



## Qualité des eaux et risques sanitaires associés aux lacs et réservoirs du Burkina Faso

### Opération « FasoTour 2014 »

# COMPTE-RENDU DE MISSION

- 19 novembre 2014 -

**Chef de mission :** Philippe CECCHI (IRD-Ecosym, Montpellier, France)

**Contact :** [Philippe.Cecchi@ird.fr](mailto:Philippe.Cecchi@ird.fr) [+33 683 390 920]

#### Participants

##### Terrain

Joachim BADO (Chauffeur)

Matthieu DA (Master 2, 2iE, Ouagadougou, Burkina Faso)

Aymeric JOSEPH (Master 2, EMA/LGEI, Alès, France)

##### Laboratoires

Djeneba BAMBA (Doctorante, Université de Bobo-Dioulasso, Burkina Faso)

Sandrine BIAU-LALANNE (2iE, Ouagadougou, Burkina Faso)

Edouard LEHMANN (Doctorant, EPFL, Lausanne, Suisse)

Franck LALANNE (2iE, Ouagadougou, Burkina Faso)

Matthieu DA (Master 2, 2iE, Ouagadougou, Burkina Faso)

Béatrice BEC (Ecosym – UMR 5119, Université de Montpellier 2, France)

Simon ENJALBERT (Master 2, Polytech, Ecosym - UMR 238, Université de Montpellier 2, France)

Catherine GONZALEZ (EMA/LGEI, Alès, France)

Aymeric JOSEPH (Master 2, EMA/LGEI, Alès, France)

Sylvie SPINELLI (EMA/LGEI, Alès, France)

Murielle AVEZAC (EMA/LGEI, Alès, France)

Stephan JACQUET (INRA UMR CARTEL, Thonon-les-Bains, France)

Saïdou KABORE (Doctorant, Université de Ouagadougou, Burkina Faso)

Patrick MONFORT (CNRS, Ecosym - UMR 5119, Université de Montpellier 2, France)

Thomas MOSSER (CNRS, Ecosym - UMR 5119, Université de Montpellier 2, France)

Laurence AMALRIC (BRGM, Orléans, France)

Emma ROCHELLE-NEWALL (IRD-iEES, Ecole Normale Supérieure, Paris, France)

##### Traitement de données

Emmanuel BONNET (MC Géographe, Univ. de Caen, UMI *Résiliances*, IRD Ouaga, Burkina Faso)

## Remerciements

Le bon déroulement de la mission, tant sur le terrain qu'au sein des différents laboratoires mobilisés pour le traitement et l'analyse des nombreux échantillons collectés, a été rendu possible grâce à l'appui et au soutien de différentes personnalités que nous tenons à remercier explicitement :

- M. le Professeur **Nicolas BARRO**, Vice-président de l'Université de Ouagadougou, directeur du laboratoire LABESTA où ont été traités et analysés les échantillons dédiés à l'étude des pathogènes (coliformes fécaux et *Vibrio cholerae*).
- M. **Hamma YACOUBA**, Directeur de la Recherche à la fondation 2iE, qui a autorisé l'installation de plusieurs unités analytiques dans les laboratoires de 2iE durant toute la durée de l'opération.
- M. **Jean-Marc LEBLANC**, Représentant de l'IRD au Burkina Faso, qui, comme à son habitude, a soutenu sans réserve notre initiative scientifique et tout mis en œuvre pour en faciliter la réalisation.
- Mme Olufunke **COFIE**, Directrice de l'IMWI pour l'Afrique de l'Ouest (Accra, Ghana) qui n'a eu de cesse de nous pousser à réaliser ce travail, initialement programmé pour 2011 dans le cadre de l'initiative Volta du Challenge Program on Water and Food qu'elle a animée jusqu'en 2013, et désormais inscrit grâce à son support dans l'action 'Managing Water and Food Systems in the Volta - Niger basins' qu'elle coordonne.

*Ce document a été produit grâce au soutien financier de l'Union Européenne et avec le soutien technique de l'IFAD. Les opinions exprimées dans ce document sont celles des auteurs et ne sauraient être interprétées comme étant la position officielle de l'IFAD et/ou de l'Union Européenne.*

## Qualité des eaux et risques sanitaires associés aux lacs et réservoirs du Burkina Faso

### Opération « FasoTour 2014 »

#### SYNOPSIS

##### Contexte

Les petits barrages constituent aujourd'hui une composante incontournable et appréciée des espaces ruraux du Burkina Faso, en raison de la diversité des usages dont ils sont l'objet. Toutefois, de nombreuses questions liées à la **qualité de l'eau** au sein des réservoirs, et de façon plus générale aux **risques** que leur présence et utilisation sont susceptibles de générer sont posées.

Une **opération pluridisciplinaire** et **multipartenaires** dédiée à l'évaluation de certains des risques couramment associés aux eaux de surface (pathogènes, contaminants, cyanobactéries, physico-chimie des écosystèmes) a été mise en place entre avril et juin 2014 par l'**UMR G-eau de l'IRD et ses partenaires**.

Le principe de l'opération a consisté en l'**échantillonnage d'une quarantaine de plans** d'eau dont certains avaient déjà été étudiés il y a une dizaine d'années (voir [carte 1](#) et [tableau 1](#)).

##### Objectif

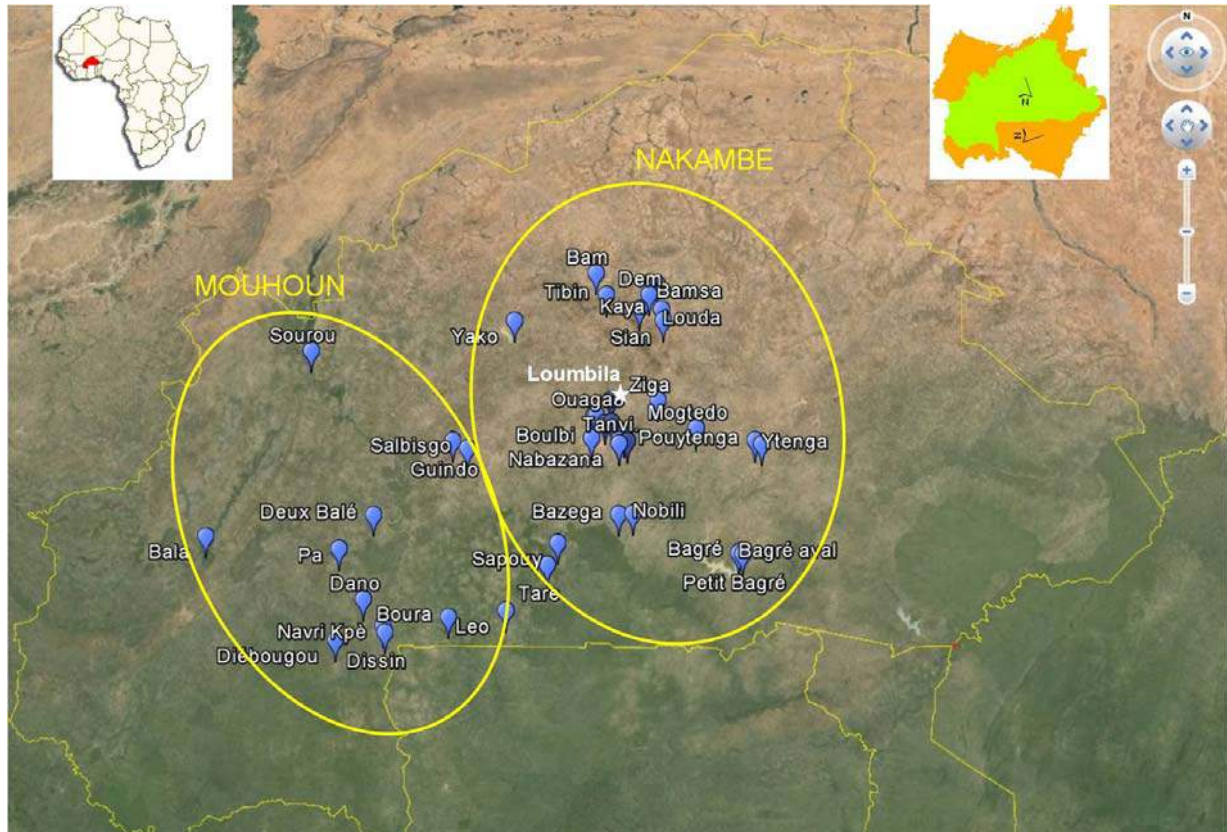
L'opération FasoTour 2014 visait à considérer un grand nombre (40) de lacs et réservoirs largement répartis à l'échelle nationale et situés sur les bassins versants du Nakambé et du Mouhoun (**Volta**).

Il s'agissait de faire un **diagnostic rapide** – passage unique, un point par site – de la qualité des eaux et des risques à partir de mesures réalisées *in situ* et d'échantillons collectés quotidiennement (un à quatre sites par jour selon éloignement) puis ramenés aux différents laboratoires concernés à Ouagadougou.

- **In situ** : température, pH, conductivité, fluorescence de la Chlorophylle *a*, biomasse en cyanobactéries en sub-surface (sondes WTW ; AlgaeTorch) ; profondeur de disparition du disque de Secchi ; profils verticaux de température et conductivité (structure de la colonne d'eau ; sonde WTW) ; atténuation lumineuse (capteur Licor) ; trait de filet vertical (20 µm) pour le zooplancton ; trait de filet vertical (5 µm) pour le phytoplancton.
- **In situ** : prélèvements à la main d'échantillons de sub-surface (≈ 20 cm sous la surface) pour les différentes équipes impliquées. Stockages (T° ambiante, froid, congelé selon besoin) jusqu'au retour labo. Conditionnement immédiat 'bord lac' de certains échantillons sensibles.
- **Aux labos** :
  - ✓ **Phytoplancton** : fluorescence et rendements photosynthétiques => UMR G-eau (IRD) + Univ. Bobo (échantillons traités au Phyto PAM à 2iE – 1 étudiante post-M2 de l'Univ. Bobo)
  - ✓ **Phytoplancton** : biomasses par classes de taille (<3µm ; <20µm ; total) => UMR Ecosym (UM2) Montpellier (échantillons conditionnés à Ouaga puis dosés – spectrofluorimètre – 1 élève Ingénieur – à Montpellier)
  - ✓ **Communautés microbiennes (1)** : bactéries, picocyanobactéries => UMR Ecosym (UM2) (échantillons conditionnés à Ouaga puis analysés – cytométrie en flux – 1 élève Ingénieur – à Montpellier)
  - ✓ **Communautés microbiennes (2)** : virus, bactéries, picophytoplancton => UMR Carrtell (INRA) (échantillons conditionnés à Ouaga puis analysés – cytométrie en flux – à Thonon-les-Bains)
  - ✓ **Pathogènes** : coliformes fécaux + *Vibrio cholerae* => Univ Ouaga + UMR Ecosym (CNRS) (échantillons traités à Ouaga puis à Montpellier – 1 doctorant de l'Univ. Ouaga + 2 chercheurs CNRS en mission)
  - ✓ **Contaminants (1)** : 22 formulations usuelles => Ecole des Mines d'Alès + UMR G-eau (IRD) (échantillons conditionnés à Ouaga puis dosés à Alès – 1 étudiant M2 de l'Univ. Montpellier en mission)
  - ✓ **Contaminants (2)** : glyphosate + résidus => BRGM Orléans + UMR G-eau (IRD) (échantillons conditionnés à Ouaga puis dosés à Orléans)
  - ✓ **Contaminants (3)** : screening complémentaire des pesticides => 2iE + EPFL (IIE/GR-CEL) (échantillons congelés à Ouaga avant dosage à Lausanne ; 1 doctorant EPFL)
  - ✓ **Chimie (1)** : Carbone Organique Dissous => UMR iEES (IRD) (échantillons conditionnés *in situ* puis dosés – Shimatzu Caron Analyzer – à Paris)
  - ✓ **Chimie (2)** : MES + Sels nutritifs => respectivement 2iE et UMR Carrtell (INRA) (échantillons traités à 2iE – 1 étudiant M2 de 2iE, puis sels nutritifs analysés à Thonon-les-Bains)

## Carte Opération 'FasoTour 2014'

## CARTOGRAPHIE



Carte 1 : Sites étudiés durant la campagne FasoTour 2014 (voir tableau 1).

Les *sites d'intérêt* sélectionnés correspondent à des sites dédiés à l'alimentation en eau potable (ex. Ziga, Dem, Loumbila, etc.), à des sites emblématiques à l'échelle nationale (ex. Bam, Bagra, Bazéga, etc.), à des sites à forte vocation agricole (ex. Sourou, Boura, Nabazana, etc.), ou encore à des sites protégés de bonne qualité avérée (ex. Bala). Tous sont situés à proximité immédiate des grands axes de communication.

Le site de *Loumbila* a été étudié à six reprises pour rendre compte sur l'ensemble des paramètres et descripteurs mesurés de la variabilité temporelle 'potentielle' à l'échelle des deux mois de campagne.

Cette *enveloppe d'incertitude* sera ensuite appliquée à l'ensemble des indicateurs.

Tableau 1 : Sites étudiés durant la campagne FasoTour 2014. Les coordonnées géographiques indiquées correspondent aux points d'échantillonnage (GPS Garmin). Les capacités des sites ont été relevées dans la base PPB/BAD 2001 de la DGI RH devenue DGR.

Date	Numero	Nom du site	°N	'N	"N	°W	'W	"W	Obs.	V (Mm <sup>3</sup> )	Bassin	Région
21-04-14	1	Loumbila-1	12	29	34.0	1	24	25.8		42.2	Nakambé	Plateau Central
22-04-14	2	Bam	13	19	57.4	1	30	48.8		31.0	Nakambé	Centre Nord
22-04-14	3	Tibin	13	11	11.8	1	26	36.0		0.04	Nakambé	Centre Nord
23-04-14	4	Bamsa	13	15	36.2	1	6	2.8		<i>n.d.</i>	Nakambé	Centre Nord
23-04-14	5	Dem	13	11	27.8	1	9	12.1		4.0	Nakambé	Centre Nord
24-04-14	6	Sian	13	5	46.1	1	13	4.7		2.0	Nakambé	Centre Nord
24-04-14	7	Kaya	13	5	33.4	1	4	7.5		1.1	Nakambé	Centre Nord
24-04-14		Louda	13	1	9.9	1	3	25.4	cassé	3.2	Nakambé	Centre Nord
25-04-14		Ytenga	12	12	9.2	0	23	9.6	vide	3.2	Nakambé	Centre Est
25-04-14	8	Pouytenga	12	13	41.5	0	25	54.9		0.6	Nakambé	Centre Est
25-04-14		Mogtedo	12	18	27.3	0	49	53.2	vide	2.9	Nakambé	Plateau Central
28-04-14	9	Ouaga2	12	23	16.7	1	31	22.4		1.2	Nakambé	Centre
28-04-14	10	Ouaga3	12	23	24.9	1	30	29.3		1.5	Nakambé	Centre
29-04-14	11	Loumbila-2	12	29	38.6	1	24	22.8		42.2	Nakambé	Plateau Central
30-04-14	12	Sourou	12	48	7.2	3	26	55.9		370	Mouhoun	Boucle Mouhoun
30-04-14	13	Goundi	12	12	48.4	2	28	37.1		<i>n.d.</i>	Mouhoun	Centre Ouest
01-05-14	14	Yako-Kanazoé	13	0	41.9	2	3	55.1		75	Nakambé	Nord
05-05-14	15	Bala	11	33	37.9	4	9	24.8		1.5	Mouhoun	Hauts Bassins
05-05-14	16	Salbisgo	12	9	53.6	2	22	36.1		3.6	Mouhoun	Centre Ouest
06-05-14	17	Yamtenga	12	20	20.1	1	26	51.0		0.6	Nakambé	Centre
06-05-14	18	Saaba (amont)	12	20	39.8	1	24	12.2	lac	5.4	Nakambé	Centre
06-05-14	19	Saaba (aval)	12	20	39.8	1	24	12.2	déversoir	-		
07-05-14	20	Loumbila-3	12	29	37.7	1	24	21.8		42.2	Nakambé	Plateau Central
08-05-14	21	Boura	11	2	49.3	2	29	52.1		4.2	Mouhoun	Centre Ouest
08-05-14	22	Leo	11	5	34.0	2	6	35.4		0.13	Mouhoun	Centre Ouest
08-05-14	23	Taré	11	23	55.7	1	49	55.9		<i>n.d.</i>	Mouhoun	Centre Ouest
09-05-14	24	Sapouy	11	32	38.6	1	45	45.8		0.7	Mouhoun	Centre Ouest
09-05-14		Boulbi	12	14	18.2	1	32	18.7	vide	2.4	Nakambé	Centre
12-05-14	25	Bapla-Diébouougou	10	52	56.0	3	15	46.7		<i>n.d.</i>	Mouhoun	Sud Ouest
12-05-14	26	Moutori-Dano	11	9	29.7	3	4	32.3		<i>n.d.</i>	Mouhoun	Sud Ouest
12-05-14	27	Pa	11	29	23.9	3	14	33.6		<i>n.d.</i>	Mouhoun	Hauts Bassins
13-05-14	28	Loumbila-4	12	29	38.3	1	24	21.6		42.2	Nakambé	Plateau Central
14-05-14	29	Dissin	10	56	21.7	2	55	36.4		0.1	Mouhoun	Sud Ouest
14-05-14	30	Navri Kpè	10	59	5.3	2	56	26.7		2.6	Mouhoun	Sud Ouest
14-05-14	31	Deux Balé	11	43	4.9	3	0	37.5		6.0	Mouhoun	Boucle Mouhoun
15-05-14	32	Toukoumtouré	12	15	17.3	1	19	2.6		0.4	Nakambé	Centre
15-05-14	33	Arzuma	12	13	7.6	1	17	46.0		1.4	Nakambé	Centre
16-05-14	34	Tanvi Nakemtenga	12	13	35.7	1	21	6.6		0.6	Nakambé	Centre
16-05-14	35	Nabazana	12	12	13.4	1	21	7.8		4.0	Nakambé	Centre
26-05-14	36	Loumbila-5	12	29	38.2	1	24	21.6		42.2	Nakambé	Plateau Central
27-05-14	37	Nobili	11	44	27.6	1	15	24.0		0.7	Nakambé	Centre Sud
27-05-14	38	Bazega	11	44	6.2	1	21	12.0		11.2	Nakambé	Centre Sud
27-05-14		Gohanguin							plein	0.5	Nakambé	Centre Sud
27-05-14		Kombissiri							plein	0.2	Nakambé	Centre Sud
28-05-14	39	Ziga (amont)	12	29	24.4	1	5	25.5	lac	200	Nakambé	Plateau Central
28-05-14	40	Ziga (aval)	12	29	25.2	1	4	55.1	fleuve	-		
02-06-14	41	Loumbila-6	12	29	38.8	1	24	21.6		42.2	Nakambé	Plateau Central
03-06-14	42	Bagré (amont)	11	29	25.7	0	32	56.9	lac	1700	Nakambé	Centre Est
03-06-14	43	Bagré (aval)	11	28	48.8	0	32	26.9	canal	-		
03-06-14	44	Petit Bagré	11	28	25.4	0	30	47.0		3.5	Nakambé	Centre Est
04-06-14	45	Koubri ville	12	11	34.0	1	24	16.2		9.7	Nakambé	Centre

## Qualité des eaux et risques sanitaires associés aux lacs et réservoirs du Burkina Faso

Opération « FasoTour 2014 »

### Méthodes, matériel et résultats préliminaires

#### SOMMAIRE

Sites concernés.....	p. 7
Connectivité des sites	p. 9
Vocations	p. 10
Limites et réserves	p. 10
Mesures <i>in situ</i> .....	p. 11
Heures	p. 11
Profondeur	p. 11
Température	p. 12
pH	p. 13
Conductivité	p. 13
Disque de Secchi	p. 14
Atténuation de la lumière	p. 15
Biomasses phytoplanctoniques	p. 16
Echantillons collectés pour mesures ultérieures.....	p. 19
Mesures aux laboratoires.....	p. 20
Matières en suspension	p. 20
Pesticides	p. 22
Biomasses et efficacité photosynthétique	p. 27
Structuration par classe de taille du phytoplancton	p. 29
Analyses à venir.....	p. 33
Éléments de conclusion.....	p. 33
Références citées.....	p. 34
Annexe.....	p. 35



Photo 1 : Arrivée sur site...

## Méthodes, matériel et résultats préliminaires

### • Sites concernés

Cinquante et un sites ont été visités ([tableau 1](#)), dont 45 ont été échantillonnés, à l'occasion de 24 jours de campagne répartis sur sept semaines entre le 21 avril et le 04 juin 2014. Près de 9000 km ont été parcourus. Six d'entre eux n'ont pas été retenus, soit parce qu'ils étaient vides au moment de notre passage, soit inversement parce qu'ils venaient tout juste de se remplir à la faveur des pluies relativement précoces qui ont arrosé le Burkina Faso au printemps 2014. Quarante sites différents ont été considérés, le réservoir de Loumbila ayant été échantillonné à six reprises ([figure 1](#)).

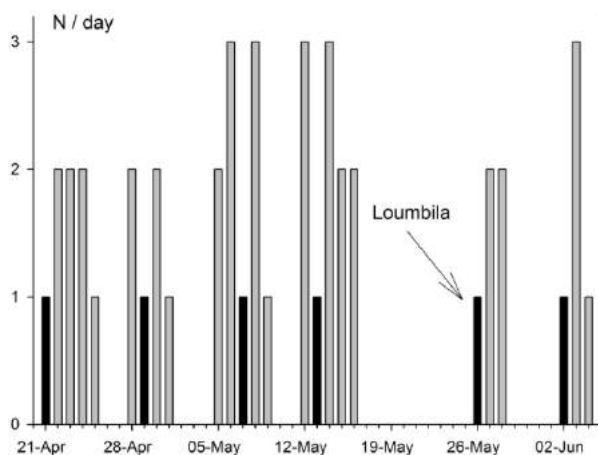


Figure 1 : Chronogramme d'échantillonnage. N = nombre d'échantillons collectés par jour de sortie. Les six sorties à Loumbila sont figurées en noir.

Tous les sites visités et échantillonnés sont tributaires des bassins versants du Nakambé (anciennement Volta Blanche, N=29) et du Mouhoun (anciennement Volta Noire, N=14). Il a été fait explicitement le choix de ne considérer que des sites appartenant au grand bassin de la Volta, et de ne pas considérer d'écosystèmes tributaires des deux autres grands bassins internationaux du Burkina Faso (i.e. Comoé, à l'extrême sud-ouest du pays, et Niger, surtout au nord et à l'est du pays ; voir [figure 2](#))

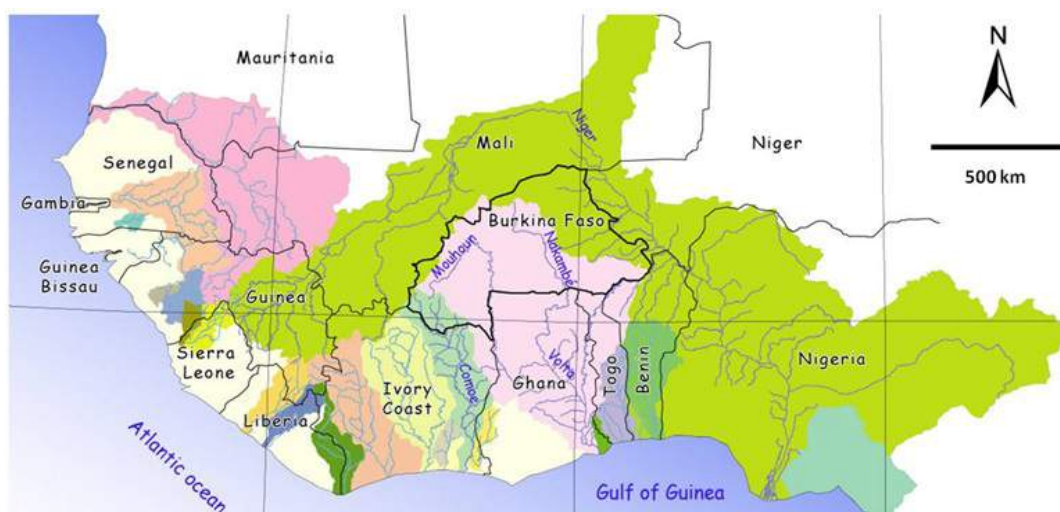


Figure 2 : Les grands bassins internationaux du Burkina Faso (source : [Cecchi et al 2009](#)).

Une grande diversité de sites a été considérée, tant en regard de leurs tailles que de leur vocations. Tous les sites ciblés étaient *a priori* des sites pérennes en situation hydrologique ‘normale’ (surfaces > 5 ha en fin de saison sèche), ce qui n’a pas été systématiquement validé (quatre d’entre eux étaient vides lors de notre passage).

Toute la gamme des tailles susceptibles d’être rencontrées au Burkina Faso est prise en considération (figure 3)

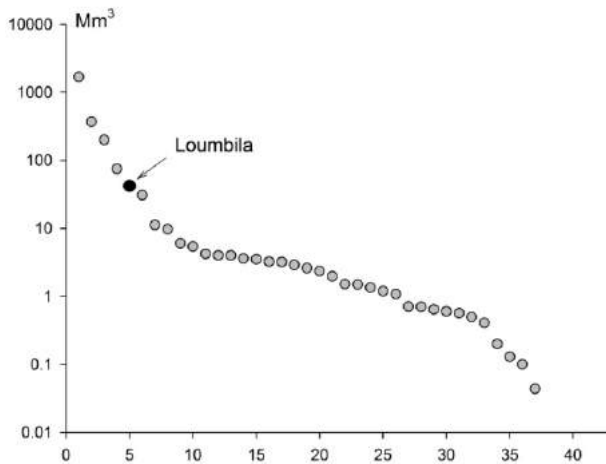


Figure 3 : Distribution des capacités des sites échantillonnés durant l’opération FasoTour 2014 (voir tableau 1). Source des données : base PPB/BAD 2001 de la DGIRH devenue DGRE.

Même si la plupart des sites les plus grands sont tributaires du bassin du Nakambé, les distributions des capacités selon le bassin d’appartenance ne sont pas statistiquement significativement différentes (figure 4).

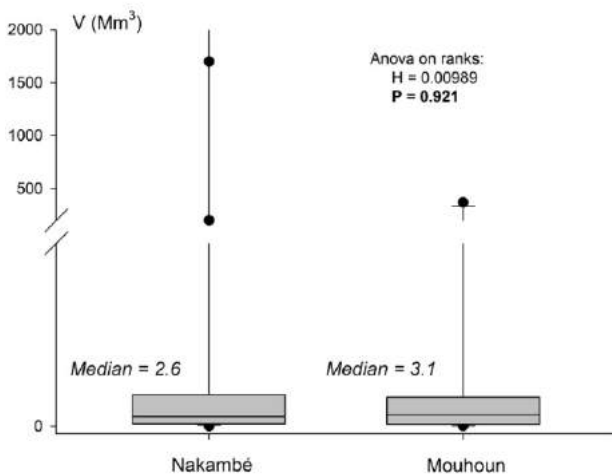


Figure 4 : Box-plots des capacités des sites échantillonnés durant l’opération FasoTour 2014 selon leur bassin versant d’appartenance. Source des données : base PPB/BAD 2001 de la DGIRH devenue DGRE.

Les capacités indiquées par la base BAD de la DGIRH/DGRE correspondent aux volumes maximums, i.e. en période de hautes-eaux. La prospection FasoTour s’est déroulée au cœur de la saison sèche, à une période censée correspondre inversement aux plus basses eaux, principalement sous l’effet de la simple contraction hydrologique des sites (évaporation) et des prélèvements de toutes natures dont ils sont alors l’objet (irrigation en premier lieu).

La saison sèche correspond de fait à la période de pleine utilisation – contre-saison – des sites. Il est estimé *a priori* que cette période correspond également à la période durant laquelle les écosystèmes sont soumis aux plus fortes pressions anthropiques.

Nous verrons ultérieurement qu’il existe une relation hautement significative liant la capacité maximale des sites et leur taille au moment des échantillonnages (estimée ici par la profondeur mesurée aux stations de mesure).



### Connectivité des sites

Nous reconnaissons d'emblée que le terme « connectivité » est abusivement employé ici. Formellement, il serait question de connectivité hydrologique, notion à caractère structurel et spatial, qui renverrait vers la longueur du lien physique (somme des tronçons de cours d'eau) reliant les différents sites entre eux (directement ou non). Chaque site pourra se voir attribuer un numéro d'ordre dans la classification des cours d'eau proposée par Strahler (travail en cours), et qui correspondra à une variable d'état pour chacun des sites. L'attribution d'un nombre de numéro d'ordre ne permet toutefois pas de quantifier la distance (physique) séparant chacun des sites de l'ensemble des autres : il faudrait pour cela mesurer cette distance au fil de l'eau. En première approche, ce n'est pas une entreprise commode ; nous y travaillons.

Alternativement, et pour tenter de rendre compte de l'isolement relatif de chacun des sites par rapport à l'ensemble des autres (une sorte de mesure de l'inverse de la connectivité), la matrice des distances 'à vol d'oiseau' séparant tous les points d'échantillonnage a été constituée à partir des relevés GPS effectués lors de la prospection (voir Annexe).

La distance médiane séparant chaque site de l'ensemble des autres varie de moins de 100 km pour Ziga à plus de 300 km pour Bala (figure 5). Cette distance est de 136 km lorsque tous les sites sont considérés (trait horizontal noir sur la figure). Les sites tributaires du bassin du Mouhoun sont remarquablement groupés en fin de distribution, indiquant qu'ils sont comparativement plus isolés que ceux du Nakambé (ce qui est logique lorsque l'on considère la répartition des sites à l'échelle nationale ; voir Cecchi *et al* 2009). La position de la mare aux Hippos de Bala est tout à fait remarquable également : la faible connectivité du site pourrait être un élément positif, en faveur de la conservation de sa très bonne qualité, comme nous le verrons ultérieurement.

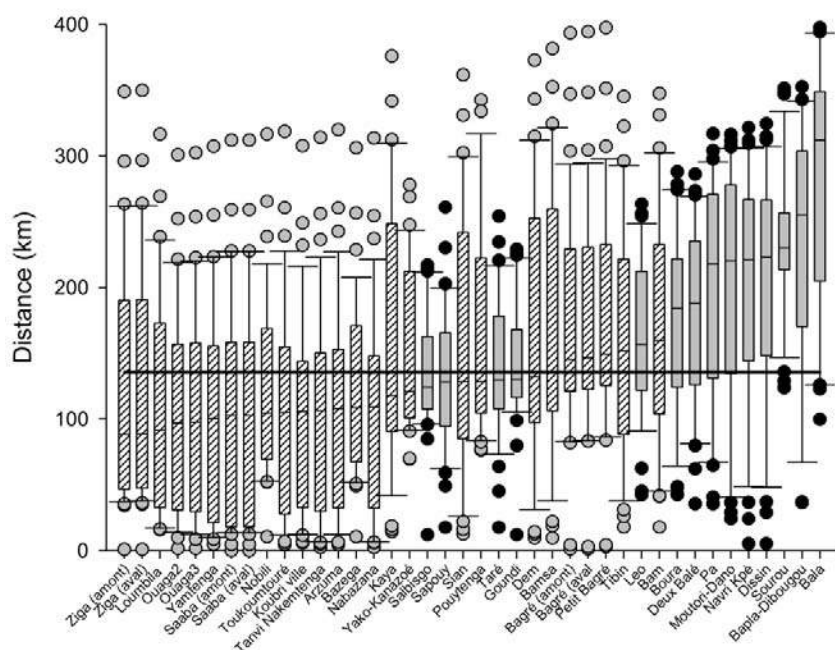


Figure 5 : Box Plots des distances séparant chacun des sites de l'ensemble des autres (gris : sites Mouhoun ; hachuré : sites Nakambé). Les sites sont rangés par distance médiane croissante.

La comparaison des valeurs médianes obtenues pour les différents sites classés selon leur bassin d'appartenance (figure 6) confirme que les sites tributaires du Mouhoun sont statistiquement plus isolés que ceux du Nakambé (le site de Loumbila, échantillonné 6 fois, n'a été pris en considération qu'une fois, de même que n'ont pas été prises en considération les stations de prélèvements situées à l'aval de Bagré, Saaba et Ziga pour diminuer les effets de redondance). Il convient de rappeler que cette observation n'a de sens que dans le cadre de l'opération FasoTour et des sites qui ont été considérés, et qu'elle ne possède aucune vertu générique au-delà de cet échantillon.

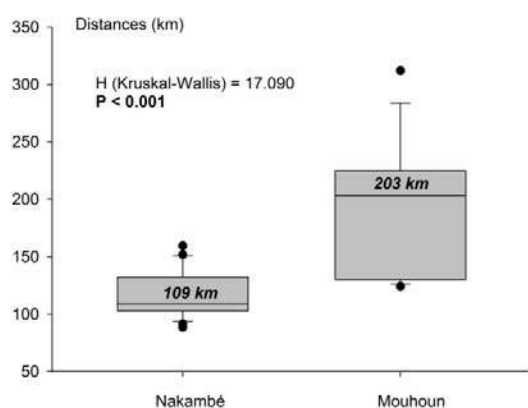


Figure 6 : Comparaison des distances médianes séparant chacun des sites de l'ensemble des autres (Anova non paramétrique pour tester l'effet éventuel du bassin versant d'appartenance sur cette distance).

### En termes de vocations...

Quelle que soit leur taille, tous les sites sans exception font l'objet d'une exploitation halieutique plus ou moins structurée sauf sur les sites les plus grands où elle est formellement encadrée (Cecchi & Nikiema, à paraître). Tous sans exception sont également utilisés à des fins domestiques (lavages divers, activités ludiques), artisanales (briqueteries notamment) ou pastorales (abreuvement du bétail sur place ou après exhaure et transport de l'eau).

Seul le site de Bagré, situé directement sur le Nakambé et à son extrême aval, a pour vocation de produire de l'hydroélectricité quand sa situation hydrologique le permet. Cinq sites sont dédiés à l'approvisionnement en eau potable (AEP) : Ouaga 3, Loubila et Ziga alimentent la capitale Ouagadougou ; le lac de Dem soutient l'approvisionnement en eau de la ville de Kaya toute proche ; enfin, le réservoir de Salbisgo contribue au soutien AEP de la ville de Koudougou.

Le site de Bala, surtout connu sous le nom de Mare aux Hippos, est une réserve intégrale – y compris son bassin versant (site UNESCO depuis 1987 et site RAMSAR depuis 1990) – où toute activité agro-pastorale est strictement prohibée : hormis les pêcheurs qui exploitent le site et les touristes qui viennent s'y détendre, la mare demeure protégée de toute pression anthropique directe.

La valorisation agricole des lacs et réservoirs du pays est en croissance constante. La création ou l'aménagement de certains des sites visait à répondre explicitement à une demande intérieure en produits vivriers en hausse permanente, directement liée à une croissance démographique galopante, voire au développement de filières ouvertes sur l'exportation (produits maraîchers notamment). L'aménagement de bas-fonds irrigués implantés à l'aval des réservoirs fut ainsi constitutif de la création d'un certain nombre d'entre eux (Bamsa, Boura, Navri Kpè, Bagré,...). Mais l'exploitation des terres irrigables situées à l'immédiate périphérie des réservoirs est devenue une constante généralisée (de Fraiture et al 2013), que les sites aient été aménagés pour cela ou non, et procède d'une des voies d'anthropisation probablement les plus marquantes aujourd'hui (Cecchi et al soumis). Outre Bala, cette forme d'agriculture est également totalement prohibée à la périphérie du lac de Ziga.

### Limites et réserves...

Au delà de ces diverses formes de valorisation productives, dont les sous-performances sont régulièrement dénoncées, une grande variété de services écosystémiques est associée aux plans d'eau et contribue à définir leur valeur d'usage (Venot et Cecchi 2011) : plus de 1700 lacs et réservoirs sont répartis sur le territoire national, au moins 1000 km de ligne de rivage leur sont associés, et plusieurs millions de ruraux vivent à moins de quelques kilomètres et fréquentent quotidiennement les sites (Cecchi et al 2009).

La sélection des sites étudiés durant la campagne FasoTour 2014 ne prétend pas rendre compte de la qualité des eaux et de l'état de santé de l'ensemble des systèmes lacustres du Burkina Faso. Elle vise en revanche à produire une image instantanée – un point par site échantillonné à l'occasion d'un passage unique – illustrative plus que représentative de 'l'état des lieux'.

On sait par ailleurs de longue date que la création de tels plans d'eau est porteuse de risques sanitaires associés à un ensemble de pathologies à transmission vectorielle (paludisme, schistosomias, etc.) directement liées à la présence de l'eau, à sa pérennisation et à sa fréquentation (voir Boelee et al 2009, 2013). Ces pathologies eau-transmissibles n'ont pas été étudiées dans le cadre de la présente prospection.

## • Mesures *in situ*

Echantillonnages et mesures *in situ* ont été réalisés à partir d'une barque en aluminium, transportée d'un site à l'autre sur le toit du véhicule de terrain (photo 1), et positionnée au centre du lac à proximité de la digue pour les mesures et prélèvements (point supposé 'le plus profond' du réservoir).

Pour trois sites (Saaba, Ziga et Bagré), les échantillonnages ont été réalisés à l'amont (côté lac) depuis la barque et à l'aval depuis le bord (respectivement dans le déversoir, dans le fleuve et dans le canal d'amenée de l'eau d'irrigation). Ce fut également le cas pour quelques (3) sites quasi-taris (Tibin, Kaya, Deux Balé). La barque n'a pas pu être mise à l'eau pour des questions d'accès à Navri Kpè et à Petit Bagré.

Dans tous les cas, la routine des mesures et prélèvements a été la même : géoréférencement (GPS Garmin) ; mesure de la profondeur à la station (sondeur à main Plastimo) ; mesures de la température, de la conductivité et du pH en sub-surface (sondes WTW) ; mesure de la profondeur de disparition du disque de Secchi (disque artisanal blanc de 30 cm de diamètre) ; réalisation d'un profil vertical de mesure de l'atténuation lumineuse (capteur PAR Licor) ; réalisation de traits de filet verticaux (maille de 5 µm pour le phytoplancton et de 20 µm pour le zooplancton) ; collectes d'échantillons pour les mesures et analyses réalisées aux laboratoires. Pour les sites étudiés depuis le bord, il n'y a pas eu de mesure de la profondeur ni de réalisation de profil d'atténuation.

### Heures d'échantillonnage

Les mesures et prélèvements ont été dans la mesure du possible réalisés aux premières heures de la journée, à la faveur d'itinéraires permettant de maximiser le nombre de sites étudiés : plus de 80% des sites ont été visités entre 6h et 9h (figure 7). L'objectif pratique était d'être de retour aux laboratoires le plus rapidement possible de sorte, d'une part, à minimiser le temps de conservation des échantillons et, d'autre part, à disposer du temps nécessaire à leurs conditionnements et/ou analyses l'après-midi même.

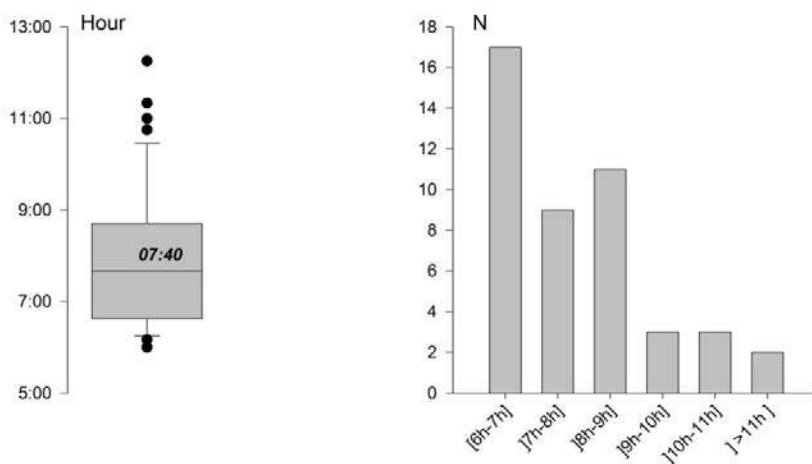


Figure 7 : Heures d'échantillonnage ; 07h40 correspond à l'heure médiane d'arrivée à la station. Environ une heure était nécessaire pour réaliser l'ensemble des mesures et prélèvements sur site.

### Profondeur

On admet généralement que les plus grandes profondeurs se trouvent près du centre des lacs naturels, et à proximité de la digue pour les réservoirs artificiels. Cette information n'est le plus souvent pas disponible dans les documents de projets – eux-mêmes très difficilement accessibles quand ils existent encore, et généralement mal renseignée dans les bases de données (telle celle de la DGIRH déjà citée où cette donnée ne figure pas).

La mesure de la profondeur maximum d'un site ne renseigne par ailleurs que faiblement quant à la profondeur moyenne d'une masse d'eau, celle-ci étant fortement dépendante de la forme et de la taille de la cuvette. Cette information est pourtant de grande importance pour l'écologie et le métabolisme des écosystèmes, puisqu'elle

détermine en partie, d'une part, la fraction de la colonne d'eau qui sera active pour les organismes photosynthétiques, et qu'elle contrôle, d'autre part, la nature et l'intensité des échanges qui pourront – ou non – se développer avec les sédiments.

Ici, la stratégie adoptée visait à réaliser les mesures et échantillonnages en une station supposée suffisamment profonde pour rendre compte de la structure de la colonne d'eau (tant en termes d'éclairement qu'en termes de mélange vertical). Les profondeurs rencontrées étaient inférieures à 3m dans près de 85% des cas, la valeur médiane s'établissant à 160 cm (figure 8). Il existait par ailleurs une relation très hautement significative entre la profondeur mesurée lors de notre passage à la station sélectionnée – supposée 'la plus profonde' – et la capacité déclarée des sites (Spearman Rank Order Correlation Coefficient : 0,841 ;  $P < 0,001$ ,  $N = 31$ ).

Cette relation reste valide lorsque les sites les plus vastes qui sont aussi les plus profonds sont écartés.

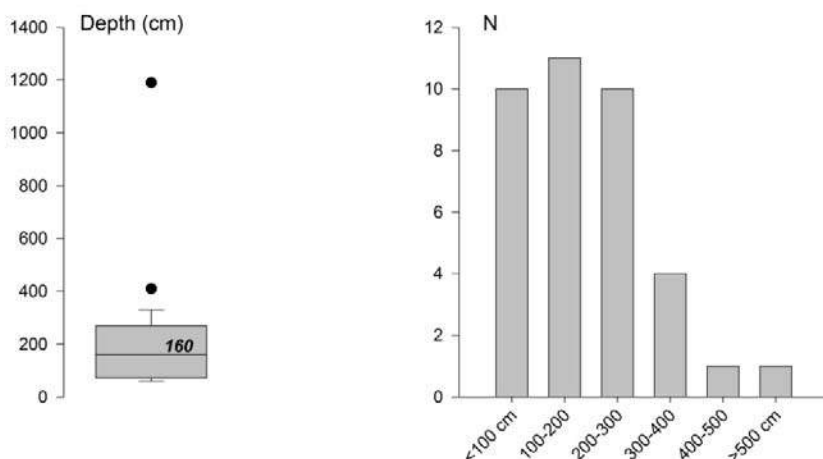


Figure 8 : Profondeur des stations étudiées depuis la barque : 160 cm correspond à la profondeur médiane (N=37).

### Température de sub-surface

En zone sahélienne et en milieu de saison sèche, la température ne constituera jamais un facteur limitant, sauf en cas d'excès (par exemple dans des zones de bordures soumises en milieu de journée à de très forts éclaircements et où la température peut atteindre ou dépasser 35°C, limite métabolique même pour des organismes adaptés). La valeur médiane des températures mesurées durant l'opération FasoTour était élevée, proche de 29°C (figure 9).

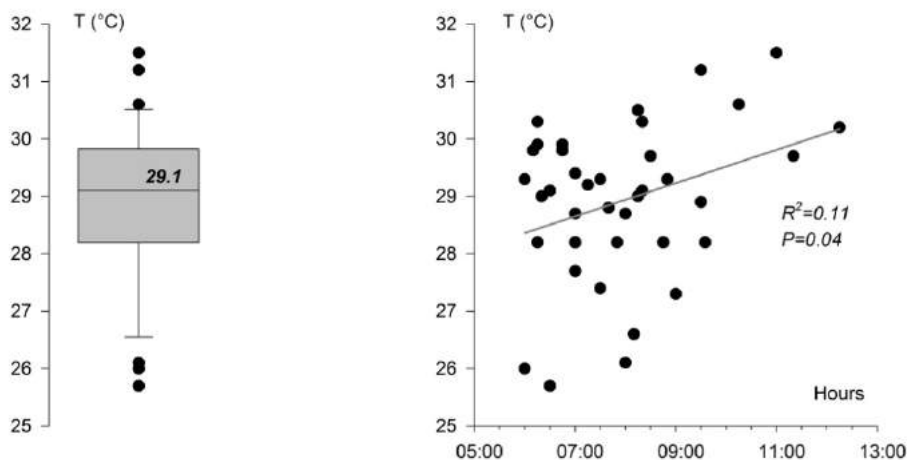


Figure 9 : Températures mesurées *in situ* : 29,1°C correspond à la valeur médiane (N=37).

Les quelques échantillonnages réalisés en milieu de journée rendent faiblement significative ( $P < 0,05$ ) la relation liant la température et l'heure de mesure. Il n'existe en revanche aucune relation statistiquement significative liant la température à la profondeur des sites ( $P = 0,208$ ).

### pH

Le pH mesure l'acidité de l'eau : sa valeur s'exprime sur une échelle graduée de 0 à 14, où 1 désigne une substance fortement acide, 7 une substance neutre, et 14 une substance fortement basique. Le pH influence fortement la diversité biologique des lacs (optimum généralement compris entre 6 et 9) et la quantité de nutriments dissous dans l'eau (azote, phosphore,...) et disponibles pour les organismes aquatiques.

Les mesures de pH ont été réalisées sur site depuis la barque ou au bord dans un seau (pH-mètre WTW 197). La sonde était d'abord laissée quelques minutes en contact avec le milieu le temps qu'elle s'équilibre, puis la mesure réalisée en l'agitant légèrement. L'instrument a été recalibré chaque début de semaine à l'aide de solutions étalons standard (Schott® 4,01 - 6,87 - 9,18) ; aucune dérive n'a été observée.

Les eaux étaient neutres à tendance alcaline (valeur médiane : 7,64) dans la majorité des cas (figure 10). Il n'existe pas de différence statistique significative entre les valeurs mesurées dans les sites tributaires du Nakambé et celles des sites tributaires du Mouhoun (Anova non paramétrique sur les rangs, H-Kruskal-Wallis = 0,0168 ;  $P = 0,897$ ).

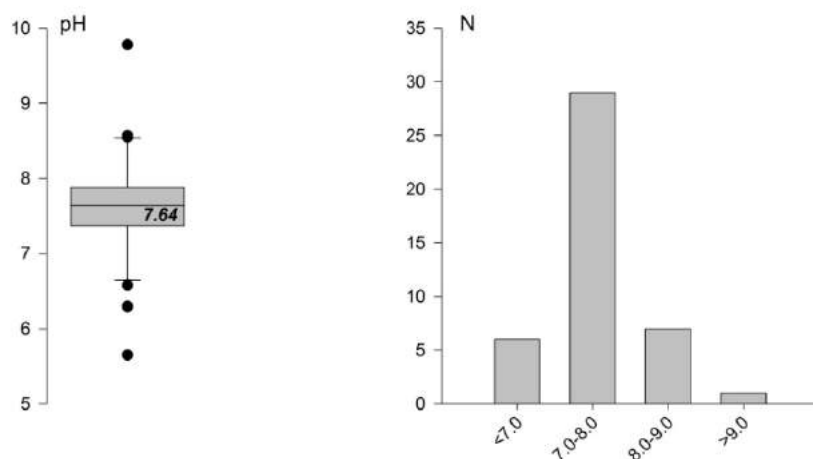


Figure 10 : pH mesurés *in situ* : 7,64 u.i. correspond à la valeur médiane (N=43).

Les deux exceptions remarquables correspondent d'une part, à l'échantillon prélevé dans le déversoir situé à l'aval du barrage de Saaba où une importante efflorescence algale se développait : la valeur élevée (pH=9,78) est d'origine métabolique et directement liée à l'intense photosynthèse associée au bloom phytoplanctonique ; et, d'autre part, au réservoir de Kouabri caractérisé par une nette tendance acide (pH=5,65) sans déterminisme clair.

### Conductivité

La conductivité électrique de l'eau est une mesure indirecte de la teneur de l'eau en ions ; elle est associée à la quantité de matières dissoutes (sels) en présence, qu'elle qu'en soit l'origine (apports du bassin versant, concentration sous l'effet de l'évaporation, etc.).

Les mesures de conductivité ont été réalisées sur site depuis la barque ou au bord dans un seau (conductimètre WTW LF 197). Deux mesures ont été systématiquement réalisées depuis la barque : en sub-surface et à proximité immédiate du fond (câble porteur de 10m) dans le but de contribuer à l'évaluation de l'éventuelle stratification du milieu (estimée par les écarts de température et de conductivité observés entre les deux mesures). Cette situation

n'a été rencontrée qu'une seule fois, à Boura (écart proche de 50% ; ce que le profil d'atténuation lumineuse avait confirmé ; voir [figure 13B](#)).

L'instrument a malencontreusement été déréglé en fin d'opération et toutes les mesures vont être refaites sur des échantillons (filtrés sur Whatman GF/F, porosité 0,7µm) qui ont été quotidiennement congelés en prévision d'éventuels besoins ultérieurs, comme il s'avère que c'est le cas ici.

### Profondeur de disparition du disque de Secchi

La profondeur à laquelle disparaît et réapparaît un disque blanc de 30 cm de diamètre à la vue de l'observateur est une mesure de la transparence – ou de la turbidité – de l'eau ([Aminot & Kerouel 2004](#)). Ce disque porte le nom de son inventeur, Pietro Angelo Secchi (1818-1878), brillant scientifique jésuite (météorologue, physicien, astronome,...) qui fut le premier à en théoriser l'intérêt pour approcher les propriétés de l'eau à transmettre la lumière ([Secchi 1886](#)).

Au-delà de l'intensité lumineuse incidente, la quantité et la nature des matières particulaires (organiques comme inorganiques), colloïdales et dissoutes présentes dans l'eau vont en effet contrôler la pénétration de la lumière, et ainsi déterminer l'épaisseur de la colonne d'eau effectivement éclairée. Cette notion est d'importance fondamentale pour le métabolisme des écosystèmes aquatiques dont la productivité primaire – qu'elle soit supportée par des organismes planctoniques ou par des macrophytes flottants et/ou fixés – est directement inféodée à la quantité d'énergie (lumineuse) disponible.

Les masses d'eau étudiées étaient globalement très turbides et la profondeur de disparition du disque de Secchi inférieure à 30 cm dans plus de 50% des cas ([figure 11](#)). Il n'existe pas de différence statistique significative entre les valeurs mesurées dans les sites tributaires du Nakambé et celles des sites tributaires du Mouhoun (Anova non paramétrique sur les rangs, H-Kruskal-Wallis = 0,218 ; P = 0,640).

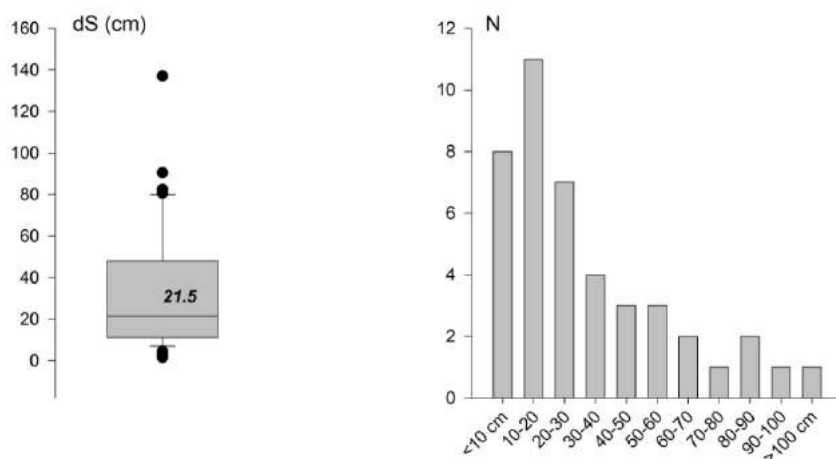


Figure 11 : Profondeur de disparition du disque de Secchi : 21,5 cm correspond à la valeur médiane (N=43).

Il n'existait pas en première approche de relation entre la profondeur de disparition du disque et la profondeur des stations ( $R^2=0,05$  ;  $P=0,184$ ). Toutefois, l'élimination de deux stations présentant des valeurs extrêmes (Bagré et Bala, voir [figure 12](#), indiquait alors une corrélation extrêmement forte entre ces deux paramètres environnementaux ( $R^2=0,611$  ;  $P<0,001$ ).

En d'autres termes, plus les lacs étaient vastes et profonds – à l'exception de Bagré – moins les eaux étaient turbides.

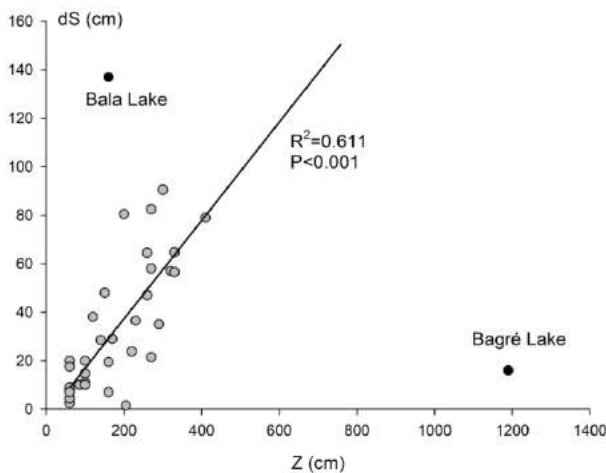


Figure 12 : Profondeur de disparition du disque de Secchi selon la profondeur des sites. La régression ne prend pas en considération le lac de Bagré, site le plus profond (Z=1190 cm) extrêmement turbide (dS=16 cm) ni le lac de Bala, de profondeur moyenne (Z=160 cm) inversement particulièrement clair (dS=137 cm).

### Profils d'atténuation verticale de la lumière

En milieu aquatique, la zone euphotique (Zeu) correspond à la tranche d'eau comprise entre la surface et la profondeur à laquelle ne parvient que 1% de la lumière incidente en surface. On admet que la zone euphotique correspond à l'épaisseur de la colonne d'eau où la photosynthèse est active (Kirk 1994).

Sa détermination repose sur la réalisation de profils verticaux, durant lesquels un capteur de photons est descendu par paliers successifs depuis la surface jusqu'au fond du lac. Un quantamètre Licor a été utilisé pour ce faire, qui mesure la quantité d'énergie associée aux longueurs d'ondes comprises entre 400 nm et 700 nm (gamme PAR : Photosynthetically Active Radiations), correspondant à la gamme utile pour la photosynthèse.

Dans un milieu homogène, l'éclairement décroît exponentiellement avec la profondeur, en suivant une relation du type  $I_z = I_0 \cdot e^{-K_c \cdot Z}$ , avec  $I_z$  : l'éclairement à la profondeur  $Z$ ;  $I_0$  : l'éclairement incident et  $K_c$  ( $\text{cm}^{-1}$ ), le coefficient d'atténuation verticale. Le tracé du profil réalisé permet la détermination de  $K_c$ , tandis que Zeu correspond à la profondeur pour laquelle  $I_z/I_0 = 0,01$ . Les profils ont été réalisés pour 25 sites, entre 06h00 et 11h00. Il existe logiquement une relation forte liant l'éclairement incident en surface ( $I_0$ ) et l'heure à laquelle les profils ont été faits ( $R^2$  variant entre 0,75 et 0,77 selon le type d'ajustement ;  $P < 0,001$  dans tous les cas ; non représenté).

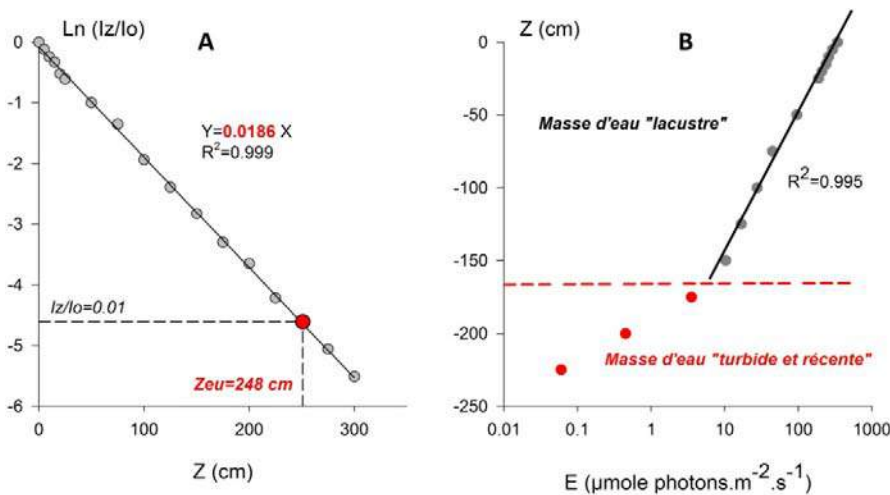


Figure 13 : Profil d'extinction lumineuse dans le réservoir de Yako-Kanazoé et exemple de calcul des paramètres d'intérêt (13A). Profil perturbé réalisé à Boura mettant en évidence la superposition de deux masses d'eau de qualités différentes (13B).

Un profil typique réalisé au sein d'une masse d'eau homogène se présente sous forme d'une droite parfaite (figure 13A), dont la pente correspond au coefficient d'atténuation (ici  $K_c=0,0186 \text{ cm}^{-1}$  ; profil réalisé dans le réservoir de Yako-Kanazoé le 01 mai 2014). Il est ensuite possible de calculer la profondeur associée à un éclairage qui correspondrait à 1% de la lumière incidente (valeur retenue comme étant l'épaisseur de la couche euphotique, ici  $Z_{eu}=248 \text{ cm}$ ).

La superposition de masses d'eau de qualités contrastées peut également être mise en exergue lors de la réalisation de tels profils, comme ce fut le cas à Boura (figure 13B), où la stratification du milieu apparaissait de façon très nette, avec une masse d'eau dite lacustre (jusqu'à 150 cm) qui reposait sur une masse d'eau profonde sensiblement plus froide et turbide qui avait été associée aux apports récents qui avaient transité par les deux rivières qui alimentent le site.

Les valeurs des coefficients d'atténuation ( $K_c$ ) ne seront pas commentées ici, mais nous nous attarderons en revanche sur les valeurs associées à l'épaisseur de la couche euphotique (colonne d'eau comprise entre la surface et la profondeur à laquelle parvient 1% de la lumière incidente). Celle-ci est généralement rapportée à la profondeur de la station de mesure et exprimée en pourcentage de cette profondeur, de sorte à rendre compte de l'habitat actif pour les organismes photosynthétiques.

Les valeurs calculées pour les 25 sites pour lesquels des profils ont été réalisés ont varié entre 17 cm à Sapouy et 397 cm à Bala, avec une valeur médiane de 163 cm, valeur proche de la valeur médiane de la profondeur de l'ensemble des sites étudiés, voir figure 8). Il existe de fait une relation positive statistiquement significative entre la profondeur des sites et l'épaisseur de la couche euphotique (Coefficients de corrélation de rang de Spearman 0,588 ;  $P=0,003$ ), ce qui rejoint la remarque déjà faite dans le même sens à propos de la profondeur de disparition du disque de Secchi (voir bas de la page 12).

Du reste, ces deux descripteurs sont logiquement (et classiquement, voir Koenings & Edmundson 1991) intimement liées (figure 14). La relation linéaire hautement significative qu'il est possible de définir à partir des 25 couples de valeurs mesurées *in situ* a permis d'estimer l'épaisseur de la couche euphotique pour tous les sites où les profils n'avaient pas été réalisés mais pour lesquels la profondeur de disparition du disque de Secchi avait été mesurée.

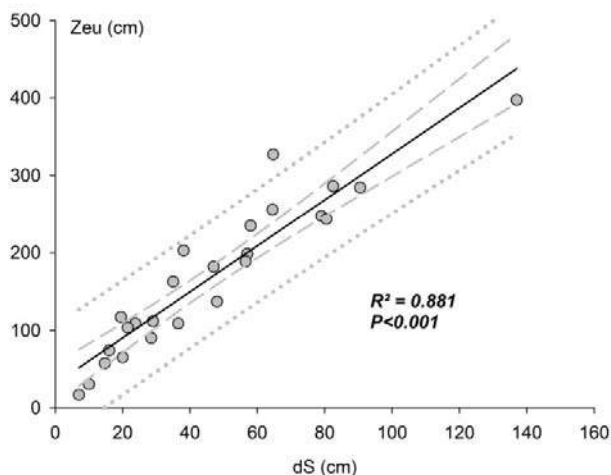


Figure 14 : Relation liant l'épaisseur de la couche euphotique ( $Z_{eu}$ , cm) à la profondeur de disparition du disque de Secchi ( $dS$ , cm). Les tirets gris définissent l'intervalle de confiance de la régression à 95%. Les pointillés gris définissent l'intervalle d'estimation à 95%.

Ces épaisseurs calculées ont ensuite été rapportées à la profondeur à la station de mesure lorsque celle-ci était disponible, et exprimées en pourcentage (figure 15). Le pourcentage de colonne d'eau éclairée varie entre 7% à Bagré et (plus de) 100% pour une dizaine de sites ; la valeur médiane s'établit à 73% pour l'ensemble des sites documentés. Il existe une relation inverse faiblement significative liant ce pourcentage à la profondeur des sites (Coefficients de corrélation de rang de Spearman -0,367 ;  $P=0,03$ , hors Bagré).



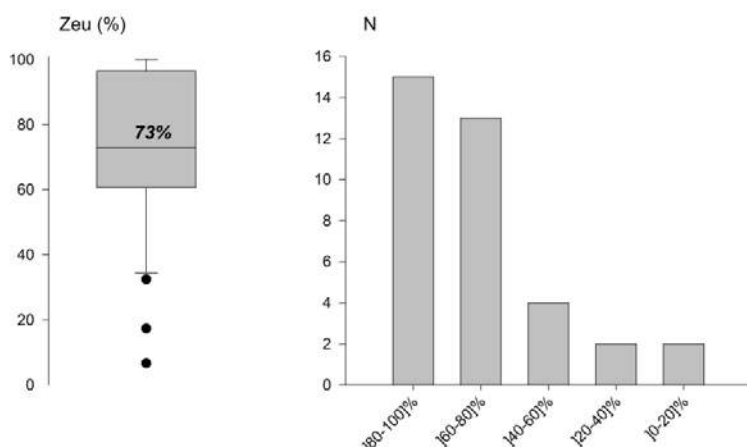


Figure 15 : Pourcentage éclairé de la colonne d'eau. La valeur médiane est indiquée (N=36).

### Biomasses phytoplanctoniques et cyanobactériennes

La sonde AlgaeTorch BBE est un instrument de terrain léger qui permet la quantification immédiate de la biomasse phytoplanctonique totale et d'estimer la contribution des cyanobactéries (bleues-vertes, riches en (allo)phycocyanine) à cette biomasse. Les mesures s'appuient sur les propriétés d'auto-fluorescence des organismes photosynthétiques et reposent sur le principe de la spectrofluorimétrie (voir une description exhaustive dans Beutler et al 2002). La fluorescence relative de la chlorophylle *a* à 680 nm (associée aux principaux pigments du Photosystem II) est mesurée après application séquentielle de flashes lumineux à 3 longueurs d'onde (entre 450 et 610 nm) produits par 7 LED (diodes électroluminescentes). Les pigments en présence subissent une excitation sélective et réémettent alors une lumière fluorescente rouge. Un algorithme interne à l'instrument permet alors d'estimer la biomasse totale et la biomasse en cyanobactéries. La calibration d'usine de l'instrument a été utilisée.

Cet instrument simple, fiable et maniable est *a priori* parfaitement adapté au type d'approche que nous avons mise en œuvre dans le cadre de l'opération FasoTour (Rolland et al 2010).

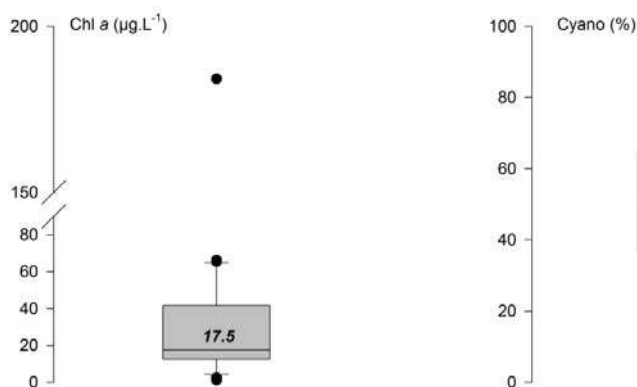


Figure 16 : Biomasses phytoplanctoniques (Chl *a*,  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) et contribution des cyanobactéries (%) appréhendées *in situ* à l'aide de la sonde AlgaeTorch (les valeurs médianes sont indiquées, N=36).

Les mesures ont été réalisées dans 36 sites (cinq mesures consécutives moyennées). Il n'y a pas eu de mesure lors de la première sortie (Loumbila) tandis que pour 8 d'entre eux, la sonde n'a pas fourni d'indication (pas d'affichage) en raison de charges particulaires trop importantes. Il s'agissait de systèmes récemment remplis (Dissin, Koubri, Léo, Sapouy) ou inversement en voie de tarissement avancé (Nobili, Pouytenga, Toukoumtouré, Yamtenga).

La gamme des biomasses rencontrées est très large, variant de près de 185  $\mu\text{g.L}^{-1}$  de Chl *a* observés dans le déversoir à l'aval du réservoir de Saaba, à moins de 1,5  $\mu\text{g.L}^{-1}$  mesuré dans le réservoir de Petit Bagré (figure 16). La contribution des cyanobactéries à la biomasse totale est tout aussi variable : 0% à Saaba aval et 98% en surface du plan d'eau de Bagré. Ni la biomasse chlorophyllienne totale (Anova non paramétrique sur les rangs, H-Kruskal-Wallis = 1,748 ; P = 0,186), ni la contribution des cyanobactéries (F-Anova = 0,178 ; P = 0,675) n'étaient dépendantes du bassin versant (Mouhoun versus Nakambé) dont les sites étudiés sont tributaires. La non-prise en compte du site de Saaba aval (caractérisé par une très forte biomasse sans cyanobactéries) ne modifie pas les médianes des valeurs observées, tout en permettant de mettre en exergue, d'une part, l'existence d'une 'queue' de valeurs de biomasses élevées (figure 17A), tandis que la distribution de la contribution des cyanobactéries à la biomasse totale suit une loi normale (figure 17B ; test de Kolmogorov-Smirnov,  $P > 0,02$ ).

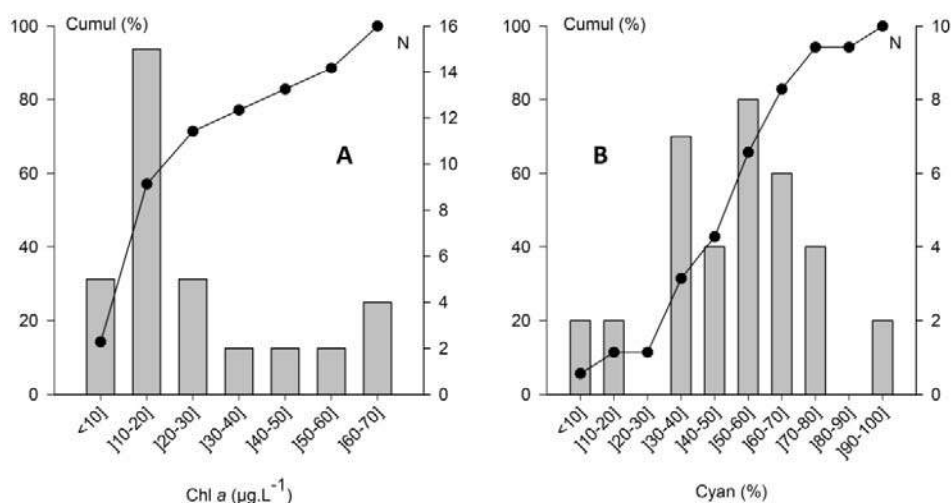


Figure 17 : Biomasses phytoplanctoniques (Chl *a*,  $\mu\text{g.L}^{-1}$  ; figure 17A) et contribution des cyanobactéries (%) ; figure 17B) appréhendées *in situ* à l'aide de la sonde AlgaeTorch (N=35 : le site de Saaba aval n'a pas été pris en compte pour réaliser ces figures). Sur chaque graphique, l'histogramme représente la distribution des valeurs mesurées par classe (échelle de droite), et le trait plein le cumul des pourcentages des différentes classes (échelle de gauche).

Enfin, pour les sites où la sonde AlgaeTorch a indiqué la présence de cyanobactéries (N=33), il n'existait aucune relation statistique directe liant la contribution des cyanobactéries à la biomasse totale (figure 18).

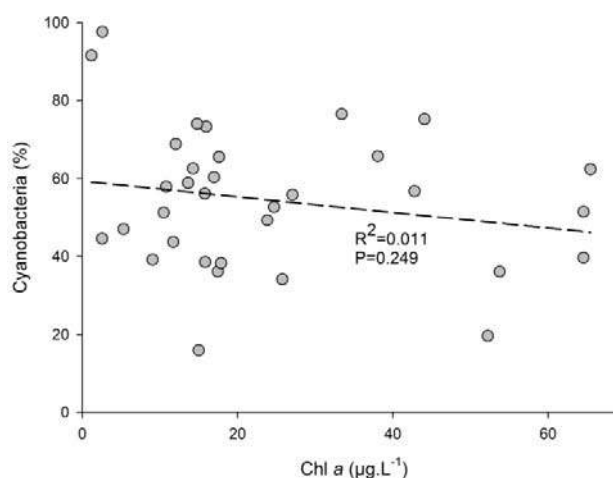


Figure 18 : Contribution des cyanobactéries selon la biomasse totale (N=33).

- **Echantillons collectés pour analyses et mesures ultérieures**

#### *Communautés phytoplanctoniques et zooplanctoniques*

Des échantillons qualitatifs destinés à caractériser la composition des communautés phyto- et zooplanctoniques ont été collectés pour chaque site : depuis la barque en effectuant des traits de filet verticaux ou, quand l'embarcation n'a pas été utilisée, en concentrant à l'aide des mêmes filets des volumes significatifs d'eau collectée en bordure (plusieurs dizaines de litre). Des filets de 20 µm et de 5 µm de vides de maille ont été utilisés pour concentrer respectivement le zooplancton et le phytoplancton. Les échantillons ont été immédiatement fixés au formol, et conservés au frais (réfrigérateur embarqué n°1 ; température variant entre 18 et 22 °C) et à l'obscurité en attendant leur étude (identification des groupes taxinomiques dominants).

#### *Biomasses et diversités microbiennes*

Des échantillons d'eau ont été collectés dans l'objectif d'une part, de caractériser la diversité et la biomasse des divers compartiments microbiens en présence (virus, bactéries et phytoplancton) et pour approcher, d'autre part, l'efficacité photosynthétique de la communauté phytoplanctonique (fluorimétrie PAM). Ces échantillons d'eau ont été conservés au frais (réfrigérateur embarqué n°1) jusqu'au retour aux laboratoires.

#### *Témoins de contamination et Vibrio*

Une bouteille de 1,5 d'eau a été systématiquement collectée en sub-surface dans l'objectif de quantifier l'abondance des témoins de contamination et d'étudier la diversité des *Vibrio*. Cet échantillon a été conservé à température ambiante jusqu'au retour aux laboratoires.

#### *Chimie*

Plusieurs bidons d'eau ont été collectés en sub-surface pour différentes analyses focalisées sur la chimie des eaux (recherche des pesticides ; sels nutritifs ; carbone organique dissous). Ces bidons ont été conservés au froid (réfrigérateur embarqué n° 2 ; température variant entre 4 et 8°C) jusqu'au retour aux laboratoires.



Photo 2 : Conditionnement d'échantillon en bordure de lac...

- **Mesures aux laboratoires**

### *Matières en suspension*

Les matières en suspension (MES) correspondent à l'ensemble des matériaux fins, organiques et inorganiques, particulaires et colloïdaux, non dissous dans l'eau et qui en conditionnent la transparence. Les valeurs issues de la quantification des MES sont toujours intimement liées aux valeurs issues de la mesure de la profondeur de disparition du disque de Secchi.

On distingue généralement la fraction organique des MES, qui est constituée surtout de l'ensemble des communautés planctoniques en suspension dans le milieu, de la fraction inorganique non vivante. Celle-ci est constituée d'une part de particules inertes liées à l'érosion des bassins versants et apportées par les écoulements, ou d'origine éventuellement beaucoup plus lointaine et qui sont transportées par le vent (poussières et aérosols), et, d'autre part, de particules remises en suspension depuis les sédiments sous l'effet de l'hydrodynamisme. La profondeur des sites, la nature et la fréquentation des berges, la météorologie et les cycles hydrologiques exercent un contrôle important sur ce paramètre, de grande importance pour définir la qualité des eaux.

Les MES jouent en effet un rôle majeur dans de nombreux cycles biogéochimiques ; elles adsorbent et transportent de nombreux polluants et peuvent contribuer ainsi à leur transfert ; elles participent également à la structuration des réseaux trophiques planctoniques.

La détermination des MES s'effectue le plus souvent par filtration de volumes connus d'eau brute préalablement débarrassée des plus grosses impuretés par un tamisage grossier (200  $\mu\text{m}$  dans notre cas), suivie de pesées différentielles à 0,1 mg près après séchage et/ou calcination des matériaux recueillis sur un filtre en fibre de verre pré-pesé (Rodier et al 2009). Des filtres Whatman GF/F de porosité 0,7  $\mu\text{m}$  ont été utilisés pour la présente étude. Une première pesée, après séchage à 105°C du filtre colmaté, permet de déterminer la concentration totale en MES (fractions organiques et inorganiques) ; une seconde pesée du même filtre après calcination à 500°C permet par différence de calculer la masse associée à la fraction inorganique des MES (celle qui n'a pas été calcinée et est restée déposée sur le filtre ; voir photo 3).



**Photo 3** : Les 45 filtres collectés pour la mesure des MES, ici après calcination à 500 °C (seule la fraction inorganique est restée sur les filtres, d'où leur couleur).

Deux filtres ont été systématiquement préparés et la moyenne des valeurs obtenues a été considérée. Les volumes filtrés dépendent de la charge particulaire et ont été ajustés de sorte à saturer les filtres sans excès ; ils ont varié entre quelques millilitres à Pouytenga (15 ml) et à Koubri (20 ml), et 700 ml à Bala, ce qui rend compte de la gamme de variation rencontrée, bien illustrée aussi par le gradient de couleur des filtres (photo 3).

Les valeurs de MES ont varié entre moins de 5 mg.L<sup>-1</sup> à Bala et plus de 1 g.L<sup>-1</sup> à Pouytenga et Koubri (figure 19A). La contribution de la fraction inorganique est globalement très élevée (figure 19B), et supérieure à 50% dans 37 cas sur 45 (82%). L'imprécision sur les mesures est toutefois d'autant plus élevée que les quantités de MES sont elles-mêmes élevées : l'écart-type sur les duplicats réalisés pour chaque site augmente lorsque les concentrations en MES et en MO augmentent (Coefficients de corrélation de rang de Spearman 0,818 et 0,580, respectivement ; P<0,001 dans les deux cas).

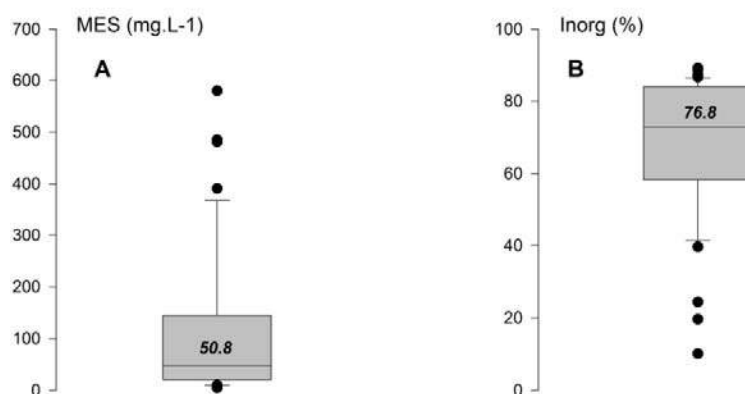


Figure 19 : MES (mg.L<sup>-1</sup>; figure 19A) et fraction inorganique (%; figure 19B) mesurées dans les 45 sites de l'opération FasoTour 2014. Les deux sites les plus concentrés (Pouytenga avec 3153 mg.L<sup>-1</sup> et Koubri avec 1240 mg.L<sup>-1</sup>) ne sont pas figurés mais leurs valeurs sont prises en compte pour le calcul des médianes qui sont indiquées sur les graphiques.

Il existe des relations inverses hautement significatives liant la profondeur des sites, la charge particulaire qui leur est associée et la contribution de la fraction inorganique (Coefficients de corrélation de rang de Spearman -0,756 et -0,558, respectivement ; P<0,001 dans les deux cas). Ces relations sont encore plus marquées (-0,807 et -0,621 respectivement) lorsque ne sont pas pris en considération les sites de Bala et Bagré (voir légende de la figure 12). En d'autres termes, et comme nous l'avons déjà relevé lors de l'examen des valeurs de disparition du disque de Secchi, plus un site est profond, moins la charge particulaire est élevée et, surtout, moins la contribution de la fraction inorganique est importante. Cette observation peut en première approche rendre compte de l'importance des brassages verticaux et de la remise en suspension de particules inorganiques provenant des sédiments.

Il existe de fait des relations extrêmement fortes liant la charge particulaire totale et les composantes organiques et inorganiques de cette charge. En moyenne, en considérant les pentes des régressions obtenues qui prennent en compte l'ensemble des valeurs collectées durant la campagne, les MES seraient ainsi constituées à 87,25% de particules inorganiques inertes et à 12,75% de matériel vivant (R<sup>2</sup>=0,999 et 0,979, respectivement). Ces relations sont par définition intimement liées puisque les MES sont constituées de la somme des deux fractions (organiques + inorganiques) mais il existe aussi une relation très forte liant la quantité de matières organiques présentes dans les MES et la biomasse phytoplanctonique en présence (figure 20) lorsque ne sont pas pris en considération les sites pour lesquels la profondeur de disparition du disque de Secchi était inférieure à 15 cm.

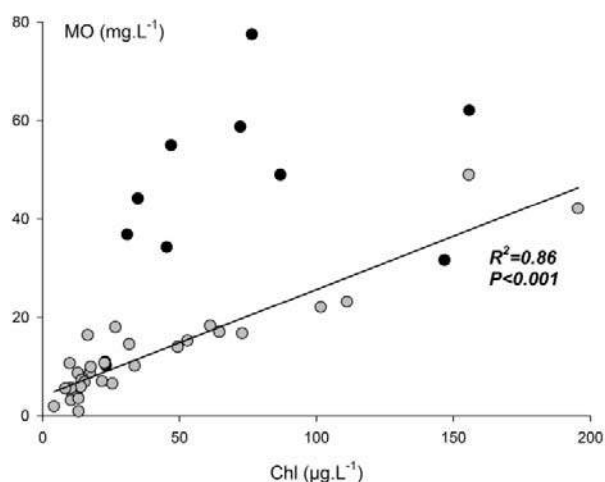
Pour les systèmes très turbides, et donc très chargés en MES, il y a accumulation des sources d'erreur liées d'une part à l'imprécision croissante sur l'estimation des MES comme nous l'indiquons précédemment, et d'autre part aux interférences générées par la turbidité pour les estimations fluorimétriques de la biomasse chlorophyllienne.

Enfin, nous ne détaillerons pas ici l'ensemble des relations classiques, directes ou indirectes, liant intimement les différents descripteurs liés à la transparence / turbidité des milieux étudiés (tableau 2, d'après Da, 2014) qu'ils aient été mesurés *in situ* (dS : profondeur de disparition du disque de Secchi), déduits de mesures réalisées sur le terrain (Kc : coefficient vertical d'atténuation lumineuse ; Zeu : épaisseur de la zone euphotique) ou quantifiés au laboratoire (Matières en suspension : MES).

**Tableau 2** : Qualité (exprimée par le coefficient de détermination,  $R^2$ ) des régressions linéaires et polynomiales liant la profondeur de disparition du disque de Secchi (dS) aux autres descripteurs de la qualité optique des milieux étudiés.

	Coefficients de détermination ( $R^2$ )	
	Reg. linéaire	Reg. polynomiale
dS / MES	0,802	0,967
dS / Kc	0,884	0,971
dS / Zeu	0,849	0,904

Ces auto-corrélations extrêmement robustes entre paramètres rendent compte globalement de la forte homogénéité de l'échantillon des sites étudiés. Il conviendra cependant de les prendre explicitement en considération lors des tentatives de classification des sites, de sorte à éviter des redondances statistiques susceptibles de biaiser la qualité des ordinations réalisées.



**Figure 20** : Relation liant la fraction organique des matières en suspension (MO,  $\text{mg.L}^{-1}$ ) et la biomasse phytoplanctonique totale (Chl,  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) telle qu'estimée par les lectures réalisées au Phyto PAM sur les échantillons non fractionnés (voir plus bas). Régression établie pour les sites dont la profondeur de disparition du disque de Secchi était supérieure à 15 cm (points gris ;  $N=32$ ).

### Pesticides

Trois ensemble d'échantillons ont été collectés et/ou conditionnés lors de l'opération FasoTour, en vue de quantifier les concentrations présentes *in situ* d'une série de contaminants chimiques (herbicides principalement) associés à des intrants agricoles.

L'une des séries (échantillons de 1,5L) est constituée d'échantillons collectés systématiquement dans chacun des sites étudiés et immédiatement congelés et stockés à la Fondation 2iE. Les résidus de pesticide y seront prochainement recherchés par l'EPFL et 2iE, dans l'objectif de compléter les diagnostics réalisés à partir des deux autres séries. Les extraits préparés par concentration sur cartouches SPE seront utilisés plus tard pour des bioessais d'écotoxicologie sur cellules souches.

Pour tous les sites visités ( $N=45$ ), deux échantillons d'eau brute (60 cc) ont été immédiatement congelés et stockés jusqu'à leur envoi à Orléans pour qu'y soit réalisé le dosage du **glyphosate** et de son principal métabolite secondaire (l'**AMPA** : acide aminométhylphosphonique) au laboratoire du BRGM (méthode par dérivation au FMOC et extraction par SPE en ligne avant dosage par UPLC/MSMS). Deux séries d'échantillons ont ainsi été consécutivement acheminés, de sorte à ce que la période de congélation n'excède pas une vingtaine de jours entre

la collecte et l'analyse. Cet herbicide est d'intérêt particulier compte-tenu de l'importance de son utilisation dans certains sites. Des enquêtes réalisées en 2013 à Boura, tant auprès des producteurs que des négociants qui commercialisent les intrants agricoles et produits phytosanitaires dans ce village, avaient en effet révélé que le glyphosate est utilisé (seul ou en mélange) par plus de 90% des agriculteurs tandis qu'il représente annuellement près de ¾ des ventes des commerçants (Diakit<sup>2013</sup>).

Le seuil de quantification retenu est de 50 ng.L<sup>-1</sup> et seules les valeurs proches de, ou supérieures à, ce seuil ont été considérées. Cinq sites sont concernés : Boura, Léo, Sapouy et, Dissin dans le bassin du Mouhoun ; Bazéga dans celui du Nakambé (tableau 4). Les concentrations relevées à Léo et Bazéga étaient supérieures à la norme recommandée par l'Union Européenne pour les eaux d'alimentation (100 ng.L<sup>-1</sup> pour un seul pesticide).

L'étude des résidus des produits phytosanitaires a par ailleurs concerné une liste de **22 pesticides** connus et calibrés pour l'analyse au laboratoire LGEI (Laboratoire de Génie de l'Environnement Industriel) de l'Ecole des Mines d'Alès (tableau 3). Ces pesticides ont été sélectionnés parmi les familles de composés les plus fréquemment retrouvées dans le milieu aquatique, comprenant les substances actives et leurs principaux produits de dégradation. Les molécules retenues sont uniquement des pesticides organiques polaires et semi-polaires (13 herbicides, 4 fongicides et 1 insecticide) et 4 produits de dégradations d'herbicides. Ces composés peuvent être caractérisés selon leur log Kow (coefficient de partage octanol/eau) qui permet d'apprécier la solubilité différentielle de composés chimiques dans ces deux solvants. Cette valeur permet d'estimer le caractère hydrophile, ou inversement hydrophobe (lipophile) d'une molécule : des valeurs positives élevées correspondent à des molécules hydrophobes, qui sont plus solubles dans l'alcool que dans l'eau. Une molécule est dite polaire si son log Kow est inférieur à 3 : elle aura une forte affinité avec l'eau et aura donc tendance à se solubiliser et se retrouver dans celle-ci. Au contraire, une molécule possédant un log de Kow supérieur à 3 sera qualifiée d'apolaire et aura plutôt tendance à s'adsorber sur les sédiments dans le fond des lacs ou encore sur les matières en suspension. Les molécules apolaires se retrouveront donc *a priori* en faibles quantités dans les eaux de surfaces.

Cette quantification a été réalisée pour 19 sites (dont le lac de Loumbila à six reprises) et a également été effectuée sur cinq échantillons d'eau potable prélevés directement en sortie de robinet dans cinq quartiers différents de la ville de Ouagadougou (Somgandé, Université, Wemtenga, Koulouba-Rotonde, Cité Azimmo-Ouaga 2000). Quatre aliquotes de 500 ml, préalablement tamisées sur filtres GF/F (porosité 0,7 µm) ont été analysés pour chaque échantillon. 50 µl d'atrazine d5 ont été rajoutés avant analyse dans chaque sous-échantillon de sorte à déterminer *a posteriori* les rendements d'extraction. L'extraction a ensuite été effectuée à l'aide d'un Visiprep sur cartouche Oasis HLB préalablement conditionnée par trois éluions successives à l'acétonitrile (5 ml), au méthanol (5 ml) et à l'eau (5 ml). Une fois l'extraction terminée, les cartouches ont été séchées pendant une heure avant d'être emballées dans du papier d'aluminium et stockées à -17°C. Les cartouches ont été ramenées en fin de campagne à Alès pour l'analyse des pesticides.

Au laboratoire, les cartouches étaient positionnées de nouveau sur le Visiprep pour l'éluion des pesticides à l'aide de deux ajouts successifs de 4 ml d'acétonitrile. L'éluat était ensuite recueilli dans un tube en verre de 10 ml puis évaporé sous jet d'azote avant d'être introduit dans un flacon de 1,5 ml pour l'analyse. Plusieurs rinçages du tube furent effectués afin de récupérer un maximum des pesticides extraits. Le volume était ajusté à 780 µl dans l'acétonitrile, puis 600 µl d'eau MilliQ et 120 µl de simazine d5 ajoutés, de sorte à déterminer *a posteriori* le rendement de l'analyse. L'analyse des différents extraits a été réalisée par chromatographie liquide haute performance (HPLC) couplée à un spectromètre de masse : les molécules sont séparées en fonction de leurs hydrophobicité, tandis que le spectromètre de masse en tandem permet ensuite de détecter et d'identifier les molécules d'intérêt par mesure de leur masse, et de caractériser leur structure chimique. L'utilisation conjointe de la LC-MS/MS permet ainsi d'obtenir une image de plusieurs centaines de résidus de pesticides. Un ordinateur permet de piloter l'analyse et donne les résultats des concentrations en µg.L<sup>-1</sup> dans l'acétonitrile en comparant les

temps de rétention et les aires des pics pour chacun des 22 composés étudiés. Chaque échantillon a été injecté deux fois pour analyse par LC-MS, permettant ainsi d'obtenir des répliquas et donc un total de huit résultats d'analyse pour chaque site étudié.

**Tableau 3** : Liste et propriétés chimiques des 22 molécules étudiées par le laboratoire LGEI de l'Ecole des Mines d'Alès.

Nom Molécule	Classe	Famille	Formule chimique	N° CAS	Polarité	Log Kow	Limite de détection ng.L <sup>-1</sup>
Acetochlore	Herbicide	chloroacetanilide	C <sub>14</sub> H <sub>20</sub> C <sub>1</sub> NO <sub>2</sub>	34256-82-1	apolaire	3,0	2,9
Alachlore	Herbicide	chloroacetanilide	C <sub>14</sub> H <sub>20</sub> C <sub>1</sub> NO <sub>2</sub>	15972-60-8	apolaire	3,5	1,3
Atrazine	Herbicide	triazines	C <sub>6</sub> H <sub>14</sub> C <sub>1</sub> N <sub>5</sub>	1912-24-9	polaire	2,6	1,0
Azoxystrobine	Fongicide	strobilurines	C <sub>22</sub> H <sub>17</sub> N <sub>3</sub> O <sub>5</sub>	131860-33-8	polaire	2,5	4,2
DCPU	Métabolite	Phenylureas	C <sub>7</sub> H <sub>6</sub> C <sub>12</sub> N <sub>2</sub> O		polaire	2,4	2,9
DEA	Métabolite	triazines	C <sub>6</sub> H <sub>10</sub> C <sub>1</sub> N <sub>5</sub>	6190-65-4	polaire	1,5	2,2
DIA	Métabolite	triazines	C <sub>5</sub> H <sub>8</sub> C <sub>1</sub> N <sub>5</sub>	3397-62-4	très polaire		3,2
Diuron	Herbicide	phenylureas	C <sub>9</sub> H <sub>10</sub> C <sub>12</sub> N <sub>2</sub> O	330-54-1	polaire	2,7	1,6
Flazasulfuron	Herbicide	sulfonyl urea	C <sub>13</sub> H <sub>12</sub> F <sub>3</sub> N <sub>2</sub> O <sub>5</sub> S	104040-78-0	polaire	-0,06	4,5
Oxadixyle	Fongicide	phenylamides	C <sub>14</sub> H <sub>18</sub> N <sub>2</sub> O <sub>4</sub>	77732-09-3	polaire	0,8	1,0
Imidaclopride	Insecticide	neonicotinoids	C <sub>9</sub> H <sub>10</sub> C <sub>1</sub> N <sub>3</sub> O <sub>2</sub>	105827-78-9	polaire	0,57	2,9
Linuron	Herbicide	phenylureas	C <sub>9</sub> H <sub>10</sub> C <sub>12</sub> N <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	330-55-2	apolaire	3,2	1,6
Metalaxyle	Fongicide	benzenoids	C <sub>15</sub> H <sub>21</sub> N <sub>4</sub> O <sub>4</sub>	57837-19-1	apolaire	3,1	0,6
Propyzamide	Herbicide	benzamides	C <sub>12</sub> H <sub>11</sub> C <sub>12</sub> NO	23950-58-5	apolaire	3,4	1,6
Penconazole	Fongicide	azoles	C <sub>13</sub> H <sub>15</sub> C <sub>12</sub> N <sub>3</sub>	66246-88-6	apolaire	3,7	
Simazine	Herbicide	triazines	C <sub>7</sub> H <sub>12</sub> C <sub>1</sub> N <sub>5</sub>	122-34-9	polaire	2,2	
Terbutylazine	Herbicide	triazines	C <sub>9</sub> H <sub>16</sub> C <sub>1</sub> N <sub>5</sub>	5915-41-3	apolaire	3,2	
Chlortoluron	Herbicide	phenylureas	C <sub>10</sub> H <sub>13</sub> C <sub>12</sub> N <sub>2</sub> O	15545-48-9	polaire	2,4	
Isoproturon	Herbicide	phenylureas	C <sub>12</sub> H <sub>18</sub> N <sub>2</sub> O	34123-59-6	polaire	2,5	
Metolachlore	Herbicide	chloroacetanilide	C <sub>15</sub> H <sub>13</sub> C <sub>1</sub> NO <sub>2</sub>	178961-20-1	apolaire	3,1	
DET	Métabolite	triazines	C <sub>14</sub> H <sub>20</sub> N <sub>2</sub>	61-51-8	très polaire		
DCPMU	Métabolite	Phenylureas	C <sub>8</sub> H <sub>8</sub> C <sub>12</sub> N <sub>2</sub> O	3567-62-2	polaire	2,7	

Quatorze molécules ont été identifiées en concentration quantifiable dans les eaux de surface étudiées. Il n'existe aucun lien statistiquement significatif entre le nombre d'occurrences d'un pesticide et la valeur de son Log Kow (Coefficient de corrélation de rang de Spearman 0,119 ; P=0,682). Du reste, le caractère hydrophile ou hydrophobe des molécules recherchées ne détermine en rien leur identification ultérieure dans les éluats préparés (comparaison par analyse de variance à un facteur des valeurs de Log Kow pour les 14 molécules trouvées en comparaison aux valeurs associées aux 8 molécules qui n'ont pas été retrouvées : F=1,541 ; P=0,230).

L'atrazine et l'un et/ou l'autre de ses métabolites étaient présents dans tous les échantillons (tableau 4), à l'exception très remarquable de la Mare aux Hippos de Bala (réserve intégrale) qui confirme son statut de site préservé (Soleri 2013).

Des concentrations importantes d'atrazine ont été trouvées à Boura et à Bagré (138 et 308 ng.L<sup>-1</sup> respectivement). Dans ce dernier cas, la norme OMS est dépassée de trois fois, le seuil étant fixé à 0,1 µg/L soit 100 ng/L pour un seul pesticide dans une eau destinée à la consommation humaine.

Des traces d'alachlore ont été retrouvées dans presque tous les sites (21 occurrences sur 24 sites étudiés), de même que des traces de DCPU (métabolite du diuron, 16 occurrences), mais dans les deux cas dans des concentrations toujours extrêmement faibles.

Il existe une corrélation hautement significative entre le nombre de composés identifiés par site et la charge contaminante associée (tableau 4), mesurée par la somme de l'ensemble des concentrations individuelles (Coefficient de corrélation de rang de Spearman : 0,698, P<0.001), et ce même si l'atrazine et ses métabolites contribuent le plus souvent très majoritairement (figure 21) à la constitution de cette charge contaminante (Coefficient de corrélation de rang de Spearman : 0,887, P<0.001).



A l'exception de l'atrazine, les valeurs individuelles observées demeurent globalement faibles, et les charges contaminantes globales toujours inférieures à 0,5 µg.L<sup>-1</sup> (tableau 4). Toutes les concentrations individuelles mesurées demeurent par ailleurs bien inférieures aux normes de qualité environnementale (NQE) fixés par la Directive Cadre Européenne pour les eaux de surface intérieures, fixées à 2 µg.L<sup>-1</sup> pour l'atrazine et à 1,8 µg.L<sup>-1</sup> pour le diuron par exemple (directive 2008/105/CE).

Le bassin versant dont sont tributaires les sites étudiés n'exerce aucune influence sur la valeur de la charge contaminante mesurée (H-Kruskal-Wallis = 0,146 ; P = 0,703).

Les résultats obtenus sur les cinq échantillons d'eau du robinet prélevés à Ouagadougou sont très semblables : atrazine et dérivés contribuent en moyenne à 58% à une charge contaminante moyenne de l'ordre de 110 ng.L<sup>-1</sup>. Quel que soit le quartier considéré, ces concentrations sont inférieures aux normes de potabilité en vigueur.

**Tableau 4 :** Résultats bruts des dosages de pesticides (*nd* : sites pour lesquels les dosages du glyphosate et de l'AMPA ont été réalisés par le BRGM d'Orléans, mais où aucun échantillon n'avait été prélevé pour analyse ultérieure par l'Ecole des Mines d'Alès).

Date	Numero	SITE	GLYP	AMPA	ACET	ALAC	ATRA	AZOX	DCPU	DEA	DIA	DIUR	FLAZ	OXAD	IMID	LINU	META	PROP	SOMME (ng.L <sup>-1</sup> )	RANG
03-06-14	42	Bagré				12.2	308.3		11.5	47.1	33.7	10.6				7.4	1.9	1.7	434	1
27-05-14	38	Bazega		190.0		14.1	42.2			21.7	12.0	4.8				9.6			294	2
08-05-14	21	Boura		58.0			137.7		15.2	64.6	10.6								286	3
08-05-14	22	Leo	150.0	49.5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	200	4
12-05-14	25	Bapla				10.4	76.5		10.1		11.6	9.5		9.4	24.6		4.3		156	5
15-05-14	33	Arzuma				16.9	73.7		10.5	30.2	14.9			5.9					152	6
30-04-14	12	Sourou				12.3	19.9		12.1	9.2	13.4	11.3		11.4	19.4				109	7
04-06-14	45	Koubri			6.8	8	32.2		11.2	7.9	11.7	7.7	5.5			13.3		2	106	8
28-05-14	39	Ziga				9.5	51.4			18.3	10.6					6.3			96	9
06-05-14	18	Saaba amont			6.4	19.5	26.2			15.4	16.9			11.2					96	10
28-04-14	10	Ouaga3				12	34.2			7.8	9.5			13.4	14.6				92	11
09-05-14	24	Sapouy		56.0		9.2			14.4		4.1								84	12
13-05-14	28	Loumbila-4				5.9	19.1		9.7	8.9	6.7			8.8	17.1		6.3		83	13
16-05-14	35	Nabazana				5.9	34.4			19.1	7.8			14.1					81	14
02-06-14	41	Loumbila-6				21	24.4			13.2	11.1					9.8			80	15
14-05-14	30	Navri Kpè				9.7	4.3		10.6	3.7	6.8	3.1			33.1				71	16
26-05-14	36	Loumbila-5				10.3	22.8			13.3	11.3					12.6			70	17
01-05-14	14	Yako					13.1	6.1	11.3	7.3	5.9				18.5				62	18
14-05-14	29	Dissin	62.0		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	62	19
07-05-14	20	Loumbila-3				7.2	19.6		7.2	10.5	6.5								51	20
21-04-14	1	Loumbila-1				2.4	19.8		5	8.4	6.7								42	21
24-04-14	6	Sian				10.7	6.7		9.2	5.7	7.1								39	22
22-04-14	2	Bam				3.1	10.4		6.8	4.3	5.8								30	23
23-04-14	5	Dem				5.1	4.5		9.9	4	5.4								29	24
29-04-14	11	Loumbila-2					17.4			3.9	5.6								27	25
05-05-14	15	Bala				13.1			11.3										24	26

Les résultats obtenus pour le site de Boura peuvent être comparés aux concentrations quantifiées sur le même site et à la même période de l'année en 2013 à l'aide de capteurs passifs (Soleri 2013). Il apparaît que les concentrations mesurées en 2014 dans des échantillons discrets sont très sensiblement plus élevées que les concentrations déterminées en 2013 (jusqu'à 100 fois plus), mais dans des concentrats qui correspondaient à 13 jours d'accumulation des pesticides dans les systèmes de collecte : 138, 65 et 11 ng.L<sup>-1</sup> d'atrazine, de DEA et DIA respectivement quantifiés en 2014 contre ≈ 1, 4 et 2,5 ng.L<sup>-1</sup> en 2013. Il paraît peu vraisemblable d'imputer ces importantes différences à une éventuelle évolution des pratiques culturales, dont la régularité a été documentée (Diakitè 2013).

En revanche, le site de Boura a révélé lors de son étude en 2014 la présence de deux masses d'eau très contrastées dans le réservoir, stratification qui a été directement attribuée aux pluies et écoulements récents qui avaient

affecté le plan d'eau peu de temps avant notre passage (voir figure 13B). Il en ressort que les résultats présentés ici pourraient correspondre au « bruit de fond » de contamination associé à chacun des sites en période d'étiage (exposition chronique), à l'exception précisément du site de Boura, et ne reflèteraient donc que mal – voire très mal – la pression polluante potentiellement associée à d'autres périodes du cycle hydrologique (exposition ponctuelle lors des crues en particulier).

Des études spécifiques seraient à conduire pour mieux quantifier les rythmes spatio-temporels d'exposition aux pesticides des écosystèmes aquatiques et des organismes qui y vivent et s'y développent.

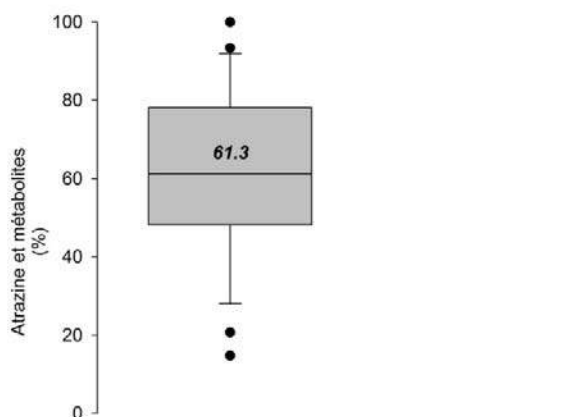


Figure 21 : Contribution (%) de l'atrazine et de ses métabolites à la charge contaminante quantifiée par site mesurée par la somme des concentrations individuelles de l'ensemble des molécules identifiées par l'École des Mines d'Alès (la valeur médiane est indiquée).

### ***Pesticides : quelques éléments d'interprétation qualitative préliminaire***

Nous nous arrêtons ci-après sur les sites pour lesquelles les charges contaminantes observées étaient les plus élevées, en tentant de fournir quelques premiers éléments d'interprétation. La présentation – discussion suit l'ordre dans lequel les sites sont rangés dans le [tableau 6](#).

Le réservoir de **Bagré** est l'un des sites les plus emblématiques du pays (« *plus gros investissement jamais réalisé par l'Etat* »). La digue barre directement le Nakambé : son bassin versant intègre une fraction importante du pays (voir [figure 2](#)). L'eau qui quitte le réservoir de Bagré transite par le site de Petit Bagré puis alimente de vastes périmètres irrigués, avant de quitter le territoire burkinabè pour rejoindre le Ghana. Les conflits avérés ou potentiels pour le partage de cette ressource transfrontalière sont en grande partie à l'origine de la mise en place de l'Autorité du Bassin de la Volta (voir <http://www.abv-volta.org>). La région de Bagré, désignée sous l'appellation 'Bagré Pôle' est une zone à forte intensité d'investissements, et donc d'intrants pour ce qui relève spécifiquement de l'agriculture : les niveaux de contamination observés pourraient être d'origine strictement locale et liés aux pratiques intensives qui se développent à la périphérie du plan d'eau (cultures céréalières irriguées quasi-industrielles par endroit). Mais la qualité de l'eau au moment de notre passage était très particulière : le plan d'eau était à un niveau très bas (tout en restant cependant le plus profond des sites échantillonnés durant la campagne FasoTour) et l'eau y était extrêmement turbide (voir [figure 12](#)). L'existence de liens éventuels entre les matières en suspension, leurs caractéristiques (taille, composition, origine, etc.) et le devenir des résidus de pesticides dans le milieu aquatique demeure une question à ce jour inexplorée au Burkina Faso.

Le site de **Bazéga** est surtout connu pour sa pisciculture. Mais la périphérie du plan d'eau est l'objet depuis quelques années déjà de pressions foncières extrêmement aiguës, en lien en tout premier lieu avec le développement de pratiques maraîchères ([Ouédraogo 2006](#)) dont le degré d'intensification est vraisemblablement proportionnel aux capacités financières des investisseurs qui viennent y installer des exploitations.

Comme décrit précédemment, le niveau de contamination rencontré à **Boura** en 2014 (Joseph 2014) est très supérieur à celui décrit à la même période de l'année précédente (Soleri 2013). L'hypothèse est posée du rôle semble-t-il déterminant des écoulements associés aux pluies dans la constitution de ce stock contaminant.

Le réservoir de **Léo** était complètement plein lorsqu'il a été échantillonné. Des apports pluviométriques récents sur un bassin versant de petite taille et à forte composante urbaine peuvent justifier ce remplissage 'précoce'. Au demeurant, toutes les petites parcelles maraîchères situées à son immédiate périphérie venaient tout juste d'être ennoyées, ce qui pourrait soutenir l'hypothèse d'une lixiviation récente et massive des résidus potentiellement accumulés dans leurs sols.

Le site de **Bapla**, géographiquement proche de Boura, correspond à un barrage-route relativement récent (2002), où la pêche est en perte de vitesse et compensée par un maraîchage en plein essor pratiqué par des dizaines de jeunes exploitants très entreprenants mais mal formés aux pratiques agricoles.

**Arzouma** et **Koubri** appartiennent tous deux au sous bassin du Nariarlé, objet de plusieurs études récentes. On y trouve la plus forte densité de réservoir de toute la sous-région, avec de l'ordre de 50 réservoirs pour 1000 km<sup>2</sup> et la zone est l'objet d'une spéculation foncière féroce, en raison notamment de sa proximité immédiate de la capitale Ouagadougou et de ses marchés (Sanou et al 2013). Tous les réservoirs du sous-bassin du Nariarlé sont considérés comme des sites à risque en termes d'exposition aux pesticides (Hyrkas & Pernholm 2007).

La vallée du **Sourou** enfin, correspond à un projet de développement agricole ancien, quelque peu pharaonique, où la gestion de l'eau qui alimente le réservoir est totalement maîtrisée. D'immenses périmètres irrigués sont installés à la périphérie du plan d'eau dans une perspective d'agro-business dont le potentiel polluant n'est guère douteux.

#### ***Biomasse et efficacité photosynthétique des communautés phytoplanctoniques***

Le PHYTO-PAM est une unité d'analyse du phytoplancton (spectrofluorimètre) qui permet de quantifier rapidement, de façon non intrusive et non polluante, les caractéristiques photosynthétiques d'échantillons de phytoplancton vivant. L'application de flashes d'éclaircements à différentes longueurs d'onde et la mesure des fluorescences induites permettent de déterminer directement les concentrations de chlorophylle active, de différencier sur des échantillons discrets les grands groupes pigmentaires, et surtout de mesurer leur activité photosynthétique. Les informations fournies sont polyvalentes : monitoring sur le terrain, études écophysiologicals au laboratoire ou encore approches expérimentales en micro- et mésocosmes. Le principe et modalités d'utilisation de l'instrument sont détaillés dans Garrido et al 2013.

Ici, les rendements photosynthétiques mesurés sont utilisés comme indicateur de l'état de santé des communautés phytoplanctoniques, celui-ci pouvant être altéré pour des raisons écologiques 'naturelles' (carence en ressources nutritives, prédation, allélopathie exercée par des métabolites secondaires de macrophytes,...) ou en raison d'une pression contaminante associée à une pollution (herbicides notamment).

Les échantillons de phytoplancton quotidiennement collectés ont été fractionnés en trois classes de taille à l'aide de membranes Nuclepore, dans l'objectif de mieux cerner la structuration des communautés (< 3 µm, [3-20] µm, > 20 µm). L'efficacité photosynthétique et les biomasses de ces différentes classes de taille ont été étudiées. Cette approche de laboratoire est partiellement redondante avec les mesures réalisées *in situ* avec la sonde AlgaeTorch : les résultats seront comparés pour les échantillons non-fractionnés.

Les indications fournies par les deux instruments (ordres de grandeur et dispersion des données) sont assez comparables en première approche (figure 22). En l'occurrence, ni la médiane des distributions des biomasses ni celle des pourcentages associés aux cyanobactéries ne sont statistiquement différentes (H-Kruskal-Wallis=2.894, P=0.089 et F-Anova=1.654, P=0.202, respectivement).

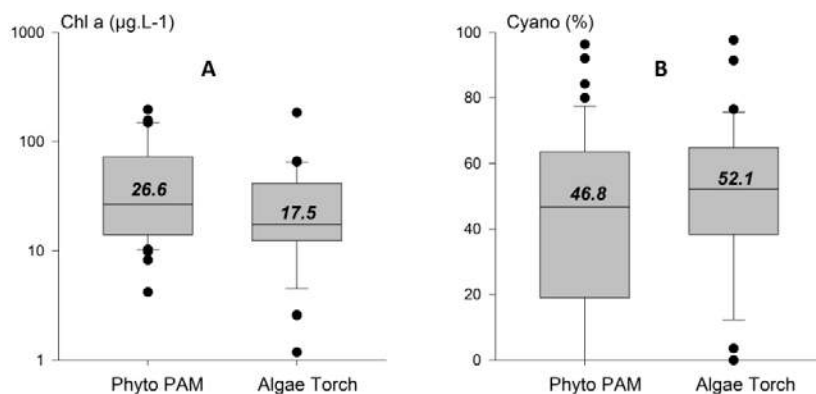


Figure 22 : Comparaison des biomasses phytoplanctoniques (Chl  $\alpha$ ,  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ; figure 22A) et de la contribution des cyanobactéries (%) (figure 22B) déterminées par le Phyto PAM et par la sonde AlgaeTorch (les valeurs médianes sont indiquées).

Un examen plus détaillé des données met cependant en exergue quelques unes des limites associées à l'utilisation d'instruments dont le principe est basé sur des approches fluorimétriques pour l'estimation des biomasses phytoplanctoniques et cyanobactériennes. *A fortiori* lorsque ces instruments sont utilisés sans re-calibration des 'paramétrages d'usine' fournis par leurs fabricants, qui ne tiennent compte ni des caractéristiques intrinsèques des algues étudiées (quantité de chlorophylle active par unité cellulaire, notamment), et encore moins d'éventuels facteurs environnementaux susceptibles d'altérer la qualité des mesures (présence de matières particulaires et/ou dissoutes en particulier). Il s'avère que ce second point est d'importance capitale (figure 23).

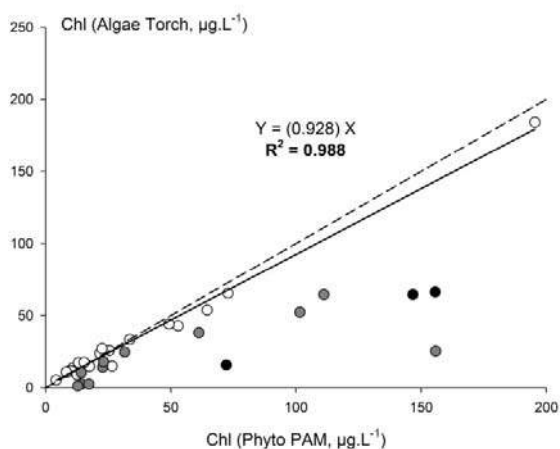


Figure 23 : Comparaison des biomasses phytoplanctoniques (Chl,  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) déterminées par la sonde AlgaeTorch et par le Phyto PAM. La droite de régression ne prend en compte que les valeurs associées à des sites où la profondeur de disparition du disque de Secchi (dS) était supérieure à 20 cm (ronds blancs ; N=23). Les ronds gris correspondent aux sites pour lesquels  $10 < dS \leq 20$  et les ronds noirs aux sites pour lesquels  $dS \leq 10$  cm. La ligne pointillée correspond à la régression 1:1.

La qualité de la droite de régression est de fait extrêmement dépendante de la turbidité de l'eau des sites étudiés, et tant la pente (théoriquement égale à 1) que le coefficient de détermination sont affectés (tableau 5).

Tableau 5 : Evolution de la qualité de la régression (Chl,  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) selon la turbidité des sites étudiés.

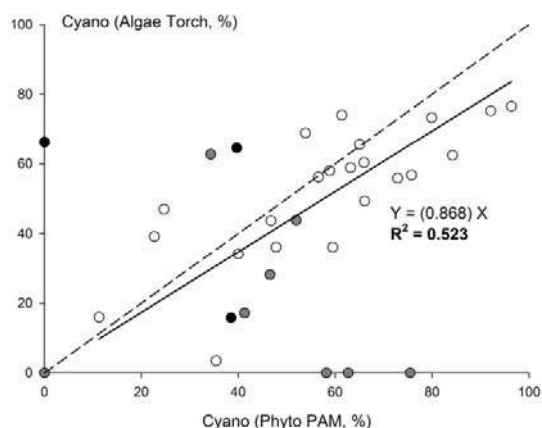
	Pente de la droite de régression $Y=aX$	Coefficient de détermination ( $R^2$ )
All data	0,587	0,637
$dS > 10$ cm	0,667	0,681
$dS > 20$ cm	0,928	0,988

Très pratiquement, il en ressort que les estimations de biomasse effectuées par la sonde AlgaeTorch paraissent fortement sous-évaluées en cas de turbidité élevée, ce qui est extrêmement limitant pour l'étude des lacs et réservoirs qui nous concerne puisque la régression n'est de bonne qualité que lorsque près de 50% des valeurs sont écartées (valeur médiane de dS=21,5 cm ; voir [figure 11](#)).

Les estimations produites par les deux instruments sont encore plus contrastées lorsqu'il s'agit de prendre en considération la contribution des cyanobactéries à la constitution de la biomasse totale ([figure 24](#)), même si la pente de la droite de régression paraît relativement peu influencée par la turbidité de l'eau des sites étudiés ([tableau 6](#)).

**Tableau 6** : Evolution de la qualité de la régression (Cyano, %) selon la turbidité des sites étudiés

	Pente de la droite de régression $Y=aX$	Coefficient de détermination ( $R^2$ )
All data	0,841	0,365
dS>10 cm	0,854	0,291
dS>20 cm	0,868	0,523



**Figure 24** : Comparaison de la contribution des cyanobactéries à la biomasse totale (Cyano, %) déterminées par la sonde AlgaeTorch et par le Phyto PAM. La droite de régression ne prend en compte que les valeurs associées à des sites où la profondeur de disparition du disque de Secchi (dS) était supérieure à 20 cm (ronds blancs ; N=23). Les ronds gris correspondent aux sites pour lesquels  $10 < dS \leq 20$  et les ronds noirs aux sites pour lesquels  $dS \leq 10$  cm. La ligne pointillée correspond à la régression 1:1.

Il apparaît notamment plusieurs situations pour lesquelles l'un des deux instruments a indiqué une contribution nulle des cyanobactéries à la biomasse totale, tandis que l'autre en révélait la présence, sans déterminisme clair en première approche. Les discriminations pigmentaires obtenues à partir de mesures réalisées *in situ* devront impérativement être consolidées par (i) les dosages qui seront effectués sur des filtres conditionnés à cette fin (mesures spectrofluorimétriques après extraction au méthanol des pigments collectés sur des filtres Whatman GF/F de porosité  $0,7 \mu\text{m}$ ) et (ii) les analyses en cytométrie en flux sur échantillons formolés. Filtres et échantillons sont actuellement conservés à  $-80^\circ\text{C}$  au laboratoire de l'UMR Ecosym à l'université Montpellier 2 où les analyses seront faites entre novembre et décembre 2014.

#### **Structuration par classes de taille des communautés phytoplanctoniques et performances photosynthétiques**

La cohérence des informations relatives aux biomasses totales – sans discrimination pigmentaire – fournies par le Phyto PAM autorise *a priori* la poursuite des investigations, et notamment l'examen par classes de taille de la structuration et des performances photosynthétiques des communautés phytoplanctoniques.

Les algues de petites tailles ( $< 20 \mu\text{m}$ ) sont très largement dominantes dans la majorité des systèmes étudiés ([figure 25](#)) : elles contribuent à plus de 70% de la biomasse totale dans 40 cas sur 44 (et à plus de 90% dans 20 cas sur 44). La contribution du picoplancton (ici approché par la fraction  $< 3 \mu\text{m}$ ) est dans quelques sites particulièrement

importante : c'est notamment le cas pour les trois stations de Bagré (Bagré amont, Bagré aval et Petit Bagré) où cette classe de taille contribue à 73%, 63% et 76%, respectivement.

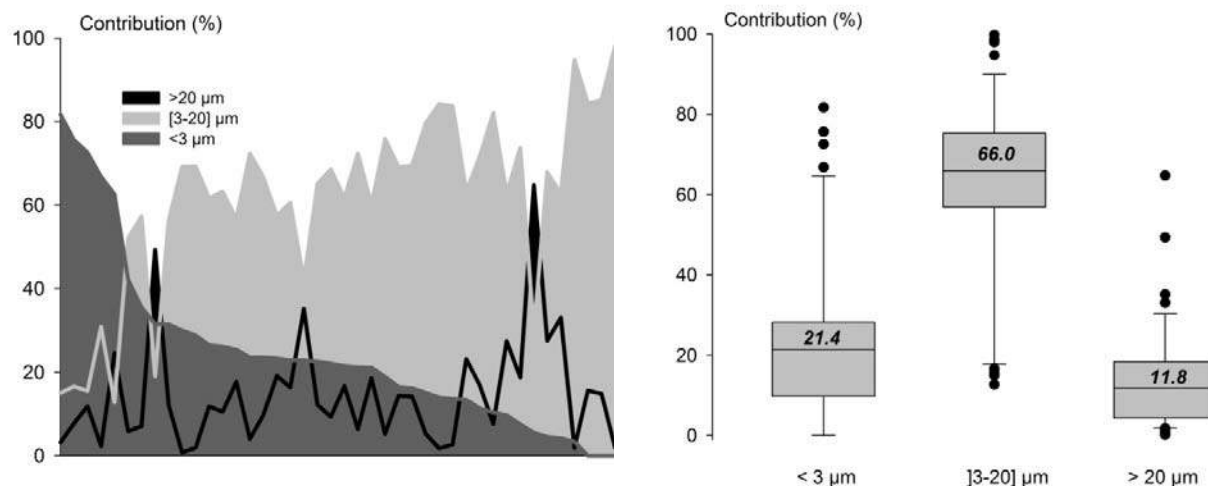


Figure 25 : Contribution (%) des différentes classes de taille à la biomasse phytoplanctonique totale.

Comme indiqué précédemment, le Phyto PAM permet tout particulièrement d'approcher le rendement photosynthétique des communautés phytoplanctoniques, c'est-à-dire l'efficacité avec laquelle l'énergie lumineuse reçue (du rayonnement solaire) est transformée en énergie chimique (disponible en premier lieu pour la mise en place des processus photosynthétiques).

Deux mesures ont été effectuées pour chacune des trois classes de tailles des échantillons collectés. La première mesure est réalisée sur des échantillons préalablement adaptés au noir, qui se trouvent donc en situation de dormance photosynthétique. Les échantillons sont soumis à un flash d'éclairement très bref et très intense, destiné à saturer les capacités de transport d'électrons du photosystème II. Elle rend compte d'un potentiel théorique qui est noté par convention  $F_v/F_m$ . La seconde est réalisée identiquement (application d'un flash de saturation et mesure de la fluorescence réémise), sur le même échantillon cette fois soumis par ailleurs à une lumière actinique, c'est-à-dire en situation de photosynthèse. Elle rend compte du rendement effectif, qui est noté  $\Phi$  PSII, et qui est par définition toujours plus faible que le potentiel théorique  $F_v/F_m$ .

Le rendement théorique ou maximal,  $F_v/F_m$ , peut varier entre des valeurs extrêmement faibles voire nulles lorsque les organismes étudiés sont soumis à des stress (biotiques ou abiotiques) intenses qui inhibent partiellement ou totalement la photosynthèse, et des valeurs maximales de l'ordre de 0,7 (Parkhill et al 2001) voire 0,8 (Yentsch et al 2004) pour des communautés autotrophes en parfaite santé. Des valeurs de  $F_v/F_m$  inférieures à 0,4 indiqueront *a priori* une altération significative des performances physiologiques, qu'elle qu'en soit l'origine. Toutefois, lorsque la communauté étudiée est dominée par des cyanobactéries, de faibles valeurs peuvent être rencontrées, qui ne sont pas nécessairement liées à une perturbation physiologique, mais plus à l'organisation de l'appareillage photosynthétique propre aux procaryotes (voir discussion dans Garrido et al 2013).

Les rendements photosynthétiques mesurés sont globalement élevés (figure 26), à quelques exceptions près qui seront commentées plus loin.

Il n'existe pas de différence statistiquement significative entre les valeurs obtenues pour la classe de taille < 20µm et celles associées aux communautés phytoplanctoniques non fractionnées (H-Kruskal-Wallis=0,061 ; P=0,806 et H-Kruskal-Wallis=0,046 ; P= 0,831, pour  $F_v/F_m$  et  $\Phi$  PSII, respectivement). Les valeurs associées au picoplancton sont elles sensiblement plus faibles et statistiquement différentes lorsqu'elles sont comparées aux valeurs de la série

non fractionnée (H-Kruskal-Wallis=35,202 et 36,598 pour Fv/Fm et  $\Phi$  PSII, respectivement ;  $P < 0.001$  dans les deux cas).

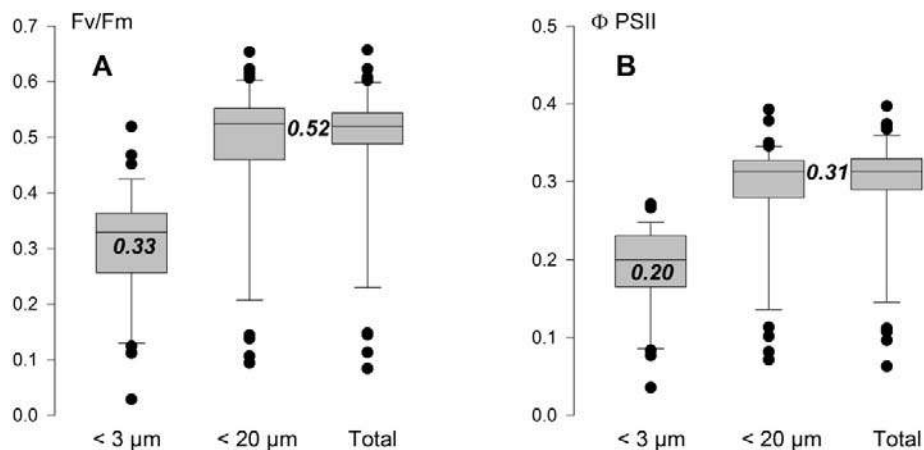


Figure 26 : Rendements photosynthétiques théoriques (Fv/Fm, figure 26A) et effectifs ( $\Phi$ PSII, figure 26B) par classes de taille des communautés phytoplanctoniques.

Il existe d'autre part une relation très forte liant les deux rendements mesurés (figure 27) pour chaque classe de taille, ce qui rend compte d'une forte homogénéité à l'échelle de l'ensemble de l'échantillon des sites étudiés. En d'autres termes, pour un même échantillon et quelle que soit la fraction de taille considérée, de forts rendements théoriques correspondront à des forts rendements effectifs, et inversement.

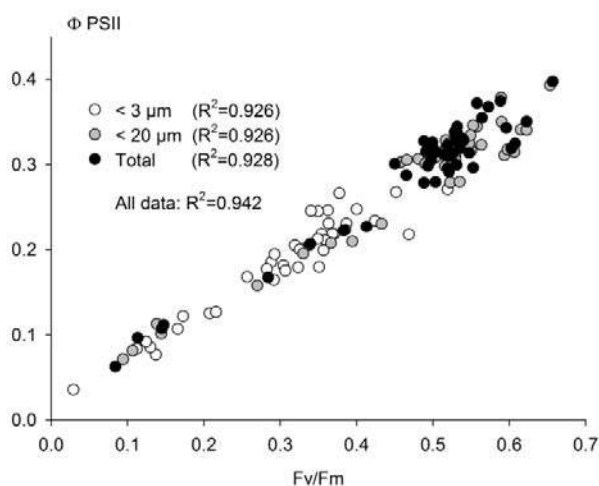


Figure 27 : Relation liant les rendements photosynthétiques théoriques (Fv/Fm) et effectifs ( $\Phi$ PSII). Les coefficients de détermination sont indiqués pour chacune des classes de taille prise séparément et pour l'ensemble des mesures réalisées.

En revanche, il apparaît fréquemment un net découplage entre les rendements (théoriques comme effectifs) mesurés pour le picoplancton et ceux mesurés pour les algues de plus grandes tailles (figure 28). Une figure identique est obtenue lorsqu'est considérée la communauté phytoplanctonique totale (et non  $< 20 \mu\text{m}$ ). Ainsi, des rendements théoriques élevés, compris entre 0,45 et 0,65 ont été très fréquemment observés pour les algues de relativement grosse taille (axe des ordonnées) mais qui n'étaient pas systématiquement associés à des rendements également élevés pour le picoplancton (axe des abscisses), avec des valeurs pouvant varier entre 0,20 et 0,50. Le bon état physiologique d'une partie des populations phytoplanctoniques n'augure donc pas nécessairement d'un même bon état pour l'ensemble de la communauté. La réserve déjà évoquée relative à la

contribution des cyanobactéries reste évidemment valide, et des investigations complémentaires seront nécessaires.

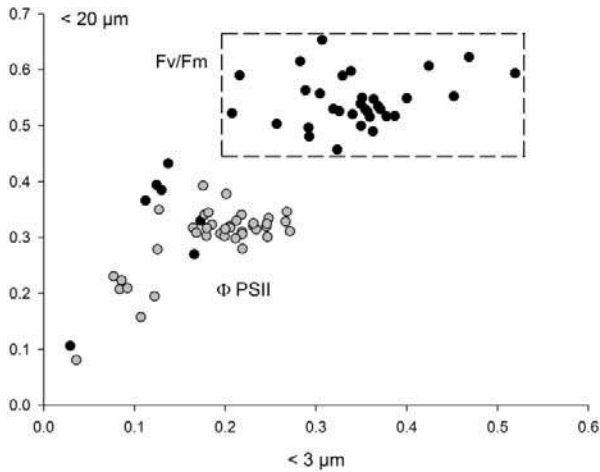


Figure 28 : Rendements photosynthétiques théoriques (Fv/Fm, ronds noirs) et effectifs ( $\Phi$ PSII, ronds gris) associés au picoplancton (< 3  $\mu$ M, en abscisse) et aux algues de plus grandes tailles (< 20  $\mu$ m, en ordonnée) pour les mêmes échantillons.

Il existe un petit nombre de sites pour lesquels les communautés phytoplanctoniques montrent des rendements photosynthétiques très faibles (figure 26). Il apparaît que ces sites sont tous caractérisés par une turbidité très élevée (dS < 20 cm, figure 29), sans pour autant que la relation ne soit systématique, puisqu'il existe également des sites fortement turbides où l'état physiologique des algues paraît excellent ( $0,5 < Fv/Fm < 0,6$ ). Là encore, le déterminisme de ces observations devra être recherché.

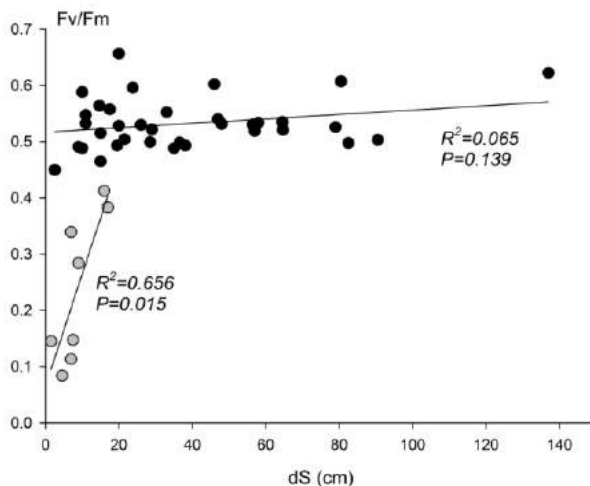


Figure 29 : Evolution du rendement photosynthétique théorique (Fv/Fm) selon la profondeur de disparition du disque de Secchi (dS).

Enfin, le bassin (Nakambé versus Mouhoun) dont sont tributaires les différents sites étudiés n'exerce pas d'influence pas sur la valeur des différents paramètres issus des traitements au Phyto PAM précédemment décrits (tableau 7).

Descripteur	H-Kruskal-Wallis	P
Biomasse totale ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	0.265	0.607
Fraction <3 $\mu\text{m}$ (%)	0.181	0.671
Fv/Fm (total)	1.245	0.265
Fv/Fm (< 3 $\mu\text{m}$ )	2.904	0.088

Tableau 7 : Statistiques associées aux Anova's non paramétriques réalisées sur les principaux descripteurs issus des traitements au Phyto PAM pour tester l'éventuelle influence du bassin versant d'appartenance des sites.



### Analyses en cours et à venir

La quantification des **biomasses phytoplanctoniques** en présence, par classes de taille, sera réalisée au laboratoire Ecosym de l'Université Montpellier 2 entre novembre et décembre 2014. Les analyses seront effectuées par spectrofluorimétrie sur des extraits méthanoliques.

La **diversité microbienne** sera étudiée par cytométrie en flux au laboratoire Ecosym de l'Université Montpellier 2 et au laboratoire de l'UMR Cartell à l'INRA de Thonon-les-bains entre novembre et décembre 2014.

Les **ressources inorganiques dissoutes** (Azote et Phosphore Total) seront quantifiées par spectrophotométrie au laboratoire de chimie de l'UMR Cartell à l'INRA de Thonon-les-bains en décembre 2014.

Le **Carbone Organique Dissous**, ressource nutritive d'importance fondamentale pour les communautés microbiennes, sera dosé au laboratoire de l'IESS à Paris en fin d'année 2014.

L'isolement des souches de **Vibrio cholerae** collectées est en cours au laboratoire Ecosym de l'Université Montpellier 2. Les témoins de contamination fécale seront disponibles fin novembre.

Les échantillons qualitatifs de **phytoplancton** et de **zooplancton** seront étudiés au cas par cas par des spécialistes, en fonction des résultats par ailleurs accumulés.

### Eléments de conclusion

Les présentations et analyses proposées dans ce compte-rendu sont par définition préliminaires et donc provisoires. Elles reposent sur des mesures de terrain directes pour ce qui relève de la physico-chimie des milieux étudiés et sur des analyses quantitatives au laboratoire pour ce qui relève des contaminants chimiques. Les communautés planctoniques en revanche ont été étudiées par des approches indirectes qui reposent sur des mesures spectrofluorimétriques dont la sensibilité aux caractéristiques – surtout optiques – des masses d'eau considérées a été démontrée. Les approches quantitatives dédiées aux compartiments planctoniques sont en cours et permettront de valider – ou non – certaines des hypothèses avancées dans ce document.

Les approches statistiques dédiées à la classification des sites seront entreprises lorsque l'ensemble des descripteurs d'environnement et d'état des milieux sera disponible.

Une vingtaine de sites échantillonnés durant l'opération FasoTour avaient déjà été étudiés en 2004-2005. Les mêmes descripteurs avaient été mesurés. La comparaison des bases de données constituées à une dizaine d'années d'intervalle est prometteuse et permettra de discuter des éventuelles évolutions de la qualité de l'eau.

Les différentes approches dédiées à la quantification des pesticides en présence ont montré que les niveaux de contamination relevés sont globalement faibles. Trois points importants méritent toutefois d'être soulignés :

- Les concentrations mesurées correspondent à un 'bruit de fond' en termes de pression contaminante ; il s'agit du niveau d'exposition chronique auquel les organismes aquatiques sont soumis. L'impact à long terme de telles expositions chroniques à des polycontaminations sur la structure et le fonctionnement des communautés microbiennes demeure inconnu.
- Nos observations indiquent que les charges contaminantes mesurées paraissent dans certains cas fortement contrôlées par l'hydrologie et/ou l'hydrodynamisme des milieux (impact vraisemblable des écoulements récents à Boura ; rôle indéterminé des matières en suspension fines à Bagré). La temporalité des processus impliqués reste à étudier (capteurs passifs disposés séquentiellement par exemple).
- L'utilisation non intrusive d'organismes vivants à longue durée de vie et situés au sommet des réseaux trophiques (écailles et œufs de crocodiles et/ou de varans) pourraient constituer une stratégie d'approche alternative et novatrice (Ciliberti et al 2012).

## • Références citées

- Aminot A, Kerouel R, 2004. *Hydrologie des écosystèmes marins : paramètres et analyses*. Ifremer Ed, 336p.
- Beutler M, Wiltshire KH, Meyer B, Moldaenke C, Lüring C, Meyerhöfer M, Hansen UP, Dau H (2002) A fluorometric method for the differentiation of algal populations in vivo and in situ. *Photosynthesis Research* 72:39-53.
- Boelee E, Cecchi P, Kone A, 2009. *Health impacts of small reservoirs in Burkina Faso*. IWMI Working Paper 136. IWMI, Colombo, Sri Lanka, 40 p. [http://www.iwmi.cgiar.org/Publications/Working\\_Papers/working/WOR136.pdf](http://www.iwmi.cgiar.org/Publications/Working_Papers/working/WOR136.pdf)
- Boelee E, Yohannes M, Poda J-N, McCartney M, Cecchi P, Kibret S, Hagos F, Laamrani H, 2013. Options for water storage and rainwater harvesting to improve health and resilience against climate change in Africa. *Regional Environmental Change* 13(3): 509-519.
- Cecchi P, Nikiema A, Moiroux N, Sanou B, 2009. *Towards an atlas of lakes and reservoirs in Burkina Faso*. In Andreini M et al (eds.), *Small reservoirs toolkit*. IWMI, Colombo, Sri Lanka, 23 p. [http://www.smallreservoirs.org/full/toolkit/docs/Ila%2002%20Faso%20MAB\\_ML.pdf](http://www.smallreservoirs.org/full/toolkit/docs/Ila%2002%20Faso%20MAB_ML.pdf)
- Cecchi P, Nikiema A, à paraître. *Pourquoi et pour qui développer la pêche au Burkina Faso ? Cahiers d'Outre-Mer (numéro spécial 'Les potentialités de développement du Burkina Faso')*.
- Cecchi P, Poussin JC, Gonzalez C, Soleri R, Spinelli S, Diakité C, Fowe T, Karambiri H, Sanou K, Napon K, Bamba D, Sanogo S, Fusillier JL, Jamin JY, soumis. The invasion of a West African small reservoir by the macrophyte *Ceratophyllum submersum*: how a weed became a seed. *Hydrobiologia*. Submitted on Oct. 17, 2014.
- Ciliberti A, Martin S, Ferrandez E, Belluco S, Rannou B, Dussart C, Berny P, de Buffrenil V, 2012. Experimental exposure of juvenile savannah monitors (*Varanus exanthematicus*) to an environmentally relevant mixture of three contaminants: effects and accumulation in tissues. *Environmental Science and Pollution Research* 20(5): 3107-3114.
- Da M, 2014. *Turbidité et charges solides en suspension dans les petits barrages du Burkina Faso : origine et conséquences*. Mémoire de Master II, Fondation 2iE, Ouagadougou, Burkina Faso, 57 p.
- de Fraiture C, Ndanga-Kouali G, Sally H, Kabre P. 2013. Pirates or pioneers? Unplanned irrigation around small reservoirs in Burkina Faso. *Agricultural Water Management* 131: 212-220.
- Diakité K, 2013. *Impact des pratiques agricoles en milieu de bas-fonds sur la qualité de l'eau de surface en aval (cas de la retenue de Boura)*. Mémoire Master 1, Fondation 2iE, Ouagadougou, 29 p.
- Garrido M, Cecchi P, Vaquer A, Pasqualini V, 2013. Effects of samples conservation on photosynthetic efficiency assessment of phytoplankton using PAM fluorometry. *Deep Sea Research, Part I* 71: 38-48.
- Hyrkäs W & Pernholm S, 2007. *Impact of market gardening on surface water reservoirs in Burkina Faso*. Mémoire de Master II, Lund University, Lund, Suède, 111 p. <http://www.lunduniversity.lu.se/lup/publication/1322573>.
- Joseph A., 2014. *Etude de la contamination par les résidus phytosanitaires des eaux de surface des réservoirs au Burkina Faso*. Mémoire de Master II, Université Montpellier 2, Montpellier, France, 33 p.
- Kirk JTO, 1994. *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. Cambridge University press.
- Koenings JP, Edmundson JA, 1991. Secchi disk and photometer estimates of light regimes in Alaskan lakes: Effects of yellow color and turbidity. *Limnology and Oceanography* 36(1): 91-105.
- Ouédraogo S, 2006. *Accès à la terre et sécurisation des nouveaux acteurs autour du lac de Bazéga (Burkina Faso)*. Dossier 138, IIED, Londres.
- Parkhill JP, Maillet G, Cullen JJ, 2001. Fluorescence-based maximal quantum yield for PSII as a diagnostic of nutrient stress. *Journal of Phycology* 37: 517-529.
- Rodier J, Legube B, Merlet N, Brunet R, 2009. *L'analyse de l'eau*. Dunod.
- Rolland A, Rimet F, Jacquet S, 2010. A 2-year survey of phytoplankton in the Marne Reservoir (France): A case study to validate the use of an in situ spectrofluorometer by comparison with algal taxonomy and chlorophyll a measurements. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 398(2): 1-19.
- Secchi A, 1866. *Esperimente per determinare la trasparenza del mare*, [in:] Sul moto ondoso del mare e su le correnti di esso specialmente su quelle littorali, A. Ciadi (ed.), Rome, 258-288.
- Soleri R, 2013. *Caractérisation à l'aide de capteurs passifs de la contamination phytosanitaire de trois écosystèmes aquatiques au Burkina Faso*. Mémoire de Master II, Université Montpellier 2, Montpellier, France, 30 p.
- Venot JP, Cecchi P, 2011. Valeurs d'usage ou performances techniques : comment apprécier le rôle des petits barrages en Afrique subsaharienne ? *Cahiers Agriculture* 20(1-2): 112-117.
- Yentsch CS, Yentsch CM, Phinney DA, Lapointe BE, Yentsch SFW, 2004. The odyssey of new production. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 300: 15-30.

