Annls Limnol. 34 (1) 1998 : 35-48

Développement du phytoplancton, des Ciliés et des Rotifères sur deux sites de la Loire moyenne (France), en période d'étiage

N. Lair[1]
P. Reyes-Marchant[1]
V. Jacquet[1]

Mots clés : potamoplancton, microalgues, Ciliés, Rotifères, fleuve.

Les Ciliés sont une composante importante du nano- et du micro-plancton des eaux stagnantes, mais peu d'attention a été porté sur la part qu'ils pouvaient prendre dans les eaux courantes. Nous avons réalisé, de juin à octobre 1996, une étude bimensuelle des Ciliés du potamoplancton de la Loire moyenne, comparativement à l'examen des algues et des Rotifères qui abondent certaines années en étiage, dans cette partie du fleuve. Deux sites, situés en ordre 8, respectivement à 550 km et à 640 km de la source du fleuve, ont été échantillonnées.

Les augmentations de la teneur en oxygène dissous, des matières en suspension, de la DBO5 et des teneurs en chlorophylle *a*, associées à la baisse de la teneur en éléments nutritifs, sont typiques des eaux eutrophes. La communauté algale, dominée par les Chlorophytes et les Bacillariophytes, atteint son maximum de développement fin juillet (avec respectivement 40.10^6 cell.l-1 et 70.106 cell.l^{-1} du site amont au site aval). Les Ciliés, dominés par les Oligotriches et les Péritriches ont leur maximum de densité deux semaines plus tard (respectivement 6.200 cell.l^{-1} et 14.340 cell.l^{-1}). La densité maximale des Rotifères dominés par les Brachionidés et les Trichocercidés, est observée simultanément à celle des Ciliés (respectivement 3610 ind.1^{-1} et 1780 ind.1^{-1}) ; contrairement aux années antérieures, elle est plus faible en aval, ces organismes ayant réagi aux perturbations induites par les travaux réalisés sur le site aval.

Comme dans les milieux stagnants, dans cette partie eutrophe de fleuve, la matière organique disponible favorise le développement de Ciliés et de Rotifères consommateurs d'algues et de bactéries. Le rapport hétérotrophes / autotrophes, exprimé en carbone, passe de 0,34 en amont à 0,17 en aval ; il illustre le rôle régulateur des Rotifères filtreurs, dont la régression en aval attribuée aux travaux de terrassement et amplifiée par la prédation invertébrée, a favorisé le développement des Chlorophycées. La biomasse en carbone des Rotifères est supérieure à celle des Ciliés, mais, en fin d'été, ces derniers jouent un rôle important dans les transferts d'énergie au sein de cet écosystème fluvial.

Phytoplankton, ciliate and rotifer development at two stations in the Middle Loire river (France), during a period of low water flow

Keywords : potamoplankton, microalgae, ciliates, rotifers, large river.

Planktonic ciliates are numerically an important component of both nano- and micro-plankton assemblages in standing waters, but little attention has been paid to their importance in rivers. To know their role in the middle Loire where microalgae and rotifers can be numerous, the potamoplankton was studied fortnightly from June to October 1996, a period of low water flow. In 1996, excavation works has increased the suspended matter downstream, while chlorine was used upstream.

The increase in dissolved oxygen, suspended matter, BOD_5 and chlorophyll a, associated with the decrease in nutrients downstream, are typical of eutrophic rivers. Algae, with Chlorophytes and Bacillariophytes, were the principal components. Their density increased from the upper site to the lower, with respective maxima of 50.10^6 cells.1^{-1} and 70.10^6 cells.1^{-1}. Following algal growth, a large ciliate community developed, with Oligotriches and Peritriches, with densities up to 6200 cells.1^{-1} and 14 340 cells.1^{-1} respectively. Simultaneously the rotifers increased, with Brachionids and Trichocercids up to 3610 ind.l^{-1} and 1780 ind.l^{-1} from upstream to downstream. In contrast to previous studies, their density decreased downstream, a consequence of excavation works.

As in standing waters, the enrichment in organic matter is responsible for the increase in algae and bacteria consumers. The ratio of total heterotrophic to autotrophic biomass (H/A ratio) decreased from 0.34 upstream to 0.17 downstream. Rotifers, whose downstream decrease, may be attributed to excavation works and was accentuated by invertebrate predation, were one of the causes of the increase of green algae at the lower site. The rotifer carbon biomass was globally higher than that of the ciliates ; but from the end of summer, ciliates played an important role in the functioning of this lowland river.

Article available at http://www.limnology-journal.org or http://dx.doi.org/10.1051/limn/1998004

1. Université Blaise Pascal, Clermont-Ferrand II, UPRES A 6042, Equipe Hydrosystèmes et Bassins Versants, F-63177 Aubière Cedex, France.

1. Introduction

La Loire moyenne, rivière d'ordre 8 selon la typologie de Strahler (1957), abrite en étiage un abondant plancton végétal. Dans ce secteur du fleuve les éléments nutritifs et la silice ne sont pas limitants. Avec des teneurs en chlorophylle *a* dépassant, certaines années, 200 $\mu g.l^{-1}$ et des densités supérieures à 200.10^6 $cell.l^{-1}$, le phytoplancton prend des valeurs classiquement mesurées dans les eaux eutrophes (Lair et al., 1996a). Il peut donc restituer d'importantes quantités de carbone organique, réutilisable par les bactéries et par les Rotifères ; en effet, la présence, en été, d'une importante biomasse de Rotifères ß- mésosaprobes illustre la richesse du milieu en matière organique (Lair & Reyes-Marchant 1997). C'est dans ce contexte que nous nous sommes interrogées sur l'importance prise par les principales composantes auto- et hétérotrophes du potamoplancton.

Bien qu'analysées depuis la fin du siècle dernier, les communautés algales des eaux courantes, ont fait l'objet d'études moins intensives que celles des lacs et des océans (e.g. Köhler, 1993). Les changements saisonniers ont été principalement attribués aux variations de température, de lumière et de débits (e.g. Descy, 1993). En Loire moyenne, d'après des observations sur une période de 10 ans, ce dernier facteur contrôle principalement les changements de biomasse algale (Lair & Sargos 1993).

Un nombre encore plus réduit de travaux a eu trait au zooplancton des rivières ; l'une des raisons majeures est certainement due au fait que l'on a considéré pendant longtemps qu'il ne pouvait pas se multiplier en pleine eau. Cependant, dans les rivières de plaine à faible débit, ces organismes planctoniques peuvent atteindre de fortes densités ; c'est également le cas dans ce secteur de Loire moyenne où durant l'été 1995, caractérisé par un étiage long et stable, une importante communauté de Rotifères, atteignant jusqu'à 5800 $ind.l^{-1}$ sur le site aval, s'est développée (Lair & Reyes-Marchant, 1997). Nous avons montré qu'en milieu lacustre eutrophe le broutage des Rotifères filtreurs pouvait être très important, de même que l'impact des Rotifères prédateurs (Lair & Oulad Ali 1990). Il en est de même en rivières ; les travaux menés en Meuse, Moselle et Sarre indiquent que l'impact du broutage des communautés algales par les Rotifères potamoplanctoniques peut être important (Gosselain et al., 1996) et l'étude de ces organismes permet d'envisager leur influence sur le fonctionnement des communautés proies.

Par ailleurs, il est largement reconnu qu'en eau stagnante les micro-organismes hétérotrophes jouent un rôle essentiel dans le transfert du carbone bactérien vers la chaîne trophique classique. (Azam et al. 1983). En eau courante, Ferrari et al. (1989) signalaient déjà, sans toutefois les compter, la présence de nombreux protozoaires en périodes de basses eaux. Cependant, en dehors des travaux de Carlough & Meyer (1989), qui se sont plus particulièrement intéressés au protozooplancton dans des rivières d'ordre 4 et 6, les études réalisées sur ce groupe d'organismes ont porté essentiellement sur des taxons épibenthiques (Cairns et al. 1974, Madoni & Ghetti 1980, Pratt et al. 1987). En effet, de manière générale, les travaux sur le proto- potamoplancton sont demeurés très limités (Baldock et al. 1983, De Ruyter Van Steveninck et al. 1990, Dolan & Gallegos 1991, Basu & Pick 1996), et souvent orientés vers la qualité de l'eau, en relation avec le degré de saprobité de ces organismes (Detchèva 1975-1976), ou dans le but de connaître la faune vivant dans l'environnement des plantes aquatiques (Roos & Treuba 1977). Les protozoaires ont des régimes alimentaires variés, passant des bactéries aux microalgues, sans oublier ceux qui sont prédateurs d'autres protistes ou de micrométazoaires (Foissner & Berger 1996). Aussi, en complément des études réalisées en Loire moyenne en 1995 (Lair & Reyes-Marchant 1997), nous avons suivi, de juin à octobre 1996, les variations de densité des Ciliés, comparativement à celles des algues et des Rotifères.

2. Sites d'étude, matériel et méthodes

Le protocole d'étude s'inscrit dans un programme de surveillance écologique, réalisé pour Electricité de France depuis 1981. Les deux sites étudiés se trouvent dans le Val de Loire (région Centre), en aval des centrales nucléaires de Dampierre-en-Burly et Saint-Laurent des Eaux ; celles-ci sont situées à 550 et 640 km de la source du fleuve, à des altitudes respectives de 123 m et 85 m (pour plus de détails sur ces sites, se reporter à Lair & Sargos 1993 et Lair et al. 1996). Dans ce secteur le fleuve méandre et s'étale sur des largeurs respectives de ± 215 m et ± 375 m. En période d'étiage, les îlots, les bancs de sable et les sinuosités naturelles de la ligne de rivage sont propices à la formation de zones lentiques balayées par le vent, induisant des mouvements hydrauliques qui favorisent les échanges et des ensemencements locaux de plancton, selon le concept développé par Junk et al. (1989).

Par suite d'un développement d'amibes observé au rejet de la centrale de Dampierre-en-Burly, l'année 1996, durant laquelle a été réalisée cette étude, a été marquée par une série de chlorations exceptionnelles, destinées à nettoyer les circuits de refroidissement, les eaux chaudes étant propices au développement de ces

protozoaires. En outre des déplacements d'importantes quantités de matières en suspension se sont produits à Saint-Laurent des Eaux, consécutivement aux travaux d'amélioration de la passe à poissons et à l'installation d'un diffuseur en travers du fleuve.

Le pas d'échantillonnage varie largement selon les auteurs : échantillonnages mensuels (Vranovsky 1991), bimensuels (De Ruyter Van Steveninck et al. 1990), inférieurs à la semaine (Dolan & Gallegos 1991) etc. La fréquence d'échantillonnage bimensuelle, adoptée dans la présente étude, demeure un compromis ; elle permet d'observer les tendances des différents processus inhérents à la dynamique fluviale. Les échantillons ont été prélevés 50 cm au dessous de la surface de l'eau, du 24 juin au 2 octobre 1996, à l'aide de bouteilles verticales de 10 l, de type Van Dorn. Nous avons choisi les stations situées le plus en aval des centrales, en raison du fait qu'elles se trouvent là où le lit du fleuve n'a pas été rectifié et hors de l'influence directe des rejets. Nous avons mesuré les débits, la conductivité, la transparence de l'eau, la température, les teneurs en oxygène dissous et le pH, à partir des plates-formes installées par EDF desquelles a été collecté l'ensemble des échantillons destinés aux autres analyses physico-chimiques et à l'examen du matériel biologique. Dans la mesure où la prise des échantillons est réalisée dans une eau courante, donc bien mixée, nous avons admis qu'ils étaient représentatifs de la masse d'eau circulante. Chaque échantillon est composé de 3 prélèvements effectués dans la zone d'échantillonnage, puis mélangés dans un large récipient avant leur conditionnement.

Les analyses physico-chimiques de l'eau ont été réalisées selon les normes en vigueur, au Laboratoire Municipal de la ville de Clermont-Ferrand, agréé par le Ministère de la Santé. Outre les mesures in situ, mentionnées ci-dessus, parmi les différents paramètres analysés, nous avons retenu pour cette étude les résultats des teneurs en matières en suspension (MES), chlore, nitrates, phosphates, silice, chlorophylle a, ainsi que la DBO_5, DCO et oxydabilité.

Pour le matériel biologique, différentes aliquotes sont immédiatement traitées sur le terrain de la manière suivante : fixation avec de l'acide nitrique dilué pour examen des diatomées, fixation au lugol ioduré pour les autres algues, fixation au formol sucrosé, après tamisage sous filtre de 45 µm, pour les Rotifères (Haney & Hall 1975) et fixation au chlorure de mercure pour les Ciliés (Sime-Ngando & Grolière 1991). L'ensemble est stocké dans de la glace pilée. Le dénombrement des protozoaires Ciliés est effectué sous microscope inversé, après sédimentation d'un volume de 25 ml. Un minimum de 200 cellules est compté pour chaque échantillon fixé. Un biovolume moyen est estimé en mesurant une cinquantaine de cellules à l'aide d'un micromètre oculaire et en assimilant ces cellules à des sphères (Carlough & Meyer 1989) ; dans le cas de formes ovoïdes, nous avons considéré une dimension moyenne. Différents ouvrages de détermination ont été consultés (Ward & Whipple 1966, Jahn et al. 1979, De Puytorac et al. 1987, Finlay et al. 1988, Foissner & Berger 1996). Les dénombrements de Ciliés ont débuté seulement 6 mois après la fixation des échantillons, ce qui implique une perte potentielle de matériel ≤ 15 % (Simé-Ngando & Grolière,1991) ; en outre, en l'absence d'observations du matériel vivant (Sime-Ngando et al. 1990), le niveau de détermination a été limité aux familles et quand cela était possible, aux genres. Nous avons adopté la terminologie de De Puytorac et al. (1987).

Le protocole d'étude des algues et des Rotifères que nous avons suivi a été décrit dans Lair & Reyes-Marchant (1997) ; ces organismes ont été déterminés à l'espèce ; mais dans la suite de cette étude nous avons seulement cité les principaux genres. Ces composants biotiques ont été convertis en carbone, en utilisant les facteurs de conversion suivants : 35 µg C = 1 µg chl *a*, (Garnier et al. 1989, Garnier et al. 1989), 190 fg C μm^{-3} pour les Ciliés (Put & Stoecker 1989) ; 0,6 µg $C.ind^{-1}$ pour les Rotifères (Garnier et al. 1995).

Nous avons réalisé une série d'analyses multivariées au moyen de la programmatèque ADE 4, (disponible à l'Institut d'Analyse des Systèmes Biologiques et Sociaux, Université Claude Bernard, Lyon I, France). L'étude de chaque matrice de données a été effectuée par Analyse en Composantes Principales (ACP), analyse couramment utilisée pour traiter des variables quantitatives (Depiereux 1988). Les données ainsi traitées regroupaient les variables physico-chimiques et les densités des organismes recueillis à chaque station.

3. Résultats

3.1. Caractéristiques hydrologiques et physico-chimiques

En référence à l'analyse réalisée pour la période 1982-1991 (Lair & Sargos 1993), l'année 1996 a été une année de type 1, caractérisée par une période de basses eaux, longue et stable (hydraulicité < 1). Après deux épisodes pluvieux de faible amplitude, survenus les 6 juin et 11 juillet, l'étiage s'est prolongé jusqu'en fin détude, avec des minima de 65 et 71 $m^3.s^{-1}$ relevés début septembre à Dampierre-en-Burly (site amont) et à Saint-Laurent des Eaux (site aval) respectivement (Fig. 1).

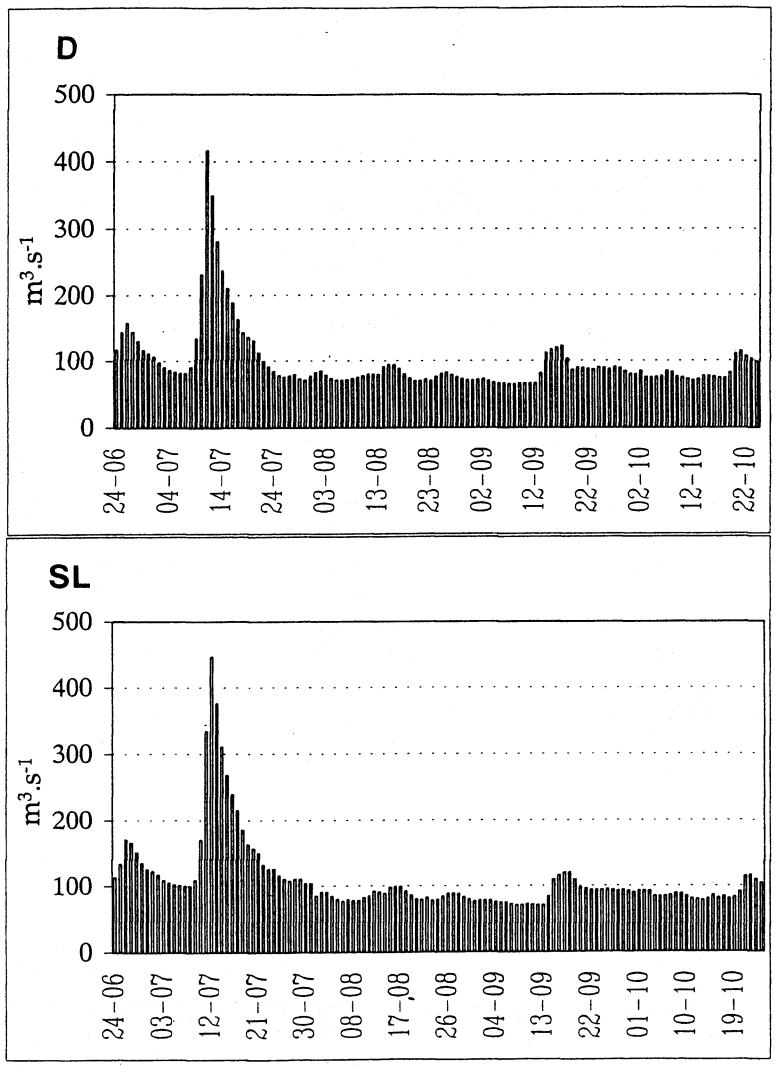


Fig. 1. Variations de débit en Loire moyenne sur les sites de Dampierre-en-Burly (D) et de Saint-Laurent des Eaux (SL).

Fig. 1. Discharge variations : upstream (D) and downstream (SL).

Les valeurs moyennes de profondeur de disparition du disque de Secchi, de 55 ± 8 cm et de 43 ± 8 cm en amont et en aval, témoignent de la faible transparence des eaux. Les moyennes respectives des MES mesurées d'amont en aval croissent de 29,6 à 42,3 mg.l^{-1} ; en raison des travaux, les MES ont atteint des valeurs relativement fortes à Saint-Laurent des Eaux (maximum 89 mg.l^{-1} en septembre). La conductivité a atteint 306 µS.cm^{-1} à Dampierre-en-Burly (où ont eu lieu les chlorations) et 288 µS.cm^{-1} à Saint-Laurent des Eaux. Les valeurs de turbidité étaient maximales début août en amont (4,4 NTU) et fin juillet en aval (5,5 NTU), pour des moyennes respectives de 2,1 et 2,7 NTU. Globalement, les mesures de température, pH, oxygène dissous et pourcentage de saturation s'étendent respectivement de 15,1 à 27,4 °C , de 8,5 à 9,8, de 6,7 à 12,7 mg.l^{-1} de O_2 et de 68 à 140 %. Ces variables sont étroitement liées et marquent l'activité photosynthétique

estivale, plus forte en aval ; cela se reflète également dans les teneurs en chlorophylle *a* qui, avec des moyennes respectives de 67,0 µg.l^{-1} en amont et de 88,4 µg.l^{-1} en aval, ont atteint 143 µg.l^{-1} le 9 juillet 1996 à Saint-Laurent des Eaux. Les mesures de DBO_5 et DCO varient de 2 à 14 mg O_2.l^{-1} et de 16 à 65 mg O_2.l^{-1} ; elles suivent les mêmes tendances d'aumentation amont - aval, et témoignent des processus de dégradation de la matière organique. Inversement, les éléments nutritifs (NO_3^- et PO_4^{3-}) s'épuisent davantage en aval par rapport à l'amont, avec des minimums respectifs de 2,0 et 0,8 mg.l^{-1} pour les nitrates et de 0,12 et 0,03 mg.l^{-1} pour les phosphates. Les teneurs en silice (SiO_2) varient de 5,0 à 9,7 mg.l^{-1} sur le site amont et de 3,8 à 10,9 mg.l^{-1} sur le site aval (Tableau 1). Les teneurs en chlore, avec des moyennes de 23,1 mg.l^{-1} en amont et de 24,4 mg.l^{-1} en aval, ont atteint, ponctuellement, des valeurs de 30,0 mg.l^{-1} fin juillet à Dampierre-en-Burly, date du début des chlorations.

3.2. Les composants du potamoplancton

Le schéma de développement des trois composants du potamoplancton diffère d'un site à l'autre. A Dampierre-en-Burly, la communauté algale atteint son maximum de densité fin juillet avec 50.10^6 cell.l^{-1} ; elle est encore très forte début août. Les maximums de développement des Ciliés et des Rotifères se situent début août, avec des densités respectives de 6200 cell.l^{-1} et 3610 ind.l^{-1} ; un second maximum de densité algale est observé début septembre.

A Saint-Laurent des Eaux, le maximum de densité algale (70.10^6 cell.l^{-1}), observé les 23-24 juillet est suivi du maximum de densité des Ciliés, observé le 5 août (14.340 cell.l^{-1}) ; ceux-ci dominent largement par rapport au site amont, au regard des Rotifères dont le maximum est observé à la même date (1780 ind.l^{-1}). Un second maximum de développement des Ciliés est observé mi-septembre (575 cell.l^{-1}), alors que les autres composants continuent de régresser (Fig. 2).

3.2.1. *Caractéristiques de la communauté algale*

Avec des valeurs moyennes de 34.10^6 cell.l^{-1} et 35.10^6 cell.l^{-1}, les densités algales augmentent d'amont en aval. Les Chlorophytes dominent largement sur les deux sites, avec une légère chute en amont à partir de mi-août et avec un accroissement progressif en aval ; viennent ensuite les Bacillariophytes, proportionnellement moins abondantes en aval. Les Cyanophytes sont peu nombreuses (Fig. 3). La flore algale est dans l'ensemble bien diversifiée (66 espèces ont été échantillonnées en amont et 58 en aval) ; nous y retrouvons les espèces rencontrées sur l'un et l'autre site

Tableau 1. Résultats des principales variables physico-chimiques analysées de juin à octobre 1996 en Loire moyenne.

Table 1. Summary of the principal physical-chemical characteristics of the Middle Loire, for the period June-October 1996.

Année 1996	t °C	pH	O2 mg.l-1	O2 % sat.	Secchi cm	MES mg.l-1	Turbidité NTU
Dampierre							
moyenne	21,7	9,2	9,1	98,4	55	29,6	2,1
Min	15,6	8,5	6,7	68,0	40	16,0	0,6
Max	27,4	9,7	12,7	137,0	63	50,0	4,4
St-Laurent							
moyenne	20,7	9,3	9,1	99,8	43	42,3	2,7
Min	15,1	8,9	8,1	83,0	30	19,0	0,6
Max	26,5	9,8	12,4	140,0	60	89,0	5,5
	cond. µS cm-1	**DB05 mg.l-1**	**DCO mg.l-1**	**NO3 mg.l-1**	**PO4 mg.l-1**	**SiO2 mg.l-1**	**Chl a µg.l-1**
Dampierre							
moyenne	288	5,5	27	4,2	0,26	7,4	67,0
Min	253	2,0	16	2,0	0,12	5,0	36,0
Max	306	10,0	51	8,1	0,85	9,7	108,0
St-Laurent							
moyenne	266	7,9	33	2,7	0,16	6,9	88,4
Min	247	4,0	21	0,8	0,03	3,8	48,2
Max	288	14,0	65	4,8	0,36	10,9	143,0

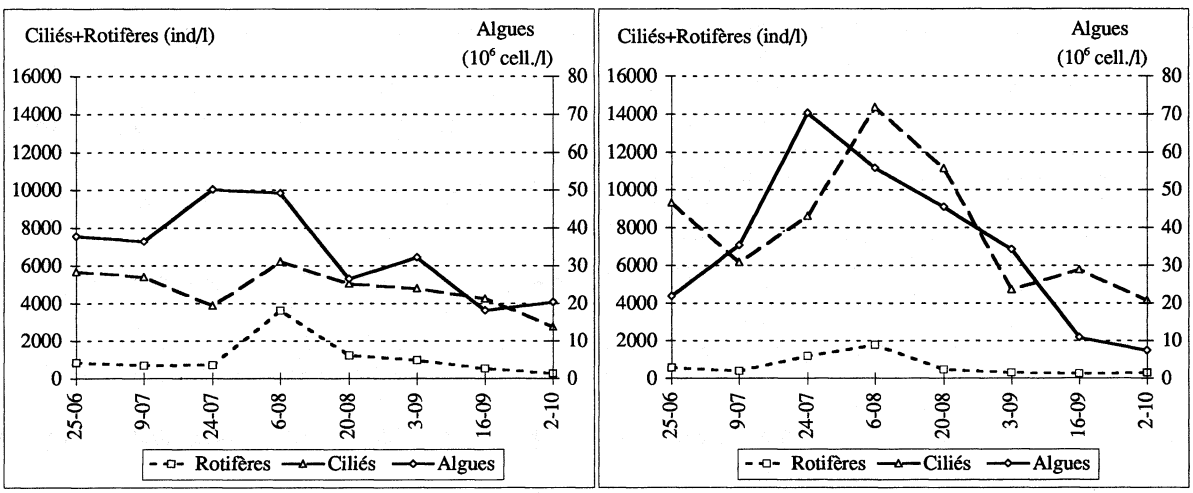


Fig. 2. Variations de densité des algues, Ciliés et Rotifères sur le site amont de Dampierre-en-Burly (à gauche) et sur le site de Saint-Laurent des Eaux (à droite).

Fig. 2. Variations in density of algae, ciliates and rotifers at the upper site (on the left) and at the lower site (on the right).

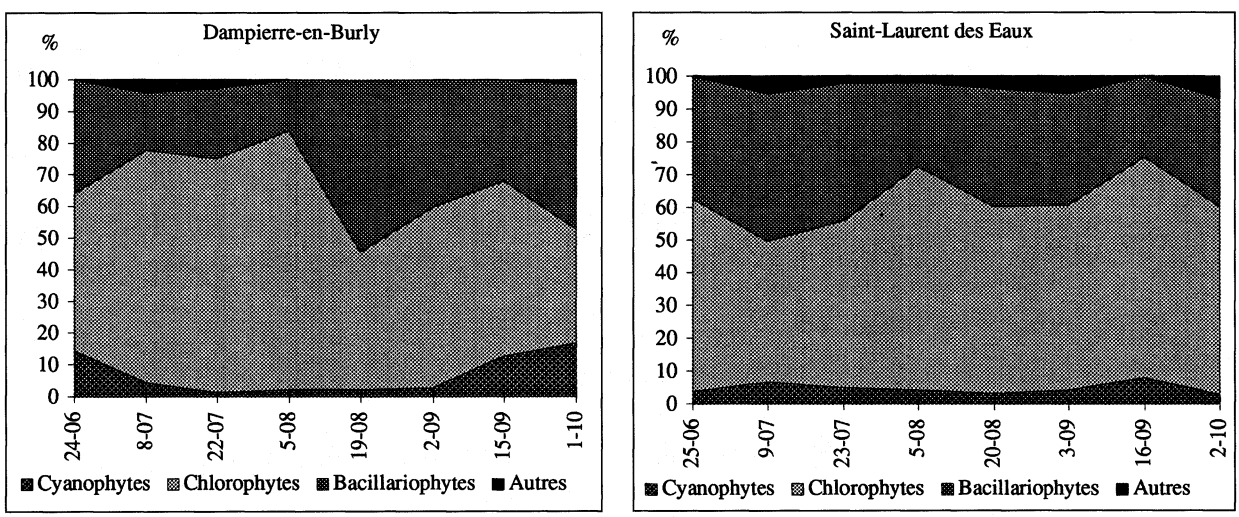


Fig. 3. Pourcentage de distribution de la densité des principaux groupes algaux sur le site amont de Dampierre-en-Burly (à gauche) et sur le site aval de Saint-Laurent des Eaux (à droite).

Fig. 3. Percentage in density of the different algae components at the upper site (on the left) and at the lower site (on the right).

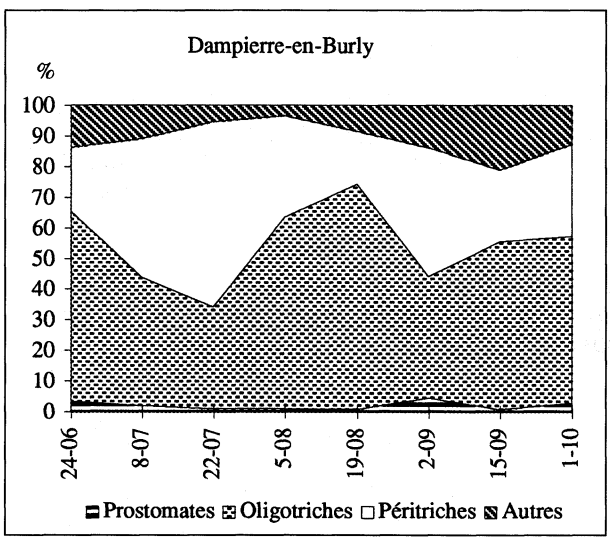
en 1995 (pour plus détails se reporter à Lair & Reyes-Marchant 1997). En fin de printemps, le peuplement est composé de diatomées pennées (diverses espèces du genre *Synedra)* et de tout un cortège de diatomées centriques (appartenant au genre *Cyclotella*). La communauté estivale est dominée par des Chlorophytes (diverses espèces appartenant aux genres *Chlorella, Coelastrum* et *Stichococcus*) dont le maximum de développement est observé en août sur les deux sites. Les Bacillariophytes sont largement présentes particulièrement en juillet, dont de nombreuses formes de petite taille.

3.2.2.*Caractéristiques de la communauté de ciliés*

Avec des valeurs moyennes de 4740 cell.l^{-1} et 8010 cell.l^{-1}, les densités de Ciliés (déterminés à la famille ou au genre) augmentent d'amont en aval. Ils sont dominés par des Oligotriches (appartenant aux genres *Strombidium* et *Strombilidium*) et par des Péritriches (dont de nombreux *Vorticella* sp.), très denses à Saint-Laurent des Eaux à partir de mi-août. En juillet et début août, les Prostomatidés (*Urotricha* sp.) sont bien représentés en aval. Les autres composantes taxonomiques, que nous avons regroupées ensemble en raison du petit nombre de cellules présentes dans chacun des groupes, sont constituées de différents taxons appartenant aux Classes des Heterotrichea, Nassophorea, Oligohymenophorea, Phyllopharyngea ou Prostomatea et de quelques Ciliés non déterminés (Fig. 4). La plupart sont des formes de petite taille (Scuticociliés du genre *Uronema*, Chlamydodontidae du genre *Phascolodon*, Haptoridés des genres *Didinium* et *Mesodinium*). Quelques Hétérotriches, dont des *Stentor*, ou certains *Nassophorea* ont des tailles > 100 µm (ainsi que certains taxons indéterminés).

3.2.3. *Caractéristiques de la communauté de rotifères*

Avec des valeurs moyennes de 1110 ind.l^{-1} et de 500 ind.l^{-1}, les densités de Rotifères diminuent d'amont en aval, contrairement aux deux autres communautés. Que ce soit en amont ou en aval, cette faune rassemble les 44 espèces identifiées en 1995 (Lair & Reyes-Marchant 1997) ; elle est dominée par des Brachionidés (avec, parmi les genres les mieux représentés, différents *Brachionus* et *Keratella*), suivis des Trichocercidés. Les Asplanchnidés, aux habitudes alimentaires omnivores, sont peu denses en amont, tandis qu'un important maximum se dessine durant la deuxième quinzaine d'août en aval. Ces trois familles sont accompagnées d'un cortège de taxons présents en petit nombre dans chacune des composantes ; nous les avons désignés par «autres» ; ils appartiennent pour la plupart aux familles des Epiphanidae, Euchlanidae, Filinidae, Gastropidae, Lecanidae, Notommatidae (dont le genre *Cephalodella*), Synchaetidae (Fig. 5).



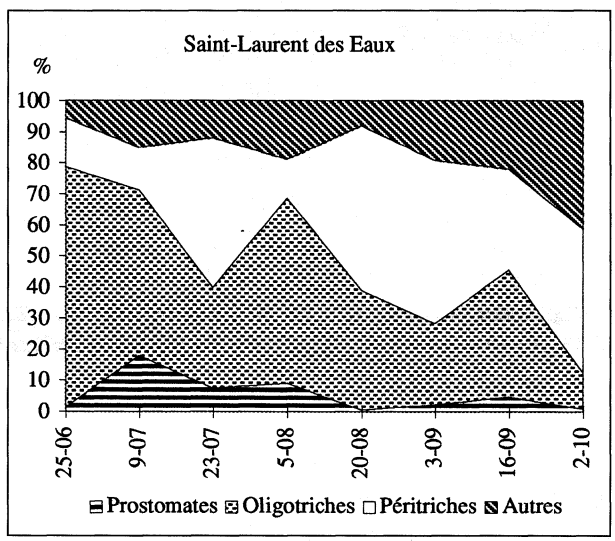


Fig. 4. Pourcentage de distribution de la densité des principaux groupes de Ciliés sur le site amont de Dampierre-en-Burly (à gauche) et sur le site aval de Saint-Laurent des Eaux (à droite).

Fig. 4. Percentage in density of the different ciliate components at the upper site (on the left) and at the lower site (on the right).

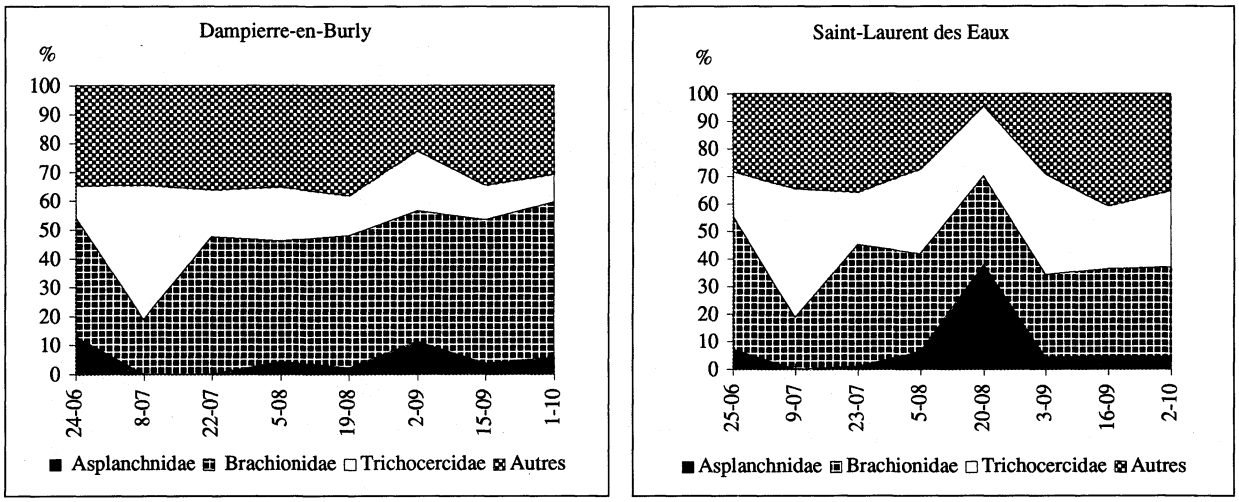


Fig. 5. Pourcentage de distribution de la densité des principaux groupes de Rotifères sur le site amont de Dampierre-en-Burly (à gauche) et sur le site aval de Saint-Laurent des Eaux (à droite).

Fig. 5. Percentage in density of the different rotifer components at the upper site (on the left) and at the lower site (on the right).

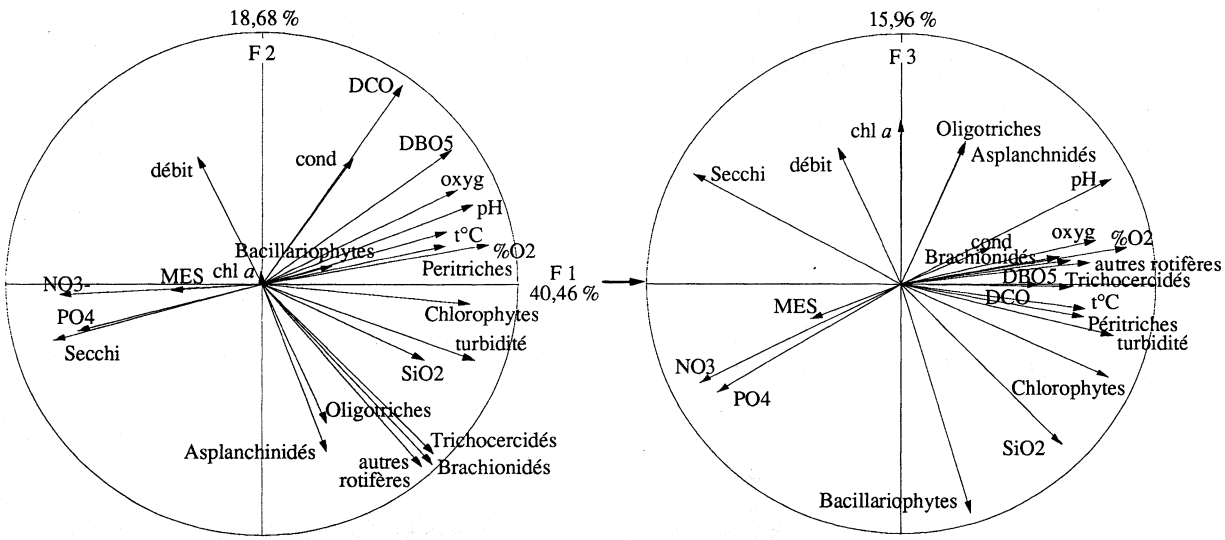


Fig. 6. Représentation graphique des variables mesurées à Dampierre-en-Burly sur les plans formés par les axes F1-F2 et F1-F3 de l'ACP.

Fig. 6. Situation of the measured variables in the planes of axis F1 + F2 and F1 + F3 of the PCA at the upper site of Dampierre-en-Burly.

3.3. Organisation temporelle des peuplements

3.3.1. *Caractéristiques du site amont*

Les trois premiers axes totalisent 75,10 % d'inertie (Fig. 6).

L'axe 1 regroupe les paramètres liés aux activités photosynthétique et bactérienne estivales (DBO_5, O_2, pH, t°C, $\%O_2$) marquées par le développement des Chlorophytes et des Péritriches, qui s'opposent aux valeurs de profondeur de disparition du disque de Secchi

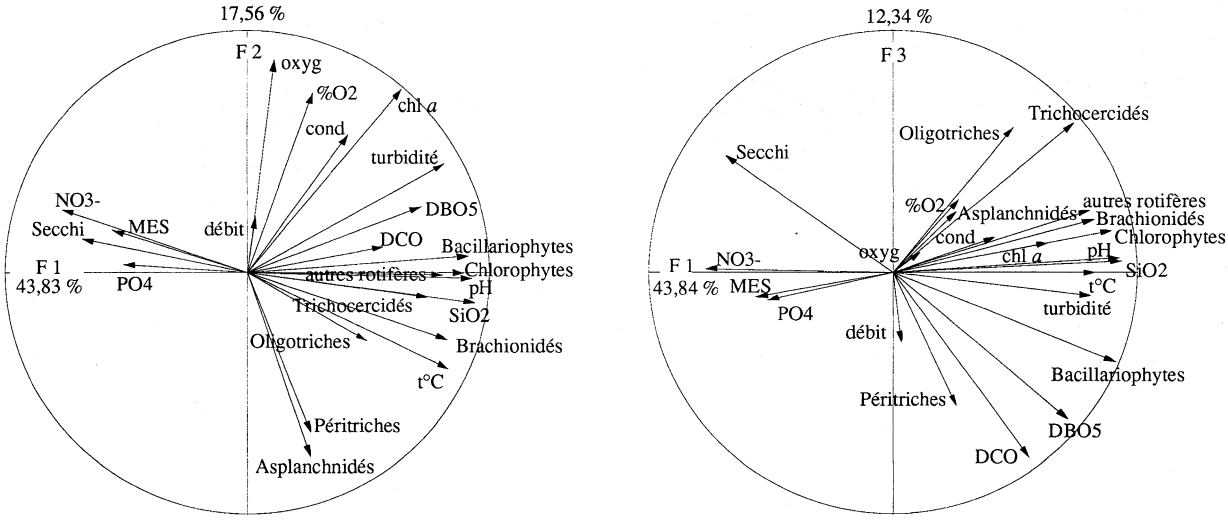


Fig. 7. Représentation graphique des variables mesurées à Saint-Laurent des Eaux sur les plans formés par les axes F1-F2 et F1-F3 de l'ACP.
Fig. 7. Situation of the measured variables in the planes of axis F1 + F2 and F1 + F3 of the PCA at the upper site of Saint-Leurent des Eaux.

et aux teneurs en éléments nutritifs (NO_3^- et PO_4^{3-}). L'axe 2 regroupe les Oligotriches et les Asplanchnidés, qui s'opposent aux débits et se détachent des Trichocercidés, Brachionidés et autres Rotifères (désignés par «autres»). Sur l'axe 3 les diatomées, proches des teneurs en SiO_2, s'opposent également aux débits, alors que les Oligotriches et Asplanchnidae, proches des teneurs en chlorophylle *a* (désignées par chl a) sont étroitement liés.

3.3.2. *Caractéristiques du site aval*

Les trois premiers axes totalisent 73,73 % d'inertie (Fig. 7).

La même tendance, caractéristique des processus d'eutrophisation estivale, se dessine sur le site aval. L'axe 1 regroupe : turbidité, DBO_5, DCO, Bacillariophytes, Chlorophytes, «autres» (= autres Rotifères), pH, Trichocercidés, Brachionidés, température et Oligotriches ; NO_3^-, MES, Secchi et PO_4^{3-} sont en opposition. L'axe 2 oppose clairement les Péritriches, associés aux Asplanchnidae, aux teneurs en oxygène (O_2 et $\%O_2$). L'axe 3 sépare les deux familles de Ciliés : opposés aux Oligotriches, les Péritriches sont regroupés avec les teneurs en DBO_5 et en DCO.

3.3.3. *Organisation spatio-temporelle du peuplement*

La carte regroupant l'ensemble des données, illustre la séparation des deux sites (à gauche, Fig. 8). La succession saisonnière (à droite) sépare les deux premières campagnes (a - b), aux peuplements peu denses et, durant lesquelles ont débuté les chlorations amont et les travaux de terrassement aval, des deux campagnes suivantes, marquées par le développement estival (c - d), dont les manifestations s'atténuent progressivement jusqu'en fin d'étude (e à h).

Sur les deux sites, des corrélations significatives sont liées aux activités biologiques estivales, en relation avec l'augmentation de température et avec la diminution des teneurs en éléments nutritifs. En outre : la turbidité est étroitement liée aux processus biologiques. Ce paramètre est en effet corrélé positivement ($p = 0,01$) aux variables suivantes : SiO_2 ($r = 0, 74$), DBO_5 ($r = 0,63$), chlorophylle *a* ($r = 0,62$), Chlorophytes ($r = 0,75$), Bacillariophytes ($r = 0,69$) et Trichocercidés ($r = 0,64$). La densité des Péritriches est étroitement liée à la DBO_5 ($r = 0, 47$, $p = 0,05$), à la DCO ($r = 0,49$, $p = 0,05$) et aux Bacillariophytes ($r = 0,52$, $p = 0,05$). La densité des Oligotriches est corrélée positivement avec les Trichocercidés ($r = 0,46$, $p = 0,05$). Les Brachionidés et Trichocercidés sont corrélés positivement aux Chlorophytes ($r = 0,58$ et $r = 0,74$ à $p = 0,01$). Les Asplanchnidés sont corrélés positivement aux Oligotriches ($r = 0,47$, $p = 0,05$), aux Brachionidés ($r = 0,54$ à $p = 0,05$) et aux Trichocercidés ($r = 0,48$ à $p = 0,05$).

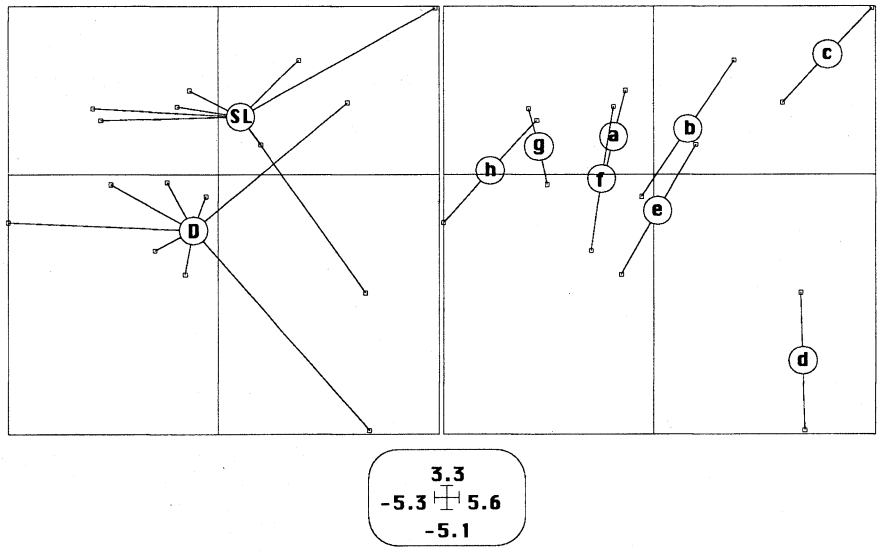


Fig. 8. Cartes factorielles selon le plan F1-F2 de l'ACP. A gauche : situation des sites (les dates sont reliées à leur centre d'intertie qui représente un site). A droite : situation des dates d'échantillonnage (les sites sont reliés à leur centre d'inertie qui représente une date).

Fig. 8. Factorial maps, in the F1 + F2 plan of the PCA analysis, giving the situation of the sampled stations (dates are linked to their inertia centre, which is the station) and sampling dates (stations are linked to their inertia centre, which is the date).

Tableau 2. Moyenne des biomasses des algues (chlorophylle *a*), des Ciliés et des Rotifères, durant la période de production, du 24 juin au 5 août (période 1) et durant la période de décroissance du 19 août au 2 octobre (période 2). Valeurs correspondantes du rapport hétérotrophes / autotrophes (H/A) et densité relative des principaux groupes.

Table 2. Mean biomass of algae (chlorophylle *a*), Ciliates and Rotifers, during the production period, from 24 June to 5 August (period 1) and during the decreasing period, from 19 August to 2 October (period 2). Corresponding values of heterotrophic / autotrophic biomas (H/A) and relative density of the principal components.

	Dampierre-en-Burly		**Saint-Laurent des Eaux**	
Année 1996	24/06 - 5/08	19/06 - 2/10	24/06 - 5/08	19/08 - 2/10
Physicochimie				
DBO (mg 02/l)	6,75	4,25	9,5	6,25
DCO (mg 02/l)	30,5	22,5	37,5	28,5
Densité phytoplancton (%)				
Bacillariophytes	23	39	38	32
Chlorophytes	70	48	55	60
Cyanobactéries	5	9	5	5
Densité ciliés (%)				
Oligotriches	50	55	56	52
Péritriches	40	28	23	46
Prostomatidés	2	2	9	2
Stentoridés	5,1	3,72	5,07	3,32
Densité rotifères (%)				
Asplanchnidés	4	6	4	13
Brachionidés	37	49	37	24
Trichocercidés	23	11	28	27
Biomasse (µg C/l)				
Chl a	2737	1950	3939	2251
Ciliés	48	33	98	78
Rotifères	882	451	590	195
H/A	0,34	0,23	0,17	0,12
H/A moyen	0,28		0,14	

3.3.4. *Rapport H/A et importance relative des principaux groupes taxonomiques*

La biomasse moyenne des Ciliés passe de 40,5 µg $C.l^{-1}$ à 88 µg $C.l^{-1}$ en aval ; à l'inverse, celle des Rotifères diminue et passe de 666,5 µg $C.l^{-1}$ à 392,5 µg $C.l^{-1}$. Deux périodes se différencient : une période de production (24 juin - 5 août 1996), une période marquée par le déclin de la plupart des communautés (19 août - 2 octobre) et par le changement de proportion des taxocénoses. Nous avons calculé, pour chaque période, le rapport entre hétérotrophes et autotrophes, sur la base des équivalents carbone des trois composantes biologiques. Nous avons également calculé le pourcentage des principaux groupes taxonomiques durant chaque période et pour chacun des deux sites (Tableau 2).

4. Discussion

L'étude réalisée de juin à octobre 1996 s'est déroulée durant un étiage stable, durant lequel nous avons assisté au développement d'un abondant potamoplancton. Avec des pH, des teneurs en oxygène dissous et des valeurs de chlorophylle *a* élevés, ce secteur de fleuve présente toutes les caractéristiques des milieux eutrophes. Nous pouvons en effet constater que les algues constituent les composantes majeures du potamoplancton, dans lequel la densité du protozooplancton prend une part plus importante que les Rotifères.

Les densités algales augmentent d'amont en aval ; cette augmentation est plus marquée au regard des teneurs moyennes en chlorophylle *a* (Tableau 1). Les Cyanophytes atteignent rarement des effectifs importants. Les diatomées centriques, dont de nombreuses cyclotelles de petite taille, font partie des constituants majeurs du phytoplancton de la Loire moyenne (Lair & Sargos 1981, Lair et al. 1996) ; ces algues, qui dominent dans les rivières de plaine, sont des espèces opportunistes, tolérantes au mélange des eaux et capables de se multiplier dans des environnements dans lesquels la lumière est limitée (Descy 1987, Reynolds,1988). Comme les années précédentes, nous avons également assisté à un développement massif de Chlorococcales, dont de nombreuses chlorelles de petite taille, particulièrement denses à Saint-Laurent des Eaux. C'est aussi le cas du Danube, aux caractéristiques morphodynamiques semblables à ce secteur de Loire, où certaines années Stoynova & Draganov (1991) ont observé le développement massif d'algues vertes durant l'été, ou dans la Seine (Garnier et al. 1995). En Loire moyenne, ces algues vertes sont mêlées aux diatomées dans des proportions allant de 23 à 39 % (Tableau 2). Les corrélations positives entre les Chlorophytes et les Brachionidés et Trichocercidés suggèrent une exploitation commune de cette ressource par ces Rotifères.

L'abondance de la communauté de Ciliés, dominée par des formes de petite taille (93 % de 20 à 50 µm), augmente également d'amont en aval, succédant au développement des algues. Les proportions entre Oligotriches et Péritriches ne sont pas très différentes d'un site à l'autre ; cependant ces derniers, qui abondent dans les milieux eutrophes, augmentent notablement en aval durant la deuxième période. Ces deux groupes de Ciliés sont associés à un cortège de taxons appartenant à diverses familles. Le spectre alimentaire des Oligotriches s'étend des diatomées aux algues et aux bactéries (Porter et al. 1985, Foissner & Berger 1996) ; plus algivores que les Péritriches, ils partagent un spectre alimentaire analogue aux Trichocercicés. A Dampierre-en-Burly, selon les périodes, ils dominent en alternance avec ces derniers (Tableau 2), et les corrélations positives entre les Oligotriches et les Trichocercidés suggèrent le partage et la compétition autour de ressources communes.

Les corrélations positives entre Péritriches et les valeurs de DBO_5 et DCO confirment leurs affinités avec la matière organique et les bactéries associées aux détritus, ce qui n'exclut pas la consommation d'algues par ce groupe, dont la densité est corrélée aux diatomées. Ces Ciliés, essentiellement des vorticelles, colonisent divers supports, y compris des algues coloniales (Porter et al. 1985, Carrias et al. 1996), et utilisent préférentiellement les bactéries comme nourriture ; la présence de nombreuses particules en suspension, y compris les Rotifères, favorise leur installation dans le fleuve. Ces vorticelles sont également favorisées par des régimes hydrauliques stables (Fenchel 1987), ce qui suggère qu'elles peuvent provenir également d'ensemensements locaux. En outre, le changement de peuplement qui s'est produit à Saint-Laurent des Eaux à partir de mi-août, date à laquelle les Péritriches ont pris le pas sur les Oligotriches, peut être inhérent au fait que ces organismes qui vivent sur des supports, même flottants, échappent ainsi à la prédation des Rotifères (*Asplanchna*). Les Prostomatidés, dont les préférences alimentaires rejoignent celles des Péritriches, ont surtout proliféré en aval durant la période de production.

Les basses eaux ont favorisé le développement d'une importante communauté de Rotifères, dominée, comme les années précédentes, par les Brachionidés, qui affectionnent les eaux eutrophes et chaudes. Les Chlorococcales sont une source importante de nourriture pour cette famille de Rotifères (Pourriot 1977) et l'on ne saurait s'étonner des corrélations positives trouvées entre ces deux composantes ; les corrélations entre les Chlorophytes et les Trichocercidés indiquent les

mêmes affinités. Les corrélations positives entre Asplanchnidés et Oligotriches, Brachionidés et Trichocercidés suggèrent les relations prédateurs-proies entre ces composantes. En effet, les *Brachionus* spp. sont des généralistes au point de vue alimentation ; ils sont capables d'ingérer simultanément divers organismes de petite taille (Gilbert & Bogdan 1984) ; les *Asplanchna* et certains *Brachionus* (dont *B. calyciflorus* abondant en Loire moyenne) sont aussi capables d'ingérer des Ciliés de 45 à 60 µm de taille, aussi bien que des diatomées coloniales (Gilbert & Jack 1993, Canter-Lund & Lund 1995).

Les simulations du broutage des Rotifères et des protozoaires, effectuées pour la Seine (Garnier et al. 1995), indiquent un broutage significatif à partir des rivières d'ordre 7 et, dans leur modèle, Billen et al. (1994) ont estimé que le taux de broutage du zooplancton pouvait atteindre 210 % par jour. Les mesures *in situ* réalisées en Meuse durant 3 années par Gosselain & Descy (communication intitulée «Incidence du broutage zooplanctonique sur la communauté phytoplanctonique en milieu fluvial», présentée à la Ve Conférence Internationale des Limnologues d'Espression Française, CILEF, Namur, juillet 1997) ont montré que les taux de filtration des Rotifères pouvaient dépasser occasionnellement 100 %. Nos estimations de broutage, effectuées à partir des données recueillies en 1995 dans ce secteur de Loire, qui abrite une plus grande communauté rotiférienne que la Meuse (Lair & Reyes-Marchant 1997), conduisaient à des taux maximums de 278 %. A cela il convient d'ajouter le broutage que certains Ciliés, tels les Oligotriches, exercent préférentiellement sur les algues (Carrias et al. 1996).

La densité des Rotifères a diminué d'amont en aval, ce qui n'était pas le cas l'année précédente (Lair & Reyes-Marchant 1997), ni les années antérieures (Lair 1980, Pourriot et al. 1982). Cette chute, que nous avons également constatée sur deux autres stations, situées quelques kilomètres en amont (données non publiées), est à relier à la plus grande sensibilité des Rotifères à la qualité de l'eau. L'augmentation des MES et de la turbidité, inhérentes aux divers travaux, ont pu inhiber les processus d'ingestion des organismes filtreurs. En outre (bien que réalisées dans les normes de tolérance), les chlorations peuvent induire une pollution chronique, à laquelle les Rotifères pourraient être relativement plus sensibles que les Ciliés ; ces derniers paraissent très bien supporter le chlore (King et al. 1988). Enfin, la densité des *Asplanchna* a triplé en aval durant la seconde période, par rapport à la première ; ces Rotifères sont des prédateurs très voraces, capables de consommer divers *Brachionus* et *Keratella*, comme l'ont observé Oulad Ali et al. (1990) en milieu lacustre. Il est probable que leur prédation s'est préférentiellement exercée sur les Rotifères filtreurs, amplifiant ainsi leur chute ; les corrélations positives entre les Asplanchnidés et les Brachionidés et Trichocercidés en témoignent. Les Ciliés, qui sont des proies de plus petite taille, n'auraient pas été très affectés par les *Asplanchna*. Ceci n'exclut pas la classique prédation exercée par les alevins (Vranovsky 1991) qui se déplacent en grand nombre sur les sites d'étude, comme nous l'observons régulièrement à certaines périodes.

Avec des rapports H/A compris entre 0,29 en amont et 0,13 en aval (Tableau 2), ce secteur de fleuve fonctionne en autotrophie et la communauté planctonique animale contribue, comme cela a été largement observé en milieu stagnant (Pomeroy 1974, Porter et al. 1979), au transfert du matériel organique particulaire aux niveaux trophiques supérieurs. Ce transfert est assuré, par ingestion directe ou indirecte de la biomasse bactérienne, par la voie des protozoaires Ciliés et des Rotifères aux relations trophiques étroitement intriquées. Cependant, avec des valeurs maximales > 2000 µg $C.l^{-1}$ mesurées début août à Dampierre-en-Burly, la quantité de carbone des hétérotrophes est très supérieure à celle mesurée en Meuse : Gosselain et al. (1997) indiquent des maximums de 200 µg $C.l^{-1}$, et à celle estimée en Seine : Garnier et al. (1995) indiquent des maximums de 250 µg $C.l^{-1}$ en été, en ordre 8. Mais l'on ne saurait trop insister sur les différences géomorphologiques existant entre ces fleuves, l'importance des zones mortes dans le lit mineur du Val de Loire favorisant, en étiage, le développement du potamoplancton (Lair & Reyes-Marchant 1997). Ceci est corroboré par les fortes teneurs en chlorophylle *a*, classiquement mesurées dans ce secteur de Loire (Lair & Sargos 1993), comparativement à ces deux autres fleuves européens.

Dans une étude comparative de 39 lacs, Del Giorgio & Gasol (1995) indiquent des rapports H/A compris entre 0,73 (milieux oligotrophes) et 0,21 (milieux eutrophes). Avec des valeurs respectives de 0,29 en amont et de 0,15 en aval, les résultats que nous avons obtenus indiquent le caractère plus eutrophe du site aval, par rapport au site amont. En étiage, la quantité de nutriments est plus faible en aval, alors que chaque année la densité algale est plus importante (ainsi que la teneur en chlorophylle *a*), il en était de même pour les Rotifères en 1995, avant la perturbation induite par les travaux de 1996. Dans le cas présent, comme nous l'avons souligné, le développement massif des *Asplanchna* que nous avons observé le 20 août, a certainement amplifié le phénomène : en effet, dans les bilans carbone que nous avons effectués, la perte des Ro-

tifères observée à Saint-Laurent des Eaux se traduisait par un rapport H/A de 0,07 en deuxième période, donc particulièrement faible. Comparativement aux lacs eutrophes (Del Giorgio & Gasol 1995), nos valeurs de chlorophylle *a* sont nettement supérieures, et l'importance prise par la biomasse des autotrophes est accentuée par l'absence, en Loire moyenne, des grands filtreurs qui se développent classiquement dans les eaux stagnantes, et exploitent de ce fait, une plus large gamme de tailles. La biomasse en carbone des Ciliés, qui a doublé en aval par rapport à l'amont, demeure plus faible que celle des Rotifères ; il conviendrait d'en mesurer les taux de renouvellement respectifs.

Les Ciliés et les Rotifères, dont les espèces sont inscrites dans la gamme des saprobies (Sladecek 1973, 1983, Foissner & Berger 1996), sont de bons indicateurs de la qualité de l'eau. Dans les programmes de surveillance, ou en cas de pollution industrielle, leur étude simultanée pourrait apporter des informations complémentaires. En effet, les Rotifères répondent très bien aux processus d'eutrophisation estivaux qui se manifestent dans les rivières, comme nous l'avons illustré en 1995 (Lair & Reyes-Marchant 1997) ; ils sont sensibles aux micropolluants organiques et inorganiques (Thomé et al. 1993, Marneffe et al. 1997), tandis que les Ciliés qui traduisent également l'influence des activités humaines (Pratt et al. 1987), paraissent en outre plus sensibles aux perturbations mécaniques qu'aux chocs chimiques (Sime-Ngando, comm. pers.).

5. Conclusion

En été, d'importantes densités algales se développent en Loire moyenne ; leur prolifération n'est pas limitée par les éléments nutritifs et la silice et ce phytoplancton contribue à l'enrichissement des eaux en matériel organique. Les résultats de cette étude illustrent le rôle du potamoplancton hétérotrophe dans les transferts d'énergie, en raison de la forte densité que peuvent atteindre Ciliés et Rotifères. Il est apparu que les Ciliés étaient susceptibles de transférer des quantités de carbone en moyenne 8 fois moins importante que les Rotifères ; mais quand ces derniers régressent, comme c'était le cas en fin d'été sur le site aval, avec un rapport de 2,5 seulement entre ces deux composantes, les Ciliés prennent le relais, dans des proportions non négligeables.

Basu & Pick (1996), notent qu'il n'y a pas de consensus général permettant d'expliquer quels facteurs régulent les communautés phyto- et zooplanctoniques en eau courante. Il est vrai que les processus mis en cause sont complexes. En effet, si les filtreurs tendent à réguler les populations phytoplanctoniques, l'effet «top down» des prédateurs invertébrés peut contrebalancer les pertes, comme au moment de la prolifération des *Asplanchna*. Sterner (1989) avait postulé que seuls les grands filtreurs pouvaient exercer une influence significative sur la biomasse et la composition de phytoplancton ; dans ce secteur de fleuve, le rôle des petits filtreurs et de certains Ciliés s'avère essentiel. Des travaux en cours sur les mêmes sites, avec prise en compte des microflagellés hétérotrophes, bactérivores (Dolan & Gallegos 1991, Basu & Pick 1995), permettront de compléter nos connaissances sur le fonctionnement du réseau trophique potamique de cette partie du fleuve.

Remerciements

Nous tenons à remercier tout particulièrement ceux qui nous ont aidés à mieux connaître les Ciliés : le Pr Jean-Pierre Mignot dont nous avons tant apprécié les films, le Dr Télesphore Sime-Ngando pour ses conseils efficaces, ainsi que Marie-Laure Montel et Antoine Thouvenot, toujours disponibles pour nous aider. Ce travail n'aurait pu être réalisé sans l'appui et le concours financier d'Electricité de France, pour lequel nous réalisons le suivi écologique de ces sites de Loire moyenne, depuis 1979.

Travaux cités

Azam F., Fenchel T., Field J.S., Meyer-Reil L.A. & Thingstad F. 1983. — The ecological role of water-column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 10 : 257-263.

Baldock B.M., Baker J.H. & Sleigh M.A. 1983. — Abundance and productivity of protozoa in chalk streams. *Holarct. Ecol.*, 6 : 238-246.

Basu B.K. & Pick F.R. 1996. — Factors regulating phytoplankton and zooplankton biomass in temperate rivers. *Limnol. Oceanogr.*, 41 : 1572-1577.

Billen G.J., Garnier J. & Hanset P. 1994. — Modelling phytoplankton development in the whole drainage networks : the RIVERSTRAHLER Model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia*, 289 : 119-137.

Cairns J. Jr., Ruthven J. & Kaesler R.L. 1974. — Distribution of Protozoa in a small stream. *Am. Midl. Nat.*, 92 : 406-414.

Canter-Lund H. & Lund J.W.G. 1995. — *Freshwater Algae. Their microscopic world explored.* Biopress Limited : 360 p.

Carlough L.A. & Meyer J.L. 1989. — Protozoans in two southeastern blackwater rivers and their importance to trophic transfer. *Limnol. Oceanogr.*, 34 : 163-177.

Carrias J.-F., Amblard C. & Bourdier G. 1996. — Protistan Bactivory in an Oligomesotrophic Lake : Importance of Attached Ciliates and Flagellates. *Microb. Ecol.*, 31 : 249-268.

De Puytorac P., Grain J. & Mignot J.-P. 1987. — *Précis de protistologie*. Ed. Bouée, Paris : 581 p.

De Ruyter Van Steveninck E.D., Admiraal W. & Van Zanten B. 1990. — Changes in plankton communities in regulated reaches of the lower Rhine river. *Regulated Rivers*, 5 : 67-75.

Del Giorgio P.A. & Gasol J.M. 1995. — Biomass distribution in freshwater plankton communities. *Am. Nat.*, 146 : 135-152.

Descy J.-P. 1987. — Phytoplankton composition and dynamics in the river Meuse (Belgium). *Arch. Hydrobiol.* Suppl., 78 : 225-245.

Descy J.-P. 1993. — Ecology of the phytoplankton of the River Moselle : effects of disturbances on community structure and diversity. *Hydrobiologia*, 249 : 111-116.

Detchèva R.B. 1975-1976. — Les Ciliés de la rivière Kamtchia à l'eau polluée. *Ann. St. Biol. Besse-en-Chandesse*, 10 : 299-304.

Dolan J.R. & Gallegos C.L. 1991. — Trophic coupling of rotifers, microflagellates, and bacteria during fall months in the Rhode River Estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 77 : 147-156.

Fenchel T. 1987. — *Ecology of Protozoa. The biology of Free-living Phagotrophic Protists.* Springer-Verlag, 505 p.

Ferrari I., Farabegoli A. & Mazzoni R. 1989. — Abundance and diversity of planktonic rotifers in the Po River. *Hydrobiologia*, 186/187 : 201-208.

Finlay B.J., Rogerson A. & Cowling A.J. 1988. — *A beginner's guide to the collection, isolation, cultivation and identification of freshwater protozoa.* Culture Collection of Algae and Protozoa : 78 p.

Foissner W. & Berger H. 1996. — A user-friendly guide to the ciliates (Protozoa, Ciliophora) commonly used by hydrobiologists as bioindicators in rivers, lakes, and waste waters, with notes on their ecology. *Freshwater Biol.*, 35 : 375-482.

Garnier J., Blanc P. & Benest D. 1989. — Estimating a carbon/chlorophyll ratio in nannoplankton (Créteil lake, S.-. Paris, France). *Water Res. Bull.* 25 : 751-754.

Garnier J., Billen G. & Coste M. 1995. — Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the Seine River : Observations and modelling. *Limnol. Oceanogr.*, 40 : 750-765.

Gilbert J.J. & Bogdan K.G. 1984. — Rotifer grazing : in situ studies on selectivity and rates. In *trophic interractions within aquatic ecosystems*. AAAS Select. Symp. 85 Westview, 97-133.

Gilbert J.J. & Jack J.D. 1993. — Rotifers as predators on small ciliates. *Hydrobiologia*, 255/256 : 247-253.

Gosselain V., Joaquim-Justo C., Viroux L., Mena M., Metens A., Descy J.-P. & Thomé J.-P. 1996. — Laboratory and *in situ* grazing rates of large river rotifers and their contribution to community grazing rates. *Arch. Hydrobiol.* suppl. 113 *Large rivers,* 1-4 : 353-361.

Gosselain V., Viroux L. & Descy J.-P. 1997. — Can a small grazer riverine community control phytoplankton ? A field study in the river Meuse (Belgium), in 1994. *Freshwater Biol.* sous presse.

Haney J.F. & Hall D.J. 1975. — Sugar coated *Daphnia* : a preservation technique for cladocera. *Limnol. Oceanogr.*, 18 : 331-333.

Jahn T.L., Bovee E.C. & Jahn F.F. 1979. — *How to know the protozoa.* WCB, The Pictured Key Nature Series, 2nd ed., 279 p.

King C.H., Shotts J.R.E.B., Wooley R.E. & Porter K.G. 1988. — Survival of coliforms and bacterial pathogens within protozoa during chlorination. *Appl. Environ. Microbiol.*, 54 : 3023-3033.

Köhler J. 1993. — Growth, production and losses of phytoplankton in the lowland River Spree. I. Population dynamics. *J. Plankton Res.*, 15 : 335-349.

Lair N. 1980. — The Rotifer fauna of the river Loire (France) at the level of the nuclear power plants. Second Intern. Rotifers Symposium, Gent, Belgium. *Hydrobiologia*, 73 : 153-160.

Lair N. & Sargos D. 1981. — Dynamique des populations planctoniques en Loire moyenne. *Ann. Stat. Biol. Besse-en-Chandesse*, 15 : 60-114.

Lair N. & Oulad Ali H. 1990. — Grazing and Assimilation rates of natural populations of planktonic Rotifers *Keratella cochlearis, keratella quadrata* and *Kellicottia longispina* living in an eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 194 : 119-131.

Lair N. & Sargos D. 1993. — A 10 years study in the middle course of the River Loire. I - Patterns of change in hydrological, physical and chemical variables at the sites of nuclear power plants, in relation to algal biomass. *Hydroécol. Appl.*, 5 : 1-27.

Lair N., Sargos D. & Reyes-Marchant P. 1996. — Synthèse des études hydrobiologiques réalisées en Loire moyenne au niveau du site nucléaire de Dampierre-en-Burly (France). *Hydroécol. Appl.* 8 : 35-84.

Lair N. & Reyes-Marchand P. 1997. — The potamoplankton of the Middle Loire and the role of the «moving littoral» in downstream transfer of algae and rotifers. *Hydrobiologia*; 356 : 33-52.

Madoni P. & Ghetti P.F. 1980. — Etude de la dynamique des populations de Ciliés d'un torrent expérimental pendant deux années. *Hydrobiologia*, 74 : 273-282.

Marneffe Y., Descy J.-P. & Thomé J.-P. 1997. — The zooplankton of the lower river Meuse, Belgium : seasonal changes and impact of industrial and municipal discharges. *Hydrobiologia*, sous presse.

Oulad Ali H., Lair N. & Ayadi H. 1990. — The seasonal succession of rotifers in the eutrophic Aydat lake. Spatio-temporal organisation. *Ann. Sci. Nat. Zool., Paris*, 11 : 113-121.

Pomeroy L.R. 1974. — The ocean's food web : a changing paradigm. *BioScience*, 24 : 499-504.

Porter K.G., Pace M.L. & Battey J.F. 1979. — Ciliate protozoans as links in freshwater planktonic food chains. *Nature (Lond.)*, 277 : 563-565.

Porter K.G., Sherr E.B., Sherr B.F., Pace M. & Sanders R.W. — Protozoa in Planktonic Food Webs. *J. Protozool.*, 32 : 409-415.

Pourriot R. 1977. — Food and feeding habits of the Rotifera. *Arch. Hydrobiol. Beih., Ergbn. Limnol.*, 8 : 243-260.

Pourriot R., Benest D., Champ P. & Rougier C. 1982. — Influence de quelques facteurs du milieu sur la composition et la dynamique saisonnière du zooplancton de la Loire. *Acta Œcologica, Œcol. Gener.*, 3 : 353-371.

Pratt J.R., Horwitz R. & Cairns J. Jr. 1987. — Protozoans communities of the Flint River-Lake Blackshear ecosystem (Georgia, USA). *Hydrobiologia*, 148 : 159-174.

Put M. & Stoecker D.K. 1989. — An experimental determined carbon : volume ratio for marine «oligotrichous» ciliates from estuarine and coastal waters. *Limnol. Oceanogr.*, 34 : 1097-1103.

Reynolds C.S. 1988. — Functional morphology and the adaptative strategies of freshwater phytoplankton. In C.D. Sandgren (ed.). *Growth and reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton.* Cambridge University Press, Cambridge : 388-433.

Ross P.J. & Treuba F.J. 1977. — Epiphytic protozoans on reed rootlets from Dutch waters. *Hydrobiologia*, 54 : 241-245.

Sime-Ngando T., Hartmann H.J. & Grolière C. 1990. — Rapid quantification of planktonic ciliates : comparison of improved live counting with other methods. *Appl. Environ. Microbiol.*, 56 : 2234-2242.

Sime-Ngando T. & Grolière C. 1991. — Effets quantitatifs des fixateurs sur la conservation des Ciliés planctoniques d'eau douce. *Arch. Protistenkd.*, 140 : 109-120.

Sladecek V. 1973. — System of water quality from the biological point of view. *Arch. Hydrobiol. Beilh. Ergebn. Limnol.*, 7 : 1-218.

Sladecek V. 1983. — Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, 100 : 169-201.

Sterner R.W. 1989. — The role of grazers in phytoplankton succession. In *Plankton Ecology : Succession in Plankton Communities.* Sommer U. (Ed.) Springer-Verlag : 107-170.

Stoyneva M.P. & Draganov S.J. 1991. — Green algae in phytoplankton of the Danube (Bulgarian sector) - Species composition, distribution, cell numbers and biomass. *Arch. Protistenkd.*, 139 : 243-260.

Strahler A.N. 1957. — Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology. *Trans. Amer. Geophys. Union*, 38 : 913-920.

Thomé J.-P., Louvet M. & Hugla J.-L. 1993. — Apports et distribution des PCBs dans la baie sud de la Mer du Nord : essai de synthèse. *Bull. Soc. R. Sc. Liège*, 63 : 167-185.

Vranovsky M. 1991. — Zooplankton of a Danube side arm under regulated ichthyocoenosis conditions. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24 : 2505-2508.

Ward H.B. & Whipple G.C. 1966. — *Fresh-water biology* (2nd edition). W.T. Edmondson (Ed.) : 1248 p.