



## THESIS / THÈSE

### MASTER EN SCIENCES BIOLOGIQUES

#### Etude du flux de sédimentation au Lac Kivu

Vanherck, Pierre-Yves

*Award date:*  
2006

[Link to publication](#)

#### **General rights**

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal ?

#### **Take down policy**

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.



**FACULTES UNIVERSITAIRES NOTRE-DAME DE LA PAIX**

**NAMUR**

**Faculté des Sciences**

**ETUDE DU FLUX DE SEDIMENTATION AU LAC KIVU**

**Mémoire présenté pour l'obtention du grade de  
licencié en Sciences biologiques**

**Pierre-Yves VANHERCK**

**Août 2006**



## Etude du flux de sédimentation au lac Kivu

VANHERCK Pierre-Yves

### Résumé

Notre travail s'intègre dans le cadre du projet ECOSYKI pour l'étude des variables limnologiques, et dans le cadre du projet « cycle du carbone et des nutriments au lac Kivu » en ce qui concerne la pose de trappes à sédimentation. Celui-ci s'étale du 7 février au 24 avril 2006 à raison d'un échantillonnage par semaine.

L'objectif était de réaliser une étude de faisabilité de déploiement de trappe à sédimentation dans le lac Kivu dans le but d'évaluer l'apport de matière organique particulaire et pigmentaire dans les sédiments profonds. En effet, ceux-ci sont le siège de la production de méthane dans la zone anoxique du lac Kivu.

Il a été montré que le flux de sédimentation moyen du carbone organique particulaire vers la zone anoxique est de  $103,1 \text{ mgC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ , tandis que les flux de matière organique particulaire azotée et phosphorée moyens sont respectivement de  $10,2 \text{ mgN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$  et de  $0,4 \text{ mgP.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ . Ainsi la fraction de la production primaire exportée des eaux de surface vers les eaux profondes du lac peut être estimée à 6,9 % pour le carbone, 5,3 % pour l'azote et de 3,1 % pour le phosphore.

Il a aussi été montré que le flux de sédimentation moyen de la chlorophylle a est de  $289,8 \text{ }\mu\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$  tandis que le flux de ses produits de dégradation sont pour les phéophytines et les phéophorbides (+ pyropheophytines) respectivement de  $30,1$  et  $28,2 \text{ }\mu\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ . La dégradation de la chlorophylle a se fait principalement entre 40m et 60m, ce qui conduit à penser qu'il s'agit principalement d'un processus lié à l'activité bactérienne.

On peut donc en conclure qu'en saison des pluies, la plus grande part du flux d'exportation proviendrait de la mortalité et de la sédimentation des algues planctoniques.



**FACULTÉS UNIVERSITAIRES NOTRE-DAME DE LA PAIX**

**NAMUR**

**Faculté des Sciences**

**ETUDE DU FLUX DE SEDIMENTATION AU LAC KIVU**

**Mémoire présenté pour l'obtention du grade de  
licencié en Sciences biologiques  
Pierre-Yves VANHERCK  
Août 2006**



**Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix**  
**FACULTE DES SCIENCES**  
Secrétariat du Département de Biologie  
Rue de Bruxelles 61 – 5000 NAMUR  
Téléphone : +32(0)81.72.44.18 – Téléfax : +32(0)81.72.44.20  
E-mail : [joelle.jonet@fundp.ac.be](mailto:joelle.jonet@fundp.ac.be) – <http://www.fundp.ac.be/fundp.html>

## **Etude du flux de sédimentation au lac Kivu**

VANHERCK Pierre-Yves

### Résumé

Notre travail s'intègre dans le cadre du projet ECOSYKI pour l'étude des variables limnologiques, et dans le cadre du projet « cycle du carbone et des nutriments au lac Kivu » en ce qui concerne la pose de trappes à sédimentation. Celui-ci s'étale du 7 février au 24 avril 2006 à raison d'un échantillonnage par semaine.

L'objectif était de réaliser une étude de faisabilité de déploiement de trappe à sédimentation dans le lac Kivu dans le but d'évaluer l'apport de matière organique particulaire et pigmentaire dans les sédiments profonds. En effet, ceux-ci sont le siège de la production de méthane. Cela est réalisé en perspective de l'exploitation durable de celui-ci comme ressource énergétique pour la région.

Il a été montré que le flux de sédimentation moyen du carbone organique particulaire vers la zone anoxique est de  $103,1 \text{ mgC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ , tandis que les flux de matière organique particulaire azotée et phosphorée moyens sont respectivement de  $10,2 \text{ mgN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$  et de  $0,4 \text{ mgP.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$  et détermineront aussi l'enrichissement du monimolimnion.

Il a aussi été montré que le flux de sédimentation moyen de la chlorophylle a est de  $289,8 \text{ }\mu\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$  tandis que le flux de ses produits de dégradation sont pour les phéophytines et les phéophorbides (+ pyrophéophytines) respectivement de  $30,1$  et  $28,2 \text{ }\mu\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ .

On peut donc en conclure qu'en saison des pluies, les flux des différents phéopigments étant comparables, la plus grande part de la dégradation proviendrait de la sénescence des algues.

Mémoire de licence en Sciences biologiques

Août 2006

**Promoteur** : Pr. J.-P. Descy



Remerciements,

Je tiens avant tout à remercier Monsieur Jean-Pierre Descy, promoteur de mon mémoire et sans qui je n'aurais jamais pu acquérir l'expérience du terrain, l'expérience scientifique et l'expérience humaine qui entoure le voyage que j'ai effectué en République Démocratique du Congo.

Merci à toute l'équipe de l'URBO, qui m'a guidé sur les chemins de la recherche, particulièrement à Bruno et Hugo mais aussi à Stéphane, Anne-Laure, Samuel, Pascale et Laurent. Ainsi qu'à toute l'équipe de Bukavu, merci à Masilia qui nous a aidé à la réalisation de nos prélèvements et son soutien lors de nos filtrations tardives dans les nuits chaudes de l'Afrique. Merci aux pêcheurs : Silas, pour avoir remonté des dizaines de bouteilles de Van Dorn supplémentaires juste pour nous, à Djoba pour ses noeuds qui ont permis que mes trappes restent en place, à Douglas pour les nombreux fou rire qu'il nous a procuré et merci à Camulette qui est toujours prêt à se mouiller.

Je remercie tout particulièrement Georges de nous avoir aiguillé dans la jungle des villes africaines et sans qui la plupart des visites que nous avons réalisées n'auraient pas été possibles. Merci d'avoir participé à la réalisation de mes rêves.

Merci à Magali, mon Amour, merci pour tes moments de douceur et de patience dans mes moments de haine, merci pour tes moments de tendresses et de réconforts dans mes moments de désespoirs et de détresses. Merci d'avoir compris au-delà des apparences mes besoins et mes désirs, merci d'avoir compris mes moments de silences et de les avoir respectés, merci d'avoir parlé avec raison dans mes moments de déraison. Merci de m'aider à la réalisation de mes rêves malgré la place qu'ils prennent. Merci d'avoir **toujours** été là, dans les bons comme dans les moins bons moments, depuis, à l'heure où j'écris ces lignes, trois ans six mois et dix jours, et encore mille fois merci de m'avoir donné tout ton cœur. Je t'Aime...

Merci à Nathalie avec qui j'ai partagé bien plus qu'un voyage en Afrique. J'ai partagé des épreuves, des rires, des joies, des désespoirs, des émerveillements, mais aussi des rêves, des idées et des projets, avec qui j'ai partagé des moments uniques que je n'oublierai jamais et j'espère que ça ne s'arrêtera pas là...

Je tiens aussi à remercier deux personnes qui ont chacune participé à leur manière à la réalisation de ce mémoire. Merci à Jenny et à Wendy.

Je terminerai par mes Parents qui m'ont soutenu à leur façon non seulement tout le long de mon mémoire, tout le long de mes études mais aussi toute ma vie. Je sais que pour eux ça n'a pas toujours été facile, ils ont dû faire des sacrifices, des concessions et des choix pour que je puisse mener les miens à leurs termes. Ils ont dû supporter mes sauts d'humeur et mes ras-le-bol, mes stress et mes angoisses sans toujours comprendre pourquoi durant quatre longues années. Je ne peux leur dire que Merci...Merci Papa et Maman de tout ce que vous avez fait pour moi.



# **TABLE DES MATIÈRES**

<b>1. INTRODUCTION GÉNÉRALE</b>	<b>1</b>
<b>2. CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES</b>	<b>2</b>
<b>2.1. Caractéristiques physiques</b>	<b>2</b>
2.1.1. Transparence de l'eau	2
2.1.2. Stratification	2
2.1.3. Climat	3
<b>2.2. Caractéristiques chimiques</b>	<b>3</b>
2.2.1. Composition ionique	3
2.2.2. pH et alcalinité	4
2.2.3. Oxygène dissous	4
2.2.4. Nutriments	4
<b>2.3. Caractéristiques biologiques</b>	<b>5</b>
2.3.1. Flore aquatique	5
2.3.2. Faune aquatique	6
2.3.3. Introduction de <i>Limnothrissa miodon</i> et de <i>Stolothrissa tanganyikae</i>	7
2.3.4. Conséquence de l'introduction de ce poisson sur le phytoplancton et le zooplancton du Kivu	8
<b>2.4. Activité volcanique actuelle du lac Kivu et formation du méthane</b>	<b>9</b>
<b>3. TRAPPES A SEDIMENTATION</b>	<b>10</b>
<b>3.1. Physique des trappes</b>	<b>11</b>
3.1.1. L'effet des turbulences sur la vitesse de sédimentation des particules	12
3.1.2. Mouvement d'eau et concentration autour et dans la trappe	13
<b>3.2. Influence de la forme de la trappe</b>	<b>14</b>
3.2.1. Forme bouteille	14
3.2.2. Forme d'entonnoir	15
<b>3.3. Minéralisation</b>	<b>15</b>
<b>4. LES PIGMENTS EN TANT QUE BIOMARQUEURS</b>	<b>16</b>
<b>4.1. La molécule de chlorophylle et sa dégradation : généralité</b>	<b>16</b>
Les tétrapyrroles cycliques modifiés en périphérie	16
<b>4.2. Influence de la dégradation sur la composition algale hypolimnétique</b>	<b>17</b>
4.2.1. La chlorophylle a et ses produits de dégradation	17
4.2.2. Les caroténoïdes	18



<b>1. PRELEVEMENTS DES ECHANTILLONS</b>	<b>20</b>
<b>2. ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES</b>	<b>20</b>
2.1. Les paramètres généraux	20
2.2. La transparence de l'eau	20
2.3. Les nutriments	20
2.3.1. Phosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ )	21
2.3.2. Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ )	21
2.3.3. Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ )	21
2.3.4. Silice ( $\text{SiO}_2$ )	21
<b>3. FRACTIONNEMENT DE LA BIOMASSE</b>	<b>21</b>
3.1. Procédure de filtration et d'extraction	21
3.2. Dosage de la chlorophylle a par spectrophotométrie	21
3.3. Dosage des pigments chlorophylliens et caroténoïdes par HPLC	22
3.3.1. Analyse en HPLC	22
3.3.2. Quantification de la biomasse des différentes classes d'algues	22
<b>4. COMPOSITION ÉLÉMENTAIRE</b>	<b>23</b>
4.1. Mesure du carbone et de l'azote particulaires	23
4.2. Mesure du phosphore particulaire	23
<b>5. PRODUCTION PRIMAIRE</b>	<b>23</b>
5.1. Méthode utilisée	23
5.2. Calcul de l'incorporation de carbone	24
5.3. Calcul de la production primaire	25
<b>6. TRAPPES À SÉDIMENTATION</b>	<b>26</b>
6.1. Généralités	26
6.2. Construction de la trappe	26
6.3. Pose et récupération de la trappe	27
6.4. Calculs des flux	28

<b>1. ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES</b>	<b>29</b>
1.1. Température	29
1.2. Oxygène dissous	29
1.3. pH et conductivité	31
1.4. Zone euphotique ( $Z_{eu}$ ) et zone de mélange ( $Z_m$ )	31
1.5. Les nutriments	32
<b>2. BIOMASSE PHYTOPLANCTONIQUE</b>	<b>33</b>
2.1. Biomasse totale	33
2.2. Composition phytoplanctonique	34
2.2.1. Les diatomées T2	35
2.2.2. Les cyanobactéries T2	35
2.2.3. Les Cryptophycées	35
2.2.4. Les diatomées T1	35
2.2.5. Les cyanobactéries T1	35
2.2.6. Les Chrysophycées	35
2.2.7. Les dinoflagellés et les Chlorophytes	35
<b>3. ANALYSE ÉLÉMENTAIRE DU PHYTOPLANCTON</b>	<b>38</b>
<b>4. PRODUCTION PRIMAIRE</b>	<b>39</b>
4.1. Paramètres de la relation photosynthèse lumière	39
4.2. Production phytoplanctonique	39
4.2.1. Production primaire journalière	39
4.2.2. La production primaire fractionnée	40
<b>5. TRAPPES À SÉDIMENTATION</b>	<b>42</b>
5.1. Analyse des éléments organiques particuliers	42
5.1.1. Etude du flux de sédimentation du matériel organique particulaire	42
5.1.2. Etude du « Redfield ratio »	43
5.1.3. Comparaison entre matière organique particulaire sédimentante et sédimentée	45
5.2. Comparaison entre production primaire et flux de matière organique particulaire	47
5.3. Les pigments	49
5.3.1. Comparaison entre flux et concentration pigmentaire	49
5.3.2. Variation des différents flux pigmentaires	49
5.3.3. La chlorophylle et ses produits de dégradation	51
5.3.3.1. Les phéophorbides (+pyrophéophytines)	51
5.3.3.2. Les phéophytines	51
5.3.3.3. Comparaison entre chlorophylle a et ses produits de dégradation	52
5.3.3.4. Pourcentage de dégradation	54



<b>1. CONCLUSION GENERALE</b>	<b>55</b>
<b>2. PERSPECTIVES</b>	<b>57</b>
<b>RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b>	<b>58</b>

# **INTRODUCTION**



L'ENVIRONNEMENT DU LAC KIVU

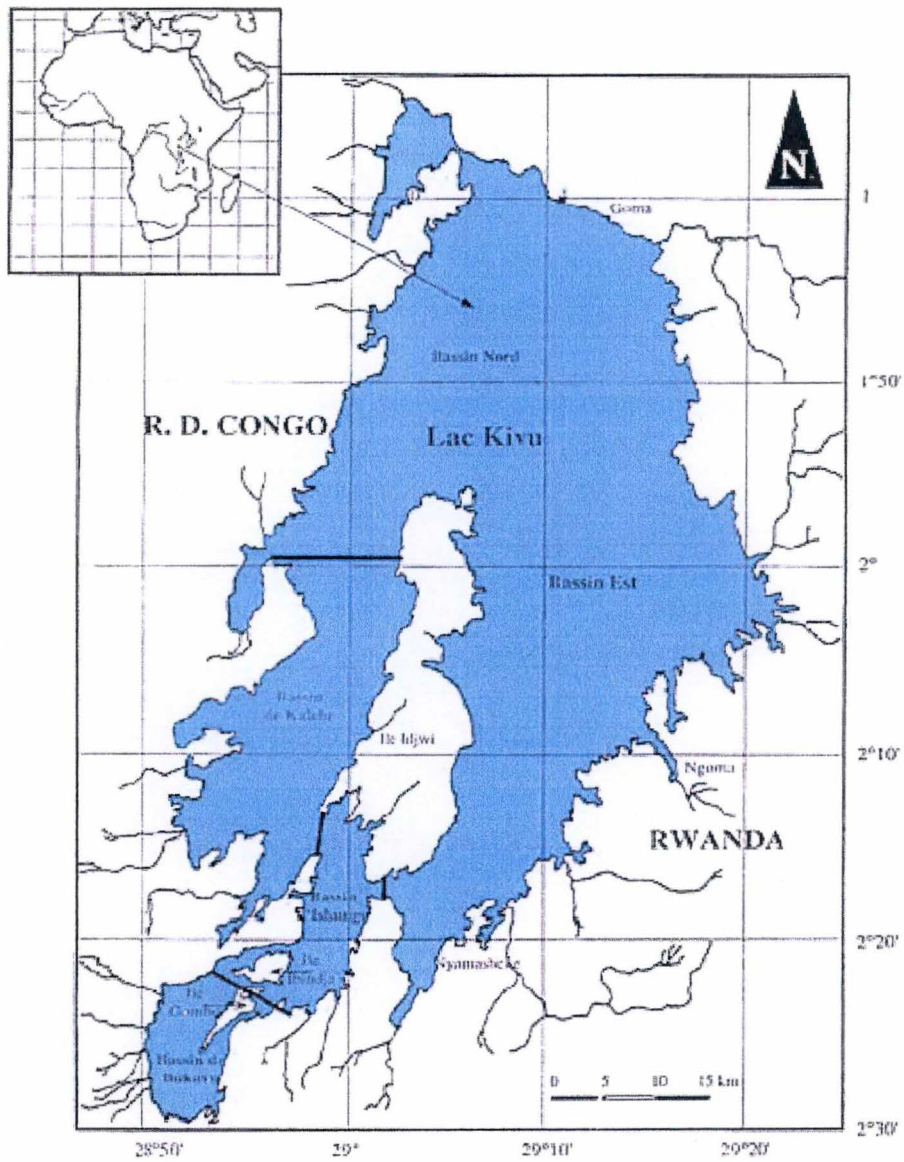


Fig. 1 : Carte du lac Kivu.



## 1. Introduction générale

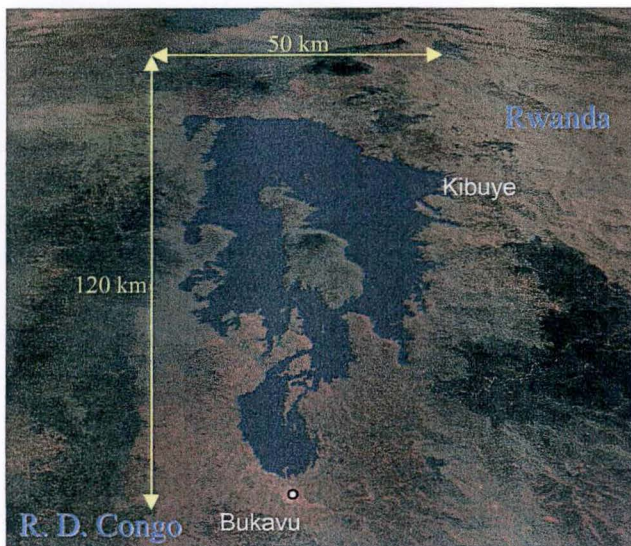


Fig. 2 : Photo satellite du lac Kivu.

Parmi les plus grands lacs de la vallée du Rift de l'Afrique de l'Est, le lac Kivu (Fig. 1 ; Fig. 2) est particulier en raison de son jeune âge. Durant le Pléistocène, il y a environ 20 000 ans, des éruptions des 8 volcans des Virunga ont donné lieu à la formation d'une nouvelle chaîne volcanique. Ainsi, les eaux du lac Kivu qui, jusque là, s'écoulaient du Nord en direction du lac Albert, se sont trouvées bloquées (Degens et *al.*, 1973). C'est de là que vient son appellation de « lac de barrage ».

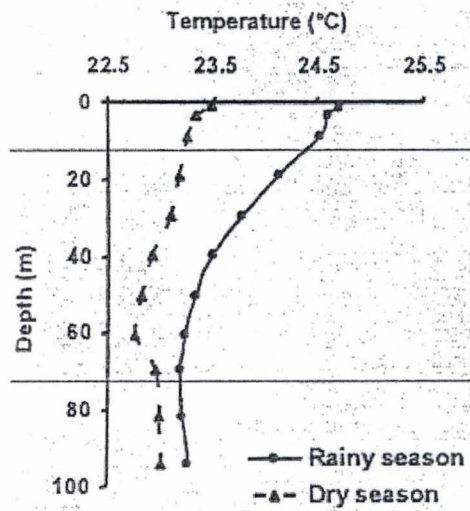
Il y a 9 500 ans, après une augmentation considérable du niveau de l'eau, un exutoire Sud, la Ruzizi ( $70 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ), a créé par érosion régressive la connexion actuelle entre le lac Kivu et le lac Tanganyika (Snoeks, 1997).

Le lac Kivu forme la frontière, sur plus de 102 km de long et 50 km de large, entre la République Démocratique du Congo à l'Ouest et le Rwanda à l'Est (Van Den Audenaerde, 1982). Il est situé au Sud de l'équateur entre  $1^{\circ}84'30''$  Sud au point le plus septentrional, soit à l'extrémité Nord de la baie de Kabuno et  $2^{\circ}30'$  Sud, pour les baies de Bukavu. D'Ouest en Est, le lac est compris entre  $28^{\circ}50'$  et  $29^{\circ}23'$  Est, à une altitude de 1 462 m. La profondeur maximale de 485 m est située au fond d'un vaste bassin profond, constituant au Nord du lac le bassin principal. La profondeur moyenne du lac est de 285 m. La surface du plan d'eau est estimée à  $2\,699 \text{ km}^2$  ; les îles, au nombre de 150, couvrent une surface totale d'environ  $315 \text{ km}^2$ . La longueur des rives, îles comprises, atteint 1 196 km. La surface de la zone littorale est réduite, en raison des rives très abruptes. La zone pélagique occupe donc la plus grande partie du lac. Le volume total des eaux est estimé à  $583 \text{ km}^3$  dont  $127 \text{ km}^3$  qui ont une profondeur supérieure à 300 m. Ce sont ces eaux qui contiennent la majeure partie des gaz contenus dans les eaux profondes du lac Kivu (Verbeke, 1957).

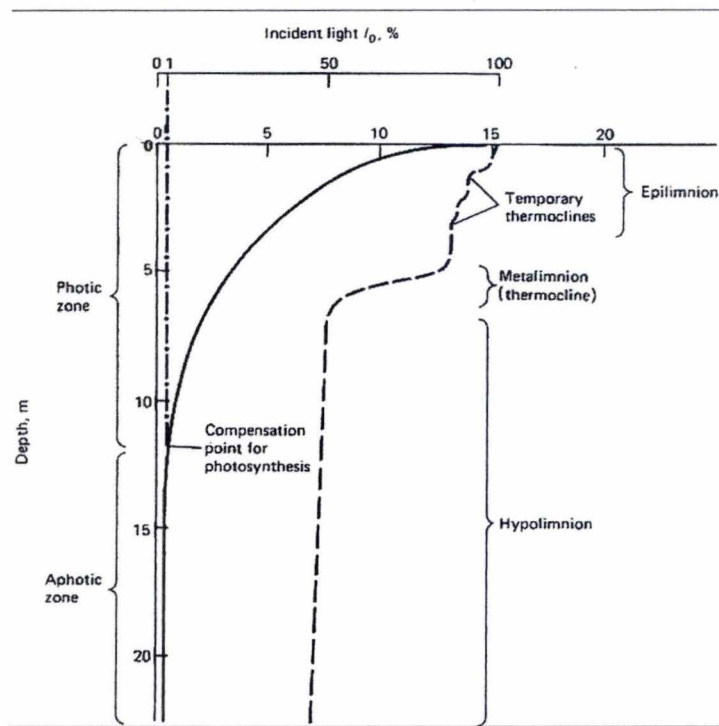
Le lac est constitué de 5 bassins : le bassin de Bukavu, le bassin d'Ishungu, la baie de Kabuno (formée par une coulée de lave du Nyamlagira), le bassin Nord et le grand lac, appellation qui rassemble le bassin de Kalehe et le bassin à l'Est d'Idjwi.

Le lac Kivu est un lac oligotrophe : les faibles concentrations en nutriments dans l'épilimnion et les fortes transparences l'indiquent clairement. De façon générale, les lacs tropicaux profonds présentent une faible diversité phytoplanctonique (Lewis, 1996), mais comparé aux autres lacs du Rift africain, le lac Kivu a une diversité particulièrement faible (Sarmiento et *al.*, 2006). En effet, 103 espèces pélagiques ont été recensées au lac Tanganyika, soit plus de trois fois plus qu'au lac Kivu (Hecky & Kling, 1987). Cette pauvreté en terme d'endémisme peut s'expliquer par le fait que le lac Kivu est récent d'un point de vue géologique, par la grande uniformité du milieu, par la faible surface de biotopes à fonds meubles et oxygénés ainsi que par l'impossibilité de repeuplement causé par l'isolement hydrographique du lac. Ceci peut également être démontré par les poissons : seules 28 espèces (19 cichlidés et 9 non-cichlidés) sont présentes dans les eaux du Kivu et ses affluents (Snoeks, 1997).





**Fig. 3 :** Evolution de la température moyenne en fonction de la profondeur durant la saison sèche et la saison des pluies en 2004 (Isumbisho et al., 2006).



**Fig. 4 :** Les différentes couches du mixolimnion d'un lac (d'après Goldman et Horne)

## 2. Caractéristiques physico-chimiques

### 2.1. Caractéristiques physiques

#### 2.1.1. Transparence de l'eau

La transparence de l'eau, mesurée à l'aide du disque de Secchi ( $Z_s$  = profondeur de Secchi), varie entre 2,5 et 9,35 m et tend à augmenter durant la saison sèche (Spliethoff, 1983). Par rapport au lac Tanganyika où la transparence peut atteindre 16 m (Van Well, 1975), ces valeurs sont faibles (Stenuite, 2003).

On peut ainsi faire le lien avec la production primaire puisque la transparence de l'eau détermine la hauteur de la colonne d'eau (zone euphotique :  $Z_{eu}$ ) dans laquelle les algues sont capables de photosynthétiser. La quantité de lumière disponible pour cette photosynthèse dépend de l'éclairement, de l'extinction lumineuse verticale et de la profondeur de la zone de mélange. Le coefficient d'extinction vertical de la lumière peut être estimé à l'aide du disque de Secchi.

Il a été remarqué que cette caractéristique pouvait affecter la pêche nocturne utilisant des lampes. En effet, une faible pénétration de la lumière dans l'eau indique une moindre attraction des poissons (Spliethoff, 1983).

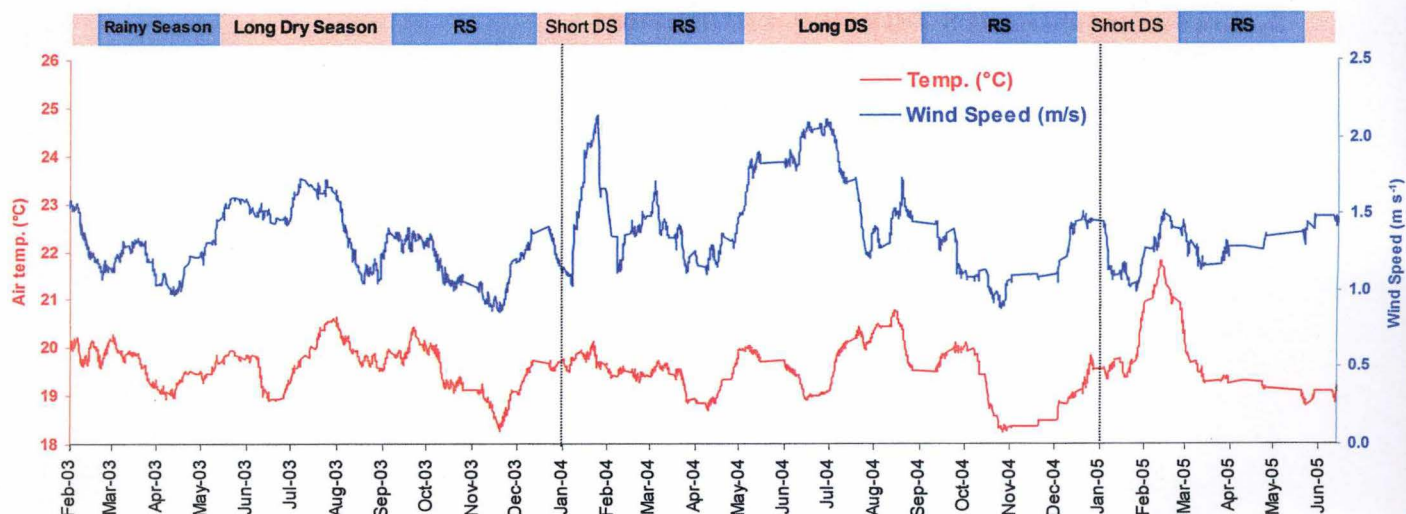
#### 2.1.2. Stratification

Le lac Kivu est un des seuls lacs qui présente une température croissante avec la profondeur. En surface, la température varie entre 23,1°C et 24,5°C, aux alentours de 50 m, elle est de 22,4°C pour atteindre 25,5°C à 375 m et 25,8°C à 450 m (Fig. 3). En effet, les couches d'eau superficielles (le mixolimnion) subissent alternativement un échauffement et un refroidissement causés par les variations de la température de l'air et aussi par l'action directe du rayonnement solaire. Cet échauffement donne lieu à une stratification thermique des eaux superficielles, comme dans tous les lacs suffisamment profonds. On distingue, ainsi, dans le mixolimnion du lac, trois parties, comme dans un lac tempéré en été (Fig. 4) :

- l'épilimnion, ou partie superficielle du lac où la température est stable et élevée ( $\pm 24^\circ\text{C}$ ) ;
- le métalimnion, comprenant la thermocline (située vers 20 – 30 m de profondeur en conditions de stratification, c'est-à-dire en saison des pluies) où la température de l'eau diminue rapidement ;
- l'hypolimnion, s'étendant du bas de la thermocline jusqu'à 60 – 70 m, où la température avoisine 22°C.

La différence de température entre ces couches superposées est faible, de l'ordre de 1 à 2°C, elle est cependant suffisante pour maintenir la stratification. Lors du refroidissement des eaux superficielles, le gradient de densité diminue et un mélange vertical peut avoir lieu. Le brassage principal a lieu en juin ou juillet (en grande saison sèche) et un brassage partiel en février (en petite saison sèche). Le mélange des eaux permet de ramener en surface les nutriments accumulés en profondeur par la décomposition des organismes morts durant la période de stratification et permet une forte multiplication de tous les organismes aquatiques : bactéries, algues, crustacés planctoniques ...





**Fig. 5 :** Vitesse du vent et température de l'air au Sud du lac Kivu (Bukavu, R. D. du Congo) et délimitation de la saison en 2003 et 2004 (Sarmiento et al., 2006a).

Locality	Ca	Mg	K	Na	Cl	SO <sub>4</sub>	Σ CO <sub>2</sub> (m mole/kg)
Tanganyika (St. 3; surface)	8.2	41.5	34.2	66.3	21	3.4	5.64
Tanganyika (St. 3; 460 m)	5.5	42.0	33.4	68.8	21	3.4	5.98
Tanganyika (St. 3; 1460 m)	5.2	41.0	32.8	66.3	23	2.5	6.38
Kivu (St. 4; Surface)	4.8	87	97.4	121.6	55	23.8	12.5
Kivu (St. 4; 100 m)	64.0	147	145.4	192.0	int.*	25.0	29.3
Kivu (St. 4; 200 m)	83.1	182	178.8	244.6	int.	166.4	42.0
Kivu (St. 4; 350 m)	110.9	394	315.2	465.2	int.	214.0	133.0
Kivu (St. 4; 440 m)	112.6	417	338.0	487.4	int.	220.0	121.0
Kakondo (Hot Spring)	82.2	53	56.6	179.6	80	16.8	29.7
Kaukula (Hot Spring)	85.5	60	67.4	226.0	63	29.0	21.9
Lwiro Creek	6.7	4.5	3.0	12.0	28	trace	1.71
Kabindi Creek	2.7	1.7	3.0	14.4	4	trace	1.69

**Tableau 1 :** Composition ionique et concentration en nutriments dans différents lacs (Degens et al., 1973).

Cette stratification thermique et l'absence de brassage durant une partie de l'année provoquent un gradient d'oxygénation dans les différentes couches d'eau ; cette oxygénation diminue pour tomber à zéro vers 50 - 60 m de profondeur. La disparition de l'oxygène en profondeur est due à une forte augmentation de salinité vers 60 - 70 m, dans le « chimiocline », qui entraîne une augmentation de densité de l'eau empêchant le mélange des eaux superficielles et des eaux profondes. Ce type de lac est dit « méromictique » et ses eaux profondes sont désoxygénées en permanence : les matières organiques qui pénètrent dans ces eaux profondes sont décomposées en anaérobiose, avec formation de composés réduits, comme le méthane (CH<sub>4</sub>) et l'hydrogène sulfuré (H<sub>2</sub>S). L'augmentation de salinité des eaux profondes provient d'apports géothermiques à forte teneur en sels dissous, situés à différentes profondeurs, de sorte que l'augmentation de densité et de température se fait par paliers (Newman, 1976).

En conséquence, la vie aérobie est réduite à la zone de surface, appelée « mixolimnion » (Verbeke, 1957) qui correspond à la couche supérieure du lac, oxygénée, subissant les mélanges saisonniers et allant jusqu'à 70 m. Le monimolimnion, correspondant aux eaux profondes anoxiques, est riche en gaz dissous, particulièrement en CO<sub>2</sub> et en méthane.

### 2.1.3. Climat

La température moyenne annuelle de l'air aux stations en bordure de lac est pratiquement la même partout. Citons, à titre d'exemple, Bukavu (20,5°C) et Bobandana (19,6°C). Il est certain que la température des eaux superficielles du lac modère la température de la région.

Néanmoins, on distingue tout de même deux saisons en Afrique de l'Est : une saison sèche qui s'étale de juin à septembre, caractérisée par des vents forts et pendant laquelle la température moyenne mensuelle diminue et une saison des pluies, plus calme, d'octobre à mai. Cependant, dans la région du Kivu, il y a une petite saison sèche aux environs du mois de janvier quand les vents sont plus violents qu'en saison pluvieuse typique. Durant la saison sèche, la température de l'air augmente, les températures les plus basses apparaissent la nuit mais la température moyenne de l'air est plus élevée. Une autre caractéristique de la saison sèche, en relation avec le régime hydrodynamique du lac Kivu, est le vent dominant du Sud-Est (Alizés) qui atteint sa vitesse maximale (80 km.h<sup>-1</sup>) chaque année, vers le mois de juillet (Sarmiento et al., 2006a). Le climat est dit « tropical humide » et est influencé par deux chaînes de montagne surplombant le lac à l'Est et à l'Ouest (Fig. 5).

A l'inverse de la température, la pluviosité varie assez fort d'un endroit à l'autre du lac : elle est nettement plus forte sur la rive occidentale du lac ; ce phénomène s'explique par la dominance des vents de Sud-Est et l'action de l'île Idjwi sur les masses d'air. La valeur moyenne des précipitations est de 1 300 mm par an mais malgré cela les variations du niveau de l'eau sont faibles : moins d'un mètre, que l'on compare les saisons ou les années (Verbeke, 1957 ; Spigel & Coulter, 1996).

## 2.2. Caractéristiques chimiques

### 2.2.1. Composition ionique

Les eaux du lac Kivu comme celles du Tanganyika sont dites bicarbonatées-sodico-potassiques-magnésiennes (Tableau 1).



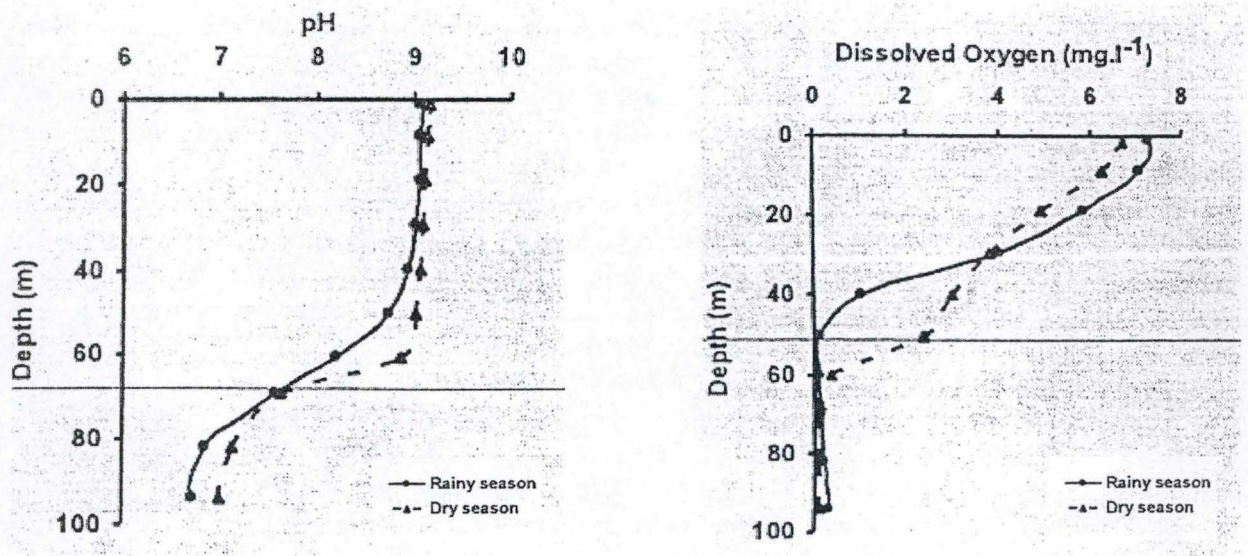


Fig. 6 : Profils du pH et de la teneur en oxygène dissous en fonction de la profondeur durant la saison sèche et la saison des pluies en 2003 (Isumbiso et al., 2006).

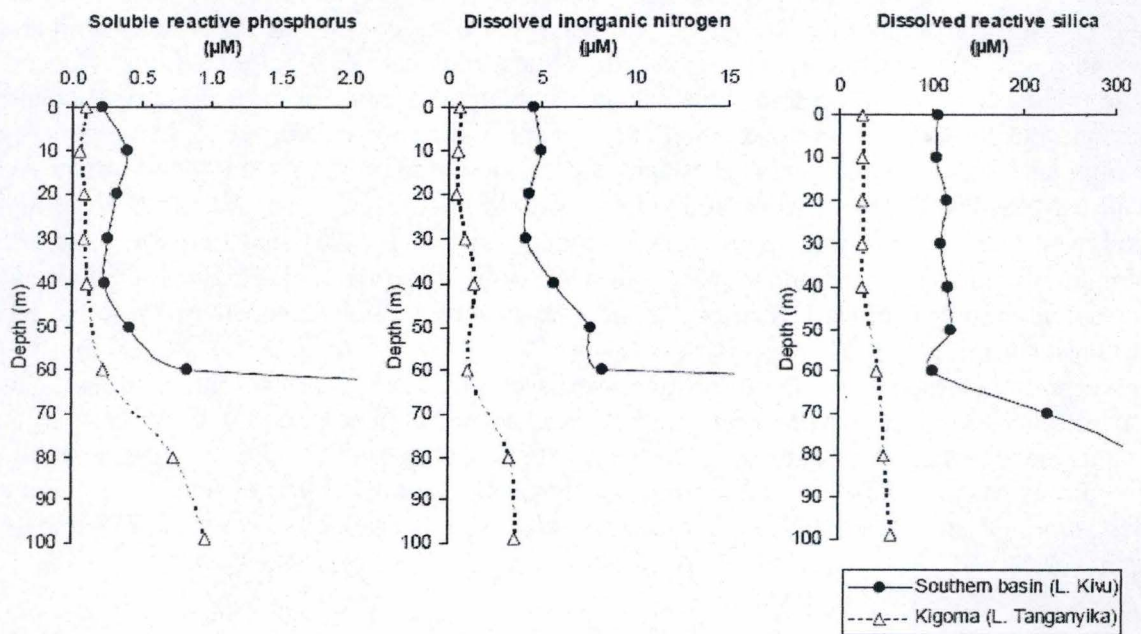


Fig. 7 : Profils des principaux macronutriments dans le bassin Sud du lac Kivu et dans le lac Tanganyika à Kigoma (Sarmento et al., 2006).

### 2.2.2. pH et alcalinité

Les eaux du lac sont alcalines (Fig. 6) : le pH est compris entre 9,1 et 9,5 à la surface et tombe en dessous de 7 dans les eaux profondes anoxiques (Talling, 1965 ; Van Den Audenaerde, 1982).

### 2.2.3. Oxygène dissous

Les quantités d'oxygène dissous (Fig. 6) dans la zone de mélange (de 0 à 20 m) restent à peu près constantes durant toute l'année et sont de l'ordre de 6 à 7,5 mg.l<sup>-1</sup> (85 à 110 % de la saturation) (Verbeke, 1957 ; Van Den Audenaerde, 1982). A 50 m de profondeur, il y a seulement 3 mg.l<sup>-1</sup> d'oxygène et la zone anaérobie commence vers 70 m (Damas, 1937).

### 2.2.4. Nutriments (Tableau 2 ; Fig. 7)

- Azote (N)

Les teneurs en N inorganique du mixomolimnion sont presque toujours en-dessous des limites de détection habituelles (Descy, 1991) : NH<sub>4</sub><sup>+</sup> : 0,29 µM ; NO<sub>2</sub><sup>-</sup> : 0,14 µM et NO<sub>3</sub><sup>-</sup> : 1,43 µM.

- Phosphore (P)

Les teneurs en P inorganique du mixomolimnion, comme pour l'azote, sont presque toujours en-dessous des limites de détection habituelles : 1 µg.l<sup>-1</sup> (Descy, 1991 ; Sarmiento et al., 2006a). La composition stoechiométrique du seston indique une forte limitation en phosphore dans le bassin Nord, elle semble plus faible dans le bassin Sud (Kilham, 1990).

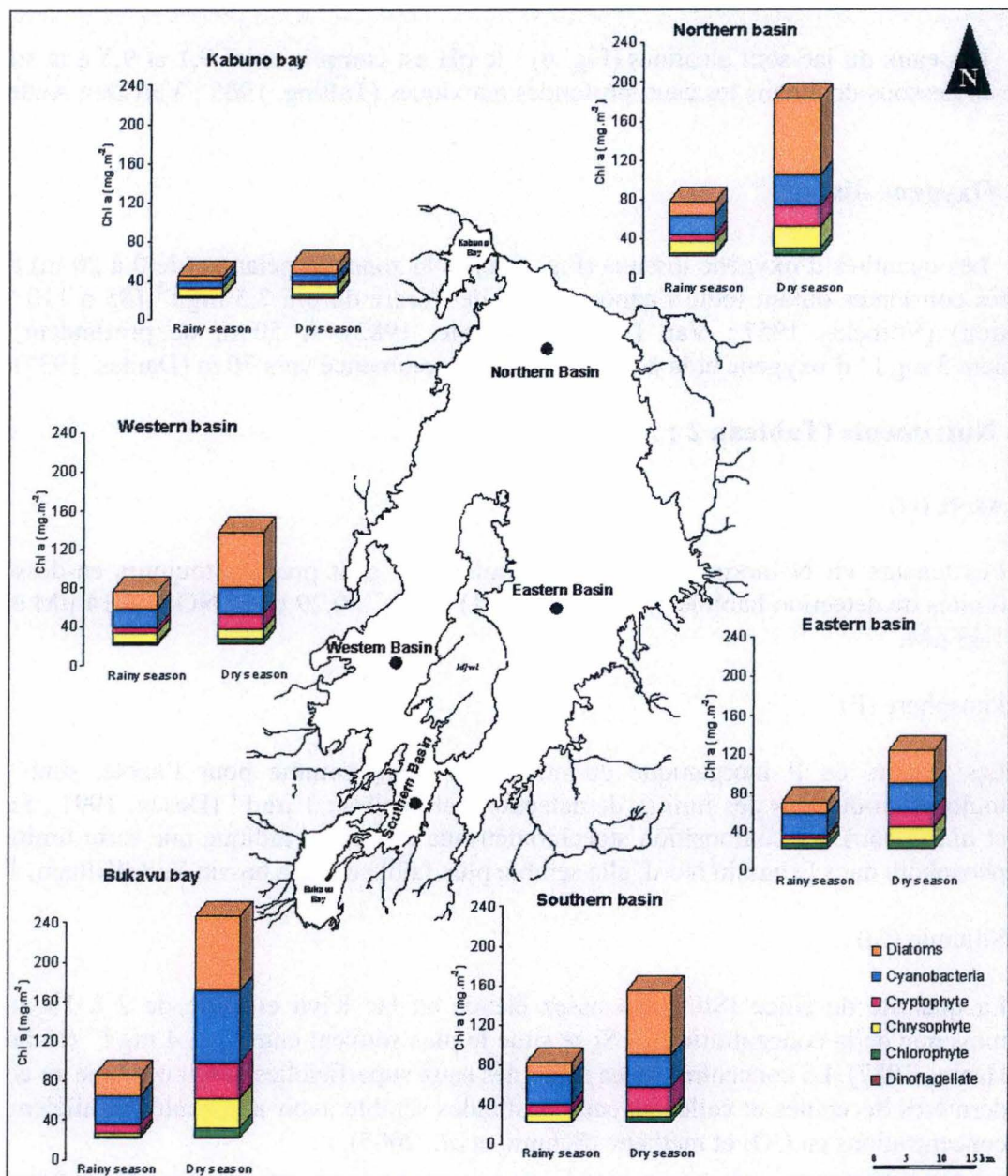
- Silicium (Si)

La quantité de silice (SiO<sub>2</sub>) est assez élevée au lac Kivu et varie de 2 à 13 mg.l<sup>-1</sup>, la moyenne de la concentration en Si se situe le plus souvent entre 3 et 4 mg.l<sup>-1</sup> (Haberyan & Hecky, 1987). La concentration en silice des eaux superficielles aurait diminué au cours des dernières décennies et celle des eaux profondes semble avoir augmenté, parallèlement aux concentrations en CO<sub>2</sub> et méthane (Schmid et al., 2005).

	Moyenne de l'épilimnion		Moyenne de l'épilimnion
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	12,6 mg.m <sup>-3</sup>	Dissolved inorganic N	58,0 mg.m <sup>-3</sup>
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	18,2 mg.m <sup>-3</sup>	SiO <sub>2</sub>	2 797 mg.m <sup>-3</sup>
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	< 2 mg.m <sup>-3</sup>	CaCO <sub>3</sub>	786 g.m <sup>-3</sup>
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	39,8 mg.m <sup>-3</sup>	Chlorophylle a	2,2 mg.m <sup>-3</sup>

**Tableau 2 :** Concentrations en nutriments majeurs et chlorophylle a au lac Kivu (moyenne des échantillonnages réalisés dans le bassin Sud durant la période 2002-2004) (Isumbisho et al., 2006).





**Fig. 8 :** Variabilité spatiale de la biomasse et de la composition phytoplanctonique à partir de l'analyse des pigments dans les quatre bassins principaux du lac Kivu et les deux baies isolées (Kabuno et Bukavu). Les résultats correspondent à la moyenne de l'épilimnion observée durant les différents échantillonnages saisonniers (Sarmiento et al., 2006a).



## 2.3. Caractéristiques biologiques

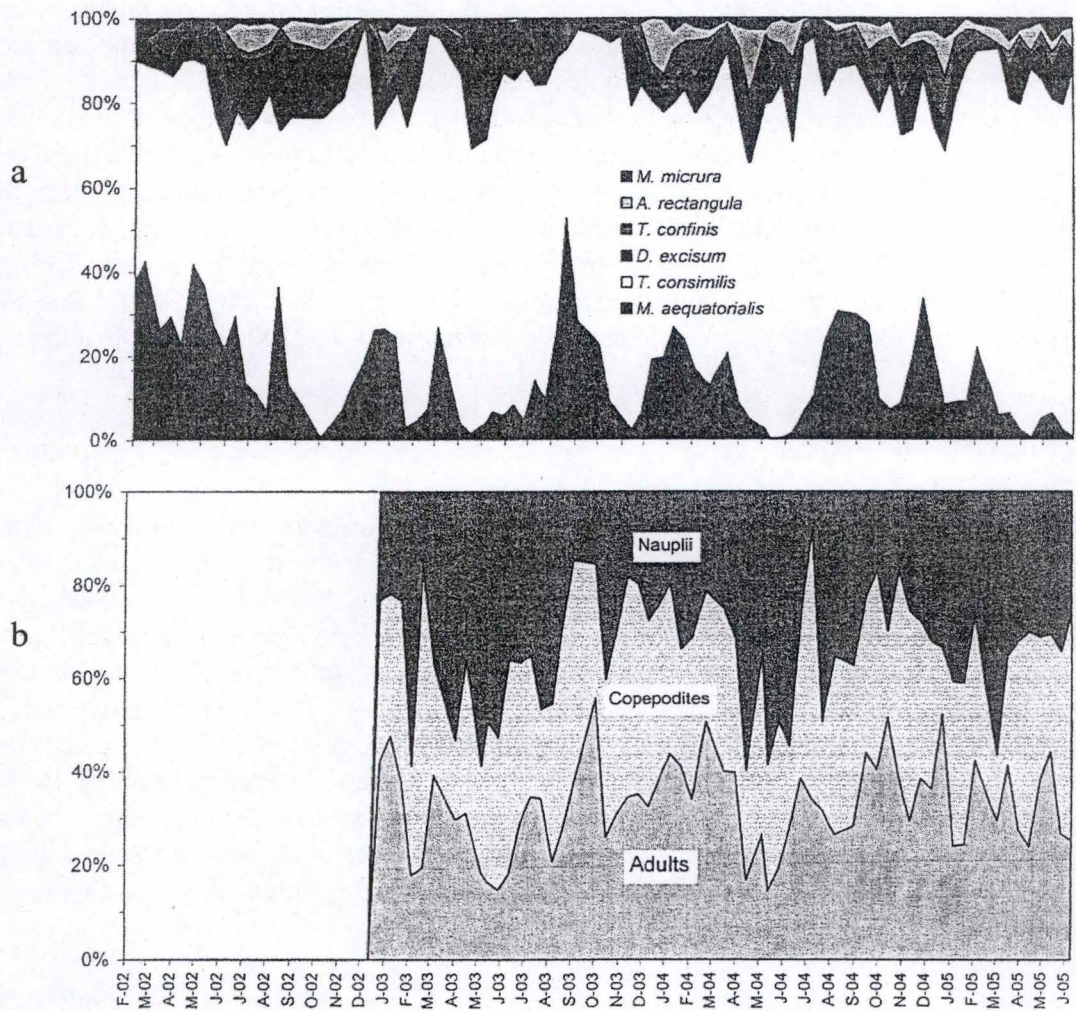
Contrairement aux autres grands lacs africains, ce sont surtout les phénomènes volcaniques du Pléistocène qui ont surtout influencé la faune et la biologie générale du lac. Citons, par exemple, les déversements de coulées de lave entraînant l'échauffement de la couche superficielle des eaux, les éruptions sous-lacustres accompagnées d'émanations de gaz toxique, les apports de sels minéraux dissous provoquant la consolidation des fonds meubles et les modifications des caractéristiques morphologiques. Une des premières conséquences de ces phénomènes a été l'extermination quasi totale des poissons. La plupart des données sur la biologie du lac Kivu, mentionnée ci-dessous, proviennent des expéditions belges des années 50 (Verbeke, 1957) et d'une étude américaine des années 70 (Hecky & Kling, 1987). Elles ont été dans certains cas mises à jour grâce aux études de Sarmiento et *al.* (2006b) et de Isumbisho et *al.* (2004, 2006).

### 2.3.1. Flore aquatique

En ce qui concerne les macrophytes, on peut trouver différentes espèces sur différents substrats. Les fonds rocheux sont encroûtés par *Cladophora* et sur les fonds sableux des espèces telles que *Potamogeton*, *Naja*, *Scirpus* et *Nymphaea* sont présentes. Au niveau des estuaires, les fonds vaseux sont surtout composés de *Ceratophyllum*, *Cyperus articulatus* aux tiges triangulaires, *Typha*, *Phragmites*, *Polygonum*, *Vossia cuspidata* dont les nervures des feuilles sont blanches, d'*Oriza*,... Quant aux plantes flottantes on peut citer comme exemple : *Pistia*, *Azolla* et *Lemna*. D'anciennes données décrivent le phytoplancton du lac Kivu comme dominé par les cyanobactéries et les algues vertes (70 à 90 % de la biomasse totale) c'est-à-dire semblable aux autres lacs africains. Sarmiento et *al.* (2006a) constatent une abondance de diatomées (Fig. 10) et en décrivent différents taxa telles que *Nitzschia bacata* (Hust), *Urosolenia* et *Synedra* et différentes espèces de *Microcystis* qui présentent des pics en saison sèche (juin-juillet) et en janvier-février.

Par contre, la saison pluvieuse caractérisée par une colonne d'eau stratifiée, une forte intensité lumineuse et une disponibilité faible en nutriments, favorise une dominance de cyanobactéries filamenteuses (*Planktolyngbya limnetica*, *Synechococcus* sp.) et de picocyanobactéries, lesquelles représentent une fraction substantielle de la biomasse autotrophique. Les cryptophycées et chrysophycées présentent un développement sans variations saisonnières significatives : les cryptophycées sont souvent en abondance vers la limite inférieure de l'épilimnion. Les chrysophycées sont assez présentes, avec une seule espèce identifiée, *Paraphysomonas vestita*. Les chlorophytes sont à peine représentées. Une autre caractéristique du lac est sa biomasse phytoplanctonique moyenne plus élevée que dans les lacs Tanganyika et Malawi, avec une production primaire du même ordre de grandeur que dans ces deux lacs :  $1,44 \text{ gC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$  (Beadle, 1981). La concentration moyenne en chlorophylle a (Chl a) intégrée sur le mixolimnion est de  $76,9 \text{ mg.m}^{-2}$ , correspondant à environ  $2,2 \text{ mg.m}^{-3}$ . Durant la saison sèche, la biomasse atteint un maximum annuel de  $180 \text{ mg.Chl.a.m}^{-2}$  (Fig. 8). La fraction phytoplanctonique inférieure à  $2 \mu\text{m}$  (picophytoplancton), correspondant à des petites cyanobactéries, correspond à 21 % de la chlorophylle a. Dans le lac Tanganyika, la biomasse du picoplancton autotrophe est en moyenne de 50 % de la chlorophylle a (Sarmiento et *al.*, 2006a).

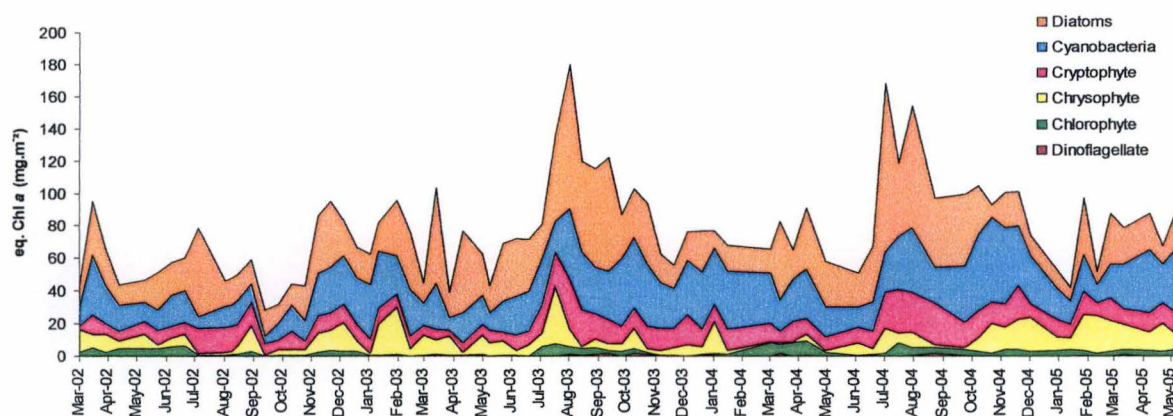




**Fig. 9 :** (a) Pourcentage de la contribution de 6 espèces de zooplancton communes par rapport au total des copépodes et des cladocères réunis (sans les nauplii) de Février 2002 à Juin 2006.

(b) Pourcentage de la contribution des nauplii et post-nauplii (copépodites et adultes) par rapport au total des copépodes de janvier 2003 à juin 2005 (Isumbisho et al., 2006).





**Fig. 10 :** Biomasse et composition phytoplanctonique à partir de l'analyse des pigments au lac Kivu (bassin Sud) pendant la période 2002-2004 (Sarmiento et al., 2006a).

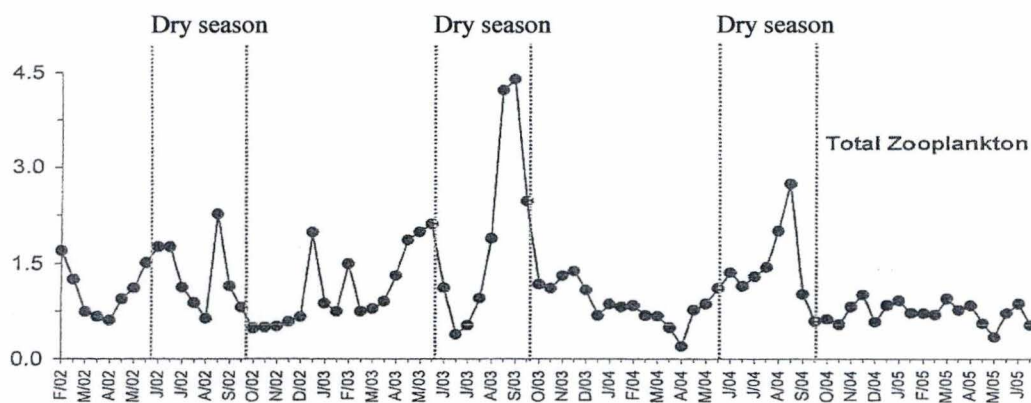
### 2.3.2. Faune aquatique

Comme le phytoplancton, le zooplancton du lac Kivu est relativement peu diversifié : on a recensé moins de 20 espèces et une densité totale comprise entre 200 000 et 1600 000 individus/m<sup>2</sup> (Fig. 9 ; Fig. 11).

Trois espèces de copépodes cyclopoïdes sont abondantes : *Mesocyclops aequatorialis*, *Thermocyclops consimilis* et *Tropocyclops confinis*. Quatre espèces de cladocères sont rencontrées : *Diaphanosoma excisum*, *Moina micrura*, *Alona rectangula*, *Ceriodaphnia cornuta*. Enfin, de façon inhabituelle pour un grand lac africain, de nombreux rotifères tels que *Brachionus spp.*, *Trichocerca spp.*, *Asplanchna spp.*, *Keratella spp.*,... sont présents en zone pélagique.

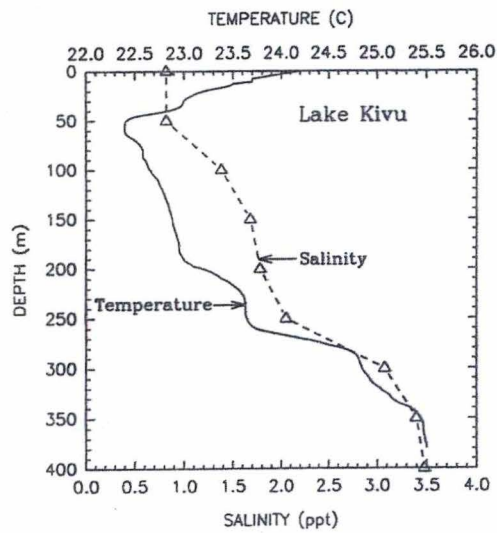
Ce zooplancton fluctue assez fortement au cours des saisons, deux pics se distinguent : le premier se situe en avril-mai et le second en septembre-octobre (Verbeke, 1957 ; Kaningini et al., 2003 ; Isumbusho et al., 2006).

Au niveau du benthos, on retrouve des oligochètes *Tubificidae*, des *Chironomidae*... à biodiversité et densité faibles. Ces invertébrés benthiques semblent peu exploités par les poissons du fait de la faible extension de la zone littorale.

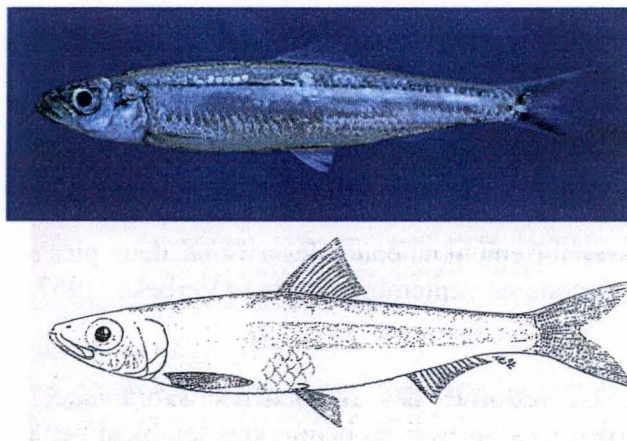


**Fig. 11 :** Abondance du zooplancton total en nombre d'individus par mètre carré de la colonne d'eau du lac Kivu de février 2002 à juin 2005 (Isumbusho et al., 2006).





**Fig. 12 :** Profils de la température et de la salinité (sels dissous) au lac Kivu (Tietze, 1980).



**Fig. 13 :** *Limnothrissa miodon* adulte.

Quant aux communautés de poissons, il est clair que, à part les 15 *Haplochromis* spp. endémiques, on observe une très faible diversité au lac Kivu, par rapport aux lacs Tanganyika et Malawi. On peut émettre plusieurs hypothèses à cette faible diversité. Tout d'abord, le lac Kivu a une forte salinité et est isolé de toutes les autres rivières principales, l'invasion naturelle de nouvelles espèces de poissons n'est donc pas possible. Deuxièmement, les périodes de sécheresse combinées à la salinité élevée peuvent jouer un rôle dans la restriction du nombre de taxa (Fig. 12). Enfin, l'origine récente du lac est une explication évidente à cette pauvreté. En particulier, Verbeke (1957) signalait l'absence de poissons pélagiques planctonophages, de sorte que la production pélagique, apparemment importante, n'était pas exploitée par les poissons.

Comme dit précédemment, on retrouve 9 espèces de non-Cichlidés, parmi ceux-ci :

- 1 Clupéidé introduit (voir ci-dessous) : *Limnothrissa miodon* ;
- 5 Cyprinidés : *Raiamas moorii*, *Barbus kerstenii*, *Barbus pellegrini*, *Barbus apleurogramma* et *Barbus altianalis* ;
- 1 Amphiliidé : *Amphilius cf. uranoscopus* ;
- 2 Clariidés : *Clarias liocephalus* et *Clarias gariepinus*

et 19 espèces de Cichlidés : *Oreochromis niloticus*, *Oreochromis macrochir*, *Oreochromis leucostictus*, *Tilapia rendalli* et *Haplochromis* spp. (15 espèces) (Snoeks, 1997).

### 2.3.3. Introduction de *Limnothrissa miodon* et de *Stolothrissa tanganyikae*

Tout d'abord, citons quelques caractéristiques de *Limnothrissa miodon* (Fig. 13). La taille moyenne de ce poisson est 10 cm et sa taille maximale, 17 cm pour un poids de 40 g. Il est endémique du lac Tanganyika et introduit dans 3 lacs : Cahora Bassa, Kivu et Kariba. Au lac Kivu, il a colonisé l'ensemble du lac entre 10 et 50 m. C'est une espèce assez exigeante en ce qui concerne la teneur en O<sub>2</sub> de l'eau. Elle est capable d'effectuer des déplacements considérables.

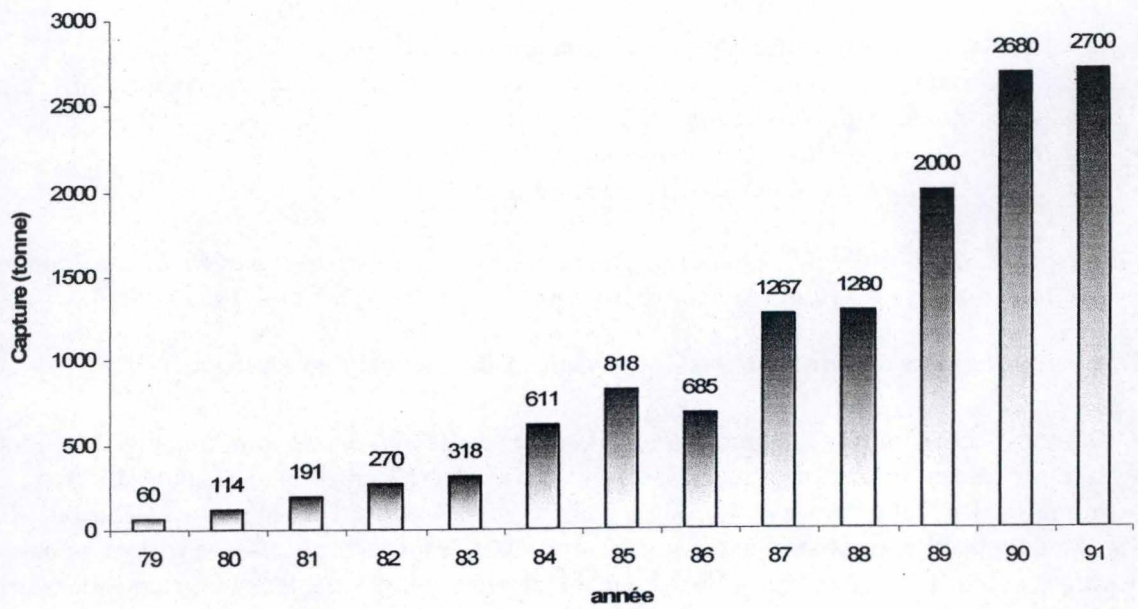
A l'état juvénile, *L. miodon* est planctonophage et au stade adulte, son régime est plus diversifié jusqu'à être macrophage (alevins, insectes et plancton). Puisque c'est un prédateur visuel, ce poisson se nourrit surtout à l'aube et l'après-midi et sa digestion se fait principalement la nuit et le jour (de Jongh et al., 1983 ; Kaningini et al., 2003). *L. miodon* se reproduit toute l'année (pic en octobre et en avril), l'âge de la première maturité sexuelle étant de 6-8 mois. Le taux mensuel de croissance se situe aux alentours d'1 cm et la moyenne de vie est de 2,5 ans (Kaningini, 1995).

En 1957, Verbeke constate que certaines niches écologiques ne sont pas occupées dans le lac Kivu, vu qu'il n'y a pas vraiment de poisson zooplanctonophage. En juillet 1959, sur base d'une étude préalable, Alphonse Collart, ingénieur agronome belge, introduit 60 000 larves vivantes de *Limnothrissa miodon* et de *Stolothrissa tanganyikae*. Ces poissons, endémiques du lac Tanganyika, sont déversés dans le lac Kivu à Cyangugu, Bukavu et Goma.

En 1974, lors de la mission FAO/UNICEF de Collart au lac Kivu, on découvre que *L. miodon* est vendu au marché de Bukavu sous le nom de Isambaza.

En octobre 1976, lors de la mission FULREAC-AGCD de Franck-Micha de pêches expérimentales au Kivu, on observe d'importantes captures partout de *L. miodon* mais aucun *S. tanganyikae* (Franck et al., 1977 in Dumont, 1986). Pourquoi ces deux espèces qui co-habitent dans le lac Tanganyika ne sont-elles pas capables de survivre dans le lac Kivu ? Pourquoi existe-t-il une chaîne alimentaire pélagique endémique au lac Tanganyika et pas au lac Kivu ?





**Fig. 14 :** Nombre de captures de *Limnothrissa miodon* en fonction de l'année (de 1979 à 1991).

Le lac Tanganyika est un des plus anciens lacs de l'Afrique de l'Est et pour cette raison, une chaîne alimentaire pélagique simple et stable s'est mise en place au fil de sa longue évolution. La composition taxonomique du zooplancton est très simple ; 95 % de copépodes de taille moyenne (*Tropodiptomus simplex*, *Mesocyclops aequatorialis*,...). Cette composition qualitative est restée inchangée depuis sa découverte en 1904.

Les juvéniles de *Limnothrissa* (10-35 mm) débutent leur vie en zone sublittorale et migrent petit à petit vers la zone pélagique (60-70 mm) mais tendent à revenir sur les côtes lorsqu'ils sont totalement matures. En général, ils se nourrissent de copépodes mais ont une nette préférence pour les cladocères lorsqu'ils sont disponibles. Un équilibre dynamique entre les « sardines » et les copépodes a été établi et les habitats de ces poissons correspondent, bien évidemment, à ceux des copépodes. Cet équilibre implique donc une migration diurne verticale, une caractéristique sur laquelle est basée la pêche à la lampe au lac Tanganyika.

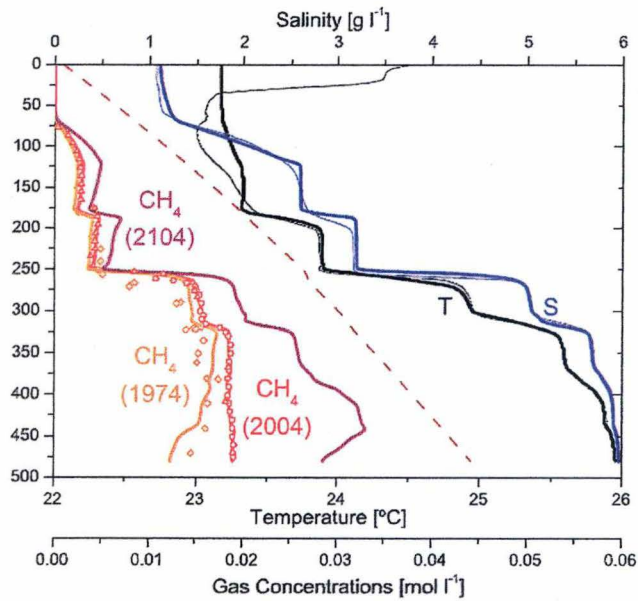
*S. tanganyikae* dépend entièrement du copépode *Tropodiptomus simplex* pour sa survie, on ne l'a jamais trouvé au lac Kivu. Par contre, *L. miodon*, grâce à sa grande plasticité nutritionnelle n'a pas eu de difficultés à s'adapter. En zone pélagique, c'est un planctonophage strict mais en zone littorale, on a remarqué certains cas de cannibalisme chez les individus de 100 mm et plus (de Longh et al., 1983). C'est pourquoi, en 1978, le projet PNUD-FAO vise l'exploitation de cette ressource. En effet, d'un point de vue économique, le stock exploitable de ce poisson est de 3 000 tonnes/an (Fig. 14) avec des variations saisonnières (maximum en novembre-décembre, minimum en juin-juillet). De plus, étant donné sa courte durée de vie et sa croissance rapide ( $P/B = 3,6$ ), le prélèvement possible de la biomasse par an est estimé à 60 %. Néanmoins, un danger persiste car *L. miodon* ayant une reproduction continue dans les zones littorales, la capture d'alevins par filets moustiquaires se ferait toute l'année. Un travail de sensibilisation des pêcheurs, encore d'actualité, a été mis en place pour protéger ce précieux stock.

En conclusion, le succès de l'introduction de *L. miodon* au lac Kivu peut s'expliquer par l'abondance du plancton pélagique d'une part et l'absence de prédateurs d'autre part. Les pics de production coïncident avec des blooms de plancton et une haute activité sexuelle des clupéidés. A cause des réserves d'énergie dépensées pour la ponte, les graisses du poisson diminuent considérablement. La condition est vite restaurée grâce à la disponibilité d'énormes quantités de plancton. Il a été établi que la migration horizontale est principalement induite par la reproduction tandis que la migration verticale est déterminée par la recherche de nourriture (Collart, 1960 ; Spliethoff, 1983 ; Dumont, 1986 ; Marshall, 1991 ; Isumbisho et al., 2004).

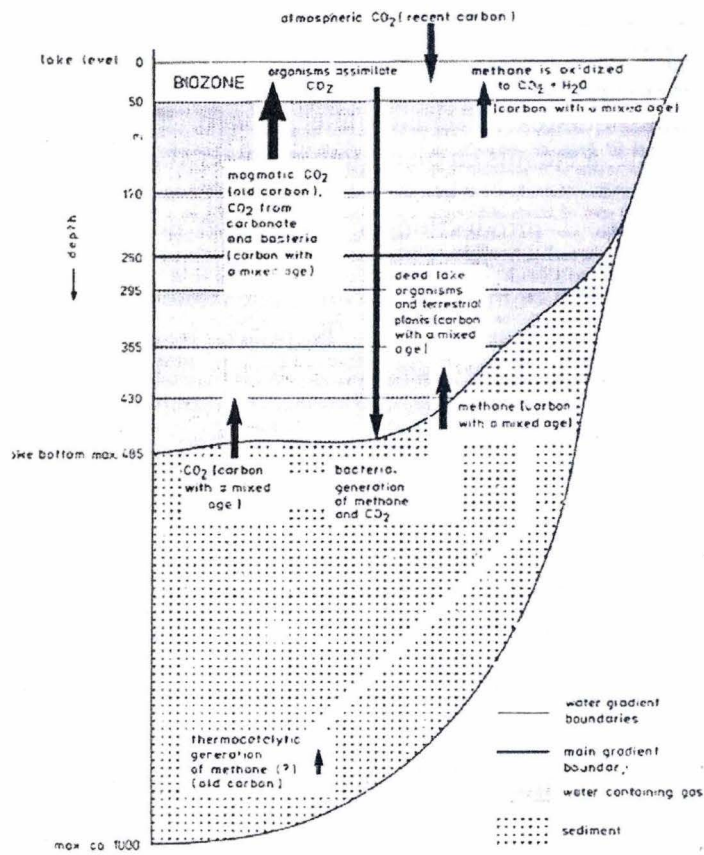
#### **2.3.4. Conséquence de l'introduction de ce poisson sur le phytoplancton et le zooplancton du Kivu**

En ce qui concerne le phytoplancton, au moins au niveau de la composition, il ne semble pas avoir été affecté par l'introduction de cette sardine (Sarmiento et al., 2006b). Par contre, la biomasse du phytoplancton pourrait être relativement élevée du fait de la réduction de la pression de broutage, l'abondance du zooplancton étant contrôlée par le prédateur planctivore introduit. Pour le zooplancton, on peut bien sûr noter un effet du poisson sur les communautés pélagiques. A l'heure actuelle, les copépodes dominent les eaux du lac alors que les cladocères sont peu nombreux. La diversité du zooplancton du lac Kivu est légèrement plus élevée que dans d'autres grands lacs d'Afrique de l'Est, suite au développement de plusieurs espèces de rotifères.





**Fig. 15 :** Profil de la température, de la salinité et de la concentration en gaz méthane (évolution de 1974 et prédiction de cette concentration, selon un modèle, pour 2004) au Lac Kivu (Schmid et al., 2005).



**Fig. 16 :** Modèle de la genèse du méthane au lac Kivu (Tietze et al., 1980).



Cependant, il a été établi depuis longtemps (Dumont, 1986) qu'une espèce dominante de cladocères, *Daphnia curvirostris*, avait disparu.

Les données concernant la biomasse n'ont, quant à elles, pas révélé la catastrophe annoncée par Dumont en 1986 (d'après une réduction drastique de la biomasse à  $0,07 \text{ g.C.m}^{-2}$  en 1981). Les résultats actuels estiment une biomasse de  $0,185 \text{ g.C.m}^{-2}$  (2003) et  $0,221 \text{ g.C.m}^{-2}$  (2004), ce qui est moins de la moitié de celle observée en 1953 à la même saison mais avant l'introduction du poisson (Isumbisho et al., 2006).

Ceci dit, une constatation générale à signaler est la diminution significative de la taille moyenne des différentes espèces de zooplancton, suite à l'introduction de *L. miodon*. Par exemple, la taille du corps de *Diaphanosoma excisum*, la troisième espèce la plus abondante du lac, semble avoir été affectée par la prédation de *L. miodon*. Les données de 2003 estiment la taille de ce cladocère à  $0,363 \pm 0,073 \text{ mm}$ . Cela peut être comparé aux mesures des individus du lac Malawi :  $0,69 - 1,02 \text{ mm}$  (Irvine et al., 1995). On remarque, dès lors, une taille manifestement plus réduite chez cette espèce au lac Kivu, probablement imputable à l'impact du repérage visuel des proies par le poisson planctivore. En effet, les cladocères, étant plus visibles que les copépodes, sont plus vulnérables à la prédation par les poissons. Cette prédation préférentielle sur les cladocères par les juvéniles de *L. miodon* a été vérifiée dans l'étude d'Isumbisho et al. (2004).

Quant aux grands cyclopoïdes comme les adultes de *Mesocyclops* et les femelles ovigères de *Thermocyclops*, qui sont aussi des proies préférentielles des poissons, ils réduisent la pression de la prédation en migrant dans le profond mixolimnion (Isumbisho et al., 2006).

#### 2.4. Activité volcanique actuelle du lac Kivu et formation du méthane

Le lac Kivu présente une caractéristique scientifiquement et économiquement intéressante. En effet,  $63 \text{ km}^3$  de méthane et  $250 \text{ km}^3$  de  $\text{CO}_2$  ont été mesurés dans les eaux profondes du lac (Fig. 15). Les sources de  $\text{CO}_2$  sont variées : décomposition bactérienne du sédiment organique, décomposition des algues mortes qui sédimentent,  $\text{CO}_2$  magmatique (thermocatalytique) provenant des sources géothermiques ( $\sim 0,5 \text{ km}^3/\text{an}$  c-à-d  $1/1000$  du volume total du lac) également riches en  $\text{CO}_2$  et chaudes. Le flux thermique sous-lacustre est compris entre  $0,4$  et  $4 \text{ cal.cm}^{-2}.\text{s}^{-1}$ . Le méthane est généré par réduction du  $\text{CO}_2$  et par la biodégradation anaérobie réalisée par des bactéries à partir de la matière organique contenue dans les sédiments (Fig. 16).



Ce méthane est lentement transporté à travers la colonne d'eau et oxydé en dioxyde de carbone dans la biozone. Le dioxyde de carbone d'origine magmatique, quant à lui, va tout comme le méthane, être acheminé jusqu'à la biozone. Celui-ci va, avec le carbone provenant du méthane et le dioxyde de carbone d'origine atmosphérique, être incorporé par les organismes et enrichir les eaux de surface en  $\text{CO}_2$ . Cette réserve de méthane, entre  $480$  et  $250 \text{ m}$  de profondeur, a été faiblement exploitée par la brasserie Bralirwa à Gisenyi par une remontée des eaux profondes (bullage). Un projet de centrale électrique au gaz, qui serait située à Kibuye (Rwanda), est actuellement à l'étude<sup>1</sup>. Ce gisement est quasi inépuisable s'il est exploité à un rythme normal. De plus, il paraît possible d'augmenter la production du gaz et le stockage par l'effet du prélèvement dans des tranches profondes (Kalala et al., 1977 ; Tietze et al., 1980).

<sup>1</sup> Pour plus d'informations, consulter le site web de Halbwechs : <http://perso.orange.fr/mhalb/kivu/index.htm>



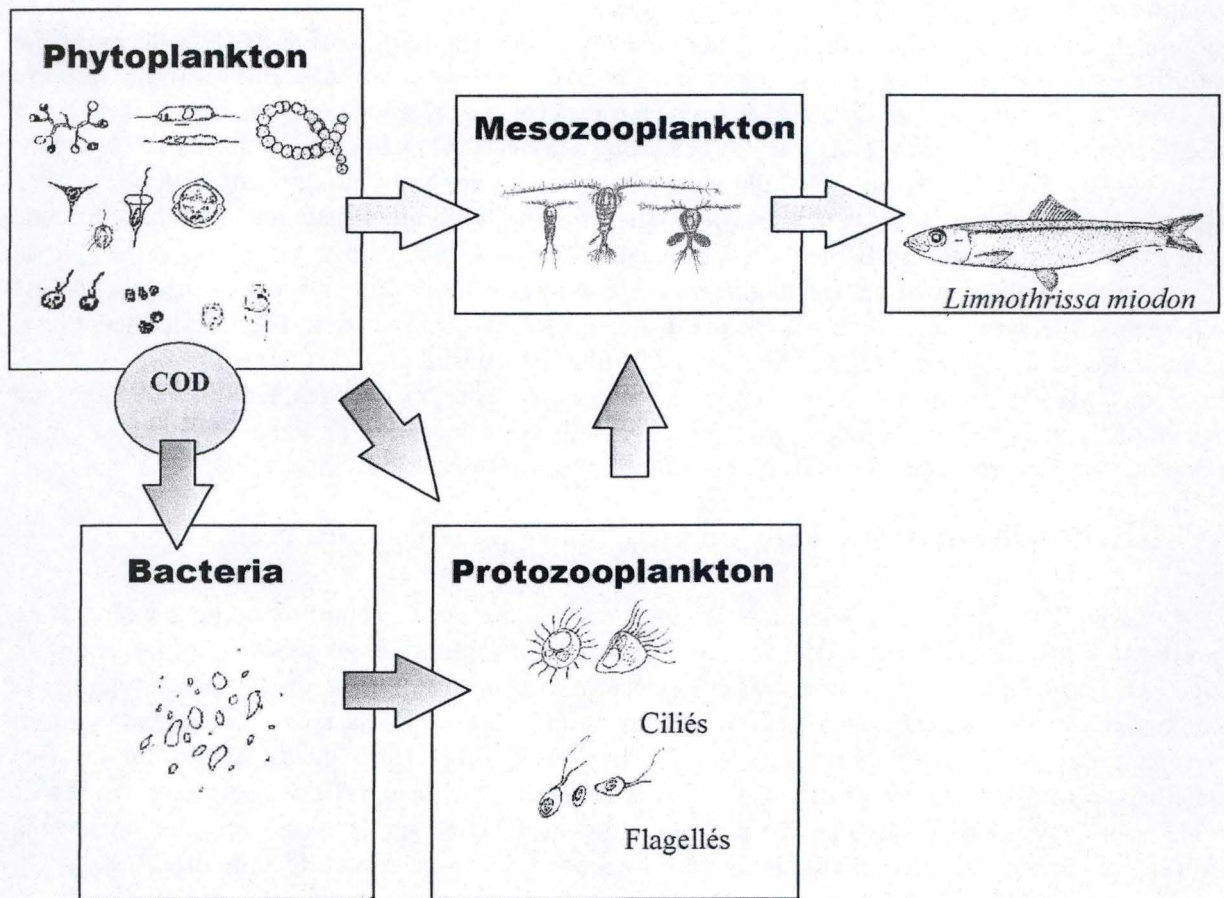


Fig. 17 : Schéma simplifié de la chaîne trophique du lac Kivu (URBO).



### 3. Trappes à sédimentation

L'installation de trappes à sédimentation rentre dans le cadre du projet « Cycle du carbone et des nutriments au lac Kivu » qui s'inscrit lui-même dans la lignée du projet CUD ECOSYKI (« Coopération Universitaire au Développement, étude de l'exploitation de l'écosystème du lac Kivu en vue de son exploitation durable »).

Le projet ECOSYKI consiste en un suivi des variables limnologiques à fréquence bi-mensuelle à deux points d'échantillonnage principaux, un suivi du phytoplancton, un suivi du zooplancton et des mesures de production primaire *in situ*. En outre, les interactions entre les différents niveaux trophiques sont abordées afin de créer un modèle écologique de ceux-ci.

Un tel modèle permet aussi de déterminer un bilan de la fixation de carbone inorganique dans la zone pélagique du lac Kivu, source de l'apport de matière organique particulaire dans les sédiments profonds, qui sont le siège de la production de méthane. Ce modèle est donc utilisé dans la perspective de l'exploitation du méthane comme ressource énergétique pour la région. La formation de méthane dans la zone anoxique découle du cycle des nutriments et de la production primaire dans la « biozone » et, de ce fait, du phytoplancton qui en dépend. (Lorke *et al.*, 2004 ; Schmid *et al.*, 2005).

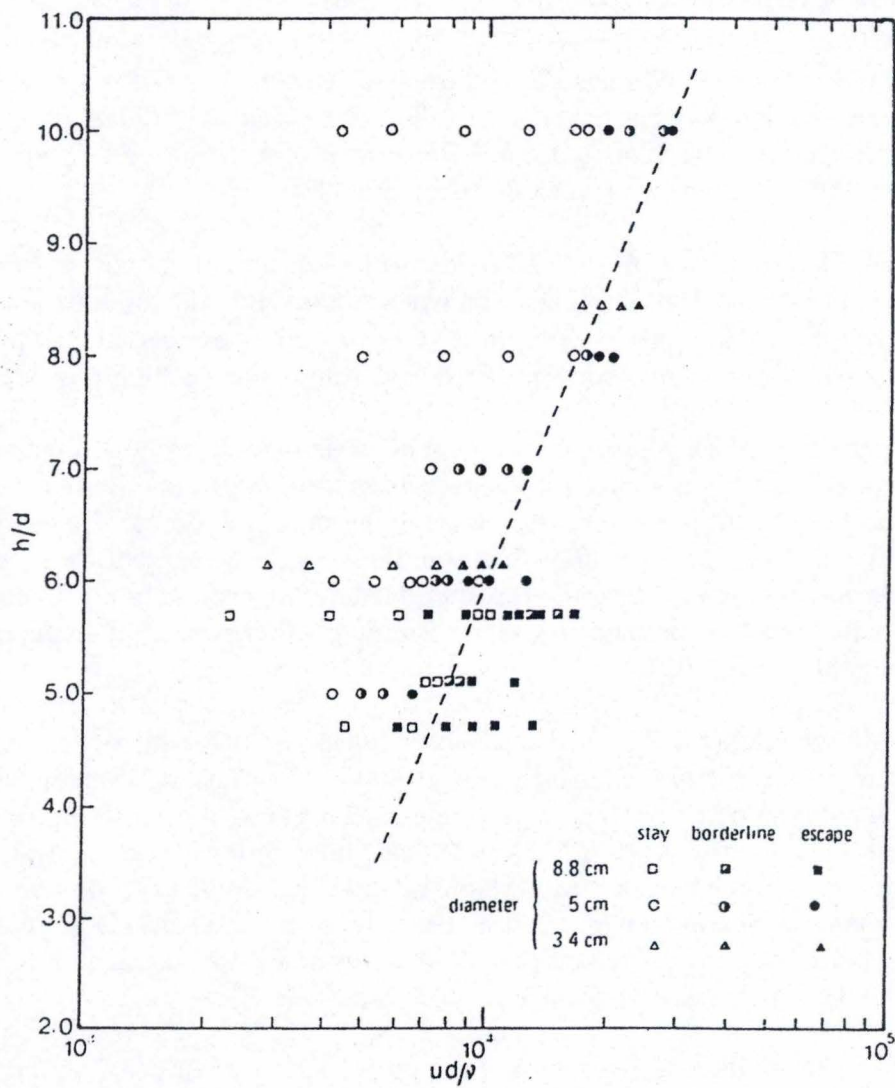
Ce processus fait actuellement l'objet d'études conduites par une équipe de chercheurs de l'EAWAG en Suisse. Le but de celles-ci est de déterminer la cause de l'augmentation de la concentration en dioxyde de carbone et en méthane dans les eaux profondes du lac Kivu. Cet accroissement serait de l'ordre de 10 à 20 % en 30 ans ; nous serions, actuellement, à 80 % de saturation en méthane dans les eaux profondes du lac mais les simulations portées à un siècle sont plus inquiétantes (Schmid *et al.*, 2005). Dans le courant de ce siècle, cela pourrait entraîner une catastrophe sans précédent qui serait le résultat d'un dégazage semblable à ce qui s'est passé au lac Nyos au Cameroun (Schmid *et al.*, 2004).

La formation du méthane dans les eaux profondes du lac Kivu se fait par deux processus : la réduction du CO<sub>2</sub> (dont la concentration est cinq fois plus élevée que celle du méthane) et la décomposition, par des bactéries méthanogènes, de matière organique présente dans les sédiments. Cette matière organique, comme il a déjà été dit précédemment, est produite dans les eaux de surface. L'hypothèse de ce travail est que l'augmentation du méthane dans le monimolimnion s'explique non seulement par un accroissement de la production primaire en surface mais aussi par une exportation accrue par sédimentation vers les eaux profondes.

Cette augmentation de production primaire, indiquée notamment par une diminution de la concentration en Si au cours des dernières décennies, peut être le résultat d'une eutrophisation causée par une augmentation des apports de nutriments du bassin versant et de l'atmosphère.

Elle pourrait aussi avoir une origine trophique puisque différentes études ont montré que l'introduction de *Limnothrissa miodon* au lac Kivu a conduit à une diminution du zooplancton herbivore (Dumont, 1986 ; Isumbisho *et al.*, 2006) et donc à une réduction de la pression du grazing (brouillage) sur le phytoplancton. Ceci expliquerait pourquoi la biomasse phytoplanctonique du lac Kivu est supérieure à celle du lac Tanganyika (Sarmiento *et al.*, 2006), alors que les conditions nutritionnelles sont similaires. De plus, le changement de composition du zooplancton, conséquence la plus évidente de l'introduction de *Limnothrissa*





**Fig. 18 :** Resuspension de goutte d'huile depuis le fond d'une trappe à sédimentation en fonction de différents "aspect ratio" et du nombre de Reynolds.  $h$  = la longueur du cylindre,  $d$  = diamètre du cylindre,  $u$  = rapidité de la turbulence à l'ouverture de la trappe,  $v$  = viscosité de l'eau (Lau, 1979).

*miodon*, a probablement eu une répercussion sur le recyclage des nutriments, avec sans doute une augmentation des pertes en phosphore par sédimentation (Sterner et Elser, 2002 ; Darchambeau et al., 2005) (Fig. 17).

Des trappes à sédimentation ont donc été placées au niveau de la chimiocline pouvant être estimée à 60 mètres en saison des pluies, ce qui correspond également à la limite du mixolimnion. De cette façon, le transfert du carbone et des nutriments vers la zone anoxique pourra être évalué et la composition du matériel sédimenté, notamment par la technique des biomarqueurs, sera analysée (cfr. pigments, décrits ci-après). Différents dosages seront réalisés, celui du COP (Carbone Organique Particulaire), du NOP (Azote Organique Particulaire) et du phosphore particulaire. En corollaire, le flux de chacun de ces éléments (C, N, P et les pigments), vers la zone anoxique, sera quantifié et pourra ainsi être mis en relation avec la production primaire.

### 3.1. Physique des trappes

La trappe à sédiments s'avère être le moyen le plus approprié pour mesurer le flux de sédimentation. Sur base des considérations théoriques et des expériences pratiques, la trappe de forme cylindrique sera considérée comme la « meilleure trappe » pour les explorations limnologiques. Une proportion hauteur : diamètre (aspect ratio) respectant des valeurs allant de 5 pour les lacs les plus calmes à 10 pour les plus turbulents (Fig. 18).

En effet, une trappe cylindrique bien proportionnée satisfait aux deux conditions essentielles qui permettent une efficacité de prise d'environ 100% aussi bien dans les eaux calmes que dans les eaux turbulentes :

- Il faut que la concentration des particules soit égale à l'intérieur et à l'extérieur de la trappe dans les conditions calmes et turbulentes.
- Il est indispensable que le matériel sédimenté au fond de la trappe ne soit jamais soulevé par des turbulences, sinon il y a des pertes.

Suite à l'analyse théorique des facteurs physiques affectant la capture des particules, ce sont principalement les mouvements d'eau qui détermineront, de façons diverses, la forme de la trappe. A partir de cette hypothèse, on peut aborder quelques problèmes qui seraient susceptibles de se présenter :

- l'effet des turbulences pourrait avoir une influence sur la vitesse de sédimentation des particules.
- Les mouvements d'eau, dans et autour de la trappe détermineraient l'importance de conserver des concentrations équivalentes aussi bien à l'extérieur qu'à l'intérieur de celle-ci.



### 3.1.1. L'effet des turbulences sur la vitesse de sédimentation des particules

Les théories développées au sujet de la construction des trappes se fondent sur le fait que la turbulence n'a pas d'influence sur la vitesse de sédimentation des particules. Lorsque celles-ci ont une taille inférieure à 250  $\mu\text{m}$ , cette condition est respectée.

De plus, il est essentiel que le nombre de Reynolds associé à la particule ne dépasse pas 0,5 ( $Re < 0,5$ ). L'équation permettant de trouver ce nombre se présente sous cette forme :

$$R_e = \frac{V_s \cdot d}{\nu}$$

$V_s$  : vitesse de sédimentation de la particule

$d$  : diamètre de la particule

$\nu$  : viscosité

La grande majorité des particules organiques, sous investigation dans les eaux douces, serait de cet ordre et s'enfoncerait à une vitesse faible. En effet, une grande pelote fécale océanique correspond à un diamètre d'environ 250  $\mu\text{m}$ .

Une autre force, appelée force de traînée, est proportionnelle à la vitesse de la particule en mouvement à travers un fluide et linéaire lorsque le nombre de Reynolds est inférieur à 0,5. En effet, la somme des accélérations entourant une particule causée par les accélérations du fluide qui l'entoure, est égale à zéro. Ainsi, la particule ne subit aucune influence des turbulences (Hutchinson, 1967). Cette force se présente sous la forme suivante :

$$D_f = 3\pi \cdot (V_f - V_p) = 3\pi\nu d V_s$$

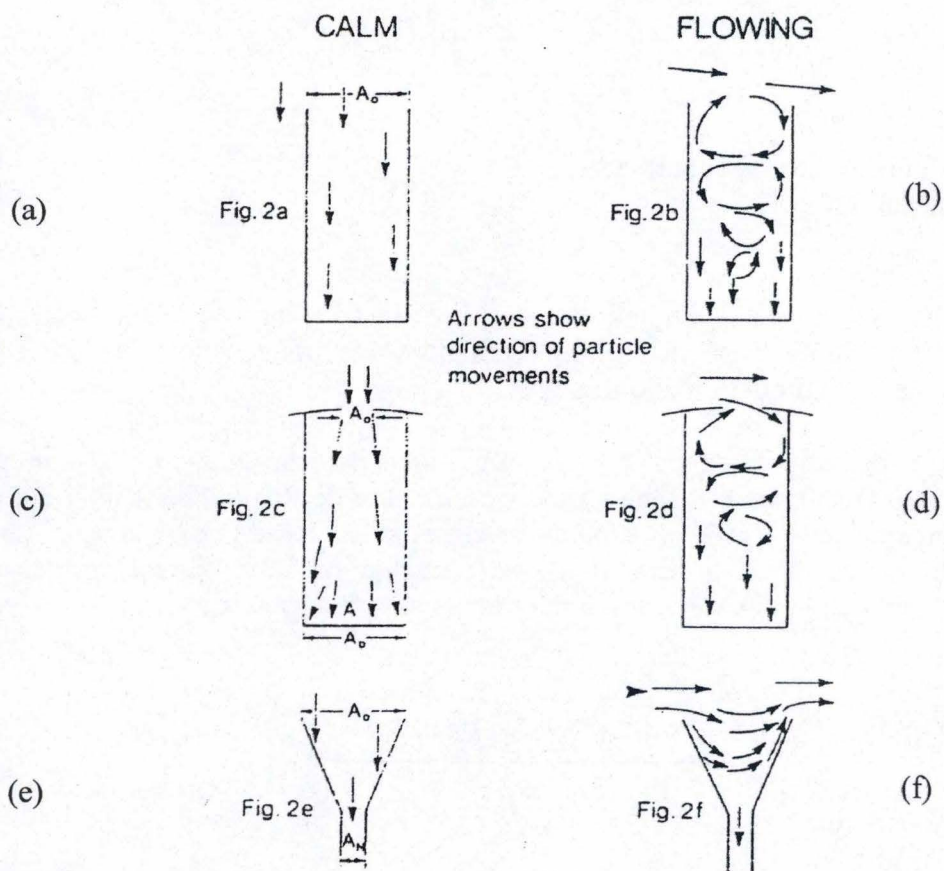
$\nu$  : viscosité

$d$  : diamètre de la particule

$V_f$  : vitesse du fluide

$V_p$  : vitesse de la particule

Dans le cas de particules d'ordre de grandeur supérieur, dans une gamme de nombres de Reynolds allant de 0,5 à 80, la relation entre la force de traînée et la vitesse relative de la particule pourra varier et donc perdre sa linéarité. Dans ce cas, l'effet des turbulences sur la particule augmentera d'une part avec le nombre de Reynolds et d'autre part avec les turbulences (Jobson et *al.*, 1970). En effet, il a été montré par Smith (1975) qu'au-delà d'un nombre de Reynolds de 80, les particules sont affectées directement par les turbulences. Ainsi, dans ces cas, la force de traînée se présente sous une autre forme :



**Fig. 19 :** *Diagramme schématique montrant les directions probables de la plupart des particules (Bloesch et al., 1979).*



$$D_f = \frac{C_d A_m \rho (V_f - V_p)^x}{2}$$

$C_d$ : coefficient de traînée

$A_m$ : surface d'une section passant par le milieu de la particule

$\rho$  : densité de la particule

Où  $x$  lorsque  $Re$  se situe entre 0,5 et 80 est égal à  $1 < x < 2$  et lorsque  $Re > 80$  est égal à 2.

En conclusion, pour une particule ne dépassant pas 250  $\mu\text{m}$  et dont le nombre de Reynolds est inférieur à 0,5, les turbulences n'influencent aucunement la vitesse de sédimentation et peuvent tout au plus entraîner un mélange des particules de façon homogène.

### 3.1.2. Mouvement d'eau et concentration autour et dans la trappe

Les particules ne s'enfoncent pas à la manière de gouttes d'eau dans l'air, mais sont emportées grâce à un courant tourbillonnant qui les mène vers le fond de la trappe (Gardner, 1977).

Le mouvement de l'eau autour de trappes cylindriques associé à un « aspect ratio » relativement faible, a pour effet que la turbulence peut atteindre le fond de la trappe et remettre son contenu en suspension provoquant des pertes importantes. En augmentant l'« aspect ratio » jusqu'à 10, il est possible de maintenir une couche calme juste au-dessus du fond de la trappe et d'éviter les pertes (Hargrave et *al.*, 1979).

Il existe une relation directe entre les mouvements d'eau et l'« aspect ratio », celle-ci sera décrite ci-après (Lau, 1979).

La concentration en particules autour de la trappe, dans le cas d'un flux de particules dans des eaux calmes, est la même en tout point (Fig. 19a) et se définit comme étant le rapport entre le flux de sédimentation et la vitesse moyenne des particules dans l'eau en dehors de la trappe puisque :

$$F = V_0 C_0$$

$F$  : flux de sédimentation (concentration / surface \* temps)

$V_0$  : vitesse moyenne des particules dans l'eau en dehors de la trappe

$C_0$  : concentration moyenne des particules dans l'eau en dehors de la trappe

Si les eaux sont calmes, il n'y a pas de différence entre la vitesse de sédimentation à l'extérieur et à l'intérieur de la trappe. Il en va de même pour la concentration. Le total du flux interne à la trappe serait :

$$F_t = A_0 F$$

$A_0$  : la surface d'ouverture de la trappe



Les turbulences créent une déflexion du flux vers le haut au sommet du mur généré par le courant, provoquant un nombre indéfini de mouvements tourbillonnaires dans la trappe. Chacun de ceux-ci étant de direction opposé et de magnitude décroissante depuis l'entrée jusqu'à proximité de la base de la trappe (Gardner, 1977 ; Lau, 1979) (Fig. 19b). Etant donné que les turbulences n'affectent pas la rapidité de sédimentation des particules, le flux total de sédimentation dans la trappe dans des eaux en mouvements sera  $F_t$ . Suite à ces mouvements d'eau, il y a autant de particules qui entrent que de particules qui sortent de la trappe. Dès lors, on peut à partir de là extrapoler l'équation suivante :

$$A_0 V_0 C_0 + Q_e C_0 = A_0 V_t C_t + Q_t C_t \quad (1)$$

Particules entrant  
dans la trappe

Particules  
sédimentant sur le  
fond de la trappe

Particules  
quittant la  
trappe

$Q_e$ : débit d'eau entrant dans la trappe

$V_t$ : vitesse de sédimentation des particules sur le fond de la trappe

$C_t$ : concentration moyenne des particules dans l'eau entrant dans la trappe

On en ressort que vu l'importance des ordres de grandeur de  $Q_e$  ( $Q_e = Q_t$ ), il est évident que si  $C_t$  est différent d'une quelconque manière de  $C_0$  alors  $Q_t C_t$  sera très différent de  $Q_e C_0$ . Cela entraînera un débit de particules entrant différent de celui sortant d'où l'importance de garder une concentration constante à l'intérieur et à l'extérieur de la trappe.

## 3.2. Influence de la forme de la trappe

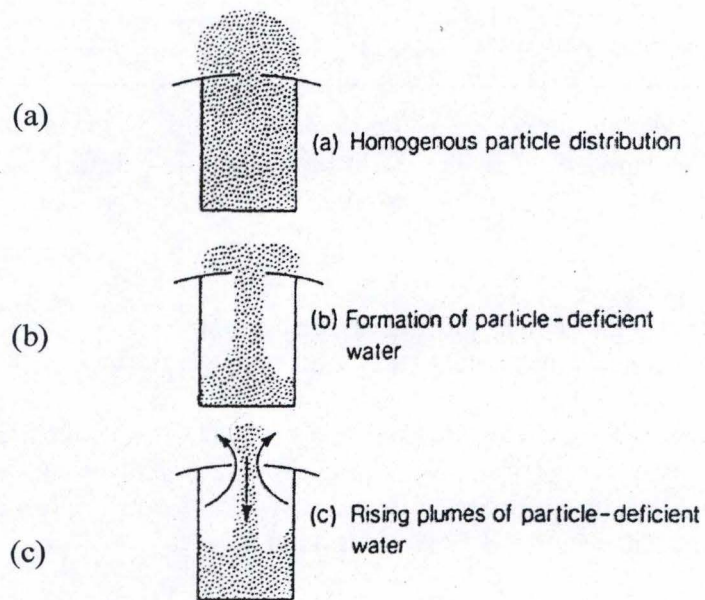
Nous allons traiter dans ce point de formes de trappes inadéquates ; la forme la plus appropriée, cylindrique, ayant été considérée ci-dessus.

### 3.2.1. Forme bouteille

D'autres essais ont été réalisés avec des trappes de formes diverses notamment celle en forme de bouteille comme utilisée par Tauber (1974) (Fig. 19c). Si on se reporte à l'équation (1), en la transformant légèrement, on trouve en milieu calme :

$$C_t = C_0 \frac{A_0}{A_b}$$





**Fig. 20 :** Diagramme schématique montrant l'effet d' « overtrapping » sur les particules dans des eaux calmes (Gardner, 1977).

On en déduit que la concentration moyenne des particules dans la trappe est inversement proportionnelle à la zone relative de l'ouverture et de la base de la trappe. En d'autres mots, si  $A_b > A_0$  alors  $C_t < C_0$  et le principe de conservation des concentrations à l'extérieur et à l'intérieur de la trappe n'est pas respecté. Il y a un effet dit effet d'« overtrapping » (Gardner, 1977). Cela peut s'expliquer de la façon suivante : la concentration en particules à l'intérieur de la trappe diminuant, il y a une entrée d'eau concentrée en particules et une sortie d'eau peu concentrée en particules par l'ouverture de la trappe (Fig. 20a, b, c). Dans le cas d'un milieu turbulent, l'« overtrapping » serait toujours présent car les échanges de particules avec l'extérieur de la trappe ne s'équivaldraient pas (Fig. 19d).

### 3.2.2. Forme d'entonnoir

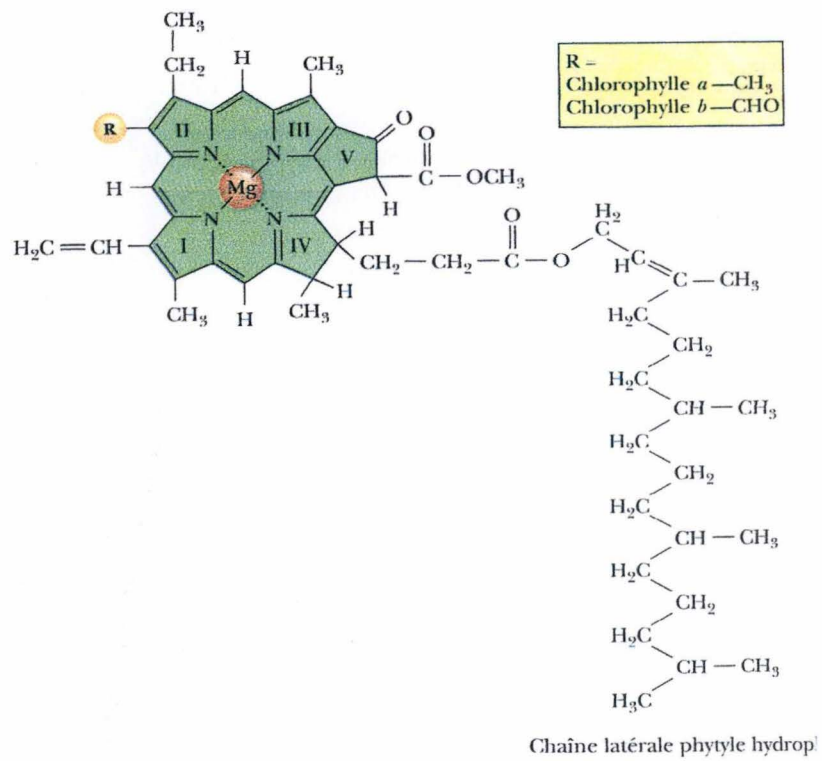
Dans le cas de trappes en forme d'entonnoir dans des eaux calmes, il y a un risque d'« undertrapping » du au fait que certaines particules pourraient être retenues sur les bords de l'entonnoir (Gardner, 1977 ; Hargrave et *al.*, 1979). En eaux turbulentes, il y a remise en suspension des particules au niveau des parois de l'entonnoir qui réduit la surface de captage au « col » de celui-ci (An) (Fig. 19e, f).

### 3.3. Minéralisation

Un autre aspect à prendre en considération est la minéralisation de la matière organique par les bactéries dans le fond des trappes. Pour éviter l'effet indésirable de la dégradation bactérienne, on utilise des agents de conservation, c'est-à-dire des bactéricides tels que  $\text{NaN}_3$ , formol, chloroforme,  $\text{HgCl}_2$ , ...

Cependant, de telles substances pourraient entraîner de nouvelles erreurs. Actuellement aucune comparaison expérimentale entre trappes traitées et non traitées n'a été réalisée, il est donc important, afin de minimiser les risques, de limiter le temps d'exposition au plus court possible (1 à 2 semaines).





**Fig. 21 :** *Molécule de chlorophylle a et b (Garrett & Grisham, 2000).*

## 4. Les pigments en tant que biomarqueurs

### 4.1. La molécule de chlorophylle et sa dégradation : généralités

Les chlorophylles sont des tétrapyrroles substitués, contenant du magnésium, dont la structure de base rappelle celle de l'hème. Elle est constituée d'un anneau porphyrinique ou se fixe une longue chaîne, le phytol, qui estérifie un substituant d'un cycle pyrrole. Enfin une différence importante par rapport à l'hème est que le pont méthényle liant les cycles pyrroliques III et IV est substitué et relié par une liaison covalente au cycle trois, ce qui aboutit à la formation d'un cinquième cycle pentagonal (Fig. 21).

Les produits de dégradation de la chlorophylle sont formés à partir du grazing (broutage) par des herbivores aquatiques (zooplancton), par la sénescence des cellules et la dégradation microbienne. Les produits de la dégradation biologique sont classifiés ici en deux catégories :

- Les tétrapyrroles cycliques modifiés en périphérie
- Les tétrapyrroles linéaires provenant du clivage oxydatif des macrocycles de chlorophylle. Ceux-ci ne seront pas abordés ici car leurs produits donnent des pigments qui sont indétectables par spectrométrie et qu'il faut analyser autrement.

#### Les tétrapyrroles cycliques modifiés en périphérie

Dans beaucoup de produits de dégradation de la chlorophylle le macrocycle tétrapyrrole reste intact. Les enzymes impliquées dans les processus de dégradation catalysent la phéophytinisation, l'hydrolyse de l'ester-phytyle, la décarboxyméthylation.

Au contraire des substituants périphériques, le macrocycle est remarquablement stable, particulièrement quand l'oxygène et la lumière sont absents.

La chlorophyllase, qui hydrolyse le lien ester-phytyle des chlorophylles sous conditions physiologiques, a été détectée pour la première fois au niveau du phytoplancton par Barrett & Jeffrey (1964) et Jeffrey & Hallegraeff (1987).

La magnésium déchélatase catalyse la perte de l'ion magnésium (phéophytinisation) des chlorophylles (Owens et Falkowski, 1982 ; Ziegler et al., 1988).

La pyrophéophytine et les pyrophéophorbides qui augmentent avec la perte du groupe 13<sup>2</sup>-méthyle carboxylate de l'anneau isocyclique V (Fig. 21) de la chlorophylle (Ziegler et al., 1988 ; Schoch et al., 1981) ont été trouvés dans les sédiments marins (Keely et Maxwell, 1991 ; Sun et al., 1993), et se forment suite au grazing par le zooplancton (Hawkins et al., 1986).



## 4.2. Influence de la dégradation sur la composition algale hypolimnétique

L'influence de la dégradation de pigments le long de l'exportation du phytoplancton depuis l'épilimnion jusqu'au niveau de la zone aphotique et dans l'hypolimnion risque de poser un problème dans l'interprétation des différents assemblages phytoplanctoniques hypolimnétiques. En effet, la composition phytoplanctonique influence beaucoup la concentration en produits de dégradation vu que chaque classe d'algue possède sa propre composition pigmentaire de base (Leavitt et Carpenter, 1990). Ainsi certains pigments disparaissent plus rapidement que d'autres lors de leur sédimentation vers la zone profonde. Or, des programmes tels que *chemtax* utilisent les proportions de ces différentes compositions pigmentaires afin d'établir un profil théorique d'assemblage algal. Il est dès lors intéressant d'éclaircir les différentes proportions des produits de dégradation des principaux pigments.

Le temps et l'oxygène ont une influence significative ( $P > 0,05$ ) sur la dégradation des pigments. L'accélération de la dégradation par l'oxygène a été démontrée *in vitro* dans des études de la décomposition de caroténoïdes (Cranwell, 1976 ; Leavitt, 1988) et de la décomposition algale (Otsuki et Hanya, 1972a, b) et résulte de la stimulation de l'activité de dégradation bactérienne (Leavitt, 1988).

L'oxygène peut donc agir de façon indirecte via l'activité bactérienne et de la microfaune, et de façon directe via des interactions chimiques (Leavitt et Carpenter, 1990).

En règle générale, pour toute particule qui resterait dans l'épilimnion pour une période dépassant trois jours, la photodégradation entraînerait la disparition totale de tout pigment détectable (Stephen *et al.*, 1986).

### 4.2.1. La chlorophylle a et ses produits de dégradation

La chlorophylle étant présente dans la plupart des groupes algaux, elle représente avec ses produits de dégradation les pigments les plus utilisés. Ceux-ci étant relativement bien préservés au niveau des trappes. On trouve parmi ceux-ci la phéophytine a formée par la perte d'un atome de Mg et la phéophorbide qui est non seulement dépourvu de l'atome de Mg mais aussi de la chaîne phytyle inhérente à la chlorophylle (Stephen *et al.*, 1986).

La phéophorbide a, indicateur du grazing, retrouvé dans des trappes à sédimentation, augmente significativement selon la taille moyenne des cladocères et des copépodes (Stephen *et al.*, 1986). Il est important de remarquer qu'après avoir été « digérés » par le zooplancton les pigments sous forme de phéophorbides, prisonniers la plupart du temps dans des pelotes fécales, sont relativement protégés d'une dégradation ultérieure (Shrader, 1971), du moins jusqu'à leur arrivée dans la trappe ; leur vitesse de sédimentation est également accrue (Leavitt et Carpenter, 1990).

En milieu réducteur, bien que la chlorophylle a non transformée constitue la principale phorbine présente dans le sédiment, sa destruction associée à sa transition en phéophytine explique des pertes considérables (James *et al.*, 1991).



Bien que la dégradation de la chlorophylle a excède celle de la plupart des autres pigments, il n'y a pas de différence significative entre la dégradation des différentes chlorophylles que ce soit la chlorophylle a, b ou c. Ainsi la chlorophylle b est moins dégradée dans certaines circonstances et la chlorophylle c est plus stable dans d'autres. Une différence résulte quand même par le fait que la dégradation de la chlorophylle a et b n'est généralement pas compensée par la production de dérivés phéopigments, alors que la chlorophylle c montre une production simultanée de phéopigments. Cependant, la production de phéopigments ne compense pas stoechiométriquement les pertes en chlorophylle c (Leavitt et Carpenter, 1990).

Les taux de pertes des phéopigments sont identiques (Leavitt et Carpenter, 1990).

L'utilisation de la chlorophylle a en tant qu'indicateur de sédimentation est problématique pour deux raisons :

- La décomposition de la chlorophylle a n'est pas compensée par la production de phéopigments. Ce fait peut mener à une sous-estimation substantielle du flux algal dans la colonne d'eau.
- De plus, dans tous les échantillons d'eau profonde, il y a des pigments inconnus et abondants qui ont un spectre d'absorption similaire à la chlorophylle a dont l'origine est encore incertaine (Leavitt et Carpenter, 1990).

Des concentrations sédimentaires importantes de chlorophylle non dégradée peuvent mieux indiquer la présence de populations métalimnétiques de phytoplancton qu'une production élevée (Swain, 1985).

#### 4.2.2. Les caroténoïdes

Les caroténoïdes se dégradent nettement moins que les chlorophylles. Ils subissent très peu l'influence de la photo-oxydation vu le rôle de protection qu'ils jouent dans les plantes et *a fortiori* dans le phytoplancton. Ainsi, en présence de lumière mais sans oxygène, il n'y a aucune dégradation significative de ceux-ci (Leavitt, 1988). On peut reprendre, sans être exhaustif, comme principaux caroténoïdes et dérivés le  $\beta$ -carotène, la fucoxanthine, la péricidine, la diadinoxanthine, l'alloxanthine, la myxoxanthophylle et la lutéine.

Des pigments comme la fucoxanthine, la péricidine et la diadinoxanthine sont fortement dégradés. Cependant la préservation de caroténoïdes secondaires tels que le  $\beta$ -carotène et l'alloxanthine s'avère être relativement meilleure (James et al., 1991).

Le  $\beta$ -carotène est parmi les pigments les moins dégradés et, par conséquent, la dégradation de xanthophylle excède toujours celle du  $\beta$ -carotène. La dégradation de l'alloxanthine et de la lutéine n'est jamais significativement différente à cause de leur similarité structurale ( $P > 0,05$ ). La péricidine se dégrade très vite et ne sera jamais retrouvée en abondance. La myxoxanthophylle se dégrade relativement lentement et la fucoxanthine quant à elle montre les pertes les plus variables par rapport aux autres caroténoïdes (Leavitt et Carpenter, 1990).



Les taux de dégradation variables des xanthophylles sont seulement partiellement élucidés. La principale source d'alloxanthine qui sédimente provient préférentiellement des Cryptophycées par l'intermédiaire des fèces de zooplancton (Carpenter et al 1986, 1988).

Le  $\beta$ -carotène subit nettement moins fort l'influence de la dégradation lors de la sédimentation que la chlorophylle a, avec un biais inférieur à 12 % tandis que le biais de la chlorophylle a se situe entre 15 et 29 %. Il sera donc un meilleur indicateur de la sédimentation algale totale. De plus, les taxa d'algues contenant du  $\beta$ -carotène (Goodwin, 1980) et de la chlorophylle a (Reynolds, 1984) sont identiques (Leavitt et Carpenter, 1990).

Il est quand même intéressant de remarquer que le ratio chlorophylle a :  $\beta$ -carotène se différencie entre les périodes de productivité accrue (où il y a préservation de pigments) et entre les changements de communautés algales. On peut aussi, grâce à ce ratio, distinguer les changements globaux dans la production des blooms profonds. Comme les populations épilimnétiques sédimentent doucement à travers la zone oxique, le ratio chlorophylle a :  $\beta$ -carotène diminuera à cause des pertes préférentielles de chlorophylle a, les autres facteurs restant identiques (Leavitt et Carpenter, 1990).

**MATÉRIEL ET**  
**MÉTHODES**



## 1. Prélèvements des échantillons

Les échantillonnages ont été réalisés chaque mardi, pendant 12 semaines, à Ishungu. Ainsi, chaque semaine, à l'aide de la bouteille de Van Dorn de 6 litres, 10 litres d'eau ont été échantillonnés à 0, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 40, 50, 60 et 70 m pour les mesures de carbone, azote, phosphore et de silice biogène. Pour l'analyse HPLC (High Performance Liquid Chromatography) et les dosages de la chlorophylle a et des nutriments, 6 litres d'eau étaient prélevés de 0 à 70 m ainsi qu'un échantillon moyen de la zone de mélange. Seuls les nutriments  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{NO}_2^-$  et  $\text{PO}_4^{3-}$  ont été analysés tous les 15 jours. La production primaire était estimée un échantillon de la zone de mélange.

## 2. Analyses physico-chimiques

### 2.1. Les paramètres généraux

Les mesures des paramètres tels que la température, la conductivité, le pH et l' $\text{O}_2$  dissous ont été effectuées à l'aide d'une sonde HYDROLAB DS4a de 90 à 0 m.

### 2.2. La transparence de l'eau

La transparence de l'eau, mesurée chaque semaine au point d'échantillonnage, a été estimée à l'aide du disque de Secchi. La profondeur à partir de laquelle ce disque blanc de 20 cm de diamètre n'est plus visible correspond approximativement à 15 % de l'intensité lumineuse à la surface<sup>1</sup>. Le disque permet une bonne estimation du coefficient d'extinction lumineuse ( $k$ ) :

$$k = \frac{1,6}{P}$$

où  $P$  est égale à la profondeur de Secchi.

La profondeur de la zone photique ( $Z_{eu}$ ) peut, ensuite, être calculée par la formule :

$$Z_{eu} = \frac{4,6}{k}$$

### 2.3. Les nutriments

Le dosage des nutriments est réalisé sur de l'eau filtrée sur un filtre en fibre de verre Macherey-Nagel GF/5. Il s'agit ensuite de déterminations spectrophotométriques. Les standards sont réalisés dans les mêmes conditions que les échantillons.

<sup>1</sup> La profondeur de Secchi ( $Z_s$ ) est la moyenne entre la valeur de disparition et de réapparition du disque.



### 2.3.1. Phosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ )

Lors du dosage des phosphates, nous avons utilisé comme réactifs (dans cet ordre) : l'acide ascorbique, l'heptamolybdate d'ammonium et le potassium antimonyle tartrate. La limite de détection se situe aux environs de  $5 \mu\text{g.l}^{-1}$ . La lecture se fait à 882 nm dans des cuvettes de 5 cm.

### 2.3.2. Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ )

Lors du dosage des nitrites, nous avons utilisé comme réactif : le sulfanilamide. Sa limite de détection se situe aux environs de  $1 \mu\text{g.l}^{-1}$ . La lecture se fait à 540 nm dans des cuvettes de 5 cm.

### 2.3.3. Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ )

Lors du dosage de l'ammonium, les réactifs utilisés étaient : le réactif salicylate (sodium salicylate + trisodique citrate + sodium nitroprussiate). La limite de détection se situe aux environs de  $10 \mu\text{g.l}^{-1}$ . La lecture se fait à 655 nm dans des cuvettes de 1 cm.

### 2.3.4. Silice (Si)

Lors du dosage de la silice, nous avons utilisé comme réactifs (dans cet ordre) : le réactif salicylate (sodium salicylate + trisodique citrate + sodium nitroprussiate) et un autre réactif, composé d'hydroxyde de sodium et de dichlorocyanurate de sodium. La lecture se fait à 610 nm dans des cuvettes de 1 cm.

## 3. Fractionnement de la biomasse

L'estimation de la biomasse algale a été réalisée par la quantification de la chlorophylle a (pigment présent chez tous les organismes photosynthétiques).

### 3.1. Procédure de filtration et d'extraction

Pour différentes profondeurs (0,5, 10, 15, 20, 25, 30, 40, 50, 60 et 70 m), 2 litres d'eau ont chaque fois été filtrés sur un filtre Macherey-Nagel GF/5. Une fois les filtrations terminées, les filtres sont transférés dans des fioles en verre de 20 ml, auxquelles 8 ml d'acétone sont ajoutés, en vue de l'extraction des pigments. Les échantillons subissent alors une première sonication de 15 minutes, avant d'être conservés au froid jusqu'au lendemain (16 h), où ils subiront une seconde sonication de 15 minutes. L'extraction terminée, 2 ml de chaque échantillon sont prélevés, transférés dans des fioles en verre sombre, et stockés au surgélateur afin d'être ultérieurement analysés en HPLC.

### 3.2. Dosage de la chlorophylle a par spectrophotométrie

Une première estimation de la biomasse peut être connue grâce au dosage de la chl a par spectrophotométrie. L'absorbance d'un blanc (3 ml d'acétone 90 %) est mesurée.



Suivant la méthode de Lorenzen (1967), on mesure, tout d'abord, la concentration en chlorophylle a de l'extrait lui-même. Ensuite, on acidifie l'échantillon avec 200  $\mu\text{l}$  d'HCl (0,1 N) afin de convertir les chlorophylles en phaeophytines et on reprend une mesure après avoir attendu une minute. La concentration en chlorophylle a ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) est obtenue par la formule (Marker et al., 1980) :

$$\text{Chla}(\mu\text{g.l}^{-1}) = (D_B - D_A) * 11,9 * 2,439 * \left(\frac{V_{ac}}{e}\right)$$

où :  $D_B$  : densité optique de l'extrait avant acidification  
 $D_A$  : densité optique de l'extrait après acidification  
 $V_{ac}$  : volume d'acétone utilisé (8 ml)  
 $e$  : longueur du parcours optique en cm (5 cm)

### 3.3. Dosage des pigments chlorophylliens et caroténoïdes par HPLC

#### 3.3.1. Analyse en HPLC

Cette technique permet le dosage des pigments chlorophylliens et caroténoïdes. Les échantillons, constitués par les 2 ml d'extraits sont conservés à  $-25^{\circ}\text{C}$ . Le système HPLC utilisé comprend un « Waters multisolvent delivery system », un injecteur automatique Waters et deux détecteurs : un détecteur à barrettes de diodes Waters 996 et un fluorimètre Waters 470 (réglé pour la détection optimale des chlorophylles et dérivés). La séparation des pigments est obtenue par application d'un gradient ternaire de 30 min, dérivé de Wright et al. (1991), avec une composition de la phase mobile identique à celle utilisée par ces auteurs. La colonne est une Waters Nova-Pak C18 de 25 cm de longueur. De façon standard, le volume injecté est de 50  $\mu\text{l}$ . La calibration est effectuée sur base de droites de calibration comportant 3 à 4 points, par injection de volumes croissants de solutions-standards. Celles-ci sont des pigments (chlorophylles et caroténoïdes) purifiés fournis par la firme DHI, Danemark. L'intégration est réalisée à l'aide du logiciel Millennium 2, sur des chromatogrammes en absorbance (à 436 nm) et en fluorescence (pour la chlorophylle b et les dérivés de chlorophylle a). Les pigments présents dans les échantillons sont identifiés à la fois par leur temps de rétention et par la correspondance de leur spectre d'absorption à 436 nm avec ceux des pigments connus stockés dans une librairie de spectres. Les concentrations en différents pigments sont exprimées en  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , en tenant compte du volume d'eau filtrée initialement.

#### 3.3.2. Quantification de la biomasse des différentes classes d'algues

Celle-ci est réalisée à l'aide du logiciel CHEMTAX, mis au point par Mackey et al. (1996), destiné à utiliser des pigments marqueurs des classes d'algues présentes dans le plancton pour quantifier leur biomasse. Ce programme réalise une analyse factorielle qui minimise  $[S - C_0F_0]$ , où S représente la matrice des concentrations en pigments marqueurs (données provenant de l'analyse en HPLC),  $C_0$  la matrice d'abondance des classes d'algues en équivalents-chlorophylle a, et  $F_0$  la matrice initiale des rapports pigments marqueurs : chlorophylle a (données de la littérature). La méthode demande idéalement deux pigments en plus de la chlorophylle a pour chaque classe d'algue. Elle permet d'utiliser des marqueurs partagés par plusieurs classes (comme par exemple la zéaxanthine chez les cyanobactéries et les chlorophytes). Le programme est rédigé dans le langage MATLAB et est installé sur PC.



Le détail du traitement appliqué sur les données pigmentaires du lac Kivu est décrit dans Sarmiento *et al.* (2006). Ce traitement a permis de quantifier par les pigments marqueurs les groupes algaux suivants: Chlorophytes, Chrysophytes, Dinophycées, Cryptophycées, diatomées de type 1 (diatomées T1, présentant la signature pigmentaire habituelle des diatomées), diatomées de type 2 (diatomées T2, présentant en plus des pigments des diatomées, un carotène particulier), cyanobactéries de type 1 (cyanobactéries T1, possédant uniquement de la zéaxanthine comme xanthophylle) et enfin cyanobactéries de type 2 (cyanobactéries T2, possédant de l'échinénone en plus de la zéaxanthine).

## 4. Composition élémentaire

L'étude de la composition élémentaire se réalise en filtrant trois litres d'eau sur des filtres Macherey-Nagel GF/5, préalablement passés au four pendant une heure à 500°C, afin d'éliminer les impuretés organiques éventuelles. Après filtration, les filtres sont séchés et congelés dans des boîtes de Pétri scellées avec du parafilm en vue de leur analyse future.

### 4.1. Mesure du carbone et de l'azote particulaires

L'estimation de la composition en carbone et en azote a été réalisée à l'aide d'un analyseur CARLO ERBA NA 1500. Avant l'analyse des échantillons, l'appareil est calibré à l'aide de quantités connues d'acétanilide (400-4 000 µg) placées dans des cupules en étain, et des cupules en étain vides (blancs). Pour chaque échantillon, une portion connue du filtre est prélevée et placée dans une cupule en étain. Les échantillons sont oxydés complètement à une température de 1020°C. Cette combustion libère du CO<sub>2</sub> et un mélange NO-NO<sub>2</sub>. Ces oxydes d'azote vont être réduits en N<sub>2</sub> dans une colonne de réduction. Les gaz obtenus sont séparés par chromatographie en phase gazeuse, et détectés par conductivité thermique.

### 4.2. Mesure du phosphore particulaire

Une portion connue du filtre est remise en suspension dans 6 ml d'eau distillée mQ, et hydrolysée au persulfate de potassium. Après le passage en autoclave (1h30 à 120°C) pour obtenir l'hydrolyse complète, on ajoute de l'acide sulfurique, du molybdate d'ammonium, de l'acide ascorbique et du tartrate d'antimoine dans un rapport 10/3/1/1 qui vont réagir avec les orthophosphates. La réaction aboutit à un composé de couleur bleue qui permet le dosage du phosphore particulaire par colorimétrie. Les tubes sont homogénéisés et lus au spectrophotomètre à 885 nm.

## 5. Production primaire

### 5.1. Méthode utilisée

L'estimation de la production primaire phytoplanctonique a été réalisée grâce à la méthode traditionnelle de l'incubation au carbone radioactif (Steeman Nielsen, *in* Vollenweider, 1974) en bouteilles claires et sombres.

Chaque semaine, 2\*9 bouteilles, correspondant à des intensités lumineuses relatives différentes (soit 73, 55, 34, 31, 24, 19, 11, 4 et 0 %) ont été remplies avec 250 ml d'eau provenant des 6 l de l'échantillon moyen de la zone photique. La bouteille correspondant à 0 % d'intensité lumineuse est utilisée pour mesurer l'assimilation hétérotrophe du carbone inorganique.



Le contenu de 3 ampoules de  $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$  (500  $\mu\text{Ci}$ ) est transféré à l'aide d'une seringue à aiguille dans une fiole en plastique graduée (14 ml). Les ampoules seront ensuite rincées avec de l'eau de surface filtrée sur filtre GF/5. Le volume est ensuite amené à 9,5 ml avec de l'eau filtrée. L'ensemble est alors soumis à une incubation de 1h30 à 2h, juste sous la surface de l'eau à un endroit d'ensoleillement le plus intense possible. Ce temps écoulé, l'incubation est stoppée par ajout de 2 ml de formol 2% neutralisé. Trois témoins de 500  $\mu\text{l}$  sont alors prélevés de façon aléatoire, et transférés dans des fioles à scintillation, auxquelles sont ajoutés 200  $\mu\text{l}$  de phényléthylamine. Ces trois témoins serviront à mesurer la radioactivité introduite dans chaque bouteille. Le contenu de chaque bouteille (1 à 9) est filtré sur filtre Macherey-Nagel GF/5 afin de calculer la production primaire totale. La seconde série de bouteilles (1' à 9') est utilisée afin de calculer les productions primaires supérieure et inférieure à 5  $\mu\text{m}$ . On filtre 100 ml de chaque bouteille sur des filtres de 5  $\mu\text{m}$ , le filtrat est alors récupéré pour être refiltré sur des filtres GF/5 (25 mm).

Les filtres sont alors rincés à l' $\text{HCl}$  0,1 N, afin d'éliminer toute trace de carbone inorganique non assimilé et puis à l'eau distillée. Ils sont ensuite stockés dans des fioles à scintillation et congelés en vue de leur analyse ultérieure où leur activité est mesurée au compteur à scintillation Beckman LS 6 000 SC après l'ajout de 4 ml de liquide scintillant 'Lumasafe plus'.

## 5.2. Calcul de l'incorporation de carbone

On estime que l'assimilation par les algues du carbone inorganique marqué est la même que celle du carbone inorganique non-marqué ce qui peut s'écrire de la façon suivante :

$$\frac{{}^{14}\text{C}_{\text{assimilé}}}{{}^{14}\text{C}_{\text{total}}} = \frac{{}^{12}\text{C}_{\text{assimilé}}}{{}^{12}\text{C}_{\text{total}}}$$

On peut en déduire :

$${}^{12}\text{C}_{\text{assimilé}} = \frac{{}^{14}\text{C}_{\text{assimilé}}}{{}^{14}\text{C}_{\text{total}}} * {}^{12}\text{C}_{\text{total}}$$

On peut donc, à partir des différentes activités mesurées, calculer la concentration en carbone assimilé par litre et par heure grâce à la formule :

$$\text{C}_{\text{assimilé}} = \frac{A_f - B}{A_i * V} * {}^{12}\text{C} * 1,06 * \frac{1}{t}$$

Où :

- $A_f$  est l'activité du filtre correspondant à l'échantillon (dpm)
- $B$  est l'activité du filtre correspondant à la bouteille sombre (dpm)
- $A_i$  est la moyenne de l'activité des témoins ( $\text{dpm} \cdot \text{ml}^{-1}$ )
- $V$  est le volume de l'échantillon filtré (ml)
- ${}^{12}\text{C}$  est le carbone inorganique total assimilable ( $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ )
- 1,06 est la correction pour la discrimination isotopique
- $t$  est le temps (h)

Remarque : Le C inorganique total est calculé à partir des mesures de pH, de température et d'alcalinité (n'ayant pas été mesurée lors du séjour, la valeur de l'alcalinité sera la moyenne des précédents échantillonnages).

### 5.3. Calcul de la production primaire

Pour le calcul de la production primaire, les paramètres  $P_{max}$  et  $I_k$  ont été ajustés aux points expérimentaux à partir de l'équation de Vollenweider (1965) au moyen du programme informatique Statistica.

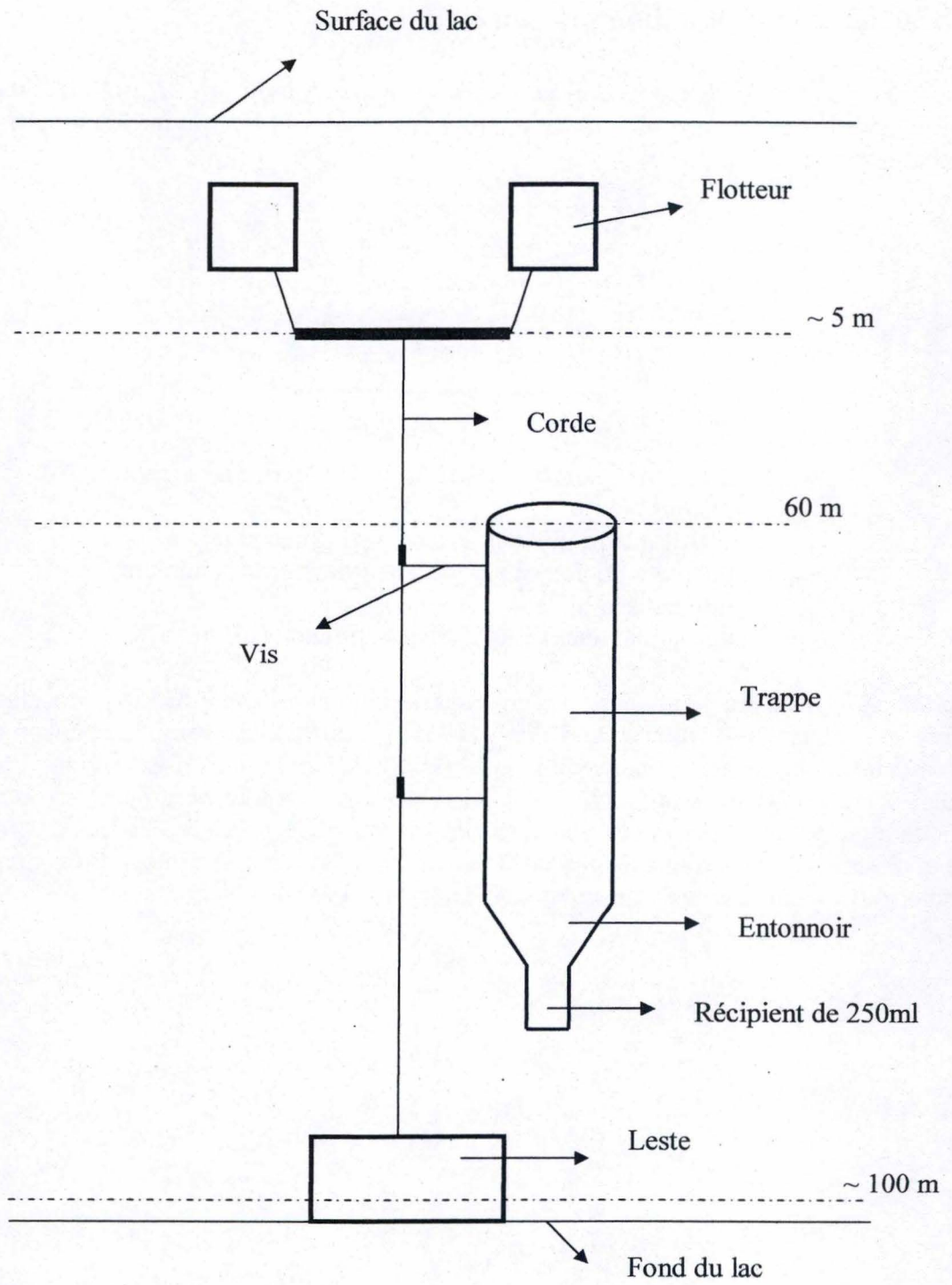
$$P_{(z,t)} = P_{max} * \frac{\frac{I_{(z,t)}}{I_k}}{\sqrt{1 + \left(\frac{I_{(z,t)}}{I_k}\right)^2}}$$

Où :

- $P_{(z,t)}$  est le taux de photosynthèse à la profondeur  $z$  au temps  $t$   
( $\mu\text{gC} \cdot \mu\text{gChla}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ )
- $I_{(z,t)}$  est la PAR à la profondeur  $z$ , au temps  $t$  ( $\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ )
- $P_{max}$  est l'activité photosynthétique à saturation par la lumière  
( $\mu\text{gC} \cdot \mu\text{gChla}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ )
- $I_k$  est l'intensité lumineuse au seuil de saturation ( $\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ )

La production primaire journalière intégrée sur la colonne d'eau ( $\text{gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$ ) a été ensuite estimée en utilisant la méthode de Talling (1965b), qui fait intervenir la concentration en chlorophylle  $a$ , la capacité photosynthétique ( $P_{max}$ ), le coefficient d'extinction, l'intensité lumineuse au seuil de saturation ( $I_k$ ), l'éclairement moyen du jour et la durée du jour. Cette méthode a été notamment utilisée pour évaluer la production primaire des lacs d'Afrique de l'Est et s'est révélée très robuste vis-à-vis de méthodes basées sur une intégration complète de la photosynthèse sur le temps et la colonne d'eau (Kirk, 1983).





**Fig. 22 :** Schéma d'une trappe à sédimentation.

## 6. Trappes à sédimentation

### 6.1. Généralités

Les trappes à sédimentation devaient être relevées tous les 14 jours. Cependant, suite à différents problèmes de dérive de la trappe, d'enfoncement dans le sédiment du lest et de vol, celle-ci n'a été déployée qu'une seule fois durant 14 jours : il s'agit de la trappe du 28 février 2006. Ensuite, une autre trappe a été attachée à la même corde et à la même profondeur afin de réaliser un duplicat. Ces deux trappes ont été maintenues à égale distance l'une de l'autre par une barre métallique (Fig. 23). Les trappes relevées le 8 mars et le 28 mars ont été placées durant 8 jours et celles relevées le 14 mars ont été déployées durant 6 jours.

### 6.2. Construction de la trappe

Nous avons choisi, comme matériau pour la construction de la trappe, du PVC (PolyChlorure de Vinyle) en vertu de sa résistance, de sa légèreté et du fait qu'il y a très peu de réaction que ce soit en milieu oxydant ou réducteur. Dans notre cas, la trappe étant posée à 60 m de profondeur, le milieu était réducteur.

Nous avons aussi préféré un « aspect ratio » de 8. En effet, le diamètre du tube est de 12,5 cm pour 100 cm de haut. Afin d'éviter la remise en suspension du matériel sédimenté suite aux turbulences (cfr. Introduction), il est conseillé d'utiliser un « aspect ratio » se situant entre 5 et 10 suivant le milieu dans lequel les trappes sont posées. Il est de 5 pour des lacs aux turbulences faibles et de 10 pour les trappes déployées dans l'océan. Cependant, il s'agit dans le cas du lac Kivu d'un grand lac africain subissant des vents entraînant des turbulences élevées. Pour cette raison, nous avons opté pour un « aspect ratio » de 8.

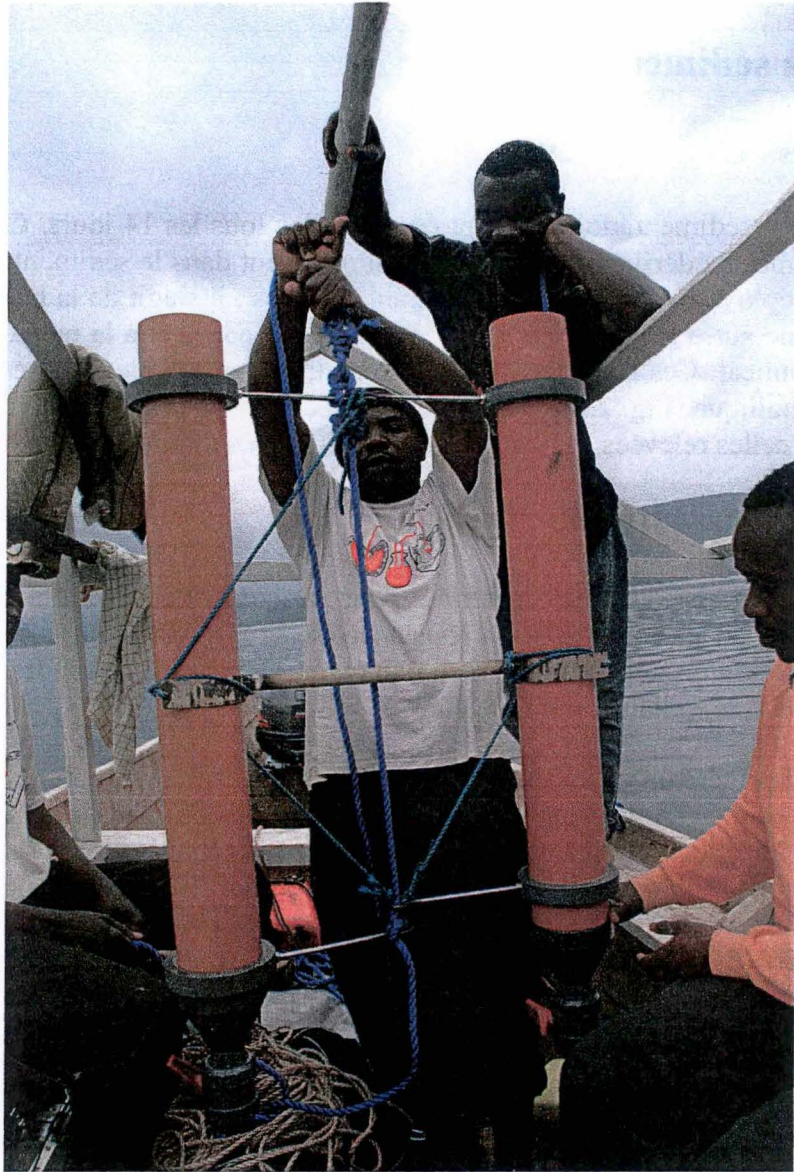
Au niveau de la base du cylindre, un entonnoir muni d'une vanne a été placé afin d'acheminer le matériel sédimenté dans un récipient de 250 ml destiné à récolter l'ensemble des particules. Une sécurité supplémentaire a été apportée contre la remise en suspension du matériel sédimenté : un entonnoir a été collé au cylindre et le récipient de 250 ml vissé au niveau du col de celui-ci (Fig. 22).

La trappe était fixée dans la colonne d'eau grâce à une corde à laquelle était fixé un poids. Afin de ne pas fausser les données par d'éventuelles colonies d'algues qui se fixeraient sur la corde et tomberaient dans la trappe, la corde a été éloignée d'environ 25 cm de l'entrée de la trappe grâce à deux vis munies d'un anneau dans lesquelles coulissait la corde (Fig. 22).

Deux flotteurs étaient ajoutés afin de créer une tension sur la corde pour la maintenir verticale (Fig. 22).

Du  $\text{NaN}_3$  a été utilisé pour éviter la minéralisation due à la biodégradation (cfr. Introduction). Sur base de Poister (1999), 0,005 g de  $\text{NaN}_3$  ont été ajoutés au récipient de 250 ml, ainsi que 10% en poids de  $\text{NaCl}$ . Ce dernier est utilisé afin d'augmenter la densité de l'eau dans le récipient pour éviter, encore une fois, la remise en suspension du matériel sédimenté.





**Fig. 23 :** *Photo des trappes à sédimentation.*

### 6.3. Pose et récupération de la trappe

Avant la mise à l'eau de la trappe, il est nécessaire de la remplir avec l'eau de la profondeur à laquelle celle-ci serait déployée. L'eau provenant d'une profondeur de 60 m était prélevée à l'aide de la bouteille de Van Dorn. Cela était indispensable pour obtenir des concentrations équivalentes à l'intérieur et à l'extérieur de la trappe lorsque celle-ci serait placée (cfr. Introduction).

Ensuite, l'ensemble du système constitué dans l'ordre, du lest, de la trappe et des flotteurs, était descendu dans l'eau le plus verticalement possible et le site de déploiement repéré au G.P.S.

Les flotteurs étaient placés à une profondeur de 4 à 5 m afin que rien n'apparaisse en surface, pour éviter le vol du matériel. Les flotteurs étaient placés aux deux extrémités d'une barre métallique qui servira à la récupération de la trappe. En effet, on utilisait une barre munie d'un crochet qui était censée glisser le long de cette barre métallique pour atteindre les flotteurs et ainsi les cordes qui s'y rapportaient.

Lors de la récupération, on ferme la vanne et on dévisse délicatement le récipient de 250 ml. On l'entoure directement de papier aluminium afin de le protéger de la lumière et on le referme à l'aide d'un bouchon étanche.

Ensuite, on amène le volume à 500 ml afin de pouvoir réaliser les différentes filtrations prévues :

- 2\*100 ml seront filtrés sur deux filtres GF/5 distincts qui seront utilisés par la suite pour l'analyse élémentaire (C, N, P) du matériel sédimenté (cfr. Composition élémentaire).
- 100 ml seront filtrés sur GF/5 en vue de déterminer la composition pigmentaire par HPLC (cfr. Dosage des pigments chlorophylliens et caroténoïdes par HPLC).
- 100 ml ont été utilisés pour le dosage de la silice, cependant aucun échantillon n'a été gardé suite à l'utilisation de filtre non approprié.
- 100 ml ont été conservés pour permettre un éventuel aperçu microscopique en cas d'aberrations de certaines mesures.



#### 6.4. Calculs des flux

Tout d'abord, un facteur de conversion doit être établi afin de convertir les concentrations en quantité de matière sédimentée. Ce facteur va dépendre du volume filtré (100 ml) et du volume de départ (500 ml). On va diviser la concentration trouvée par litre et la ramener au volume filtré. Ensuite, on va multiplier cette valeur pour la porter au volume de départ afin d'estimer la quantité effective de matière ayant sédimenté. Dans notre cas :

$$m = \frac{C}{10} \cdot 5 = C \cdot 0,5$$

m : quantité de matière sédimentée (unité de masse)

C : concentration (unité de masse.l<sup>-1</sup>)

0,5 : facteur de conversion entre concentration et quantité de matière sédimentée

Grâce au facteur de conversion, on peut exprimer la concentration en quantité de matière. Cependant, le flux doit être exprimé en quantité par mètre carré et par jour. Afin d'arriver à ce résultat, nous avons utilisé une formule tenant compte de tous les paramètres :

$$F = \frac{\left( \frac{m}{A_0} \right)}{j}$$

F : flux de sédimentation (unité de masse.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup>)

m : quantité de matière sédimentée (unité de masse)

A<sub>0</sub> : l'ouverture de la trappe (m<sup>2</sup>)

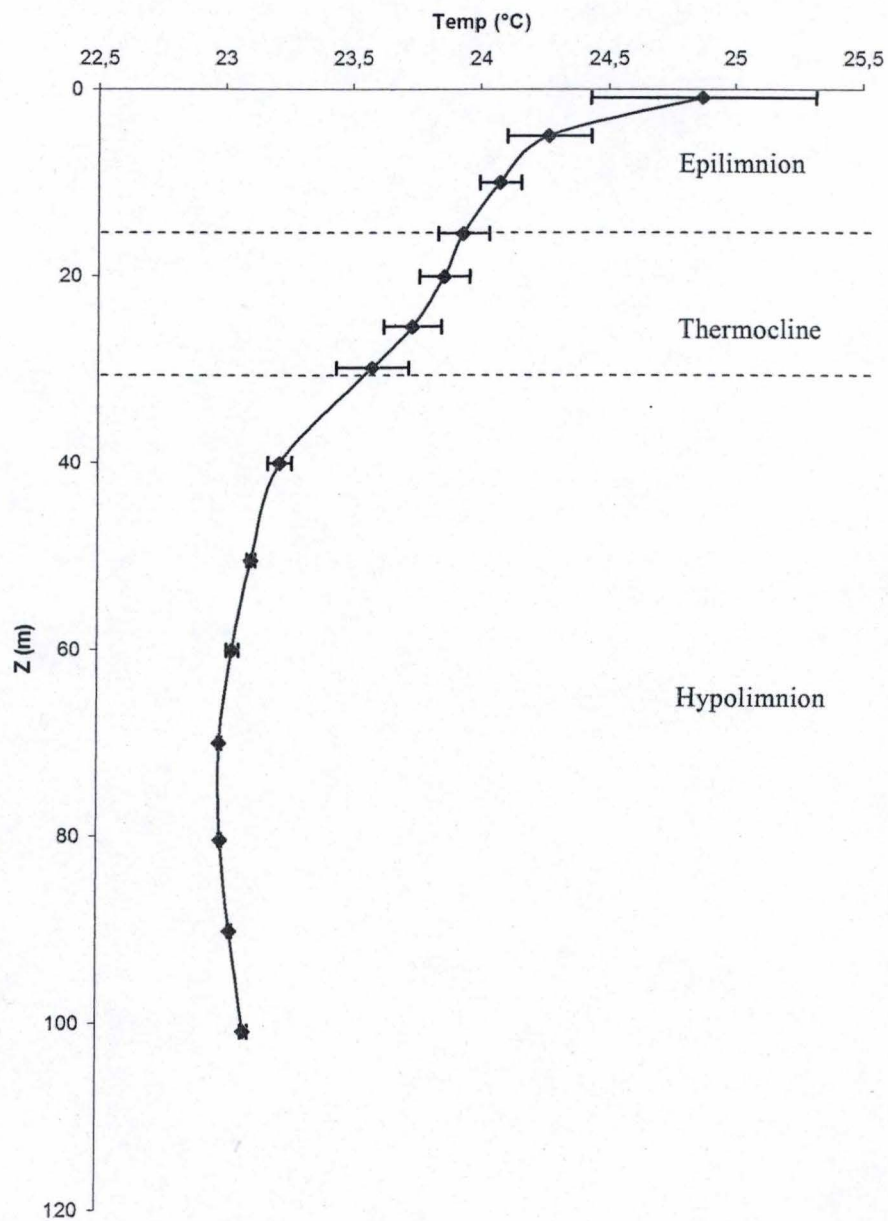
j : le nombre de jours que la trappe est restée déployée

**RÉSULTATS**

**ET**

**DISCUSSION**





**Fig. 24 :** Profil de la température moyenne, de 0 à 100 m de profondeur ( $\pm$  écarts-types), du 7 février au 24 avril 2006, en fonction de la profondeur dans le bassin Sud du lac Kivu (Ishungu).

## 1. Analyses physico-chimiques

Toutes les mesures ont été réalisées entre 10 et 14 heures, chaque semaine du 7 février au 24 avril 2006. Cependant, les mesures du 28 février 2006 sont absentes en raison d'une erreur de programmation de l'hydrolab.

### 1.1. Température

La température, qui varie en fonction de la profondeur, va conditionner la stratification de la colonne d'eau. Les mesures de température ont été réalisées en vue de suivre de façon constante ses variations. Cela permettra de dresser un profil de la colonne d'eau qui sera mis en parallèle avec l'évolution de la biomasse phytoplanctonique et zooplanctonique au cours de la saison.

Une différence s'observe entre la saison sèche et la saison des pluies, cependant nos observations ont uniquement été réalisées pendant la saison des pluies. Ainsi, en surface, la température est en moyenne de  $24,9 \pm 0,44^\circ\text{C}$ . Ces variations sont dues aux fluctuations journalières. Durant la saison sèche, la température est influencée par les Alizés et diminue quelque peu en surface ce qui rend moins nette la stratification présente en saison des pluies.

Les différentes couches se distinguent à partir du profil thermique sous forme d'un épilimnion, d'un métalimnion ou thermocline et d'un hypolimnion (Fig. 24). La thermocline se situe entre 15 et 30 m où les températures moyennes sont respectivement de  $23,9^\circ\text{C}$  et  $23,6^\circ\text{C}$ .

### 1.2. Oxygène dissous

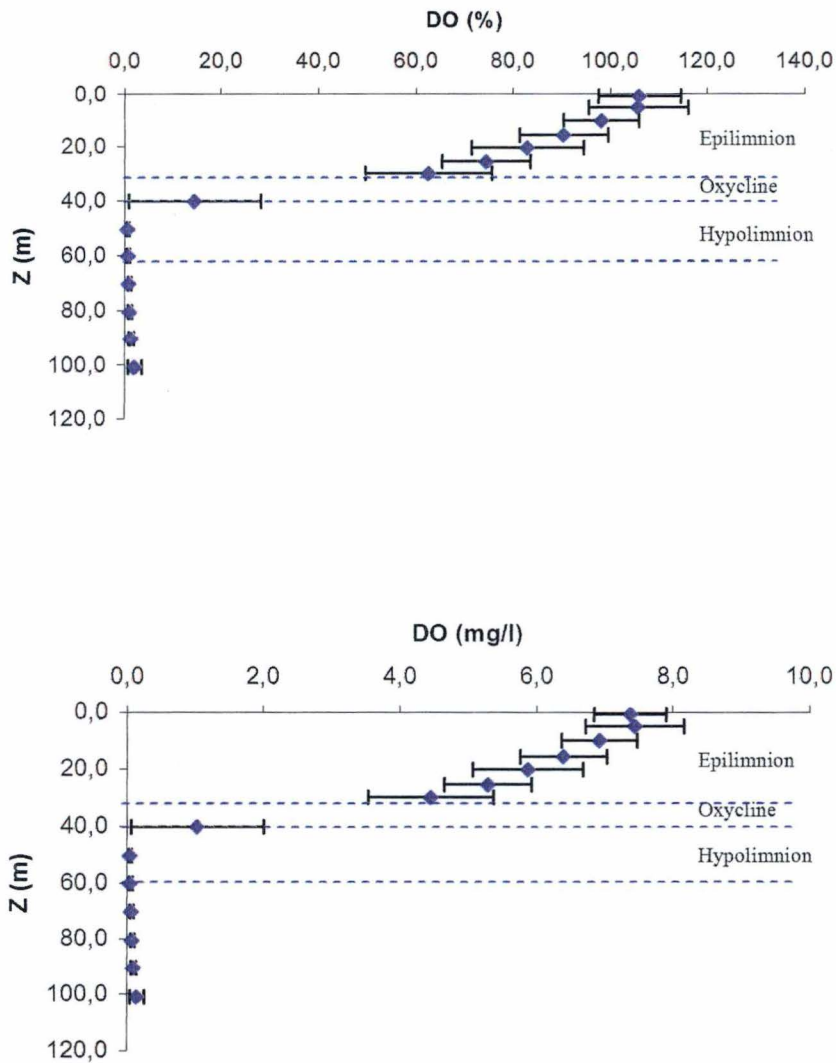
Durant la journée, la plus grande partie de l'oxygène dans les eaux douces est produite par les organismes photosynthétiques. Une autre partie de l'oxygène provient de l'oxygène atmosphérique qui se dissout dans l'eau. On peut mettre en relation la concentration en  $\text{mg.l}^{-1}$  et celle en pourcentage de saturation souvent plus parlante.

La concentration moyenne en oxygène dissous dans les dix premiers mètres est de  $7,2 \text{ mg.l}^{-1}$  ce qui correspond à un pourcentage de saturation de 103,4 %. La légère sursaturation en oxygène en surface provient de la photosynthèse réalisée par le phytoplancton. Par la suite sa diminution est constante avec la profondeur jusqu'à 50 m et passe de  $6,9 \text{ mg.l}^{-1}$  à 10 m à  $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$  à 50 m. Ceci corrobore bien avec les résultats de la chlorophylle a (Fig. 29).

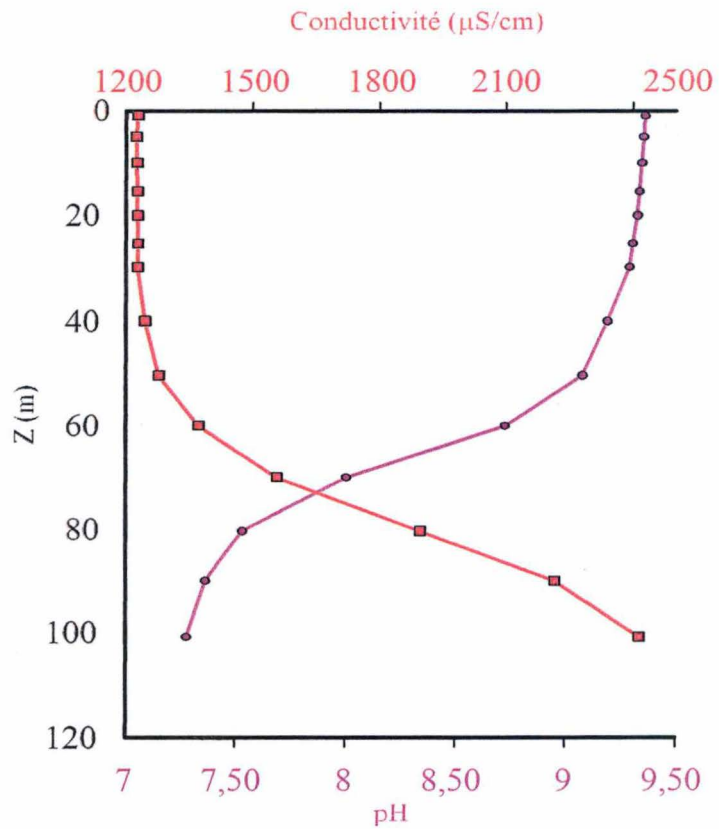
L'oxygène diminue rapidement au-delà de la zone de mélange suite à son utilisation par les bactéries hétérotrophes lors de la biodégradation du phytoplancton qui sédimente. La zone de mélange est importante pour le phytoplancton et le reste de la chaîne trophique. En effet, elle représente toute la zone dans laquelle les nutriments sont recyclés et disponibles pour les producteurs primaires. En dessous de 50 m, la concentration en oxygène est pratiquement nulle et les particules passant cette limite sont destinées à sédimenter vers les eaux profondes et définitivement perdues pour la « biozone », puisque le lac Kivu est un lac méromictique.



L'oxygène dissous va nous permettre de distinguer clairement la stratification du mixolimnion : en saison des pluies, un oxycline se situe entre 30 et 40 m, séparant la zone de mélange ou épilimnion de l'hypolimnion (Fig. 25).



**Fig. 25 :** Oxygène dissous (% saturation et  $mg.l^{-1}$ ) en fonction de la profondeur du 7 février au 24 avril 2006 dans le bassin Sud du lac Kivu (Ishungu).



**Fig. 26 :** Profils des moyennes de la conductivité ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  à  $25^\circ\text{C}$ ) et du pH en fonction de la profondeur du 7 février au 24 avril 2006 dans le bassin Sud du lac Kivu (Ishungu).



### 1.3. pH et conductivité

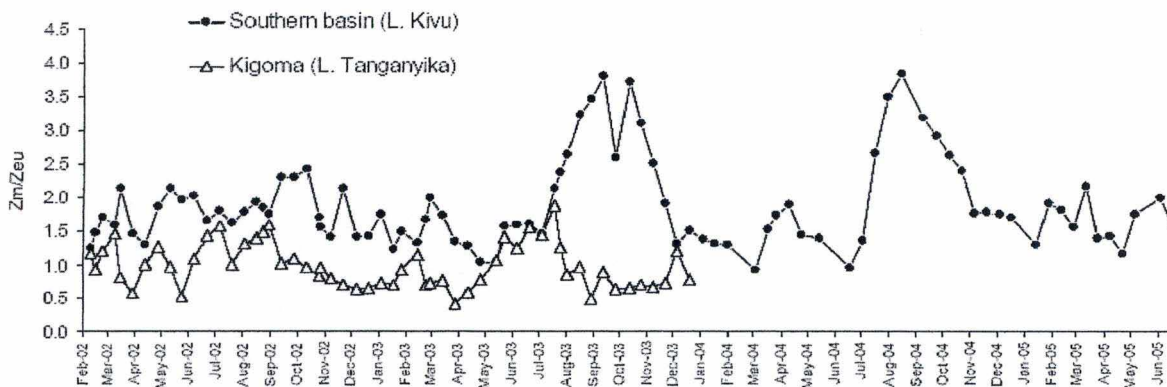
Les valeurs de pH mesurées au cours de la saison des pluies 2006 (Février – Mai) sont relativement élevées en surface avec une moyenne de 9,4. Celui-ci reste stable jusqu'à 50 m où il est égal à 9,1. Ensuite, le pH diminue avec la profondeur pour atteindre une valeur de 7,3 à 100 m. Les valeurs de surface sont dues principalement à la photosynthèse et à la composition chimique des eaux de surface qui sont très alcalines. La diminution de pH en profondeur est causée par la concentration élevée en dioxyde de carbone dans le monimolimnion provenant des sources géothermales ainsi que par la dégradation des matières organiques par les bactéries aux alentours de 50 m (Fig. 26).

Le pH et la conductivité présentent un profil opposé. La conductivité reste stable en surface et augmente avec la profondeur. En effet, un accroissement aux alentours de 60 m est dû à l'augmentation des différents ions tels que  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{Ca}^{++}$ ,... (cfr Introduction : Tableau 1). Cette augmentation de la salinité des eaux profondes du lac Kivu est bien connue (Tietze, 1980) et se fait par une série de « sauts » successifs, donnant aux profils de température et de salinité une allure en escaliers (Newman, 1976).

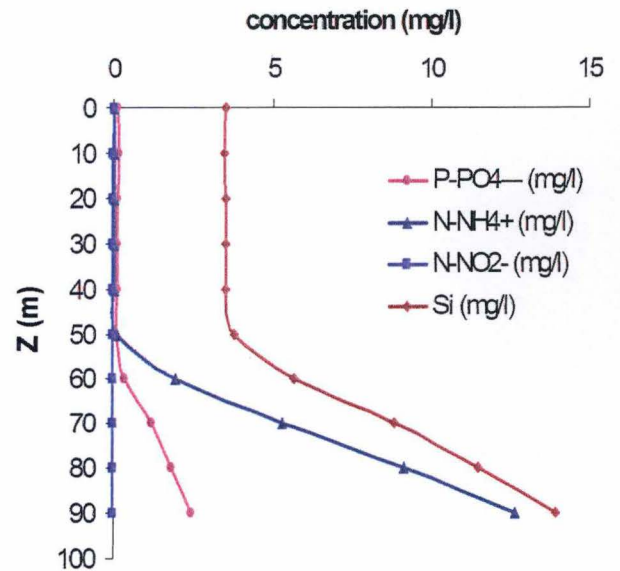
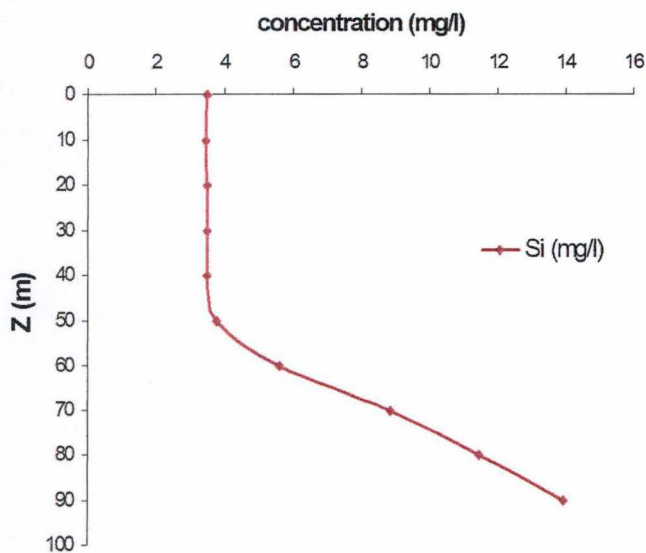
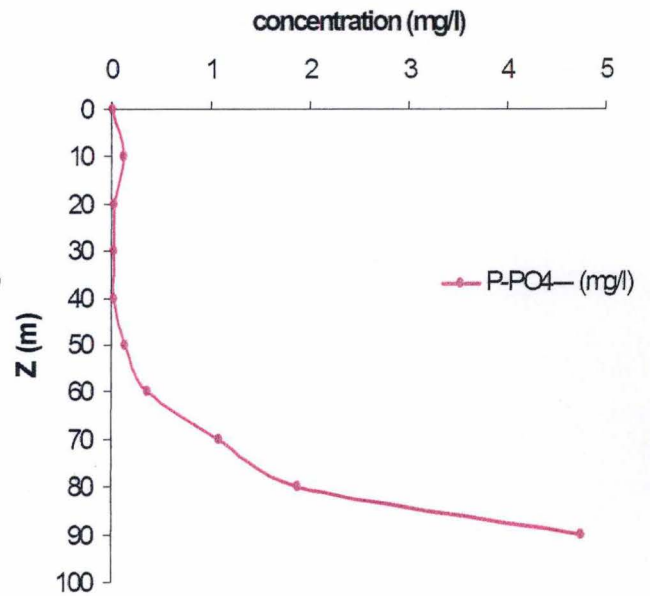
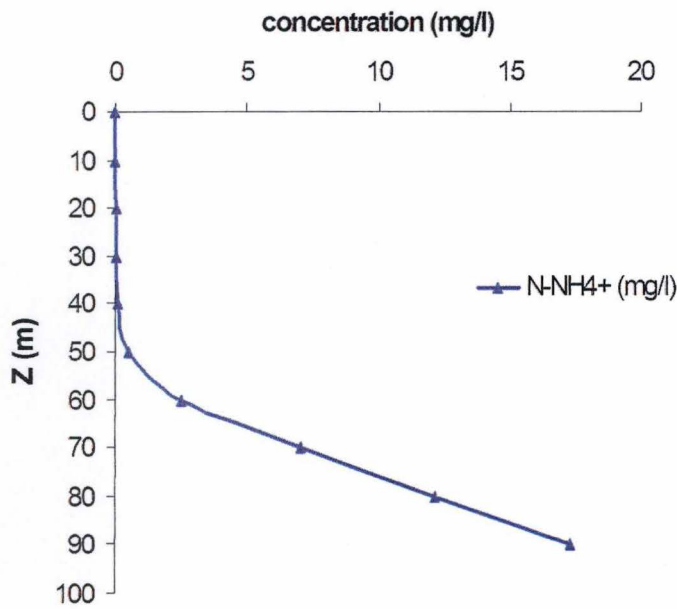
### 1.4. Zone euphotique ( $Z_{eu}$ ) et zone de mélange ( $Z_m$ )

La zone euphotique moyenne estimée d'après des mesures au disque de Secchi, donne une valeur de  $16,6 \pm 2,3$  m. En saison sèche, la transparence de l'eau tend à augmenter au lac Kivu et la zone euphotique peut atteindre 30 m. Au lac Tanganyika, elle est de 40 m. La profondeur de la zone de mélange, quant à elle, se situe vers 30–40 m en saison des pluies et vers 60 m en saison sèche (Damas, 1937 ; Sarmiento et al., 2006a).

La conséquence de la pénétration de la lumière différente entre ces deux grands lacs est que le ratio  $Z_m:Z_{eu}$  est habituellement plus élevé au lac Kivu (en moyenne 1,9) qu'au lac Tanganyika (en moyenne 1,0) (Fig. 27). Il est intéressant de remarquer que la relation  $Z_m:Z_{eu}$  est corrélée significativement avec la chlorophylle a intégrée de 0 à 60 m (corrélation de Pearson,  $P < 0,05$ ,  $n=118$ ), (Sarmiento et al., 2006a). Apparemment, le mélange de la saison sèche n'est pas similaire dans les deux lacs et le ratio maximum  $Z_m:Z_{eu}$  est atteint plus tard au lac Kivu (bassin Sud) qu'à Kigoma. En conclusion, la pénétration moyenne de la lumière dans la zone de mélange est plus ou moins deux fois plus faible dans le lac Kivu que dans le lac Tanganyika et sa variation temporelle est différente (Sarmiento et al., 2006a).



**Fig. 27 :** Ratio de la profondeur de la zone de mélange ( $Z_m$ ) : profondeur de la zone euphotique ( $Z_{eu}$ ) dans le bassin Sud du lac Kivu et à Kigoma pour le lac Tanganyika (Sarmiento et al., 2006a).



**Fig. 28 :** Concentrations en phosphates, en ammonium et en silice ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) en fonction de la profondeur et concentrations des quatre macronutriments ( $\text{mg.l}^{-1}$ ) en fonction de la profondeur.



## 1.5. Les nutriments

Différentes mesures des nutriments n'ont pas été prises en compte suite à des erreurs de mesure. Ainsi, nous avons repris uniquement celles qui nous paraissaient les plus cohérentes.

En conditions de stratification, un recyclage des nutriments et une réabsorption de ceux-ci par la biomasse présente n'est possible que dans la zone de mélange correspondant à l'épilimnion. Le recyclage n'est que partiel, puisque la sédimentation des particules entraîne une perte des nutriments associés à celles-ci. Cela engendre, dès lors, des niveaux de nutriments dissous relativement faibles. Sous la zone de mélange, les nutriments ont tendance à augmenter suite à la biodégradation bactérienne et à la quasi-absence d'assimilation par les autotrophes.

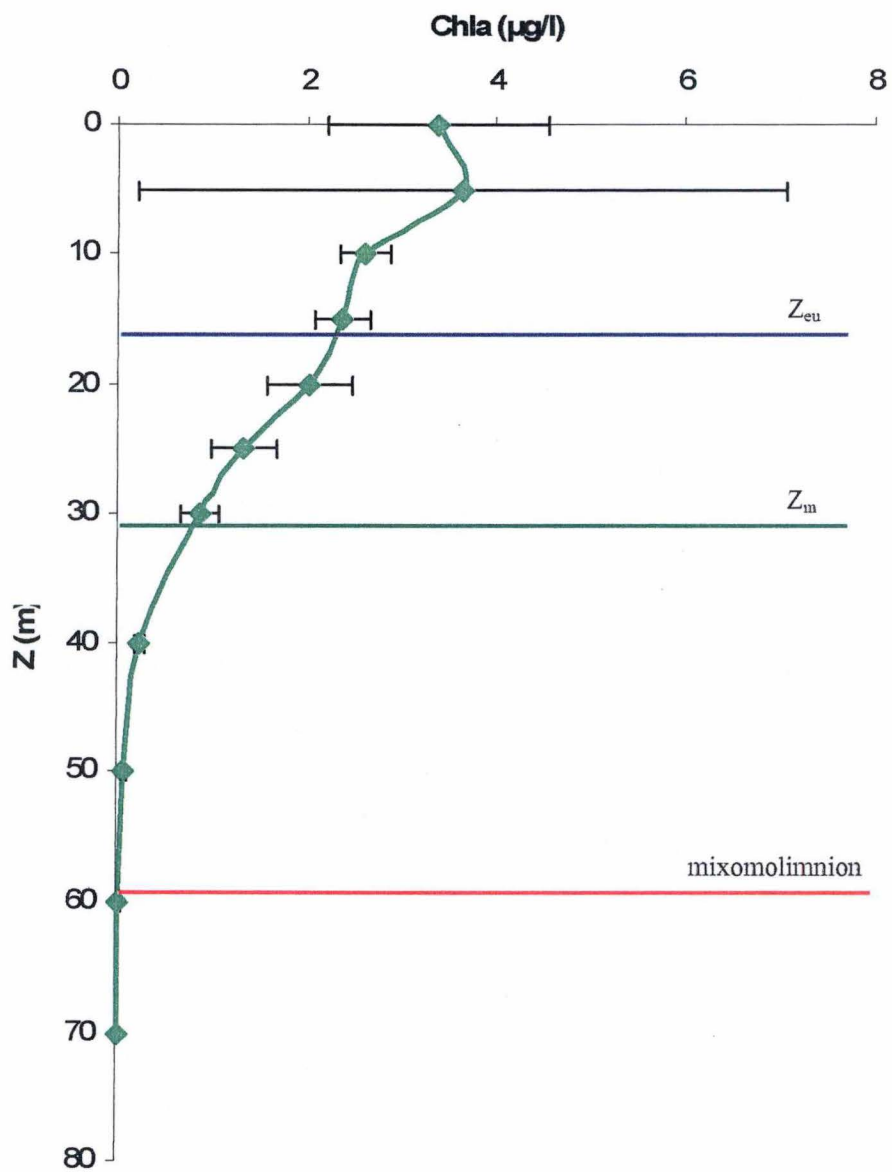
La silice dissoute réactive est relativement élevée en toutes saisons, cela est sans doute lié à la géologie de la région, riche en activité volcanique aux alentours et dans le lac lui-même. Les concentrations mesurées n'ont, en effet, jamais été inférieures à  $4,2 \text{ mgSi.l}^{-1}$  dans la zone euphotique. Par exemple, la moyenne des trois dernières années était de  $6,0 \text{ mgSi.l}^{-1}$  (Sarmiento et al., 2006). La silice mesurée, lors du 28 février 2006, commence à augmenter au-delà de la zone de mélange (60 m) et la concentration s'élève fortement dans la zone anoxique allant de  $4,2 \text{ mgSi.l}^{-1}$  à 60 m à  $11,9 \text{ mgSi.l}^{-1}$  à 90 m (Fig. 28).

L'ammonium augmente à partir de 40 m où la concentration est de  $0,1 \text{ mgN.l}^{-1}$  et atteint  $17,4 \text{ mgN.l}^{-1}$  à 90 m avec une augmentation importante à partir de 60 m (Fig. 28). Cette augmentation provient d'une part de la minéralisation des matières organiques par les bactéries hétérotrophes et d'autre part de la diffusion à travers le chimiocline.

Les nitrites se trouvent le plus souvent en dessous des limites de détection. Aucun de nos prélèvements ne permet de détecter des concentrations significatives. Les valeurs oscillent entre  $0,0001$  et  $0,02 \text{ mgN.l}^{-1}$  sur des échantillons allant de 0 à 90 m. En conditions oxydantes, il y a transformation du  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_2^-$ , lui-même oxydé en  $\text{NO}_3^-$ . Dans le lac Kivu, l'ammonium étant déjà limité en présence d'oxygène au niveau du mixolimnion ; sa transformation en  $\text{NO}_2^-$  et qui plus est, en  $\text{NO}_3^-$  est d'autant plus réduite. En milieu réducteur, les nitrites, éventuellement formés, peuvent être réduits en  $\text{N}_2$  par l'intermédiaire du  $\text{N}_2\text{O}$ , par la dénitrification.

La concentration en phosphore sous forme de phosphates dissous prélevé le 7 février 2006 est faible au niveau de la zone de mélange et tourne autour d'une valeur moyenne de  $0,046 \text{ mgP.l}^{-1}$ . Une augmentation substantielle apparaît à partir de 50 m allant de  $0,14 \text{ mgP.l}^{-1}$  à 50 m jusqu'à  $4,76 \text{ mgP.l}^{-1}$  à 90 m (Fig. 28).

Lorsque nous rassemblons les différentes mesures sur un seul graphe à une même échelle. Il nous apparaît que le nutriment le plus présent est la silice tandis que l'ammonium, le phosphore et les nitrites sont à très faible concentration dans la zone oxygène (Fig. 28).



**Fig. 29 :** Moyennes des concentrations de chlorophylle a ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) en fonction de la profondeur du 7 février 2006 au 24 avril 2006 dans le bassin Sud du lac Kivu (Ishungu).



## 2. Biomasse phytoplanctonique

### 2.1. Biomasse totale

La biomasse phytoplanctonique est évaluée sur base de la concentration en chlorophylle a active. Durant nos campagnes, la concentration moyenne de chlorophylle a dans la zone euphotique (de 0 à 20 m) et dans la zone de mélange (de 0 à 40 m) sont respectivement de  $2,8 \mu\text{g.l}^{-1}$  et  $2,1 \mu\text{g.l}^{-1}$  (Fig. 29).

Les valeurs maximales ont généralement été rencontrées entre 0 et 10 m avec à 5 m en moyenne de  $3,64 \mu\text{g.l}^{-1}$ . Au-delà de 10 m et jusqu'à la fin de la zone de mélange, il y a une diminution assez progressive, la chlorophylle a passant de  $2,6 \mu\text{g.l}^{-1}$  à 10 m à  $0,23 \mu\text{g.l}^{-1}$  à 40 m.

En deçà de 40 m et jusque 70 m, les valeurs de chlorophylle oscillent autour d'une valeur moyenne de  $0,09 \mu\text{g.l}^{-1}$ .

Les plus grandes valeurs de chlorophylle a se retrouvent en surface suite à la très grande abondance d'organismes phytoplanctoniques.

L'importance des écart-types pour les valeurs de chlorophylle a de 0 et 5 m, respectivement de  $3,4 \pm 1,2 \mu\text{g.l}^{-1}$  et de  $3,6 \pm 3,4 \mu\text{g.l}^{-1}$  sont le reflet d'une variation importante de la chlorophylle a en surface suite à la migration verticale de certaines algues, en particulier des cyanobactéries à vésiculeuses gazeuses et sans doute aussi des diatomées du genre *Urosolenia* (Sarmiento et al., 2006). Ces migrations sont le plus souvent dépendantes des variations journalières de l'énergie solaire : si elle est faible, la biomasse phytoplanctonique capable d'ajustement vertical va se rapprocher le plus possible de la surface, soit 0 m, afin de capter le plus possible de lumière : par contre, si l'énergie solaire est importante, le phytoplancton « mobile » va migrer plus en profondeur, soit 5 m, afin de limiter la photoinhibition.

Au delà de 5 m, il y a une diminution importante, relativement constante, de la chlorophylle a. Ceci est visible pour tous les prélèvements puisque les écart-types sont faibles, proportionnellement à nos valeurs, par rapport à ce que nous avons obtenu près de la surface. Cette diminution est en grande partie due au mélange vertical de la colonne d'eau et aux migrations verticales d'une partie de la biomasse.

La chlorophylle a mesurée sous la zone de mélange correspond probablement à des algues qui sédimentent et sont destinées à quitter le mixolimnion.

De la fin de la zone de mélange jusqu'à 70 m, profondeur à laquelle se terminent nos mesures, les variations exprimées sous forme d'écart-types sont presque nulles. Cette couche est très stable, étant donné qu'aucune remise en suspension n'est possible. De plus, la biodégradation bactérienne commence vers 40 m et se ralentit lorsque l'oxygène n'est plus suffisant. Au delà de cette zone les particules vont sédimer vers la zone anoxique et vers le fond du lac.



## 2.2. Composition phytoplanctonique

L'analyse HPLC permet la quantification des pigments autres que la chlorophylle a, qui peuvent servir de marqueurs des différentes classes d'algues présentes dans la colonne d'eau et la détermination de leur contribution à la chlorophylle a.

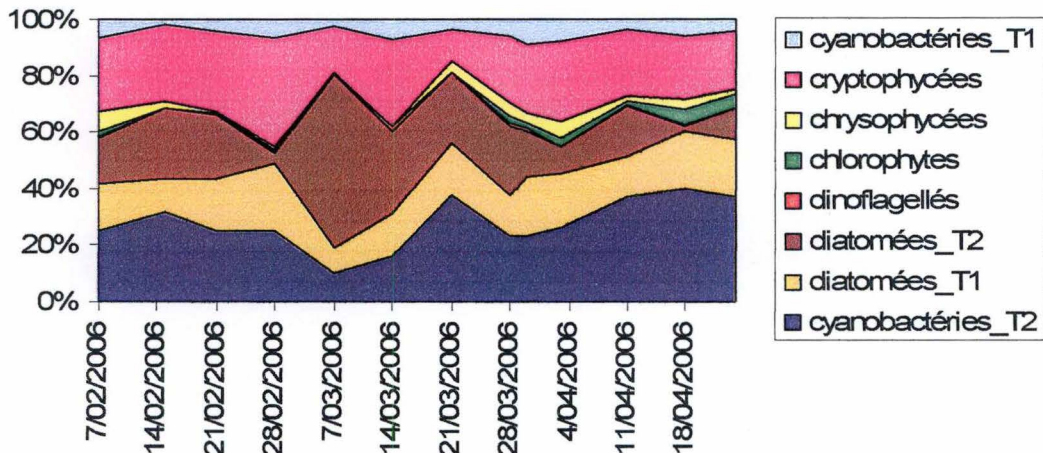


Fig. 30 : Abondance relative des différentes classes d'algues dans les 20 premiers mètres, du 7 Février au 24 Avril 2006, dans le bassin Sud du lac Kivu (Ishungu).

Durant la saison des pluies, la plupart des cyanobactéries semblent mieux adaptées que les diatomées aux conditions qui prévalent en période de stratification. En effet, les faibles concentrations en nutriments et l'intensité lumineuse plus forte favorisent ces cyanobactéries spécialisées : une coexistence entre *Synechococcus* et *Microcystis* a souvent été observée. Néanmoins, la dominance entre les cyanobactéries et les diatomées semble être partagée durant cette période de stratification, à l'inverse de la saison sèche où ce sont les diatomées qui dominent. Les espèces les plus communes sont les diatomées pennées telles que *Nitzschia bacata* et *Fragilaria danica*. En effet, celles-ci sont connues pour être de bons compétiteurs quand le ratio Si:P dans l'eau est élevé (faible disponibilité en P) par rapport aux diatomées centriques telles que *Stephanodiscus* qui se développent à de faibles rapport Si:P, ce qui est donc plus rare au lac Kivu au vu des concentrations en nutriments.

Parmi les algues bleues, *Planktolyngbya limnetica* est très abondante ainsi que différentes espèces de *Microcystis* (Sarmiento et al., 2006b).

L'abondance relative des différentes classes d'algues (Fig. 30), montre une forte dominance de trois groupes : les cyanobactéries, les diatomées et les Cryptophycées. Ces dernières sont des unicellulaires flagellées, qui représentent une fraction significative de la biomasse phytoplanctonique et ont tendance à se situer dans la partie la plus profonde de l'épilimnion. Quant aux chrysophycées, elles surviennent régulièrement, avec une seule espèce identifiée, *Paraphysomonas vestita*.

Globalement, la composition algale ne montre pas de forte variation pendant notre période d'étude, qui se situe totalement en saison des pluies. Des variations de distribution verticale sont cependant visibles quand on examine les mesures obtenues aux différentes profondeurs d'échantillonnage.



### 2.2.1. Les diatomées T2

Les diatomées T2, correspondant essentiellement à de grandes cellules du genre *Urosolenia* (Sarmiento et al., 2006), sont très abondantes en moyenne en surface et varient entre 0 et 10 m (Sarmiento et al., soumis) de  $1,795 \pm 1,265 \text{ mg.l}^{-1}$  à 0 m à  $1,273 \pm 3,873 \text{ mg.l}^{-1}$  à 5 m. L'importance de l'écart-type à 0 m est dû principalement à leur migration dans la colonne d'eau (voir 2.1.). L'ampleur de l'écart-type à 5 m est dû principalement à une valeur extrême. En effet, le 7 mars 2006, la biomasse de diatomées à 5 m était égale à  $14,153 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$  en équivalents-chlorophylle a, ce qui est mis en relation avec la chlorophylle a totale dont la concentration à cette date est de  $14,337 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ . Ainsi, on en conclut que pratiquement l'intégralité de la biomasse phytoplanctonique brute était détenue dans les diatomées T2. Entre 10 m et 40 m, celles-ci sont pratiquement absentes et ce de façon assez constante tout le long de nos échantillonnages vu les faibles écarts-type correspondant à chacune des valeurs.

### 2.2.2. Les cyanobactéries T2

Les cyanobactéries T2 qui correspondent sans doute à des espèces filamenteuses à vésicules gazeuses, sont plus abondantes en saison des pluies (Sarmiento et al., soumis) de 0 à 10 m avec une moyenne de  $0,886 \pm 0,085 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ . Leur biomasse diminue de 10 à 30 m ( $0,913 \pm 0,375$  à 10 m et  $0,046 \pm 0,075 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$  à 30 m) et est pratiquement nulle de 30 à 40 m.

### 2.2.3. Les Cryptophycées

L'abondance des cryptophycées est relativement faible à 0 m avec des valeurs de  $0,263 \pm 0,464 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ . Le pic se situe entre 5 et 10 m avec des valeurs de  $0,896 \pm 0,568$  à 5 m et  $0,829 \pm 0,396 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$  à 10 m. Au-delà, les valeurs de 15 à 30 m diminuent de façon constante. A partir de 30 m et jusque 40 m, les valeurs passent de  $0,413$  à  $0,027 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ .

### 2.2.4. Les diatomées T1

Le pic des diatomées T1 (soit le type pigmentaire normal ; au Lac Kivu, de longues *Fragilaria* et *Nitzschia*) se situe entre 10 et 20 m avec une valeur moyenne, pour ces profondeurs, égale à  $0,550 \pm 0,31 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ .

### 2.2.5. Les cyanobactéries T1

Pour les cyanobactéries T1, le pic se situe entre 15 et 20 m avec comme valeurs respectives  $0,202 \pm 0,077$  et  $0,176 \pm 0,068 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ . Leur biomasse diminue ensuite jusque 40 m où elle atteint  $0,012 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ .

### 2.2.6. Les Chrysophycées

Les chrysophycées présentent un pic à 20 m avec une valeur de  $0,213 \pm 0,175 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ .

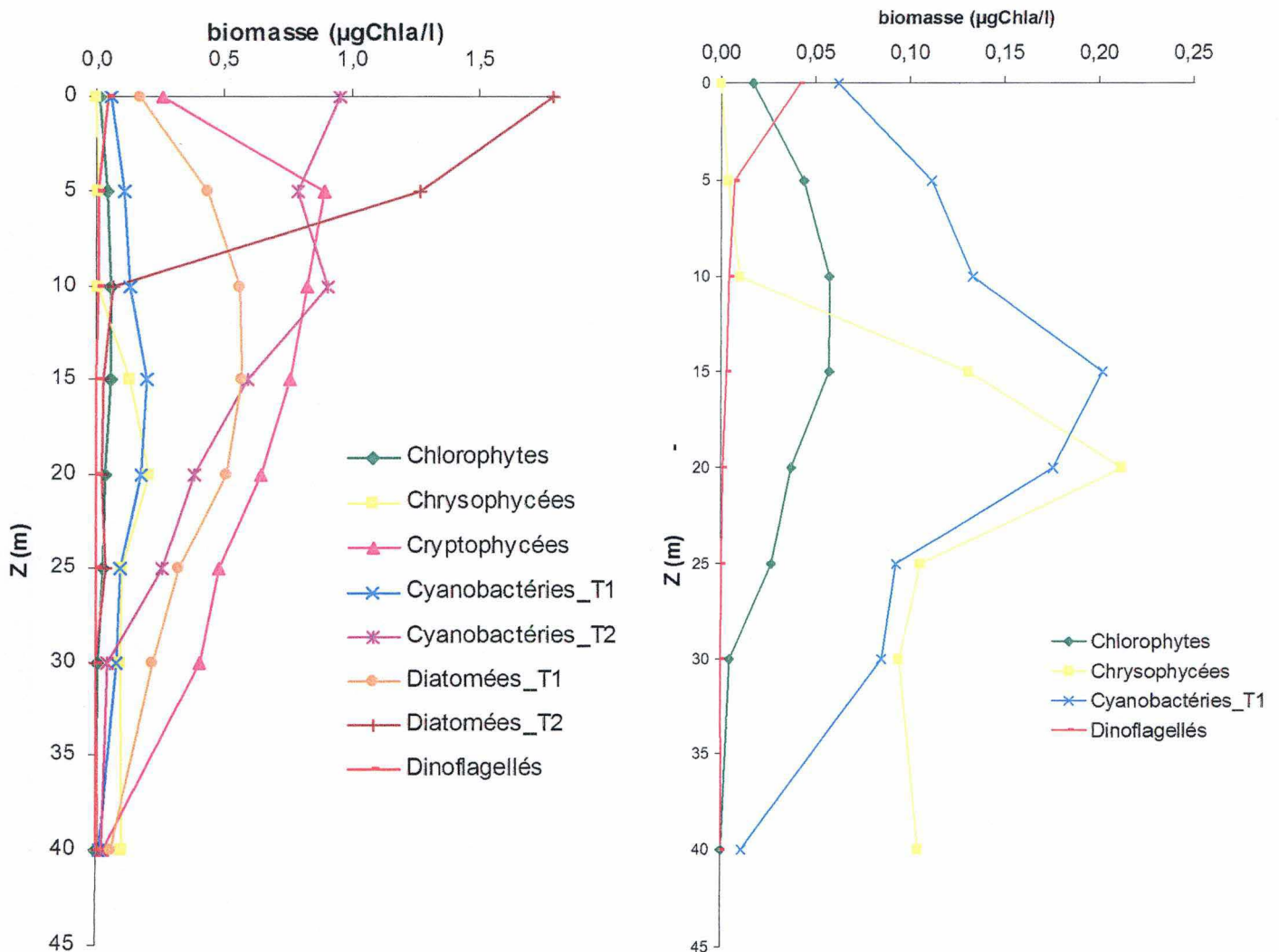
### 2.2.7. Les dinoflagellés et les Chlorophytes

Les dinoflagellés et les chlorophytes sont peu représentés malgré un léger pic des chlorophytes entre 10 et 15 m et la présence de quelques dinoflagellés en surface.

Les diatomées T2, les plus importantes en surface limitent probablement la croissance des autres algues, mis à part les cyanobactéries qui semblent s'adapter à la situation. En effet, leur croissance est souvent meilleure en milieu lacustre stratifié et elles sont très efficaces pour l'utilisation du carbone inorganique. Ceci les favorise dans un milieu alcalin et souvent stratifié comme le lac Kivu.

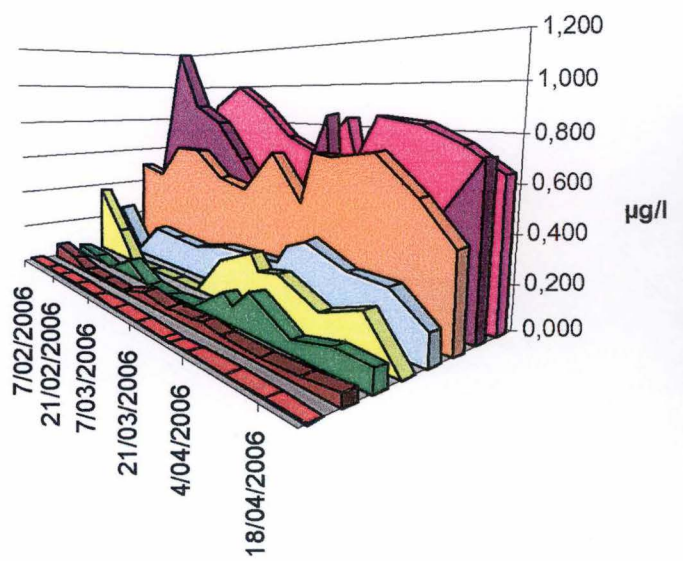
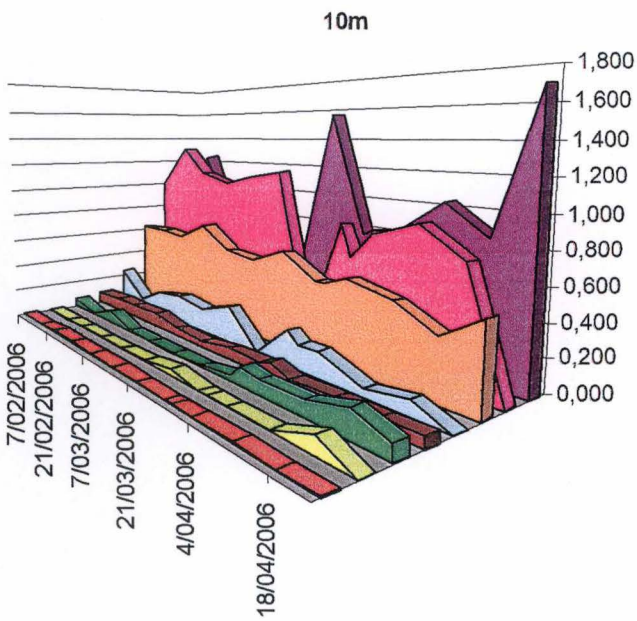
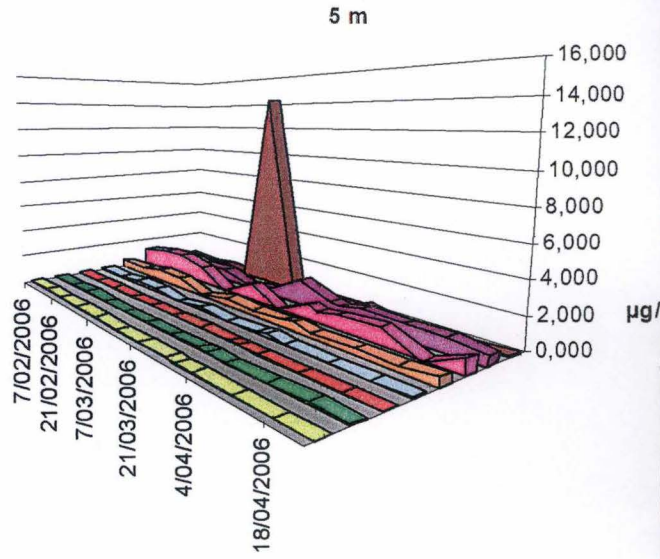
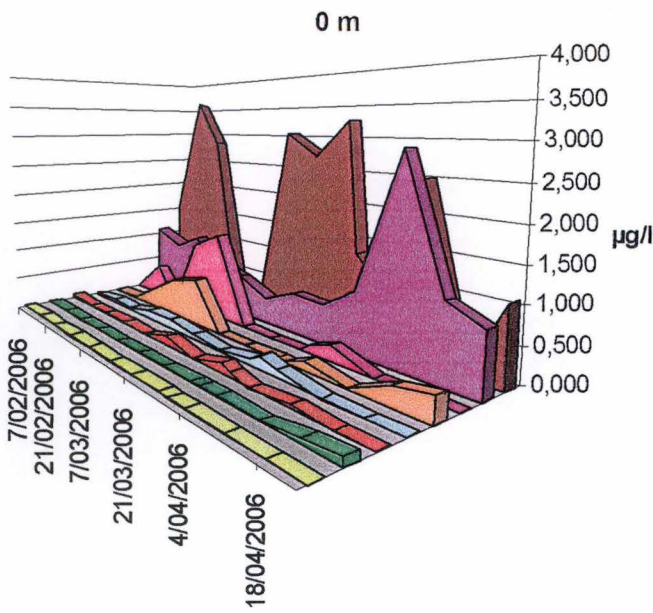
Les dinoflagellés présentent à 0 m, ont également une adaptation à cet appauvrissement en nutriments car la capacité de stockage intracellulaire des nutriments est souvent élevée.

A 5 m, les diatomées T2 font place au pic des Cryptophycées et à une augmentation des diatomées T1. Celle-ci sera maximale entre 10 et 15 m. Au-delà, même s'il ne s'agit pas toujours de leur maximum, il y aura une nette dominance principalement des Cryptophycées et d'autre part des cyanobactéries et des diatomées T1 jusqu'à 30 m. Ensuite, entre 15 et 20 m, les cyanobactéries T1 se distinguent mieux. De 20 à 25 m, ce sont les chrysophycées qui présentent leur pic. A 30 m, on constate une tendance nette de la plupart des classes d'algues à tendre vers 0 sauf pour les chrysophycées qui à 40 m seront nettement dominantes la plupart du temps (Fig. 31 ; Fig. 32).



**Fig. 31 :** Moyennes des biomasses des différentes classes d'algues ( $\mu\text{gChla.l}^{-1}$ ) en fonction de la profondeur dans le bassin Sud du lac Kivu (Ishungu) du 7 février au 24 avril 2006.





- |   |  |   |   |
|---|--|---|---|
| <span style="color: yellow;">■</span> Chrysophycées | <span style="color: green;">■</span> Chlorophytes    | <span style="color: red;">■</span> Dinoflagellés        | <span style="color: blue;">■</span> Cyanobactéries T1 |
| <span style="color: orange;">■</span> Diatomées T1  | <span style="color: magenta;">■</span> Cryptophycées | <span style="color: purple;">■</span> Cyanobactéries T2 |   |

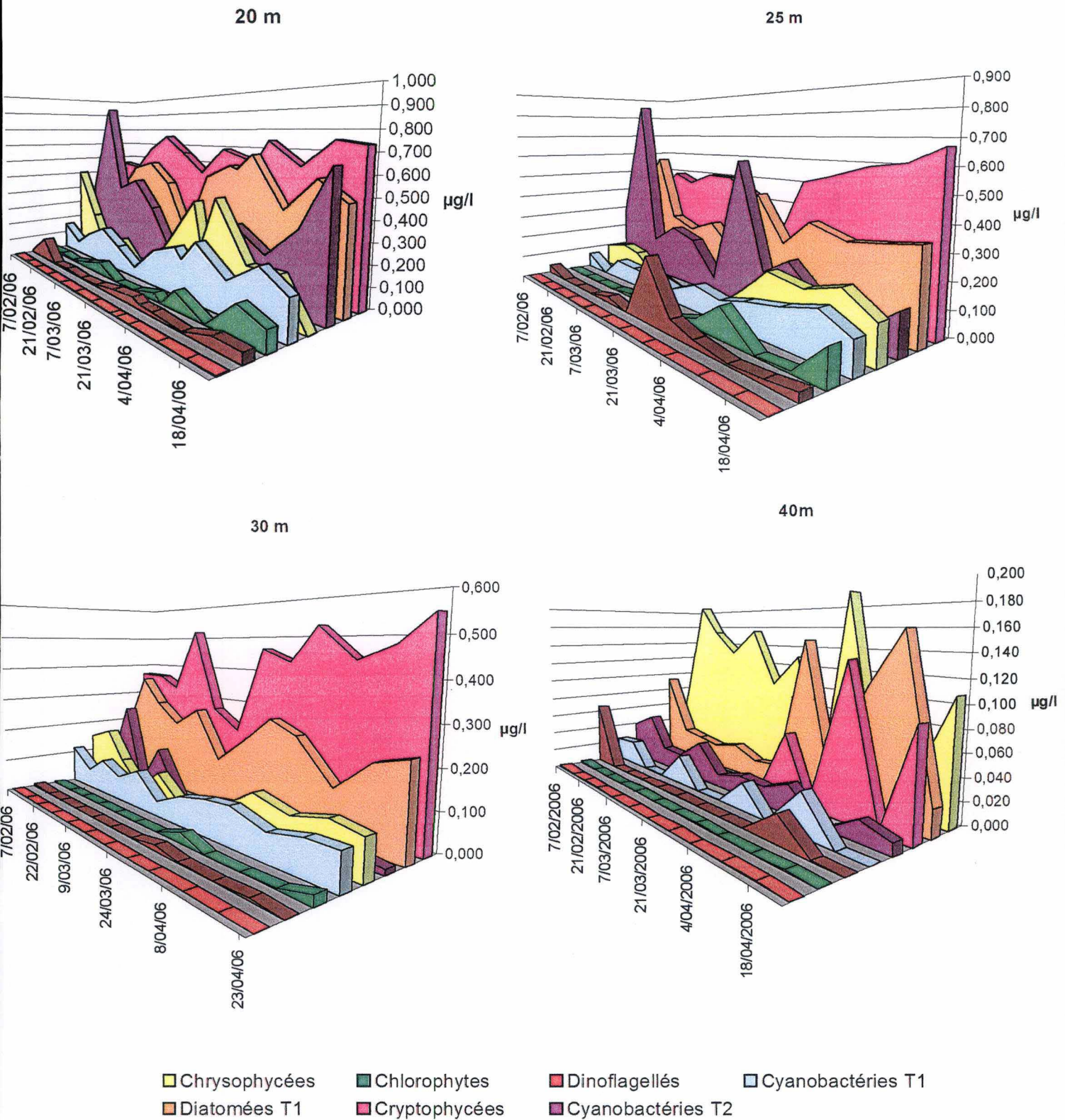
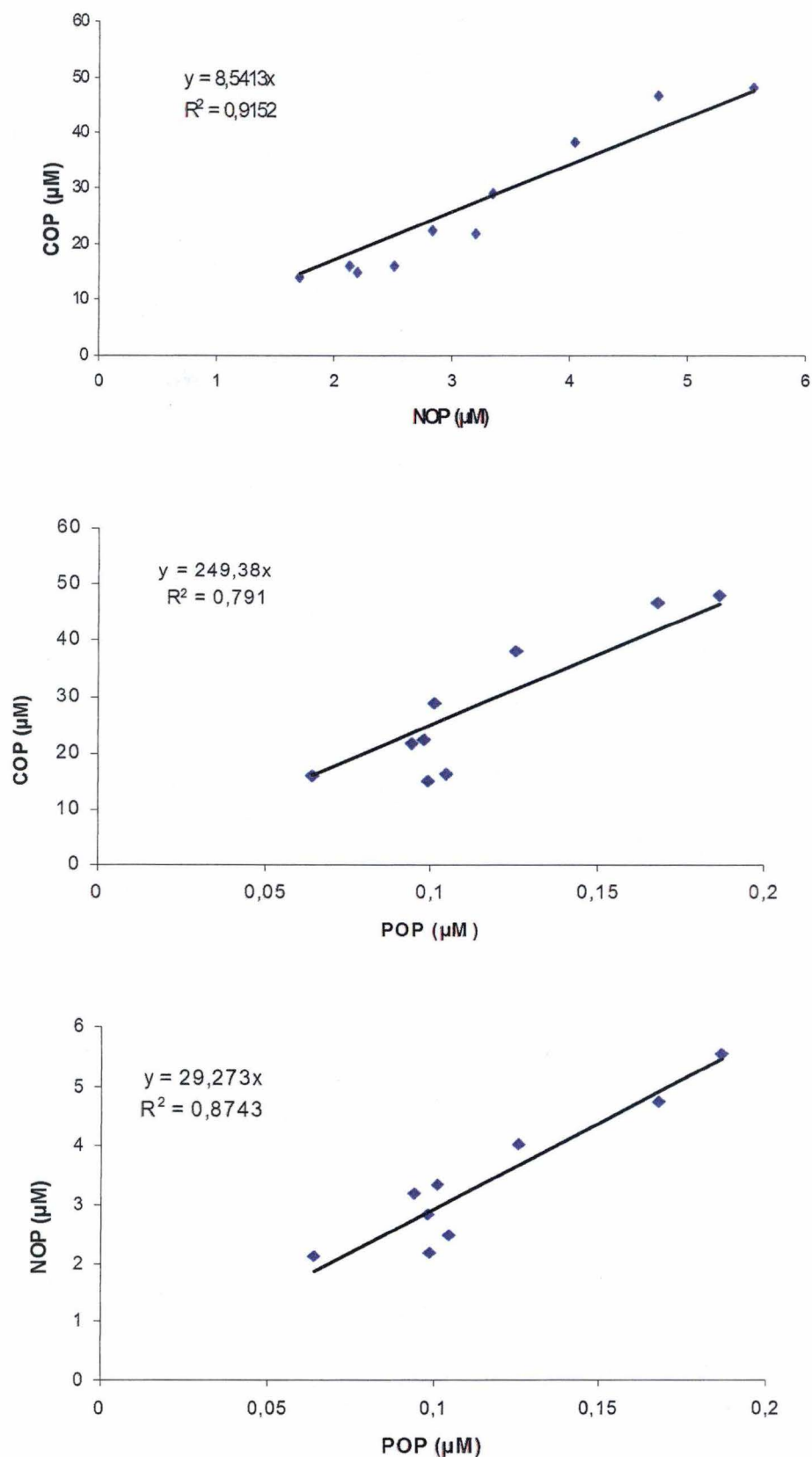


Fig. 32 : Biomasse ( $\mu\text{gChla}^{-1}$ ) des différents groupes phytoplanctoniques, moyennée sur les 40 premiers mètres dans le bassin Sud du lac Kivu du 7 février au 24 avril 2006 (Ishungu).

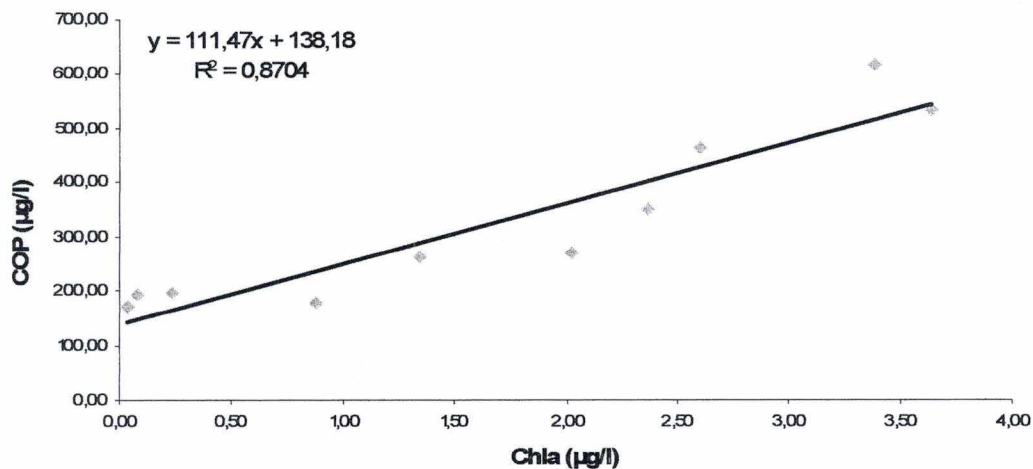




**Fig. 33 :** Détermination des rapports C:N, N:P, et C:P dans le seston du lac Kivu par régression linéaire. Moyennes du 7 février eu 24 avril 2006 dans le bassin Sud du lac Kivu (Ishungu).

### 3. Analyse élémentaire du phytoplancton

Le rapport Carbone Organique Particulaire (COP) sur chlorophylle a a été déterminé à partir des données moyennes des 60 premiers mètres entre le 7 février et le 24 avril 2006 (Fig. 34). Le rapport moyen calculé grâce à la régression linéaire est de 111,5, ce qui est proche de la valeur de 92,8 obtenue par Sarmento et *al.* (soumis).



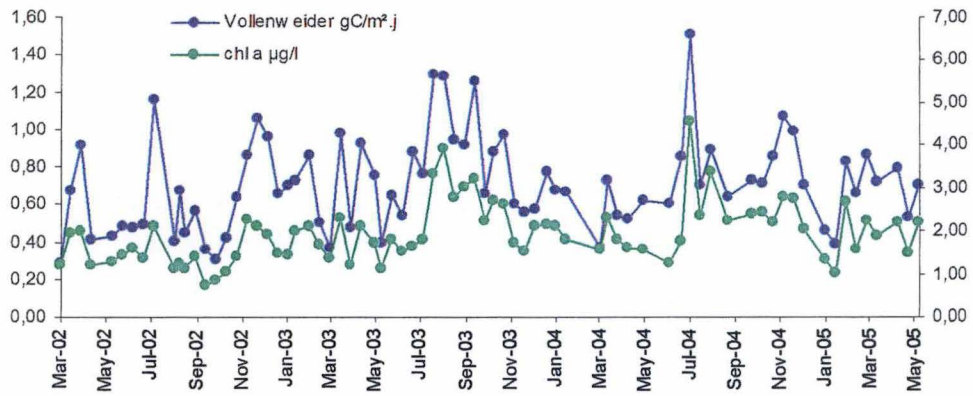
**Fig. 34 :** Ratio C:Chla calculé sur la moyenne des données des 60 premiers mètres de la colonne d'eau, entre le 7 février et le 24 avril, dans le bassin Sud du lac Kivu (Ishungu).

L'ordonnée non nulle à l'origine est causée par divers débris organiques et par du plancton ne contenant pas de chlorophylle (bactéries, microzooplancton, métazooplancton). La valeur calculée de 138,18 est relativement élevée puisque à Mpulungu et à Kigoma, bassin sud et nord du lac Tanganyika, elles sont respectivement de 133 et de 40 (Stenuite, 2003). Cela peut s'expliquer par le fait que le lac Kivu est nettement moins étendu. Le site de prélèvement bien qu'étant pélagique se trouve plus près des côtes et est donc influencé davantage par les apports de matières organiques particulières allochtones.

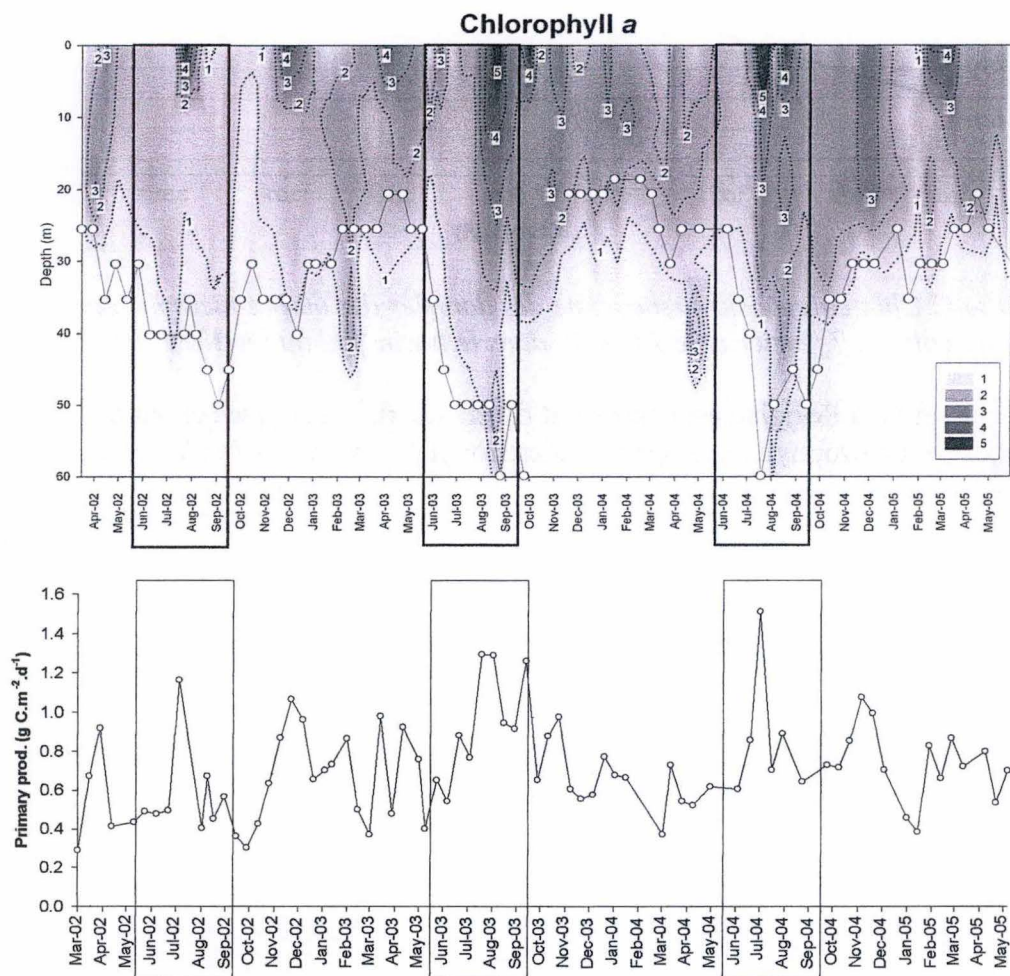
Le rapport C:N:P est basé sur le Redfield ratio (C:N:P = 106:16:1 en atomes), qui correspond à la composition élémentaire d'algues non carencées en nutriments et donc dont la croissance n'est pas limitée par ceux-ci. Un écart significatif par rapport au Redfield ratio, témoignant d'une limitation par les nutriments est considéré à partir de C:P > 130, C:N > 8, N:P > 22 (Guilford & Hecky 2000 ; Guilford et *al.*, 2003).

Le rapport C:N moyen trouvé lors de notre étude au lac Kivu est égal à 8,5. Cela indique sans doute une faible limitation en N des algues, alors que le rapport C:P moyen est de 249 montrant une limitation importante par le phosphore de la croissance algale. Ceci est confirmé par un rapport N:P de 29 montrant clairement que c'est le phosphore qui est limitant au lac Kivu (Fig. 33). Durant la saison sèche, la production primaire et les rapports élémentaires du seston varient inversement. En effet, l'augmentation de la production primaire correspond à une diminution des rapports élémentaires. Une corrélation négative significative a été observée entre la production primaire et les rapports C:N (corrélation de Pearson = -0,53,  $p < 0,05$ ,  $n = 40$ ) d'une part et C:P (corrélation de Pearson = -0,57,  $p < 0,05$ ,  $n = 40$ ) d'autre part, aucune relation n'a été décelée entre la production primaire et le rapport N:P.





**Fig. 36a :** Evolution de la chlorophylle a et de la PBJ ( $g \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$ ) de mars 2002 à mai 2005 dans le bassin Sud du lac Kivu (Ishungu) (Sarmiento et al., soumis).



**Fig. 36b :** Chlorophylle a ( $\mu g \cdot l^{-1}$ ) et production primaire (intégrée sur la zone de mélange) dans le bassin Sud du lac Kivu durant la période 2002-2005. Les rectangles correspondent à la saison sèche annuelle (de juin à octobre) (Sarmiento et al., soumis).

## 4. Production primaire

### 4.1. Paramètres de la relation photosynthèse lumière

Le résultat des incubations pour les prélèvements effectués durant la saison des pluies destinées à évaluer la production primaire fournissent des capacités photosynthétique ( $P_{max}$ ) comprise entre 5,7 et 11,3  $\mu\text{gC.}(\mu\text{g chl a})^{-1}.\text{h}^{-1}$ , avec une moyenne de 8,819  $\mu\text{gC.}(\mu\text{g chl a})^{-1}.\text{h}^{-1}$ . Les valeurs d'intensité au seuil de la saturation ( $I_k$ ) sont elles comprises entre 121,9 et 441,0  $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , avec une moyenne de 259,4  $\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ . Le rapport  $P_{max}/I_k$  ( $\alpha$ ), qui mesure l'efficacité photosynthétique, est en moyenne de 0,033  $\text{mmolC.}(\text{mg chl a})^{-1}.\text{(E m}^{-2})^{-1}$ .

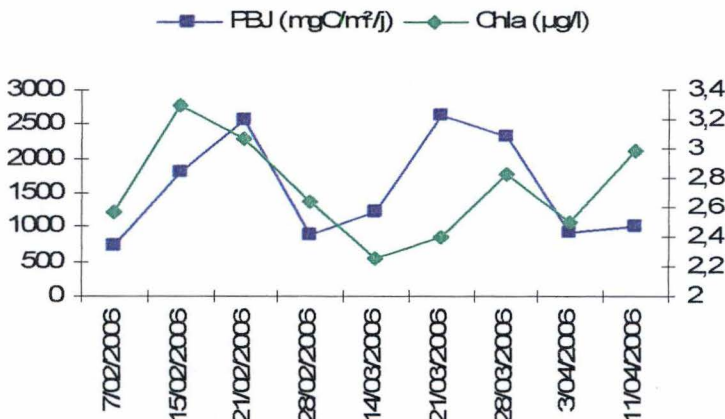
### 4.2. Production phytoplanctonique

#### 4.2.1. Production primaire journalière

Selon l'équation de Talling, La production primaire journalière a été estimée en moyenne lors de nos campagnes à 1,62  $\text{gC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ . Cette moyenne est relativement élevée si on compare avec les valeurs de Sarmento (soumis) de production primaire particulaire qui varie entre 0,37 et 1,50  $\text{gC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ . Il y a probablement eu une surévaluation de la production primaire suite à des problèmes dans les valeurs des témoins servant à mesurer l'activité du bicarbonate marqué dans les bouteilles incubées. La production annuelle calculée à partir de la production primaire journalière en  $\text{gC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$  fournit des valeurs selon Sarmento de 223 en 2002, 286 en 2003 et 275 en 2004.

Les moyennes saisonnières de production primaire sont significativement différentes (test de t-student,  $P > 0,05$ ), avec de plus hautes valeurs en saison sèche ( $0,80 \pm 0,32 \text{ gC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ ) que le reste de l'année (saison des pluies,  $0,67 \pm 0,21 \text{ gC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ ) (Sarmento et al., 2006).

On peut mettre en relation nos mesures de concentrations en chlorophylle a et celles de la production brute journalière (PBJ). La PBJ et la chlorophylle a évoluent parallèlement (Fig. 35). On peut effectivement voir deux pics respectivement au début et à la fin de notre période d'échantillonnage : un pic de PBJ, 2564,4  $\text{mgC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$  et un pic de chlorophylle a, 3,3  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Un second pic de PBJ, 2517,5  $\text{mgC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$  et de chlorophylle a, 2,8  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Cette corrélation se vérifie sur de plus longue période avec une plus grande fiabilité (Fig. 36a ; Fig 36b).



**Fig. 35 :** Evolution de la chlorophylle a ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) et de la PBJ ( $\text{mgC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ ) en fonction du temps du 7 février au 24 avril 2006 dans le bassin Sud du lac Kivu (Ishungu).



<b>GROUPE D'ALGUES</b>	<b>ESPECES</b>	<b>TAILLE</b>
<b>Cyanobactéries</b>	Anabaena sp.	5-7 µm
	Aphanothece sp.	0,7-1,7 x 1,2-4,5 µm
	Aphanocapsa sp.	0,9-1,2 µm
	Aphanocapsa holsatica	1,5-2 µm
	Chroococcus sp.	2-3 µm
	Cylindrospermopsis af. curvispora	30-120 µm
	Microcystis sp.	3,5-4,8 µm
	Pannus microcystiformis	2-3 µm
	Planktolyngbya limnetica	100 x 0,7-1,3 µm
	Planktolyngbya undulata	3,2 x 1,3 µm
	Pseudanabaena moniliformis	2,6-5,3 x 0,8-1,5 µm
	Pseudanabaena mucicola	1,8-2,3 µm
Synechococcus sp.	0,8-3,8 x 0,3-1,7 µm	
<b>Cryptophycées</b>	Cryptomonas sp.	16 x 7,5 µm
	Cryptaulax sp. (très rare)	-
	Rhodomonas	2,5-4 x 5-8,5 µm
<b>Dinoflagellés</b>	Peridinium umbonatum	22-26 x 27-30 µm
	Glenodinium sp.	32-38 µm
<b>Diatomées</b>	Amphora pediculus	37 x 8 µm
	Cyclotella meneghiniana	12-16 µm
	Fragilaria danica	180-212 x 4,1-4,4 µm
	Nitzschia bacata	90-120 x 2-2,8 µm
	Nitzschia tropica	48-57 x 3,8-4,5
	Rhopalodia gibba var. minuta	35 x 20 µm
	Urosolenia	40-150 x 6-15 µm
Thalassiosira rudolfi	20-35 µm	
<b>Chrysophycées</b>	Paraphysomonas vestita	16-22 µm
<b>Chlorophytes</b>	Coelastrum reticulatum (très rare)	-
	Dictyosphaerium pulchellum	4-7 µm
	Dictyosphaerium tetrachotomum	6-7 µm
	Monoraphidium contortum	0,6-1 x 6-21 µm
	Tetraedron regulare	8-12 µm
	Tetraedron sp.	5-7 x 12-14 µm

**Tableau 3** : *Espèces d'algues et leur taille respective présentes au lac Kivu (Sarmiento et al., 2006b).*

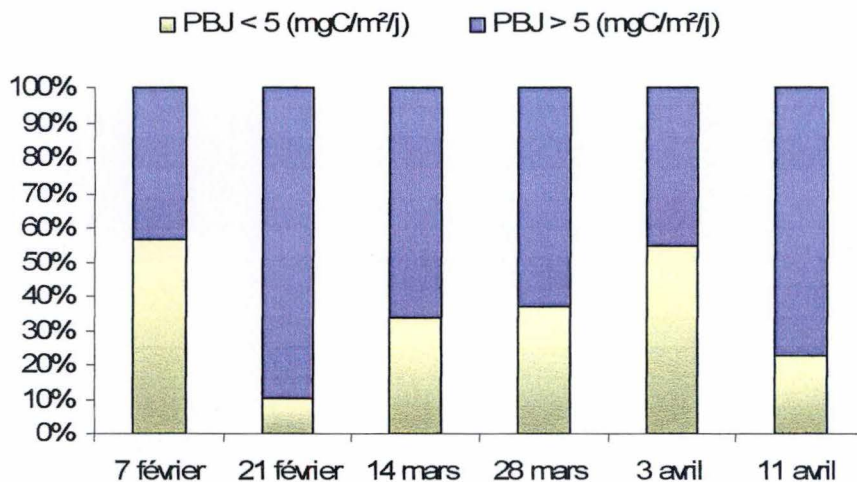
#### 4.2.2. La production primaire fractionnée

Lors de nos échantillonnages, nous avons fractionné la production primaire en deux fractions, une supérieure à 5  $\mu\text{m}$  et l'autre inférieure à 5  $\mu\text{m}$ . Ce fractionnement nous permet de déterminer la proportion de production d'algues de taille supérieure à 5  $\mu\text{m}$  et d'algues de taille inférieure. Les classes d'algues inférieures à 5  $\mu\text{m}$  sont principalement représentées par les cyanobactéries\_T2 et les Cryptophycées.

Signalons que la fraction inférieure à 5  $\mu\text{m}$  sera calculée par la différence entre la production primaire totale et la production primaire supérieure à 5  $\mu\text{m}$ . En effet, la production primaire inférieure à 5  $\mu\text{m}$  mesurée par l'équation de Talling ne donne aucun résultat cohérent.

La fraction de la production primaire du plancton > 5  $\mu\text{m}$  est relativement élevée et varie entre 0,32 et 2,31  $\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$  tandis que la fraction < 5  $\mu\text{m}$  a une production qui varie entre 0,23 et 0,86  $\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$ . A deux reprises la production primaire de la fraction < 5  $\mu\text{m}$  a atteint 55,1 % et 56,5 %, respectivement le 3 avril et le 7 février 2006, de la production primaire totale. Pour toutes les autres dates retenues dans notre étude les valeurs ne dépassent jamais 33,8 %. Avec 69,5 % en moyenne, la production primaire du plancton > 5  $\mu\text{m}$  est à l'évidence nettement plus élevée.

Tout comme ce qui a été observé pour les biomasses algales, on s'aperçoit que la majorité de la production phytoplanctonique est assurée par les algues > 5  $\mu\text{m}$  (Fig. 37 ; Tableau 3). Cependant il est important de préciser que nos valeurs moyennes de biomasse algale sont influencées par un pic de diatomées à 5 m de profondeur le 7 mars 2006 (voir 2.1.).



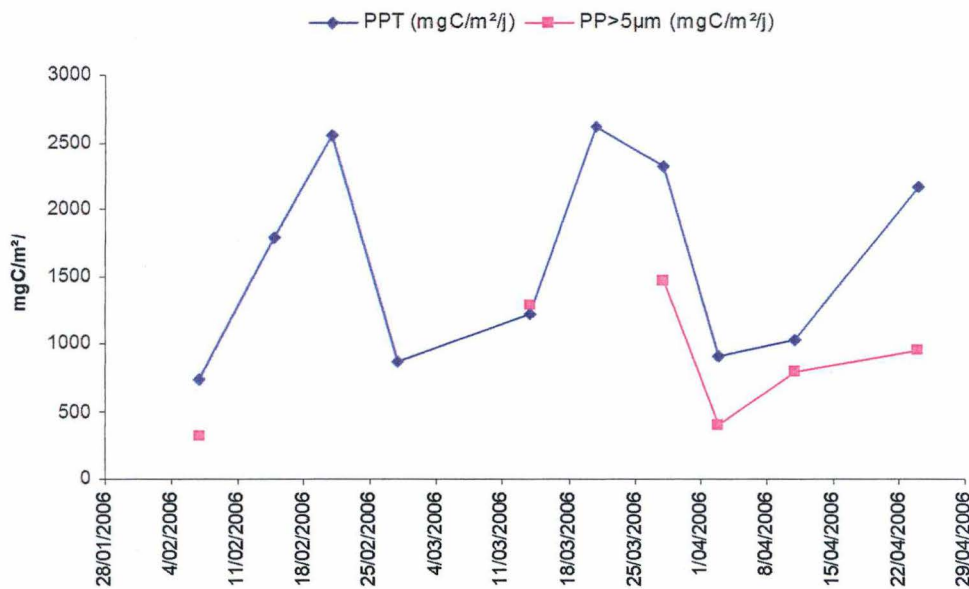
**Fig. 37 :** Contribution relative du plancton > et < 5  $\mu\text{m}$  à la production primaire journalière (PBJ) à différentes dates de notre campagne dans le bassin Sud du lac Kivu (Ishungu).



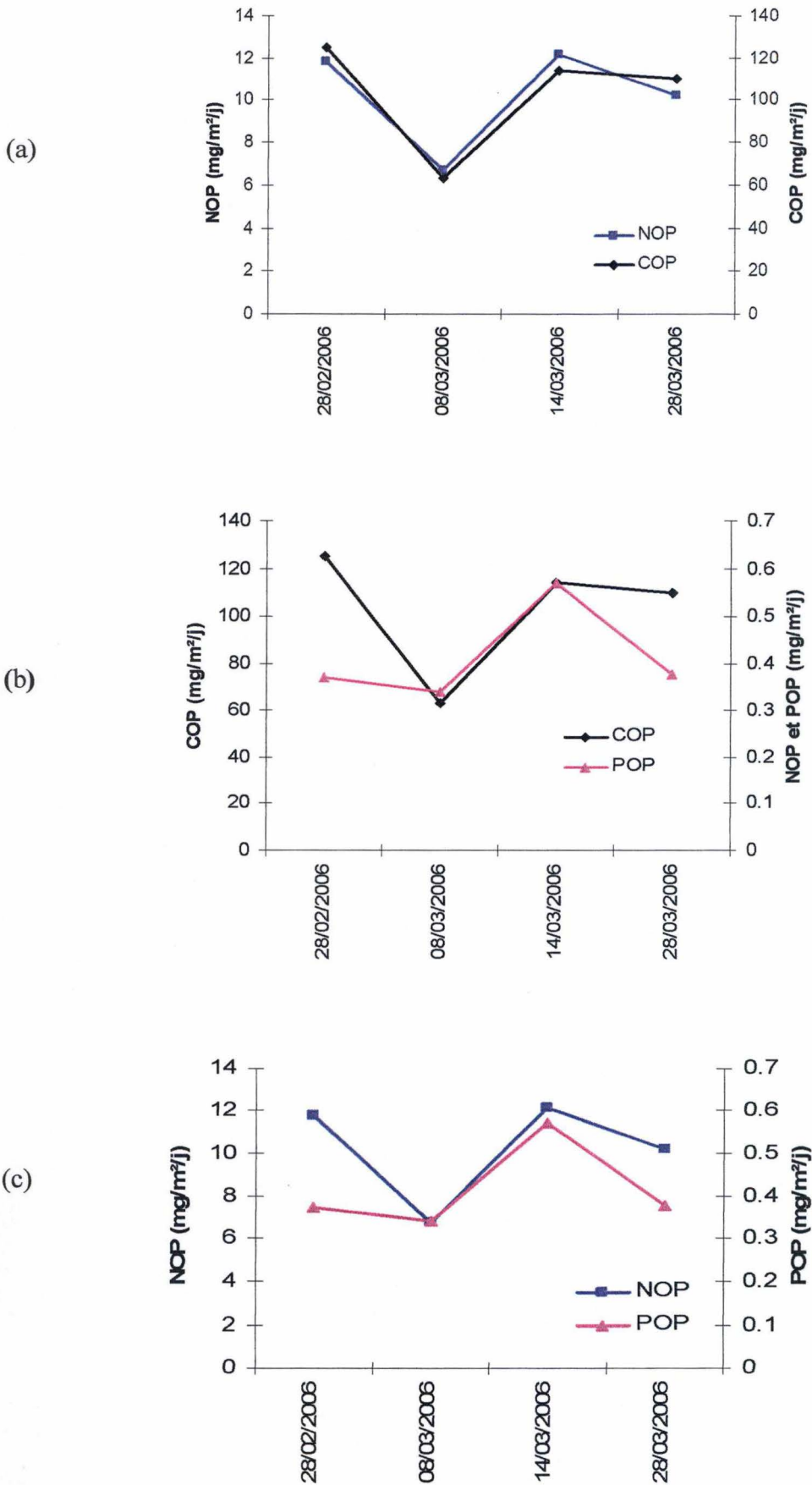
La production primaire est réalisée sur un échantillon moyen des 20 premiers mètres de la colonne d'eau. Or la biomasse algale moyenne dans les dix premiers mètres la plus importante est celle des diatomées\_T2. Tandis que de 10 à 15 se sont les cyanobactéries\_T2 et les cryptophycées qui dominent et de 15 à 20 mètres les cryptophycées restent dominantes tandis que les cyanobactéries\_T2 sont dépassées par les diatomées\_T1.

Si on fait la moyenne des sommes des cyanobactéries\_T2 et des cryptophycées comparées avec la moyenne des sommes des diatomées\_T1 et T2 uniquement dans les 20 premiers mètres, on constate que se sont les cyanobactéries et les cryptophycées qui dominent avec  $1,41 \mu\text{g.l}^{-1}$ , ce qui est en accord avec la littérature (Sarmiento, soumis) (voir 2.1.) tandis que les diatomées ont une moyenne de  $1,09 \mu\text{g.l}^{-1}$ .

On peut comparer la production primaire totale et la production primaire fractionnée, dans notre cas celle supérieure à  $5 \mu\text{m}$  (Fig. 38). Certaines valeurs n'ont pas été prises en compte dus à des erreurs de mesures. On peut ici aussi remarquer, entre le 28 mars et le 24 avril 2006, que la production supérieure à  $5 \mu\text{m}$  évolue de la même façon que la production primaire totale. Ce profil confirme à nouveau que la majeure partie de la production primaire est assurée par le phytoplancton de taille supérieure à  $5 \mu\text{m}$ .



**Fig. 38 :** Production primaire totale et production primaire supérieure à  $5 \mu\text{m}$  ( $\text{mgC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ ) du 7 février au 24 avril 2006 dans le bassin Sud du lac Kivu (Ishungu).



**Fig. 39 :** Comparaison des fluctuations des différents flux d'éléments organiques particulaires (a) COP et NOP (b) COP et POP (c) NOP et POP.



## 5. Trappes à sédimentation

### 5.1. Analyse des éléments organiques particuliers

#### 5.1.1. Etude du flux de sédimentation du matériel organique particulaire

Les différents flux sont calculés à partir des quatre échantillons de matière sédimentée recueillie au niveau des trappes. Afin de pouvoir comparer les différents échantillons, ceux-ci seront ramenés à des quantités de matière par rapport à l'unité de surface de colonne d'eau, le tout étant exprimé par jour.

On peut ainsi comparer les flux moyens de COP, NOP et POP afin d'estimer d'une part les variations entre ces différents éléments et d'autre part leur variation propre.

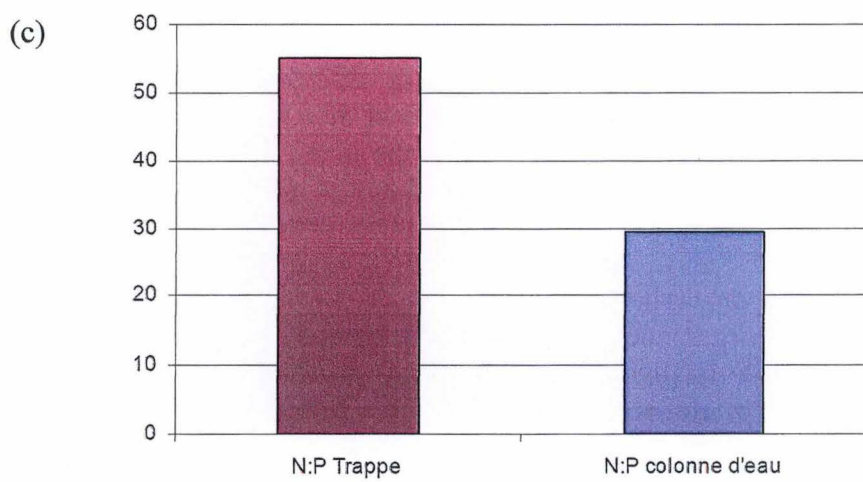
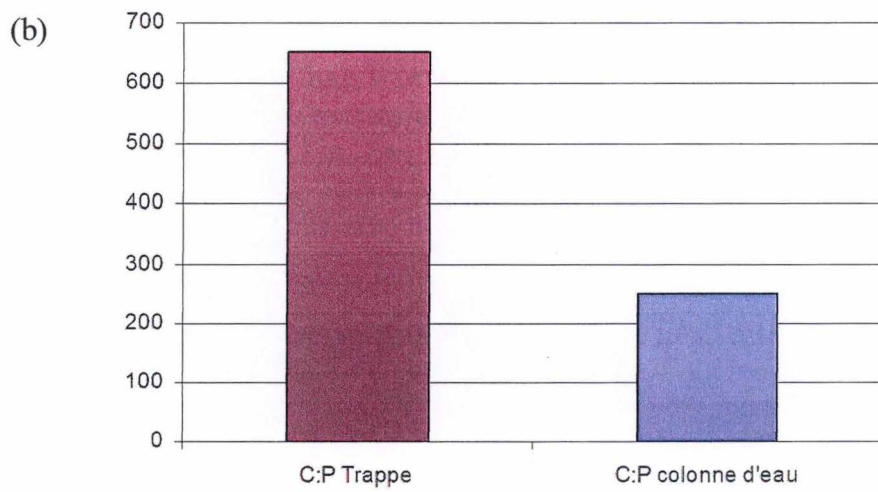
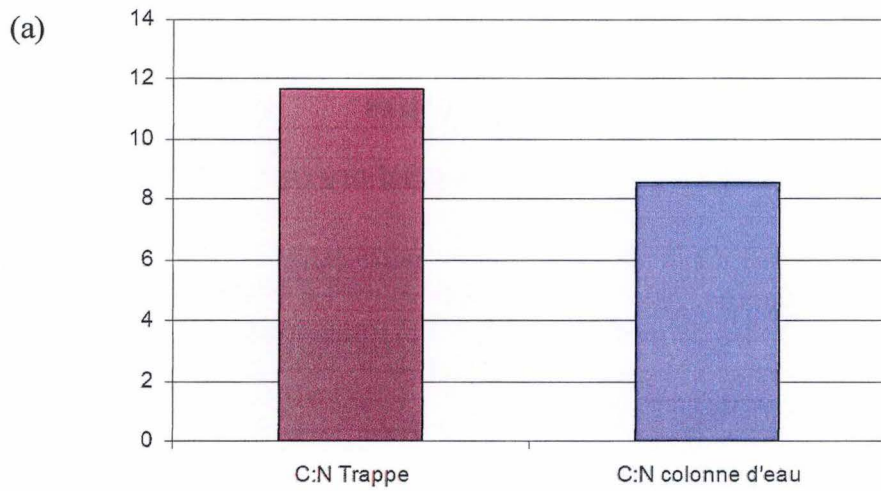
On constate pour le carbone organique particulaire un niveau élevé de matière organique recueillie dans la trappe du 28 février 2006 avec en moyenne pour les deux mesures effectuées :  $125,3 \text{ mgC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ . Ensuite, une diminution du COP moyen, lors du relevé du 8 mars 2006, sur les quatre mesures est observée avec  $63,1 \text{ mgC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ . Pour les deux dernières trappes, on observe à nouveau une augmentation importante avec des valeurs respectives, pour le 14 mars et 28 mars 2006, de  $113,9$  et  $110,1 \text{ mgC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ . Il est important de rappeler que la première fois, nous n'avons placé qu'une seule trappe, pour toutes les autres dates deux trappes ont été placées afin de former des duplicats. De plus, cette trappe a été déployée pendant 14 jours au lieu de 6 à 8 jours pour les autres.

Le même schéma se répète pour le flux d'azote organique particulaire avec des valeurs moyennes du matériel organique sédimenté passant de  $11,8$  à  $6,7 \text{ mgN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$  respectivement pour le 28 février et le 8 mars 2006 et des valeurs de  $12,2$  et  $10,2 \text{ mgN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$  pour le 14 mars et le 28 mars 2006 (Fig. 39a).

On va retrouver les mêmes variations pour le flux de phosphore organique particulaire avec des valeurs de  $0,37$ ,  $0,34$ ,  $0,57$  et  $0,38 \text{ mgP.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$  dans l'ordre chronologique (Fig. 39b, c).

Pour chacun des éléments particuliers, on va retrouver une diminution importante entre le 28 février et le 8 mars 2006 sauf pour le phosphore où la différence de sédimentation entre ces deux dates est relativement faible. Cela est probablement dû à un recyclage plus important du phosphore tout le long de sa descente dans la colonne d'eau jusque 60 m. Pour les autres dates, cette différence est moins marquée peut-être dû au fait que la première trappe est restée plus longtemps (14 jours) faisant, ainsi, ressortir davantage cette caractéristique.

Le flux de sédimentation en carbone, en moyenne de  $103,1 \text{ mgC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ , montre le flux d'exportation de carbone organique, essentiellement produit par le phytoplancton, qui va participer à la production de méthane dans les couches profondes du lac. Au cours de cette étude, le flux moyen d'exportation d'azote organique particulaire (NOP) vers les zones profondes du lac est de  $10,2 \text{ mg N.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$  et de  $0,4 \text{ mg P.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$  pour le phosphore. Le devenir de ces éléments est différent. En effet, les produits de transformation du carbone et de l'azote en anaérobiose ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ) vont être partiellement restitués au mixolimnion par diffusion à travers le chimiocline. Cependant, les orthophosphates sont réassimilés par des bactéries se développant à l'interface entre le monimo- et le mixolimnion (Hecky & Kling, 1987)



**Fig. 40 :** Comparaison des ratios des particules élémentaires des trappes et de la colonne d'eau (a) C:N (b) C:P (c) N:P.



### 5.1.2. Etude du « Redfield ratio »

Les différents ratios C:N:P sont calculés à partir des concentrations en C, N, P particulières mesurées dans le récipient récupéré lors de la remontée des trappes. Quatre échantillons de matière sédimentée ont été récupérés au niveau des trappes : le premier le 28 février est resté 15 jours et peut présenter quelques différences avec les autres qui sont restés respectivement 8, 6 et 8 jours et qui ont été relevés le 8 mars, le 14 mars et le 28 mars 2006.

On peut utiliser le « Redfield ratio » moyen calculé à partir des concentrations de C, N et P en  $\mu\text{M}$  au niveau des trappes. On obtient un rapport de C:N moyen égal à 11,7, un rapport de C:P moyen égal à 652,3 et un rapport N:P moyen de 55,2. Les mêmes rapports calculés pour la colonne d'eau sont égaux à 8,5 pour C:N ; 249,4 pour le C:P et 29,3 pour N:P (Fig. 40a, b, c).

Les différences entre les ratios C:N:P indiquent sans doute une minéralisation partielle des nutriments au cours de la sédimentation, aussi bien pour le phosphore que pour l'azote en moindre mesure : en effet, la matière particulaire des trappes est appauvrie en N et P par rapport au carbone. Ces nutriments minéralisés se retrouvent en solution, ainsi que la montrent les profils de nutriments dissous où sont assimilés par les bactéries hétérotrophes.

Il aurait été censé de croire que, suite aux basculements des communautés zooplanctoniques depuis l'introduction de *Limnothrissa miodon*, le taux de phosphore au niveau des trappes à sédimentation serait plus élevé. En effet, lorsque les cladocères dominaient, il y avait un recyclage du phosphore dans l'épilimnion. Les copépodes, quant à eux, ont un recyclage interne plus faible et donc un flux de sédimentation de matière ingérée plus élevé (Sarmiento *et al.*, soumis), entraînant, dès lors, un taux de phosphore plus important exporté par sédimentation via les pelotes fécales.

Cependant, nos prélèvements ont été réalisés en saison des pluies. Durant cette saison, le taux de zooplancton dans le lac est plus faible par rapport à la saison sèche. Ces deux périodes de l'année diffèrent entre elles notamment au niveau de la profondeur de la zone de mélange qui passe de 30 m en saison des pluies à 60 m en saison sèche et la profondeur du mixolimnion dont la limite se situe à 60-70 m de profondeur durant la saison sèche. L'intensité du vent étant également plus importante à cette époque de l'année induit une diminution de la stratification par la température en refroidissant les couches de surface (Isumbisho *et al.*, 2006).

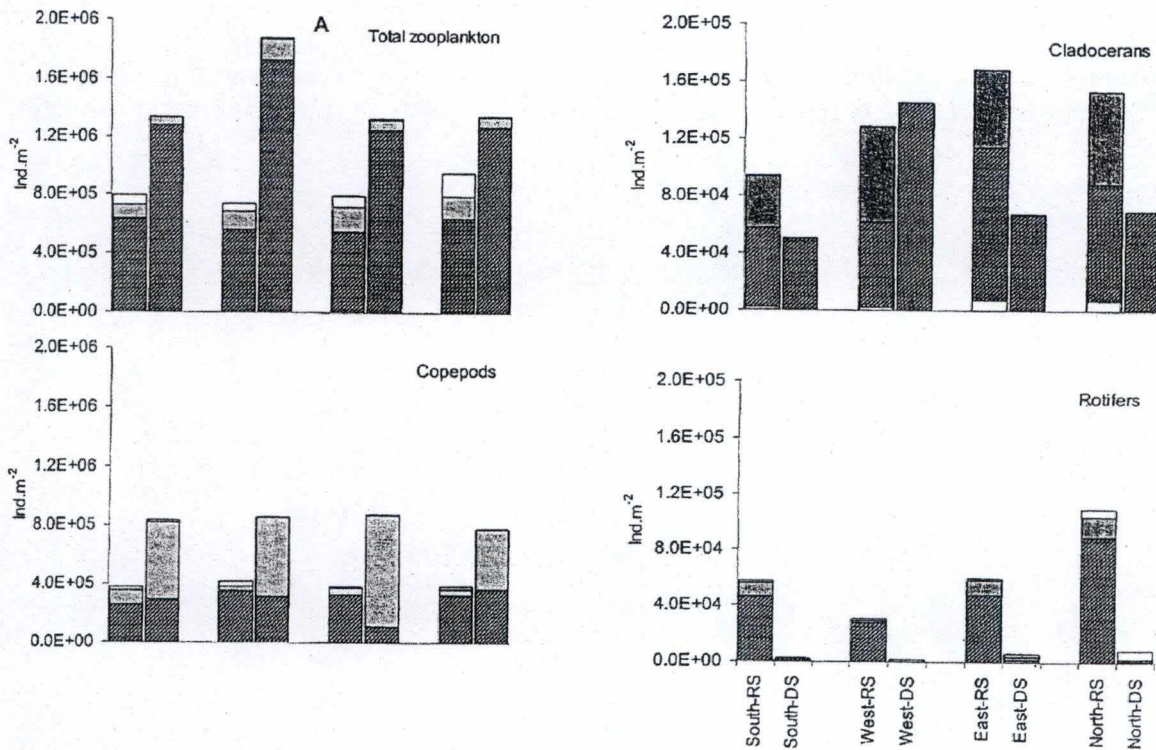
Durant la saison des pluies, la zone profonde est moins accessible pour le grand zooplancton à cause du manque d'oxygène et de ressources en nourriture. Ainsi la diminution de l'oxygène en dessous de 40 m limite la migration verticale du zooplancton essentiellement des copépodes adultes et des femelles ovigères (Isumbisho *et al.*, 2006).



On considère que la prédation de *Limnothrissa miodon* est la plus effective dans les 20 premiers mètres de la colonne d'eau. Ces conditions limnologiques peuvent entraîner de hauts taux de mortalité et des changements dans la dynamique des communautés zooplanctoniques tels que la disparition d'une espèce de calanoïde. Ainsi, les copépodes bien que restant majoritaires sont significativement moins abondants ( $P < 0,0001$ , Fisher's PLSD) durant la saison des pluies tandis que les cladocères sont significativement plus abondants ( $P < 0,05$ , Fisher's PLSD) durant cette même saison. Il en va de même pour les rotifères ( $P < 0,0001$ , Fisher's PLSD) (Isumbisho et al., 2006)(Fig. 41).

De plus, il y a un changement dans la taille des copépodes suite à la pression de la prédation par *Limnothrissa miodon* qui pourrait jouer un rôle dans les particules qui sédimentent. En effet, la taille de ces microcrustacés ayant diminué le phytoplancton grazé est également de taille inférieure.

On peut émettre comme hypothèse, au vu de l'ensemble de ces éléments, que durant la saison des pluies probablement que la sédimentation des algues sous forme de pelotes fécales pourrait être considérée comme négligeable.



**Fig. 41 :** Abondance des principales catégories de mésozooplancton durant la saison des pluies (RS) et la saison sèche (DS) aux différentes stations du lac Kivu (Isumbisho et al., 2006)



<b>Dates des relevés</b>	<b>Flux (mgC/m<sup>2</sup>/j)</b>	<b>COP (µg/l)</b>
28/02/2006	125,3	432,5
08/03/2006	63,1	527,2
14/03/2006	114,0	527,5
28/03/2006	110,1	423,0

**Tableau 4 :** *Flux de sédimentation du carbone et concentration en carbone organique particulaire moyen dans la zone de mélange durant la période de déploiement des trappes, pour chaque relevé de celles-ci.*

### 5.1.3. Comparaison entre matière organique particulaire sédimentante et sédimentée

On peut mettre en relation les variations des abondances des différents éléments organiques particuliers retrouvés dans les trappes avec les concentrations moyennes en ces mêmes éléments observées dans la zone euphotique (0-20 m) et ce tout le long de la période de déploiement des trappes précédant leur relevé respectif. Les différences de C, N et P étant faibles d'une semaine à l'autre, nous avons décidé d'étayer nos mesures en incluant la date du prélèvement même s'il est évident que les particules récupérées dans la colonne d'eau le jour du relevé de la trappe ne pourrait s'y trouver.

Les moyennes des concentrations en C, N et P entre 0 et 20 m du 15 février, du 21 février et du 28 février 2006 correspondront donc à la matière organique qui aurait sédimenté au niveau de la trappe déployée du 14 au 28 février 2006. De même pour la matière organique sédimentée dans la trappe du 8 mars, ce sont les valeurs de C, N, P correspondant aux dates du 28 février et du 7 mars 2006 qui ont été reprises au niveau de la zone euphotique. Il en va de même pour les deux trappes suivantes.

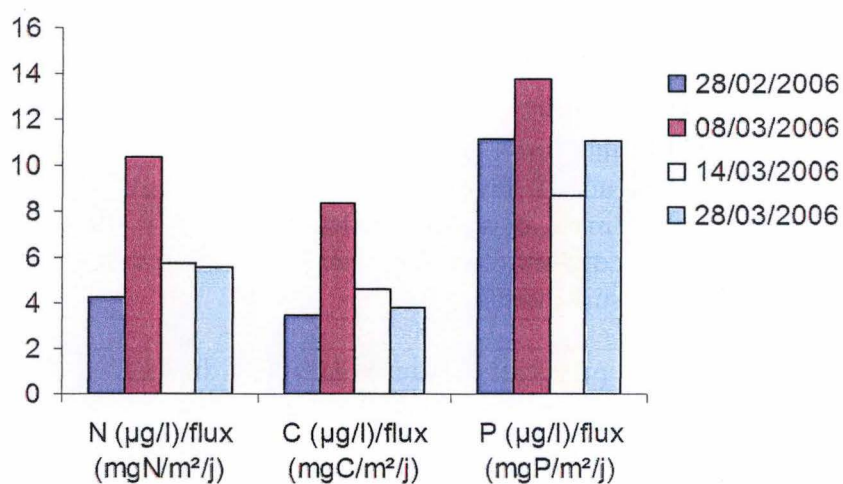
Il faut signaler que les mesures prises au niveau de la trappe du 28 février ne correspondent pas avec les mesures du CNP organique particulaire prises au niveau de la zone euphotique. Cela peut s'expliquer par le fait que cette trappe est la seule à être restée déployée 14 jours.

On pourrait s'attendre à ce que quand les concentrations en C, N et P augmentent au niveau de la zone euphotique, il y ait une réaction équivalente au niveau des flux de sédimentation correspondants et vice-versa. En admettant que la production, la biodégradation, la remise en suspension et la réabsorption restent stables dans le temps à travers toute la colonne d'eau. Cependant, la composition phytoplanctonique peut influencer sur la variation entre la composition élémentaire au niveau de la zone euphotique et les flux de sédimentation de ces même éléments, il est probable que certaines classes d'algues, notamment les diatomées, sédimentent plus vite que d'autres algues.

En ce qui concerne le COP, on devine à peine une corrélation. Du 28 février au 8 mars, le flux de COP passe de 125,3 à 63,1  $\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$  tandis que au niveau de la zone euphotique il passe de 432,5 à 527,2  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ . On observe une augmentation du flux de COP passant de 63,1 à 114,0  $\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$  tandis qu'au niveau de la zone euphotique, la concentration en COP reste stable et passe de 527,2 à 527,5  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  pour le matériel particulaire recueilli dans les trappes du 8 mars au 14 mars 2006. Ensuite, une diminution du flux de COP se présente entre les trappes du 14 et du 28 mars, les valeurs variant de 114,0 à 110,1  $\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$ . Quant à la concentration en COP présent au niveau de la zone euphotique durant la période de déploiement, elle passe de 527,5 à 423,0  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  (Tableau 4). On obtient donc une augmentation de 0,1% suivi d'une diminution de 19,8% pour la concentration en COP dans la zone euphotique et pour le flux de sédimentation, on constate d'abord une augmentation de 44,6% suivi d'une diminution de 3,4%.

Les variations de concentrations et de flux en NOP présentent une corrélation légèrement plus importante que le COP. Du 28 février au 8 mars, le flux de NOP passe de 11,8 à 63,1  $\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$  tandis qu'au niveau de la zone euphotique il passe de 50,3 à 69,4  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ . Celui-ci présente des fluctuations passant de 69,4 à 70,3  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  du 8 au 14 mars alors que le flux passe de 6,7 à





**Fig. 42 :** Rapport entre les concentrations des particules organiques particulières ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) et les flux des éléments organiques particuliers ( $\mu\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ ).

12,1 mgN.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup> pour les mêmes dates. Pour les dates du 14 au 28 mars 2006, les concentrations passent de 70,3 à 56,6 µg.l<sup>-1</sup> et les flux de 12,2 à 10,2 mgN.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup> (Tableau 5). On obtient donc une augmentation de 1,4% suivi d'une diminution de 19,6% pour la concentration en NOP dans la zone euphotique et pour le flux de sédimentation d'abord une augmentation de 45,0% suivi d'une diminution de 16,2% du flux de sédimentation.

Dates des relevés	Flux (mgN/m <sup>2</sup> /j)	NOP (µg/l)
28/02/2006	11,8	50,3
08/03/2006	6,7	69,4
14/03/2006	12,2	70,3
28/03/2006	10,2	56,6

**Tableau 5 :** Flux de sédimentation de l'azote et concentration en azote organique particulaire moyen dans la zone de mélange durant la période de déploiement des trappes, pour chaque relevé de celles-ci.

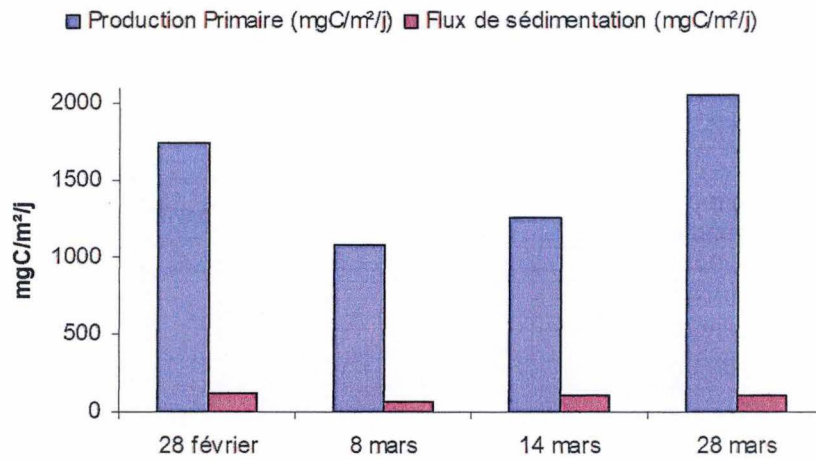
La corrélation entre la concentration et le flux du POP est un peu plus intéressante. Du 28 février au 8 mars, le flux de POP passe de 0,4 à 0,3 mgP.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup> tandis qu'au niveau de la zone euphotique il passe de 4,2 à 4,7 µg.l<sup>-1</sup>. On obtient des concentrations qui varient entre 4,7 et 5,0 µg.l<sup>-1</sup> tandis que les flux de POP augmentent, entre le 8 mars et le 14 mars, de 0,3 à 0,6 mgP.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup>. Pour les dates du 14 au 28 mars, la concentration passe de 5,0 à 4,2 µg.l<sup>-1</sup> alors que celle flux passe de 0,6 à 0,4 mgP.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup> (Tableau 6). On obtient donc une augmentation de 6,2% suivi d'une diminution de 16,2% pour la concentration en POP dans la zone euphotique pour une augmentation de 40,6% suivi d'une diminution de 34,0% du flux de sédimentation.

Dates des relevés	Flux (mgP/m <sup>2</sup> /j)	POP (µg/l)
28/02/2006	0,4	4,2
08/03/2006	0,3	4,7
14/03/2006	0,6	5,0
28/03/2006	0,4	4,2

**Tableau 6 :** Flux de sédimentation du phosphore et concentration en phosphore organique particulaire moyen dans la zone de mélange durant la période de déploiement des trappes, pour chaque relevé de celles-ci.

Apparemment pour le COP et le NOP, il n'y a pas de lien entre l'augmentation des concentrations dans la zone euphotique des différents éléments et l'augmentation du flux. Par contre, pour le POP, on peut prétendre une éventuelle corrélation pouvant être due au fait que le phosphore est limitant et donc que sa variation suite à la remise en suspension, à la biodégradation et à la réabsorption dans la zone euphotique et dans la colonne d'eau est plus stable. En effet, lorsque l'on fait les rapports entre les flux de sédimentation de chaque élément et les concentrations en ces même éléments, on constate qualitativement que les rapports de POP sont un peu plus stable que ceux des autres éléments organiques particuliers. (Fig. 42)





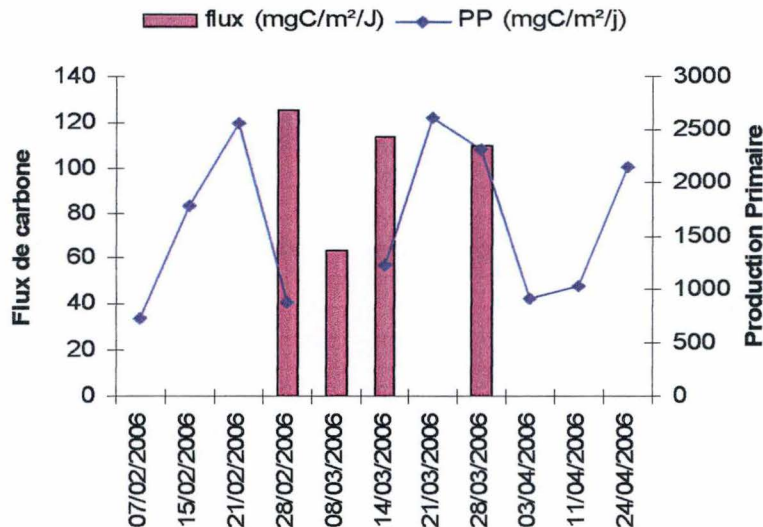
**Fig. 44 :** Comparaison entre production primaire ( $\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$ ) et flux de sédimentation ( $\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$ ).

Dates des relevés	PP ( $\text{mgC}/\text{m}^2/\text{j}$ )	flux ( $\text{mgC}/\text{m}^2/\text{j}$ )	Partie de la PP passant dans la zone anoxique (%)
28/02/2006	1743.8	125.3	7.2
08/03/2006	1082.2	63.1	5.8
14/03/2006	1257.2	113.9	9.1
28/03/2006	2053.6	110.1	5.4

**Tableau 7 :** Valeurs moyennes de production primaire et de flux de sédimentation pour le carbone, pour chaque relevé de trappe, et pourcentage du phosphore assimilé qui va sédimenter dans la zone profonde.

## 5.2. Comparaison entre production primaire et flux de matière organique particulaire

Si on compare les données de la production primaire avec celles des flux de sédimentation, on remarque que les semaines précédant des flux de sédimentation élevés, on observe une production primaire élevée. Cela nous indique qualitativement, bien qu'intuitivement cela soit évident, un lien direct entre production primaire et flux de sédimentation (Fig. 43).



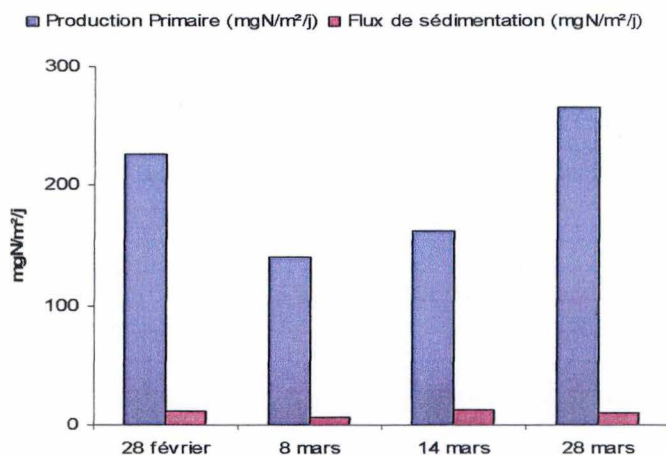
**Fig. 43 :** Relation entre production primaire ( $\text{mgC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$ ) et flux de sédimentation du COP ( $\text{mgC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$ ).

Afin de faire une comparaison quantitative entre la production primaire et le flux de sédimentation, on va utiliser les valeurs moyennes de la production primaire pendant la période de déploiement de chaque trappe et les comparer avec les valeurs de flux de sédimentation de la trappe correspondante.

Il importe de remarquer que la production primaire s'exprime en  $\text{mg C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$ . Afin d'estimer la production d'azote et de phosphore (autrement dit la quantité de ces deux nutriments prélevés par le phytoplancton), nous avons utilisé un facteur de conversion basé sur les rapports C:N et C:P moyens. Celui-ci est calculé à partir d'une moyenne des concentrations ramenées en atomes de ces différents éléments respectifs au niveau de la zone de mélange (0-20 m). Cette conversion n'est valide que si l'on admet que l'assimilation de l'azote et du phosphore par les algues est constante au cours de la période d'étude à celle du carbone, ce qui n'est pas toujours le cas. Les ratios C:N et C:P sont respectivement de 7,7 et 105,8.

L'assimilation du carbone par les algues pour les semaines précédant le relevé de la trappe du 28 février 2006 est de  $1743,8 \text{ mgC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$ . Par contre, le flux de sédimentation pour cette même période est de  $125,3 \text{ mgC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$  soit 7,2 % de la production primaire. Cela veut dire que pour 100 g de carbone assimilé, il y a 7,2 g qui vont sédimenter au niveau de la zone anoxique et participer à la production de méthane dans les eaux profondes. Il en est de même

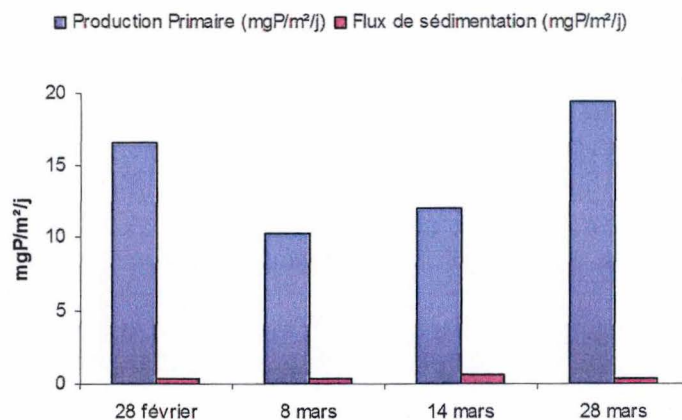




**Fig. 45 :** Comparaison entre production primaire ( $\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$ ) et flux de sédimentation ( $\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$ ).

Dates des relevés	PP ( $\text{mgN}/\text{m}^2/\text{j}$ )	flux ( $\text{mgN}/\text{m}^2/\text{j}$ )	Partie de la PP passant dans la zone anoxique (%)
28/02/2006	225.6	11.8	5.2
08/03/2006	140.0	6.7	4.8
14/03/2006	162.7	12.2	7.5
28/03/2006	265.7	10.2	3.8

**Tableau 8 :** Valeurs moyennes de production primaire et de flux de sédimentation pour l'azote, pour chaque relevé de trappe, et pourcentage du phosphore assimilé qui va sédimenter dans la zone profonde.



**Fig. 46 :** Comparaison entre production primaire en phosphore ( $\text{mgP}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$ ) et flux de sédimentation de cet élément ( $\text{mgP}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$ ).

pour les autres dates. La partie de la production primaire passant au niveau de la zone anoxique varie entre 5,4 % et 9,1 % avec en moyenne, 6,9 % (Fig. 44) (Tableau 7).

La production primaire en azote varie entre 140 mgN.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup> et 265,7 mgN.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup> respectivement pour le 8 mars et pour le 28 mars alors que le flux oscille entre 6,7 et 12,2 mgN.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup> pour le 8 mars et le 14 mars 2006. La partie passant dans la zone anoxique varie entre 3,8 % pour le 28 mars et 7,5 % pour le 14 mars 2006 (Fig. 45) (Tableau 8).

L'assimilation du POP par les algues se situe entre 10,2 et 19,4 mgP.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup> pour le 8 mars et le 28 mars 2006. Les flux, quant à eux, varient entre 0,34 et 0,57 mgP.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup>. La moyenne de la partie de la production primaire passant dans la zone anoxique est de 3,1 % (Fig. 46) (Tableau 9).

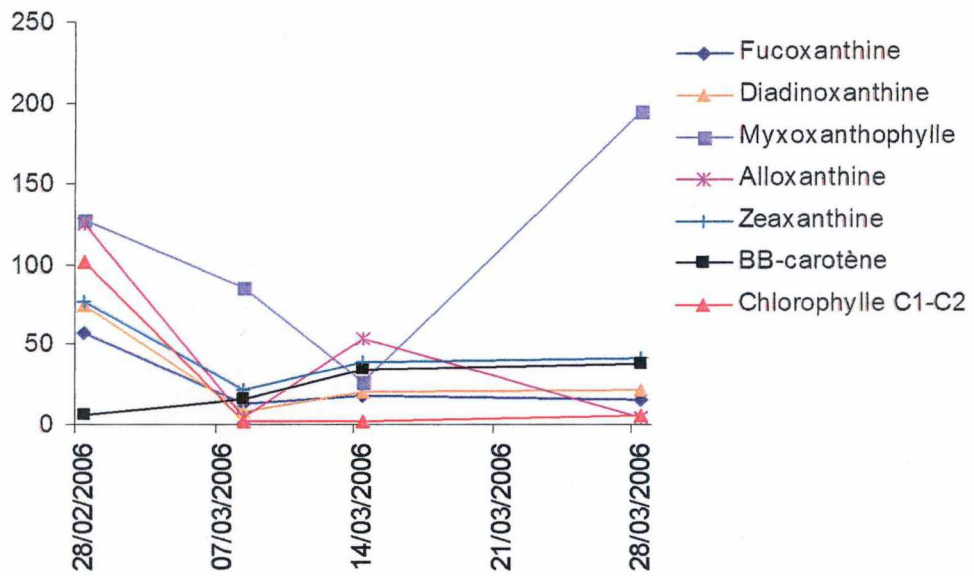
En règle générale, on peut conclure que lorsque la production primaire augmente, le flux augmente et vice-versa. En effet, pour le 8 mars, la production primaire est au minimum et entraîne une diminution du flux jusqu'à un minimum quel que soit l'élément observé. Cependant, en ce qui concerne l'augmentation maximum, elle ne correspond pas toujours au flux maximum.

On peut montrer également que le pourcentage moyen de la production primaire qui sédimente au niveau de la zone anoxique diffère suivant les éléments. En effet, il y a en moyenne 6,9 % de la production primaire en carbone qui va sédimenter dans le monimolimnion tandis que 5,3 %, en moyenne, de la production primaire en azote va sédimenter et seulement 3,1 % de la production primaire en phosphore. Cela corrobore bien avec les résultats des ratios C:N:P au niveau des trappes dans le sens où il y a bien un plus faible pourcentage en phosphore qui sédimente par rapport aux autres éléments organiques particuliers. Autrement dit, l'exportation de carbone organique par sédimentation est relativement plus importante que celle de l'azote et du phosphore, vu un recyclage plus élevé de ces nutriments dans le mixolimnion. On remarque aussi que la proportion de phosphore exportée est plus faible que celle de l'azote, ce qui résulte de la plus forte carence en phosphore dans la zone de mélange. Cependant, il ne faut pas oublier que la production primaire a été surévalué à la suite problème de mesure d'environ 30 %, donc le pourcentage de la production primaire qui sédimente en moyenne doit probablement augmenter aussi d'environ 30 %.

Dates des relevés	PP (mgP/m <sup>2</sup> /j)	flux (mgP/m <sup>2</sup> /j)	Partie de la PP passant dans la zone anoxique (%)
28/02/2006	16.5	0.37	2.3
08/03/2006	10.2	0.34	3.3
14/03/2006	11.9	0.57	4.8
28/03/2006	19.4	0.38	1.9

**Tableau 9 :** Valeurs moyennes de production primaire et de flux de sédimentation pour le phosphore, pour chaque relevé de trappe, et pourcentage du phosphore assimilé qui va sédimenter dans la zone profonde.





**Fig. 47 :** Profil des flux de sédimentation des pigments les plus abondants pour chaque relevé des trappes (BB-carotène =  $\beta\beta$ -carotène).

### 5.3. Les pigments

#### 5.3.1. Comparaison entre flux et concentration pigmentaire

Comme il est impossible de déterminer l'assemblage algal au niveau des trappes suite à la dégradation pigmentaire, les différents flux de ceux-ci ont été comparé avec les moyennes des concentrations des pigments au niveau de la zone euphotique prises les semaines précédents les relevés des trappes. Cependant, aucun lien n'a été trouvé même pour les pigments qui se conservent le mieux. Il est probable que la dégradation pigmentaire, due au grazing, à l'activité des microorganismes et à la sénescence, entre la fin de la zone euphotique (20m) et le début de la zone anoxique (60m), où les trappes ont été placées, n'est pas constante.

#### 5.3.2. Variation des différents flux pigmentaires

Les différents pigments seront analysés un par un en commençant par ceux ayant le 28 février les flux de sédimentation les plus grands vers ceux ayant les flux de sédimentation les moins importants. Toutefois, la chlorophylle qui est le pigment le plus abondant des communautés phytoplanctoniques sera abordée à part en même temps que ses produits de dégradation.

Le pigment le plus important est la myxoxanthophylle mais celui-ci est à interpréter avec précaution vu les difficultés de l'isoler lors des intégrations qui font suite à l'analyse HPLC. En effet, il peut être élué à des temps différents, plusieurs fois pour un même échantillon et se superposer avec d'autres pigments. De plus, on a vu que la myxoxanthophylle est un des pigments qui se dégrade le plus lentement et donc se conserve très bien (Fig. 47).

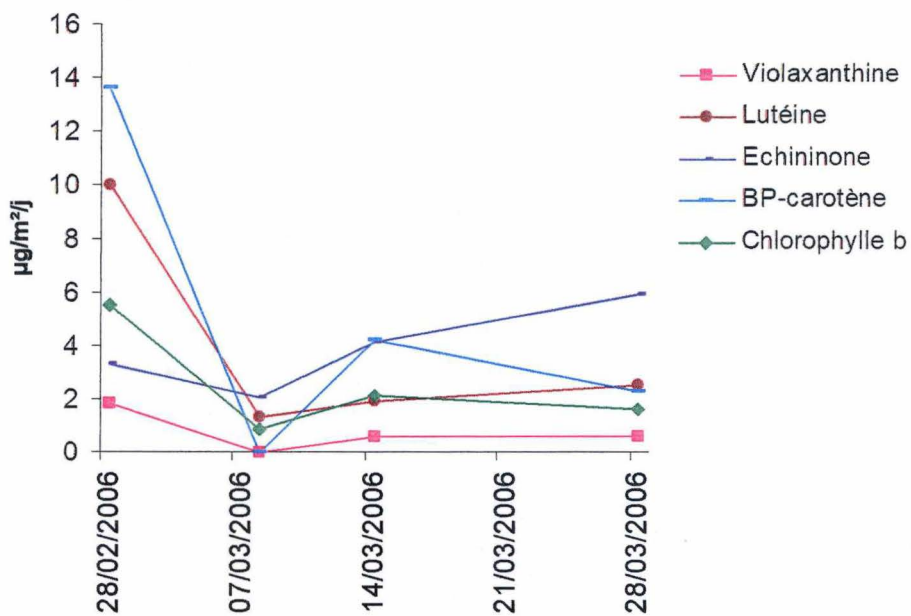
Vient ensuite l'alloxanthine, dérivé de caroténoïdes, qui ne subit pas trop non plus la dégradation. L'alloxanthine est le principal biomarqueur des cryptophycées. Or, on sait que, dans le lac Kivu, celles-ci sont présentes en abondance et jusqu'à des profondeurs assez importantes (Fig. 47).

Ensuite, par ordre d'abondance apparaissent les chlorophylles C1-C2 bien que la dégradation des chlorophylles est importante. Celles-ci sont des biomarqueurs des cryptophycées et des diatomées, fortement présentes dans le lac. La haute teneur en chlorophylle C1-C2 n'est effective que pour le 28 février. En effet, par après elle diminue pour devenir quasiment inexistante. Cela est probablement dû au fait que les autres trappes étant restées moins longtemps, moins de matière organique a pu y sédimenter (Fig. 47).

La zéaxanthine est considérée comme un biomarqueur des cyanobactéries, quoique présente aussi mais en moindre proportion, chez les algues vertes. Il est donc évident, en saison des pluies, de la retrouver en abondance puisqu'à cette époque de l'année les cyanobactéries sont fortement représentées (Fig. 47).

Après apparaît la diadinoxanthine, pigment bien conservé et représentatif principalement des diatomées et des chrysophycées (Fig. 47).





**Fig. 48 :** Profil des flux de sédimentation des pigments les moins abondants pour chaque relevé des trappes (BP-carotène =  $\beta\psi$ -carotène).

La fucoxanthine est elle aussi représentative des diatomées et des chrysophycées. Cependant, sa dégradation est plus rapide que celle des autres pigments caroténoïdes (Fig. 47).

Suive le  $\beta\beta$ -carotène ainsi que le  $\beta\psi$ -carotène qui sont tous deux des biomarqueurs des diatomées\_T2 (Fig. 47). Celles-ci sont très abondantes dans les 10 premiers mètres. Leur sédimentation commençant très haut dans la colonne d'eau, leur dégradation doit être relativement importante. Cependant, on remarque une augmentation lors du relevé de la trappe du 14 mars, précisément celui suivant le pic de diatomée\_T2 du 7 mars.

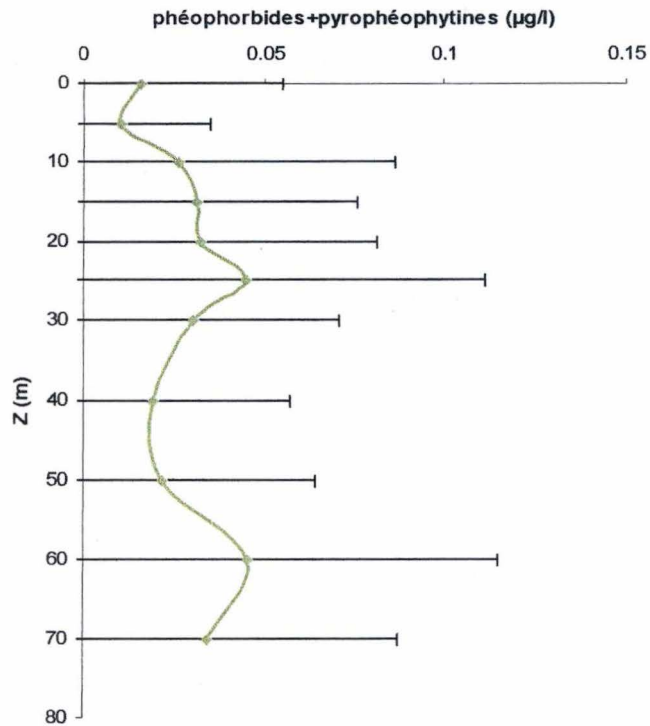
La lutéine qui est représentative des chlorophytes est nettement moins représentée, bien que sa biodégradation soit faible. Cette faible teneur en lutéine n'est pas due à la biodégradation mais simplement au fait que les chlorophytes sont peu présentes au lac Kivu (Fig. 48). Pour les mêmes raisons, la chlorophylle b est très peu présente. De plus, la chlorophylle b, comme toutes les chlorophylles, est fortement dégradée (Fig. 48).

La violaxanthine est également représentative des chlorophytes et des Chrysophycées, relativement peu abondantes dans le lac. Elle figure donc en faible quantité dans le matériel sédimenté (Fig. 48).

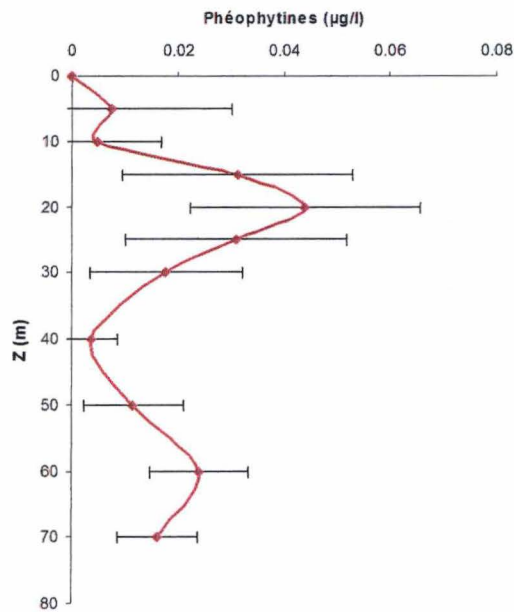
Même si aucune corrélation n'a été possible entre les moyennes de pigments au niveau de la zone euphotique et les moyennes des flux pigmentaires à 60 m, il n'en reste pas moins que les classes d'algues les plus abondantes au lac Kivu peuvent être mises en relation avec leur biomarqueur pigmentaire respectif. Les principaux biomarqueurs correspondent pour la plupart à des dérivées de caroténoïdes relativement préservés de la biodégradation.

De plus, les rapports entre la moyenne des concentrations de chaque pigment dans la zone euphotique durant le déploiement des trappes et les différents flux de sédimentation pour ces mêmes pigments ont été fait pour chaque relevé. Cependant, la variation des rapports était tel que l'on a rien pu mettre en évidence. Cela veut dire que la dégradation lors de la sédimentation à travers la colonne d'eau jusqu'à la chimiocline est très instable. A l'exception de la zéaxanthine.





**Fig. 49 :** Somme des moyennes des phéophorbides (+pyropheophytines) ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) en fonction de la profondeur du 4 février 2006 au 24 avril 2006, bassin Sud du lac Kivu (Ishungu).



**Fig. 50 :** Somme de moyennes des phéophytines ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) en fonction de la profondeur du 4 février au 24 avril 2006, bassin sud du lac Kivu (Ishungu).

### 5.3.3. La chlorophylle et ses produits de dégradation

#### 5.3.3.1. Les phéophorbides (+pyrophéophytines)

Les phéophorbides (+pyrophéophytines) sont tous deux des pigments indicateurs du grazing du zooplancton. Ils peuvent être additionnés afin de donner une bonne idée du matériel dégradé qui va sédimenter.

Les mesures de phéophorbides ont été prises entre 10 et 14 heures et la moyenne a été faite sur 12 prélèvements effectués chacun à une semaine d'intervalle. Les phéophorbides sont peu présents de 0 à 10 m avec des valeurs respectives de 0,02 et 0,03  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Ensuite, il y a une augmentation à 25 m où se situe également un des pics les plus importants atteignant 0,05  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . A 40 m il y a de nouveau un minimum avec une valeur de 0,02  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Ce minimum est suivi d'une augmentation jusque 60 m avec une valeur de 0,05  $\mu\text{g.l}^{-1}$  (Fig. 49).

A cette période de la journée, le zooplancton va migrer vers la limite de la zone euphotique afin d'éviter la prédation de *Limnothrissa miodon* qui est un prédateur visuel. C'est pour cette raison qu'en surface on retrouve peu de pelotes fécales de zooplancton, celui-ci étant peu présent. La plus grande partie des phéopigments se retrouve à 25 m, juste sous la limite de la zone euphotique, là où l'intensité lumineuse est nulle. On retrouve un minimum à la fin de la zone de mélange suivi d'une augmentation jusque 60 m. Il est utile de rappeler que les phéophorbides sont des produits de dégradation de la chlorophylle et que ceux-ci peuvent être produits de la dégradation bactérienne. Or, on sait que la plupart de la biodégradation dans le lac Kivu se passe entre 40 et 60 m où se situent respectivement, la limite de la zone de mélange et de la zone oxique en saison des pluies.

Il est important de rappeler aussi qu'en saison des pluies le zooplancton est moins abondant qu'en saison sèche ce qui est confirmé par la faible teneur en ses produits de dégradation. De plus, les variations obtenues pour chaque profondeur sont très importantes et peuvent remettre la validité de l'interprétation en question. En effet, les phéophorbides peuvent être produit aussi comme résultat final de la sénescence.

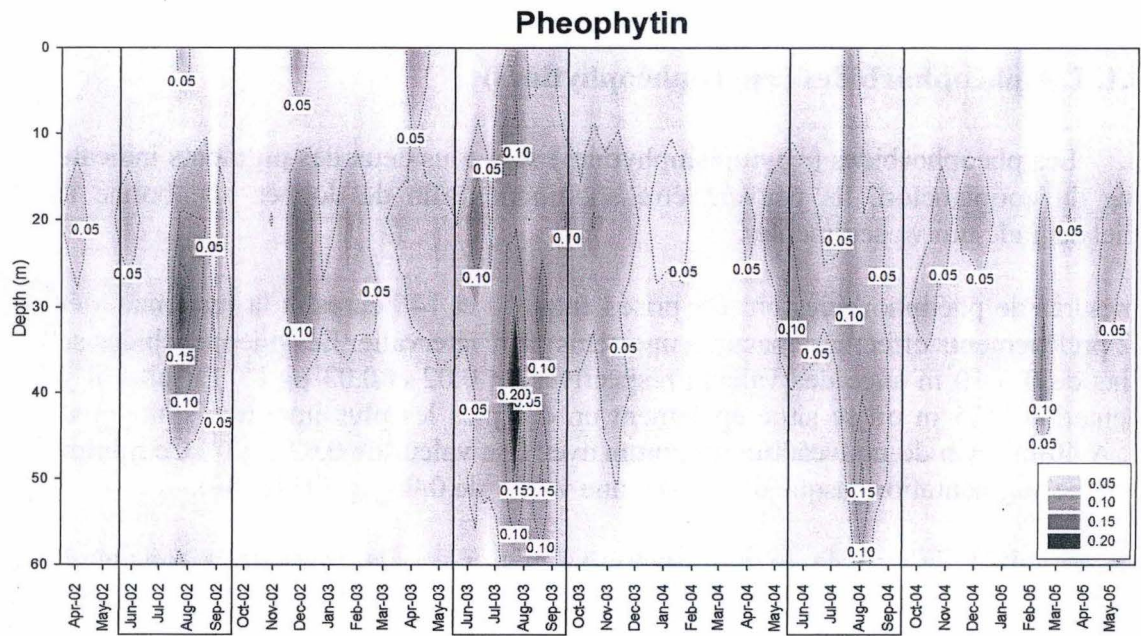
#### 5.3.3.2. Les phéophytines

Les phéophytines et les chlorophyllides sont des produits de dégradation de la chlorophylle à suite au processus de sénescence des algues. Un haut taux de phéophytines et de chlorophyllides signifierait que la plus grande partie des algues qui sédimenteraient n'aurait pas subi le grazing.

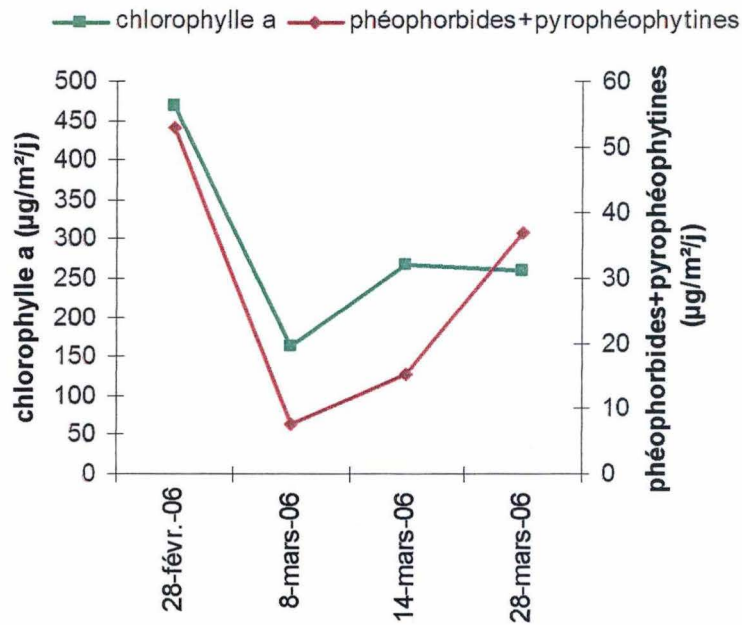
Cependant, seules les phéophytines seront analysées dans cette étude. Les chlorophyllides étant absentes des échantillons.

Les mesures de phéophytines ont été prises entre 10 et 14 heures et la moyenne a été faite sur 12 prélèvements effectués chacun à une semaine d'intervalle. Ces phéophytines sont très peu présentes de 0 à 10 m avec des valeurs respectives de 0,000 et 0,005  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Ensuite, il y a une augmentation à 20 m où se situe également le pic le plus important atteignant 0,05  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . A 40 m il y a de nouveau un minimum avec une valeur de 0,004  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Ce minimum est suivi d'une augmentation jusque 60 m avec une valeur de 0,02  $\mu\text{g.l}^{-1}$  (Fig. 50)





**Fig. 51 :** Phéophytine ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) (distribution verticale sur les 60 premiers mètres) dans le bassin Sud du lac Kivu durant la période 2002-2005. Les rectangles correspondent à la saison sèche annuelle (de juin à octobre). (Sarmiento et al., soumis).



**Fig. 52 :** Profil du flux de chlorophylle a et des phéophorbides (+pyropheophytines) ( $\mu\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ ) pour chaque relevé de trappe.



Cette distribution des phéophytines, en saison des pluies, montre une importante mortalité algale sous la limite de la zone de mélange, suivie d'une dégradation de la chlorophylle a en phéophytines à plus grande profondeur.

Durant la saison sèche, les concentrations en phéophytines les plus élevées ont été mesurées entre 20 et 50 m et tendaient à décroître au-delà. Les concentrations significatives, quant à elles, ont été mesurées dans le mixolimnion (Sarmiento et *al.*, soumis) (Fig. 51).

Une corrélation significative a été décelée entre les diatomées\_T1 et les concentrations en phéophytine dans la colonne d'eau (corrélation de Pearson = 0,53,  $p < 0,01$ ,  $n = 66$ ). La corrélation positive significative trouvée entre les diatomées\_T1 et la phéophytine suggère un flux de particules organiques exportées vers les eaux anoxiques profondes (Sarmiento et *al.*, soumis).

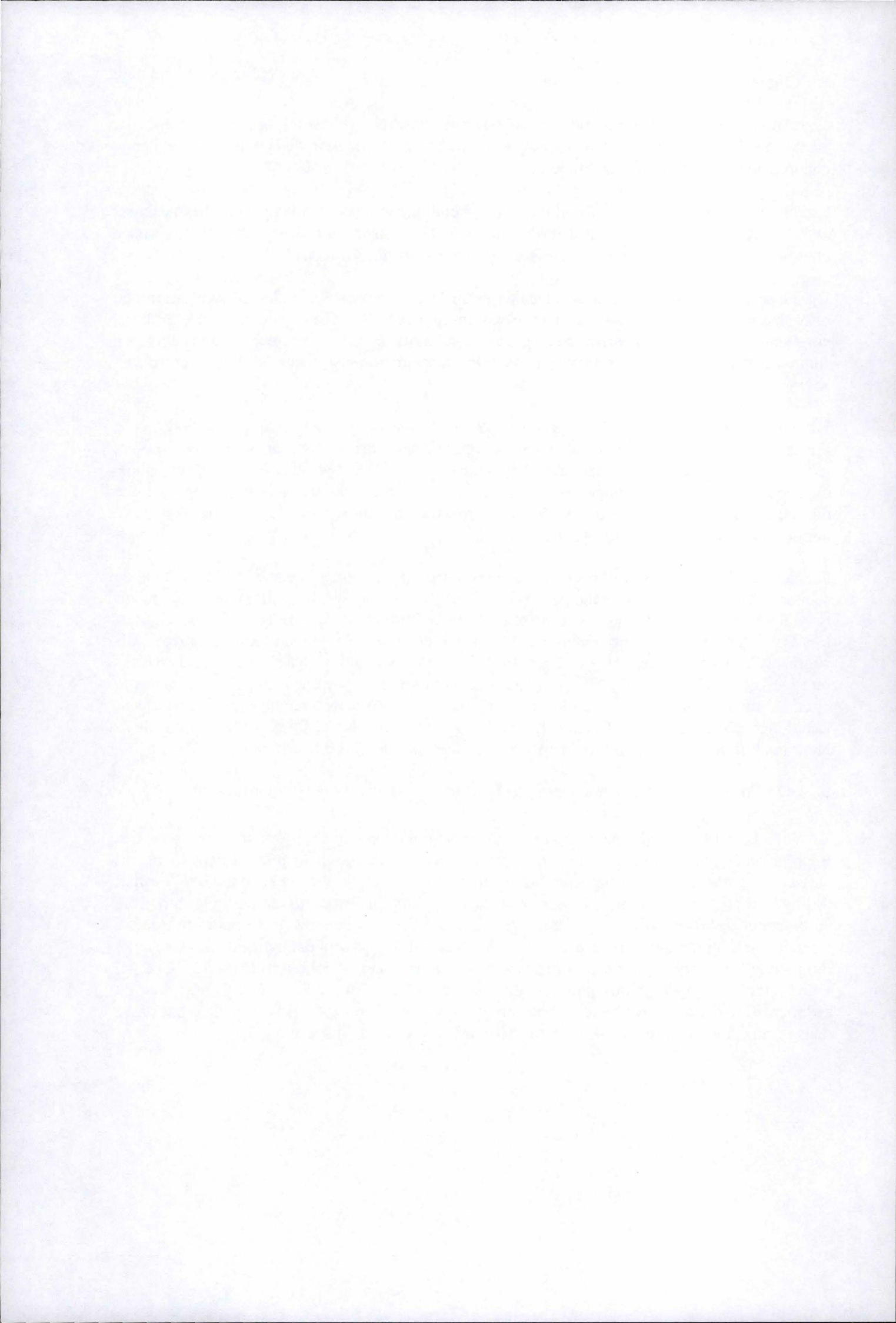
La contribution croissante des diatomées au phytoplancton suite à la disparition et à l'adaptation du zooplancton après l'introduction de *Limnothrissa miodon* (voir ci-dessous) et les pertes qui en découlent par la sédimentation ne font qu'accroître les pertes en silice, phosphore et carbone organique provenant des eaux de surface du lac Kivu. Il a été noté une diminution importante en surface de silice réactive dissoute dans le courant des trente dernières années (Sarmiento et *al.*, soumis).

De plus, les diatomées sont plus denses que les autres algues non siliceuses et ont des taux de sédimentation plus élevés. Pendant la saison sèche, quand les diatomées atteignent leur maximum de développement, le gradient d'intensité lumineuse dans la zone de mélange est très élevé. Ces conditions de mélange sont favorables au développement des diatomées mais augmentent aussi le processus de sénescence de certaines cellules algales. Les algues mortes ou sénescentes sédimentent plus vite que les cellules vivantes par un facteur 3 à 5 (Sarmiento et *al.*, soumis). L'augmentation de la sédimentation des diatomées peut aussi avoir lieu quand la colonne d'eau est restratifiée au début de la saison des pluies. Ceci est le résultat de la photoinhibition et des taux de sédimentation spécifiques très élevés.

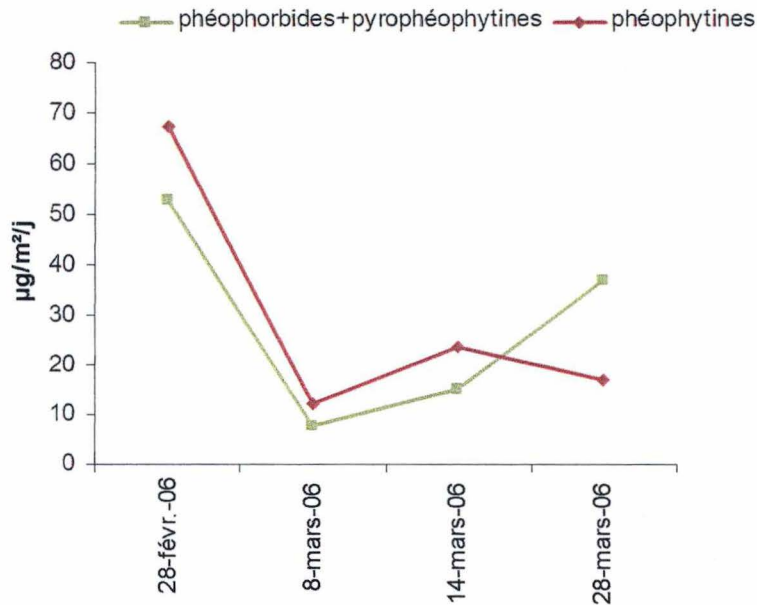
### 5.3.3.3. Comparaison entre chlorophylle a et ses produits de dégradation

La chlorophylle a, malgré sa forte dégradation, reste présente de façon très importante. Il faut savoir que la chlorophylle a est le seul biomarqueur présent dans toutes les classes d'algues étudiées au lac Kivu : c'est pour cette raison qu'elle est si abondante. Le flux de chlorophylle a non dégradée passant dans la zone anoxique est relativement important avec en moyenne  $289,8 \mu\text{gchl}a \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{l}^{-1}$ , ce qui représente un flux largement plus important que ses produits de dégradation que ce soient les phéophorbides (+pyrophéophytines) biomarqueurs du grazing ou les phéophytines biomarqueurs de la sénescence cellulaire (Fig. 52). Ceux-ci représentant par ordre chronologique des relevés 14,3 ; 7,6 ; 8,9 et 6,6 % du flux de sédimentation de la chlorophylle a. Cela signifie que pour 100  $\mu\text{g}$  de chlorophylle a qui passe dans la zone anoxique, il y a 14,3  $\mu\text{g}$  de phéophorbides qui y sédimentent.





Si l'on compare les flux de sédimentation des phéophorbides (+pyrophéophytines) à ceux des phéophytines, on s'aperçoit que le flux de phéophytines est de  $67,4 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$  pour le relevé du 28 février 2006 tandis que celui des phéophorbides est de  $52,8 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$ . Les flux de phéophytines sont généralement supérieures aux flux de phéophorbides (Tableau 10) sauf pour la trappe relevée le 28 mars 2006 (Fig. 53).



**Fig. 53 :** Comparaison des flux de sédimentation entre les phéophytines et les phéophorbides+pyrophéophorbides (phéopigments) pour chaque relevé des trappes à sédiments.

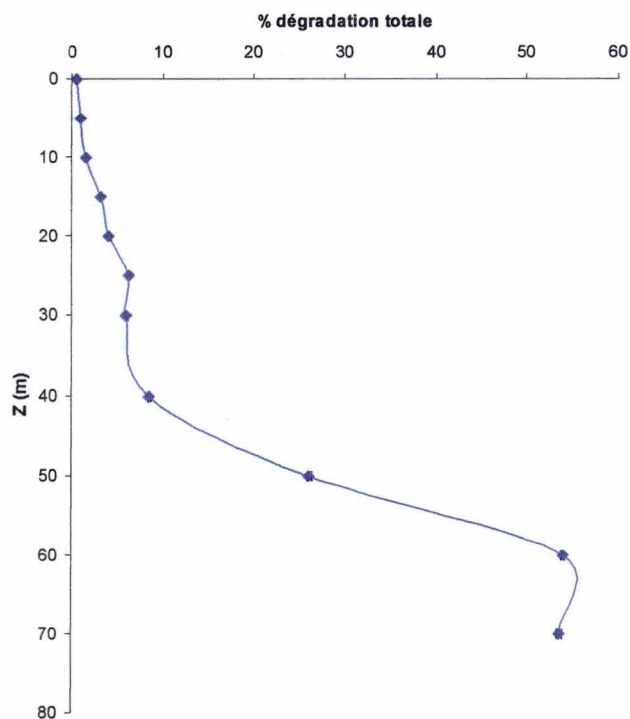
Dates des relevés	Phéophytines a ( $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{j}$ )	Phéophorbides a ( $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{j}$ )
28-Feb-06	67.4	52.8
8-Mar-06	12.4	7.7
14-Mar-06	23.7	15.3
28-Mar-06	17.0	36.9

**Tableau 10 :** Comparaison des valeurs de flux de sédimentation entre les phéophytines a et les phéophorbides a (+pyrophéophytines) pour chaque relevé des trappes à sédiments.

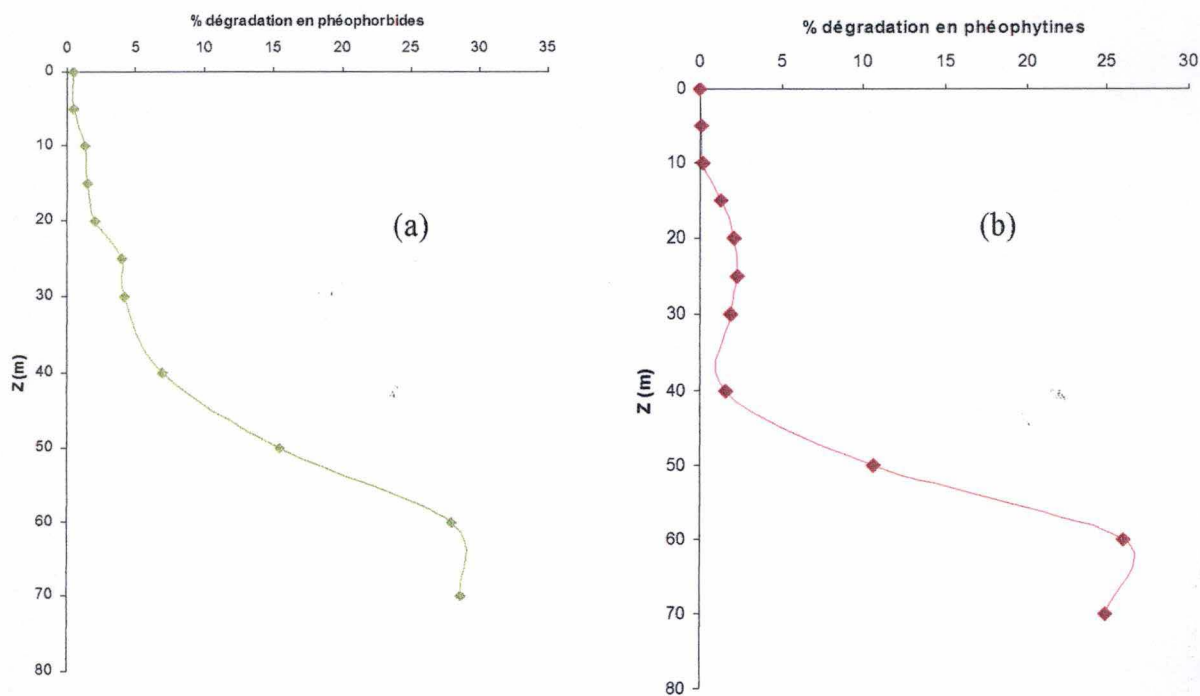
On peut en déduire que généralement, en saison des pluies, le flux de sédimentation des algues sénescents est plus important que celui des algues consommées par le zooplancton. Ceci peut paraître évident intuitivement vu la faible teneur en zooplancton à cette saison. Cependant, en saison sèche, il est probable que le flux de sédimentation de la biomasse phytoplanctonique broutée sera plus important que celui des algues sénescents. Notons cependant que le grazing n'est pas le seul processus impliqué dans la formation des phéophorbides et que le rôle de la mortalité dans le flux de produits de dégradation pourrait être plus important encore.

Des observations pendant la saison sèche seront nécessaires pour tester l'impact du zooplancton sur le flux de sédimentation de la partie consommable du phytoplancton.





**Fig. 54 :** Pourcentage des produits de la dégradation de la chlorophylle a (phéophytines + phéophorbides + pyrophéophytines) en fonction de la profondeur (m).



**Fig. 55 :** a) Pourcentage des produits de dégradation de la chlorophylle a sous forme de phéophorbides (+pyropheophytines). b) Pourcentage des produits de dégradation de la chlorophylle a sous forme de phéophytine.

#### 5.3.3.4. Pourcentage de dégradation

La dégradation totale est faible entre 0 et 40 m avec des valeurs de 0,5 % à 0 m et de 8,6 % à 40 m. Il y a ensuite une augmentation importante au-delà de 40 m avec une valeur maximum à 60 m de 54,0 % de biomasse dégradée (Fig. 54).

Tout le long de la zone de mélange, la dégradation de la chlorophylle a est faible. Entre 40 et 60 mètres, il y a dégradation de celle-ci par l'activité bactérienne. Au-delà de 60 m, au niveau de monimolimnion, les bactéries étant absentes, la biodégradation diminue.

La dégradation sous forme de phéophorbides (+pyrophéophytines) par rapport aux pigments totaux, suit le même schéma que la dégradation totale. Une faible dégradation en phéophorbides entre 0 et 40 m avec des valeurs de 0,5 % à 0 m et de 5,0 % à 40 m et au-delà de 40 m, la dégradation augmente jusque 60 m avec une valeur de 28,1 % (Fig. 55a).

On aurait pu s'attendre à une augmentation de la dégradation en phéophorbides plus haut dans la colonne d'eau suite à l'activité du grazing par le zooplancton, ce qui n'est pas le cas. Cela est probablement dû au fait qu'il y a très peu de zooplancton en saison des pluies au moment où ces valeurs ont été prises.

La dégradation sous forme de phéophytines est nulle de 0 à 10 m. Ensuite, il y a une augmentation de 10 à 25 m avec à 25 m, 2,3 % suivi d'une diminution de 25 à 40 m. Par après, il y a de nouveau, comme pour les autres profils de dégradation, une augmentation importante de 40 à 60 m avec à 60 m 26,0 % (Fig. 55b).

On remarque donc une première augmentation à la fin de la zone euphotique suivie, comme pour les autres profils, d'une forte augmentation due à l'activité bactérienne.

On peut conclure qu'il n'y a pas une grande variabilité entre la dégradation sous forme de phéophorbides et sous forme de phéophytines. De plus, on s'aperçoit clairement que la plus grande partie de la dégradation est produite par l'activité bactérienne entre 40 et 60 m. Ainsi, comme on l'avait déjà supposé, le zooplancton ne joue pas une grande importance dans les processus de la dégradation de la chlorophylle a en saison des pluies.



**CONCLUSION  
GÉNÉRALE  
ET  
PERSPECTIVES**



## 1. Conclusion générale

La discussion ayant été abordée dans la partie précédente du travail, la conclusion n'en reprend que les points principaux.

Différents aspects généraux ont été abordé lors de notre étude au lac Kivu, notamment, analyses physico-chimiques, biomasse, analyse élémentaire, assemblage phytoplanctonique et production primaire.

L'observation de nos résultats s'étalant du mois de février à avril 2006 et réalisés dans le cadre du projet ECOSYKI et « cycle du carbone et des nutriments au lac Kivu », dans lequel la problématique des trappes sera abordée, permet de dégager quelques caractéristiques générales.

En saison des pluies, la température de l'eau de surface est plus élevée qu'en saison sèche suite à la diminution du vent, ce qui entraîne une stratification de la colonne d'eau. La profondeur de la zone de mélange se situe à environ 30 m tandis que la pénétration de la lumière dans l'eau est de l'ordre 15 m. Le rapport entre la profondeur de la zone de mélange et la profondeur de la zone euphotique ( $Z_m : Z_{eu}$ ) est généralement proche de deux (1,9).

A cette époque de l'année, la biomasse totale moyenne au niveau de la zone mélange (0-20m) est de  $2,8 \mu\text{gChla.l}^{-1}$  avec un pic entre 0 et 10 m. C'est dans cette partie de la colonne d'eau qu'elle est la plus importante, étant donné qu'elle dépend du phytoplancton et que nos mesures ont toutes été prises entre 10 heures et 14 heures, au moment, où le phytoplancton se retrouve en surface.

Durant cette saison, on peut également remarquer l'impact sur la composition du phytoplancton des modifications des conditions lumineuses dans la colonne d'eau. En effet, l'assemblage dominant en saison des pluies est constitué par des cyanobactéries  $T_2$  typiquement photophiles. L'augmentation d'abondance des diatomées, algues de type sciaphile, pendant la saison sèche est à mettre en rapport avec l'augmentation de la profondeur de la zone de mélange qui se situe à cette époque entre 40 et 60 m et qui permet une remontée des nutriments vers les couches de surface.

Le rapport C:N moyen trouvé lors de notre étude au lac Kivu est égal à 8,5. Cela indique sans doute une faible limitation en N des algues, alors que le rapport C:P moyen est de 249, montrant une limitation importante par le phosphore de la croissance algale. Ceci est confirmé par un rapport N:P de 29 montrant clairement que c'est le phosphore qui est limitant au lac Kivu.

La production primaire brute journalière moyenne a été estimée à  $1,62 \text{ gC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ . Cette estimation est relativement élevée par rapport aux valeurs de Sarmiento et *al.* (soumis). Cela s'explique par des valeurs de témoins très variable. Ces valeurs de production primaire élevée pourraient expliquer le taux de croissance moyen élevé qui est de  $0,37 \text{ j}^{-1}$ . De plus, la production primaire  $> 5 \mu\text{m}$  représente 69,5 % de la production primaire totale.

Le flux de sédimentation en carbone, en moyenne de  $103,1 \text{ mgC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ , montre le flux d'exportation de carbone organique, essentiellement produit par le phytoplancton, qui va participer à la production de méthane dans les couches profondes du lac. Au cours de cette



étude, le flux moyen d'exportation d'azote organique particulaire (NOP) vers les zones profondes du lac est de  $10,2 \text{ mg N.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$  et de  $0,4 \text{ mg P.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$  pour le phosphore. Le devenir de ces éléments est différent. En effet, les produits de transformation du carbone et de l'azote en anaérobiose ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ) vont être partiellement restitués au mixolimnion par diffusion à travers le chimiocline. Cependant, les orthophosphates sont réassimilés par des bactéries se développant à l'interface entre le monimo- et le mixolimnion (Hecky & Kling, 1987).

On peut montrer également que le pourcentage moyen de la production primaire qui sédimente au niveau de la zone anoxique diffère suivant les éléments. En effet, il y a en moyenne 6,9 % de la production primaire en carbone qui va sédimenter dans le monimolimnion tandis que 5,3 %, en moyenne, de la production primaire en azote va sédimenter et seulement 3,1 % de la production primaire en phosphore. Cela correspond bien aux résultats des ratios C:N:P au niveau des trappes dans le sens où il y a bien un plus faible pourcentage en phosphore qui sédimente par rapport aux autres éléments organiques particuliers. Autrement dit, l'exportation de carbone organique par sédimentation est relativement plus importante que celle de l'azote et du phosphore, vu un recyclage plus élevé de ces nutriments dans le mixolimnion. On remarque aussi que la proportion de phosphore exportée est plus faible que celle de l'azote, ce qui résulte de la plus forte carence en phosphore dans la zone de mélange. Cependant, il ne faut pas oublier que la production primaire a été surévaluée à la suite de problème de mesure : donc, la fraction de la production primaire qui sédimente est probablement supérieure à nos estimations.

Même si n'a pas été possible de mettre en évidence une corrélation entre les moyennes de pigments au niveau de la zone euphotique et les moyennes des flux pigmentaires à 60 m, il n'en reste pas moins que les classes d'algues les plus abondantes au lac Kivu peuvent être mises en relation avec leur biomarqueur pigmentaire respectif. Les principaux biomarqueurs correspondent pour la plupart à des dérivés de caroténoïdes relativement préservés de la biodégradation et de la photooxydation.

En saison des pluies, le flux de sédimentation des algues sénescents est plus important que celui des algues consommées par le zooplancton. Ceci peut paraître évident intuitivement vu la faible abondance en zooplancton à cette saison. Il est probable qu'en saison sèche le flux de sédimentation lié au broutage par le zooplancton sera plus important que celui lié à la mortalité algale. Notons cependant que le grazing n'est pas le seul processus impliqué dans la formation des phéophorbides et que le rôle de la mortalité dans le flux de produits de dégradation pourrait être plus important que ce qui apparaît dans nos résultats.

Il n'y a pas une grande variabilité entre la dégradation sous forme de phéophorbides et celle sous forme de phéophytines. De plus, on s'aperçoit clairement que la plus grande partie de la dégradation est produite par l'activité bactérienne entre 40 et 60 m. Ceci indique de nouveau que le broutage par le zooplancton ne joue pas un grand rôle dans les processus de dégradation en saison des pluies.



## 2. Perspectives

Techniquement, il faudrait être sûr de récupérer les trappes, afin qu'il n'y ait pas de manques au cours des échantillonnages. Pour cela, en plus de les repérer par GPS, on devrait doter les trappes d'un émetteur permettant de les localiser avec précision, car suite aux vents violents qui peuvent toucher le lac Kivu, celles-ci ont tendance à dériver. De plus, le lest a tendance à s'enfoncer, entraînant la perte de tout contact visuel avec les flotteurs et donc avec la trappe. Une autre technique serait de doter les trappes d'un émetteur-récepteur qui détacherait la trappe du lest et entraînerait la remontée automatique de celle-ci.

Afin d'éviter toute perte de matériel sédimenté, il serait judicieux de limiter la forme de la trappe à un simple cylindre et d'éviter toute forme inadéquate, comme un entonnoir, de façon à éviter les dépôts le long de ses parois, même si celui-ci paraît approprié pour éviter la remise en suspension des particules sédimentées suite aux turbulences.

Il est clair que notre étude portait sur la faisabilité de l'utilisation de trappes à sédimentation dans le lac Kivu. Cependant, en si peu de temps et donc avec peu de relevés, il était impossible de donner aux valeurs recueillies le moindre poids statistique mais simplement d'apporter des éléments afin d'orienter la recherche future sur le flux de sédimentation au lac Kivu.

La première chose à faire serait donc de récolter suffisamment de données à long terme pour confirmer statistiquement certaines relations ou corrélations entrevues dans nos résultats. Étant donné que chaque trappe doit rester au minimum 8 jours afin de permettre l'interprétation des résultats qu'elle fournit, il s'agira d'un travail de longue haleine.

La pose d'une trappe au niveau de la fin de la zone euphotique soit, à 20 m en saison des pluies, permettrait de mettre en relation le taux de sédimentation de la biomasse sur les vingt premiers mètres de la colonne d'eau avec la taux de production primaire dans cette même couche. Une trappe pourrait aussi être installée à 40 m afin d'avoir un suivi complet de la sédimentation dans toute la colonne d'eau et de mieux suivre la dégradation des particules.

Une analyse microscopique du matériel recueilli dans les trappes ainsi qu'un comptage des différentes algues pourraient permettre de préciser la composition taxonomique de l'assemblage phytoplanctonique qui sédimente. Celui-ci pourrait être mis en relation avec les différents pigments.



**RÉFÉRENCES**

**BIBLIOGRAPHIQUES**

## Références bibliographiques

- Barrett, J., Jeffrey, S. W. Chlorophyllase and formation of an atypical chlorophyllide in marine algae. *Plant Physiol.*, **39**, 44-47 (1964).
- Beadle, L. C. The inland waters of tropical Africa – An introduction to tropical limnology. *Longman*, New York (1981).
- Bloesch, J., Burns, N. M. A critical review of sedimentation trap technique. *Schweiz. Z. Hydrol.*, Birkhäuser Verlag Basel, **42/1**, 15-55 (1980).
- Carpenter, S. R., Elser M. M., and Elser J. J. Chlorophyll production, degradation and sedimentation : Implications for paleolimnology. Department of Biology. University of Notre Dame, Notre Dame. Indiana. *Limnol. Oceanogr.*, **31**(1), 112-124 (1986).
- Collart, A. L'introduction du *Stolothrissa tanganyicae* (Ndagala) au lac Kivu. Bull. Agric. Congo Belge, **51**, 975-985 (1960).
- Damas, H. Recherches hydrobiologiques dans les lacs Kivu, Edouard et Albert, Expl. Parc Natn. Albert. *Mission Damas 1935-1936*, **I**, 128 pp. (1937).
- Darchambeau, F., Thys, I., Leporcq, B., Hoffmann, L. & Descy, J.-P. Influence of zooplankton stoichiometry on nutrient sedimentation in a lake system. *Limnol. Oceanogr.*, **50** (3), 905-913 (2005).
- Degens, E. T., von Herzen, R. P., Wong, H.-K., Deuser, W. G & Jannasch, H. W. Lake Kivu: Structure, Chemistry and Biology of an East African Rift Lake. *Geol. Rundsch.* **62**, 245-277 (1973).
- de Iongh, H. H., Spliethoff, P. C. & Frank, V. G. Feeding habits of the clupeid *Limnothrissa miodon* (Boulenger), in Lake Kivu. *Hydrobiologia* **102**, 113-122 (1983).
- Descy, J.-P. & Fourniret, Y. Quelques données récentes sur la production planctonique du lac Kivu (Rwanda). *Unité d'Ecologie des Eaux Douces*, FUNDP, 147-149 (1991).
- Dumont, H. J. The Tanganyika Sardine in Lake Kivu: Another Ecodisaster for Africa ? *Environmental Conservation*, Vol. **13**, No **2** (1986).
- Gardner, W. D. Fluxes, dynamics and chemistry of particulates in the ocean. Ph. D. thesis. *MIT/ Woods Hole Oceanogr. Inst.*, 405 p. (1977).
- Garrett, R. H. & Grisham, C. H. Biochimie : Traduction de la deuxième édition américaine par Bernard Lubochinsky. De Boeck Université, Paris 1274 p. (2000).
- Haberyan, K. A. & Hecky, R. E. The late pleistocene and holocene stratigraphy and paleolimnology of lakes Kivu and Tanganyika. *Paleogeography, paleoclimatology, paleoecology* **61**, 169-197 (1987).



Halbwachs, M., Tietze, K., Lorke, A. & Mudaheeranwa, C. Investigations in Lake Kivu (East Central Africa) after the Nyiragongo Eruption of January 2002 : specific study of the impact of the sub-water lava inflow on the lake stability. *Final report of the international scientific team*, 56 p. (9 mars 2002).

Hargrave, B. T. & Burns, N. M. Assessment of sediment trap collection efficiency. *Limnol. Oceanogr.*, **24**, 1124-1135 (1979).

Hawkins, A. J. S., Bayne, B. L., Mantoura, R. F. C., Llewellyn, C. A. Chlorophyll degradation and absorption throughout the digestive system of the blue mussel *Mytilus edulis* L. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **96**, 213-223 (1986).

Hecky, R. E. & Kling, H. J. Phytoplankton ecology of the great lakes in the rift valleys of Central Africa – Arch. Hydrobiol. Beih. *Limnol.*, **25**, 197-228 (1987).

Hurley, J. P., and Armstrong, D. E. Pigment preservation in lake sediments : a comparison of sedimentary environments in Trout Lake, Wisconsin. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **48**, 472-486 (1991).

Irvine, K. The zooplankton : general sampling methods and estimation of biomass and development rates. In A. Menz (ed.), *The Fishery Potential and Productivity of the Pelagic Zone of Lake Malawi/Niassa*. Natural Resources Institute, Chatham, Kent, U. K. (1995).

Ishumbisho, M., Kaningini, M., Descy, J.-P. & Baras, E. Seasonal and diel variations in diet of the young stages of the fish *Limnothrissa miodon* in Lake Kivu, Eastern Africa. *Journal of Tropical Ecology* **20**, 73-83 (2004).

Ishumbisho, M., Sarmiento, H., Kaningini, B., Micha, J.-C. & Descy, J.-P. Mesozooplankton of Lake Kivu (East Africa): half a century after Zooplankton of the Tanganyika sardine introduction. In Ishumbisho (2006). *Ecologie du zooplankton du lac Kivu (Afrique de l'Est, Thèse doct., FUNDP, Namur*.

Kaningini, M. & Ishumbisho, M. Impact de la saison sur le moment d'alimentation et le régime alimentaire des larves de *Limnothrissa miodon* (Blgr, 1906) dans la partie extrême sud du lac Kivu (Bassin de Bukavu). UERHA, ISP-Bukavu, 8 p. (2003).

Keely, B. J., Maxwell, J. R. Structural characterisation of the major chlorins in a Recent sediment. *Organic Geochem.*, **17**, 663-669 (1991).

Kilham, S. S. & Kilham, P. Endless summer : internal loading processes dominate nutrient cycling in tropical lakes. *Freshwater Biology* **23**, 379-389 (1990).

Kirk, T. O. J. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge : *Cambridge Univ. Press*, 401 p. (1983).



- Lau, Y. L. Laboratory study of cylindrical sedimentation traps. *J. Fish. Res. Bd Can.*, **36**, 1288-1291 (1979).
- Leavitt, P. R. Experimental determination of carotenoid degradation. Department of Biology, Canada, and USA. *Journal of Paleolimnology*, **1**, 215-227 (1988).
- Leavitt, P. R., Carpenter, S. R. Aphotic Pigment degradation in the hypolimnion : Implications for sedimentation studies and paleolimnology. *Limnol. Oceanogr.*, **35**(2), 520-534 (1990).
- Lewis, W. M., Jr. Tropical lakes: how latitude makes a difference. *Perspectives in Tropical Limnology*, pp. 43-64 (1996).
- Marshall, B.E. Seasonal and annual variations in the abundance of the clupeid *Limnothrissa miodon* in Lake Kivu. *Journal of Fish Biology* **39**, 641-648 (1991).
- Newman, F. C. Temperature steps in Lake Kivu : A bottom heated saline lake. *Journal of Physical Oceanography* **6**, 157-163 (1976).
- Owens, T. G., Falkowski, P. G. Enzymatic degradation of chlorophyll a by marine phytoplankton *in vitro*. *Phytochem.*, **21**, 979-984 (1982).
- Poister, D., Armstrong, D. E. & Hurley, J. P. Influences of grazing on temporal patterns of algal pigments in suspended and sedimenting algae in a north temperate lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **56**, 60-69 (1999).
- Sarmiento, H., Isumbisho, M. & Descy, J. P. Phytoplankton ecology of Lake Kivu. (East Afrika). *Journal of Plankton Research*, **28** (9) 815-829 (2006a).
- Sarmiento, H., Leitao, M., Stoyneva, M., Compère, P., Couté, A., & Descy, J.-P. Species diversity of pelagic algae of Lake Kivu (East Africa). *Cryptogamie-Algologie*, sous presse (2006b).
- Sarmiento, H. Darchambeau, F., Isumbisho, M., Viroux, L., Leporcq, B. & Descy, J.-P. Role of primary production and phytoplankton dynamics in the increasing methane concentrations in the deep waters of Lake Kivu (Eastern Africa) in Sarmiento 2006, *Phytoplankton of Lake Kivu, (East Afrika)*, Thèse doct., FUNDP, Namur.
- Schmid, M., Halbwegs, M., Wehrli, B. & Wüest, A. Weak mixing in Lake Kivu : New insights indicate increasing risk of uncontrolled gas eruption. *American Geophysical Union*, Vol. **6**, No **7**, 11 p. (2005).
- Schoch, S., Scheer, H., Schiff, J. A., Rüdiger, W., Siegelman, H. W. Pyropheophytin a accompanies pheophytin a in dark and light grown cells of *Euglena*. *Z. Naturforsch.*, **36c**, 827-833 (1981).
- Smith, I. R. Turbulence in lakes and rivers. *Freshw. Biol. Ass. Sci. Publ.*, No **29** (1975).



- Snoeks, J., De Vos, L. & van den Audenaerde, D. T. The ichthyogeography of Lake Kivu. *South African Journal of Science*, Vol. **93** (1997).
- Spigel, R. H. & Coulter, G. W. Comparison of hydrology and physical limnology of the East African great lakes: Tanganyika, Malawi, Victoria, Kivu and Turkana (with references to some North American great lakes). *The limnology, climatology and paleoclimatology of the East African lakes*. Gordon and Breach Publishers, pp. 103-139 (1996).
- Splithoff, P. C., de Iongh, H. H. & Frank, V. G. Success of the Introduction of the Fresh Water Clupeid *Limnothrissa miodon* (Boulenger) in Lake Kivu. *Fish. Mgmt* **14**, No 1 (1983).
- Stenuite, S. Etude du phytoplancton du lac Tanganyika : production particulaire et dissoute. Mémoire de fin d'étude, 61 p. (2003).
- Sun, M-Y., Lee, C., Aller, R. C. Anoxic and oxic degradation of <sup>14</sup>C-labeled chloropigments and a <sup>14</sup>C- labeled diatom in Long Island Sound sediments. *Limnol. Oceanogr.*, **38**, 1438-1451.
- Talling, J. F. & Talling, I. B. The Chemical Composition of African Lake Waters. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, **50**, 421-463 (1965a).
- Talling, J. F. The photosynthetic activity of phytoplankton in East African lakes. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.*, **50**, 1-32 (1965b)
- Tauber, H. A static non-overload pollen collector. *New Phytol*, **73**, 359-369 (1974).
- Tietze, K, Geyh, M., Müller, H., Schröder, L., Stahl, W. & Wehner, H. The genesis of the Methane in Lake Kivu (Central Africa). *Geol. Rundschau*, Vol. **69**, Issue **2**, 452-472 (1980).
- Van Den Audenaerde, T. D. F. E., Coenen, E., Robben, J., Vervoort, D. Fisheries research on lake Kivu. *Royal Africa Museum, Vertebrata Dept.* (1982).
- Van Well. Summary of Lake Tanganyika near Kigoma (1974-1975). FAO, Rome, Italy (1975).
- Verbeke, J. Exploration Hydrobiologique des Lacs Kivu, Edouard et Albert. « Recherches écologiques sur la faune des grands lacs de l'Est du Congo belge ». Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Vol. **3**, fasc. **1**, 177p. (1957).