



STAGE PROFESSIONNEL

UE 39U8SPR3 – Licence Génie de l'Environnement (2004-2005)

Etude de la qualité des eaux dans le réservoir de Loumbila (Burkina Faso)



Réservoir de Loumbila (Mai 2005)

Rapport soutenu le jeudi 8 septembre 2005
par

Amélie MICHEL

Tuteur de Stage

M. G. Sarazin

LGE (Laboratoire Génie de l'Environnement)

Université Paris 7

Maître de stage

M. P. Cecchi

IRD (Institut de Recherche pour le Développement)

Ouagadougou (Burkina Faso)

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin au bon déroulement de mon stage.

Mes remerciements s'adressent tout particulièrement :

A M. Jean-Pierre GUENGANT, représentant de l'IRD au Burkina Faso, pour m'avoir accueilli dans son institut.

A M. Philippe CECCHI, représentant de l'UR CyRoCo en temps que maître de stage, pour ses conseils et pour le temps qu'il a su m'accorder durant ces quatre mois passés à l'IRD de Ouagadougou.

A M. Gérard SARAZIN, mon tuteur de stage, chercheur au laboratoire de Géochimie des eaux de l'Université Paris VII, pour m'avoir permis d'effectuer ce stage, me soutenir dans sa réalisation et pour son aide apportée à la rédaction de ce rapport.

Je remercie également M. Nicolas AUGIS, Volontaire International pour sa bonne humeur, sa confiance, son aide et sa disponibilité.

J'adresse aussi un grand merci à M. Rigobert BANHORO, Technicien du laboratoire d'écologie aquatique pour sa patience, sa disponibilité et ses qualités humaines.

Je n'oublie pas de remercier MM. Jean, Moussa, Prosper, Sékou et Sibirry du laboratoire de biopédologie pour leur humour et leur bonne humeur qui m'ont permis de travailler dans une ambiance très agréable.

Mes remerciements vont ensuite à l'ensemble du personnel de l'IRD et aux autres stagiaires qui ont fait de ce stage une aventure humaine.

Un grand merci également à tous mes amis Burkinabè, pour m'avoir accueilli, accordé beaucoup de leur temps et fait découvrir les richesses de leur culture.

Enfin, un dernier remerciement à l'ensemble de mon entourage qui m'a toujours soutenu dans les moments de doute et qui a toujours pris le temps de m'écouter et de me conseiller du mieux qu'ils pouvaient à chaque fois que j'en ai eu besoin.

SOMMAIRE

RESUME	4
ABSTRACT	4
LISTE DES TABLEAUX.....	5
LISTE DES FIGURES.....	5
PRESENTATION DE L'IRD	6
I. L'IRD au Burkina Faso	6
II. L'UR CyRoCo	7
INTRODUCTION	8
PRESENTATION DE L'ETUDE.....	9
I. Contexte de l'étude	10
II. Objectifs de l'étude.....	11
III. Description du site	12
MATERIEL ET METHODES	13
I. <i>In situ</i>	13
1) Données de base	13
2) Campagnes « terrain »	14
II. Au laboratoire.....	15
RESULTATS	16
I. Premiers résultats des campagnes « terrain »	16
1) Contexte hydrologique.....	16
2) Stabilité de la colonne d'eau	16
3) Eclaircissement <i>in situ</i>	18
4) pH et Conductivité équivalente à 25°C	18
5) Sels nutritifs	19
6) Biomasse phytoplanctonique	20
7) Premiers commentaires.....	21
II. Enrichissement différentiel des eaux de Loumbila	21
1) Objectif et principe	21
2) Mode opératoire.....	21
3) Résultats.....	22
a) Matières en suspension (MES), organique et inorganique	22
b) Communauté phytoplanctonique	22
c) Sels nutritifs	23
d) Fluorescence <i>in vivo</i>	24
DISCUSSION	26
CONCLUSION	28
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	29
GLOSSAIRE.....	33
ANNEXE : CARACTERISTIQUES DES CYANOBACTERIES.....	34
I. Caractéristiques morphologiques.....	34
II. Ecologie.....	35
1) Modes de vie.....	35
2) L'eutrophisation.....	35
III. Stratégies Algales.....	36
IV. Toxicité	37
V. Méthodes de traitement	38

RESUME

Du 26 mai au 28 juin, des données physico-chimiques ont été collectées à partir de la retenue de Loumbila qui alimente Ouagadougou, Burkina Faso, en eau potable. Les objectifs sont (i) de suivre l'évolution des communautés phytoplanctoniques, (ii) d'observer une éventuelle dérive vers une dominance des cyanobactéries, (iii) d'en étudier les risques de toxicité associés et (iv) de déterminer les facteurs environnementaux à l'origine de prolifération cyanobactérienne. Bien que les conditions soient favorables (fortes températures (26,8 à 29,6°C), turbidité élevée, ressources nutritives importantes (phosphore total : 2 $\mu\text{mol L}^{-1}$, azote total : 80 $\mu\text{mol L}^{-1}$) et aisément disponibles) la prolifération attendue des cyanobactéries n'a pas eu lieu. Les biomasses en présence sont très faibles (3,1 à 18,5 $\mu\text{g L}^{-1}$). Les conditions du réservoir de Loumbila se sont révélées extrêmement contraignantes pour les cyanobactéries. Les résultats de l'expérience de mise en culture en conditions contrôlées laissent supposer que ce soit la lumière et la turbulence qui aient freiné le développement des cyanobactéries.

Mots clés : **Cyanobactéries – retenue d'eau – eutrophisation – facteurs limitants.**

ABSTRACT

From May 26 at June 28, physicochemical data were collected from the dam of Loumbila which supplies with drinking-water Ouagadougou, Burkina Faso. The aims are (i) to follow the evolution of the phytoplanktonic communities, (ii) to observe a possible drift towards a predominance of cyanobacteria, (iii) to study the associated risks of toxicity and (iv) to determine the environmental factors at the origin of cyanobacterial blooms. Although the conditions seemed favourable (high turbidity and temperatures (26,8 with 29,6°C), important nutritive resources (total phosphorus : 2 $\mu\text{mol L}^{-1}$, total nitrogen : 80 $\mu\text{mol L}^{-1}$) and easily available) the proliferation did not occur. The involved biomasses were very small (3,1 to 18,5 $\mu\text{g L}^{-1}$). The conditions of the water reserve of Loumbila appeared extremely restricting for cyanobacteria. The results of the experiment of setting in culture in controlled conditions let suppose that the light and the turbulence slowed down the development of cyanobacteria.

Key words : **Cyanobacteria – water reservoirs – eutrophication –limiting factors.**

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Répartition des différentes UR et US de l'IRD.....	6
Tableau II : Récapitulatif des campagnes terrains menées.....	14
Tableau III : Epaisseur de la couche de mélange (%) pour chaque station à différentes dates.	17
Tableau IV : Profondeur de la zone euphotique (Zeu) en cm et pourcentage d'éclairement pour chaque station.....	18
Tableau V : pH et conductivité équivalente à 25°C en surface pour les différentes stations échantillonnées.....	19
Tableau VI : Sels nutritifs en surfaces pour les différentes stations échantillonnées.....	19
Tableau VII : Concentration totale en chlorophylle <i>a</i> ($\mu\text{g L}^{-1}$) aux différentes stations échantillonnées.....	20
Tableau VIII : Correspondance numéro des échantillons et contenu.....	21
Tableau IX : Traitement des échantillons.....	22
Tableau X : Evolution des MES, PIM et POM des différents traitements.....	22
Tableau XI : Concentration en chlorophylle <i>a</i> des différents échantillons ($\mu\text{g.L}^{-1}$).....	23
Tableau XII : Concentration des échantillons en phosphate et ammonium ($\mu\text{mol L}^{-1}$).....	24
Tableau XIII : Evolution de la fluorescence in vivo (en UA) des différents échantillons.....	24
Tableau XIV : Principaux types de toxines élaborées par les cyanobactéries.....	37

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Détails des thématiques étudiées au sein de l'UR CyRoCo.....	7
Figure 2 : Baie présentant un bloom (2003).....	10
Figure 3 : Baies de Loumbila à suivre.....	11
Figure 4 : Situation de Loumbila.....	12
Figure 5 : Stations étudiées.....	13
Figure 6 : Evolution de la cote du réservoir.....	16
Figure 7 : Grossissement sur la période d'étude.....	16
Figure 8 : Ecart vertical de température, T ($^{\circ}\text{C}$) et de concentrations en oxygène dissous, O_2 (mg.l^{-1}) en fonction de l'heure d'échantillonnage, à différentes dates.....	17
Figure 9 : Stratification de la colonne d'eau, station H.....	17
Figure 10 : Relation entre la teneur en MES et le pourcentage éclairé de la colonne d'eau... 18	18
Figure 11 : pH et conductivité équivalente à 25°C en surface pour les différentes stations échantillonnées.....	19
Figure 12 : Contribution des différentes classes de taille à la biomasse chlorophyllienne aux différentes stations échantillonnées.....	20
Figure 13 : Evolution des ressources nutritives dans les différents échantillons.....	23
Figure 14 : Evolution de la fluorescence in vivo des différents échantillons.....	24
Figure 15 : Dynamique de la fluorescence.....	25
Figure 16 : Evolution de l'écart de fluorescence entre le témoin et les ajouts.....	25
Figure 17 : Chaîne d' <i>Anabaena</i> (X 400).....	34
Figure 18 : Colonie de <i>Microcystis</i> (X 400).....	34
Figure 19 : Migration verticale puis accumulation en berge de cyanobactéries.....	35

PRESENTATION DE L'IRD

Créé en 1944 sous le nom d'ORSTOM, L'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) est un établissement public à caractère scientifique et technologique (EPST), placé sous la co-tutelle des ministères chargés de la Recherche et des Affaires Etrangères. Cet institut, dont le siège se situe à Paris, développe des recherches en milieu tropical : il est présent dans 26 pays en Afrique, Asie, Amérique latine, dans l'Océan Indien et dans le Pacifique. L'IRD est structuré en plusieurs départements. Son architecture repose sur des unités de service et de recherche au nombre de 83 dont 23 au Burkina Faso en 2005. Les trois missions principales de l'IRD sont la recherche, la formation et l'expertise. Des stages peuvent s'effectuer dans deux des catégories précédentes: formation et recherche. Les recherches menées par l'IRD s'articulent autour de 6 thématiques:

- Aléas environnementaux et sécurité des populations du Sud (8);
- Gestion durable des écosystèmes du sud (19);
- Ressources et usages des eaux continentales et côtières du Sud (23);
- La sécurité alimentaire dans le Sud (11);
- La santé au Sud: épidémies, maladies endémiques ou émergentes, systèmes de santé (13);
- Enjeux économiques, sociaux, identitaires, et dynamiques spatiales au Sud (19).

I. L'IRD au Burkina Faso

Le centre de Ouagadougou au Burkina Faso a été créé en 1968 et possède une antenne à Bobo-Dioulasso. Les activités de recherche qui y sont actuellement développées concernent divers domaines relatifs à l'environnement, l'agronomie, la santé et l'éducation. Ils concernent les sciences de l'univers, les sciences de la vie et les sciences sociales. Des 23 unités de recherche, unités de services ou unités mixtes: 11 ont des chercheurs affectés au Centre de Ouagadougou ou à l'antenne de Bobo-Dioulasso, 12 interviennent sous forme de mission de courte ou de longue durée.

Tableau I : Répartition des différentes UR et US de l'IRD.

nb d'UR/US	Département			TOTAL
	milieux et environnement	ressources vivantes	sociétés et santé	
dans le monde	25	27	31	83
au Burkina permanentes	1	4	6	11
missions	2	0	11	13

II. L'UR CyRoCo

Les travaux effectués pendant ce stage ont été réalisés au laboratoire de l'Unité de Recherche n° 167 de l'IRD, CyRoCo (Cyanobactéries en milieux aquatiques tropicaux peu profonds – Rôles et contrôles) installé au centre IRD de Ouagadougou dans le cadre du programme « Cyanobactéries et ressources en eau au Burkina Faso ». Cette unité de recherche est dirigée par Robert Arfi à partir de Dakar au Sénégal (implantation principale) ; elle est représentée au Burkina Faso par Philippe Cecchi, mon maître de stage, un Volontaire International et un Technicien de laboratoire.

Les objectifs de cette Unité de Recherche sont de déterminer l'influence des cyanobactéries sur le fonctionnement et la qualité des eaux des écosystèmes aquatiques tropicaux peu profonds, qu'ils soient marins, saumâtres ou d'eau douce. L'objectif ultime est ainsi d'identifier les facteurs à l'origine de leurs proliférations et ceux qui les contrôlent.

Afin de mieux comprendre les raisons du succès écologique des cyanobactéries et préciser leur rôle dans les écosystèmes aquatiques continentaux et littoraux en zone tropicale trois thématiques ont été définies :

- **Diversité et physiologie** : les caractéristiques spécifiques des cyanobactéries, qui leur permettraient de s'adapter à une large gamme de conditions ambiantes, aux brusques variations environnementales, aux stress et aux xénobiobiotiques.
- **Apports nutritifs** : les rythmes, les modalités et la qualité des apports en nutriments et en éléments traces qui favoriseraient le développement de ces organismes.
- **Transferts trophiques** : la structure et le fonctionnement particuliers des réseaux trophiques tropicaux, qui expliqueraient les faibles transferts trophiques.

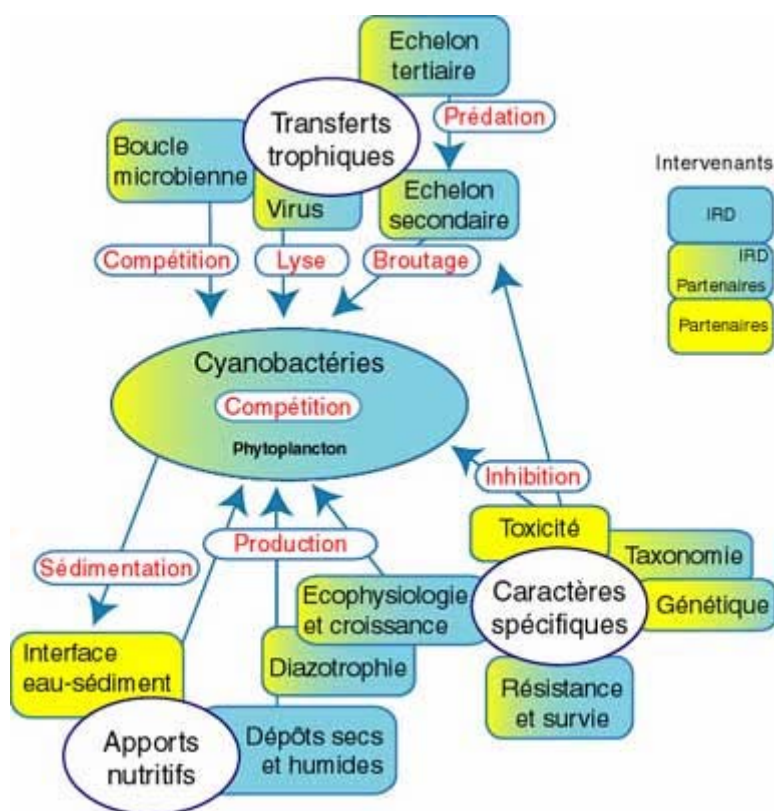


Figure 1 : Détails des thématiques étudiées au sein de l'UR CyRoCo.

Source: <http://www.mpl.ird.fr/flag/>

INTRODUCTION

L'eutrophisation des lacs et rivières liée aux activités humaines est un problème connu depuis plusieurs décennies. Ce phénomène se traduit par des proliférations de microalgues de plus en plus préoccupantes du fait notamment des problèmes liés à la toxicité potentielle de certaines espèces phytoplanctoniques. C'est le cas des cyanobactéries, microorganismes procaryotes. Lorsque l'environnement leur est favorable, les cyanobactéries se développent massivement et forment des efflorescences (blooms des Anglo-Saxons) qui apparaissent le plus souvent en été en Europe et à la fin de la saison sèche (entre avril et juillet) dans les zones intertropicales. Leur prolifération est induite principalement par l'augmentation des concentrations d'éléments nutritifs tels que les nitrates et les phosphates qui proviennent des activités urbaines et agricoles. De plus, quelques espèces très communes de cyanobactéries sont capables de synthétiser des toxines représentant un danger pour la santé humaine et animale. Ces toxines contaminent aussi bien des retenues servant d'aires récréatives que des réservoirs d'eau potable. La phase de clarification des dispositifs de traitement des eaux permet d'éliminer les cyanobactéries, mais l'épuration des toxines demeure souvent problématique. Actuellement, les cyanobactéries font donc l'objet d'une plus grande attention de la part des autorités sanitaires, notamment en matière d'usages de l'eau (pisciculture, eaux de baignades, eaux potables). De nombreuses études sont actuellement menées afin de comprendre les mécanismes impliqués dans la formation de ces efflorescences cyanobactériennes.

Localisé dans la zone tropicale nord, Ouagadougou (Burkina Faso) est caractérisé par un climat soudano sahélien avec une saison des pluies et une pluviométrie annuelle moyenne inférieure à 700 mm.an^{-1} ($687,1 \text{ mm.an}^{-1}$ en moyenne sur la période 1975-2004 enregistrés au poste pluviométrique de l'IRD Ouagadougou). Depuis quelques années, les pluies tendent à diminuer, et quelques sites connaissent la sécheresse sous l'effet combiné d'une grande variabilité interannuelle et d'une distribution irrégulière des pluies. Aussi, pour améliorer la qualité de vie et promouvoir le développement de la population locale, l'eau des crues ou du ruissellement est elle stockée pour l'irrigation et l'élevage : près de 2 000 petits barrages ont été édifiés à cette fin. Le réservoir de Loumbila a été créé dans cette optique, en premier lieu pour soutenir l'alimentation en eau potable de la capitale Ouagadougou. Cette retenue est par ailleurs intensivement exploitée pour la production maraîchère et comme lieu de pâturage. Dans le cas d'efflorescences à cyanobactéries, un risque supplémentaire est associé à la production possible de toxines : près de 700 000 consommateurs urbains sont ainsi potentiellement concernés. Un premier épisode de prolifération cyanobactérienne a été décrit en juin 2003 (Cecchi *et al.*, 2004), dont la toxicité était avérée mais dont l'extension géographique était restée marginale à l'échelle du réservoir. La présence de taxons potentiellement toxiques a d'autre part été régulièrement observée dans ce site (Cecchi *et al.*, 2005). Ces observations servent de contexte au présent travail.

La présente étude repose ainsi sur les deux hypothèses de travail : (i) le réservoir a subi un très mauvais remplissage lors de l'hivernage 2004 (moins de 50% de la capacité du réservoir), (ii) une efflorescence toxique a eu lieu en juin 2003. Les conditions sont potentiellement favorables à une prolifération cyanobactérienne en fin de saison sèche 2005.

Les objectifs de ce stage sont de mettre en place une surveillance des principales caractéristiques limnologiques, de la fin de la saison sèche aux premières pluies, afin de (i) suivre l'évolution des communautés phytoplanctoniques, (ii) d'observer une éventuelle dérive vers une dominance des cyanobactéries, (iii) d'en étudier les risques de toxicité associés et (iv) de formuler des hypothèses sur les facteurs influençant la dominance de ces organismes.

PRESENTATION DE L'ETUDE

Les cyanobactéries se trouvent naturellement dans les écosystèmes aquatiques, marins et continentaux. De par leur capacité à coloniser des substrats infertiles (désert, cendres volcaniques, *etc.*) et de survivre à de haute ou basse températures (sources chaudes, désert Antarctique), les cyanobactéries sont présentes à travers le monde. De nombreuses proliférations ont été observées dans de nombreuses régions du Globe :

- en Europe, dans plusieurs étendues d'eau douce portugaises (lacs, réservoirs et rivières) (Vasconcelos et Pereira, 2001), en France, notamment dans le lac du Bourget célèbre pour la prolifération de *Planktothrix rubescens* (Jacquet et *al.*, 2004) ;
- en Australie (Ryan et Botting, 2004) ;
- aux Etats Unis notamment dans les lacs Missouri et Iowa (Graham et *al.*, 2004) ;
- en Chine, dans des réservoirs destinés à la consommation (Yu, 1989 ; Ueno et *al.*, 1996) ;
- au Brésil (Jochimsen et *al.*, 1998 ; Pouria et *al.*, 1998).

La prolifération excessive des cyanobactéries constitue l'une des conséquences possibles de l'eutrophisation des lacs, des rivières et des réservoirs d'eau (Chorus et Bartram, 1999 ; Duy et *al.*, 2000). L'eutrophisation est le développement d'une production biologique importante des plans d'eau lié à un apport excessif des nutriments, en particulier le phosphore (Chorus et Bartram, 1999). Quelques plans d'eaux sont naturellement eutrophes, mais pour la plupart, l'eutrophisation résulte d'activités humaines qui entraînent une surcharge de nutriments, le plus souvent de phosphore et d'azote.

Différentes hypothèses ont été formulées pour expliquer la prédominance des cyanobactéries (Martin et Dokulil, 2000) :

- Des températures élevées peuvent causer une augmentation de l'abondance des cyanobactéries, leur optimum de température étant supérieur aux autres populations phytoplanctoniques.
- Faible optimum de lumière.
- Rapport N_{tot}/P_{tot} faible, bénéfique à la fois pour les cyanobactéries qui fixent ou non le diazote ;
- La possession de vésicules gazeuses permettant de réguler la flottabilité de certaines cyanobactéries telles que *microcystis* et *planktothrix*. Elles peuvent ainsi s'accumuler là où les conditions sont les plus favorables ;
- L'excrétion de certains composés organiques empêche la croissance de certaines algues (Murphy et *al.*, 1976 ; Keating, 1978) ;
- La production de toxines par certaines cyanobactéries (telles que *Microcystis*) affecte les consommateurs naturels (Lindholm et *al.*, 1989).

Quelques espèces de cyanobactéries (une dizaine parmi les 1500 répertoriées) sont capables de synthétiser des toxines. Celles-ci sont libérées lors de la lyse de la cellule lorsque les cellules vieillissent ou à la suite d'un traitement algicide qui les fait éclater (Santé Canada, 2002 ; Duy et *al.*, 2000).

Les épisodes de prolifération des cyanobactéries sont par conséquent potentiellement porteurs de risques sanitaires, écologiques et économiques. De nombreux pays développés intègrent ce risque dans leur politique de gestion des eaux. L'évaluation de ces risques demeure rare dans la plupart des pays de la zone intertropicale africaine.

I. Contexte de l'étude

La présente étude s'inscrit dans le programme « Déterminisme et conséquences des efflorescences algales ». Ce programme vise à identifier les formes d'anthropisation susceptibles d'influer sur le déterminisme des efflorescences (quels facteurs ?), et à évaluer leur mode d'action sur les communautés planctoniques (quels effets et quelles conséquences ?) à partir d'une étude sur des lacs, réservoirs et estuaires de l'Afrique de l'Ouest et sur des lagunes et lagons coralliens de l'Océan Indien.

Une étude préliminaire avait été réalisée en 2003 par l'IRD en partenariat avec l'Université de Ouagadougou et le Muséum National d'Histoire Naturelle (Cecchi et *al.*, 2004). Cette étude visait à illustrer l'existence d'un risque de toxicité associé aux proliférations de cyanobactéries dans le réservoir de Loumbila. La principale fonction de ce lac est d'alimenter en eau potable la capitale (Ouagadougou). Il existe donc un risque potentiel de contamination de l'eau destinée à la consommation et aux activités développées autour de la retenue (pisciculture et agriculture principalement). Environ un million de personnes sont potentiellement concernées.

Des échantillonnages réguliers ont été effectués entre mars et août en 2003 sur deux stations, une au bord et une au large. A proximité de la station « bord » une efflorescence algale a été observée (figure 2).



Figure 2 : Baie présentant un bloom (2003).
(Cecchi, 2003)

Il ressort de cette étude différentes observations et commentaires. L'arrivée des premières pluies a constitué un apport nutritif important (ruissellement sur des parcelles maraîchères, des sections urbaines et des zones fréquentées par des troupeaux). Elle a entraîné une remise en suspension du sédiment d'où une forte baisse de l'énergie lumineuse utilisable ainsi qu'une dilution des peuplements en présence. Les cyanobactéries qui ont proliféré sont tolérantes aux faibles éclaircissements. La possession de vacuoles gazeuses leur permet de migrer le long de la colonne d'eau. L'efflorescence est principalement constituée de *Microcystis aeruginosa*, espèce synthétisant des cyanotoxines. D'autre part, le caractère localisé de l'efflorescence, loin de la station de pompage fait que la situation n'était pas préoccupante en 2003.

II. Objectifs de l'étude

L'étude de 2003 se limitait à un seul site. La présente étude se positionne à l'échelle du plan d'eau tout entier. Elle cherche à observer ce qu'il peut se passer dans les autres baies du réservoir, lieux les plus favorables à une prolifération (figure 3).

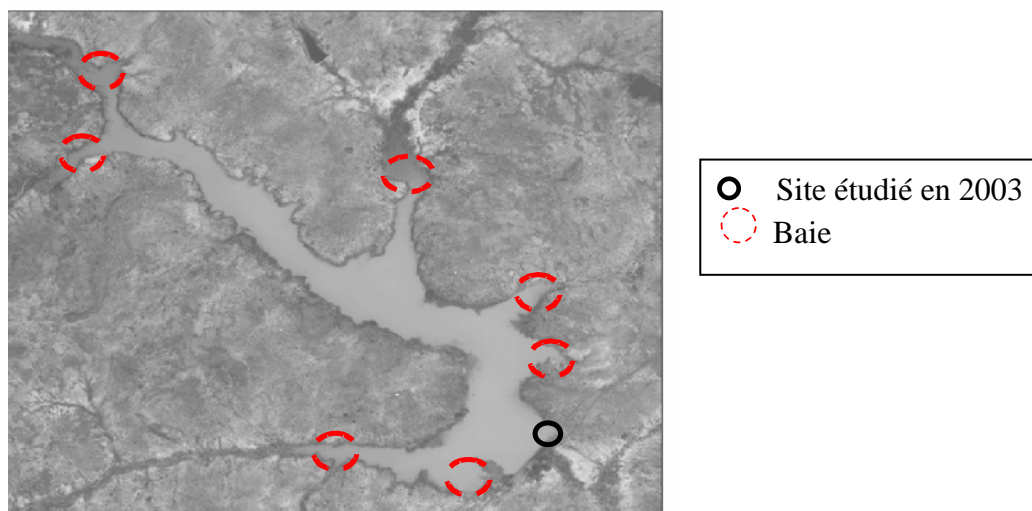


Figure 3 : Baies de Loumbila à suivre.

De par le mauvais remplissage durant l'hivernage 2004 –moins de 50% de la capacité du réservoir- les profondeurs de la retenue sont très faibles. Les conditions d'habitat sont très contraignantes pour le phytoplancton : fortes températures, milieu turbide et ressources trophiques en grande quantité. D'autre part, un bloom toxique de cyanobactéries a déjà eu lieu en 2003 (figure 2). Ainsi, ces conditions semblent favorables à une dominance des cyanobactéries et une possible efflorescence.

L'étude de 2005 a pour objectif de mettre en place une surveillance des principales caractéristiques limnologiques, de la fin de la saison sèche aux premières pluies, afin de :

- suivre l'évolution des communautés phytoplanctoniques,
- observer une éventuelle dérive vers une dominance des cyanobactéries
- évaluer les risques de toxicité associés.

III. Description du site

Le lac de Loumbila (12°29 N, 01°24 W) est situé à l'est de Ouagadougou, au centre du Burkina. Créé en 1947 pour alimenter en eau potable la capitale, puis restauré en 1970, ce réservoir possède une capacité d'environ 42 millions de m³. La profondeur moyenne est de 2,15 m.

Le bassin versant de Loumbila regroupe celui du Nabaouli et du Massili -affluent du Nakambé (Volta blanche)- parcourant 256 km au Burkina Faso qui représente une superficie de 2 120 km².

Le début de la montée des eaux s'effectue durant la dernière décade de juin, et se termine aux alentours du 30 septembre.

Les 42 millions de m³ de la retenue de Loumbila ne sont pas totalement exploitables. En effet, avec une évapotranspiration annuelle comprise entre 1800 et 2200 mm, dont environ 1700 mm durant la période sèche, et une infiltration avoisinant les 3 m/j, le volume utilisable est proche de 6,5 millions de m³ soit 25% du volume total.



Figure 4 : Situation de Loumbila.

Loumbila repose sur un socle granitique calco-alcalin à biotite et à texture porphyrique, tandis que le bassin versant est constitué de lithosols : sol halomorphe et ferrugineux, dont 10% hydromorphe et 85% ferrugineux tropicaux lessivés (latérite). La composition du sol et du couvert végétal, qui est ici composé de savanes claires arborées, et la faible pente du bassin versant (1‰) déterminent le seuil de ruissellement qui est compris entre 50 – 70 mm, contre 5 – 30 mm pour les barrages de Ouagadougou. L'apport spécifique pour Loumbila vaut environ 1L/s/km² contre 2,5L/s/km² pour Ouagadougou (bassin versant en grande partie imperméable dû à l'urbanisation). Cet apport n'est pas négligeable. L'intensification des cultures maraîchères augmente les apports en sels nutritifs. L'anthropisation du bassin versant et les pressions accrues sur les ressources en eau sont des facteurs d'altération de sa « qualité ».

MATERIEL ET METHODES

Huit stations ont été choisies (figure 5) :

- quatre au « bord » : A, C, F et H ;
- quatre au « large » : B, D, E et G.

La photo aérienne ci-dessous, a été prise en période de pluies, période à laquelle, la retenue atteint son volume maximal. Or le début de l'étude correspond à la fin de la saison sèche, où les niveaux d'eau observés étaient particulièrement critiques. La photo n'est pas représentative par rapport à la période d'étude. Par exemple, la station B se situe dans une baie.

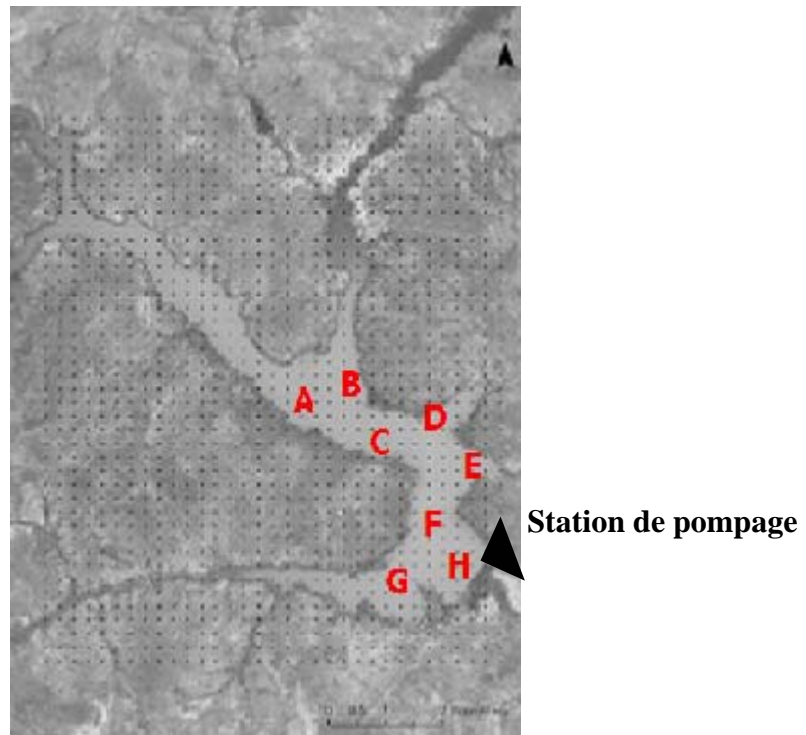


Figure 5 : Stations étudiées.

I. In situ

1) Données de base

Un suivi bihebdomadaire réalisé près du rivage sert de base de données à notre étude. Chaque lundi et jeudi, un échantillon d'eau collecté au niveau de la station de pompage est analysé. Le niveau d'eau est de même relevé. Il permettra de rendre compte du tarissement du réservoir et de l'effet de dilution dû à l'arrivée des pluies.

2) Campagnes « terrain »

Trois campagnes de prélèvements à l'échelle du réservoir ont été effectuées les 26 mai, 8 et 16 juin. Les caractéristiques limnologiques étudiées sont plus précisément :

- la structure de la colonne d'eau (profils verticaux de température, d'oxygène dissous et de conductivité),
- l'éclairement en turbidité (profil vertical d'atténuation de l'éclairement, disque de Secchi, seston),
- les ressources nutritives (azote et phosphore dissous, alcalinité),
- biomasses phytoplanctoniques (chlorophylle a par classe de taille ; signature pigmentaire pas classe de taille),
- la sédimentation et la resuspension (piège à sédiment).

Remarque : Le 8 juin, seules les stations D, E, F, G, H ont pu être échantillonnées en raison de la forte diminution du niveau d'eau.

Pour chacune des huit stations, les échantillonnages de la colonne d'eau ont été réalisés à partir d'une barque.

Les mesures réalisées sont les suivantes :

- position GPS ;
- profondeur de disparition du disque de Secchi* ;
- profil d'atténuation de l'énergie lumineuse et estimation de la zone euphotique* (underwater quantameter Licor) ;
- profils verticaux de température et d'oxygène dissous (oxymètre YSI) ;
- mesure de la profondeur à l'aide du capteur de pression de la sonde ME.
- profils verticaux de température, d'oxygène dissous, de conductivité et de fluorescence (Sonde ME) ;
- collectes de phytoplancton (filets 20 µm).

Parallèlement, afin de déterminer la teneur en sels nutritifs (PO_4 , NH_4 mesurés au laboratoire, NO_3 , NO_2 , N_t et P_t sont mesurés à Dakar), les MES, la chlorophylle, la fluorescence *in vivo*, la température et la conductivité, des échantillons d'eau sont collectés en surface manuellement avec un flacon d'1L ainsi qu'en profondeur (quand elle excède 50 cm) avec une bouteille à prélèvement horizontale. Des échantillonnages discrets sont effectués tous les 50 cm à l'aide de cette même bouteille à la station H.

Une attention particulière est portée à cette station car c'est la plus profonde et la plus proche du site de pompage. C'est pourquoi un suivi bimensuel y est réalisé pour observer une éventuelle stratification de la colonne d'eau.

Collectés en cours de journée, les échantillons ont été conservés en glacière jusqu'à leur traitement au laboratoire.

L'objectif de ces mesures et de ces prélèvements est de fournir pour chaque site le cadre de références environnemental (habitat) des communautés phytoplanctoniques présentes.

Tableau II : Récapitulatif des campagnes terrains menées.

26-mai-05	Campagne spatiale: échantillonnage stations: A, B, C, D, E, F, G, H.
08-juin-05	Campagne spatiale: échantillonnage stations: D, E, F, G, H.
16-juin-05	Campagne spatiale: échantillonnage stations: A, B, C, D, E, F, G, H.
21-juin-05	Vertical station H

II. Au laboratoire

Les analyses sont effectuées le jour même au plus tard le lendemain (lecture de la densité optique des mesures de NH_4) :

- pH et conductivité ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$): appareils : WTW pH 197 et WTW LF 197, respectivement (IRD Ouagadougou).
- Fluorescence *in vivo* : fluorimètre 10-AU (IRD Ouagadougou).
- Matière en suspension (MES) (g): filtration d'un volume connu sur filtre Whatman GF/F préalablement grillé ($550\text{ }^\circ\text{C}$) et pesé ($1/10\text{ mg}$). Double pesée du filtre après séchage à $105\text{ }^\circ\text{C}$, puis après grillage à $550\text{ }^\circ\text{C}$; expression des résultats en mg L^{-1} (IRD Ouagadougou).
- Sels nutritifs ($\mu\text{M L}^{-1}$) : Filtration d'un volume connu sur filtre en fibre de verre GF/F (25mm) préalablement grillé à 550°C pour détermination de la concentration en azote total dissous ($\text{NH}_4 + \text{NO}_2 + \text{NO}_3$) et en phosphore total dissous, (Autoanalyseur Technicon IRD Dakar) et dosage colorimétrique de NH_4 et PO_4 dissous au spectrophotomètre (IRD Ouagadougou).
- Biomasse phytoplanctonique (chlorophylle) ($\mu\text{g L}^{-1}$) : filtration d'un volume connu sur filtre en fibre de verre Whatman GF/F ($0,7\text{ }\mu\text{m}$ de porosité, diamètre 25 mm), puis extraction au méthanol des chlorophylles des biomasses phytoplanctoniques en présence avant lecture au fluorimètre. Ces biomasses seront déterminées pour 3 classes de taille obtenues par tamisage des échantillons respectivement sur membranes Nuclepore $3\text{ }\mu\text{m}$ et $10\text{ }\mu\text{m}$ (Fluorimètre IRD Ouagadougou). Les filtres sont immédiatement congelés et conservés jusqu'au dosage.
- appréciation des communautés phytoplanctonique en présence: 6 cm^3 d'échantillons ont été placés dans des tubes stériles et fixés au formol (microscope, IRD Ouagadougou). Si des cyanobactéries sont rencontrées et ce en grand nombre, l'échantillon sera mis en culture et leur toxicité potentielle sera testée.

RESULTATS

I. Premiers résultats des campagnes « terrain »

1) Contexte hydrologique

Le Burkina Faso est un pays sahélien à saisonnalité extrêmement contrastée. La période d'étude retenue pour la prospection correspondait à la fin de la saison sèche qui règne sur toute la région entre novembre et avril. Cette période correspond aux maxima de température enregistrés tant dans l'air que dans l'eau.

Deux périodes successives sont à distinguer. Le début de la période de prospection s'est déroulée de fin mai à début juin en période de fort tarissement du réservoir. Ce tarissement s'est fait d'autant plus ressentir que le niveau de remplissage de la retenue a été loin d'être maximal après l'hivernage 2004 (530 cm). La cote du plan d'eau n'a fait que diminuer jusqu'à début juin (12), date des premières pluies. Cette période correspond à une phase de concentration des eaux du réservoir. Au contraire, à partir de la mi-juin, les pluies se sont intensifiées remplissant abondamment le réservoir (figures 6 et 7).

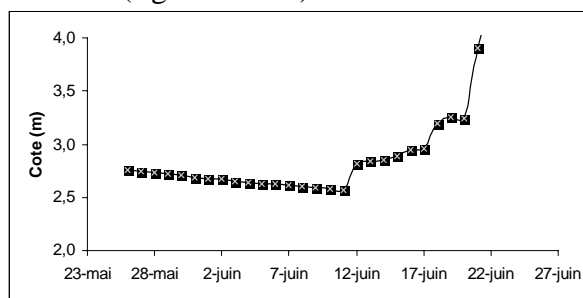
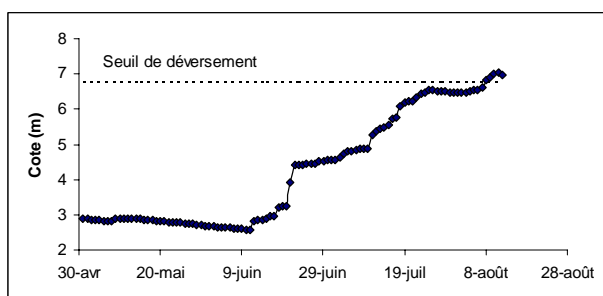
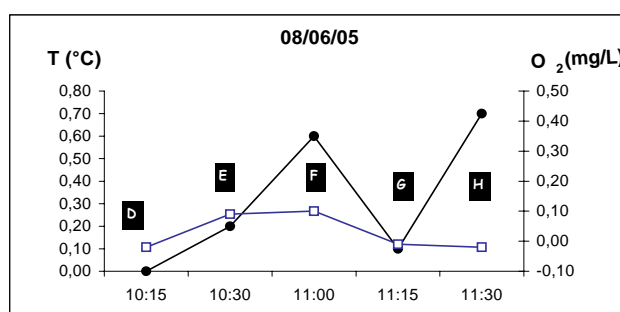
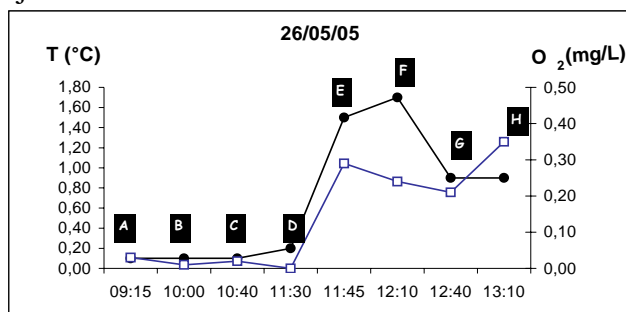


Figure 6 : Evolution de la cote du réservoir. **Figure 7 :** Grossissement sur la période d'étude.

2) Stabilité de la colonne d'eau

Tous les sites ont pu être échantillonnés avant les heures les plus chaudes. Cependant la comparaison des profils verticaux de température et d'oxygène dissous (figure 8) est influencée par l'heure de réalisation des profils, de même quant à l'organisation verticale des masses d'eau. Il apparaît clairement et logiquement que l'heure de réalisation des profils de température va influencer directement sur la forme de ces profils : les lacs révéleront une tendance d'autant plus marquée à la stratification que l'heure de mesure avance dans la journée.



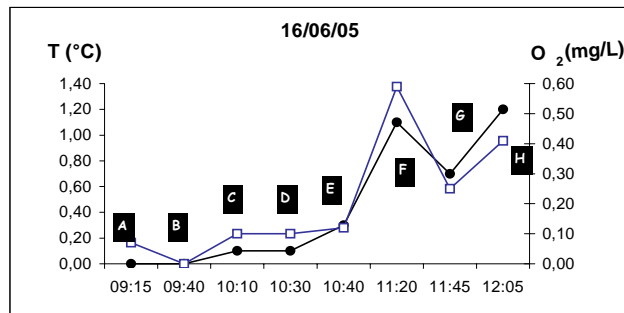


Figure 8 : Ecarts verticaux de température, T (°C) et de concentrations en oxygène dissous, O₂ (mg.l⁻¹) en fonction de l'heure d'échantillonnage, à différentes dates.

Les écarts de température entre la surface et le fond de la colonne d'eau ne sont jamais importants. Un écart moyen journalier de 1°C est considéré comme valeur seuil pouvant signifier le début d'une stratification de la colonne d'eau, de même qu'un écart de 1 mg L⁻¹ pour l'oxygène dissous.

Les stations A, B, C, D et G apparaissent comme étant totalement homogènes verticalement. On admettra que la zone de mélange correspond à l'épaisseur de la colonne d'eau. Ces stations se trouvent soit dans des baies soit à l'extrême amont, ce sont aussi les moins profondes. A l'inverse les stations E, F et H semblent être verticalement hétérogènes. Ces stations ont été les dernières échantillonnées. La stratification observée peut être le résultat de différents phénomènes, le principal étant celui lié au fort ensoleillement. La faible activité du vent et l'effet amont aval jouent aussi un rôle dans cette stratification. D'autre part, l'arrivée des premières pluies induit également une stratification (figure 9). En effet, la différence de température entre les eaux de ruissellement et celles du réservoir entraîne une stratification thermique de la colonne d'eau.

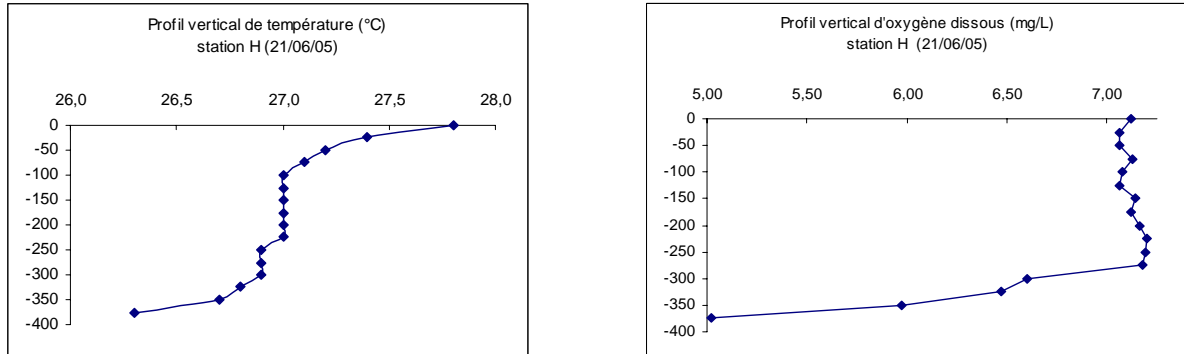


Figure 9 : Stratification de la colonne d'eau, station H.

Il ressort des résultats relatifs à l'épaisseur de la couche de mélange (tableau III) que le système est régulièrement et intégralement mélangé. Les échanges en sels nutritifs sont possibles le long de la colonne d'eau.

Tableau III : Epaisseur de la couche de mélange (%) pour chaque station à différentes dates.

Stations	Epaisseur de la couche de mélange (%)			
	26/05/05	08/06/05	16/06/05	21/06/05
A	100%	-	100%	-
B	100%	-	100%	-
C	100%	-	100%	-
D	100%	100%	100%	-
E	75%	100%	100%	-
F	67%	100%	63%	-
G	100%	100%	75%	-
H	66%	100%	80%	80%

3) Eclairement *in situ*

L'éclairement de la colonne d'eau est déterminé à partir des profils d'extinction de la lumière incidente obtenus avec le quantamètre. Ces profils permettent également de déterminer la zone euphotique, couche supérieure d'une masse d'eau dans laquelle pénètre suffisamment de lumière (de 100 à 1% de l'énergie lumineuse incidente en sub-surface) pour assurer le déroulement de la photosynthèse. La hauteur de la colonne d'eau recevant de 100 à 1 % de l'énergie rayonnante incidente permet de rendre compte de l'environnement lumineux dans lequel évoluent les communautés phytoplanctoniques.

L'éclairement de la colonne d'eau augmente du 26 mai au 8 juin puis diminue avec l'arrivée des premières pluies.

Tableau IV : Profondeur de la zone euphotique (Zeu) en cm et pourcentage d'éclairement pour chaque station.

Stations	Zeu (cm)				dS (cm)				% éclairé				MES (mg/L)			
	26/05/05	08/06/06	16/06/05	21/06/05	26/05/05	08/06/06	16/06/05	21/06/05	26/05/05	08/06/06	16/06/05	21/06/05	26/05/05	08/06/06	16/06/05	21/06/05
A	12	-	18	-	3,5	-	6,0	-	24%	-	35%	-	566,0	-	300,0	-
B	13	-	16	-	3,5	-	5,0	-	16%	-	27%	-	476,7	-	405,0	-
C	17	-	16	-	5,0	-	6,0	-	15%	-	15%	-	244,0	-	425,0	-
D	21	19	15	-	4,0	5,0	5,5	-	30%	38%	21%	-	281,7	1377,1	430,0	-
E	22	19	17	-	6,0	7,0	7,0	-	22%	27%	12%	-	230,0	312,5	422,5	-
F	24	23	20	-	8,0	8,0	8,0	-	16%	16%	10%	-	173,8	251,0	297,5	-
G	26	23	20	-	12,0	6,5	8,0	-	33%	46%	20%	-	196,3	275,3	298,0	-
H	27	27	21	18	10,5	10,0	8,0	6,0	14%	13%	8%	5%	128,0	178,0	292,0	404,0

Les pluies induisent une forte contrainte de luminosité pour le lac. Le faible éclairement de la colonne d'eau (20 % de la colonne en moyenne) est principalement dû à la très forte turbidité du milieu, elle-même liée à la remise en suspension du sédiment. Le système est extrêmement chargé MES, ne laissant ainsi pénétrer la lumière que sur les 20 premiers cm de la colonne d'eau.

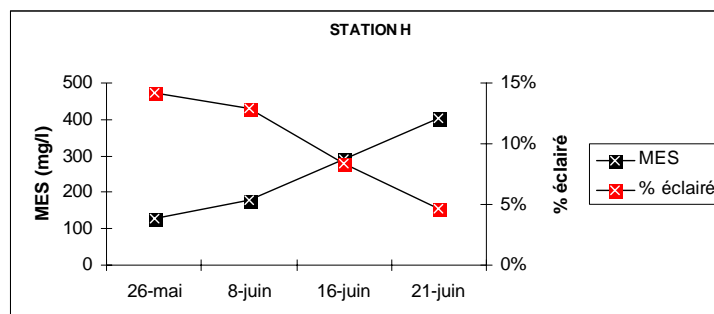


Figure 10 : Relation entre la teneur en MES et le pourcentage éclairé de la colonne d'eau.

4) pH et Conductivité équivalente à 25°C

Le pH et la conductivité renvoient l'image d'une colonne d'eau homogène (tableau V). Ces deux grandeurs sont bien corrélées entre elles (R^2 de 0,77 à 0,96 ; figure 11). Les eaux les plus concentrées (conductivité élevées) sont celles pour lesquelles les pH sont aussi les plus forts. Les conductivités les plus élevées se rencontrent surtout et logiquement dans les sites les moins profonds : fin de saison sèche, pas encore d'apports importants, et masses d'eaux qui se sont progressivement concentrées sous l'effet de l'évaporation.

Stations	pH (U.I.)				C 25 (μ S/cm)			
	26/05/05	08/06/06	16/06/05	21/06/05	26/05/05	08/06/06	16/06/05	21/06/05
A	6,82	-	6,13	-	69,1	-	42,3	-
B	6,83	-	6,30	-	67,9	-	51,4	-
C	6,91	-	6,37	-	71,1	-	51,3	-
D	7,05	6,51	6,56	-	73,1	221,0	69,3	-
E	7,13	7,10	6,75	-	74,3	238,0	71,6	-
F	7,03	7,10	6,96	-	75,9	245,0	78,8	-
G	7,08	7,13	6,92	-	76,2	246,0	80,8	-
H	7,04	7,17	7,00	6,50	76,5	243,0	81,0	70,0

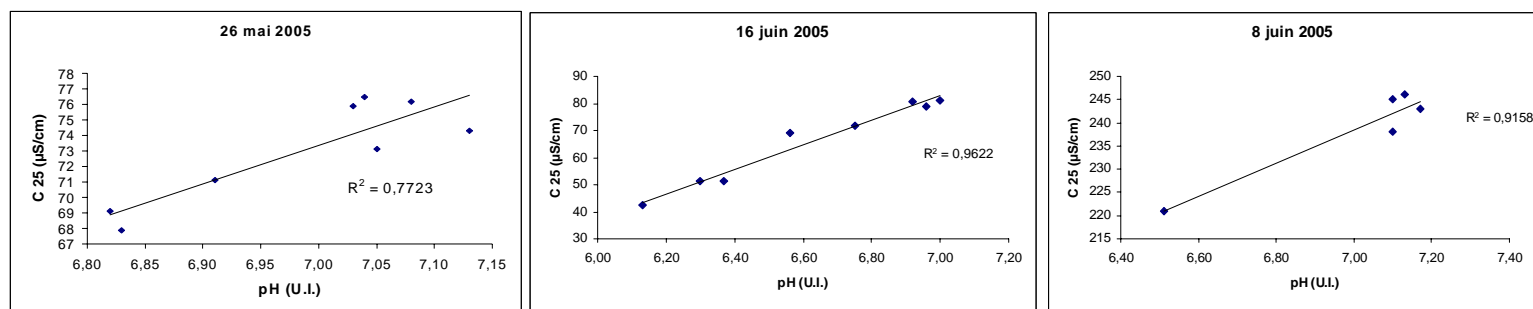


Figure 11 et Tableau V : pH et conductivité équivalente à 25°C en surface pour les différentes stations échantillonnées.

5) Sels nutritifs

Les concentrations en azote total dissous ($\text{NH}_4 + \text{NO}_2 + \text{NO}_3$) et phosphore (PO_4) dissous révèlent des concentrations élevées. Elles varient respectivement entre 57 et 111 $\mu\text{mol L}^{-1}$ et 1,0 et 2,9 $\mu\text{mol L}^{-1}$ pour tous les sites (Tableau n°). Le milieu est riche en sels nutritifs et ne semble donc pas limité. Cependant, un rapport $\text{N}_{\text{tot}}/\text{P}_{\text{tot}}$ supérieur à 17 est caractéristique d'un réservoir limité par le phosphore (Graham, 2004). Les fortes concentrations d'ammoniac (6,5 à 20,9 $\mu\text{mol L}^{-1}$) proviennent des activités agricoles et piscicoles, activités très développées autour de la retenue. Les troupeaux utilisent quotidiennement les abords du lac et leurs déjections contribuent à l'enrichissement des berges et de l'eau en matière organique.

Les concentrations en phosphore semblent constantes à la différence des concentrations en azote qui tendent à augmenter avec l'apport des pluies. Aucune différence entre les concentrations des échantillons prélevés en surface et en profondeur n'est observée.

Tableau VI : Sels nutritifs en surfaces pour les différentes stations échantillonnées.

STATION		PTd ($\mu\text{mol.l}^{-1}$)				NTd ($\mu\text{mol.l}^{-1}$)				Rapport Nt/Pt			
		26/5/05	8/6/05	16/6/05	21/6/05	26/5/05	8/6/05	16/6/05	21/6/05	26/5/05	8/6/05	16/6/05	21/6/05
A	surf	2,8	-	1,6	-	84	-	96	-	30	-	61	-
B	surf	2,9	-	2,1	-	93	-	111	-	33	-	54	-
C	surf	1,7	-	2,8	-	85	-	96	-	50	-	34	-
D	surf	2,9	2,8	1,6	-	72	73	101	-	25	26	64	-
E	surf	1,7	2,2	2,9	-	66	83	94	-	39	38	33	-
E	fond	-	-	1,7	-	-	-	96	-	-	-	56	-
F	surf	1,5	2,7	2,5	-	63	81	82	-	43	30	33	-
F	fond	2,2	-	2,3	-	67	-	85	-	31	-	36	-
G	surf	1,7	2,2	2,4	-	-	72	81	-	-	33	34	-
H	surf	2,2	2,5	1,5	2,3	59	78	80	80	27	32	54	35
H	fond	2,1	2,0	2,8	1,0	57	72	82	100	27	36	30	95

STATION		PO4 μM				NH4 μM				Rapport NH4/PO4			
		26/5/05	8/6/05	16/6/05	21/6/05	26/5/05	8/6/05	16/6/05	21/6/05	26/5/05	8/6/05	16/6/05	21/6/05
A	surf	3,9	-	2,7	-	11,6	-	20,9	-	3,0	-	7,7	-
B	surf	4,6	-	3,2	-	12,9	-	15,8	-	2,8	-	4,9	-
C	surf	5,3	-	3,4	-	13,3	-	12,6	-	2,5	-	3,7	-
D	surf	4,6	3,0	4,5	-	10,3	5,7	15,0	-	2,2	1,9	3,4	-
E	surf	4,0	6,0	4,5	-	8,8	12,1	12,4	-	2,2	2,0	2,7	-
E	fond	-	-	4,3	-	-	-	11,2	-	-	-	2,6	-
F	surf	3,6	6,2	4,2	-	8,2	10,5	9,9	-	2,3	1,7	2,4	-
F	fond	3,0	-	3,7	-	6,8	-	9,6	-	2,3	-	2,6	-
G	surf	3,0	3,9	3,7	-	6,5	8,2	9,4	-	-	2,1	2,5	-
H	surf	3,8	4,3	3,8	3,7	7,2	8,9	9,4	10,6	1,9	2,1	2,5	2,9
H	fond	3,4	5,0	4,5	3,1	6,8	9,5	11,2	9,6	2,0	1,9	2,5	3,1

La concentration mesurée en phosphate soluble est supérieure à celle en phosphore total dissous (minéral et organique), ce qui est impossible. Cette conclusion « aberrante » provient probablement du positionnement difficilement reproductible de la cellule de mesure dans le spectrophotomètre.

6) Biomasse phytoplanctonique

Seule la biomasse pélagique est considérée. La concentration en chlorophylle *a* sert d'indicateur de la biomasse phytoplanctonique. Les biomasses rencontrées sont plutôt faibles, de l'ordre de 3,4 à 18,5 $\mu\text{g L}^{-1}$ en surface et de 3,1 à 9,5 au fond (tableau VII). L'arrivée des premières précipitations a induit une diminution de la communauté phytoplanctonique.

Les biomasses sont réparties de façon homogène le long de la colonne d'eau.

Tableau VII : Concentration totale en chlorophylle *a* ($\mu\text{g L}^{-1}$) aux différentes stations échantillonnées. La valeur indiquée en rouge n'a pas été prise en compte, l'échantillon d'eau ayant été contaminé par des sédiments.

STATION		Chlo (Fc) (T) ($\mu\text{g.L}^{-1}$)			
		26/5/05	8/6/05	16/6/05	21/6/05
A	surf	14,3	-	9,7	-
B	surf	9,2	-	5,9	-
C	surf	7,0	-	5,9	-
D	surf	8,8	50,3	18,5	-
E	surf	11,2	8,0	7,3	-
E	fond	-	-	5,9	-
F	surf	11,7	7,5	8,2	-
F	fond	7,4	-	4,2	-
G	surf	15,5	8,8	4,5	-
H	surf	9,1	8,7	5,5	3,4
H	fond	9,5	8,4	6,6	3,1

STATION		Chlo (Fc) (T) ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
		21/6/05
H	surf	3,4
H	50	5,1
H	100	3,4
H	150	2,9
H	200	4,7
H	250	3,7
H	300	3,2
H	350	3,1

Si une concentration de cyanobactéries est observée en surface, celles ci seront poussées par le vent vers la rive gauche de la retenue où elles s'accumuleront.

Les graphiques suivant (figure 12) représentent la contribution de chaque classe de taille à la biomasse chlorophyllienne. A court de filtres 10 μm le 26 mai, la contribution des classes [3-10] et > 10 n'a pu être déterminée pour toutes les stations (seulement A et G). La biomasse chlorophyllienne est principalement caractérisée par la classe de taille [3-10 μm], puis la classe de taille > 10 μm . Les pluies n'ont aucune influence sur la composition de la biomasse.

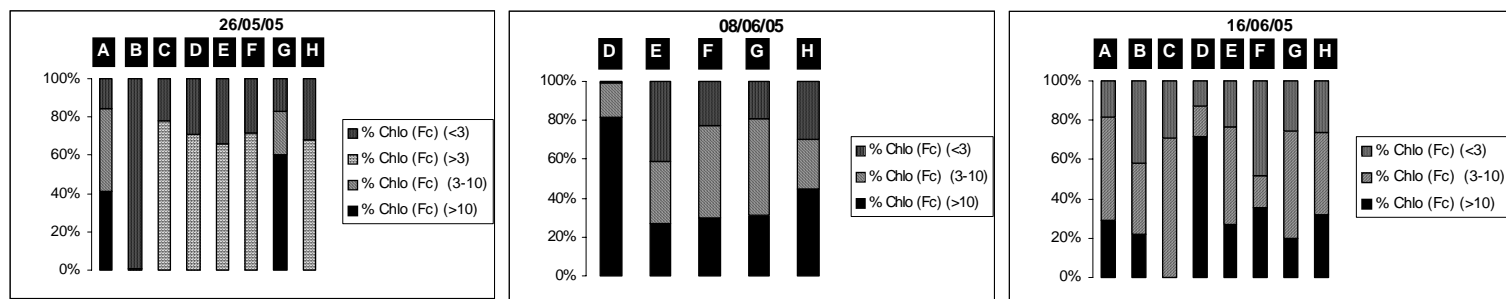


Figure 12 : Contribution des différentes classes de taille à la biomasse chlorophyllienne aux différentes stations échantillonnées.

Une approche qualitative de ces biomasses a été effectuée au microscope. Une large dominance des Diatomées du genre *Aulacoseira*. La présence d'Euglènes a été relevée dans les baies. Leur présence s'est souvent révélée très élevée. Les stations « aval » présentent un fond de peuplement de cyanobactérie avec trois taxons dominants : *Planktothrix perornata*, *Microcystis* sp. et une « *Anabaena* ». Un comptage doit être effectué en septembre.

7) Premiers commentaires

En date du 24 juin, il ne s'est toujours rien produit. On observe ni prolifération ni accumulation de cyanobactéries. Les conditions du milieu dans lequel évolue les cyanobactéries s'avèrent être extrêmement contraignantes. L'extrême turbidité du réservoir est certainement le facteur principal qui empêche le développement du phytoplancton. Les premières ondes de crues et pluies ayant commencé depuis le 12 juin, le réservoir entre dans une phase de dilution. Les biomasses, déjà peu importantes auparavant, tendent à diminuer.

Les pluies devenant de plus en plus abondantes, la dilution des communautés va donc se poursuivre. Cependant, ces pluies vont aussi constituer un apport de matière organique et minérale non négligeable. La turbidité devrait de même augmenter avec les apports solides. Afin de tester l'hypothèse de l'influence de la turbidité et donc d'une limitation par la lumière, nous avons mis en place une expérience de mise en culture en conditions contrôlées.

II. Enrichissement différentiel des eaux de Loumbila

1) Objectif et principe

Cette expérience est réalisée suite aux premiers résultats des campagnes de terrain. Elle est menée dans l'objectif d'approcher les éventuels facteurs abiotiques, comme la lumière, les ressources nutritives, susceptibles de limiter le développement des communautés phytoplanctoniques. Le principe repose sur une incubation à court terme et en situation contrôlée (température, éclairage) des échantillons prélevés *in situ* et soumis au plan d'expérience suivant : ajout d'ammonium (+NH₄), ajout de phosphate (+PO₄), ajout des deux (+NH₄ + PO₄) et témoin sans ajout. 20 L d'eau sont prélevés à cet effet le 21 juin aux abords de la station H, proche de la station de pompage.

2) Mode opératoire

20 litres d'eau de Loumbila sont prélevés et tamisés avec un filtre 60 µmol L⁻¹ afin d'éliminer le zooplancton et d'éliminer une prédation possible du phytoplancton. Le filtrat est utilisé pour remplir 13 bouteilles avec un litre d'eau ainsi traitée. Ces différents échantillons serviront de témoin ou seront enrichis en azote (+ 70 µmol L⁻¹) ou en phosphore (+ 15 µmol L⁻¹) ou les deux (tableau VIII).

Tableau VIII : Correspondance numéro des échantillons et contenu.

N ° échantillon	A jout
1, 2, 3	T é m o i n
4, 5, 6	N
7, 8, 9	N + P
10, 11, 12	P
13	R é f é r e n c e

Deux solutions sont alors préparées :

▪ NH₄ :

0,3304 g de (NH₄)₂SO₄ sont séchés à 110°C pendant une heure et introduits dans une fiole de 500 mL. La fiole est complétée par de l'eau déminéralisée. 1 mL de cette solution correspond donc à 10 µmol L⁻¹ de NH₄. Pour obtenir 70 µmol L⁻¹, il suffit donc d'ajouter 7 mL dans les bouteilles n° 4 à 9 ;

▪ PO₄ :

0,3403 g de KH₂PO₄ sont séchés à 110°C pendant une heure et introduits dans une fiole de 500 mL. La fiole est complétée par de l'eau déminéralisée. 1 mL de cette solution correspond donc à 5 µmol L⁻¹ de PO₄. Pour obtenir 15 µmol L⁻¹, il suffit donc d'ajouter 3 mL dans les flacons n° 7 à 12.

Les flacons sont ensuite placés sous serre. L'éclairement incident correspond à celui qu'une masse d'eau placée à 20 cm de profondeur recevrait dans son milieu naturel. Afin de limiter l'impact de la forte température ambiante, les flacons reposent dans un bac d'eau maintenu à 30°C au maximum, renouvelé régulièrement pour maintenir la température à peu près constante.

Le tableau ci-dessous présente les différentes manipulations réalisées sur les échantillons. Les méthodes d'analyses sont les mêmes que celles utilisées pour les campagnes de terrain (cf. II. Matériel et méthodes).

Tableau IX : Traitement des échantillons.

	date	MES	Fluorescence in vivo	Chlorophylle	Phytoplancton	NH4/PO4
T0	22/06 16:30	X	X	X	X	X
T1	23/06 09:30		X			X
T2	23/06 16:30		X			
T3	24/06 09:00		X			X
T4	24/06 16:15		X			
T5	25/06 11:30	X	X	X	X	X
T6	25/06 16:45		X			
T7	26/06 09:30		X			X
T8	26/06 16:45		X			
T9	27/06 09:30	X	X	X	X	X

3) Résultats

a) Matières en suspension (MES), organique et inorganique

La communauté phytoplanctonique évolue dans les mêmes conditions de turbidité que si elle s'était trouvée dans les eaux de Loumbila. Les valeurs de MES sont du même ordre de grandeur (300 mg L⁻¹).

La quantité de matière en suspension n'a quasiment pas variée sur les trois premiers jours dans chacun des traitements. En revanche, une augmentation sensible est observée le 28 juin (témoin : 12%, N : 19%, N+P : 37%, P : 33% ; tableau X).

Les matières en suspension sont constituées à plus de 80% par des particules minérales de type latéritique (mélange de kaolinite et d'hydroxydes de fer et d'aluminium).

Tableau X : Evolution des MES, PIM et POM des différents traitements.

		MES (mg/L)			POM (mg/L)			PIM (mg/L)		
		22-juin-05	25-juin-05	28-juin-05	22-juin-05	25-juin-05	28-juin-05	22-juin-05	25-juin-05	28-juin-05
Moyenne	Référence	366	-	-	64	-	-	302	-	-
	Témoin	-	378	411	-	54	68	-	323	343
	N	-	366	434	-	63	75	-	303	359
	N+P	-	353	503	-	61	89	-	292	413
	P	-	392	487	-	64	85	-	329	402
Ecart type	témoin	-	34	37	-	4	2	-	32	38
	N	-	14	16	-	2	3	-	12	12
	N+P	-	31	18	-	3	1	-	28	18
	P	-	9	43	-	3	8	-	8	36

b) Communauté phytoplanctonique

La concentration en chlorophylle est à nouveau utilisée en tant qu'indicateur de la biomasse phytoplanctonique. La biomasse présente initialement est très faible (4 µg L⁻¹). La communauté s'accroît fortement du 22 au 25 juin. Elle est multipliée par 11 dans le témoin et jusqu'à 25 dans l'échantillon N+P. Du 25 au 28, la croissance ralentit mais se poursuit pour tous les échantillons sauf pour celui enrichi en ammonium.

Tableau XI : Concentration en chlorophylle a des différents échantillons ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$).

	Chlo (Fc) (T) ($\mu\text{g}/\text{L}$)		
	22-juin-05	25-juin-05	28-juin-05
Référence	4	-	-
Témoin	-	44	68
N	-	73	56
N+P	-	107	172
P	-	61	74

c) Sels nutritifs

A t_0 , les concentrations en PO_4 et NH_4 sont respectivement $4,3 \mu\text{mol L}^{-1}$ et $7,9 \mu\text{mol L}^{-1}$, ($\text{N}/\text{P} = 1,8$).

Les concentrations en azote et phosphore du témoin ont tendance à diminuer (respectivement $7,9 \mu\text{mol L}^{-1}$ à $5,9 \mu\text{mol L}^{-1}$ et $4,7 \mu\text{mol L}^{-1}$ à $2,2 \mu\text{mol L}^{-1}$). La biomasse consomme les ressources présentes initialement dans le milieu.

Comme on pouvait s'y attendre :

- les concentrations en ammonium pour l'échantillon enrichi en P et les concentrations en phosphore de l'échantillon enrichi en N sont les mêmes que celles du témoin ;
- les concentrations en phosphore des échantillons N+P et P sont du même ordre de grandeur, de même pour l'ammonium des échantillons N+P et N.

Du 24 au 25 juin, les ressources en ammonium sont consommées en plus grande quantité dans l'échantillon N+P que dans l'échantillon N respectivement $42 \mu\text{mol L}^{-1}$ à $9 \mu\text{mol L}^{-1}$ et $42 \mu\text{mol L}^{-1}$ à $26 \mu\text{mol L}^{-1}$. La même observation peut être faite pour les ressources en phosphore. Le milieu enrichi en azote et en phosphore est celui qui a le plus consommé ses ressources nutritives.

Les importantes diminutions des concentrations en sels nutritifs s'expliquent par la croissance de la communauté phytoplanctonique. L'augmentation de la biomasse implique l'augmentation de la demande en ressources nutritives.

Figure 13 : Evolution des ressources nutritives dans les différents échantillons.

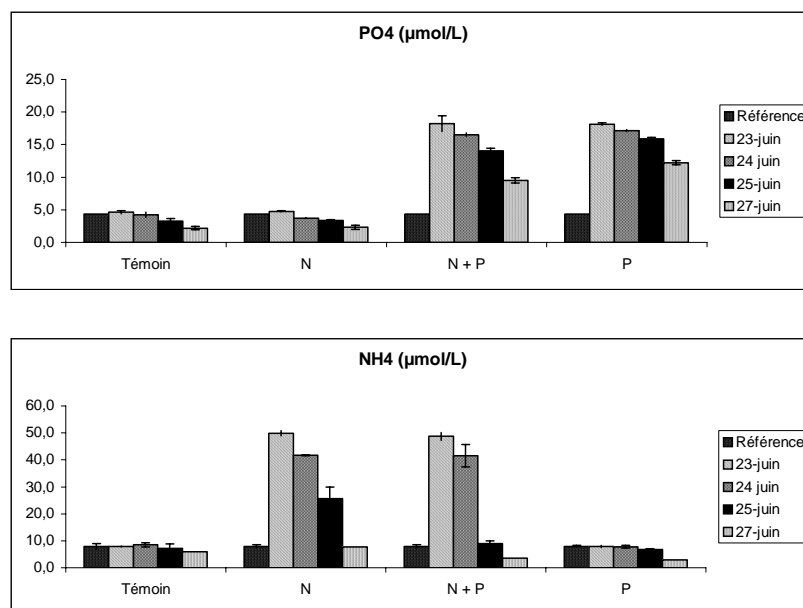


Tableau XII : Concentration des échantillons en phosphate et ammonium ($\mu\text{mol L}^{-1}$).

		PO4 (μM)					NH4 (μM)					NH4 / PO4				
		22-juin	23-juin	24-juin	25-juin	27-juin	22-juin	23-juin	24-juin	25-juin	27-juin	22-juin	23-juin	24-juin	25-juin	27-juin
Référence		4,3	-	-	-	-	7,9	-	-	-	-	1,8	-	-	-	-
Moyenne	Témoïn	-	4,7	4,2	3,3	2,2	-	7,9	8,5	7,2	5,9	-	1,7	2,0	2,2	2,7
	N	-	4,8	3,7	3,4	2,3	-	49,9	41,7	25,6	7,7	-	10,4	11,2	7,5	3,3
	N + P	-	18,2	16,5	14,0	9,5	-	48,7	41,6	9,0	3,6	-	2,7	2,5	0,6	0,4
	P	-	18,1	17,2	15,9	12,2	-	7,9	7,8	6,8	2,8	-	0,4	0,5	0,4	0,2
Ecart type	Témoïn	-	0,2	0,4	0,4	0,3	-	1,1	0,2	0,8	1,6	-	4,7	0,4	2,0	6,0
	N	-	0,1	0,1	0,1	0,3	-	0,6	0,9	0,1	4,3	-	7,4	12,6	0,8	14,6
	N + P	-	1,2	0,3	0,4	0,4	-	0,7	1,5	4,2	1,0	-	0,5	5,4	10,8	2,4
	P	-	0,2	0,1	0,2	0,3	-	0,4	0,4	0,5	0,2	-	1,7	3,3	2,4	0,7

d) Fluorescence in vivo

La fluorescence est l'unique paramètre suivi tout le long de l'expérience. Il permet de donner une idée sur l'évolution de la biomasse phytoplanktonique.

Tableau XIII : Evolution de la fluorescence in vivo (en UA) des différents échantillons.

	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9
h de prélèvement	23/06 09:30	23/06 16:30	24/06 09:00	24/06 16:15	25/06 11:30	25/06 16:45	26/06 11:30	26/06 16:45	27/06 09:00
témoïn	52,4	63,9	66,0	104,0	117,0	172,0	195,0	212,0	223,0
témoïn	52,5	63,9	68,4	113,0	126,0	182,0	187,0	200,0	173,0
témoïn	52,3	63,2	71,9	125,0	149,0	200,0	209,0	238,0	220,0
N	53,0	68,2	78,6	145,0	174,0	209,0	201,0	218,0	174,0
N	53,1	68,0	76,2	142,0	157,0	187,0	206,0	187,0	197,0
N	53,1	69,1	77,3	151,0	174,0	206,0	213,0	198,0	165,0
N+P	52,7	68,0	80,4	177,0	219,0	401,0	440,0	417,0	349,0
N+P	52,8	68,1	80,5	174,0	211,0	379,0	448,0	455,0	396,0
N+P	52,9	67,3	78,9	159,0	190,0	334,0	398,0	380,0	337,0
P	51,9	65,0	71,0	126,0	136,0	249,0	295,0	327,0	284,0
P	52,0	64,4	69,5	121,0	138,0	242,0	277,0	313,0	241,0
P	51,9	64,8	69,4	114,0	133,0	222,0	258,0	297,0	231,0

A t_0 , la référence n'est constituée que par une faible biomasse (51,7 UA). Cette valeur est retranchée à toutes les autres. Pour tous les échantillons, y compris le témoïn, la fluorescence a augmenté jusqu'au 26 juin et diminué le 27 juin (tableau XIII, figure 14 et 15).

Il apparaît clairement sur la figure n° que l'activité phytoplanktonique s'effectue préférentiellement la journée. La biomasse n'évolue quasiment pas la nuit.

Quatre phases semblent se distinguer : t_0-t_3 ; t_4-t_5 ; t_6-t_8 ; t_8-t_9 .

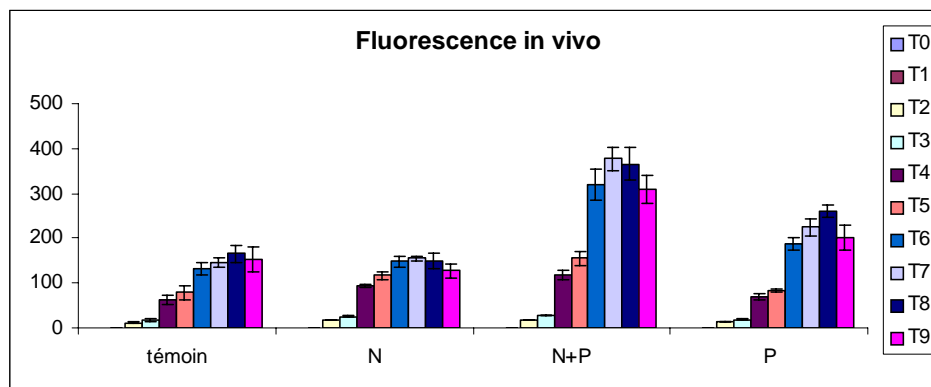


Figure 14 : Evolution de la fluorescence in vivo des différents échantillons.

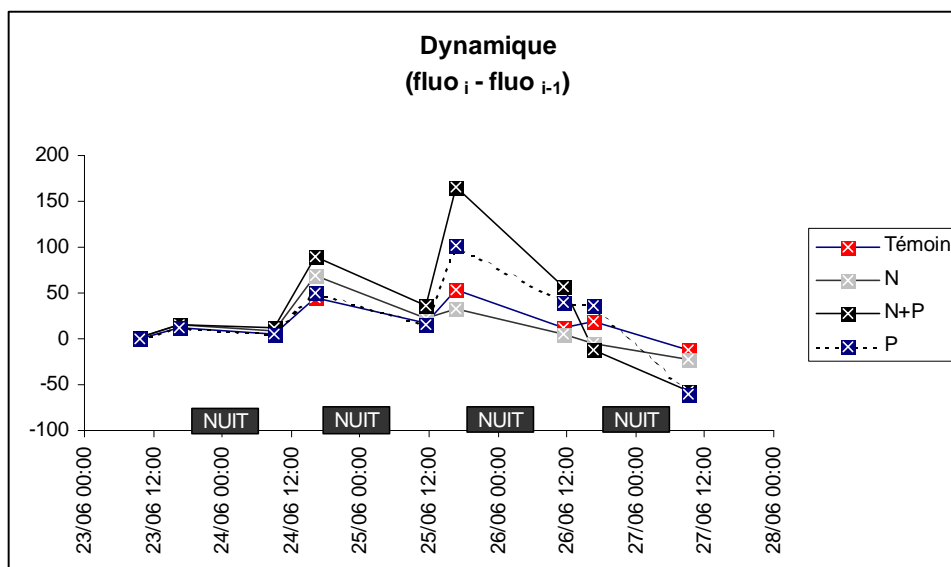


Figure 15 : Dynamique de la fluorescence.

De t_0 à t_3 , une augmentation de la biomasse est observée pour chacun des traitements. Les croissances les plus fortes ont été relevées sur les échantillons avec ajouts d'azote (N et N+P). La croissance est plus faible pour l'échantillon avec ajout de phosphore seul. Le premier facteur limitant la croissance semble donc être l'azote.

De t_4 à t_6 , journée du 25 juin, la communauté phytoplanctonique subit une nouvelle phase de croissance. Le témoin et l'échantillon enrichi en azote sont du même ordre de grandeur. Les échantillons N+P et P ont une croissance de plus de 100%. Le milieu est à présent demandeur de phosphore.

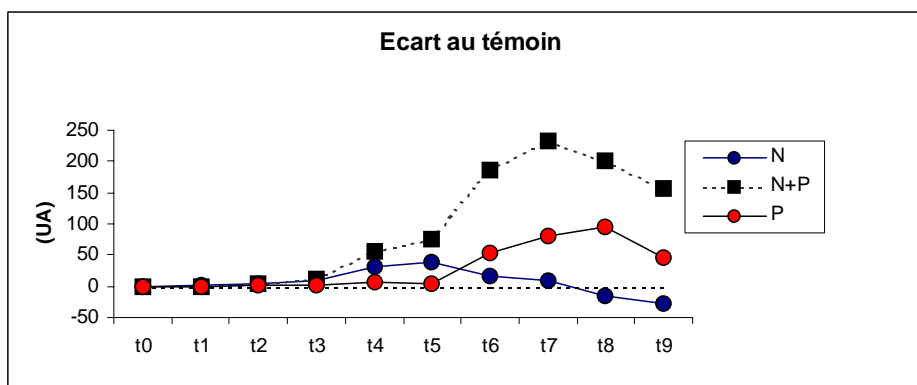


Figure 16 : Evolution de l'écart de fluorescence entre le témoin et les ajouts.

L'échantillon enrichi en N n'évolue pas par rapport au témoin (réponse de N en bleu sur la figure 16). A la différence de l'échantillon enrichi en P (point rouge) qui à partir du 3^{ème} jour d'incubation (t_6) va connaître une forte croissance en passant de 84 à 186 UA. Dès le 24 juin (t_4), l'échantillon N+P va croître un peu puis très fortement par rapport au témoin. Il semble que le milieu puise d'abord dans ses ressources en ammonium puis dans celles en phosphore pour développer sa biomasse.

DISCUSSION

Les conditions du réservoir de Loumbila se sont révélées extrêmement contraignantes pour le phytoplancton. La colonne d'eau reste généralement bien mélangée et très faiblement éclairée (environ 20% de la colonne d'eau en moyenne). La faible biomasse peut s'expliquer par le pauvre remplissage du réservoir. Dans de telles circonstances la profondeur moyenne du lac est fortement diminuée. La plupart des sites échantillonnés ne dépassaient pas un mètre de profondeur. L'arrivée des premières pluies a contribué d'une part, à augmenter la quantité de matière en suspension de manière considérable réduisant à nouveau la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau et d'autre part à mettre à disposition d'importantes quantités d'azote. Les concentrations en sels nutritifs sont de l'ordre de $2 \mu\text{mol.L}^{-1}$ pour P_T et $80 \mu\text{mol.L}^{-1}$ pour N_T . Les conditions d'habitat sont donc particulièrement sélectives pour les organismes aquatiques. Ces conditions sont reconnues comme étant favorable à une dominance des cyanobactéries et une éventuelle prolifération (Graham et *al.*, 2004 ; Dokulil et Teubner, 2000). En effet, les cyanobactéries sont des compétiteurs très efficaces pour assimiler rapidement les ressources nutritives quand elles sont disponibles, elles possèdent des vacuoles gazeuses leur permettant de se mouvoir verticalement et elles tolèrent de très faibles conditions d'ensoleillement. Pourtant, rien ne s'est produit dans le réservoir. Les biomasses en présence sont restées relativement faibles ($3,1$ à $18,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ de chlorophylle a). Plusieurs facteurs physiques, biologiques et chimiques peuvent potentiellement limiter la croissance des cyanobactéries (Graham et *al.*, 2004). Les principaux sont la lumière et la quantité de ressources nutritives disponible puisque la température est habituellement élevée dans les zones intertropicales (Arfi et *al.*, 2001).

Les lacs eutrophes peuvent devenir limités en nutriments, particulièrement en été dans les zones tempérées (Forsberg and Heyman, 1984). Les résultats de l'expérience sur l'enrichissement différentiel des eaux de surface sont particulièrement éclairants. La biomasse des échantillons ayant reçu un enrichissement en phosphore s'est plus développée que celle du témoin et de l'échantillon seulement enrichi en azote. Bien qu'elles ne soient pas carencées dans le milieu étudié, les ressources nutritives semblaient limitantes et ce principalement en phosphore. Le phosphore est souvent considéré comme le principal facteur limitant (Kalff and Knoechel, 1978; Kalff, 1983). Cependant, au vu de la réponse du témoin qui réagit lors de l'incubation (croissance supérieure à 30%), les ressources nutritives *in situ* et par conséquent en phosphore apparaissent comme suffisantes (Arfi et *al.*, 2001). La croissance de la biomasse est donc limitée par un ou plusieurs autres paramètres.

La lumière pourrait jouer un rôle majeur parce que le réservoir est très turbide. La remise en suspension de matière solide par la pluie et le vent qui y est souvent associé, augmente le coefficient d'atténuation de la lumière et diminue la transparence de l'eau, particulièrement dans les sites peu profonds (Arfi et *al.*, 2001 ; Reynolds, 1998). La morphologie du lac notamment l'orientation des vents dominants est à l'origine d'une remise en suspension et d'un brassage vertical intégral de la colonne d'eau. On peut supposer que l'absence de ce paramètre physique lors de l'incubation a été déterminant dans développement de la biomasse. En effet, l'absence de turbulence et l'intensification de l'éclairement (la quantité de lumière reçue dans les flacons d'incubation est de l'ordre de grandeur de l'éclairement *in situ* à 20 cm de profondeur) favorise le développement phytoplanctonique, en particulier des cyanobactéries qui sont particulièrement sensibles à la turbulence de l'eau. Il semble donc que plus que les ressources nutritives, ce soit la lumière et la turbulence qui aient freiné le développement des cyanobactéries *in situ*, tandis qu'en

conditions contrôlées, l'augmentation de l'éclairement subit par les algues aient largement stimulé leur croissance. Des recherches spécifiques seront à entreprendre dans cette voie.

Il est reconnu qu'un faible éclairement de la colonne d'eau favorise les cyanobactéries. Cependant, qu'en est-il de la qualité de cette lumière ? Il se peut que les cyanobactéries aient une légère exigence à ce sujet. Les cyanobactéries utilisent les longueurs d'onde du visible. La lumière dont elles disposent a eu à traverser des eaux jaunâtres. Il se peut que le spectre d'absorption en soit particulièrement dénaturé et par conséquent que l'éclairement ne soit pas de qualité suffisante pour permettre à ces organismes de se développer correctement. Nous n'avons pu, faute de moyen, quantifier l'atténuation et la forme du spectre 400-700 nm afin de valider ou rejeter cette hypothèse.

CONCLUSION

L'évaluation du risque sanitaire associé aux toxines de cyanobactéries demeure rare voire inexistante dans la plupart des pays de la zone intertropicale africaine, à la différence des pays du Nord. L'étude réalisée s'inscrivait dans la volonté de remédier modestement à cette absence, compte tenu du nombre important de personnes potentiellement concernées par ce risque. La surveillance mise en place aurait pu permettre d'observer et étudier une efflorescence. Bien que les conditions aient semblé a priori favorables à une prolifération (température et turbidité élevées, ressources trophiques aisément disponibles) celle-ci n'a pas eu lieu. Les biomasses algales en présence se sont révélées très faibles et finalement fort heureusement pour les populations exposées à ce risque. Les procédés de traitement conventionnel (coagulation, décantation, filtration et chloration), tels que ceux mis en œuvre à la station de traitement de Ouagadougou, enlèvent efficacement les cellules cyanobactériennes (Santé Canada, 2002) avec un taux d'élimination de 95%. Concernant la destruction des cyanotoxines, ceux-ci sont toutefois peu efficaces (Santé Canada, 2002). Les méthodes utilisant le charbon actif et l'ozone sont plus performantes mais très onéreuses. Elles ne peuvent être mises en place au niveau de la station de traitement, faute de moyens financiers.

La multiplication du nombre de barrages au Burkina Faso, zone géographique à faible ressource en eau, induit probablement un risque croissant dans la mesure où les usines de potabilisation quelques fois associées à ces retenues ne disposent pas des moyens permettant la mise en place de traitements efficaces pour l'élimination de ces toxines. On estime qu'au Burkina Faso plus de 2 millions de personnes sont potentiellement concernées par les risques sanitaires associés aux efflorescences à cyanobactéries (<http://www.ird.bf/activites/flag.htm>).

Les conditions rencontrées à Loumbila se sont révélées particulièrement contraignantes pour le phytoplancton. L'extrême turbidité du réservoir induit une considérable atténuation de la lumière à la fois quantitativement et peut être aussi qualitativement. Notre étude confirme, si besoin en était la complexité des relations entre population phytoplanctonique et conditions environnementales. A l'évidence, la dominance des cyanobactéries ou leur quasi absence résulte d'une combinaison multifactorielle (Dokulil et Mayer, 1996).

Les résultats ont été obtenus lors d'une année hydrologique anormale (2004). Les écoulements superficiels ont été largement déficitaires, le réservoir s'étant rempli à moins de 50 %. Par contre, le remplissage du réservoir depuis le début de l'hivernage 2005 a très bien débuté. Le réservoir a atteint début août son seuil de déversement dont la cote a de plus été rehaussé de 40 cm en 2003 (soit 680 cm). Les pluies du mois de juillet ont été très abondantes et très supérieures à celles des années précédentes. Le mois d'août s'annonce, comme le mois de juillet, très pluvieux. Le risque d'une prolifération à la fin de la saison sèche prochaine n'est cependant pas à écarter et une attention vigilante devra être apportée à l'évolution des communautés phytoplanctoniques : les taxons potentiellement pathogènes ont été rencontrés cette année mais leur développement semble clairement avoir été freiné sinon bloqué par des conditions environnementales défavorables. Ces taxons seront vraisemblablement de nouveau présents en 2006 tandis que du fait du bon remplissage amorcé, la profondeur moyenne du plan d'eau sera moins faible, la turbidité probablement moins élevée et globalement, les conditions de milieu moins adverses.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ACEROA J. L., RODRIGUEZA E. et MERILUOTOB J., 2005. « Kinetics of reactions between chlorine and the cyanobacterial toxins microcystins », *Water Research*, **39**, 1628-1638.

ARFI R., BOUVY M., CECCHI P., PAGANO M. et THOMAS S., 2001. « Factors limiting phytoplankton productivity along a trophic gradient in 49 shallow reservoirs of North Côte d'Ivoire (West Africa) », *Aquatic Ecosystem Health Management*, **4(2)**, 123-138.

BOUAÏCHA N., 2001. « Impact sanitaire des toxines de cyanobactéries en milieu d'eau douce », *Revue Française des Laboratoires*, N° 336.

CECCHI P., ZERBO F., BERGER C. et ZONGO F., (2004). « Existe-t-il un risque de toxicité associé aux proliférations de cyanobactéries dans le réservoir de Loumbila ? », 3èmes journées scientifiques du groupe des écoles EIER-ETSHER Ouagadougou, décembre 2004.

CECCHI P., ARFI R. et BERGER C., (2005). « Cyanobactéries, potentiel toxique et ressources en eau du Burkina Faso ». Rapport de mission. Centre IRD Ouagadougou, 35 pp.

CHORUS I. et BARTRAM J., 1999. « Toxic cyanobacteria in water : a guide to their public health consequences, monitoring and management ». E & FN Spon, Londres.

CHOW C., DRIKAS M., HOUSE J., BURCH M. et VELZEBOER R., 1999. « The impact of the conventional water treatment processes on cells of the cyanobacterium *Myxocystis Aeruginosa* », *Water Research*, **33**, 3253-3262.

CODD G. A., 1996. « Mechanisms of action and health effects associated with cyanobacterial toxins », *Toxicology Letters*, Volume 88, Supplement 1, Page 21.

COUTE A. et LEITAO M., 2005. « Guide pratique des cyanobactéries planctoniques du Grand Ouest de la France », édition AESN, 65 p.

DIETRICH D. et HOEGER S., 2005. « Guidance values for microcystins in water and cyanobacterial supplement products (blue-green algal supplements) : a reasonable or misguided approach? », *Toxicology and Applied Pharmacology*, **203**, 273-289.

DOKULIL M. T. et TEUBNER K., 2000. « Cyanobacterial dominance in lakes », *Hydrobiologia* **438**, 1-12.

DOKULIL M. T. et MAYER J., 1996. « Population dynamics and photosynthetic rates of a *Cylindrospermopsis-Limnithrix* association in a highly eutrophic urban lake, Alte Donau, Vienna, Austria », *Algology Study*, **83**, 179-195.

DUY T. N., LAM P. K. S., SHAW G. R. et CONNELL D. W., 2000. « Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water », *Revue of Environmental Contamination Toxicology*.

EASTHOPEA M. P. et HOWARDB A., 1999. « Simulating cyanobacterial growth in a lowland reservoir », *The Science of the Total Environment*, **241**, 17-25.

FALCONNER, 1989. « Using activated carbon to remove toxicity from drinking water containing cyanobacterial blooms ». *Research and technology*.

FORSBERG C., HEYMAN U., 1984. « Variation of water quality parameters in meso- to hypertrophic lakes », *Verh international Verein Limnolinnology*, **22**, 730-733.

GAJDEK P., BOBER B., MEJ E. et BIALCZYK J., 2004. « Sensitised decomposition of microcystin-LR using UV radiation », *Journal of Photochemistry and Photobiology*, **76**, 103-106.

GARCIA C., DEL CARMEN BRAVO M. et LAGOSA M. et N., 2004. « Paralytic shellfish poisoning : post-mortem analysis of tissue and body fluid samples from human victims in the Patagonia fjords », *Toxicon*, **43**, 149-158.

GRAHAM J. L., JONES J. R., JONES S.B., DOWNING J. A. et CLEVINGER T. E., 2004. « Environmental factors influencing microcystin distribution and concentration in the Midwestern United States », *Water Research*, **38**, 4395-4404.

Groupe scientifique sur l'eau, Cyanobactéries et cyanotoxines (eau potable et aux récréatives), 2004. « Fiches de synthèses sur l'eau potable et la santé humaine », Institut national de santé publique du Québec, 18p.

HAIDER S., NAITHANI V., VISWANATHAN P.N. et KAKKAR P., 2003. « Cyanobacterial toxins: a growing environmental concern », *Chemosphere*, **52**, 1-21.

HITZFELD B. C., HÖGER S. J. et DIETRICH D. R., 2000. « Cyanobacterial toxins: removal during drinking water treatment, and risk assessment », *Environmental Health Perspectives*.

HOEGER S., SHAWB G., HITZFELDC B. et DIETRICH D., 2004. « Occurrence and elimination of cyanobacterial toxins in two Australian drinking water treatment plants », *Toxicon*.

Institut National de santé publique du Canada, 2002. « Les toxines cyanobactériennes – Les microcystines-LR », *Santé Canada*.

JACQUET S., BRIAND J.F., LÉBOULANGER C., AVOIS-JACQUET C., OBERHAUS L., TASSIN B., VINCON B., PAOLINI G., DRUART J.C., ANNEVILLE O. et HUMBERT J.F., 2004. « The proliferation of the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* following restoration of the largest natural French lake (Lac du Bourget) », *Hamrfull algae*, 22 p.

JOCHIMSEN et al. « Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil », *The New England Journal of Medicine*, **338**, 873-878.

KALFF J., 1983. « Phosphorus limitation in some tropical African lakes », *Hydrobiologia*, **100**, 101-112.

KALFF J. et KNOECHEL R., 1978. « Phytoplankton and their dynamics in oligotrophic and eutrophic lakes », *Annual Review of Ecology and Systematics*, **9**, 475-495.

KEATING K. I., 1978. « Blue-green algal inhibition of diatom growth : transition from mesotrophic to eutrophic community structure », *Science*, **199**, 971–973.

KEIJOLA A. M., 1988. « Removal of cyanobacterial toxins in water treatment processes : laboratory pilot-scale experiments », *Toxicity Assessment*.

KURMAYER R., CHRISTIANSEN G. et CHORUS I., 2003. « The abundance of microcystin-producing genotypes correlates positively with colony size in microcystis sp. and determines its microcystin net production in lake Wannsee », *Applied and environmental microbiology*, **69(2)**, 787–795.

LATOUR D., GIRAUDET H. et SALENÇON M. J., 2004. « Méthode d'échantillonnage adaptée aux Cyanobactéries coloniales en milieu lacustre. Cas appliqué à *Microcystis Aeruginosa* sur la retenue de Grangent (Loire, France) », *Comptes Rendus Biologies*, **327**, 105–113.

LINDHOLM, T., ERIKSSON J. E. et MERILUOTO J. A. O., 1989. « Toxic cyanobacteria and water quality problems. Examples from a eutrophic lake on Åland, South West Finland », *Water Research*, **23**, 481–486.

MAHE G., L'HOTE Y., OLIVRY J.C. et WOTLING G., 2001. « Trends and discontinuities in regional rainfall of west and central Africa, 1951-1989 », *Hydrological Sciences Journal*, **46(2)**, 211-226.

MURPHY T. P., LEAN D. R. S. et NALEWAJKO C., 1976. « Blue-green algae: their excretion of iron-selective chelators enables them to dominate other algae », *Science*, **192**, 900–902.

POURIA S., DE ANDRADE A., BARBOSA J., CAVALCANTI R. L., BARRETO V. T. S., WARD C. J., PREISER W., POON G. K., NEILD G. H. et CODD G. A., 1998. « Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil », *The Lancet*, **352(9121, 4)**, 21-26.

REYNOLDS C.S. et PETERSEN A. C., 2000. « The distribution of planktonic Cyanobacteria in Irish lakes in relation to their trophic states », *Hydrobiologia*, **424**, 91–99.

REYNOLDS C.S., 1998. « What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status ? », *Hydrobiologia*, **369/370**, 11–26.

RYAN N. et BOTTING S., 2004. « Guidelines for management response to marine and freshwater algal blooms: for application in the lower north coast, Hunter valley and central coast », Department of Infrastructure, Planning and Natural Resources Hunter Region (Australie).

UENO et al., 1996. « Detection of microcystins, a blue green algal hepatotoxins, in drinking water sampled in Haimen and Fusui, endemic areas of primary liver cancer in China, by highly sensitive immunoassay », *Carcinogenesis*, **17**, 1317–1321.

VASCONCELOS V. M. et PEREIRA E., 2001. « Cyanobacteria diversity and toxicity in a Wastewater Treatment Plant (Portugal) », *Water Research*, **35(5)**, 1354-1357.

WIEGAND C. et S. PFLUGMACHER, 2005. « Ecotoxicological effects of selected cyanobacterial secondary metabolites a short review », *Pharmacology*, **203**, 201-218.

YU S. Z., 1989. « Drinking water and primary liver cancer ». In : Tang, Z.Y., Wu, M.C., Xia, S.S. (Eds.), *Primary Liver Cancer*, China Academic Publishers/Springer, New York, 30-37.

Listes de sites Internet :

<http://www.com.univ-mrs.fr/IRD/cyroco/>

<http://www.dlwc.nsw.gov.au>

<http://www.eaiburkina.bf>

<http://www.ifremer.fr>

<http://www.ird.bf/activites/flag.htm> ; <http://www.ird.fr>

<http://www.onea.bf>

<http://www.sciencedirect.com>

<http://www.springerlink.com>

GLOSSAIRE

Biomasse : masse totale de matière vivante (ici, des algues) dans une masse d'eau donnée.

Cyanobactérie : micro-organismes photosynthétiques.

Efflorescence algale (ou prolifération) : accumulation à la surface de l'eau ou sur les premiers mètres de la colonne d'eau, d'un très grand nombre de cellules algales individuelles ou de colonies d'algues à des niveaux qui sont souvent visibles à l'œil nu.

Euphotique : qualifie la couche supérieure d'une masse d'eau dans laquelle pénètre suffisamment de lumière (de 100 à 1% de l'énergie lumineuse incidente en sub-surface) pour assurer le déroulement de la photosynthèse.

Eutrophe : désigne l'état d'un milieu aquatique dans lequel il existe une concentration élevée des éléments minéraux nutritifs (surtout azote et phosphore), ce qui entraîne une importante production primaire liée à la prolifération des algues et autres végétaux.

Fluorescence : Propriété qu'ont certains corps d'absorber les radiations ultraviolettes invisibles et d'émettre des radiations de lumière visible.

Limnologie : Science qui a pour objet l'étude des lacs et des cours d'eau.

Nutriments : ce sont les divers éléments minéraux indispensables à la physiologie des organismes autotrophes. Les phosphates, les nitrates, les sels de potassium, de calcium et la silice constituent des nutriments majeurs.

Plancton : organismes aquatiques peu mobiles, voire incapables de mouvements propres, leur distribution dépend étroitement des courants. On peut distinguer le phytoplancton (pour les organismes végétaux) et le zooplancton (pour animaux).

Secchi : disque blanc ($\varnothing = 20$ cm) dont la disparition de l'image dans l'eau marque la mesure de la transparence de celle-ci.

Seston : ensemble des particules d'origine minérale (argile) ou organique (bactéries, phytoplancton).

Stratification : phénomène naturel qui subdivise une masse d'eau en couches horizontales de densité différente (en haut les eaux chaudes et en bas les eaux froides plus denses).

Taxon : Groupe d'êtres vivants ou fossiles qui ont des traits communs.

Turbidité : Réduction de la transparence de l'eau due à la présence de matière non dissoute.

ANNEXE : CARACTERISTIQUES DES CYANOBACTERIES

Les Cyanoprocaryophytes ou cyanobactéries sont des micro-organismes photosynthétiques contenant souvent en abondance un pigment, la phycocyanine qui leur confère une couleur bleue (d'où la racine = cyano). Grâce à la chlorophylle *a* et aux photosystèmes très semblables à ceux des végétaux (champignons exclus), ils synthétisent des sucres et produisent du dioxygène à partir de l'eau et du dioxyde de carbone. De ce fait, ils se rapprochent des algues.

En raison de l'absence d'une membrane isolant le matériel nucléaire (ADN,...) du contenu de leur cellules (cytoplasme), ils sont assimilables aux bactéries et définis par conséquent comme des procaryotes.

Pour les motifs précédents, ils sont classés par les microbiologistes dans le règne des Eubacteria, d'où l'appellation de cyanobactéries, et par les botanistes, dans le règne végétal, d'où le nom de Cyanoprocaryophytes (blue green algae ou tout simplement blue green pour les anglo-saxons).

Certaines espèces de cyanobactéries sont capables de synthétiser des toxines reconnues responsables d'empoisonnement d'animaux et de troubles chez les populations humaines. La plupart des espèces toxiques connues sont capables de former des efflorescences algales. Elles flottent dans l'eau et contaminent les eaux calmes des retenues, des lacs et des marais ou les eaux plus agitées des rivières.

I. Caractéristiques morphologiques

L'identification des espèces se base sur leur organisation, unicellulaire ou multicellulaire. Dans le deuxième cas, il faut noter si les cellules sont regroupées de façon plus ou moins ordonnée dans un mucilage collectif, ou disposée en une seule série aux éléments plus ou moins jointifs (filament).

Les cellules des cyanobactéries sont microscopiques et peuvent se regrouper en colonies et/ou en chaînes.

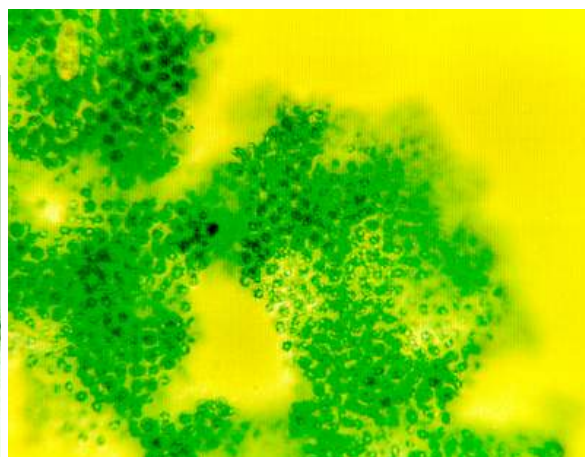


Figure 17 : Chaîne d'*Anabaena* (X 400) **Figure 18 :** Colonie de *Microcystis* (X 400)

Source: <http://www.dlwc.nsw.gov.au/care/wetlands/facts/paa/algae/index.html>

Trois types de cellules peuvent être rencontrés chez les cyanobactéries :

- les cellules végétatives qui constituent l'essentiel de l'individu ;
- les hétérocystes : cellules qui permettent la fixation de l'azote atmosphérique ;
- les akinètes : grandes cellules qui contiennent de nombreux granules de réserve.

II. Ecologie

1) Modes de vie

Les cyanobactéries sont capables de coloniser des substrats infertiles (désert, cendres volcaniques, ...) et de survivre à de hautes ou basses températures : on en trouve dans le sable du désert du Néguev, dans les geysers islandais et dans les glaces arctique et antarctique . Elles se rencontrent généralement dans les lacs, les rivières à cours très lent. Les espèces marines sont présentes dans tous les océans et mers de la Planète. Certaines vivent même en association avec des organismes animaux ou végétaux. Dans les eaux courantes comme stagnantes, leur mode de vie peut être planctonique (vivant dans la masse d'eau et se laissant transporter par ses mouvements) ou encore benthique (organismes fixés sur des substrats immergés).

Les cyanobactéries se développent aussi bien dans des milieux lotiques où la turbulence assure leur déplacement longitudinal que dans des milieux lenticules (lacs, étangs) depuis la surface jusqu'en profondeur où la lumière pénètre encore (zone euphotique). Toutefois, les fortes turbulences leur sont défavorables.

2) L'eutrophisation

Depuis toujours, il existe une eutrophisation naturelle. L'eutrophisation correspond au développement d'algues et de plantes aquatiques, grâce aux nutriments de l'eau et des sédiments en particulier le phosphore (Chorus et Bartram, 1999). Quelques plans d'eau sont naturellement eutrophes, mais pour la plupart, l'eutrophisation est le résultat d'activités anthropiques qui entraînent une surcharge de nutriments, le plus souvent de phosphore et d'azote.

Les activités domestiques et rurales sont à l'origine d'apports nutritifs de plus en plus importants dans les milieux aquatiques. De cette disponibilité excessive de nutriments découle une production végétale élevée, d'où des phénomènes répétés de proliférations. « L'efflorescence algale », appelée encore bloom ou prolifération, est un terme utilisé pour décrire une accumulation à la surface de l'eau ou sur les premiers mètres de la colonne d'eau, d'un très grand nombre de cellules algales individuelles ou de colonies d'algues à des niveaux qui sont souvent visibles à l'œil nu. Les développements massifs de cyanobactéries peuvent rester répartis de façon plus ou moins homogène dans l'eau (a - dans le schéma qui suit), ou migrer verticalement et se concentrer en surface (b), ce qui arrive régulièrement aux espèces munies de pseudovacuoles. Très légère, cette pellicule subit en surface l'action du vent (c), qui peut la pousser vers des endroits confinés (berges, murs de retenues).

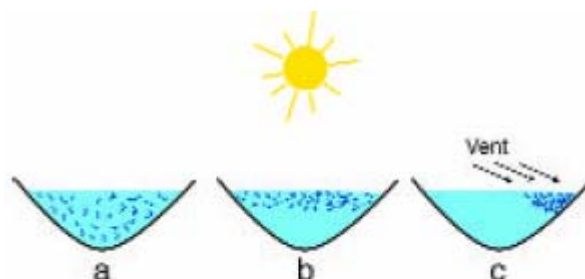


Figure 19 : Migration verticale puis accumulation en berge de cyanobactéries.
Source: Guide pratique des cyanobactéries planctoniques du Grand Ouest de la France.
(Couté et Leitao, 2005)

Les conditions favorisant un bloom, ne sont pas clairement déterminées. Différents facteurs comme la température, la luminosité et la quantité de nutriments sont reconnus pour avoir une influence sur la diversité des espèces rencontrées, leur prolifération ainsi que sur la composition et la quantité des cyanotoxines secrétées (Chorus et Bartram, 1999 ; Duy et *al.*, 2000).

Un des facteurs les plus importants à l'origine du bloom est sans doute le brassage de la colonne d'eau. Celui-ci remet en suspension des algues qui avaient plutôt tendance à sombrer et s'éloigner de la lumière. Ces algues se trouvant alors à la surface de l'eau ou dans des zones beaucoup éclairées qu'auparavant, peuvent croître aisément et créer un bloom.

Le pH, la température, le zooplancton et la turbidité sont des facteurs qui jouent un rôle dans la dominance de telle ou telle espèce de cyanobactéries.

Ces proliférations peuvent constituer un risque environnemental et/ou sanitaire. Elles ont de graves conséquences sur la demande en eau, l'agriculture, les poissons et autres animaux aquatiques. Tous les continents sont concernés par ces efflorescences.

Du point de vue écologique, ces proliférations sont très gênantes car :

- elles réduisent beaucoup la transparence de l'eau et par conséquent la pénétration de la lumière, nuisant ainsi aux autres groupes d'algues ;
- une baisse de la diversité phytoplanctonique s'en suit, accompagnée souvent d'un appauvrissement du zooplancton, puis des autres maillons de la chaîne trophique ;
- la minéralisation d'une quantité excessive de matière organique issue du bloom peut provoquer une anoxie de la colonne d'eau. Un déficit prononcé de l'oxygénation peut alors perturber la respiration des animaux aquatiques, jusqu'à l'asphyxie. Cela peut également conduire au relargage par le sédiment d'éléments nutritifs (azote et phosphore), jusque là sous forme fixée, mais qui deviennent solubles en absence d'oxygène: ce qui amplifiera, par la suite, le phénomène d'eutrophisation ;
- la sédimentation des microalgues (souvent rapide à la mort du peuplement) constitue un apport en matière organique très important: il sera dégradé par les bactéries du sédiment, qui, pour ce faire, consomment beaucoup d'oxygène. Une anoxie totale du fond peut s'ensuivre; voire de toute la colonne d'eau ;
- la mortalité des cyanobactéries s'accompagne tout naturellement de leur lyse cellulaire et par voie de conséquence de la dispersion de leurs métabolites. Si elles sont toxiques, leurs toxines diffusent alors dans l'eau.

III. Stratégies Algales

Les cyanobactéries d'eau douce n'ont pas de flagelle qui leur permettrait de se déplacer le long de la colonne d'eau. Cependant, certaines espèces peuvent se mouvoir verticalement via la possession de vacuoles gazeuses qui régule leur flottabilité. Leurs adaptations morphologiques leur permettent d'être opportuniste et d'exploiter un certain type de ressources et de conditions. Elles peuvent alors faire des efflorescences et concurrencer les autres espèces. Ces adaptations sont :

- la possibilité de stocker le phosphore ;
- une sélection préférentielle des nutriments ;
- la fixation du diazote atmosphérique dissous dans l'eau ;
- la régulation de la flottabilité ;
- la possession de pigments accessoires : la possession, entre autres, d'un pigment rouge permet l'utilisation de lumière verte pour la photosynthèse, lumière présente en profondeur (espèces stratificationnistes).

IV. Toxicité

Les cyanobactéries sont capables de produire des toxines. Les toxines sont essentiellement des endotoxines, qui peuvent être libérées dans le milieu au cours de la lyse algale lorsque les cellules vieillissent ou à la suite d'un traitement algicide qui les fait éclater.

A travers le monde, plusieurs espèces de cyanobactéries ayant des propriétés toxiques ont été signalées. Il existe trois grandes catégories de toxines. Elles regroupent de nombreuses molécules selon l'organe-cible et leur mode d'action.

	HÉPATOTOXINES	NEUROTOXINES	DERMATOTOXINES
Modes d'action	inhibition de la synthèse protéique se lie à la phosphatase des protéines des cellules du foie	perturbation de la transmission nerveuse (blocage des canaux Na ⁺)	fixation sur les membranes cellulaires
Effets	altération de la structure des cellules du foie insuffisance hépatique initiation du cancer du foie	perturbation de l'influx nerveux (malaises comme maux de tête, vomissements, diarrhées, paralysie...)	sensibilisations, allergies cutanées (inflammations, démangeaisons, rougeurs...)
Délai d'apparition des effets	à court et à long terme (quelques heures à quelques années)	très rapide (quelques heures)	à court moyen terme
Exemples	microcystines cylindrospermopsine	saxitoxines anatoxines	lipopolysaccharides divers

Tableau XIV : Principaux types de toxines élaborées par les cyanobactéries.

Source: Guide pratique des cyanobactéries planctoniques du Grand Ouest de la France.

(Couté et Leitao, 2005)

Il faut savoir que:

- une cyanobactérie colonisant un milieu, peut produire par moments une toxine, alors qu'à d'autres elle n'en produit pas ;
- une cyanobactérie connue pour être toxique dans un endroit peut ne jamais l'être dans d'autres sites ;
- une cyanobactérie peut produire plusieurs toxines en même temps.

La toxicité des cyanobactéries n'est pas systématique, mais c'est une éventualité qu'il convient d'envisager compte tenu des espèces constituant l'efflorescence.

Bien que cela soit encore peu documenté, les microcystines peuvent s'accumuler dans la chaîne alimentaire et principalement chez les consommateurs primaires par filtration ou absorption (Wiegand et Pflugmacher, 2004). Les microcystines affectent les micro algues, le zooplancton, les plantes aquatiques et terrestres, les poissons, les mollusques, les insectes, les oiseaux, les mammifères, parmi d'autres organismes (De Figueirido, 2004).

Pour l'homme, l'exposition aux cyanobactéries (cyanotoxines) se fait principalement par l'eau utilisée à des fins de consommation à des fins domestiques, ou à des fins récréatives (cyanotoxines par ingestion accidentelle d'eau et lipopolysaccharides par contact direct). L'irrigation des cultures agricoles avec de l'eau contaminée peut conduire à une contamination des surfaces externes des légumes (Codd, 1996) et pourrait conduire aussi à une accumulation interne de cyanotoxines (Chorus et Bartram, 1999).

Les voies significatives d'absorption sont l'ingestion de l'eau ou d'aliments contaminés, ainsi que l'inhalation d'aérosols d'eau contaminée (World Health Organization, 1998; Chorus et Bartram, 1999).

Certains sous-groupes de la population sont vraisemblablement plus vulnérables aux effets des cyanotoxines que la population générale. Les enfants apparaissent comme un groupe particulièrement vulnérable parce que leur consommation d'eau par kilogramme de poids corporel est plus grande que celle des adultes et qu'ils sont susceptibles d'ingérer de l'eau accidentellement lors d'activités aquatiques (Chorus et Bartram, 1999). Les personnes atteintes d'hépatites sont sensibilisées aux effets adverses des hépatotoxines

V. Méthodes de traitement

Le processus de traitement de l'eau potable doit viser l'élimination de cellules cyanobactériennes et la destruction des cyanotoxines. Les processus de traitement conventionnel (coagulation, décantation, filtration et chloration) enlèvent efficacement les cellules cyanobactériennes (Santé Canada, 2002) avec un taux d'élimination de 95%. Concernant la destruction des cyanotoxines, les processus de traitement conventionnels sont peu efficaces (Santé Canada, 2002). La chloration est généralement inefficace mais sa capacité à éliminer les cyanotoxines dépend de la substance utilisée et de sa concentration. Le chlore aqueux à une concentration de 15 mg L^{-1} détruit les microcystines si le pH est inférieur à 8 mais l'eau est rendue inconsommable en raison de sa concentration en chlore (Santé Canada, 2002 ; Acero, 2005). Les filtres à charbon actif en grains (Keijola, 1988; Falconner et *al.*, 1989) et l'ozonation à une concentration de 1 mg L^{-1} (Keijola, 1988; Hitzfeld et *al.*, 2000) sont des méthodes reconnues très efficaces pour éliminer les cyanotoxines dissoutes dans l'eau.

L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a établi une valeur guide pour la microcystine-LR dans l'eau potable de $1 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ (World Health Organization, 1998).