

Titre : Contrôle biologique des efflorescences algales dans le bas delta et l'estuaire du Fleuve Sénégal : étude des relations phytoplancton – zooplancton

Mots clés : Efflorescences algales, zooplancton, poissons, communautés, relations trophiques, broutage, prédation, toxicité, Sénégal.

Université : Aix-Marseille II

Directeurs : Marc Pagano (UR167, IRD Marseille) et Corinne Cuoc (Université de Provence)

Présentation de la thèse :

Cadre scientifique et objectifs

Les algues phytoplanctoniques sont à la base des chaînes trophiques pélagiques et donc responsables d'une part essentielle de la production primaire dans les milieux aquatiques. Lorsque certaines conditions sont favorables (températures élevées associées à des conditions météorologiques calmes, niveaux élevés d'éléments nutritifs d'origine anthropique ou naturelle, faible pression de broutage, rapport stœchiométrique N:P favorable), certaines espèces peuvent proliférer de manière significative. Ces efflorescences peuvent entraîner de graves conséquences écologiques et économiques agissant à différents niveaux :

✓ Certaines espèces sécrètent des toxines (Paerl, 1988) dont la toxicité a été démontrée vis-à-vis des communautés bactériennes (Paerl & Pinckney, 1996), du zooplancton (Boon *et al.*, 1994) et des poissons (Beveridge *et al.*, 1993). Ces produits peuvent également engendrer des intoxications ou favoriser certaines formes de cancers (?) chez l'homme (Carmichael, 1994 ; Chorus & Bartram, 1999).

✓ Le fonctionnement de l'écosystème aquatique est perturbé par ces efflorescences (et en particulier celles de cyanobactéries filamenteuses ou coloniales) qui amoindrissent l'efficacité des transferts de matière et d'énergie entre niveaux trophiques au sein de la chaîne herbivore classique phytoplancton – zooplancton – poissons (Boon *et al.*, 1994), pouvant conduire à une réduction de productivité des ressources exploitées (halieutiques, en particulier).

✓ Les algues, mal transférées vers les niveaux supérieurs, s'accumulent dans le système, et peuvent alors provoquer un déséquilibre ou une anoxie liée à la minéralisation de la biomasse non consommée, pouvant conduire à des mortalités de poissons et de macro-invertébrés (Jones, 1987).

Les recherches sur les efflorescences phytoplanctoniques concernent principalement les rivages marins et les collections d'eau continentales des pays tempérés. Bien qu'ils soient également concernés par ces proliférations, il y a un manque flagrant de connaissances dans la plupart des pays africains de la zone inter-tropicale, en particulier dans la zone soudano-sahélienne.

L'apparition et l'évolution d'une efflorescence algale sont déterminés par les disponibilités nutritives et les conditions lumineuses (contrôle ascendant ou « bottom-up », par la ressource) ainsi que par le broutage exercé par les consommateurs primaires (contrôle descendant ou « top-down », par la consommation). Les deux types de contrôle interagissent aussi bien lors de la phase de prolifération que lors de la phase de sénescence, mais probablement avec des intensités variables selon les situations. Pour comprendre le déterminisme et les conséquences de ces efflorescences algales, on ne peut donc séparer l'étude de leur régulation environnementale (climat, lumière, nutriments...) de celle de leur régulation biologique (consommation, sédimentation, lyse...).

Le zooplancton herbivore constitue le principal acteur du contrôle descendant, notamment par la pression de broutage que sont capables d'exercer certaines espèces de cladocères et de copépodes. Cependant, il n'y a pas toujours une bonne adéquation entre la taille (ou la nature) des algues et celles des brouteurs dominants (Boon *et al.*, 1994). Dans ces conditions, une efflorescence d'algues non consommables sera peu influencée par la présence de brouteurs. En particulier, les grands cladocères comme *Daphnia* qui sont les brouteurs les plus efficaces en milieu tempéré, sont peu représentés en milieu tropical (Lehman, 1988) où le broutage surtout exercé par des organismes de petite taille (rotifères, petits cladocères, nauplii de copépodes, etc.) sur les petites cellules aura plutôt tendance à déplacer la compétition pour les nutriments en faveur des grosses algues ou cyanobactéries non consommées et susceptibles de proliférer. Par ailleurs la pression de broutage par les herbivores zooplanctoniques est indirectement modulée par la prédation sélective des organismes zooplanctophages (poissons, prédateurs invertébrés), dont certains appartiennent au zooplancton, comme certains rotifères ou cladocères, ou les stades terminaux des cyclopidés. L'importance de telles interactions trophiques en cascade (Carpenter *et al.*, 1985) a été démontrée dans beaucoup d'écosystèmes, mais les études ont surtout porté sur les milieux tempérés et les modèles élaborés pour ces milieux ne sont pas forcément transposables au

milieux tropicaux (Lazzaro, 1997). Enfin, le broutage est également influencé par les effets de la toxicité des algues ou des cyanobactéries vis-à-vis du zooplancton qui n'est pas toujours connue avec certitude (Matveev 1998). Ces phénomènes d'inhibition tendent à affaiblir la pression de broutage et donc à favoriser l'établissement et le maintien d'efflorescences. Certains travaux ont montré la sensibilité de rotifères (Rothhaupt, 1991) ou de cladocères (eg Hanazato & Yasuno, 1987 ; Haney *et al.*, 1995) vis à vis des cyanobactéries. A l'inverse, des populations de cyclopidés tropicaux sont connues pour utiliser des cyanobactéries (*Microcystis*) comme principale source de nourriture (Burgis, 1971). Par ailleurs des études récentes en milieu marin ont montré que certaines espèces de dinoflagellés ou de diatomées pouvaient avoir des effets inhibiteurs sur la gamétogenèse de copépodes calanoides entraînant une baisse de leur fertilité et donc du recrutement des populations (Ivanora *et al.*, 1999 ; Miralto *et al.*, 1999). En eaux continentales, si de mauvaises « performances » démographiques sont souvent observées chez des rotifères (Rothhaupt, 1991) des cladocères ou des copépodes (Henning *et al.*, 1991 ; Lurling *et al.*, 2003) mis en présence de cyanobactéries, on ne sait pas toujours si ces résultats sont liés à des phénomènes d'inhibition ou à la mauvaise qualité alimentaire du fourrage cyanobactérien (Kohl *et al.*, 1991). De même, on ne sait pas toujours quels sont les processus physiologiques, anatomiques ou pathologiques qui affectent les brouteurs intoxiqués.

L'Unité de Recherches 098 (« Efflorescences Algales ») de l'IRD s'intéresse à ces différents phénomènes qui n'ont fait jusqu'ici l'objet que de quelques travaux dans la zone inter-tropicale (Bouvy *et al.*, 2001). L'objectif général de l'Unité est de mieux comprendre le déterminisme des efflorescences et leurs conséquences en termes de productivité et de qualité de l'eau dans les milieux aquatiques peu profonds d'Afrique de l'Ouest (lagunes, estuaires, petits barrages...). Un des milieux cibles est le système formé par le bas delta et l'estuaire du fleuve Sénégal (Figure 1). Le fleuve Sénégal a en effet une grande importance régionale et locale. Les gouvernements sénégalais et mauritanien fondent de grands espoirs en terme d'agriculture, de ressource en eau potable et de conservation sur la partie la plus aval de la vallée, appelée « bas delta ». Pour atteindre ces objectifs et remédier aux fortes variations inter-annuelles et aux baisses drastiques des écoulements et des pluies, de grands aménagements ont été réalisés depuis une vingtaine d'années à l'échelle de la sous-région : création en 1985 d'un barrage antisel en aval des terres agricoles à Diama, installations hydrauliques pour améliorer les capacités de stockage dans le lac-réservoir de Guiers qui

fournit 30% de l'eau de consommation de Dakar. En conséquence, les fonctionnements hydrologique et écologique des systèmes aquatiques continentaux du bas delta (plaine d'inondation, réservoirs, mares temporaires ou permanentes) ont été modifiés. Parmi les conséquences de cette anthropisation, un fort développement de la végétation macrophytique l'augmentation sensible des biomasses phytoplanctoniques et notamment des cyanobactéries liée à l'eutrophisation des secteurs confinés peut affecter à la fois le fonctionnement des écosystèmes, leur biodiversité et leurs usages. Des relations particulières d'exclusion / compétition sont observées entre espèces de cyanobactéries, mais aussi avec les organismes qui les consomment (zooplancton, poissons). A l'opposé, les conditions environnementales observées dans le système estuarien (et en particulier sa pauvreté en éléments nutritifs pendant l'étiage) stimuleraient le rendement de la boucle microbienne, le phytoplancton étant là dominé par des cellules picoplanctoniques. En octobre 2003, pour éviter l'inondation de Saint Louis, une brèche a été ouverte dans le cordon sableux qui sépare l'estuaire de l'océan. Ce qui ne devait être qu'une ouverture secondaire est aujourd'hui embouchure unique. Ce changement majeur a été précédé de peu par une autre modification sensible de la gestion hydrologique du système que constitue la mise en service du barrage hydroélectrique de Manantali, dans la haute vallée du fleuve Sénégal. On a donc aujourd'hui un véritable estuaire au nord de l'embouchure (zone de Saint Louis) et un bras confiné et saisonnièrement salé au sud (zone de Gandiole).

Au cours d'une prospection effectuée en 2002, dix-huit sites ont été échantillonnés et 49 espèces de cyanobactéries ont été caractérisées dont 7 sont connues comme potentiellement toxiques (Cécile Bernard, Laboratoire de Cryptogamie, MNHN, Paris, comm. pers.). Sur ces sites, la distribution des principaux genres toxiques correspond à trois groupes géographiquement distincts, l'un à *Cylindrospermopsis* : (Ferlo / Keur Momar-Sarr / Guiers / Richard Toll), le second à *Anabaena* (N 'Galam / Djeuss / Dakar Bongo) et le troisième à *Microcystis* (Djoudj). Depuis 1990, des efflorescences à cyanobactérie sont décrites dans le lac de Guiers où leur proportion a augmenté en relation avec l'adoucissement de l'eau et l'atténuation des fluctuations de la salinité (Cogels *et al.*, 1993). En particulier la cyanobactérie *Cylindrospermopsis raciborskii* qui était absente dans des prélèvements collectés par Cogels dans les années 1990 est maintenant très abondante. Les communautés zooplanctoniques semblent avoir également largement évolué suite à ces aménagements, mais les données disponibles ne concernent que les lacs de Guiers et de Dakar Bango. En particulier, le copépode calanoïde

d'origine estuarienne *P. hessei*, dominant autrefois dans le lac de Guiers (Van de Velde, 1978 ; Ndiaye, 1994) semble aujourd'hui limité à sa partie méridionale, où l'eau, moins renouvelée pendant la période d'inondation, est légèrement plus salée qu'au centre et au nord. En outre, cette espèce semble avoir été remplacée par un cyclopide carnivore *Mesocyclops ogunnus*, rare dans les années 1990 mais très abondant aujourd'hui sur l'ensemble du lac. La quasi-disparition de *Pseudodiaptomus* et de sa limitation à la zone méridionale peut être expliquée par 3 hypothèses.

- ✓ effet de la décroissance de la salinité sur les organismes (osmoregulation),
- ✓ effet de la prédation par *M. ogunnus* sur les jeunes stades de *P. hessei*,
- ✓ relation négative entre *P. hessei* et les cyanobactéries (*Cylindrospermopsis*), dans les deux sens (inhibition du copépode par la toxicité ou prolifération des cyanobactéries, suite à l'extinction de leur principal consommateur)

L'hypothèse de l'effet de salinité est complexe. En effet même si depuis la création du barrage anti-sel de Diama la conductivité moyenne a diminué graduellement au nord et au centre du lac (400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 92-93 contre 150 à 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2002-2003), elle est seulement légèrement inférieure à celle des stations méridionales (230 à 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$) où *P. hessei* est toujours relativement abondant ou à celle du lac Dakar Bango (250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ où *P. hessei* est très abondant. En outre cette espèce montre des optimums d'abondance selon la salinité très différents selon les biotopes : 0 à 10 ppt en lagune d'Ebrié en Côte d'Ivoire (Pagano et Saint-Jean, 1994) ou dans l'estuaire du Sénégal (Sene, 2004), 35-40 dans des estuaires semi-fermés d'Afrique du Sud (Isla & Perissinotto, 2004).

L'hypothèse de la prédation est incertaine parce que le prédateur potentiel *M. ogunnus* est également très abondant dans le sud de Guiers où *P. hessei* est présent et dans le lac de Dakar Bango où *P. hessei* est très abondant.

L'hypothèse d'une relation négative avec les cyanobactéries est plausible parce que *P. hessei* est capable de consommer efficacement *C. raciborski* (expériences préliminaires, données non publiées).

L'hypothèse de la salinité a déjà été examinée dans le cadre du Master 2 de M. Mendoza, à partir d'expériences dans lesquelles des paramètres démographiques (fécondité, longévité) étaient étudiés sur des individus du sud de Guiers maintenus dans leur eau d'origine ou incubés dans de l'eau à plus forte conductivité, prélevée au centre du lac (Mendoza, 2005). Les résultats de ces expériences ont montré que d'une façon générale, bien que les animaux aient eu du mal à s'adapter aux conditions d'élevage, le transfert de

fécondité de *P. hessei* dans une eau « étrangère » n'entraînait pas de mortalité rapide ni ne les empêchaient de produire des œufs féconds. Il semble donc que l'hypothèse de la salinité pour expliquer la disparition de ce copépode et sa répartition actuelle dans le lac de Guiers puisse être écartée.

L'hypothèse d'une relation négative avec les cyanobactéries a également été examinée dans le cadre de la thèse de Samba Kâ à partir d'expériences *in vitro* et d'analyses en microscopie électronique destinées à tester les effets inhibiteurs et pathologiques des cyanobactéries sur la fécondité la croissance et l'appareil reproducteur de *P. hessei* (Kâ, 2006). Malgré une forte variabilité, les résultats montrent que chez les copépodes nourris de cyanobactéries il y a une inhibition sensible du développement. Après quelques jours d'incubation dans les suspensions de cyanobactéries, les copépodes restaient statiques un ou deux jours avant de mourir. Des examens en microscopie électronique sur ces individus montrent une désorganisation des cellules du tube digestif et des muscles striés qui pourrait être cause de mortalité. Cependant ces expériences demandent à être complétées, notamment pour tester les capacités de récupération éventuelles après transfert dans de l'eau sans cyanobactéries.

Enfin toujours dans le cadre de la thèse de S. Kâ, un certain nombre d'expériences visant à examiner le comportement trophique (sélectivité, taux d'ingestion,..) de quelques espèces planctoniques (*P. hessei*, *M. micrura* et *Chaoborus* sp.). Les résultats suggèrent que ces espèces semblent pouvoir développer une stratégie efficace pour contrôler les blooms de cyanobactéries filamenteuses. En effet, les gros organismes (*P. hessei*, *Chaoborus*) sont capables de fragmenter les gros filaments les rendant accessibles à la consommation efficace par les petits brouteurs (*M. micrura*). Cependant l'étude devra être complétée et étendue à d'autres brouteurs potentiels, notamment les petits organismes (nauplii, rotifères, petits cladocères...) qui représentent une biomasse importante.

Les objectifs généraux du travail de thèse seront d'analyser les relations entre les communautés phyto et zooplanctoniques du bas delta et de l'estuaire du Sénégal et de déterminer les principaux facteurs biologiques qui interviennent dans l'apparition et le contrôle d'efflorescences phytoplanktoniques. Cette étude s'appuiera sur :

- ✓ une analyse de la variabilité spatiale et temporelle des communautés phyto et zooplanctoniques dans différents sites (saumâtres ou d'eau douce) tributaires du fleuve Sénégal : lacs de Guiers et Dakar Bango, estuaire du Sénégal, mares temporaires, plaine d'inondation.

✓ une analyse du comportement alimentaire des principaux consommateurs de phytoplancton qui complètera l'étude déjà entreprise sur *P. hessei*, *M. micrura* et *Chaoborus sp.* (Kâ, 2006) et qui s'orientera plus spécifiquement sur les petits organismes (rotifères, nauplii, petits copépodes) qui consomment a priori des petites cellules et favorisent ainsi les espèces de plus grande taille à l'origine d'efflorescences.

✓ une étude des effets de la toxicité de certaines cyanobactéries sur ces zooplanctons qui complètera l'étude de S. Kâ (2006).

Méthodologie :

La stratégie d'étude s'appuie sur deux approches complémentaires

Etude in situ

Au cours de campagnes réalisées à différentes saisons (début, milieu et fin de saison sèche, début, milieu et fin de saison des pluies) des échantillons de zooplancton et de phytoplancton seront récoltés dans 18 stations (les mêmes que celles considérées pour l'étude initiale de la répartition géographique des cyanobactéries toxiques).

L'objectif sera d'analyser les variations des communautés zooplanctoniques et phytoplanctoniques en relation avec les principales variables environnementales (température, conductivité, pH, turbidité, matière dissoute, matière particulaire). Le phytoplancton sera déterminé et compté à partir d'observations microscopiques (méthode d'Uthermohl). Le traitement des échantillons de zooplancton se fera à partir d'observations à la loupe binoculaire (identification et comptage des principaux taxons). L'analyse d'image sera utilisée pour la détermination des tailles et des volumes individuels moyens des taxons, nécessaires au calcul des biomasses. Les différents jeux de données (environnement, phytoplancton, zooplancton) et leurs interrelations seront analysés au moyen de méthodes numériques appropriées (e.g. Analyses factorielles : AFC, ACP, Analyse discriminante, Co-inertie, etc.).

Etude expérimentale

A partir d'eau et de matériel biologique prélevé au cours des campagnes ou élevés au laboratoire plusieurs types d'expériences seront réalisés.

Comportement trophique (broutage)

Les expériences seront réalisées essentiellement sur des petits brouteurs planctoniques (nauplii de copépodes rotifères, cladocères Macrotrichidés) mais aussi (en complément des études précédentes) des plus gros cladocères (*Moina micrura*, *Diaphanosoma excisum*) et copépodes (*P. hessei*, *M. ogunnus*). Ces organismes seront nourris de seston naturel ou d'algues de culture comprenant des souches d'algues potentiellement

efflorescentes (cyanobactéries, chlorophycées coloniales). Les lots de zooplancton seront mis en incubation pendant 24 heures dans des flacons de 250 ml contenant des suspensions algales testées (mono ou pluri spécifiques). Pour chaque type de suspension, deux flacons de contrôle (sans animaux) et deux flacons expérimentaux (avec animaux) seront incubés. Les flacons seront placés à l'obscurité (pour empêcher la multiplication des algues) sur une roue tournant dans un plan vertical à faible vitesse (1 tour min⁻¹) afin d'éviter la sédimentation des algues. Après incubation des aliquotes sont prélevés dans chaque flacon pour dénombrement des algues et des microorganismes par comptages au microscope et au compteur électronique (Coulter Counter). Des observations en analyse d'image permettront d'estimer le taux de fragmentation des filaments par les brouteurs. Les taux de broutage seront estimés à partir des différences de concentrations en particules (ou algues) observées en fin d'incubation entre flacons témoins et expérimentaux en tenant compte du nombre d'individus présents et de la durée de l'expérience.

Effets de la toxicité des cyanobactéries

Des expériences seront effectuées au laboratoire à partir d'animaux d'élevage (*P. hessei*, *M. micrura*, *D. excisum*). Des lots de femelles ovigères seront mises plusieurs jours en incubation dans des flacons contenant des suspensions nutritives monospécifiques (cyanobactérie ou chlorophycée de référence) ou mixtes. Chaque jour, une observation sur l'état physiologique des animaux sera faite pour déterminer le pourcentage d'individus actifs, faibles, inertes et morts. Des individus faibles ou inertes seront transvasés dans de l'eau pure pour tester la capacité de récupération.

Des examens au microscope électronique seront effectués sur des spécimens de chaque catégorie isolés et fixés pendant 24 h à 4°C dans un mélange de glutaraldéhyde (2,5%) et de paraformaldéhyde (1%) tamponné à un pH 7,2 avec 0,2 M de cacodylate de sodium (Arnaud *et al.*, 1978). Ces spécimens seront ensuite rincés pendant 24 h avec une solution identique additionnée de sucrose. Le conditionnement final, l'inclusion et les coupes à l'ultra microtome seront réalisées selon un protocole décrit par Laabir *et al.* (1999).

Planning :

L'étude in situ a été réalisée au Sénégal en 2005-2006, les échantillons ont été dépouillés et on a permis de constituer une base de données qui est en cours d'analyse (statistiques, analyses numériques). Cette analyse sera poursuivie pendant l'année 2007.

Des expériences de broutage ont été réalisées en 2006 à Dakar. Elles seront complétées au cours

du premier trimestre 2007 à partir d'algues et cyanobactéries en culture et de zooplancton ramené du Sénégal et mis en élevage au laboratoire à Marseille (COM, Station Marine d'Endoume).

Les expériences pour tester les effets de la toxicité des cyanobactéries seront réalisées, à partir de ce même matériel biologique, au cours du premier semestre 2007.

Les analyses en microscopie électronique seront réalisées à Marseille (Université de Provence) au cours de l'année 2007.

Toutes les données de la thèse seront ainsi acquises à la fin 2007 et l'année 2008 sera entièrement consacrée à la rédaction avec une soutenance prévue au cours du dernier trimestre.

	2005	2006	2007	2008
Etude in situ				
Expériences Trophique				
Expériences Toxicité				
Microscopie électronique				
Analyse des données				
Rédaction de la thèse				
Soutenance de la Thèse				

Références citées

- Aka, M., Pagano, M., Saint-Jean, L., Arfi, L., Bouvy, M., Cecchi, P., Corbin, D. & Thomas, S., 2000. Zooplankton variability in 49 shallow tropical reservoirs of Ivory Coast (West Africa). *Int. Rev. Hydrobiol.* 85 : 491-504
- Arfi, R., N. Ba, M. Bouvy, D. Corbin, Y. Diop, S. Ka, F. Lebihan, M. Mboup, E.H. Ndour, M. Pagano & S. Sané. 2003. Lac de Guiers (Sénégal) Conditions environnementales et communautés planctoniques. Document Centre IRD de Dakar, 77pp.
- Arnaud, J., Brunet, M. & Mazza, J., 1978. Studies of the midgut of *Centropages typicus* (copepod, calanoid). *Cell Tissue Res* **187**, 333-353.
- Beveridge, M.C.N., Baird, D.J., Rahmatullah, S.M., Lawton, L.A, Beattie, K.A & Codd, G.A., 1993. Grazing rates on toxic and non-toxic strains of cyanobacteria by *Hypophthalmichthys molitrix* and *Oerochromis niloticus*. *J. Fish Biol.* 43: 901-907.
- Boon, P.I., Bunn, S.E., Green, J.D., Shiel, R.J., 1994. Consumption of cyanobacteria by freshwater zooplankton; implications for the success of « top down » control of cyanobacterial blooms in Australia. *Aust J Mar Freshwat Res* 45: 875-887.
- Bouvy, M., Pagano, M & Trousselier, M., 2001. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). *Aquat Microb Ecol.* 25 : 215-227.
- Burgis, M.J., 1971. The ecology and production of copepods, particularly *Thermocyclops hyalinus*, in the tropical lake George, Uganda. *Freshwater Biol.* 1, no. 169-192.
- Carmichael, W.W., 1994. The toxins of cyanobacteria. *Scientific American* 270:78-86.
- Carpenter, S. R., Kitchell, J. F. & Hodgson, J., 1985 Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience* **35**, 634-639.
- Chorus, I. & Bartram, J., 1999. Toxic cyanobacteria in water. *A guide to their public health consequences, monitoring and management.* E & FN Spon, London and New-York, 415 pp.
- Hanazato, T. & Yasuno, M., 1987. Evaluation of *Microcystis* as food for zooplankton in a eutrophic lake. *Hydrobiologia* 144 : 251-259.
- Haney, J. F., Sasner, J. J. & Ikawa, M., 1995. Effects of products released by *Aphanizomenon flos-aquae* and purified saxitoxin on the movements of *Daphnia carinata* feeding appendages. *Limnology and Oceanography* **40**, 263-272.
- Hennig, M., Hertel, H., Wall, H. & Khol, J.-G., 1991 Strain-specific influence of *Microcystis aeruginosa* on food ingestion and assimilation of some cladocerans and copepods. *Int Rev ges Hydrobiol* **76**, 37-45.

- Ianora, A., Miralto, A., Buttino, I., Romano, G. & Poulet, S. A., 1999. First evidence of some dinoflagellates reducing male copepod fertilization capacity. *Limnology & Oceanography* **44**, 147-153.
- Jones, B., 1987. Lake Okeechobee eutrophication research and management. *Aquatics*, 9, 21-26.
- Kâ, S., 2006. Communautés zooplanctoniques de deux lacs tropicaux (lac de Guiers et réservoir de Dakar Bango, Sénégal): relations avec les facteurs environnementaux, le phytoplancton et les efflorescences cyanobactériennes. Thèse de Doctorat, Sciences de l'Environnement, Université Aix-Marseille I (Université de Provence), 212 + 127 p.
- Kohl, J.-G. & Lampert, W., 1991 Interaction between zooplankton and blue-green algae (Cyanobacteria). Preface. *Int Rev ges Hydrobiol* **76**, 1-3.
- Kouassi, E., 2001, Rythmes journaliers d'activité et sélectivité alimentaire au sein des communautés pélagiques (zooplancton et mysidacés) dans une lagune tropicale (Lagune Ebrié, Côte d'Ivoire). Thèse Université d'Aix-Marseille II, 215pp.
- Laabir, M., Buttino, I., Ianora, A., Kattner, G., Poulet, S. A., Romano, G., Carotenuto, Y. & Miralto, A., 2001 Effect of specific dinoflagellate and diatom diets on gamete ultrastructure and fatty acid profiles of the copepod *Temora stylifera*. *Marine Biology* **138**, 1241-1250.
- Lazzaro X. (1997) Do the trophic cascade hypothesis and classical biomanipulation approaches apply to tropical lakes and reservoirs? *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, **26**, 719-730.
- Lazzaro X., Bouvy M., Ribeiro-Filho R., Oliveira V.S., Sales L.T., Vasconcelos A.R.M. & Mata R.M. (2003) Do fish regulate phytoplankton in shallow eutrophic North-east Brazilian reservoirs? *Freshwater Biology*, **48**, 1-20.
- Lehman, J.T., 1988. Ecological principles affecting community structure and secondary production by zooplankton in marine and freshwater environments. *Limnol. Oceanogr.*, 33 : 931-945.
- Lurling, M. & van der Grinten, E., 2003 Life-history characteristics of *Daphnia* exposed to dissolved microcystin-LR and to the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* with and without microcystins. *Environmental Toxicology and Chemistry* **22 (6)**, 1281-1287.
- Matveev, V., 1998. Evidence for biotic control of Australian reservoir phytoplankton communities and the potential for applied biomanipulation. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* **3**: 105-111.
- Miralto, A., Barone, G., Romano, G., Poulet, S. A., Ianora, A., Russo, G. L., Buttino, I., Mazzarella, G., Laabir, M., Cabrini, M. & Giacobbe, M. G., 1999 The insidious effect of diatoms on copepod reproduction. *Nature* **402**, 173-176.
- Mendoza, M., 2005. Communautés zooplanctoniques dans le bas delta et l'estuaire du Fleuve Sénégal. Mem. Master 2 Univ. Aix-Marseille 2.
- Pagano, M. & Saint-Jean, L., 1994. Le zooplancton. in Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II- Les milieux lagunaires. Durand, J. R., P. Dufour, D. Guiral & G. S. Zabi 155-188.
- Pagano, M., Koffi, M. A., Cecchi, P., Corbin, D., Champalbert, G. & Saint Jean, L., 2003 An experimental study of the effects of nutrient supply and Chaoborus predation on zooplankton communities of a shallow tropical reservoir (Lake Brobo, Cote d'Ivoire). *Freshwater Biology* **48 (8)**, 1379-1395..
- Paerl, H.W., 1988. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. *Limnol Oceanogr*, 33, 823-847.
- Paerl, H.W. & Pinckney, J.L., 1996. A mini-review of microbial consortia: their roles in aquatic production and biogeochemical cycling. *Microb Ecol* 31: 225-247.
- Pinel Alloul B., Mazumder A., Lacroix G. & Lazzaro X. (1998) Les réseaux trophiques lacustres: structure, fonctionnement, interactions et variations spatio-temporelles. *Revue des Sciences de l'Eau*, n° spécial 1998 : 163-197.
- Rothhaupt, K.O., 1991. The influence of toxic and filamentous blue-green algae on feeding and population growth of the rotifer *Brachionus rubens*. *Int Revue ges Hydrobiol.* **76**: 67-72
- Starling, F., Lazzaro X., Cavalcanti C. & Moreira R., 2002. Contribution of omnivorous tilapia to eutrophication of a shallow tropical reservoir : evidence from a fish kill. *Freshwater Biology* **47** : 2443-2452.

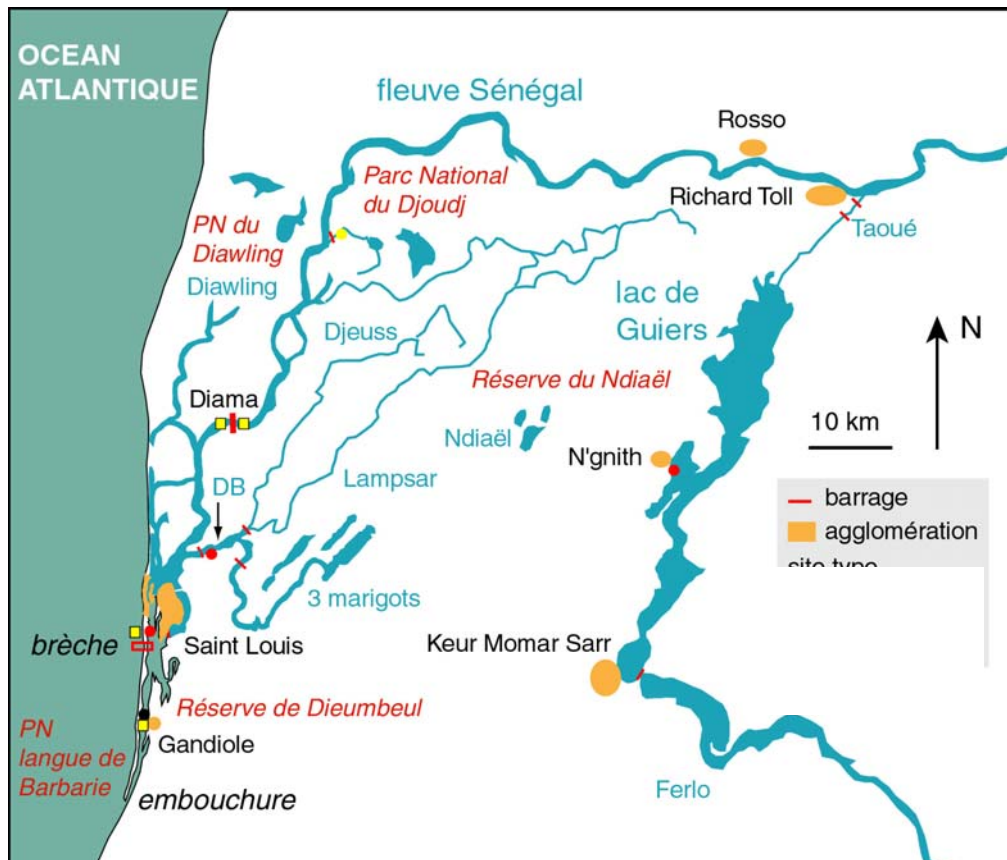


Figure 1. Carte du bas delta et de l'estuaire du fleuve Sénégal (DB : réservoir de Dakar Bango)