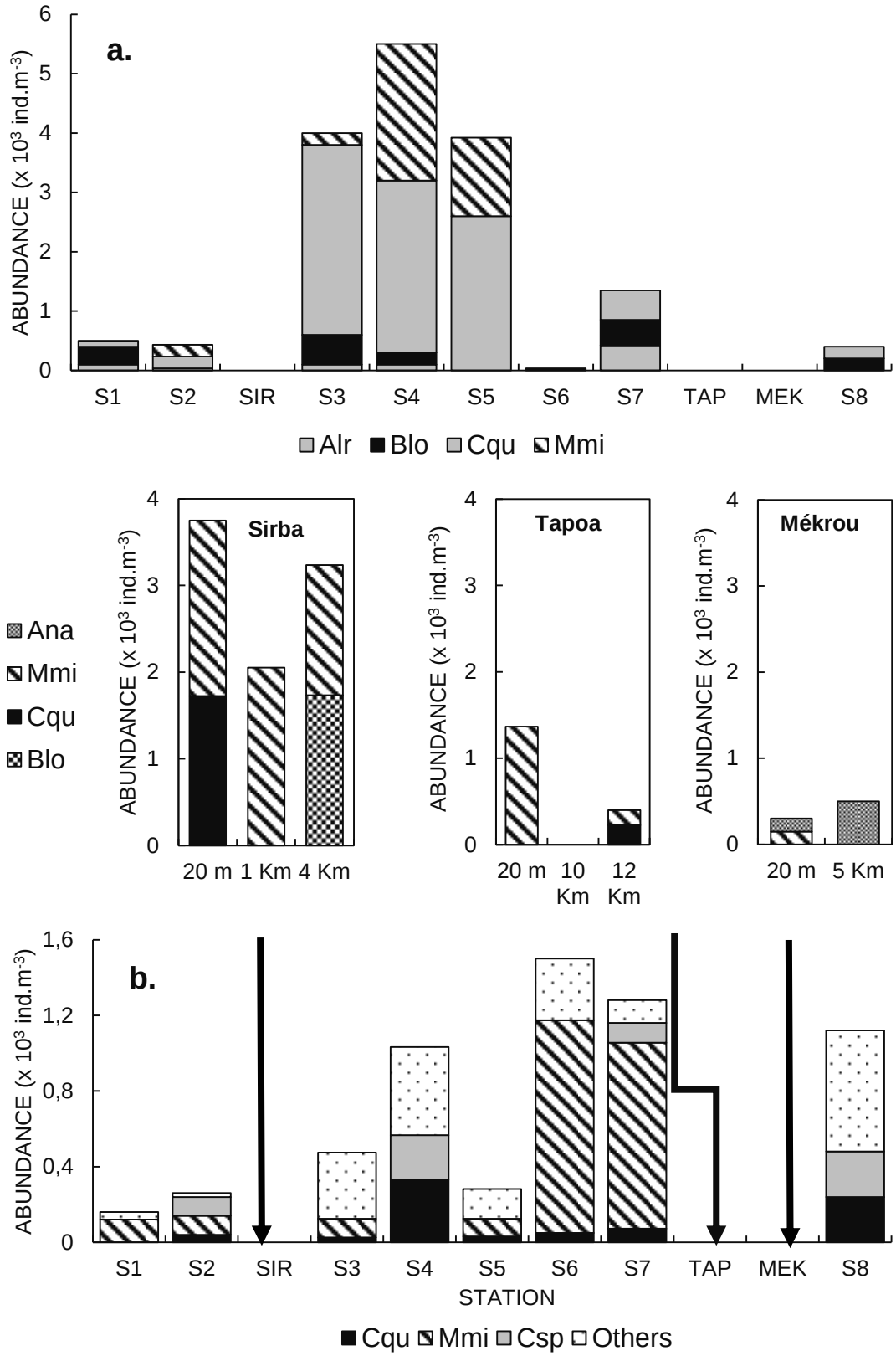


Figure V.6: Cladoceran abundance in the main Niger River S1 to S8, (**a.**) sampling at low-flow (April-May 2018) and (**b.**) at high-flow (February 2019) and right bank tributaries (Sirba, Tapoa and Mékrou), **Mmi**: *Moina micrura*, **Cqu**: *Ceriodaphnia quadrangula*, **Blo**: *Bosmina longirostris*, **Ana**: *Alonella nana*, **Csp**: *Ceriodaphnia* sp.

Zooplankton abundance *in the tributaries*

Total mean abundance of zooplankton, considering all sampling sites within each tributary was 45 x 10^3 for the Sirba, 31 ind.m^{-3} for the Tapoa and 40 x 10^3 for the Mékrou river, respectively (Figure V.3b).

These abundances were higher than those in the Niger river, for all three tributaries and all tributary stations sampled.

The Sirba and Mékrou rivers had the highest abundances. There was no difference in mean total zooplankton abundance among the tributaries.

In the Sirba, total abundance decreased from the confluence upstream; in the Mékrou, it showed the opposite trend, while abundance was quite similar at all three sites sampled in the Tapoa.

While at S2 in the main river, rotifer and copepod nauplii abundance were low (Figure V.3b), these two taxa were dominant at S3, which suggest an import by the Sirba of organisms which survive in the main river.

Total mean abundance of rotifers, considering all sampling sites in each tributary, was 30 x 10^3 ind.m^{-3} for the Sirba, 16 x 10^3 ind.m^{-3} for the Tapoa, and 24 x 10^3 ind.m^{-3} for the Mékrou, respectively (Figure V.4b). These abundances were higher than that of the Niger River, for all three tributaries and at all sampling sites during this period (High-flow).

In the Sirba, the total abundance of rotifers decreased from the confluence to the upstream sites; this trend was the same for the Tapoa, in contrast to the Mékrou, where abundance was higher in the upsetream site than at the confluence. The dominant species in the tributary were *Brachionus calyciflorus*, *Lecane quadridentata* and *Lecane* sp..

Adult copepods included three species, two of which were calanoides: *Tropodiaptomus orientalis* and *Tropodiaptomus stulhmani*. There was no clear trend in the occurrence of these species in relation to the distance to the main river in any of the three tributaries.

The first one was observed in the Sirba and Tapoa and only at S8 in the Niger River, the second one in all three tributaries and at S6 and S8. One cyclopoid species, *Mesocyclops kieferi*, was observed in all three tributaries and also at several sites in the main river. (Table V.2; Figure V.5b). In all Niger stations, abundance of adult copepods was very low (not visible in Figure V.5b); so even if more important abundances are coming in from the tributaries, living

conditions for copepods do not seem to favor survival of or development copepods in(to) adult stages.

Total mean abundance of cladocerans, considering all sampling sites in each tributary, was 3000 ind.m^{-3} for the Sirba, 588 ind.m^{-3} for the Tapoa, and 400 ind.m^{-3} for the Mékrou, respectively (Figure V.6b). These abundances were higher in the Sirba than in the Niger River (ANOVA, $p < 0.05$), but the cladoceran abundance in the Tapoa and Mékrou was comparable to that of the Niger River

In the Sirba, the total abundance of cladocerans decreased from the confluence to upstream sites, in the Tapoa and Mékrou where abundance was very low at all sites. The dominant species in the tributaries were *Alana nana, Moina micrura, Ceriodaphnia quadrangula* and *Bosmina longirostris*. These species were present in the Niger River but with variable abundances between tributaries' entries.

Relation between environmental variables and zooplankton community distribution

To test the correlation between the environmental variables and the distribution of zooplankton communities, all environmental variables were considered in a first RDA analysis, then the significant variables after the Monte Carlo test ($P < 0.05$) were retained. Figures 7a and b show the distribution of taxa and zooplankton community sites according to significant factors during the two sampling campaigns. Due to the large number of species relative to the number of samples, rotifers and cladocerans were grouped by genus. The two sampling campaigns were analyzed together. A DCA analysis of the data at the genus level and the adult copepodites and nauplii revealed a total inertia < 4, thus RDA analyses were carried out on 14 genera of rotifers, 9 genera of cladocerans, calanoid copepodites, cycloid copepodites, adult copepodites and nauplii.

The RDA analysis on the combined dataset of low and high-flow sampling extracted two main factors that explain 42.5 % of the total variance (Fig.7a). The first factorial axis (Axis 1) was mainly associated with NO_2^- and conductivity and explained 28.5 % of the zooplankton community distribution. The distribution along the second factorial axis (Axis 2) which explained 9.6 % of the taxa variability, was related to Chl*a* concentration, which vector was positioned perpendicularly to NO_2^- and conductivity.

Distinct groups of zooplankton taxa were extracted (Figure V.7a). The first group, situated mainly win on the left side of the biplot was mainly composed of rotifers in the upper left quadrant, and was of associated with the main river sites during low water sampling. (Figure V.7b). The second group of taxa, situated on both sides of axis 2 in the lower half of the plot, was mainly composed of cladoceran taxa and corresponded to the main river sites at high water sampling. The third goup, situated in the upper right quadrant, was composed of copepod nauplii, copepodites and some adult copepods (*Mesocylops kieferi*, *Tropodiaptomus orientalis*, *Tropodiaptomus stulhmani*) and was associated with the tributaries (Figure V.7b). The distribution of zooplankton taxa associated with the different tributaries was strongly linked to chlorophyll *a*, the Chl*a* concentration in the tributaries being higher than in the main River. Other factors responsibles for the distribution of zooplankton was nitrite concentration (NO_2^-), conductivity (Cond), which affected both rotifers and cladocerans (Fig.7).

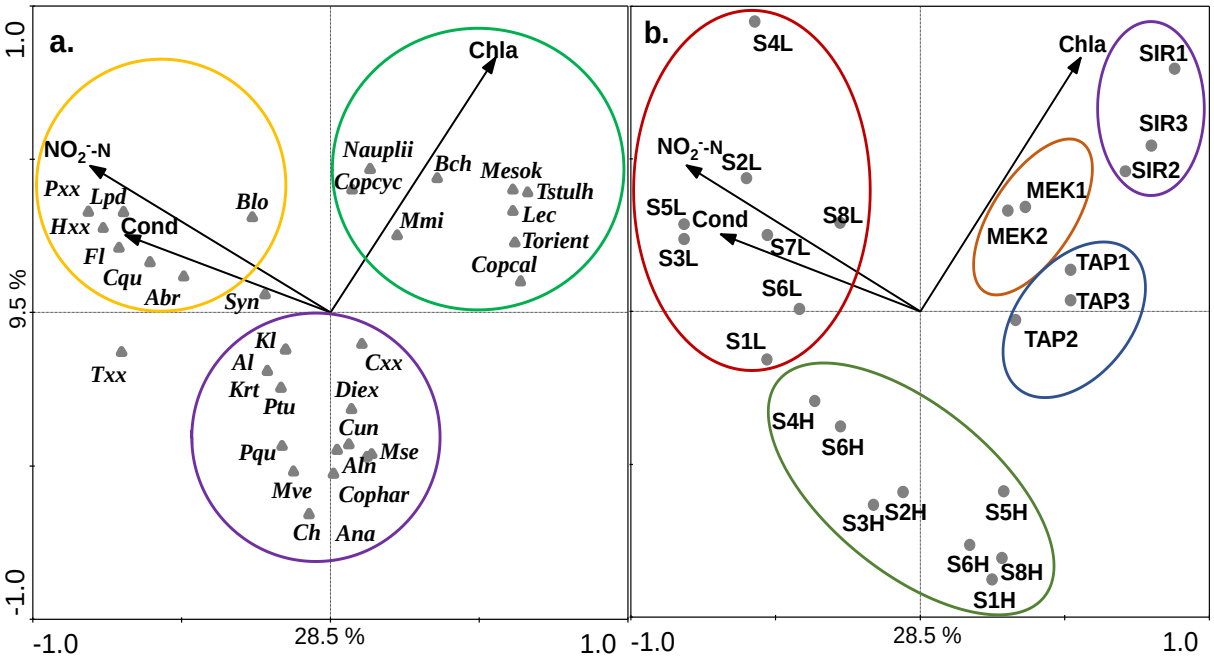


Figure V.7: RDA Axis 1 and 2 biplots showing the distribution of rotifers, copepods and cladocerans according to environmental variables during high (H) and low (L) flow sampling: (a.) Environmental variables and taxa. (b.) Environmental variables and sites. Nauplii; Rotifers (**Cxx**: *Cephalodella*, **Pxx**: *Polyarthra*, **Lpd**: *Lepadella*, **Hxx**: *Hexarthra*, **Abr**: Asplanchna, **Syn**: *Synchaeta*, **Bch**: *Brachionus*, **Lec**: *Lecane*, **Ktr**: *Keratella*, **Mve**: *Mytilina*, **Fl**: *Filinia*, **Mse**: *Macrochaetus*, **Txx**: *Trichocerca*, **Pqu**: *Platyias*); Cladocerans (**Mmi**: *Moina*, **Al**: Alona,

Aln: *Alonella*, **Kl:** *Kurzia*, **Diex**: *Diaphanosoma*, **Cun**: *Camptocercus*, **Ptu**: Pleuroxus, **Blo**: *Bosmina*, **Cqu**: *Ceriodaphnia*); Copepods (**Copcal**: copepodites calanoids, **Copcyc**: copepodites cyclopoids, **Cophar**: copepodites harpacticoids, **Torient**: *Tropodiaptomus orientalis*; **Tstulh**: *Tropodiaptomus stulhmani*; **Mesok**: *Mesocyclops kieferi*.

Discussion

In addition to the report on the rotifer community in the Ayorou to Gaya stretch of the main Niger river (Souley et al, in press) this paper, describes the total zooplankton community on this Niger River reach and its main tributaries, and its relationship with environmental parameters. Forty-nine (49) zooplankton taxa composed of 32 rotifers (68%), 12 cladoceran (25%) and 3 copepods (6%) were recorded during the present study of the Niger River. The zooplankton community observed in the Niger during this study comprises 16 families in addition to the copepod nauplii of which the genus was not determined.

Our results show a significant richness and abundance of zooplankton in the Niger River indicating that living conditions in the main river allow zooplankton development. As observed for Rotifers (Souley Adamou et al.2021), total zooplankton abundance in the main river was higher during the low flow sampling than during the high flow sampling.

This can be explained by the longer residence time at low flow, favoring zooplankton development within the studied reach (Viroux 1997; Basu et al. 2000; Picapedra et al. 2018). In addition, low flow conditions can favor the upwelling of zooplankton towards the pelagic zone (Czerniawki et al. 2010) and would hence increase the efficiency of our subsurface sampling. Casano and Henry (2004), on the contrary, studied zooplankton in a section of the Jumunimim River in Brazil and observed a found a higher abundance during the high-flow period. Curiously, in the Niger, copepods, which have longer development times than rotifers, are observed in higher abundance during the high flow than during the low flow sampling. Adult copepod stages were in fact only observed during high flow sampling. The connection with the tributaries, which is strongest during high flow, can possibly explain this observation. A contribution of the Sirba tributary to the river zooplankton community was clearly demonstrated for rotifers and copepods. No obvious import or dilution effect was observed for the other tributaries. Even if zooplankton abundance was much higher in the tributaries, the small runoff compared to the much bigger volume and runoff of water in the main river probably explains that the effect was only visible for the Sirba, in which zooplankton abundance

near off the confluence was twice as high as in the other tributaries. A lack of observable influence corresponds to the results observed for the environmental variables.

The zooplankton abundance distribution along the stations did not show a regular trend during low flow, but increased significantly ($p < 0.01$) during the high flow sampling, because of increasing copepod and cladoceren abundance. The significantly higher Chl *a* concentrations at all river sites observed during low flow sampling by Souley et al. (in press) can explain, in addition to the longer higher mentioned longer residence times, the higher zooplankton abundance during low flow. At high flow, while abundance is low, the fact that it increases downstream suggests that living conditions are at least permissive for zooplankton along the study reach. The fact that Chl *a* concentration in all three tributaries is five to ten times higher than in the main river, but that no effect is noticed upon the Chl*a* concentration in the main river, suggests that zooplankton grazing reduces phytoplankton concentrations. Rotifers, being les herbivorous than copepods and cladocerans (Matveeva 1989; Yin et al. 2017), maintained rather constant abundances between S3 and S6, which were higher than at the other sites. This will be discussed in the following section.

An increase in zooplankton abundance in downstream direction corresponds to the pattern described by Friedrich and Muller (1984), De Ruyter Van Steveninck et al. (1992) and Kim et al. (2020). According to these authors, zooplankton cannot maintain significant abundances in the middle course of a river because reproduction rates cannot keep up with losses due to high rates of dilution du to hydrology. These results are contrary to those of Pace et al. (1992); Van Zanten and Van Dijk (1994); Basu and Pick (1997) and Viroux (1997) who observe different trends with decreasing abundances towards the mouth.

During low water sampling, zooplankton abundance was highest in the reach between S3 and S5. In this reach, a strong development was observed for rotifers, but also an occurrence of considerable abundance of cladoceran and copepod nauplii and copepodites. This could be partially explained by the high Chl*a* concentrations at s4 (Figure III.3i in Souley et al. 2021), but also by the local vegetation in this area. At the level of S4 during low water the banks of the Niger were colonized by macrophytes. Together with the Sirba tributary, which was also densely bordered by vegetation, these were the sites harbouring most cladocerans.

It is well known that zooplankters can profit from the presence of riparian/macrophyte vegetation (Basu et al. 2000; Špoljar et al. 2011). It slows down current speed, increasing residence times and provides shelter against predation by fish, and additional food sources, such

as microplankton living in proximity of the vegetation (Kiffney et al. 2006; 2007; Anderson et al. 2013; Banas et al. 2014).

This is particularly true for cladocerans, since according to Estlander et al. (2009), the abundance of cladocerans increases with increasing vegetation. This confirms the hypothesis that zooplankton and large crustaceans in particular benefited from favorable conditions in the section from S4 to S6 in the upstream-downstream section. Nevertheless, also rotifers could have profited from the condition between S3- S5 as they occurred at highest abundance there during both samplings. Indeed, Kiffney et al. (2006) report rotifers to proliferate in slackwater floodplains and vegetated riparian areas. Several authors consider the macrophyte-covered bed and the presence of fish to be the most important factors determining the quantitative structure of zooplankton (Scheffer 1998; Kornijów et al. 2005; Kuczyń-ska-Kippen and Nagengast 2006; Špoljar et al. 2011). We do not dispose of quantitative abundance data on fish populations in the Niger river or its tributaries, but the main fishing area are situated around. The lower abundance of crustacean zooplankters, and mainly of copepods in the main river than in the tributaries could – in addition to the above discussed reasons- also be due to higher predation pressure.

In summary, the observed zooplankton abundance and composition distribution during two different hydrological regimes suggest that zooplankton in the Ayorou-Gaya reach are more influenced by hydraulic conditions during high flow and by local conditions during low flow (Basu and Pick 1996; Viroux 2002; Thorp and Casper 2003; Thorp and Mantovani 2005). In the meantime, they also show. the complexity of factors that can occur in this river region, including (in addition to the different hydrological factors) many anthropogenic factors.

Acknowledgements

This research was funded by a grant from the Nigerien government. The authors would also like to thank the Functional Ecology and Environment Laboratory and the Department of Life and Earth Sciences of the (ENS) of the Abdou Moumouni University of Niamey for providing the framework and technical support. Thanks also go to the students and technicians of the Biology Department of the Abdou Moumouni University of Niamey (FAST) for their assistance in the collection of field data. Finally, we would like to thank the manager in control of our sites in the National Park W, Captain Issaka Mounkaila for allowing and facilitating the samplings.

References

Akopian M, Garnier J, Pourriot R. 2002. Cinétique du zooplancton dans un continuum aquatique : de la Marne et son réservoir à l'estuaire de la Seine. *Comptes Rendus Biologies* 325: 807–818.

Alonso M. 1996. Crustacea, Branchiopoda. *Fauna Iberica*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Consejo Superior de Investigaciones Cientificas, Madrid.

Anderson JH, Pess GR, Kiffney PM, Bennett TR, Faulds PL, Atlas WI, Quinn TP. 2013. Dispersal and tributary immigration by juvenile coho salmon contribute to spatial expansion during colonisation. *Ecology of Freshwater Fish* 22: 30–42.

Banas NS, ConWay-Cranos L, Sutherland DA, MacCready P, Kiffney P, Plummer M. 2015. Patterns of River Influence and Connectivity Among Subbasins of Puget Sound, with Application to Bacterial and Nutrient Loading. *Estuaries and Coasts* 38:735-753.

Basu BK, Pick FR. 1997. Phytoplankton and zooplankton development in a lowland, temperate river. *Journal of Plankton Research* 19: 237–253.

Benda L, Poff NL, Miller D, Dunne T, Reeves G, Pess G, Pollock M. 2004. The network dynamic hypothesis: how channel networks structure riverine habitats. *Bioscience* 54: 413–427.

Berrahou A, Cellot B, Richoux P. 2001. Distribution longitudinale des macroinvertébrés benthiques de la Moulouya et de ses principaux affluents (Maroc). *Ann. Limnol*. 2001: 223 –235.

Burger DF, Hogg ID, Green JD. 2002. Distribution and abundance of zooplankton in the Waikato River, New Zealand. *Hydrobiologia* 479: 31–38.

Basu BK, Kalif J, Pinel-Alloul B. 2000. The influence of macrophyte beds on plankton communities and their export from fluvial lakes in the St Lawrence River. *Freshwater Biology* 45:373–382.

Casanova SMC, Henry R. 2004. Longitudinal distribution of Copepoda populations in the transition zone of Paranapanema river and Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil) and interchange with two lateral lakes. *Brazilian Journal of Biology* 64: 11–26.

Chang KH, Doi, Imai H, Gunji F, Nakano S. 2008. Longitudinal changes in zooplankton distribution belowa reservoir outfall with reference to river planktivory. *Limnology* 9:125–133.

Czerniawsk R and Domagala J. 2010. Similarities in zooplankton community between River Drawa and its two tributaries (Polish part of River Odra). *Hydrobiologia* 638:137–149.

Burger DF, Hogg ID, Green JD. 2002. Distribution and abundance of zooplankton in the Waikato River, New Zealand. *Hydrobiologia* 479: 31–38.

De Ruyter VS, Admiraal EDW, Breebaart L, Tubbing GMJ, Van Zanten V. 1992. Plankton in the River Rhine: structural and functional changes observed during downstream transport. *J. Plankton Res*. 14: 1351–1368.

De Smet WH. 1996. Rotifera 4: The Proalidae (Monogononta). In Nogrady T, Dumont HJ (eds.), Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the World 9. SPB Academic, The Hague, The Netherlands.

Dussart B. 1966. Limnologie. L'étude des eaux continentales. Guathier-Villars, Paris, 677 pp.

Friedrich, G. & D. Muller, 1984. Rhine. In Whitton, B. A. (ed.), Ecology of European Rivers. Blackwell, Oxford: 265–315.

Illyová M, Némethová D. 2005. Long-term changes in clado-ceran assemblages in the Danube floodplain area (Slovak-Hungarian stretch). *Limnologica* 35:274–282.

Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences* 106: 110–127.

Kim HW, Joo GJ. 2000. The longitudinal distribution and community dynamics of zooplankton in a regulated large river: a case study of the Nakdong River (Korea). *Hydrobiologia* 438: 171–184.

Kiffney PM, Greene CM, Hall JE, Davies JR. 2006. Tributary streams create spatial discontinuities in habitat, biological productivity, and diversity in mainstem rivers. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences* 63: 2518–2530.

Kuczyn ´ska-Kippen N, Nagengast B. 2006. The influence of the spatial structure of hydromacrophytes and differentiating habitat on the structure of rotifer and cladoceran communities. *Hydrobiologia* 559: 203–21.

Le Coz M, Chambord S, Meire P, Maris T, Azemar F, Ovaert J, Buffan-Dubau E, Kromkamp JC, Sossou AC, Prygiel J, Spronk G, Lamothe S, Ouddane B, Rabodonirina S, Net S, Dumoulin D, Peene J, Souissi S, Tackx M. 2017. Test of some ecological concepts on the longitudinal distribution of zooplankton along a lowland water course. *Hydrobiologia* 17:32-56 – 6.

Matveeva LK. 1989. Interrelations of rotifers with predatory and herbivorous Cladocera: a review of Russian works. *Hydrobiologia* 186/187: 69-73.

Minshall GW, Petersen RC, Cummins KW, Bott TL, Cushing CE, Vannote RL. 1983. Interbiome comparisons of stream ecosystem dynamics. *Ecol. Monogr.* 53: 1–25.

Minshall GM, Cummins KW, Petersen RC, Cushing CE, Bruns DA, Sedell JR, Vannote RL. 1985. Developments in stream ecosystem theory. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*. 42: 1045–1055.

Nogrady T, Pourriot R, Segers H.1995. Rotifera: Notommatidae and Scaridiidae. *In: H. J. Dumont & T. Nogrady (eds.), Guides to the identification of themicroinvertebrates of the continental waters of the world*. vol. 3, SPB Academic. Publ., Amsterdam, 248p.

Pace ML, Findlay SEG, Lints D. 1992. Zooplankton in advective environments: the Hudson River community and a comparative analysis. *Can. J. Fish. aquat. Sci*. 49: 1060–1069.

Picapedra PHS, Fernandes C, Baumgartner G, Lansac-Tôha FA. 2018. Effect of Slackwater Areas on the Establishment of Plankton Communities (Testate Amoebae and Rotifers) in a Large River in the Semi-Arid Region (Northeastern Brazil). *Limnetica*, 37: 19–31.

Pontin RM. 1978. A Key to freshwater planktonic and semi-planktonic Rotifera of the British Isles. *Freshwater Biological Association* 38: 0367–1887.

Pourriot R, Rougier C, Miquelis A. 1997. Origin and development of river zooplankton: example of the Marne. *Hydrobiologia* 345: 143–148.

Rice SP, Greenwood MT, Joyce CB. 2001. Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organisation of macroinvertebrate fauna along river systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 824–840.

Rice SP, Church M. 2001. Longitudinal profiles in simple alluvial systems. *Water Resour. Res*. 37: 417–426.

Richardson WB. 1992. Microcrustacea in flowing water: experimen-tal analysis of washout times and a field test. *Freshw Biol* 28:217–230.

Rzoska J. 1978. On the nature of rivers with case stories of Nile, Zaire and Amazon. Junk, The Hague.

Shiel RJ, Walker KF, Williams WD. 1982. Plankton of the Lower River Murray, South Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 33: 301–327.

Souley Adamou H, Alhou B, Tackx M, Azémar F. 2021. Rotifers in the Niger River, Niger: diversity and abundance in relation to environmental parameters. (Article publié dans *African Journal ofAquaticScience*. doi.org/10.2989/16085914.2021.1892577.

Špoljar M, Dražina T, Habdija I, Matija Meseljević M, Grčić Z. 2011. Contrasting Zooplankton Assemblages in Two Oxbow Lakes with Low Transparencies and Narrow Emergent Macrophyte Belts (Krapina River, Croatia). International Review of Hydrobiology 96: 175–90.

Ter Braak CJF. 1994. Canonical community ordination. Part I: Basic theory and linear methods. *Écoscience* 1: 127–140.

Ter Braak CJF, R. H. Jongman RH, van Tongeren OFR. 1987. Data analysis in community and landscape ecology.

Thorp JH, A. R. Black AR, Haag KH & J. D. Wehr JD. 1994. Zooplankton Assemblages in the Ohio River: Seasonal, Tributary, and Navigation Dam Effects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 1634–1643.

Thorp JH, Casper AF. 2003. Importance of biotic interactions in large Rivers: an experiment with planktivorous fish, dreissenid mussels and zooplankton in the St Lawrence River. *Res. Applic*. 19: 265–279.

Thorp JH, Sara Mantovani S. 2005. Zooplankton of Turbid and Hydrologically Dynamic Prairie Rivers. *Freshwater Biology* 50: 1474–91.

Thorp JH, Thoms MC, Delong MD. 2006. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Applications* 22: 123–147.

Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*. 37: 130–137.

Viroux L. 1997. Zooplankton Development in Two Large Lowland Rivers, the Moselle (France) and the Meuse (Belgium), *Journal of Plankton Research* 19: 1743–62.

Van Zanten B, Van Dijk. 1994. Seasonal development of zooplankton in the lower river Rhine during the period 1987– 1991. *Wat. Sci. Technol*. 29: 49–51.

Walks DJ, Cyr M. 2004. Movement of plankton through lake–stream systems. *Freshwater Biology* 49: 745–759.

Walz N and Welker M. 1998. Plankton Development in a Rapidly Flushed Lake in the River Spree System (Neuendorfer See, Northeast Germany). *Journal of Plankton Research* 20: 2071–2087.

Ward JV, Stanford JA. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In Dynamics of lotic ecosystems. Edited by T.D. Fontaine and S.M. Bartell. Ann Arbor Science Publishers Inc., *Ann Arbor, Mich*. pp. 29–42.

Yin X, Jin W, Zhou Y, Wang P, Zhao W. 2017. Hidden defensive morphology in rotifers: benefits, costs, and fitness consequence. *Scientific RepoRts* 7: 4488 – 4498.

CHAPITRE VI :

DISCUSSION GENERAL

CHAPITRE VI : DISCUSSION GENERALE

Cette thèse fournit un premier inventaire de la composition des communautés zooplanctoniques du Niger moyen au Niger, et en relation avec les conditions environnementales.

Les conditions d'échantillonnage sur le terrain étaient extrêment difficiles pour des raisons sécuritaires et logistiques. Au préalable, des contacts sont pris avec les responsables administratifs et coutumiers des villages dans lesquels se trouvent les sites de prélèvement, afin d'obtenir l'autorisation d'accès aux sites. Pour accéder aux sites d'étude répartis sur 520 km de cours d'eau, l'organisation du transport, est une étape très importante pour nos différentes missions. Du fait de l'état des routes, difficilement praticables, des réservations en amont du départ s'avèrent nécessaire.

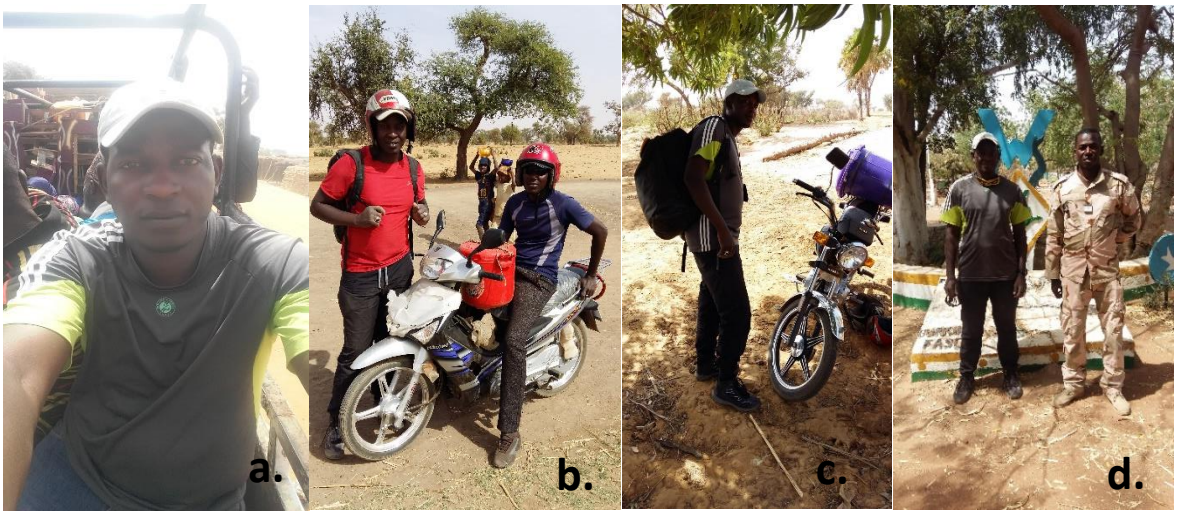


Photo 16 *: quelques photos prises au cours des campagnes d'échantillonnages (2018-2019) ;* ***a.*** *Hassane (en partant) sur le site de Kirtachi dans un véhicule de marché hebdomadaire ;* ***b.*** *Hassane en rouge assisté d'un étudiant, Harouna, sur le site de Kollo ;* ***c.*** *Hassane sur la Sirba, tributaire du Niger ;* ***d.*** *Hassane et Capitaine Issaka Mounkaila, responsable de la réserve du parc W, lors de l'échantillonnage sur la Tapoa.*

Nous avons rencontré d'énormes difficultés tant administratives que logistiques particulièrement lors de la deuxième campagne, pendant laquelle les tributaires ont été échantillonnés. Cette situation a été compliquée du fait de la dégradation de la situation sécuritaire dans la région. Globalement, tout s'est bien passé grâce aux nombreuses personnes

que je remercie encore une fois, dont le responsable du Parc W, le commandant Issaka Mounkaila.

➢ *Diversité des espèces zooplanctoniques dans le Niger et ses affluents*

La littérature abordant la diversité du zooplancton du fleuve Niger concerne essentiellement les zones amont d'une part, avec le Niger supérieur et le delta intérieur, et aval d'autre part, avec le Niger inférieur et le delta maritime (cf. Chapitre I.4). Le Tableau VI.2 recense les taxons qui ont été rapportés dans les études antérieurs et y combine l'inventaire réalisé au cours de ce travail de thèse.

Notre contribution la plus importante à cette connaissance de la diversité zooplanctonique concerne le groupe des rotifères. Ces derniers n'avaient été étudiés qu'en aval du Niger ; le Niger supérieur et le delta intérieur n'étant inventoriés que pour les crustacés. Parmi les 29 taxa de rotifères qui étaient connus dans la littérature, 12 ont été retrouvés lors de nos 2 campagnes dans le Niger moyen. En plus de ceux-ci, 20 taxa sont nouvellement connus dans le fleuve grâce à cette étude, soit près des 2/3 des rotifères que nous avons identifiés. Les *Lecane* sont les principaux bénéficiaires de cet effort d'identification avec 6 espèces ajoutées à la liste. Diversifiés et abondants, les rotifères sont le groupe zooplanctonique majoritaire dans le fleuve. N'ayant porté que sur 2 campagnes, il est probable que cette liste puisse être encore fortement étendue avec un suivi plus régulier.

La connaissance des crustacés est, quant à elle, plus étendue puisqu'elle concerne l'amont et l'aval du fleuve Niger. Ainsi, parmi les copépodes, un total de 54 taxa étaient connus dans la littérature (31 en amont, 27 en aval, dont 5 présents dans les deux régions). En comparaison, le Niger moyen apparait bien pauvre en copépodes, tant en abondance qu'en diversité puisque seules 3 espèces ont été identifiées. L'une d'elle, *Mesocyclops kieferi*, est une des 12 espèces décrites par Van de Velde (1984) dans sa révision des espèces africaines du genre *Mesocyclops*. Elle avait déjà été trouvée en aval du Niger et était signalée dans des gueltas en Afrique de l'ouest et dans des lacs du Rift occidental. Au Niger, elle n'avait jusqu'à présent été trouvée que dans des puits, à Diakandé et à 20 km au sud de Niamey. C'est donc son premier signalement dans des eaux de surface dans cette région. Notons aussi qu'un autre représentant du genre, *Mesocyclops leukarti*, était signalé dans des lacs proches du fleuve Niger au Mali, en amont de notre zone d'étude, ainsi que très largement dans toute l'Afrique (Van de Velde, 1982). Suite à la révision de Van de Velde (1984), cette espèce s'avère être exclusivement

européenne et donc totalement absente en Afrique. L'écologie de *M. kieferi*, que l'on sait omnivore, reste peu connue et les confusions sont fréquentes au sein de ce genre difficile à identifier. Ainsi, *M. kieferi* a été signalé hors d'Afrique, au Brésil, dans un réservoir près de Sao Paulo (Rietzler & Espíndola 1998 ; Matsumura-Tundisi et al. 1990), mais il s'agit d'une identification incorrecte (Matsumura-Tundisi & Silva 2002). Les deux autres espèces de copépodes qui ont été trouvées dans notre étude appartiennent au genre *Tropodiaptomus*. L'une d'elle, *Tropodiaptomus orientalis* est une apparition étonnante dans notre liste taxonomique, à la station la plus aval et dans les affluents, puisqu'elle n'avait jusqu'alors été signalé qu'au Sri Lanka et en Inde méridionale (Dussart 1989). Selon Rayner (1994), cette espèce n'existerait pas en Afrique. Bien que les caractères distinctifs aient pu être vus, il convient d'être prudent quant à cette identification, d'autant que les spécimens adultes identifiables disponibles étaient peu nombreux. Une confusion est possible notamment avec *Tropodiaptomus kraepelini* qui avait été identifié en Afrique sous le nom de *T. orientalis* (Verheye & Dumont 1984). *Tropodiaptomus stuhlmani* que l'on trouve aux stations S6, S8 et dans les affluents est une espèce moins problématique à identifier. D'origine nilotique elle est classée parmi les espèces vulnérables par l'IUCN.

Les cladocères apparaissent les plus diversifiés dans le fleuve avec 73 taxa, selon la littérature (Tableau VI.2). Ainsi 40 taxa étaient recensés en amont et 43 en aval, dont 12 seulement sont communs aux 2 régions. Lors de nos deux campagnes, 13 taxa de cladocères ont été identifiés, dont 8 étaient déjà recensés et 5 viennent enrichir la liste taxonomique. Ce sont toutes des espèces cosmopolites, aussi bien les 5 « nouvelles » que les autres, dont 7 sur 8 étaient connues dans les deux zones géographiques opposées du bassin du Niger. On peut noter que la plupart des cladocères identifiés dans cette étude présentent des préférences benthiques, et notamment pour des milieux riches en végétation. C'est notamment le cas des 7 membres de la famille des Chydoridae (*Alona affinis, A. guttata, Alona rectangula, Chydorus sphaericus, Kurzia longirostris et Pleuroxus uncinatus)* et des 3 Eurycercidae (*Alonella nana*, *A. excsisa* et *Camptocercus uncinatus*). Les seuls taxons de notre liste à avoir des préférences pélagiques sont *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Diaphanosoma excisum* et *Moina micrura.* Nos observations sont donc cohérentes avec la faible profondeur du cours d'eau et la présence de végétation immergée communément remarquée. La composition taxonomique des rotifères corrobore également cette importance des espèces plutôt benthiques avec nombre de *Lecane*, par exemple.

Finalement, 6 crustacés parmi les 16 trouvés dans cette étude sont nouveaux pour la connaissance du zooplancton du Niger ; dans 7 cas sur 16 ils étaient déjà connus aussi bien en amont qu'en aval de notre zone d'étude ; dans 2 cas sur 16, ils étaient connus uniquement en aval ; enfin, un seul parmi les 16 crustacés était uniquement signalé amont en non en aval du Niger moyen. Il est difficile de dire si la composition du zooplancton du Niger moyen est plus proche de celle de l'amont ou de l'aval, aux vues du nombre réduit de taxons trouvés.

De plus, il n'y a pas d'explication évidente pour nous éclairer sur les faibles abondances observées aux stations 5 et 7. La compréhension des facteurs qui gèrent le développement et la distribution du zooplancton dans le Niger moyen demandera sans doute beaucoup plus d'investigations...

Tableau VI.1 : Zooplancton du fleuve Niger recensé dans cette étude et dans la littérature, en amont ou aval (cf. Chapitre I-4). P = présence dans cette étude et déjà connu dans la littérature sur le Niger ; N = taxon nouvellement signalé avec cette étude. ; ND = pas de données

	Données bibliographie		Données de cette étude
	Niger Amont	Niger Aval	Niger moyen
Rotifères			
Asplanchna brightwellii	ND	x	P
Asplanchnopus multiceps	ND	x	
Ascomorpha ecaudis	ND	x	
Brachionus angularis	ND		N
Brachionus bidentatus	ND		N
Brachionus calyciflorus	ND	x	P
Brachionus calyciforus anuraeiformis	ND	x	
Brachionus caudatus caudatus	ND	x	P
Brachionus diversicornis	ND		N
Brachionus falcatus	ND	x	P
Brachionus leydigi	ND		N
Brachionus patulus	ND	x	P
Brachionus quadricornis	ND		P
Brachionus quadridentatus	ND	x	P
Brachionus urceolaris	ND		N
Cephalodella sp.	ND	x	P
Colurella uncinata	ND	x	
Dicranophorus sp.	ND	x	
Euchlaris incisa	ND	x	
Echinisca triseralis	ND	x	
Epiphanes senta	ND	x	
Filinia opoliensis	ND	x	P
Filinia longiseta	ND	x	P
Hexarthra mira mira	ND	x	
Hexarthra sp.	ND		
Keratella cochlearis	ND		N
Keratella lenzi	ND		N
Keratella quatrata	ND	x	P
Keratella tropica	ND		N
Lecane (Monostyla) bulla	ND	x	
Lecane hastata	ND		N
Lecane leontina	ND		N
Lecane ludwigii	ND		N
Lecane (Lecane) luna	ND	x	
Lecane quadridentata	ND		N
Lecane lunaris	ND		N
Lecane papuana	ND		N
Lecane sp.	ND		
Lepadella patella	ND		N
Macrochaetus sericus	ND		N
Mytilina ventralis	ND		N
Notholca acuminata	ND	x	
Proales decipiens	ND	x	
Philodina sp.	ND	x	
Platyias quadricornis	ND		N
Polyarthra dolichoptera	ND	x	
Polyarthra sp.	ND		
Rotaria sp.	ND	x	
Scaridium longicaudum	ND	x	
Testudinella patina	ND	x	
Synchaeta longipes	ND	x	P
Synchaeta sp.	ND		N
Trichocerca sp.	ND		N
Nombre N (taxon nouveau dans le Niger) :			**20**
Nombre P (taxon déjà signalé présent) :			**12**
Nombre total :		**29**	**32**

	Données bibliographie		Données de cette étude
	Niger Amont	Niger Aval	Niger moyen
Copépodes Cyclopoides			
Afrocyclops curticornis	x	x	
Afrocyclops doryophorus		x	
Afrocyclops gibsoni	x	x	
Cyclops vicinus		x	
Crytocyclops linjanticus	x		
Ectocyclops hisutus	x		
Ectocyclops rubescens	x		
Ectocyclops sp.	x		
Ergasiloides sp.		x	
Eucyclops euacanthus	x		
Eucyclops phaleratus		x	
Eucyclops serrulatus		x	
Eucyclops sp.		x	
Mesocyclops aequatorialis sokoensis		x	
Mesocyclops aspericornis		x	
Mesocyclops kieferi		x	P
Mesocyclops leuckarti		x	
Mesocyclops major		x	
Mesocyclops sokotoensis		x	
Mesocyclops sp.	x	x	
Metacyclops trispinosus	x		
Microcyclops varicans	x		
Paracyclops fimbriatus		x	
Thermocyclops consimilis	x		
Thermocylops decipiens		x	
Thermocyclops emini	x		
Thermocyclops incisus	x		
Thermocyclops oblongatus	x		
Thermocyclops neglectus	x	x	
Thermocyclops linjanticus	x		
Tropocyclops anabamiroi	x		
Tropocyclops confinis	x	x	
Tropocyclops levequei	x		
Tropocyclops polkianus	x		
Tropocyclops prasinus	x		
Tropocyclops sp.	x		
Copépodes Calanoides			
Diaptomus sp.		x	
Limnocalanus macrurus		x	
Limnocalanus sp.		x	
Thermodiaptomus yabensis	x		
Tropodiaptomus banforamus	x		
Tropodiaptomus laurenti	x		
Tropodiaptomus malianus	x		
Tropodiaptomus orientalis			N
Tropodiaptomus stuhlmani			N
Metadiaptomus mauretanicus	x		
Copépodes Harpacticoides			
Bryocamptus birsteini		x	
Canthocamptus carinetus		x	
Canthocamptus staphylinus		x	
Canthocamptus sp.		x	
Echinocamptus camerunensis	x		
Elaphoidella grandidieri	x	x	
Parastenocaris jeanninei	x		
Parastenocaris kimi	x		
Nombre N (taxon nouveau dans le Niger) :			**2**
Nombre P (taxon déjà signalé présent) :			**1**
Nombre total :	**31**	**27**	**3**

		Données bibliographie		Données de cette étude
		Niger Amont	Niger Aval	Niger moyen
Cladocères				
	Acroperus harpae	x		
	Alona affinis	x	x	P
	Alona davidi		x	
	Alona diaphana	x	x	
	Alona eximia	x	x	
	Alona guttata			N
	Alona karua	x	x	
	Alona monacantha	x		
	Alona pulchella	x		
	Alona rectangula	x	x	P
	Alona simonei	x		
	Alona verrucosa	x		
	Alonella excisa	x		P
	Alonella hamata	x		
	Alonella nana			N
	Alonella rostrata		x	
	Bosmina longirotris	x	x	P
	Bosmina sp.		x	
	Bosminopsis deitersi	x	x	
	Camptocercus uncinatus			N
	Ceriodaphnia cornuta	x	x	
	Ceriodaphnia dubia	x		
	Ceriodaphnia quadrangula			N
	Ceriodaphnia sp.		x	
	Chydorus barriosi		x	
	Chydorus eurynotus		x	
	Chydorus gibbus		x	
	Chydorus parvus		x	
	Chydorus piger	x		
	Chydorus pubescens	x	x	
	Chydorus sphaericus	x	x	P
	Dadayia macrops		x	
	Daphnia barbata	x		
	Daphnia carinata		x	
	Daphnia dolichocephala	x		
	Daphnia hyalins		x	
	Daphnia laevis		x	
	Daphnia sp.		x	
	Diaphanosoma excisum	x	x	P
	Diaphanosoma senegal		x	
	Diaphanosoma sorsi	x	x	
	Dunhevedia crassa		x	
	Dunhevedia serrata		x	
	Echinisa capensis		x	
	Echinisa triseralis		x	
	Euryalona orientalis	x		
	Graptoleberis testudinaria	x		
	Grimaldina brazzai	x		
	Guarnella raphaelis		x	
	Ilyocuptus spinifer	x		
	Ilyocryptus verrucosus		x	
	Indialona gobulosa	x		
	Indialona gobulosa insulcata		x	
	Kurzia longirostris	x	x	P
	Leydigia propinqua ciliata		x	

Voir suite page suivante

	Données bibliographie		Données de cette étude
	Niger Amont	Niger Aval	Niger moyen
Macrothrix goeldi		x	
Macrothrix hirsuticornus	x		
Macrothrix laticornus		x	
Macrothrix monodi	x		
Macrothrix odiosa		x	
Macrothrix sp.		x	
Macrothrix spinosa	x		
Macrothrix triserialis	x		
Moina belli	x		
Moina daphnia		x	
Moina micrura	x	x	P
Moinodaphnia macleayi	x		
Monospilus dispar	x		
Oxyurella singalensis	x		
Pleuroxus truncatus			N
Pleuroxus sp.		x	
Pleuroxus toumodensis	x		
Pseudosida szalayi	x		
Pseudosida bidentata		x	
Nombre N (taxon nouveau dans le Niger) :			**5**
Nombre P (taxon déjà signalé présent) :			**8**
Nombre total :	**40**	**43**	**13**

➢ *Composition géochimique des sédiments du fleuve Niger*

L'inclusion d'analyses biogéochimiques des sédiments prélevés à proximité du bord à chaque station est assez rare dans une étude sur le zooplancton. Des quantifications des ions majeurs, des éléments traces et/ou les terres rares dans des publications incluant le zooplancton, concernent généralement des bilans biogéochimiques d'écosystèmes (souvent marins) (ex. Jeffree & Ronszymczac, 2000 ; Bowie et al. 2015) ou des études d'accumulation de ces éléments dans les organismes zooplanctoniques (ex. Boisson & Romeo 1996 ; Lobus et al. 2019 ; MacMillan et al. 2019).

Dans la présente thèse, le but de quantifier la granulométrie, la micro-granulométrie, les concentrations en ions majeurs, éléments traces et terres rares était d'utiliser l'aspect 'mémoire' des sédiments pour obtenir une caractérisation de la qualité environnementale le long du tronçon du Niger étudié. Les sédiments accumulés sur les fonds de la rivière sont des intégrateurs des arrivés de différentes substances naturelles et anthropogéniques du bassin versant le long de la rivière (Kralj et al. 2015, Cabral Pinto et al 2016, 2017 Sow et al. 2018), et particulièrement les fractions fines de ces sédiments reflètent bien la nature des matières en suspensions (MES) transportées et leur composition chimique (Gaiero et al. 2003).

Les organismes zooplanctoniques, étant essentiellement des mangeurs de matière en suspension (y compris le phytoplancton), sont forcément influencés par les teneurs en substances toxiques associés à la matière en suspension des rivières (DeMott, 1995 ; Gasparini et al. 1996 ; Tackx et al. 2003).

Dans cette optique, nous limitons ici la discussion aux aspects qui pourraient influencer les conditions de vie pour le zooplancton. En ce qui concerne les éléments potentiellement d'origine anthropique, il s'agit essentiellement d'enrichissement en cadmium et arsenic, observé à quasi toutes les stations de la zone d'étude. Le calcul de la part d'origine anthropique et naturelle de ces éléments a montré, que la partie du Cd 'anthropique' était plus importante en amont et en aval de Niamey, tandis que les stations 4 (Niamey) 5 et 6 montrent une plus importante faction de Cd d'origine naturelle. Pour l'As également, les stations avec la moindre contribution d'As anthropique sont S4 (Niamey) et S5. Cette observation semble étonnante, car on s'attend à un impact polluant de l'agglomération de Niamey. Néanmoins, l'origine de ces éléments reste encore à définir. Mais du fait de la pratique agricole le long du Niger, et le Cd étant associé aux fertilisants (Roberts, 2014) la présence de ce dernier serait liée aux activités agricoles.

- *Distribution du zooplancton dans le bassin versant du Niger*

Les données environnementales présentées au chapitre 4 (Diversité et abondance des rotifères) montrent que dans l'eau, les concentrations des ions sont également généralement faibles. A notre connaissance, il n'y a pas de normes publiées au Niger. Bien qu'on observe des pics de concentrations en NO_3, NO_2 et le NH_4 à Niamey pendant l'échantillonnage en basses eaux, toutes les valeurs sont bien inférieures aux limites de qualité de l'eau utilisées au Nigéria (Tableau VI.1).

A travers le monde, le zooplancton des rivières a été moins étudié que celui des systèmes marins, ou des lacs, à cause de la supposition de très faibles abondances liées au concept du river continuum (Vannote et al. 1980). Plusieurs publications ont, entre temps, rapporté l'existence de populations zooplanctoniques en eau courante (ex. Kobaysashi et al. 1998 ; Kim & Joo 2000). Sa-ardrit & Beamish (2005), par exemple, rapportent 40 espèces de cladocères dans la rivière Khayeng (Thaïlande). Des abondances élevées de zooplancton sont souvent typiques d'endroits à courant affaibli, comme des bras morts, des réservoirs ou des tronçons éclusés (Viroux 1999). Le Coz et al. (2017) ont étudié le zooplancton du continuum de la source

de la rivière L'Escaut (France), jusqu'à son embouchure en mer du Nord (Pays-Bas). En saison de croissance, ces auteurs trouvent, sur la partie riveraine, des abondances moyennes de rotifères de $190*10^3$ ind. m^{-3}, de $34*10^3$ ind. m^{-3} de cladocères et de $57*10^3$ ind. m^{-3} de copépodes.

Ces résultats montrent l'intérêt d'étudier le zooplancton également dans des eaux courantes, et plusieurs auteurs plaident pour son inclusion dans des systèmes d'évaluation de la qualité de l'eau, comme la Directive Cadre Eau (DCE) en Europe, par exemple (Moss et al. 2003 ; Jeppensen et al. 2011).

En Afrique, beaucoup d'études sur le zooplancton se sont concentrées sur les grands lacs comme le lac Malawi (Irvine et Waya, 1999), Tanganyika (Isumbisho et al. 2006) et Kivu **(**Darchambeau et al. 2012) et Victoria (Mgpula et al. 2010). Les estuaires, et particulièrement les estuaires intermittents comme, par exemple, les estuaires Kleinemonde et Mpenjati (Afrique du Sud, Ortega et al 2016), le Sénégal (Sénégal/Mauritanie ; Pagano et al. 2006 ; Champalbert et al. 2014) ont également reçu une certaine attention. Peu d'études existent sur le zooplancton des rivières africaines. Il a donc été difficile de comparer nos résultats avec des données obtenues dans des conditions comparables.

Nous avons donc fait le choix de comparer avec des systèmes africains représentant au contraire différentes conditions que la zone d'étude. Deux systèmes ont été choisis :

1. Rivière Ogba, au Nigeria, est une petite rivière (42 km de longueur) du premier ordre, qui passe par la ville de Benin city (Nigeria) avant d'arriver en Golfe de Guinée. Elle se situe dans la zone équatoriale humide par laquelle le Niger termine son cours vers le golfe de Guinée (Fig.1) (Anyanwu et al. 2013 ; Joshua et al. 2017).
2. Lac Tchad, un système lentique de 20 000 km2, se trouve, comme la zone d'étude sur le Niger, dans la zone sahélienne aride (Latitude 12°and 14°20 N ; longitude 13° -15°20 E) (Robinson et Robinson, 1970, Carmouze & Lemoalle, 1983) (Figure VI.1).

Les trois études ont utilisé des échantillonnages au filet de plancton de 50 µm de maille, sur plusieurs stations pendant la saison sèche et la saison humide.

La comparaison de notre zone d'étude, un tronçon d'une grande rivière ayant reçu de multiples tributaires le long de son cours amont, se fait donc avec une rivière située en aval de bassin, dans une autre zone climatique et avec un système lentique situé dans la même zone climatique,

ce qui permet de commenter, d'une part l'effet du climat sur le zooplancton des rivières, et aussi de positionner nos résultats dans le contexte du River continuum concept (Vannote et al., 1980).

Le Tableau VI.1 montre que, les fourchettes des valeurs de température, conductivité, pH raportés dans Anyanwu et al. (2013) pour la rivière Ogba et Robinson et Robinson (1970) pour le lac Tchad, sont comparables avec celles trouvées sur la zone d'étude sur le Niger. Les minima et maxima mesurés pour le SO_4 sont également comparables, mais le rivières Niger et Ogba sont moins chargées en PO_4, Mg et Na.

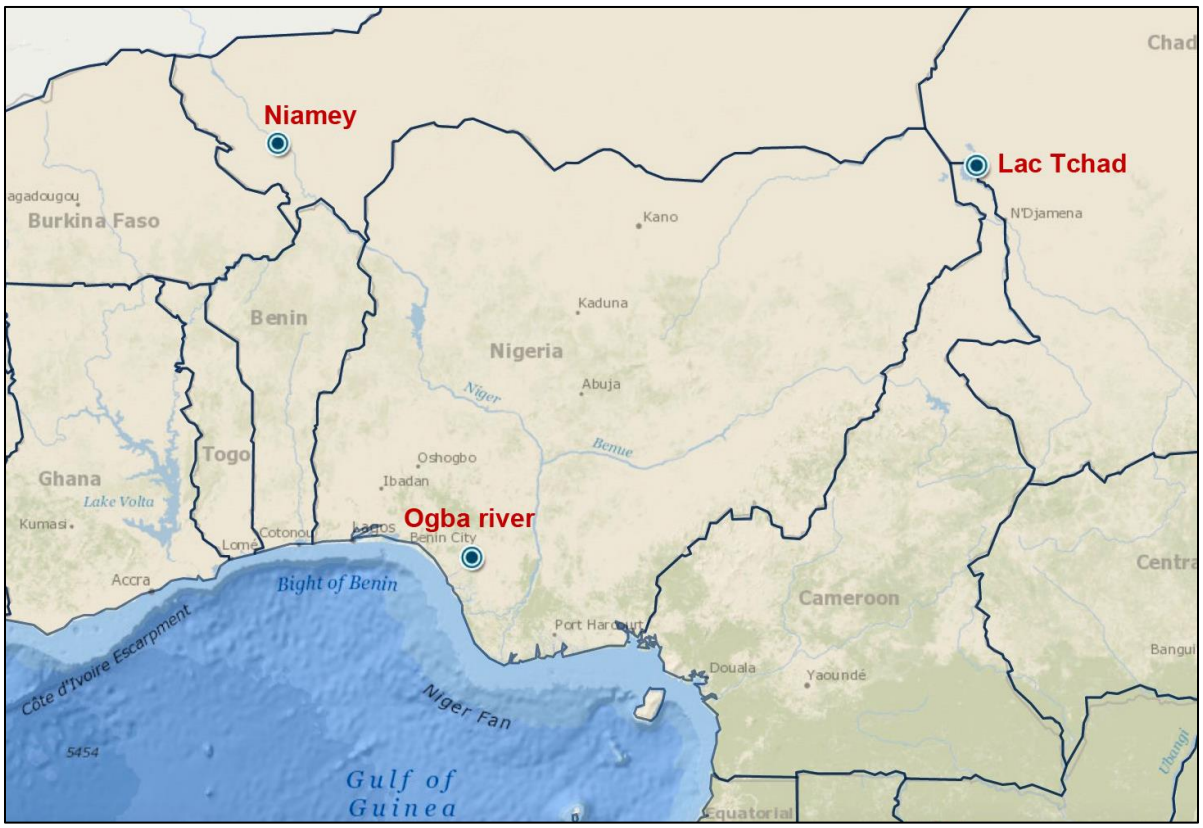


Figure VI. 1 : carte situant Niamey, sur le Niger, la rivière Ogba et le lac Tchad.

En ce qui concerne l'abondance totale du zooplancton, seul le minimum du Niger est inférieur aux autres valeurs, les maximas sont comparables entre les trois systèmes. On remarque que le maximum du Lac Tchad est inférieur aux maximas des deux rivières, contrairement à ce qu'on pourrait attendre d'un système lentique versus des systèmes lotiques.

Malheureusement, nous ne disposons pas de données détaillées sur le zooplancton de la rivière Ogba. L'article mentionne la présence de 8 espèces de copépodes, 5 cladocères et 1 rotifère.

Avec une majorité de crustacés zooplanctoniques, la fourchette des abondances est comparable à celle observée dans le Niger qui inclut une majorité de rotifères. Ceci suggère que, même dans cette rivière d'ordre 1, le climat équatorial humide est favorable au développement des crustacés. L'abondance maximale des rotifères dépasse de loin celle du lac Tchad et inversement, on observe beaucoup moins de copépodes adultes dans le Niger que dans le lac. Il est bien connu que les rotifères, à cause de leur cycle de vie plus court que les crustacées zooplanctoniques sont mieux adaptés à vivre dans des systèmes d'eau courante.

Tableau VI.2 : comparaison des facteurs environnementaux et des abondances d'organismes zooplanctoniques mesurés dans le Niger au cours de la présente étude et dans la rivière Ogba (Nigeria) et le lac Tchad (Nigeria, Niger, Chad). FEPA : Standards de contrôle de pollution de l'eau Nigérians (d'après Anyanwu et al. 2013). SON : Standard de qualité d'eau Nigérians pour des eaux potables

Facteur	unité	min Niger	max Niger	min Ogba	max Ogba	min Tchad	max Tchad	FEPA	SON
Température	°C	23,000	32,900	24,440	24,830	18,300	32,200		
pH		7,000	7,500	6,230	6,830			6.0 - 9.0	6.5 - 8.5
Conductivité	µS cm^{-1}	30,000	90,200	40,800	50,600			xx	1000,000
O_2	mg L^{-1}	5,100	10,100	5,590	5,950			5,000	xx
Sulphate ($S\text{-}SO_4$)	mg L^{-1}	0,023	0,305	0,220	2,020	0,070	0,270	67 - 100	33,330
Phosphate ($P\text{-}PO_4$)	mg L^{-1}	0,001	0,063	0,080	0,400	0,228	0,946	1,632	
Nitrate ($N\text{-}NO_3$)	mg L^{-1}	0,001	0,044	0, 005	0,029			4,516	11,290
Magnésium (Mg)	mg L^{-1}	2,350	3,210	2,050	2,580	9.600	43,000	30 - 150	0.20
Sodium (Na)	mg L^{-1}	3,210	7,000	1,270	1,880	25,000	126,000		200,000
Abondances	ind *1000 m^{-3}								
Total zooplankton		0,600	106,000	29,000	114,000	37,957	94,290		
Rotifères		0,060	91,800			7,955	14,819		
Copépodes		0, 23	30,800						
Copépodes adultes		0,120	1,600			9,845	16,531		
Cladocères		0,000	106,600			8,313	19,345		

Nous avons bien conscience qu'il ne s'agit ici que d'une comparaison assez superficielle. Néanmoins, cette comparaison permet de mettre en perspective écologique les observations faites sur le zooplancton du Niger. Comme expliqué en Chapitre 1, la zone d'étude se trouve sur une partie du Niger avec un dénivelé légèrement plus important que sur le tronçon amont.

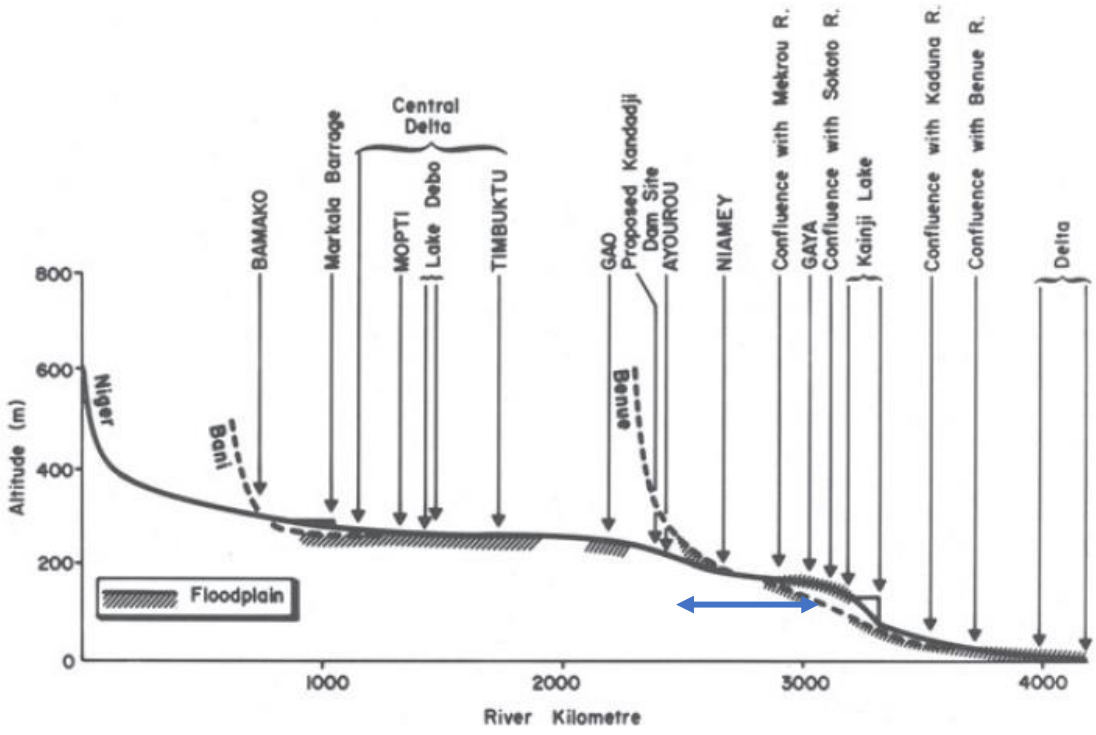


Figure VI. 2 : profil topologique du Niger (d'après Welcomme 1968). La flèche bleue indique la zone d'étude (reprise de la Figure I.5 en introduction).

Nous reprenons ici la Figure I.5, afin d'illustrer le contexte hydro-écologique. Dans la zone d'étude, la pente entre S3 et S6, est de 0,139 ‰ ; 0,049 ‰ entre S7 et la confluence du Mékrou et 0,060 ‰ entre le Mékrou et S8. Il est frappant que les études existant sur le zooplancton du Niger (Cf Paragraphe I.4) aient été faites quasi exclusivement sur les zones de plaines alluviales où le courant est le plus réduit (delta intérieur et delta maritime), bien que la pente y soit peu différente qu'ailleurs. Ainsi, la pente moyenne du fleuve entre sa source et l'embouchure n'est que de 0.11 ‰, ce qui le rend propice au développement du zooplancton sur tout son cours dès lors qu'il atteint une taille suffisante. De plus, ces travaux, au moins en amont, ne rapportent que des copépodes et des cladocères, ce qui témoigne d'une abondance assez importante de crustacés sur ces sites. Cela n'exclut évidemment pas que les rotifères y soient nombreux aussi mais peut traduire une sous-évaluation par manque d'investigation concernant ce groupe taxonomique. Malheureusement, la plupart de ces études sont plutôt des inventaires systématiques ou ne donnent que des abondances relatives des différents organismes, et les rotifères ne sont donc que peu considérés.

Dans cette étude, seul le tributaire Sirba amène visiblement des copépodes adultes au Niger. Mais, comme le montre le Tableau V.2 en Chapitre 5, *M. kieferi* et *T. stuhlmani* sont aussi présents dans la Tapoa et la Mékrou et sur les dernières stations (S7, S8) du Niger. Il est à noter que, après la confluence avec la Mékrou, le Niger entre de nouveau dans une zone moins pentue, ce qui peut expliquer la présence de copépodes adultes sur ces stations.

Le fait que la zone d'étude sur le Niger soit plus riche en rotifères et moins en copépodes adultes que le lac Tchad indique donc, en accord avec le river continuum concept, que le tronçon étudié a plutôt un caractère à hydrologie importante. L'occurrence de crustacés zooplanctoniques sur la dernière partie de notre étude, à pente réduite, supporte l'effet de l'importance de l'hydrologie sur la composition des communautés zooplanctoniques. Même sur le dernier tronçon, les abondances des copépodes adultes sont bien inférieures à celles trouvées dans le lac Tchad.

Les analyses multivariées présentées en chapitre 5 montrent bien que la présence de copépodes est également liée à la concentration en Chl *a*, surtout élevée dans les tributaires. La raison pour laquelle ces tributaires sont plus productifs n'est pas bien connue, mais l'importation de phytoplancton pourrait, en plus du régime hydraulique, favoriser le développement de copépodes. Vu qu'il y a des nauplii de copépodes à toutes les stations étudiées du Niger, le fait qu'on ne trouve des adultes qu'en aval de la zone d'étude implique que le développement de nauplii à adultes, en passant par les copépodites est limité, soit par l'hydrologie, soit par un autre facteur, qui pourrait être la nourriture. Les copépodes étant plus strictement herbivores que les rotifères, la Figure VI.3 montre la relation entre l'abondance des copépodes cyclopoïdes et la Chl *a*. Les abondances les plus élevées sont observées à des stations à faibles pentes (8) ou autour de Niamey (4, 6) où la concentration en Chl *a* est élevée. A une concentration de 16 µg L^{-1} de Chl *a*, l'abondance est moindre à la station 5, située sur la section à pente plus importante, et inversement, on n'observe pas d'abondances importantes à la station 7, en zone de moindre courant. Ce graphique suggère donc une influence mixte de l'hydrologie et de la concentration en phytoplancton le fait que les stations S1, S2, S6 et S7 auxquelles on trouve des abondances les plus faibles du zooplancton sont aussi celles ou la contamination en Cadmium (Cd) est forte. Néanmoins, il faut tenir compte de la possibilité d'un contrôle de la concentration en phytoplancton par le broutage du zooplancton, de même qu'une régulation des copépodes par les poissons. Les concentrations élevées en Chl *a* autour de Niamey sont probablement dues aux concentrations élevées en nutriments à cet endroit. Ces concentrations élevées en nutriments semblent stimuler la production de zooplancton plutôt que de la réduire.

Aussi, la contamination modérée en Arsenic (As) et les légères contaminations en d'autres métaux ne gênent apparemment pas non plus le développement du zooplancton.

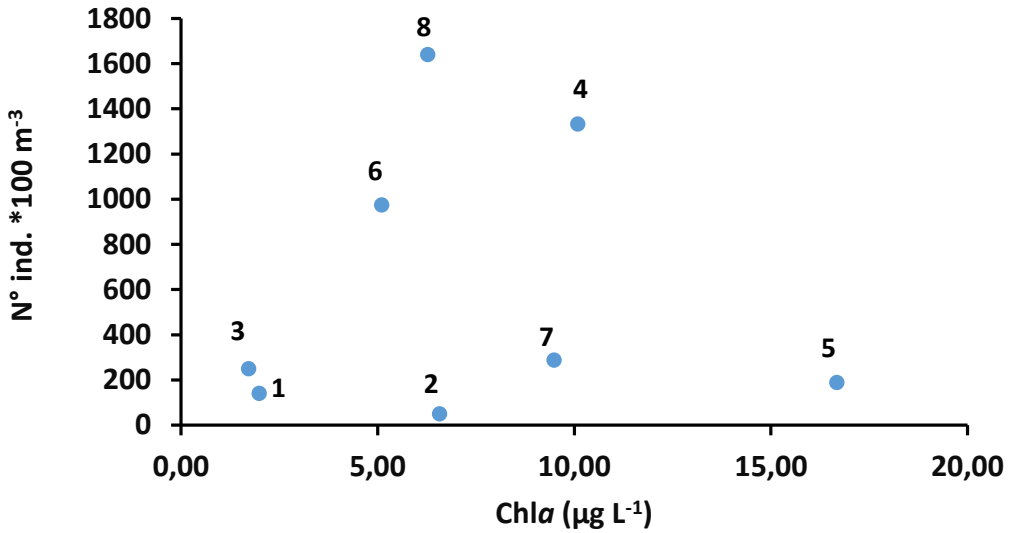


Figure VI.3 : relation entre les abondances des copépodes cyclopoïdes (copépodites et adultes) et la concentration en Chl *a observée dans la présente étude*. Les numéros indiquent les stations.

La compréhension des facteurs qui gèrent le développement et la distribution du zooplancton dans le Niger moyen demandera sans doute beaucoup plus d'investigations. Par exemple, une étude approfondie des liens entre la topographie, les caractéristiques géochimiques et le zooplancton est une perspective intéressante.

Le mérite de la présente thèse est d'avoir contribué à compléter de façon importante l'inventaire taxonomique et à faire émerger quelques questionnements écologiques sur une communauté zooplanctonique jusqu'alors ignorée dans le Niger moyen.

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES :

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

Cette thèse rapporte les résultats de deux campagnes d'échantillonnage réalisées entre les périodes des basses eaux (16 avril-8 mai 2018) et hautes eaux (1-15 février 2019), dans le Niger moyen, sur un tronçon de 520 km d'Ayorou à Gaya. Ce travail est le premier inventaire sur cette partie du Niger moyen qui n'avait fait l'objet d'aucune étude d'envergure sur le zooplancton, tant du point de vue de l'étendue de la zone étudiée que de la diversité taxonomique abordée. Les résultats de cette étude pourront servir de point zéro pour toute étude ultérieure complémentaire ou suite à des modifications sur son tracé (crues ou sécheresse très importante et prolongée, barrage, développement d'activité humaine particulière…). Elle avait pour buts :

- D'inventorier et quantifier la communauté zooplanctonique à différentes stations et saisons dans le Niger moyen.

L'analyse des échantillons du zooplancton a permis l'identification de 48 taxons dont : 32 rotifères, 13 cladocères et 3 copépodes, avec des abondances supérieures observées en basses eaux comparées à celles des hautes eaux. De plus, les rotifères apparaissent plus abondants que les crustacés. Et parmi ces derniers, les copépodes sont plus nombreux dans les tributaires que dans le Niger, et corrélées à des fortes concentrations en chlorophylle *a*.

- De mettre en relation des communautés zooplanctoniques avec les variables physicochimiques.

D'abord les résultats de l'analyse biogéochimique des sédiments, ont montré deux groupes de profils distincts : un premier groupe composé des stations S1, S2, S6 et S7 présentant une anomalie négative en europium et des concentrations en cadmium supérieures à la valeur seuil de l'agence britannique pour les sols des zones urbaines (valeur seuil = 1 µg. g^{-1}) ; et un deuxième groupe regroupant les stations S3, S4, S5 et S8 ne présentant pas d'anomalies particulières et ayant des concentrations en cadmium < 1 µg. g^{-1}. La concentration élevée en cadmium dans les sites situés en amont et aval de Niamey qui peut être liée à l'utilisation de l'engrais chimiques contenant du cadmium dans ces sites où l'activité agricole est plus développée. Les concentrations supérieures à la valeur seuil de l'arsenic (6 µg. g^{-1}) observée à la station S4 peut être liée à la culture maraichère très développée sur le fleuve autour de Niamey et dont les maraîchers utilisent des pesticides pouvant contenir de l'arsenic.

Seulement cinq variables sont significatives (O_2, Chl a, Cond, PO_4^{3-}-P, NO_2^--N) pour expliquer la distribution des différents taxons : 32 taxons rotifères, 1 taxon copépode et 6 taxons de

cladocères en basses eaux et 32 taxons de rotifères, 3 taxons de copépodes et 10 taxons de cladocères en hautes eaux. Il serait donc nécessaire d'avoir une série de données plus robustes afin de comprendre la nature physico-chimique ainsi que la distribution des taxons dans les eaux du fleuves Niger.

- De comparer cette communauté sub-saharienne avec celles connues en amont et en aval du bassin du Niger (régions équatoriales humides).

Cette étude a permis d'inventorier au total 48 taxons. Notre principale contribution à cette connaissance de la diversité zooplanctonique concerne le groupe des rotifères. Ces derniers n'avaient été étudiés qu'en aval du Niger ; le Niger supérieur et le delta intérieur n'étant inventoriés que pour les crustacés. Parmi les 29 taxa de rotifères qui étaient connus dans la littérature, 12 ont été retrouvés lors de nos 2 campagnes dans le Niger moyen. Ce sont donc 20 taxa qui sont nouvellement inventorié dans le fleuve grâce à cette étude, soit près des 2/3 des rotifères que nous avons identifiés.

La connaissance des crustacés est, quant à elle, plus étendue puisqu'elle concerne l'amont et l'aval du fleuve Niger. Ainsi, parmi les copépodes, un total de 54 taxa étaient connus dans la littérature (31 en amont, 27 en aval, dont 5 présents dans les deux régions). En comparaison, le Niger moyen apparait bien pauvre en copépodes, tant en abondance qu'en diversité puisque seules 3 espèces ont été identifiées. Les cladocères apparaissent plus diversifiés dans le fleuve avec 73 taxa, selon la littérature. Ainsi 40 taxa étaient recensés en amont et 43 en aval, dont 12 seulement sont communs aux 2 régions. Lors des deux campagnes, 13 taxa de cladocères ont été identifiés, dont 8 étaient déjà recensés et 5 viennent enrichir la liste taxonomique.

Ces résultats vont bénéficier à la communauté scientifique nationale et internationale, par les apports de taxons nouvellement inventoriés et les informations sur la biogéographie d'autres taxons déjà signalés, ici ou ailleurs.

Malgré le rôle important que joue le zooplancton, les communautés zooplanctoniques des eaux douces africaines en général, du Niger en particulier, sont encore insuffisamment connues. Les difficultés majeures que rencontrent les zooplanctonologues sont d'une part d'ordre financier : les chercheurs n'ont pas suffisamment de moyens leurs permettant d'aborder ce compartiment qui n'est ni une ressource alimentaire directe. D'autre part, les voies de communications et les moyens de transports pour accéder à certains sites peuvent constituer des freins pour la prospection et les échantillonnages dans certaines régions. Le contexte sécuritaire peut être particulièrement défavorable, notamment depuis 2011 où les régions du Sahel font face à des

attaques terroristes grandissantes. A cela, il faut ajouter la technicité requise pour la détermination précise et fiable des taxons rencontrés, préalable à toute étude écologique ou appliquée ultérieure. Cette identification est tributaire de la qualité des observations, elle-même en rapport avec les performances du matériel d'observation (microscope photonique en général), mais aussi, de l'expérience et des objectifs des zooplanctonologues, ainsi que de la disponibilité des documents nécessaires à cette identification. En outre, ce travail est particulièrement chronophage.

Cette étude sur l'inventaire taxonomique du zooplancton du fleuve Niger, soulève de questions, en lien avec la taxonomie, l'écologie des espèces, la bio-géochimie mais également leur utilisation comme indicateurs de l'état écologique des plans d'eaux.

Pour répondre à ces questions nous recommandons :

- un suivi régulier de la communauté zooplanctonique dans le fleuve Niger et ses affluents pour une meilleure connaissance de ses organismes, qui jouent un rôle clé dans le réseau trophique pélagique.
- l'acquisition de matériel de prélèvement des échantillons, de mesures des paramètres physico-chimiques, d'observation (microscopes optique performants).
- des études similaires, dans les différents états africains, en particulier les pays membres du bassin du fleuve Niger, permettront de mieux maîtriser non seulement la taxonomie, mais aussi l'écologie et la biogéographie des différents taxons, ce qui serait un apport appréciable pour la Science.
- des collaborations avec des spécialistes de différentes disciplines seraient d'un apport inestimable pour la poursuite des travaux dans ce domaine et l'acquisition des documents spécialisés à Niamey sera nécessaire. Enfin, la participation à des rencontres périodiques internationales de synthèse est importante pour des échanges d'informations entre spécialistes de divers horizons.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Abi Ghanem C. 2008. Spéciation de trois éléments traces, mercure, plomb et cadmium dans les sédiments marins des zones côtières Libanaises. Thèse de doctorat de l'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (Agro Paris Tech), 31 pp.

ABN – Autorité du Bassin du Niger- gestion du bassin au suivie de l'adaptation au changement climatique. 2007. 150 pp.

Agostinho AA, Sidinei MT, Luiz CG. 2004. Threats for Biodiversity in the Floodplain of the Upper Paraná River: Effects of Hydrological Regulation by Dams. *Ecohydrology and Hydrobiology* 14: 255–268.

Ahoulé DG, Lalanne F, Mendret J, Brosillon S, Maiga AH. 2015. Arsenic in African waters: A Review. *Water Air Soil Pollut* 226:302–315.

Aka M, Pagano M, Saint-Jean L, Arfi R, Bouvy M, Cecchi P, Corbin D, Thomas S. 2000 Zooplankton Variability in 49 Shallow Tropical Reservoirs of Ivory Coast (West Africa*). Internat. Rev. Hydrobiol*. 85: 491–504.

Akopian M, Garnier J, Pourriot R. 2002. Cinétique du zooplancton dans un continuum aquatique : de la Marne et son réservoir à l'estuaire de la Seine. *Comptes Rendus Biologies* 325: 807–818.

Alhou B. 2007. Impact des rejets de la ville de Niamey (Niger) sur la qualité des eaux du fleuve Niger. PhD, facultés universitaires Notre-Dame de la Paix, département de biologie. 300 pp.

Alhou B, Micha J-C, Dodo A, Awaiss A. 2009. Etude de la qualité physico-chimique et biologique des eaux du fleuve Niger à Niamey. *Int. J. Biol. Chem. Sci*. 3: 240–254.

Alhou B, Issiaka Y, Awaiss A, Micha JC. 2014. Premier inventaire des macro-invertébrés du fleuve Niger à Niamey comme bioindicateurs de la pollution urbaine et industrielle. *Hydroécol Appl* 18: 139–63.

Alhou B, Goddeeris B. 2011.Contribution à l'identification des larves de Chironomidae du fleuve Niger à Niamey. *International Journal of Biological and Chemical* 4: 2068-2081.

Allan JD. Life History Patterns in Zooplankton. 1976. *The American Naturalist* 110: 165–180.

Almeida V, Êw D, M. Melo-Júnior, Mc. Bittencourt-Oliveira, An. Moura. 2009. Zooplanktonic Community of Six Reservoirs in Northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69: 57–65.

Alonso M. 1996. Crustacea, Branchiopoda. *Fauna Iberica*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Consejo Superior de Investigaciones Cientificas, Madrid.

Amadou H, Laouali M, Manzola A. 2011. Évaluation des rejets d'eaux usées de la ville de Niamey dans le fleuve Niger. *Afrique Science* 07: 43–55.

Anyanwu ED, Ikomi RB, Arimoro FO .2013. Water quality and zooplankton of the Ogba River, Benin City, Nigeria, *African Journal of Aquatic Science*, 38: 193–199.

Anderson SP, Bales RC, Duffy C. 2008. Critical Zone Observatories: Building a network to advance interdisciplinary study of Earth surface processes. *Mineralogical Magazine.* 72: 7–10.

Anderson JH, Pess GR, Kiffney PM, Bennett TR, Faulds PL, Atlas WI, Quinn TP. 2013. Dispersal and tributary immigration by juvenile coho salmon contribute to spatial expansion during colonisation. *Ecology of Freshwater Fish* 22: 30–42.

Aoyagui ASM, Bonecker CC. 2004. Rotifers in different environments of the Upper Paraná River floodplain (Brazil): richness, abundance and the relationship with connectivity. *Hydrobiologia* 522: 281–90.

Arazu VN, Ogbeibu AE. 2017. The composition, abundance and distribution of zooplankton of river Niger at Onitsha stretch, Nigeria. *Animal Research International*. 14: 2629–2643.

Arimoro FO, Oganah AO. 2010. Zooplankton Community Responses in a Perturbed Tropical Stream in the Niger Delta, Nigeria. *The Open Environmental & Biological Monitoring Journal*. 3: 1–11.

Assaker A. 2016. Hydrologie et biogéochimie du bassin versant du fleuve Ibrahim : un observatoire du fonctionnement de la zone critique au Liban. PhD thesis. Université de Toulouse-INP, 255 pp.

Arimoro FO, Andrew OO. 2010. Zooplankton Community Responses in a Perturbed Tropical Stream in the Niger Delta, Nigeria. *The Open Environmental & Biological Monitoring Journal* 3: 1–11.

Arora J, Mehra NK. 2003. Seasonal Dynamics of Rotifers in Relation to Physical and Chemical Conditions of the River Yamuna (Delhi), India. *Hydrobiologia* 491: 101–119.

Avumadi AMD, Gnandi K, Probst JL. 2019. Trace element distribution and enrichment in the stream sediments of the Lake Togo watersheds (South of Togo). *Adv. Ecol. Environ. Res*. 4: 87–114.

Awaiss A. 2003. L'initiative bassin du Niger (IBN) : developpement durable et gestion intégrée d'un grand fleuve. *Cairin.info. Afrique contemporaire:* 179–203.

Badassan TEE, Avumadi AMD, Ouro-Sama K, Gnandi K, Jean-Dupuy S, Probst JL. 20202. Geochemical Composition of the Lomé Lagoon Sediments, Togo: Seasonal and Spatial Variations of Major, Trace and Rare Earth Element Concentrations. *Water* 12: 3026

Banas NS, ConWay-Cranos L, Sutherland DA, MacCready P, Kiffney P, Plummer M. 2015. Patterns of River Influence and Connectivity Among Subbasins of Puget Sound, with Application to Bacterial and Nutrient Loading. *Estuaries and Coasts* 38: 735–753.

Baqué D. 2006. Perturbations anthropiques du réseau hydrographique du bassin de la Garonne, cas des métaux et des nitrates. Thèse de doctorat Université de Toulouse III, 482 pp.

Bayley PB. 1995. Understanding large river-floodplain ecosystems. *BioScience* 45: 153–157.

Basu BK, Kalff J, Pinel-Alloul B. 2000. The Influence of Macrophyte Beds on Plankton Communities and Their Export from Fluvial Lakes in the St Lawrence River. *Freshwater Biology* 45: 373–382.

Basu BK, Pick FR. 1997. Phytoplankton and zooplankton development in a lowland, temperate river. *Journal of Plankton Research* 19: 237–253.

Basu BK, Pick FR. 1996. Factors regulating phytoplankton and zooplankton biomass in temperate rivers. *Limnology and Oceanography* 41: 1572–1577.

Behra P, Probst JL. 2015. Sources et cheminements des polluants. CNRS Editions, Paris, FR, pp. 208-209.

Benda L, Poff NL, Miller D, Dunne T, Reeves G, Pess G, Pollock M. 2004. The network dynamic hypothesis: how channel networks structure riverine habitats. *Bioscience* 54: 413–427.

Benabdelkader A, Talebb A, Probst JL, Belaidi N, Probst A. 2018. Anthropogenic contribution and influencing factors on metal features in fluvial sediments from a semi-arid Mediterranean river basin (Tafna River, Algeria): a multi-indices approach. *Sci. Total Environ*. 626: 899–914.

Berrahou A, Cellot B, Richoux P. 2001. Distribution longitudinale des macroinvertébrés benthiques de la Moulouya et de ses principaux affluents (Maroc). *Ann. Limnol*. 2001: 223 –235.

Boisson F, Romeo R .1996. Mediterranean sealenium in plankton from the northwestern. *Beat. Res*. Vol. 30, No. 11: 2593–2600.

Bowie AR. Van der Merwe P, Quéroué F, Trull T, Fourquez M, Planchon F, Sarthou G, Chever F, Townsend AT, Obernosterer I, Sallée JB, Blain S. 2015. Iron budgets for three distinct biogeochemical sites around the Kerguelen Archipelago (Southern Ocean) during the natural fertilisation study, KEOPS-2. *Biogeosciences,* 12: 4421–4445.

Burger DF, Hogg ID, Green JD. 2002. Distribution and abundance of zooplankton in the Waikato River, New Zealand. *Hydrobiologia* 479: 31–38.

Bērziņš B, Pejler B. 1989. Rotifer occurrence in relation to oxygen content. *Hydrobiologia* 183: 165–172.

Bonecker CC, Costa CLD, Velho LFM, Lansac-Tôha FA. 2005. Diversity and Abundance of the Planktonic Rotifers in Different Environments of the Upper Paraná River Floodplain (Paraná State – Mato Grosso do Sul State, Brazil). *Hydrobiologia* 546: 405–14.

Borges MG, Pedrozo CS. 2009. Zooplankton (Cladocera, Copepoda and Rotifera) richness, diversity and abundance variations in the Jacuí Delta, RS, Brazil, in response to the fluviometric level. *Acta Limnol. Bras* 21: 101–110.

Burger DF, Hogg ID, Green JD. 2002. Distribution and abundance of zooplankton in the Waikato River, New Zealand. *Hydrobiologia* 479: 31–38.

Bowell RJ, Warren A, Minjera HA, Kimaro N. 1995. Environmental impact of former gold mining on the Orangi River, Serengeti NP, Tanzania. *Biogeochemistry* 28: 131– 160.

Cabral Pinto MMC, Dinis PA, Silva MM, Ferreira da Silva EA. 2016. Sediment generation on a volcanic island with arid tropical climate: a perspective based on geochemical maps of top soils and stream sediments from Santiago Island, Cape Verde. *Appl. Geochem*. 75: 114–124.

Cabral Pinto MMS, Silva MMVG, Ferreira da Silva EA, Dinis PA, Rocha F. 2017. Transfer processes of potentially toxic elements (PTE) from rocks to soils and the origin of PTE in soils: a case study on the island of Santiago (Cape Verde). *J. Geochem. Explor*. 183 (Part B) : 140–151.

Camourze JP, Durandé JR, Levêque C. (Ed.), 1983. Lake Chad, Ecology and productivity. W. Junk publishers, 572 pp.

CEDEAO-CSAO/OCDE (2006a). Les bassins fluviaux transfrontaliers. Atlas régional de l'intégration en Afrique de l'Ouest, Série Espaces www.atlasouestafrique.org/spip.

Champalbert G, Pagano M, Sene P, Corbin D. 2007. Relationships between meso- and macro-zooplankton communities andhydrology in the Senegal River Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*: 381–394.

Casanova SMC, Henry R. 2004. Longitudinal distribution of Copepoda populations in the transition zone of Paranapanema river and Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil) and interchange with two lateral lakes. *Brazilian Journal of Biology* 64: 11–26.

Chang KH, Doi, Imai H, Gunji F, Nakano S. 2008. Longitudinal changes in zooplankton distribution belowa reservoir outfall with reference to river planktivory. *Limnology* 9: 125–133.

Chen CW, Kao CM, Chen CF, Dong CD. 2007. Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan; *Chemosphere* 66: 14 –31.

Chester R, Stoner JH. 1973. Pb in particulates from the lower atmosphere of the eastern Atlantic. *Nature* 245: 27–8.

Conway, D. & Mahé, G. (2009). Riverflow modelling in two large river basins: the Parana (subtropical) and the Niger (tropical). *Hydrol. Processes* 22: 3186–3192.

Coryell CG, Chase JW, Winchester JW. 1963. A procedure for geochemical interpretation of terrestrial rare-earth abundance patterns. *J. Geophys. Res*. 68: 559–566.

Czerniawsk R and Domagala J. 2010. Similarities in zooplankton community between River Drawa and its two tributaries (Polish part of River Odra). *Hydrobiologia* 638: 137–149.

Darchambeau F, Isumbisho M, Descy JP. 2012. Zooplankton of Lake Kivu. In : J.-P. Descy et al. (eds.), Lake Kivu: Limnology and biogeochemistry of a tropical great lake, *Aquatic Ecology Series* 5: 107–126.

De Ridder M. 1992. Contribution to the study of African rotifers: rotifers from Mali. *Hydrobiologia* 237: 93–101.

DeMott WR. 1995. Optimal foraging by a suspension-feeding copepod: responses to short term and seasonal variation in food resources. *Oecologia* 103: 230–240.

De Ruyter VS, Admiraal EDW, Breebaart L, Tubbing GMJ, Van Zanten V. 1992. Plankton in the River Rhine: structural and functional changes observed during downstream transport. *J. Plankton Res*. 14: 1351–1368.

De Smet WH. 1996. Rotifera 4: The Proalidae (Monogononta). In: Nogrady T, Dumont HJ (eds.), Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the World 9. SPB Academic, The Hague, The Netherlands.102p.

Descroix L, Bouzou MI, Genthon P, Sighomnou D, Mahé G, Mamadou I, Vandervaero JP, Gautier E, Faran-Maiga O, Rajot JL, Malam-Abdou M, Dessay N, Ingatan A, Noma I, Albergel J, Olivry JC. 2013. Impact of Drought and Land – Use Changes on Surface – Water Quality and Quantity: The Sahelian Paradox. *Hydology, http://dx.doi.org/10.5772/54536.*

Devetter M. 1998. Influence of environmental factors on the rotifer assemblage in an artificial lake. *Hydrobiologia* 387/388: 171–178.

Diop C, Dewaele D, Toure A, Cabral M, Cazier F, Fall M, Ouddane B, Diouf A. 2012 Étude de la contamination par les éléments traces métalliquesdes sédiments cotiers au niveau des points d'évacuation deseaux usées à Dakar (Sénégal). *Revue des Sciences de l'Eau* 25: 277–285.

Djima IT. 2013. Les algues du fleuve du Niger et des milieux humides connexes de l'ouest du Niger. Thèse Unique de Doctorat. Laboratoire de Biologie végétale Garba Mounkaila. Faculté des Sciences/ Université Abdou Moumouni Niamey Niger. 219 pp.

Dumont HJ. 1981. Cladocera and free-living copepod from the Fouta Djalon and adjacent mountain areas in West Africa. *Hyrobiologia* 85: 97–116.

Dumont HJ, Pensaert J, Van de Velde I. 1981. The crustacean zooplankton of Mali (West Africa): Faunal composition, community structure, and biogeography, with a note on the water chemistry of the lakes of the internal delta of the River Niger. *Hydrobiologia*. 80: 161–87.

Dussart B. 1966. Limnologie. L'étude des eaux continentales. Guathier-Villars, Paris, 677 pp.

Dussart BH. 1989. Tropodiaptomus orientalis (Brady, 1886). Description d'un néotype. *Hydrobiologia* 175: 233–236.

Dussart BH, D. Defaye D, Fernando CH. 1984. L'espèce-type du genre *Tropodiaptomus* (Crustacé, Copépode). *Revue Hydrobiol. trop*. 17: 117–127.

Egborge ABM, Onwudinjo CC. 1994. Rotifers of Benin River, Nigeria. *Hydrobiologia* 272: 87–94.

El Hachimi ML, El Hanbali M, Fekhaoui M, Bouabdli A, EL Founti A, Saïdi N. 2005. Impact d'un site minier abandonné sur l'environnement : cas de la mine de Zeïda (Haute Moulouya, Maroc). Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, 27 : 93–100**.**

Etilé RN, Kouassi AM, Aka MN, Pagano M, N'douba V, Kouassi NJ. 2009. Spatio-Temporal Variations of the Zooplankton Abundance and Composition in a West African Tropical Coastal Lagoon (Grand-Lahou, Côte d'Ivoire). *Hydrobiologia* 624: 171–89.

Ezekiel EN, Ogamba EN, Abowei JFN. 2011. The Zooplankton Species Composition and Abundance in Sombreiro River, Niger Delta, Nigeria. *Asian Journal of Agriculture Science*, 3: 200–204.

Ferry L, Muther N, Coulibaly N, Martin D, Mietton M, Cissé Coulubaly Y, Olivry JC, Paturel JE, Barry MA, Yena M. 2012. Le fleuve Niger de la forêt tropicale guinéenne au désert saharien. Les grands traits des régimes hydrologiques. IRD, Unesco, 50 pp.

Favreau G. 2000. Caractérisation et modélisation d'une nappe phréatique en hausse au sahel : dynamique et géochimie de la dépression piézométrique naturelle du kori de Dantiandou (sud-ouest du Niger). Thèse de doctorat, Université de Paris XI 239 pp.

Friedrich, G. & D. Muller, 1984. Rhine. In Whitton, B. A. (ed.), *Ecology of European Rivers*. Blackwell, Oxford: 265–315.

Gaiero DM, Depetris PJ, Probst JL, Bidart SM, Leleyter L. 2004. The signature of river- and wind-borne materials exported from Patagonia to the southern latitudes: a view from REEs and implications for paleoclimatic interpretations. *Earth Planet Sci. Lett*. 219: 357–376.

Garba M. 1984. Contribution à l'étude de la flore et de la végétation des milieux aquatiques et des sols hydromorphes de l'ouest de la république du Niger, de la longitude de Dogondoutchi au Fleuve Niger. Thèse de 3ème cycle, Université de Bordeaux III-Université de Niamey, 282 pp.

Gaillardet J, Dupre B, Louvat P, Allegre CJ. 1999. Global silicate weathering of slicates estimated from large river geochemistry. *Chemical Geology*, 159: 3–30.

Goldstein DG, Jacobsen SB. 1988. Rare earth elements in river waters. *Earth Planet. Sci. Lett*. 89: 35–47.

Gomez AA, Valenzuella JLG, Aguayo SS, Meza DF, Ramirez JH, Ochoa GO. 2007. Chemical partitioning of sediment contamination by heavy metals in the San pedro River, Sonora, Mexico. *Chem. Speciat. Bioavail*. 19: 25–35

Grousset FE, Quetel CR, Thomas B, Donard OFX, Lambert CE, Guillard F, 1995. Anthropogenic vs. lithologic origins of trace elements (As, Cd, Pb, Rb, Sb, Sc, Sn, Zn) in water column particles: northwestern Mediterranean Sea. *Mar Chem*. 48: 291–310.

Gromet LP, Silver LT. 1983. Rare earth element distributions among minerals in a granodiorite and their petrogenetic implications. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 47: 925–939

Gaiero DM, Probst JL, Depetris PJ, Bidart SM, Leyleyter L. 2003. Iron and other transition metals in Patagonian riverborne and windborne materials: Geochemical control and transport to the southern South Atlantic Ocean. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 67, No. 19: 3603–3623.

Gasparini S, Castel J, Irigoien X. 1999. Impact of suspended particulate matter on egg production of the estuarine copepod, *Eurytemora affinis*. *Journal of Marine Systems* 22: 95–205.

Garcia APP, Lansac-Toha FA, Bonecker CC. 1998. Species composition and abundance of rotifers in different environments of the floodplain of the upper parana river Brazil. *Revista Brasilian Zoology* 15: 327–343.

Greigert J. 1966. Description des formations crétacées et tertiaires du bassin des Iullemmeden (Afrique occidentale). Direction des Mines et de la Géologie de la Rép. du Niger, (2éme Éd. du BRGM), 236 pp.

Grosholz E, Gallo E. 2006. The influence of flood cycle and fish predation on invertebrate productionon on a restored California floodplain. *Hydrobiologia.* 568: 91–109.

Guero A. 2003. Étude des relations hydrauliques entre les différentes nappes du complexe sédimentaire de la bordure Sud-Ouest du bassin des Iullemmeden (Niger) : approches géochimique et hydrodynamique. Thèse de doctorat, Université Paris-Sud 11- Orsay, 265 pp.

Haris P, Wiebe P, Lenz J, Skjolda HR, Huntley M. 2000. ICES zooplankton methodology manuel. *Academic press,* San Diego. 684 pp.

Haskin LA, Wildeman TR, Haskin MA. 1968. An accurate procedure for the determination of the rare earths by neutron activation *Journal of Radioanalytical chemistry* 1: 337–348.

Hernandez L, Probst A, Probst JL, Ulrich E. 2003. Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. *Sci. Total Environ*. 312: 195–219.

Hissler C, Probst JL. 2006. Impact of mercury atmospheric deposition on soils and streamsin a mountainous catchment (Vosges, France) polluted by chlor-alkali industrial activity: the important trapping role of the organic matter. *Sci. Total Environ*. 361: 1–3.

Holst H, Zimmermann-Timm H, Kausch H, Koste W. 1998. Temporal and Spatial dynamics of plank-ton rotifers in the Elbe Estuary during spring. *Estuarine Coastal Shelf Sci*. 47: 261–273.

Holst H, Zimmermann-Timm H, Kauschk H. 2002. Longitudinal and Transverse Distribution of Plankton Rotifers in the Potamal of the River Elbe (Germany) during Late Summer. *Internat. Rev. Hydrobiol* 87: 267–280.

Hynes HBN. 1970. The Ecology of Running Waters. Toronto: *University of Toronto Press*.

Ikhuoriah SO, Oronsaye CG, Adebanjo IA. 2015. Zooplankton communities of the river ossiomo, ologbo, Niger delta, Nigeria. *Animal Research International* 12: 2249–2259.

Illyová M, Némethová D. 2005. Long-term changes in clado-ceran assemblages in the Danube floodplain area (Slovak-Hungarian stretch). *Limnologica* 35: 274–282.

Illies J, Botosaneanu L. 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitt. int. Verein. Limnol*. 12: 1–57.

Irvine K, Waya R.1999. Spatial and temporal patterns of zooplankton standing biomass and production in Lake Malawi. *Hydrobiologia* 407: 191–205.

Isumbisho M, Sarmento H, Kaningini B, Micha JC, Descy JP. 2006. Zooplankton of Lake Kivu, East Africa, half a century after the Tanganyika sardine introduction. *Journal of Plankton Research* 11: 971–989.

Imoobe TO. 2011. Diversity and Seasonal Variation of Zooplankton in Okhuo River, a Tropical Forest River in Edo State, Nigeria *Centrepoint Journal* 17: 37–51.

INS (*Institut National de la statistique)*, recensement générale de la population du Niger. 2018. 250 pp.

Jack JD, Thorp JH. 2002. Impacts of fish predation on an Ohio River Zooplankton community. *Journal of plankton Research* 2: 119–127.

Jeje CY, Fernando CH. 1992. Zooplankton Associations in the Middle Niger-Sokoto Basin (Nigeria: West Africa). *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie* 77: 237–53.

Jeppesen E, Noges P, Davidson TA. et al. (12 auteurs). 2011. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia*, 676: 279–297.

Jonnalagadda SB, Nenzou G. 1996. Studies on arsenic rich mine dumps: III. Effect on the river water. Journal of Environmental Science & Health Part A 31: 2547–2555.

Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences* 106: 110–127.

Kim H, Joo G. 2000. The longitudinal distribution and community dynamics of zooplankton in a regulated large river: a case study of the Nakdong river (Korea). *Hydrobiologia* 438: 171–184.

Kerkhoff. 2010. Measuring biodiversity of ecological communities. *Ecology Lab-Biology*. 229p.

Kiffney PM, Greene CM, Hall JE, Davies JR. 2006. Tributary streams create spatial discontinuities in habitat, biological productivity, and diversity in mainstream rivers. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences* 63: 2518–2530.

Kobaysashi T, Shiel RJ, Gibbs P, Dixon PI. 1998. Freshwater zooplankton in the Hawkesbury – Nepean River: comparison of community structure with other rivers. *Hydrobiologia*, 377: 133–145.

Kraay GW, Zapata M, Vcldhuis MJW. 1992. Separation of chlorophyll c 1· Q, anù CJ of marine phytoplankton by reversed-phase-C 18-high-performance liquid ehromatography. Journal of *Phycology*. 28: 708–712.

Kralj D, Romic D, Romic M, Cukrov N, Mlakar, Kontrec J, Barisic D, Sirac S. 2016. Geochemistry of stream sediments within the reclaimed coastal floodplain as indicator of anthropogenic impact (River Neretva, Croatia). *Journal Soils Sediments* 16: 1150–1167.

Koste W and Voigt M. 1978. Die Radertiere Mitteleuropas. *In Rotatoria*, Vol. 2. *Gebru ¨der* Borntraaeger: Berlin.

Kuczyńska-Kippen N, Basińska A. 2014. Habitat as the most important influencing factor for the rotifer community structure at landscape level. *International Review of Hydrobiology* 99: 1–7.

Kuczyn ´ska-Kippen N, Nagengast B. 2006. The influence of the spatial structure of hydromacrophytes and differentiating habitat on the structure of rotifer and cladoceran communities. *Hydrobiologia* 559: 203–21.

Lair N, Reyes-Marchant P, Jacquet V. 1998. Développement du phytoplankton, des Ciliés et des Rotifères sur deux sites de la Loire moyenne (France), en période d'étiage. *Annls Limnol*. 34: 34–48.

Lair N. 2006. A review of regulation mechanisms of metazoan plankton in riverine ecosystems: aquatic habitat versus biota *River Research and Applications* 22: 567–93.

Lair N, Reyes-Marchant P. 1997. The potamoplankton of the Middle Loire and the role of the´moving littoral ´ in downstream transfer of algae and rotifers. *Hydrobiologia* 356: 33–52.

Lansac-Tôha FA, Bonecker CC, Velho LFM, Simões NR, Dias JD, Alves GM, Takahashi EM. 2009. Biodiversity of zooplankton communities in the upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term Studies. *Brazilian Journal of Biology* 69: 539–49.

Lenz R, Malkina-Pykh IG, Pykh Y. 2000. Introduction and Overreview. *Ecological Modelling* 130: 1–11.

Leleyter L, Probst JL, Depretris P, Haida S, Mortatti J, Rouault R, Samuel J. 1999. REE Distribution Pattern in River Sediments: Partitioning into Residual and Labile Fractions, *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences*, Paris, 329: 45–52.

Laveuf C, Cornu S. 2009. A review on the potentiality of Rare Earth Elements to trace pedogenetic processes. *Geoderma* 154: 1–12.

Laveuf C, Cornu S, Juillot F. 2008. Rare earth elements as tracers of pedogenetic processes. C. R. *Geoscience* 340: 523–532.

Le Coz M, Chambord S, Meire P, Maris T, Azemar F, Ovaert J, Buffan-Dubau E, Kromkamp JC, Sossou AC, Prygiel J, Spronk G, Lamothe S, Ouddane B, Rabodonirina S, Net S, Dumoulin D, Peene J, Souissi S, Tackx M. 2017. Test of some ecological concepts on the longitudinal distribution of zooplankton along a lowland water course. *Hydrobiologia* 802: 175–198.

L'Hôte Y, Mahé G. 1996. Afrique de l'Ouest et centrale, précipitations moyennes annuelles (période 1951–1989).

Lienou G, Mahé G, Dieulin C, Paturel JE, Bamba F, Sighomnou D, Dessouassi R. 2010. The River Niger water availability: facing future needs and climate change. In: Global Change: Facing Risks and Threats to Water Resources. Ed.: E. Servat, S. Demuth, A. Dezetter & T. Daniell. IAHS Publ. 340. IAHS Press, Wallingford, UK.: 637–645.

Lobus NV, Arashkevich EG, Flerova EA. 2019. Major, trace, and rare -earth elements in the zooplankton of the Lapev Sea in relation to community composition. *Environmental Science and Pollution Research* 26: 23044–23060.

Lucena LCA, Melo TX, Medeiros ESF. 2015. Zooplankton community of Parnaíba River, Northeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 27: 118–129.

McCartney M. 2009. «Living with dams: managing the environmental impacts». *Water Policy*, 11: 121–139.

MacMillan GA, Clayden MG, Chételat J, Richardson MC, Ponton DE, Perron T, Amyot M. 2019. Environmental Drivers of Rare Earth Element Bioaccumulation in Freshwater Zooplankton. *Environ. Sci. Technol.,* 53: 1650−1660.

McLennan SM. 1994. Rare earth element geochemistry and the « tetrad » effect. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 58: 2025–2033.

McLennan SM. 1989. Rae earth elements in sedimentary rocks: influence of provenance and sedimentary process. In: Geochemistry and Mineralogy of rare earth elements. Lipin B.R. and McKay G.A. eds., Washington, United States, *Reviews in mineralogy* 21: 168–200.

Mgupula GW, Waya RK, Ezekiel CN. 2010. Spatial and temporal patterns in abundance and distribution of zooplankton in Tanzanian waters of Lake Victoria. *Aquatic Ecosystem and Health Management*, 13: 451–457.

Mahé G, Bamba F., Soumaguel A, Orange D. & Olivry, J. C. 2009. Water losses in the Niger River inner delta: water balance and flooded surfaces. *Hydrol. Processes* 23: 3157–3160.

Mahé G, Lienou G, Bamba F, Paturel JE, Adeaga O, Descroix L, Mariko A, Olivry JC, Sangare S, Ogilvie A, Clanet JC. 2011. Le fleuve Niger et le changement climatique au cours des 100 dernières années. *Hydro-climatology*: Variability and Change (Proceedings of symposium J-H02 held during IUGG2011 in Melbourne, Australia, July 2011) (IAHS Publ. 344).

Masuda A. 1962. Regularities in variations of relative abundance of lanthanide elements and an attempt to analyse separation-index patterns of some minerals. *J. Earth Sci. Nagoya Univ*. 10: 173–187.

Matveeva LK. 1989. Interrelations of rotifers with predatory and herbivorous Cladocera: a review of Russian works. *Hydrobiologia* 186/187: 69–73.

Matsumura-Tundisi T, Rietzler AC, 1990. Espindola, ELG. 1990. Predation on *Ceriodaphnia cornuta* and *Brachionus calyciflorus* by two Mesocyclops species coexisting in Barra Bonita reservoir (SP, Brazil). *Hydrobiologia* 198**:** 41–151.

Matsumura-Tundisi T, Silva WM. 2002. Occurrence of Mesocyclops ogunnus Onabamiro, 1957 (Copepoda Cyclopoida) in water bodies of São Paulo State, identified as *Mesocyclops kieferi* Van de Velde, 1984. *Brazilian Journal of. Biological.* 62: 615–620.

Meybeck M. 1986. Composition chimique des ruisseaux non pollués de France. *Sci. Geol. Bull*, 39: 3–77.

Meybeck M, Helmer R. 1989. The quality of rivers: from pristine stage to global pollution. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology. *Global and Planetary Change Section* 75: 283–309

Meyer JL, Wallace JB. 2001. Lost linkages and lotic ecology: Rediscovering small streams. In: Ecology: Achievement and Challenge, ed. M.C. Press, N. Huntly & S. Levin; Oxford, UK: Blackwell Science: 295–317.

Minshall GW, Petersen RC, Cummins KW, Bott TL, Cushing CE, Vannote RL. 1983. Interbiome comparisons of stream ecosystem dynamics. *Ecol. Monogr.* 53: 1–25.

Minshall GM, Cummins KW, Petersen RC, Cushing CE, Bruns DA, Sedell JR, Vannote RL. 1985. Developments in stream ecosystem theory. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*. 42: 1045–1055

Mikschi E. 1989. Rotifer distribution in relation to temperature and oxygen content. *Hydrobioiogia* 186/187: 209–214.

Moss B, Stephen D, Alvarez C. et al. (52auteurs). 2003. The determination of ecological status in shallow lakes- a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. Aquatic conservation: *marine and fresh water ecosystems*, 13: 507–549.

Moore F, Forghani G, Qishlaqi A. 2009. Assessment of heavy metal contamination in water and surface sediments of the Maharlu saline lake, SW Iran. *Iranian Journal of Science & Technologie, trans. A*, 33: 43–55.

Mortatti J and Probst JL. 2010. Characteristics of heavy metals and their evaluation in suspended sediments from Piracicaba river basin (São Paulo, Brazil). *Revista Brasileira de Geociências* 40: 375–379.

Mulligan M, Saenz Cruz LL, Pena-Arancibia J, Pandey B, Mahe G. Fisher M. 2011. Water availability and use across the Challenge Program on Water and Food (CPWF) basins. *Water Int.* 36: 17–41.

Müller G. 1969. Index of Geo-Accumulation in Sediments of the Rhine River. *Geo-journal* 2 : 108–118.

Niasse M. 2004. Prévenir les conflits et promouvoir la coopération dans la gestion des fleuves transfrontaliers en Afrique de l'ouest. Revue électronique en sciences de l'environnement *Vertigo*. https://journals.openedition.org/vertigo/3979. Consulté le 21/11/2017.

N'da AS, Berté S, N'zi KG, Bamba M, Kouamélan EP, N'douba V. 2013. Caracteriazation of the ichtyofauna of Bagoé River: Tributary in Niger River (Northern of Côte D'Ivoire). *European Journal of Scientific Research* 106: 22–33.

N’da AS, Etilé RN, N’zi KG, Berté S, N’douba V. 2015. Composition and Distribution of Zooplankton Relationship to Environmental Factor in a Tropical River: (Bagoe, Côte d’Ivoire). *International Research Journal of Biological Sciences* 11: 1–11.

N’guessan YM. 2008. Dynamique des Éléments Traces Dans les Eaux de Surfaces des Bassins Versant Agricoles de Gascogne. Ph.D. Thesis, Université Paul Sabatier—Toulouse III, Toulouse, France. 213p.

N'Guessan YM, Probst JL, Bur T, Probst A. 2009. Trace elements in stream bed sediments from agricultural catchments (Gascogne region, S-W France): where do they come from? *Sci. Total Environ*. 407: 2939–2952.

Ndjouondo GP, and Dibong SD. 2014. Inventaire floristique et écologie des algues des rivières Kambo et Longmayagui de la zone humide de Douala (Cameroun). *Int. J. Biol. Chem. Sci*. 8: 2560–2577.

Nogrady T, Pourriot R, Segers H.1995. Rotifera: Notommatidae and Scaridiidae. *In: H. J. Dumont & T. Nogrady (eds.), Guides to the identification of themicroinvertebrates of the continental waters of the world*. vol. 3, SPB Academic. Publ., Amsterdam, 248 pp.

Ogilvie A, Mahé G, Ward S, Lemoalle J, Morand P, Barbier B, Diop T, Caron A, Namarra, K, Lukasiewicz A, Paturel JE, Liénou G. Clanet JC. (2010) Water, agriculture and poverty in the Niger River basin. *Water Int*. 35: 594–622.

Okogwu OI. 2009. Seasonal variations of species composition and abundance of zooplankton in Ehoma Lake, a floodplain lake in Nigeria. *Rev. Int. J. Trop. Biol*.: 171–182.

Olivry, JC, Bricquet JP, Mahe G. .1993. Vers un appauvrissement durable des ressources en eau de l'Afrique humide ? In: Hydrology of warm humid regions (Proceeding of Yokohama Symposium, July 1993), IAHS Publ. No. 216: 67–78.

Olivry JC. 2002. Synthèse des connaissances hydrologiques et potentiel en ressources en eau du fleuve Niger. *Autorité du Bassin du Niger* / *Banque Mondiale*.

Ortega-Cisneros K, Scharler UM, Withfiled AK. 2016. Carbon and nitrogen dynamics in three small South African estuaries, with particular emphasis on the influence of seasons, river flow and mouth state. *Marine Ecology Progress Series*, 557: 17–30.

Ovie SI, Adeniji HA. 1994. Zooplankton and envi-ronmental characteristics of Shiroro Lake at the extremes of its hydrological cycle. *Hydrobiologia* 286: 175–182.

Pace ML. 1986. An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. *Limnology and Oceanography* 31: 45–55.

Pace ML, Findlay SEG, Lints D. 1992. Zooplankton in advective environments: The Hudson River community and a comparative analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 1060–1069.

Pagano M, Champalbert G, Aka M, Kouassi E, Arfi R, Got P, Troussellier M, N’Dour EH, Corbin D, Bouvy M. 2006. Herbivorous and microbial grazing pathways of metazooplankton in the Senegal River Estuary (West Africa). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67: 369–381

Pagano M, Arfi R, Defaye D. 2010. Zooplankton communities of the Sélingué reservoir (Mali, West Africa). The role of environnemental factors. *Studies freshwater copepod*. 383–401.

Pekey H. 2006. The distribution and sources of heavy metals in Izmit Bay surface sediments affected by a polluted stream. *Mar. Pollut. Bull*. 52: 1197–208.

Perbiche-Neves G, Serafim-Junior S, Portinho JL, Shimabukuro EM, Ghidini AR. Britto L. 2012. Effect of atypical rainfall on lotic zooplankton: comparing downstream of a reservoir and tributaries with free stretches. *Tropical Ecology* 53: 149–162.

Picapedra PHS, Fernandes C, Lansac-Tôha FA. 2016. Zooplankton Community in the Upper Parnaíba River (Northeastern Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 77: 402–12.

Picapedra PHS, Fernandes C, Lansac-Tôha FA. 2017. Zooplankton in the Upper Parnaíba River (Northeastern Brazil). *Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia* 77: 402–412.

Picapedra PHS, Fernandes C, Baumgartner G, Lansac-Tôha FA. 2018. Effect of Slackwater Areas on the Establishment of Plankton Communities (Testate Amoebae and Rotifers) in a Large River in the Semi-Arid Region (Northeastern Brazil). *Limnetica*, 37: 19–31.

Picapedra, PHS, Fernandes C, Baumgartner G. 2019. Structure and Ecological Aspects of Zooplankton (Testate Amoebae, Rotifera, Cladocera and Copepoda) in Highland Streams in Southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*. https://doi.org/10.1590/S2179-975X2917

Pontin RM. 1978. A Key to freshwater planktonic and semi-planktonic Rotifera of the British Isles. *Freshwater Biological Association* 38: 0367–1887.

Postel S. 2001. Growing more food with less water. *Scientific American* 284: 34–37.

Reynolds CS. Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. In: O. KINNE, ed. 1997. Excellence in Ecology. Oldendorf: *Ecology Institute*. 371p.

Probst JL, Messaïtfa A, Krempp G, Behra P. 1999. Fluvial transports of mercury pollution in the Ill river basin (Northeastern France): partitioning into aqueous phases, suspended matter and bottom sediments. In: Ebinghaus, R. (Ed.), Environmental Science. Mercury Contaminated Site. Springer-Verlang, Berlin Heidelberg : 501–520.

Pourriot R. 1977. Food and feeding habits of the Rotifera. *Archiv fur Hydrobiologie Beihefte Ergebnisse der Limnologie* 8: 243–260.

Pourriot R, Rougier C, Miquelis A. 1997. Origin and development of river zooplankton: example of the Marne. *Hydrobiologia* 345: 143–148.

Rayner NA. 1994. *Tropodiaptomus zambeziensis*, *T. bhangazii* and *T. capriviensis*, three new species of *Tropodiaptomus* (Copepods, Calanoida) from southern Africa. *Hydrobiologia* 292: 97–104.

Rango T, Bianchini G, Beccaluva L, Tassinari R. 2010. Geochemistry and water quality assessment of central Main Ethiopian Rift natural waters with emphasis on source and occurrence of fluoride and arsenic. *Journal of African Earth Sciences*, 57: 479–491.

Rezaie-Boroon MH, Gnandi K, Folly KM. 2011. Presence and distribution of toxic trace elements in water and sediments of the southern Togo rivers watershed, West Africa. *Fresenius Environmental Bulletin* 20: 1853–1865.

Rietzler AC, Espíndola ELG. 1998. *Microcystis* as a food source for copepods in a subtropical eutrophic reservoir, *SIL Proceedings*, 26: 2001–2005.

Robinson AH. Robinson PK. 1971. Seasonal distribution zooplankton in the northern basin of Lake Chad. *Journal of zoology,* 163- Consulté sur Wiley on line library.

Rice SP, Greenwood MT, Joyce CB. 2001. Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organisation of macroinvertebrate fauna along river systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 824–840.

Rice SP, Church M. 2001. Longitudinal profiles in simple alluvial systems. *Water Resour. Res*. 37: 417–426.

Richardson WB. 1992. Microcrustacea in flowing water: experimen-tal analysis of washout times and a field test. *Freshw Biol* 28: 217–230.

Rzoska J. 1978. On the nature of rivers with case stories of Nile, Zaire and Amazon. Junk, The Hague.

Romare P, Schindler DE, Scheuerell MD, Scheuerell JM, Litt AH and Shepherd JH. 2005. Variation in spatial and temporal gradients in zooplankton spring development: the effect of climatic factors. *Freshwater Biology* 50: 1007–1021.

Rossaro B. 1988. Mid-Po River zooplankton: a seven-year study. *Hydrobiologia* 1669: 97–105.

Rzoska J. 1978. On the nature of rivers with case stories of Nile, Zaire and Amazon. Junk, The Hague. 67p.

Sa-ardrit P, Beamishv FW. 2005. Cladocera diversity, abundance and habitat in a Western Thailand Stream. *Aquatic Ecology* 39: 353–365.

Sarma SSS, Elias-Gutierrez MM. 1998: Rotifer diversity in a central Mexican pond. – *Hydrobiol*. 387/388: 47–54.

Saunders JF, Lewis WM. 1988a. Zooplankton Abundance and Transport in a Tropical White flow River. *Hydrobiologia* 162: 147–55.

Schiemer F, Hein T. 2008. The Ecological Significance of Hydraulic Retention Zones. In *Hydroecology and Ecohydrology* 21: 405–420.

Segers H. 2003. A Biogeographical Analysis of Rotifers of the Genus Trichocerca Lamarck, 1801 (Trichocercidae, Monogononta, Rotifera), with Notes on Taxonomy *Hydrobiologia* 500: 103–114.

Segers H. 2007. Annotated checklist of the rotifers (Phylum Rotifera), with notes on nomenclature, taxonomy and distribution. *Zootaxa*, 1564, 104 pp.

Segers H, Dumont HJ. 1995. 102+rotifer species (Rotifera: Monogonota) in Broa reservoir (SP., Brazil) on 26 August 1994, with description of three new species. *Hydrobiologia* 316: 183–197.

Serfor-Armah Y, Nyarko BJB, Dampare SB, Adomako D. 2006. Levels of arsenic and antimony in water and sediment from Prestea, a gold mining town in Ghana and its environs. *Water, Air & Soil Pollution*, 175: 181–192.

Sahin V, Hall MJ. 1996. The effects of afforestation and deforestation on water yields. *Journal of Hydrology* 178: 293–309.

Salomons W, Förstner U. 1980. Trace metal analysis on polluted sediments. I: assessment of Sources and Intensities. *Environ. Technol. Lett*. 1: 494–505.

Salvarredy-Aranguren MM, Probst A, Roulet M, Isaure MP. 2008. Contamination of surface waters by mining wastes in the Milluni Valley (Cordillera Real, Bolivia): mineralogical and hydrological influences. *Applied Geochemistry*, 23: 1299–1324.

Singh M, German Müller G, Singh IB. 2002. Heavy metals in freshly deposited stream sediments of rivers associated with urbanisation of the Ganga plain, India. *Water Air Soil Pollut*. 141: 35–54.

Sholkovitz ER. 1992. Chemical evolution of rare earth elements: Fractionation between colloidal and solution phases of filtered river water, *Earth and Planetary Science Letters*. 114: 77–84.

Sharma BK. 2009. Diversity of Rotifers (Rotifera, Eurotatoria) of Loktak Lake, Manipur, North-Eastern India *Tropical Ecology* 50: 277–285.

Sharma BK. 2005. Rotifer Communities of Floodplain Lakes of the Brahmaputra Basin of Lower Assam (N.E. India): Biodiversity, Distribution and Ecology. *Hydrobiologia* 533: 209–221.

Shiel RJ, Walker KF, Williams WD. 1982. Plankton of the Lower River Murray, South Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 33: 301–327.

Shiel RJ, Koste W. 1992. Rotifera from Australian inland waters VIII. Trichocercidae (Monogononta). *Trans. R. Soc. S. Aust*. 116: 1–27.

Sieburth JM, Smetacek V, Lenz J, 1978. Pelagic ecosystem structure: Heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnology and Oceanography* 23: 1256–1263.

Sow MA, Payre-Suc V, Julien F, Camara M, Baque D, Probst A, Sidibe, Probst JL. 2018. Geochemical composition of fluvial sediments in the Milo River basin (Guinea): is there any impact of artisanal mining and of a big African city, Kankan, *Journal of African earth Sciences* 145:1 02–114.

Sládeček V.1983. Rotifers as Indicators of water Quality. *Hydrobiologia* 100: 169–201.

Souley Adamou H, Alhou B, Tackx M, Azémar F. 2021. Rotifers in the Niger River, Niger: diversity and abundance in relation to environmental parameters. (Article publié dans *African Journal ofAquaticScience*. doi.org/10.2989/16085914.2021.1892577.

Špoljar, M., Primc-Habdija, B. & Habija, I., 2007. The influence of the Lotic and Lentic Stretches on the Zooseston Flux through the Plitvice Lakes (Croatia). *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology* 43: 29–40.

Špoljar M, Dražina T, Habdija I, Matija Meseljević M, Grčić Z. 2011. Contrasting Zooplankton Assemblages in Two Oxbow Lakes with Low Transparencies and Narrow Emergent Macrophyte Belts (Krapina River, Croatia). *International Review of Hydrobiology* 96: 175–90.

Sulehria AQK, Mushtaq R, Ejaz M. 2012. Abundance and composition of rotifers in a pond near balloki headworks, *J. Anim. Plant Sci* 22: 1065–1069.

Stille P, Pierret MC, Steinmann M, Chabaux F, Boutin R, Aubert D, Pourcelot L, Morvan G. 2009. Impact of atmospheric deposition, biogeochemical cycling and water-mineral interaction on REE fractionation in acidic surface soils and soil water (the Strengbach case). *Chemical Geology* 264: 173–186.

Sutherland RA. 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environ Geol*. 39: 330–341.

Suthers IM. Rissik D. (Ed) 2010. Plankton: a guide to their ecology and monitoring for water quality. CSIRO publishing, Collingwood, *Australia*. 256 p.

Viroux L. 1999. Zooplankton distribution in flowing waters and its implications for sampling: case studies in the River Meuse (Belgium) and the River Moselle (France, Luxembourg). *Journal of Plankton Research*, 21: 1231–1248.

Tackx MLM, Herman PJM, Gasparini S, Irigoien X, Billiones R, Daro MH. 2003. Selective feeding of *Eurytemora affinis* (Copepoda, calanoida) in temperate estuaries: model and field observations. *Estuarine and Coastal Shelf Science*, 56: 305–311.

Tackx MLM, De Pauw N, Van Mieghem R, Azémar F, Hannouti A, Van Damme S, Fiers F, Daro N, Meire P. 2004. Zooplankton in the Schelde Estuary, Belgium and The Netherlands. Spatial and Temporal Patterns. *Journal of Plankton Research* 26: 133–41.

Tam NFY, Yao MWY. 1998. Normalization and heavy metal contamination in mangrove sediments. *Science of the Total Environment* 216: 33–39.

Tankari Dan-Badjo A, Guéro Y, Dan Lamso N, Tidjani AD, Ambouta KJM, Feidt C, Sterckeman T, Echevarria G. 2013. Evaluation de la contamination des sols par les élements traces métalliques dans les zones urbaines et péri-urbaines de la ville de Niamey (Niger). *Revue des Bioressources* 2: 82–95.

Tankari Dan-Badjo A, Tidjani D, Idder T, Guero Y, Dan Lamso N, Matsallabi A, Echevarria G. 2014. Diagnostic de la contamination des eaux par les éléments tracesmétalliques dans la zone aurifère de Komabangou – Tillabéri, Niger. *International Journalof Biological and Chemical Sciences* 8 : 2849–2857.

Taylor SR, Mc Lennan SM. 1995. The geochical evolution of the continental crust, *Rev. Geophys*. 33: 241–265.

Taylor SR, Mc Lennan SM. 1985. The continental crust: its composition and evolution. Blackwell Scientific publications, Oxford, 312 pp.

Ter Braak CJF. 1994. Canonical community ordination. Part I: Basic theory and linear methods. *Écoscience* 1: 127–140.

Ter Braak CJF, Jongman RH, van Tongeren OFR. 1987. Data analysis in community and landscape ecology.

Thorp JH, Black AR, Haag KH, Wehr JD. 1994. Zooplankton Assemblages in the Ohio River: Seasonal, Tributary, and Navigation Dam Effects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 1634–43.

Thorp JH, Delong MD. 1994. The Riverine Productivity Model: A heuristic view of Carbon sources and organic processing in large river ecosystems. *Oikos* 70: 305–308.

Thorp JH, Casper AF. 2003. Importance of biotic interactions in large Rivers: an experiment with planktivorous fish, dreissenid mussels and zooplankton in the St Lawrence River. *Res. Applic*. 19: 265–279.

Thorp JH, Sara Mantovani S. 2005. Zooplankton of Turbid and Hydrologically Dynamic Prairie Rivers. *Freshwater Biology* 50: 1474–91.

Thorp JH, Thoms MC, Delong MD. 2006. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Applications* 22: 123–147.

UICN, 2011. Evolution du secteur minier en Afrique de l'ouest. Quel impact sur la section de la conservation ? 83p.

Valette-Silver N. 1993. The use of sediment cores to reconstruct historical trends in contamination of estuarine and coastal sediments. *Estuaries* 16: 577–588.

Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.

Van Zanten B, Van Dijk. 1994. Seasonal development of zooplankton in the lower river Rhine during the period 1987– 1991. *Wat. Sci. Technol*. 29: 49–51.

Van de Velde I. 1982. Revisie van het genus Mesocyclops Sars, 1914 (Crustacea: Copepoda) in Afrika met een bijdrage tot de kennis van Cladocera en Copepoda van de Sahara en randgebieden. Ph. D. Thesis, St. Univ. Ghent, Belg., 361 pp.

Van de Velde I. 1984. Revision of the African species of the genus Mesocyclops Sars, 1914 (Copepoda: Cyclopidae). *Hydrobiologia, The Hague* 109: 3–66.

Verheye HM, Dumont HJ. 1984. The calanoid copepods of the Nile system. *Hydrobiologia* 110: 191–212.

Vrel A. 2012. Reconstitution de l'histoire des apports en radionucléides et contaminants métalliques à l'estuaire fluvial de la Seine par l'analyse de leur enregistrement sédimentaire. These de l'Universié de CAEN Basse-Normandie, 178 pp.

Viroux L. 1997. Zooplankton Development in Two Large Lowland Rivers, the Moselle (France) and the Meuse (Belgium), *Journal of Plankton Research* 19: 1743–62.

Viroux L. 1999. Zooplankton Distribution in Flowing Waters and Its Implications for Sampling: Case Studies in the River Meuse (Belgium) and the River Moselle (France, Luxembourg). *Journal of Plankton Research* 21 1231–48.

Viroux, L. 2002. Seasonal and longitudinal aspects of microcrustacean (Cladocera: Copepoda) dynamics in lowland river. *Journal of Plankton Research* 24: 281–292.

Wahl DH, Goodrich J, Nannini MA, Dettmers JM, Soluk DA. 2008. Exploring Riverine Zooplankton in Three Habitats of the Illinois River Ecosystem: Where Do They Come From. *Limnology and Oceanography* 53: 2583–2593.

Walz N. 1997. Rotifer life history strategies and evolution in freshwater plankton communities. *Evolutionary Ecology of Freshwater Animals*. 119–149.

Walz N and Welker M. 1998. Plankton Development in a Rapidly Flushed Lake in the River Spree System (Neuendorfer See, Northeast Germany). *Journal of Plankton Research* 20: 2071–2087.

Walks DJ, Cyr M. 2004. Movement of plankton through lake–stream systems. *Freshwater Biology* 49: 745–759.

Ward JV, Stanford JA. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In Dynamics of lotic ecosystems. Edited by T.D. Fontaine and S.M. Bartell. Ann Arbor Science Publishers Inc., *Ann Arbor, Mich*.: 29–42.

Ward JV, Stanford JA. 1995. The serial discontinuity concept: Extending the model to floodplain rivers. Regulated Rivers: *Research & Management* 10: 159–168.

Ward JV. 1989. The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems. Journal of the North American Benthological Society 8: 2–8.

Welcomme RL. The Nile River system. In: Davies R. & Walker K.F. (Ed). The ecology of river systems: 9-25. Springer Science + Business Media. 793 pp.

Williamson CE, Dodds W, Kratz TK. Palmer MA. 2008. Lakes and streams as sentinels of environmental change in terrestrial and atmospheric processes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6: 247–254.

Wildi W, Dominik J, Loizeau, JL, Thomas RL., Favarger PY, Haller L, Perroud A, Peytremann C. 2004. River, reservoir and lake sediment contamination by heavy metals downxtream from urban areas of Switzerland. *Res. Manag*. 9: 75–87.

Yang Y, Wang Q, Chen J. 2009. Impact of Environment on the Spatio-Temporal Distribution of Rotifers in the Tidal Guangzhou Segment of the Pearl River Estuary, China. *International Review of Hydrobiology* 94: 688–705.

Yao SS, Etilé RN, Blaoua KG. 2015. Diversity and structure of zooplankton community of the Comoé River in relation with environmental factors (Comoé National Park, Cote d'Ivoire). *International journal of Engineering Research and Management (IJRM)* 11: 2349–2058.

Yin X, Jin W, Zhou Y, Wang P, Zhao W. 2017. Hidden defensive morphology in rotifers: benefits, costs, and fitness consequence. *Scientific RepoRts* 7: 4488 – 4498.

Zimmermann-Timm H, Holst H, Kausch H. 2007. Spatial dynamics of rotifers in a large lowland river, the Elbe, Germany: How important are retentive shoreline habitats for the plankton community? *Hydrobiologia* 593: 49–58.

RESUME

Cette thèse a permis d'étudier le zooplancton du Niger moyen, sur un tronçon de 520 km d'Ayorou à Gaya (Niger). Deux campagnes d'échantillonnage ont été réalisées : une pendant la période des basses eaux (16 avril-8 mai 2018) et une pendant les hautes eaux (1-15 février 2019). Le zooplancton et les facteurs environnementaux ont été suivis en sub-surface, au milieu de la rivière à 8 stations. Pendant la campagne des basses eaux, les sédiments au bord de la rivière ont été échantillonnés pour réaliser des analyses géochimiques ; pendant la campagne de hautes eaux, le zooplancton de trois tributaires (Sirba, Tapoa et Mékrou) a également été échantillonné pour évaluer leur contribution à la communauté zooplanctonique du Niger.

Les analyses géochimiques et les facteurs environnementaux montrent que le site d'étude est généralement faiblement pollué. Une pollution au Cd est observée en amont et en aval de la zone d'étude. Autour de la ville de Niamey des concentrations plutôt élevées en composés azotés, et une pollution légère en Cd et As sont observées.

48 taxa de zooplancton ont été identifiés, (32 rotifères, 13 cladocères et 3 copépodes). L'inventaire réalisé enrichit de 27 taxons la connaissance du zooplancton du Niger.

L'abondance du zooplancton était la plus élevée pendant les basses eaux, surtout autour de Niamey. Ceci est probablement dû à la présence de macrophytes, couplée à une production de phytoplancton stimulée par les concentrations élevées en nutriments. Pendant l'échantillonnage des hautes eaux, l'abondance du zooplancton augmente vers l'aval, montrant plus de cladocères et de copépodes. Comme dans la plupart des eaux courantes, les rotifères dominent la communauté zooplanctonique, les copépodes n'étant capables de se développer jusqu'au stade adulte qu'en aval de la zone d'étude, là où il y a des plaines alluviales.

Les concentrations élevées en Chl *a* observées dans les tributaires suggèrent une importation de phytoplancton vers ces rivières. Le fait que les concentrations en Chl *a* y restent assez basses suggère un contrôle du phytoplancton par le broutage du zooplancton.

Mots-clés : Afrique, diversité du zoopancton, fleuve Niger, distribution spatiale, qualité de l'eau

ABSTRACT

This thesis studies the zooplankton of the Middle river Niger, over a 520 km reach from Ayorou to Gaya (Niger). Two campaigns took place: one during the low-water period (16th April to 8th May 2018) and one during the high-water period (1st to 15th February 2019). Zooplankton and physico-chemical variables were sampled the middle of the river at 8 stations. During the low-water campaign, the sediment on the river edge was sampled for geochemical analysis; during the high-water campaign, the zooplankton of three important tributaries (Sirba, Tapoa and Mékrou) was also sampled.

Environmental factors and sediment analysis showed that the studied reach was little polluted, except for Cd in the upstream and downstream part of the study zone. Around the city of Niamey, a light Cd and As pollution, as well as rather high concentrations of nitrogen compounds were observed.

48 taxa of zooplankton were observed (32 rotifers, 13 cladocerans and 3 copepods). This inventory enriches the existing knowledge about zooplankton in the Niger river with 27 taxa.

Zooplankton abundance was highest during the low-water campaign, especially around Niamey, probably because of nutrient-increased phytoplankton development combined with the presence of macrophytes. During high water sampling, total zooplankton abundance increased in downstream direction, because of an increase in copepod and cladoceren abundance. As in most lotic systems, rotifers were dominating, copepods being able to develop to adult stages only in the downstream part of the study area, which covers alluvial plains. The high concentrations of Chl a found in the tributaries suggest an import of phytoplankton into the main river. The fact that Chl a concentration there remain rather low suggests a control of phytoplankton by zooplankton grazing.

Keywords: Africa, zooplankton diversity, Niger river, spatial distribution, water quality