

Modélisation du bilan en oxygène dans la Moselle

Rapport final de la phase 1 de l'étude

*"Bilan d'oxygène et processus biologiques des cours d'eau aménagés
Moselle et Sarre"*

entreprise à l'initiative des CIPMS
(Commissions Internationales pour la Protection de la Moselle et de la Sarre contre la
pollution)

par J.-P. Descy⁽¹⁾, E. Everbecq⁽²⁾ & V. Gosselain⁽¹⁾

avec la collaboration de L. Viroux⁽¹⁾

⁽¹⁾ Unité d'Ecologie des Eaux Douces, FUNDP, NAMUR, Belgique

⁽²⁾ Centre Environnement, Université de Liège, Sart Tilman, LIEGE, Belgique

Décembre 1993

1. Introduction

L'objet du présent travail est d'expliquer les diminutions de concentration en oxygène dissous rencontrées dans le secteur de la Moselle situé entre Metz et Trèves (fig. 1). Le phénomène a été particulièrement bien mis en évidence grâce aux mesures en continu réalisées par les services allemands responsables de la surveillance de la qualité des eaux (Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz). Ces observations (fig. 2) permettent de mettre en évidence une relation entre la diminution de la concentration en chlorophylle *a* (mesurant la biomasse du phytoplancton) et la baisse des concentrations en oxygène dissous. D'autre part, il ne semble pas que la charge en matières organiques biodégradables ait augmenté ces dernières années. On peut donc bien attribuer les faibles concentrations en oxygène dissous estivales à un déséquilibre entre la production photosynthétique d'O₂ (réduite du fait de la décroissance du phytoplancton) et la consommation d'O₂ par la biodégradation des matières organiques.

Cependant, il reste à déterminer la cause de la disparition du phytoplancton. En l'absence de données suffisantes sur la dynamique de ces algues microscopiques dans la Moselle (voir cependant GIGLEUX, 1992, pour la production du phytoplancton), on en est réduit à émettre des hypothèses. A la période de l'année où se produit cette disparition, les conditions environnementales sont réunies pour permettre une bonne croissance des algues : débit faible, ensoleillement important, température élevée et richesse en nutriments. Par conséquent, les seuls processus susceptibles de jouer un rôle sont les termes de disparition classiques : "grazing" (brouillage par le zooplancton), parasitisme par des champignons microscopiques, sédimentation. La dynamique du phénomène permet de penser que ce sont principalement des interactions biotiques qui entrent en jeu (voir DESCY & WILLEMS, 1991 et DESCY, 1992).

Pour la Moselle, les données existantes sur le développement du zooplancton et l'incidence du parasitisme sont fragmentaires : on sait, d'une part, que des populations importantes de Rotifères peuvent se constituer et que, pendant de courtes périodes, des larves véligères de la moule *Dreissena polymorpha* apparaissent à des densités élevées (données EDF, fournies par le Laboratoire d'Ecologie de l'Université de Metz). La plupart des Rotifères sont microphages et sont susceptibles d'ingérer efficacement des algues de petite taille (1-20 µm, d'après DUMONT, 1977 et ROTHHAUPT, 1990). Vu leur abondance, la taille des proies consommées et leur capacité de filtration (mesurée en laboratoire), ils sont susceptibles d'influencer la dynamique du phytoplancton, à la fois quantitativement (effet sur la biomasse algale) et qualitativement (effet sur la composition algale, du fait de la sélection des proies de taille adéquate). A l'heure actuelle, différents indices de ce rôle joué par les Rotifères en milieu fluvial existent, mais la démonstration de leur incidence effective par des mesures *in situ* est encore à faire. Quant à la démonstration de l'influence du parasitisme sur les peuplements de potamoplancton, elle en est au même point : des indices, mais pas de preuves.

En conséquence, vu la nécessité d'orienter un programme d'études de la Moselle et de la Sarre qui déboucherait sur des mesures d'assainissement, les CIPMS ont décidé, dans le cadre d'une première phase du projet "Bilan d'oxygène et processus biologiques des cours d'eau aménagés Moselle et Sarre", de recourir à des modèles mathématiques de milieux fluviaux susceptibles d'être appliqués à la Moselle. Deux modèles écologiques, ayant fait l'objet d'une comparaison préalable, ont été retenus : celui de la BfG (Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz) et le modèle de la Meuse (BILLEN *et al.*, 1985; DESCY *et al.*, 1987). Le présent rapport présente les résultats obtenus à l'aide de ce dernier modèle.

2. Matériel et méthodes

2.1. Description générale du modèle

De façon très succincte, la structure du modèle "Meuse" est la suivante:

- un modèle hydrodynamique, tenant compte de la morphométrie de la rivière, qui calcule le débit et les autres paramètres hydrodynamiques (vitesse, hauteurs d'eau, ...) dans différents tronçons, à partir de valeurs journalières de débit mesurées en un point;
- un modèle thermique, qui calcule la température de l'eau dans les divers tronçons à partir de la température mesurée en un point et des différents rejets d'eaux chaudes;
- un modèle biologique, qui calcule, à partir de la lumière (irradiance en surface) comme principale donnée d'entrée supplémentaire, le développement des biomasses planctoniques (phyto-, zoo- et bactérioplancton); en plus de la production autochtone de matière organique (production primaire du phytoplancton) l'activité hétérotrophe est également alimentée par les rejets domestiques, industriels et agricoles de matières organiques;
- un sous-modèle "oxygène", qui établit le bilan en O_2 de la masse d'eau à partir des activités métaboliques des biomasses planctoniques (production primaire, dégradation de la matière organique), ainsi que de la réaération à la surface.

Les variables d'entrée du modèle sont donc, une fois les caractéristiques physiques de la rivière introduites, le débit (valeurs journalières), la température (valeurs journalières), le rayonnement solaire (valeurs horaires ou demi-horaire) et les rejets de matières organiques et de nutriments. Toutes les autres variables (variables d'état du système) sont calculées par le modèle, les divers processus et paramètres étant décrits et évalués grâce à des observations *in situ*. Enfin, le modèle effectue ses calculs depuis la source et pour toute une année, ce qui permet à la fois des représentations des évolutions dans le temps en un point quelconque et des simulations d'évolution longitudinale à un moment donné.

2.2. Représentation de la dynamique du plancton

Les variables d'état calculées par le modèle, à tout endroit de la rivière et à tout moment de l'année sont les suivantes :

- la concentration en phytoplancton (PHY, g C m⁻³);
- la concentration en zooplancton (ZOO, g C m⁻³);
- la concentration en matières organiques (MO, g C m⁻³);
- la concentration en bactéries hétérotrophes (BACT, g C m⁻³);
- la concentration en oxygène (OXD, g C m⁻³).

Les équations décrivant l'évolution des concentrations de ces variables sont des équations aux dérivées partielles, incluant le transport vers l'aval, la dilution par les apports latéraux, les apports par le bassin versant et les interactions entre les différentes variables (voir BILLEN *et al.*, 1985).

L'aspect dynamique de l'interaction phyto-/zooplancton est représenté de manière relativement simplifiée (une espèce "globale" de phytoplancton et une espèce "globale" de zooplancton).

2.2.1. Le phytoplancton

Le volet phytoplanctonique suit une structure classique, en incluant :

- un taux de production par photosynthèse;
- un taux de respiration et un taux de mortalité, dépendants de la température;
- un taux de prélèvement (grazing) par le zooplancton;
- un taux de sédimentation, dépendant de la vitesse et de la hauteur d'eau de la rivière.

La production photosynthétique brute est calculée en intégrant sur la hauteur la production locale estimée par la formulation de Vollenweider, les deux paramètres de la relation photosynthèse-lumière étant :

I_k , paramètre de saturation : 23 J cm⁻² h⁻¹;

P_{max} , capacité photosynthétique : $5 * 1,7^{((t - 20)/10)}$ mg C [mg C]⁻¹ h⁻¹, (où t est la température en °C).

Ces valeurs, tirées de DESCY *et al* (1987), décrivent le comportement photosynthétique d'une espèce algale unique dont les paramètres sont proches de ceux d'une population estivale se développant entre 15 et 25 °C.

La décroissance de la lumière dans la colonne d'eau est estimée par la loi de Lambert-Beer $I = I_0 e^{-\eta \cdot z}$, où z est la profondeur en m, avec le coefficient d'extinction η dépendant de la concentration en phytoplancton.

Peu d'informations sont disponibles actuellement sur l'évolution des biomasses zooplanctoniques et sur l'évolution de leur activité de prédation. Il est donc difficile de paramétriser et d'évaluer exactement l'interaction phytoplancton/zooplancton. Toutefois, en vue de ne pas supprimer dans la structure du modèle la dynamique complexe de l'interaction proie/prédateur entre phytoplancton et zooplancton, celle-ci est représentée par une loi du type :

$$g_{ZOO} \frac{PHY^*}{PHY^* + PHY} PHY ZOO$$

où :

PHY est la biomasse phytoplanctonique ($g C m^{-3}$);

ZOO est la biomasse zooplanctonique ($g C m^{-3}$);

PHY* est une constante de demi-saturation ($g C m^{-3}$) de la consommation de phytoplancton par le zooplancton;

g_{ZOO} est le coefficient de prédation ($m^3 [g C_{ZOO}]^{-1} h^{-1}$) : $1,4 * 1,3^{((t-20)/10)}$ $m^3 [g C_{zoo}]^{-1} h^{-1}$, avec t la température en °C.

2.2.2. Le zooplancton

le volet zooplanctonique peut alors aisément être représenté par :

- un taux de production, pris égal au grazing du zooplancton par le phytoplancton multiplié par le rendement de croissance du zooplancton ; ce rendement de croissance est défini comme la fraction de nourriture ingérée qui est convertie en biomasse structurale (excluant donc les substances de réserve). La valeur de ce paramètre est fixée à 0,15;
- un taux de mortalité et un taux de respiration, dépendant de la température.

Tous les paramètres sont représentatifs d'un zooplancton dont le taux de grazing serait de l'ordre de celui d'une communauté de Rotifères se développant en milieu eutrophe, dans des conditions où la grande majorité des algues présentes serait consommable. Ceci constitue donc une simplification, dans la mesure où le modèle ne tient compte que de la contribution des Rotifères, en excluant les Crustacés dont les taux de grazing individuels sont très supérieurs.

2.2.3. Les matières organiques et les bactéries

Les matières organiques détritiques présentes dans la colonne d'eau proviennent de deux origines :

- rejets domestiques, industriels et agricoles du bassin versant;
- mortalités des biomasses présentes dans la rivière (phyto-, zoo-, et bactérioplancton).

Ces bactéries sont dégradées par les bactéries hétérotrophes, dont le taux de croissance est fonction de la concentration en matières organiques dégradables (avec un rendement de croissance pris égal à 0,30). La décroissance de la biomasse bactérienne est décrite par un taux de mortalité variable avec la température.

2.2.4. L'oxygène

Les concentrations en oxygène sont finalement calculées en incluant les processus suivant :

- consommations liées à la respiration des biomasses présentes ainsi qu'à la dégradation de la matière organique;
- production par l'activité photosynthétique du phytoplancton;
- réaération à travers la surface de la rivière, fonction de la vitesse, de la profondeur et de l'écart à la saturation.

2.3. Procédure et données utilisées

Pour la phase 1 de l'étude, il a été jugé utile de procéder en deux étapes:

- 1.- une simulation des biomasses et de l'oxygène dissous en 1993, ce qui a permis de calibrer correctement le modèle à l'aide de deux types de mesures de terrain (voir ci-dessous);
- 2.- la simulation du fonctionnement du système en 1990, en particulier pendant la période estivale.

Les données utilisées pour la calibration du modèle sur la Moselle correspondent aux résultats de mesures effectuées sur le cours français de la rivière, en 1993, à savoir:

- des mesures de routine réalisées par l'IRH de Nancy dans le cadre du Réseau National de Bassin, à Frouard, Millery, Hauconcourt et Sierck : ces mesures ont fourni notamment des données de chlorophylle *a* et d'oxygène dissous ponctuelles en ces quatre points;

- des mesures de divers paramètres biologiques, dont ceux concernant l'activité photosynthétique du phytoplancton de la Moselle à Koenigsmacker et des évaluations de la biomasse du zooplancton, d'après des échantillons récoltés à Frouard, Millery, Hauconcourt, Koenigsmacker et Sierck (étude réalisée par l'Unité d'Ecologie des Eaux Douces pour le compte de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse).

Les données de débit et de température ont été fournies par EDF pour la prise d'eau de la Centrale de Cattenom. Le rayonnement solaire a été obtenu auprès du Centre Départemental de Météorologie de Moselle à Metz (mesures à Florange).

Pour l'année 1990, l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse a procuré les données de débit, de chlorophylle *a* et de température sur des stations du cours français de la Moselle. Pour cette même année, la BfG nous a transmis les données de débit et de température à Perl, et le Secrétariat des CIPMS nous a fait parvenir les mesures de rayonnement solaire global à Trier.

De plus, les résultats des mesures en continu de concentration en oxygène dissous et en chlorophylle *a* fournis par le Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz (juillet et août 1990) ont été utilisés pour vérifier les simulations.

Enfin, les données de morphométrie de la rivière (profils longitudinaux et transversaux) et les évaluations des rejets sont extraites des mêmes banques de données que celles utilisées par la BfG de Koblenz.

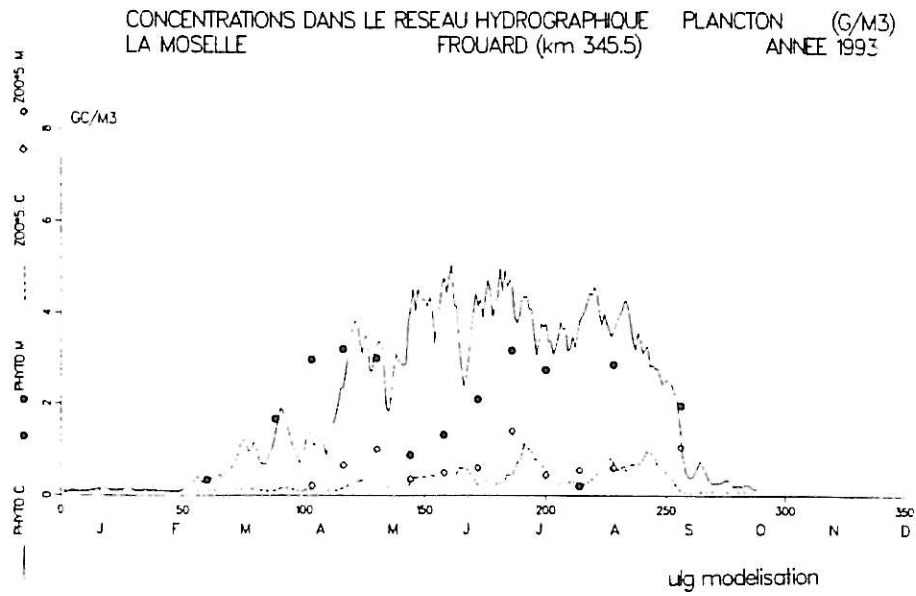


Fig. 3 -

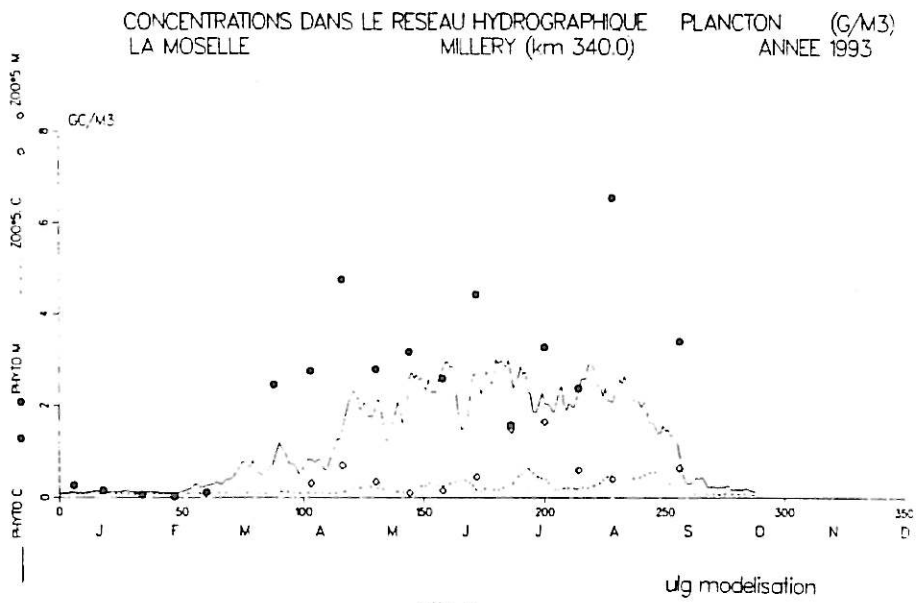


Fig. 4 -

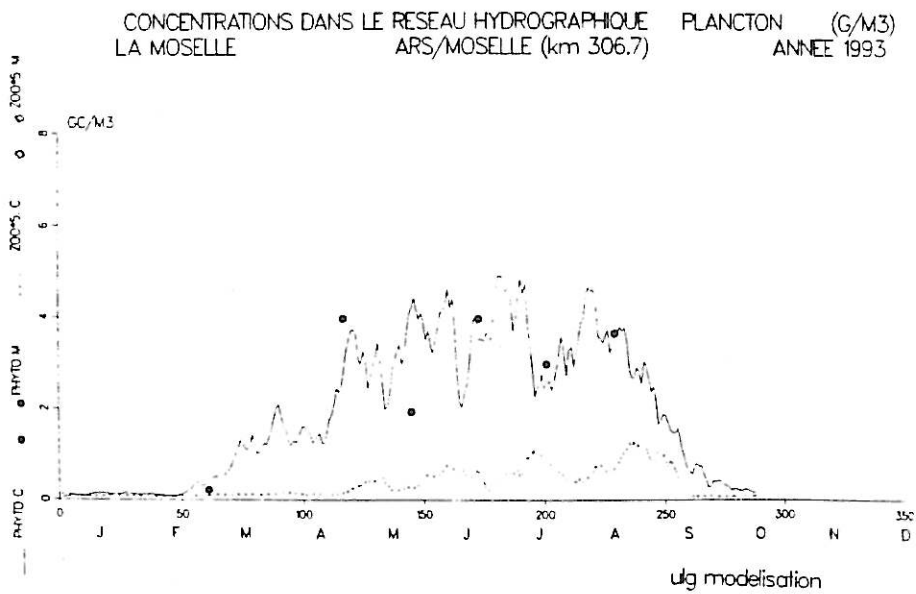


Fig. 5 -

3. Résultats

3.1. Simulations de l'année 1993

3.1.1. Présentation

Comme on l'a mentionné plus haut, l'examen des simulations de l'année 1993 est utile pour la comparaison entre valeurs calculées et mesurées. Signalons à ce propos que les valeurs de biomasse du phytoplancton (exprimées en carbone) ont été obtenues en supposant un rapport carbone/chlorophylle a de 40. Quant à la biomasse du zooplancton, elle est estimée via l'abondance des différents taxons et les poids secs individuels mentionnés dans la littérature (notamment DUMONT *et al.*, 1975), considérant que le carbone constitue 50 % du poids sec. Cette estimation de biomasse a été effectuée pour les Rotifères et les Copépodes (nauplii et copépodites), mais non pour les Cladocères, pour lesquels des données suffisamment précises manquaient. Enfin, pour toutes les simulations présentées, les symboles graphiques sont identiques:

- trait continu : biomasse du phytoplancton calculée
- cercles noirs : biomasse du phytoplancton mesurée
- trait discontinu : biomasse du zooplancton calculée
- losanges : biomasse du zooplancton mesurée

3.1.2. Evolutions temporelles

Les profils d'évolution temporelle sont décrits pour les stations comprises entre Frouard et Sierck (figs. 3 à 8). A la station située la plus en amont (Frouard, fig. 3), la correspondance entre les biomasses du phytoplancton calculées et mesurées n'est pas satisfaisante pour toute la période simulée : un désaccord existe d'avril à juin. Par contre, la représentation de la situation estivale est très bonne.

Cette première remarque met en évidence une imperfection du modèle liée à sa description du comportement du phytoplancton, considéré comme une communauté homogène. Dans la nature, la croissance du phytoplancton printanier commence relativement tôt, grâce au développement de diatomées "d'eau froide" (surtout les *Stephanodiscus* du groupe *hantzschii*). Suite à ce pic de diatomées, un zooplancton constitué surtout de Rotifères du genre *Brachionus* apparaît. Du fait qu'il représente une communauté à caractéristiques plutôt estivales, le modèle calcule un développement plus tardif des biomasses planctoniques. On notera cependant que l'ordre de grandeur de la biomasse du zooplancton simulé est correct (environ $0,2 \text{ g C m}^{-3}$), malgré le décalage des phases de développement par rapport aux observations.

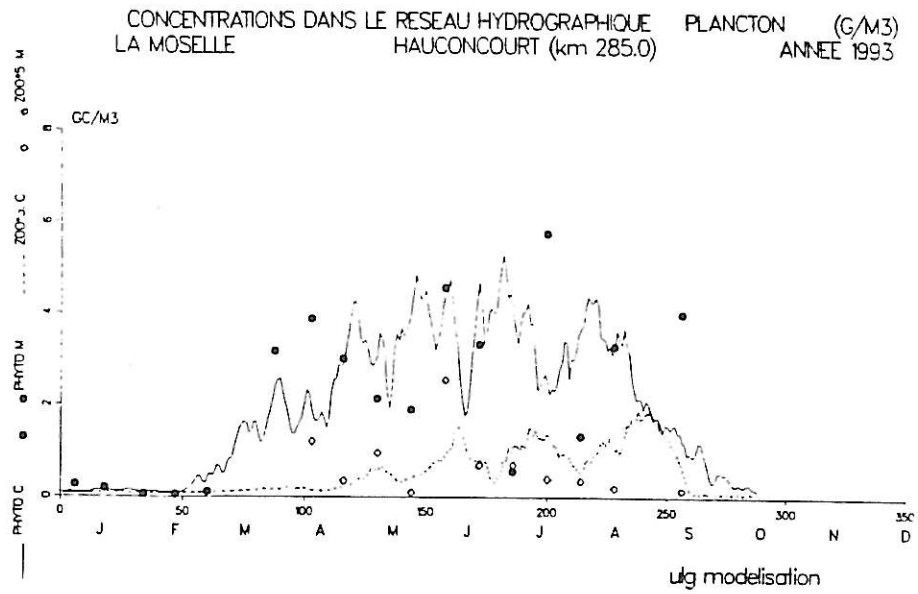


Fig. 6 -

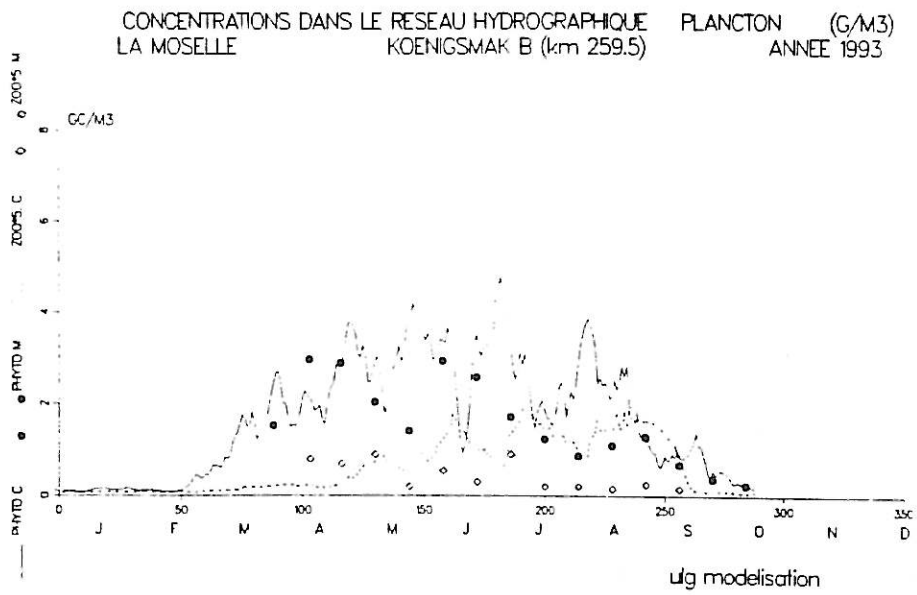


Fig. 7 -

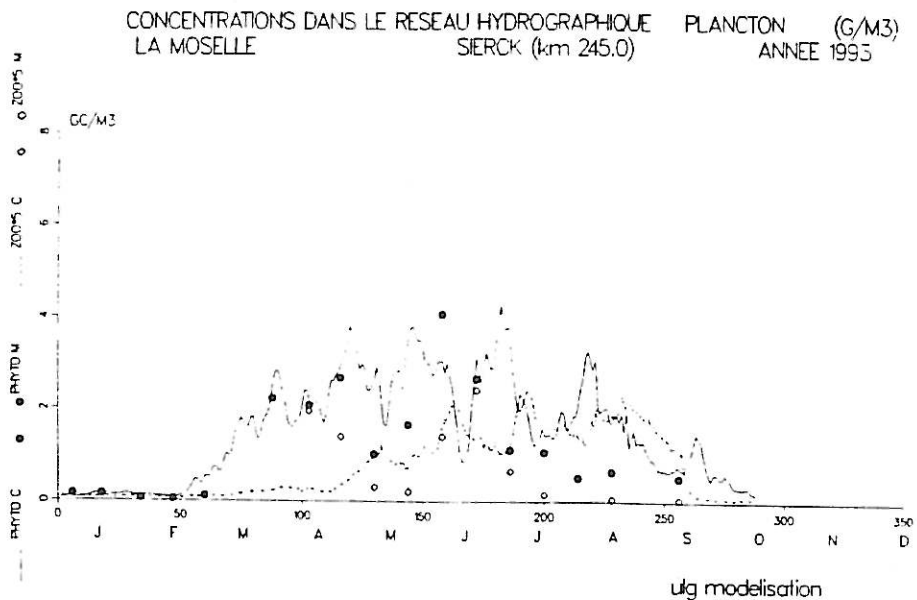


Fig. 8 -

La simulation temporelle de Millery (fig. 4) met en évidence un autre problème de la version du modèle utilisée, à savoir qu'il ne décrit pas le développement du plancton dans les affluents. Par conséquent, l'effet d'une confluence importante se traduit par une dilution du plancton de la rivière principale. Ceci explique que la plupart des valeurs calculées sont inférieures aux valeurs mesurées. Cependant, l'écart se réduit en aval et a disparu au niveau de Ars-sur Moselle (fig. 5).

Pour la simulation de Hauconcourt (fig. 6), à l'aval immédiat de l'agglomération de Metz, deux remarques sont à faire:

- l'effet de décalage dans le temps en période printanière se fait toujours sentir;
- l'ordre de grandeur de la biomasse zooplanctonique calculée est correct jusqu'au début de l'été mais l'écart entre le calcul et les observations s'accroît de juillet à fin août.

Cet écart, qui va tendre à s'accroître vers l'aval, peut s'expliquer par le fait que le sous-modèle zooplancton est une représentation trop simplifiée de la réalité, en ce sens qu'il décrit un zooplancton qui serait constitué essentiellement de Rotifères tout au long de l'année. Or, la dynamique naturelle est plus complexe : elle consiste en l'apparition en été d'animaux à temps de génération plus long (Crustacés Copépodes et Cladocères), dont la capacité de filtration est bien supérieure à celle des Rotifères. Ainsi, une faible densité de Crustacés est équivalente, au niveau du grazing global du zooplancton, à une très forte densité de Rotifères. C'est sans doute ce qui explique que le modèle calcule une biomasse de zooplancton non observée en milieu naturel. D'autre part, on ne peut non plus exclure que l'échantillonnage, bien adapté pour les Rotifères, soit inadéquat pour le zooplancton de grande taille : ceci contribuerait également à expliquer l'écart entre les simulations et les observations.

Les profils temporels de Koenigsmacker et Sierck (Figs. 7 et 8) se caractérisent par une interaction croissante entre phyto- et zooplancton, apparaissant plus tôt en été. On remarquera aussi que le décalage de temps déjà mentionné persiste toujours, causant une apparition plus tardive des pics de plancton calculés, ainsi qu'une décroissance du phytoplancton décalée de 15 à 20 jours par rapport à la situation réelle.

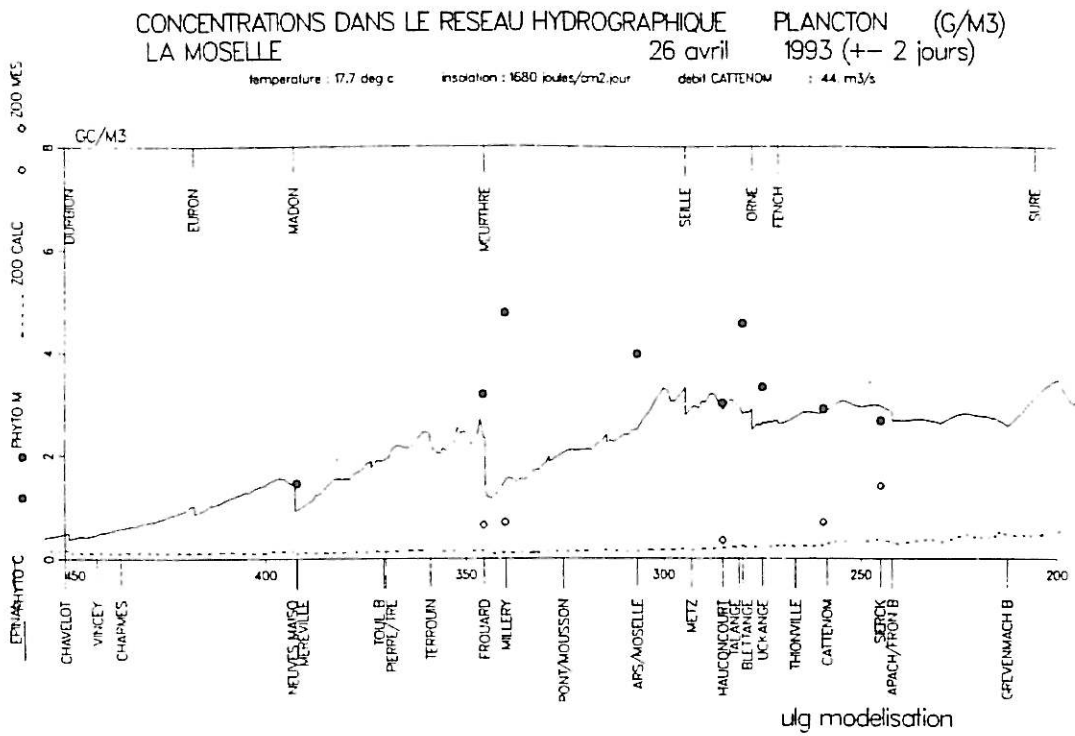


Fig. 9 -

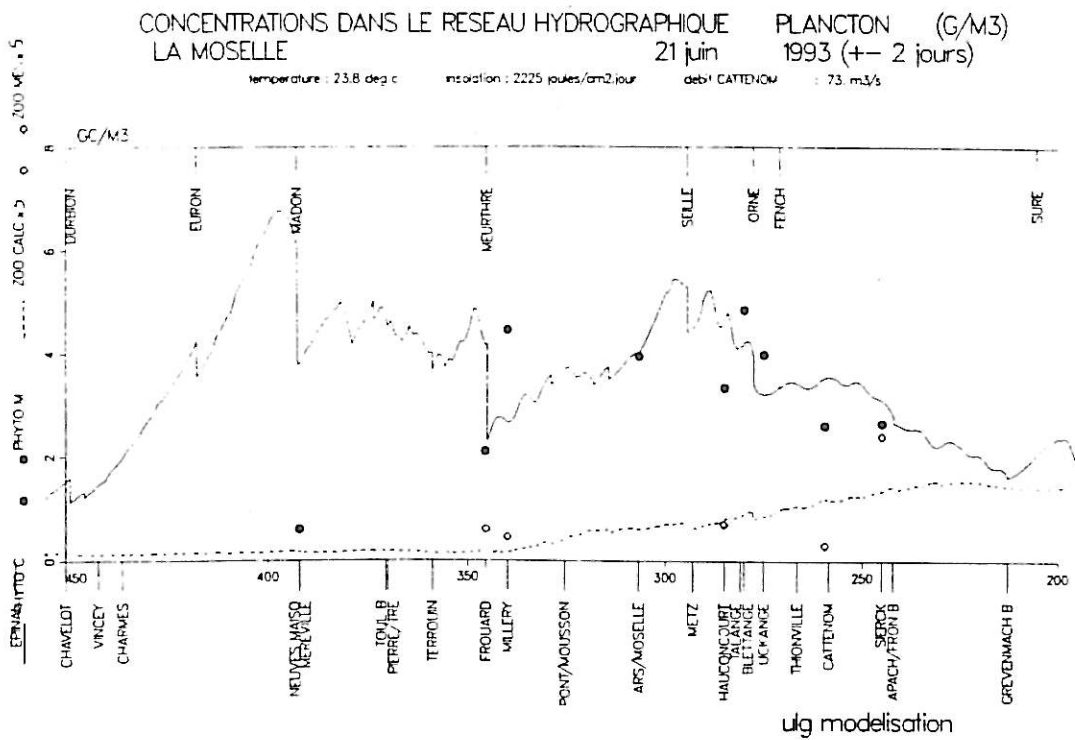


Fig. 10 -

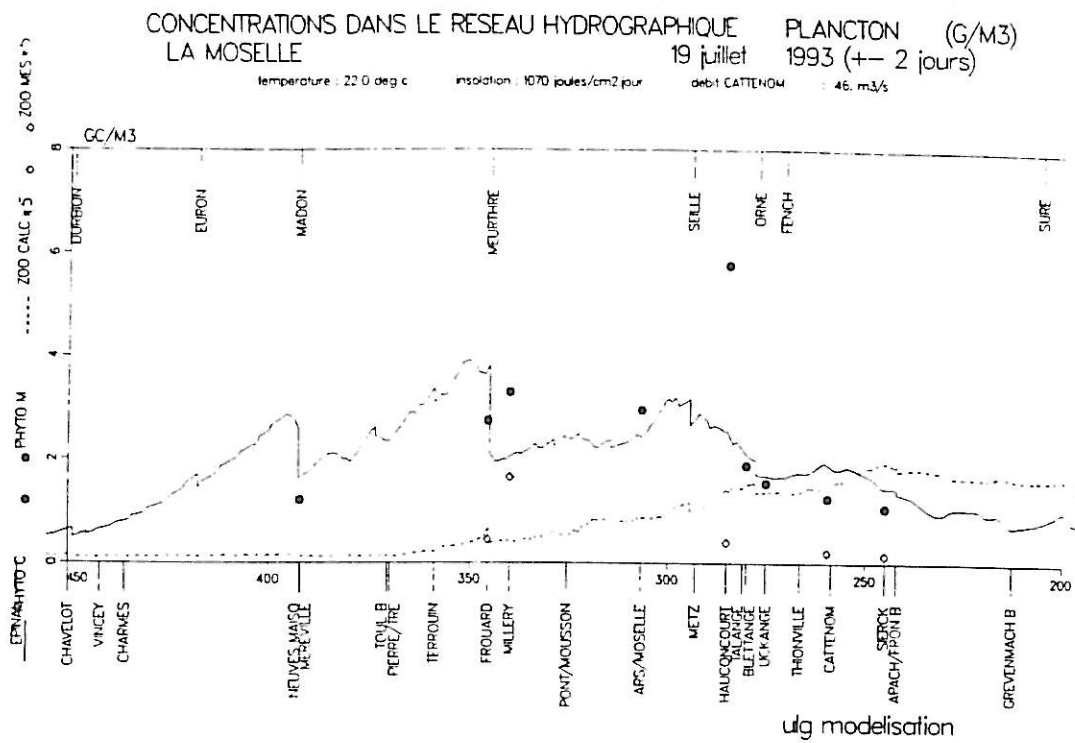


Fig. 11 -

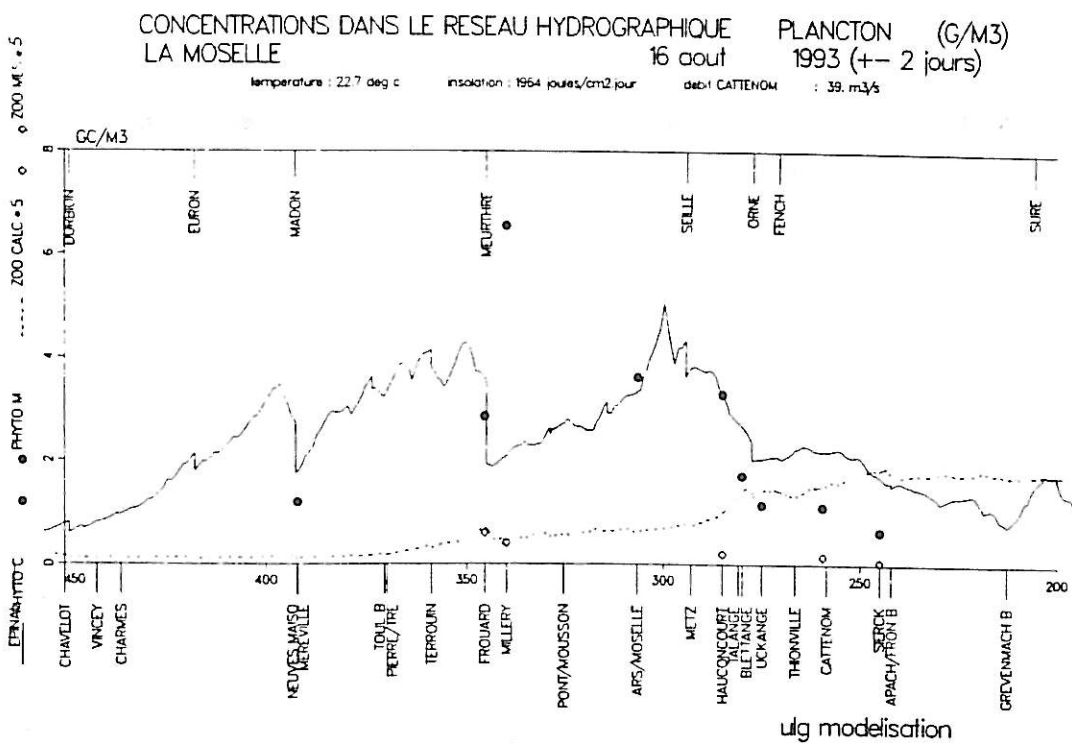


Fig. 12 -

CONCENTRATIONS DANS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE PHYTOPLANCTON (G/M3)
 LA MOSELLE HAUONCOURT (km 285.0) ANNEE 1990

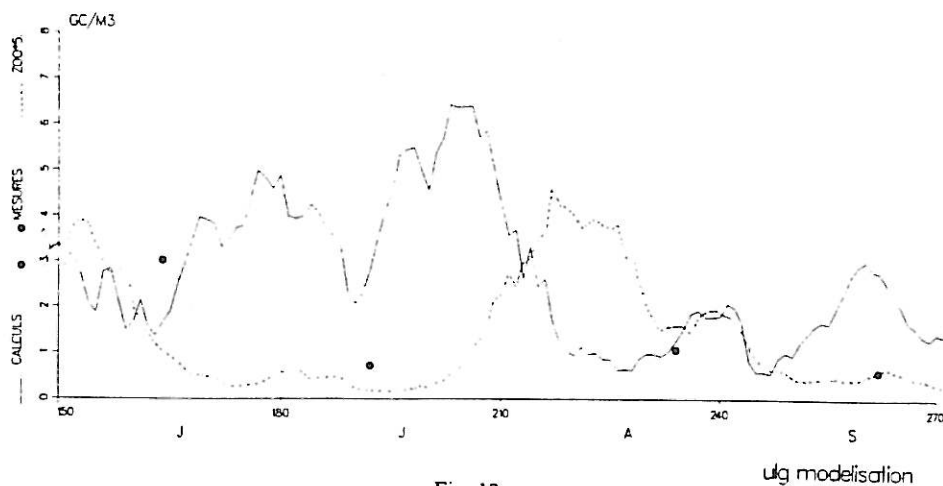


Fig. 13 -

CONCENTRATIONS DANS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE PHYTOPLANCTON (G/M3)
 LA MOSELLE PALZEM B (km 229.9) ANNEE 1990

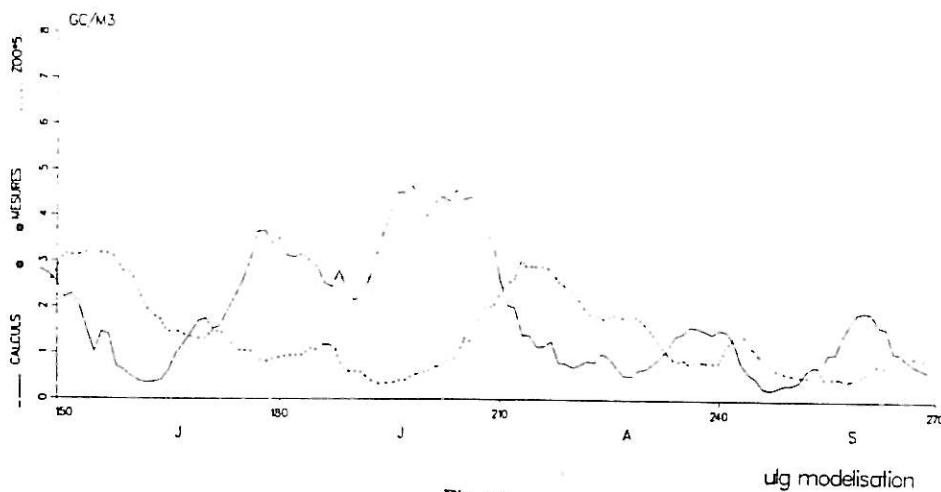


Fig. 14 -

CONCENTRATIONS DANS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE OXYGENE (G/M3)
 LA MOSELLE PALZEM B (km 229.9) ANNEE 1990

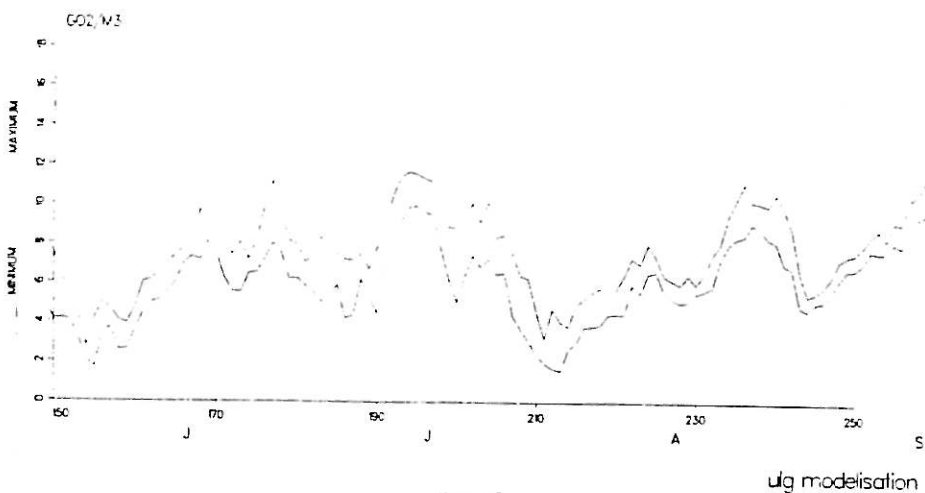


Fig. 15 -

3.1.3 Evolution longitudinale

Les profils d'évolution longitudinale sélectionnés apportent des renseignements complémentaires permettant d'évaluer la performance du modèle, et de visualiser le comportement du système, à des époques différentes de l'année. Au printemps (fig. 9), l'interaction phyto-zooplancton est peu marquée. Toujours du fait qu'il calcule le développement du phytoplancton avec un retard, le modèle donne, pour l'amont de Metz surtout, des valeurs un peu plus basses que les observations. Par contre, la simulation du 21 juin (fig. 10) représente très bien l'évolution longitudinale des biomasses (sauf dans la Moselle en amont de Nancy, où elle surestime très largement la biomasse du phytoplancton; les données sur la production primaire dans cette partie de la rivière sont encore fragmentaires). Enfin, pour la situation du milieu de l'été (19 juillet - 16 août, figs. 11-12), la simulation du phytoplancton est satisfaisante, notamment au niveau de la décroissance de la biomasse algale en aval de Metz. Toutefois, d'après les mesures, cette décroissance s'accroît encore en fin d'été.

3.2. Simulations de l'été 1990

Les figures 13 et 14 présentent les résultats essentiels obtenus par l'application du même modèle aux conditions de l'été 1990, c'est-à-dire de la période de début juin à fin septembre. L'évolution des biomasses à Hauconcourt (fig. 13) montre une interaction phyto-zooplancton importante à partir de la fin du mois de juillet. La même dynamique est visible à Palzem (fig. 14), avec des contrastes un peu moins marqués. Si l'on compare ces résultats avec les enregistrements en continu à cette station (fig. 2), on peut constater que la dynamique est bien reproduite par le modèle. Il présente toutefois les mêmes défauts que ceux évoqués plus haut, à savoir:

- un "retard" d'une quinzaine de jours au maximum;
- une surestimation apparente de la biomasse du zooplancton (un maximum de 0,6 mg C l⁻¹ à Palzem); on ne dispose toutefois pas de données sur le zooplancton à ce moment.

Enfin, au niveau des concentrations en oxygène dissous, la simulation à Palzem (fig. 15) restitue très bien l'évolution des concentrations en oxygène en juillet-août (comparer avec la fig. 2), avec toutefois des amplitudes journalières un peu plus grandes.

4. Conclusions

En faisant la synthèse de ce qui précède, on peut conclure que les concentrations en oxygène dissous estivales dans la Moselle sont bien influencées par l'interaction phyto-zooplancton. Les simulations de l'année 1993, pour laquelle on dispose de données de calibration, montre que cette interaction se développe progressivement sur le cours français de la rivière, pour atteindre un maximum en aval de Metz.

En ce qui concerne les interventions possibles, il faut tout d'abord rappeler que le bilan en oxygène d'un fleuve eutrophisé comme la Moselle dépend de deux phénomènes majeurs:

- d'une part, de la production d'O₂ par le phytoplancton, qui diminue fortement si celui-ci disparaît;
- d'autre part, de la forte demande en O₂ des processus hétérotrophes de décomposition de matière organique, ainsi que de la nitrification.

C'est donc par des actions susceptibles de modifier ces deux processus que l'on pourra résoudre le problème d'oxygénation de la Moselle.

La stratégie d'intervention pourrait être étudiée en utilisant un modèle opérationnel à mettre au point à partir des modèles actuels (ULg et BfG). Dans cette perspective, différents problèmes mis en évidence par l'analyse des simulations devront être résolus dans les phases ultérieures de l'étude:

- le développement du plancton au printemps, qui sera sans doute améliorée en calculant (au moins) deux populations de phytoplancton;
- le désaccord partiel entre les biomasses observées et calculées de zooplancton, qui tiennent sans doute, d'une part, à l'échantillonnage et à l'acquisition des valeurs de biomasse et, d'autre part, au caractère simplifié du sous-modèle zooplancton.

Outre ces problèmes de modélisation, plusieurs processus mal connus devraient justifier l'acquisition de nouvelles données de terrain, en plus des mesures de surveillance de routine déjà assurées par les autorités responsables des trois pays impliqués. Tout d'abord, les difficultés d'interprétation des résultats exposés ci-dessus démontrent bien l'intérêt d'une étude approfondie du zooplancton, au point de vue qualitatif et quantitatif, ainsi qu'une évaluation de sa capacité de grazing basée sur des mesures in situ. Ensuite, ni les biomasses bactériennes, ni leur activité (biodégradation,

nitrification) ne sont connues avec une précision suffisante. Il est donc impossible actuellement de valider les simulations de ces processus réalisées par les modèles. Parallèlement, la connaissance des rejets diffus et ponctuels (quantité, composition, biodégradabilité) doit être améliorée : ainsi, c'est sans doute une surestimation de leur biodégradabilité qui entraîne le calcul de trop faibles concentrations en oxygène à l'aval immédiat de Metz.

Références

- BILLEN, G., DESCY, J.-P., EVERBECQ, E., SERVAIS, P. & SMITZ, J.S., 1985. Etude écologique de la haute Meuse et modélisation du fonctionnement de l'écosystème aquatique. Rapport final, Ministère de la Région wallonne pour l'Eau, l'Environnement et la Vie Rurale, 250 pp.
- DESCY, J.-P., 1992. - Eutrophication in the River Meuse. In "Eutrophication : research and application to water supply", Eds. D.W. Suttcliffe & J.G. Jones, Freshwater Biological Association, Ambleside, U.K. : 132-142.
- DESCY, J.-P., 1993. - Ecology of the phytoplankton of the River Moselle : effects of disturbances on community structure and diversity. *Hydrobiologia*, 249 : 111-116.
- DESCY, J.-P., SERVAIS, P., SMITZ, J.S., BILLEN, G. & EVERBECQ, E., 1987. Phytoplankton biomass and production in the river Meuse (Belgium). *Water Research*, 21 : 1557-1566.
- DESCY, J.-P. & WILLEMS, C., 1991. - Contribution à la connaissance du phytoplankton de la Moselle (France). *Cryptogamie, Algol.*, 12(2) : 87-100.
- DUMONT, H.J., 1977. - Biotic factors in the population dynamics of Rotifers. *Arch. Hydrobiol., Beih., Ergebn. Limnol.*, 8 : 98-122.
- DUMONT, H.J., VAN DE VELDE, I. & DUMONT, J., 1975. - The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia*, 19 : 75-97.
- GIGLEUX, M., 1992.- Le développement phytoplanktonique dans la Moselle en aval de Metz et dans la Seille. Mesure de la production primaire. Thèse doct., Univ. Metz, 107 pp.
- ROTHHAUPT, K.O., 1990.- Differences in particle size-dependent feeding efficiencies of closely related rotifer species. *Limnol. Oceanogr.*, 35 : 16-23.