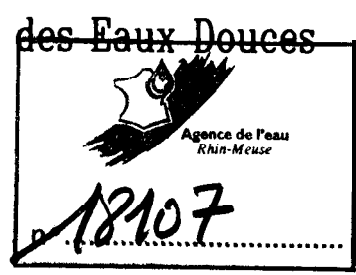


AMO 25193

Unité d'Ecologie



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

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

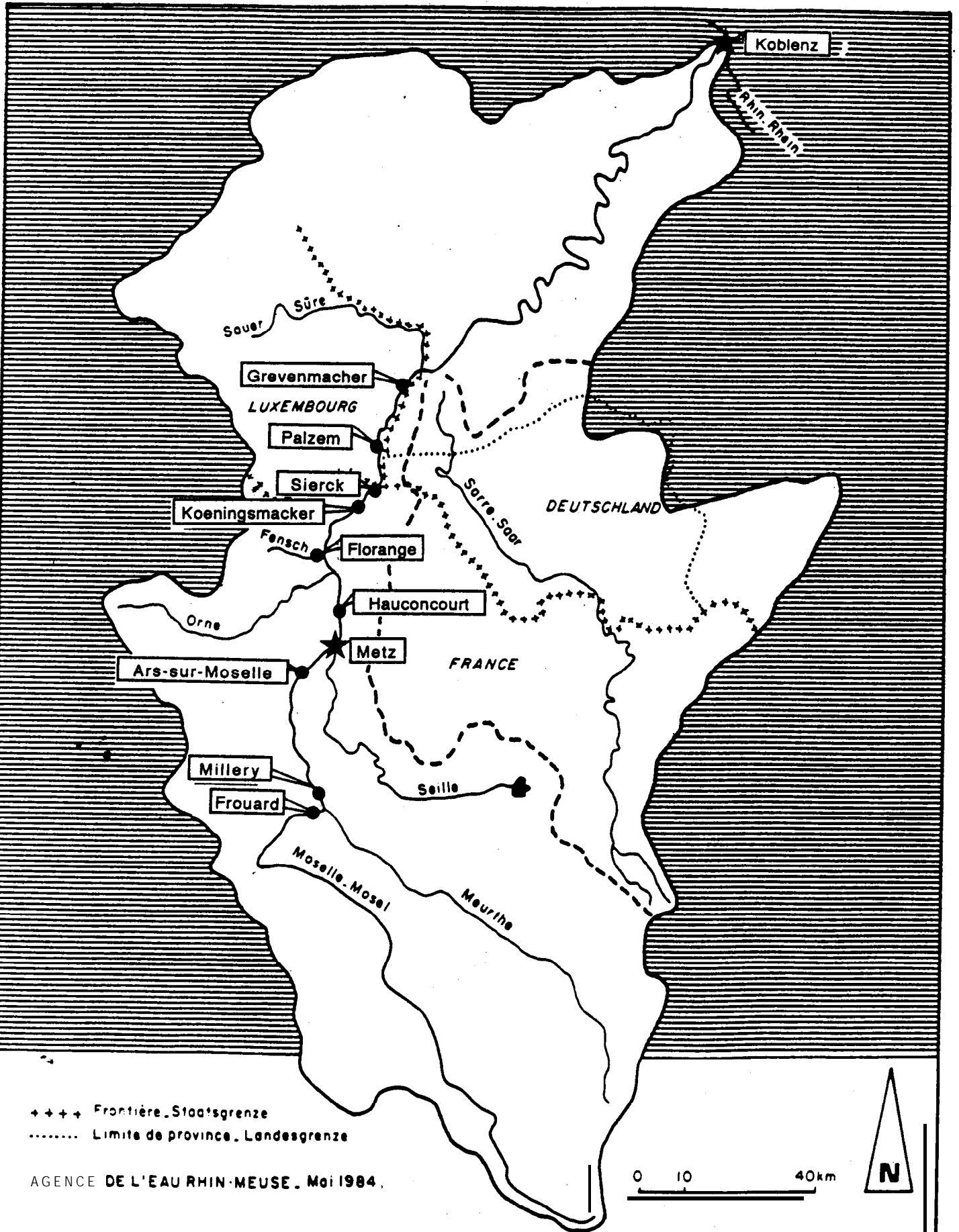
Résumé

Conformément au mandat **spécifié** dans la convention **définissant** la phase 1 de l'étude "Bilan d'oxygène et processus biologiques des cours d'eau **aménagés** Moselle et Sarre", **commanditée** par les **CIPMS**, une simulation du fonctionnement **écologique** de la Moselle entre **Hauconcourt** et **Grevenmacher** a **été réalisée**. Cette **modélisation** a **été effectuée** en deux **étapes**:

- **une** calibration du **modèle** sur **l'année** 1993, pour laquelle suffisamment de **données** sur les biomasses et **l'oxygène** dissous sont disponibles;
- la simulation sur **l'année** 1990, de **début** juin à fin septembre.

Les **résultats indiquent** que le **modèle est** capable de reproduire les dynamiques du **phytoplancton** et du **zooplancton** de **façon satisfaisante**, en particulier les fluctuations **pendant l'été**, ainsi que les variations de **concentration** en **oxygène** dissous. Ceci **confirme l'hypothèse émise antérieurement** quant à l'origine du **phénomène**, qui **résulte d'effets combinés** de **l'eutrophisation** et de la pollution organique de la rivière. **Cependant**, les **résultats des** calculs doivent être validés par des observations *in situ* et de **meilleures évaluations des rejets**, avant de pouvoir mettre au point un **modèle opérationnel** qui pourra être utilisé pour le test de **scénarios d'assainissement**.

Fig. 1 - Carte des points de prélèvements



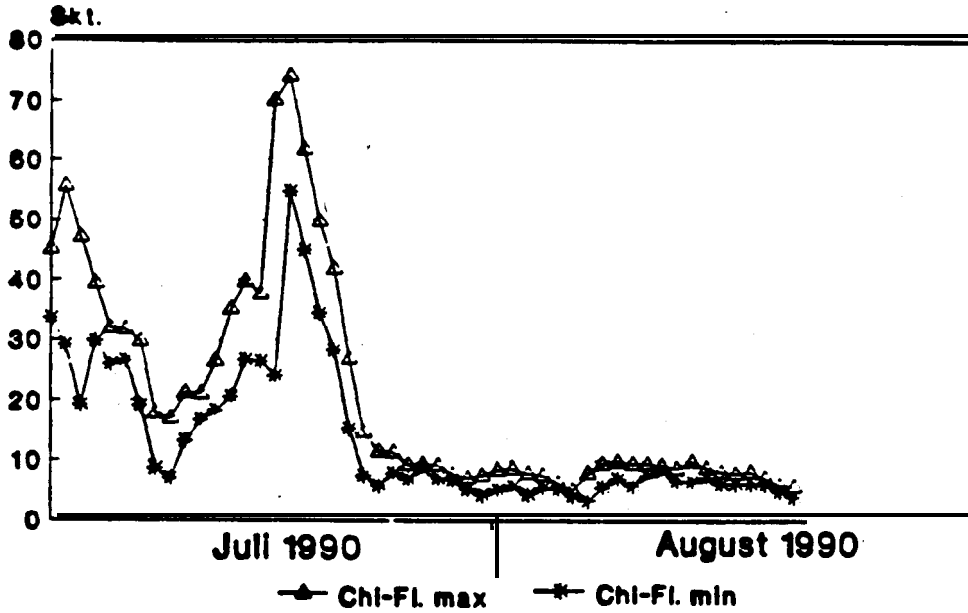
1. Introduction

L'objet du **présent** travail est d'expliquer les diminutions de concentration en **oxygène** dissous **rencontrées** dans le secteur de la Moselle située 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**.

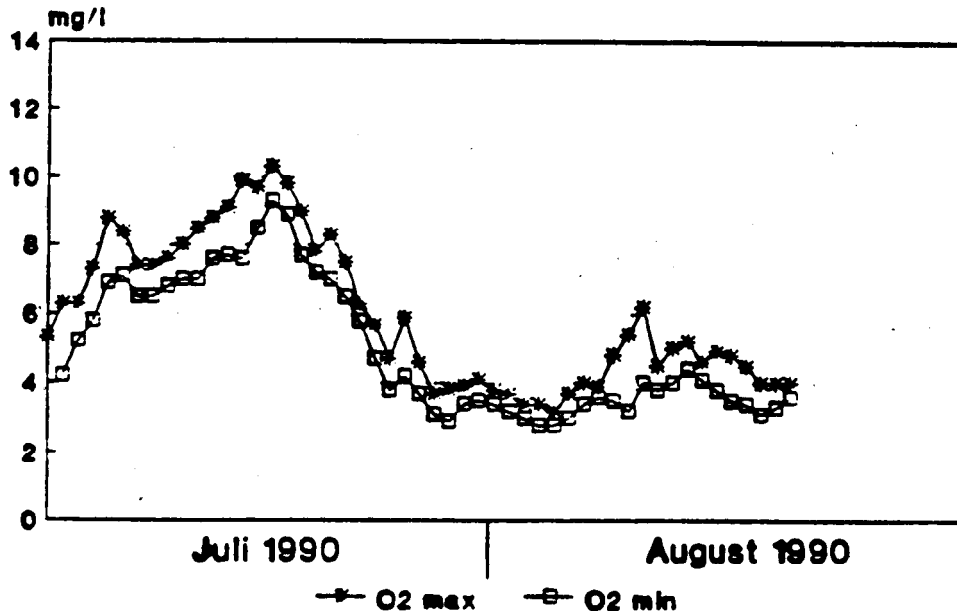
Cependant, il reste à **déterminer** la cause de la disparition du phytoplancton. En l'absence de **données suffisantes** sur la **dynamique** de ces algues microscopiques dans la Moselle (voir cependant GIGLEUX, 1992, pour la production du phytoplancton), on en est **réduit à émettre** des **hypothèses**. 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**" (**broutage** 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.

Station de recherche sur la Moselle de Palzem
Teneurs en oxygène (**extrêmes journaliers**)



• Station de recherche sur la Moselle de Palzem
Fluorescence chlorophyllienne



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 **O₂** 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 $I = I_0(-\eta \cdot z)$, 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 :

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

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** (**m³ [g C_{ZOO}]⁻¹ h⁻¹**) : $1,4 \cdot 1,3^{((t - 20)/10)}$ **m³ [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 structurelle (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 :

- **wnsommations** 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 trayers 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, cc qui a permis de calibrer wrrectement 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 wmppte 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 procure les données de débit' de chlorophylle **a** et de **température** sur des stations du **cours** fiançais 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.

CONCENTRATIONS DANS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE LA MOSELLE FROUARD (km 345.5) PLANCTON (G/M3) ANNEE 1993

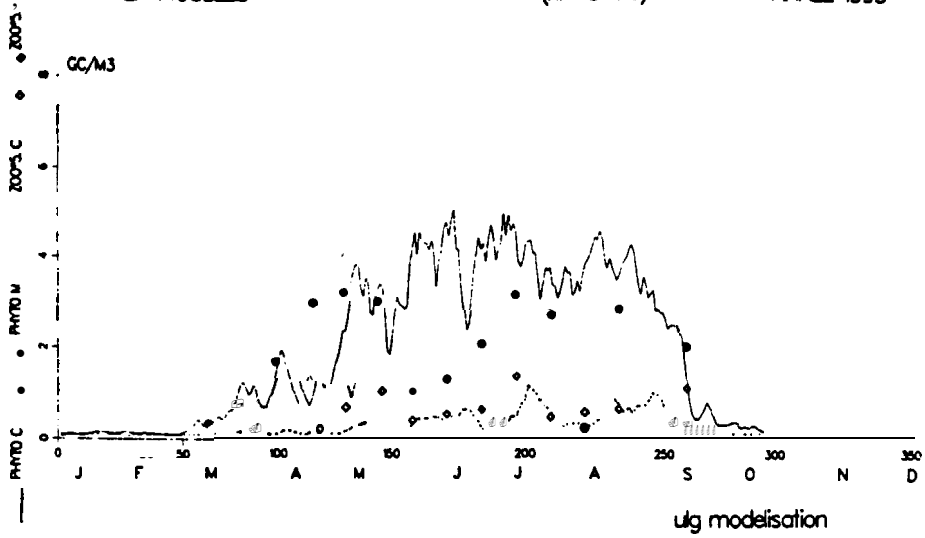


Fig. 3 -

CONCENTRATIONS DANS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE LA MOSELLE MILLERY (km 340.0) PLANCTON (G/M3) ANNEE 1993

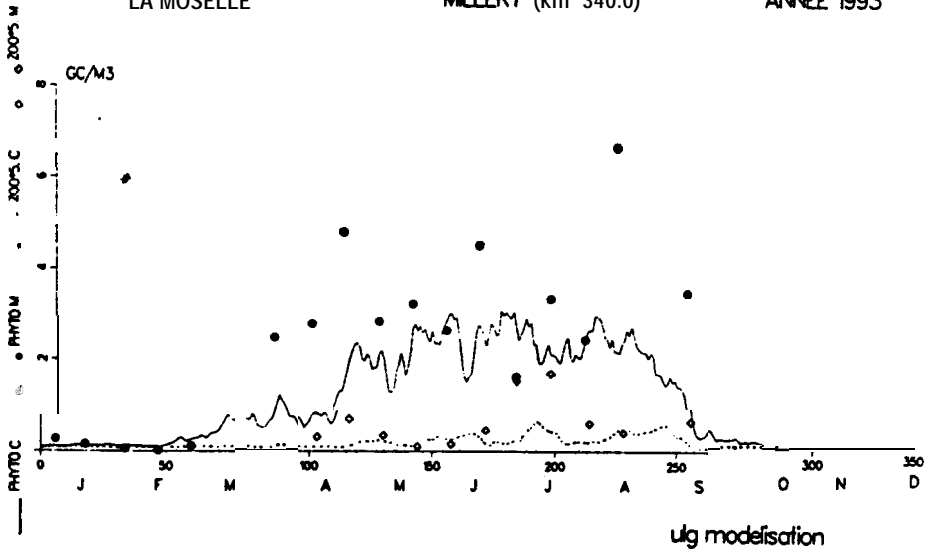


Fig. 4 -

CONCENTRATIONS DANS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE LA MOSELLE ARS/MOSELLE (km 306.7) PLANCTON (G/M3) ANNEE 1993

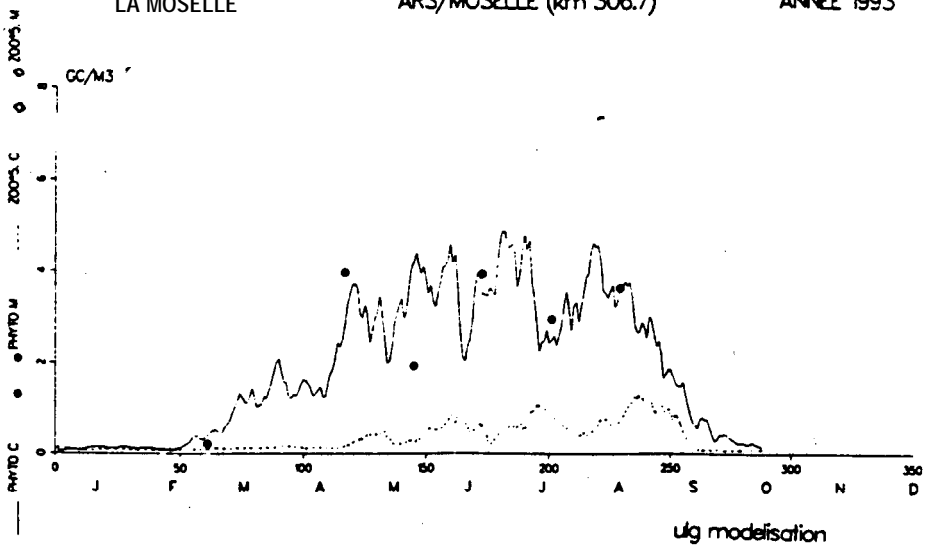


Fig. 5 -

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 Rot&es 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** : M **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 g C m⁻³**), **malgré** le **décalage** des phases de développement par rapport aux observations.

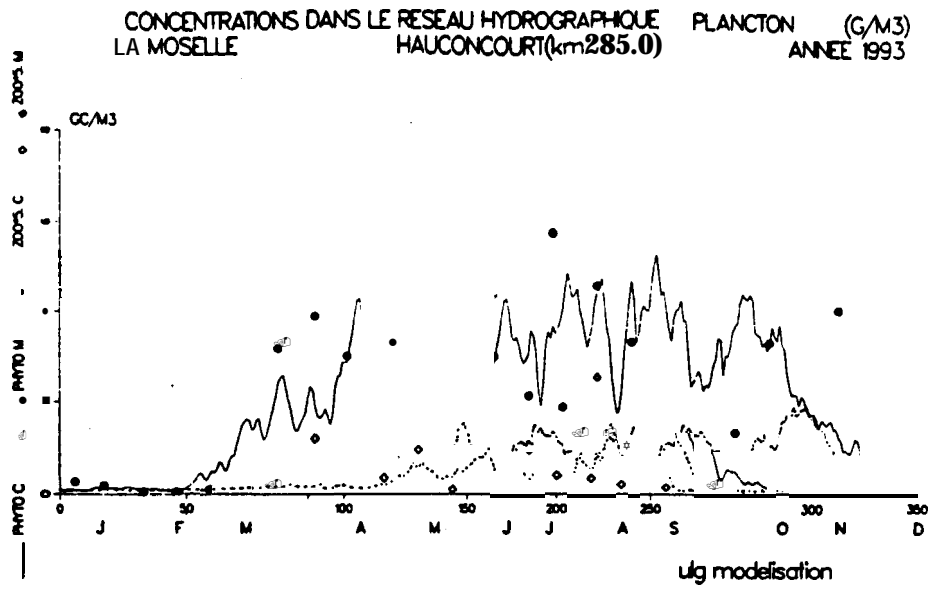


Fig. 6 -

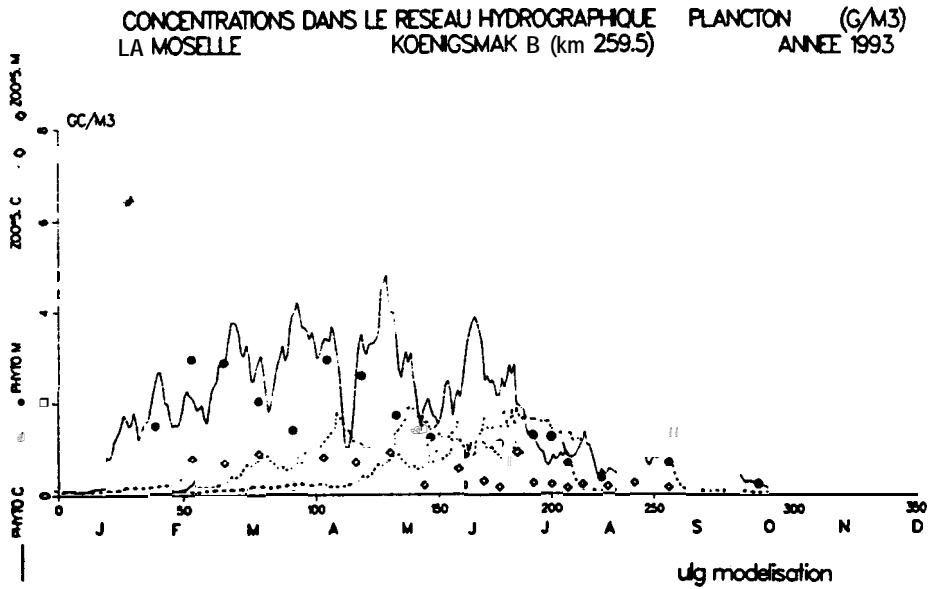


Fig. 7 -

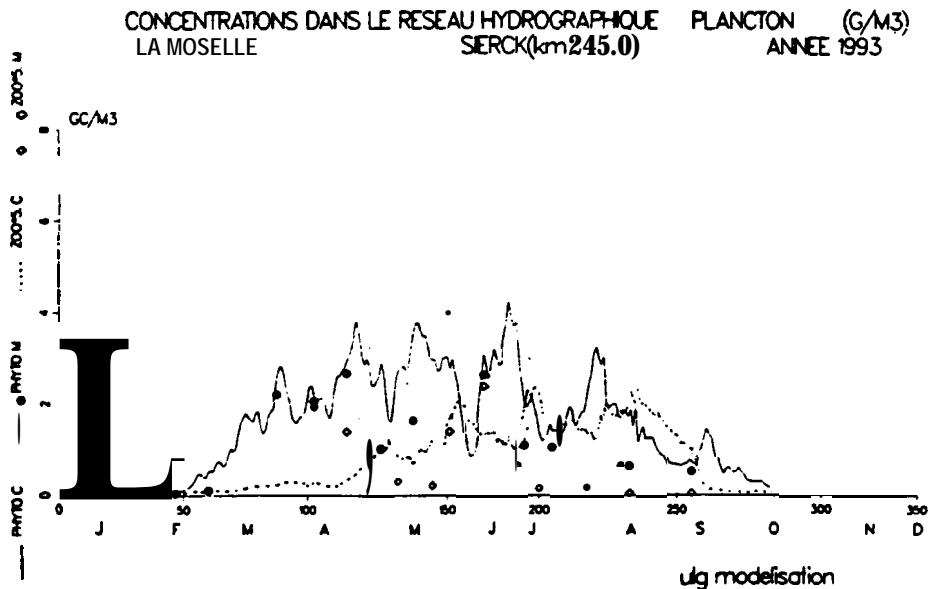


Fig. 8 -

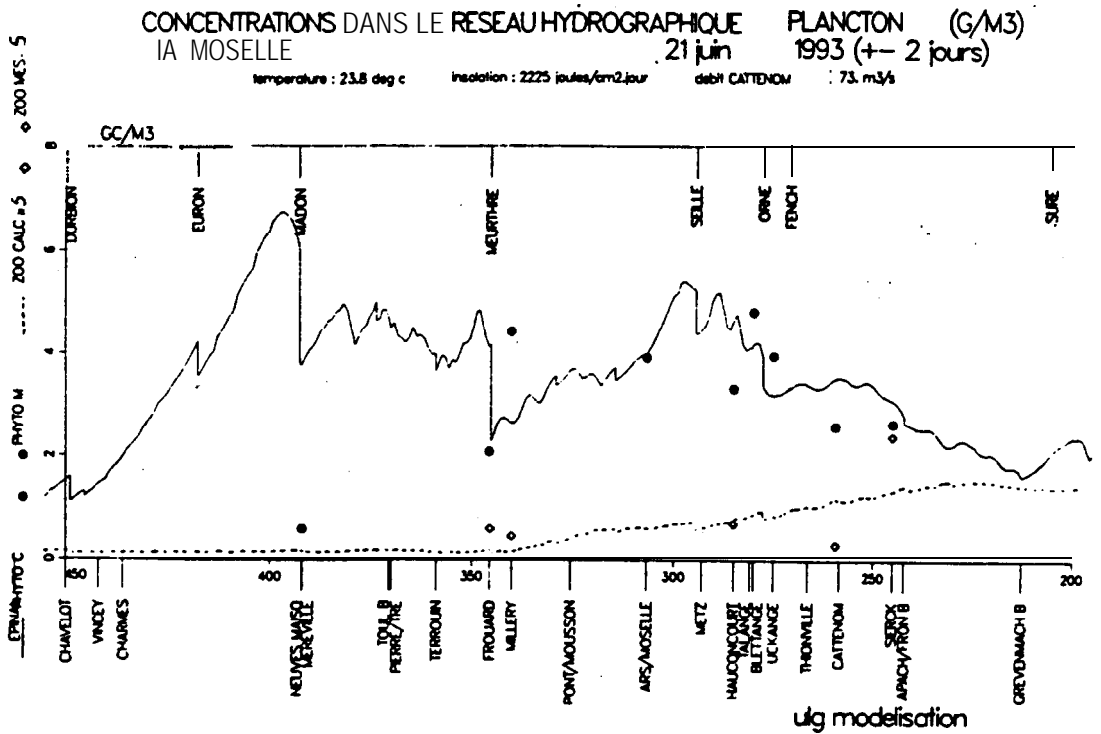
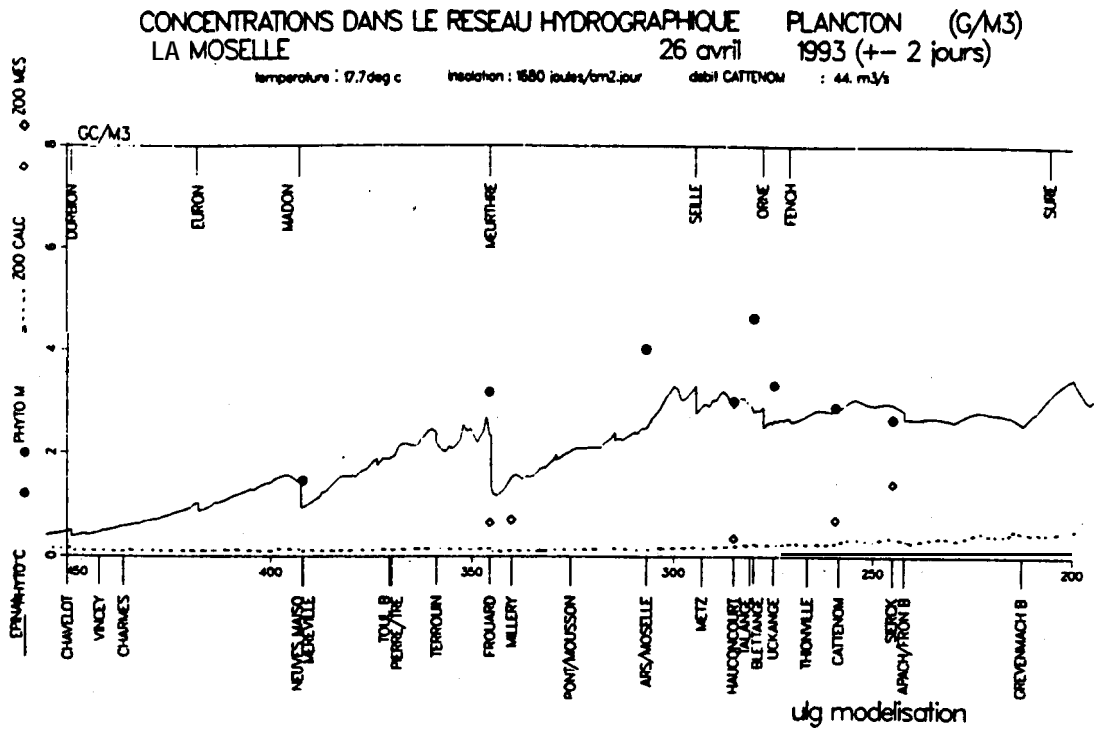
La simulation temporelle de **Millery** (fig. 4) met en **évidence** un autre **problème** de la version du **modèle** utilisée, à savoir qu'il ne **décrit** pas le développement du plancton dans les affluents. Par **conséquent**, l'**effet** d'une **confluence** importante se traduit par une dilution 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 senti,
- 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**.



CONCENTRATIONS DANS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE PLANCTON (G/M3)
LA MOSELLE

temperature : 22.0 deg c insolation : 1070 joules/cm2.jour debit CATTENOM : 46. m3/s

19 pet 1993 (+ 2 jours)

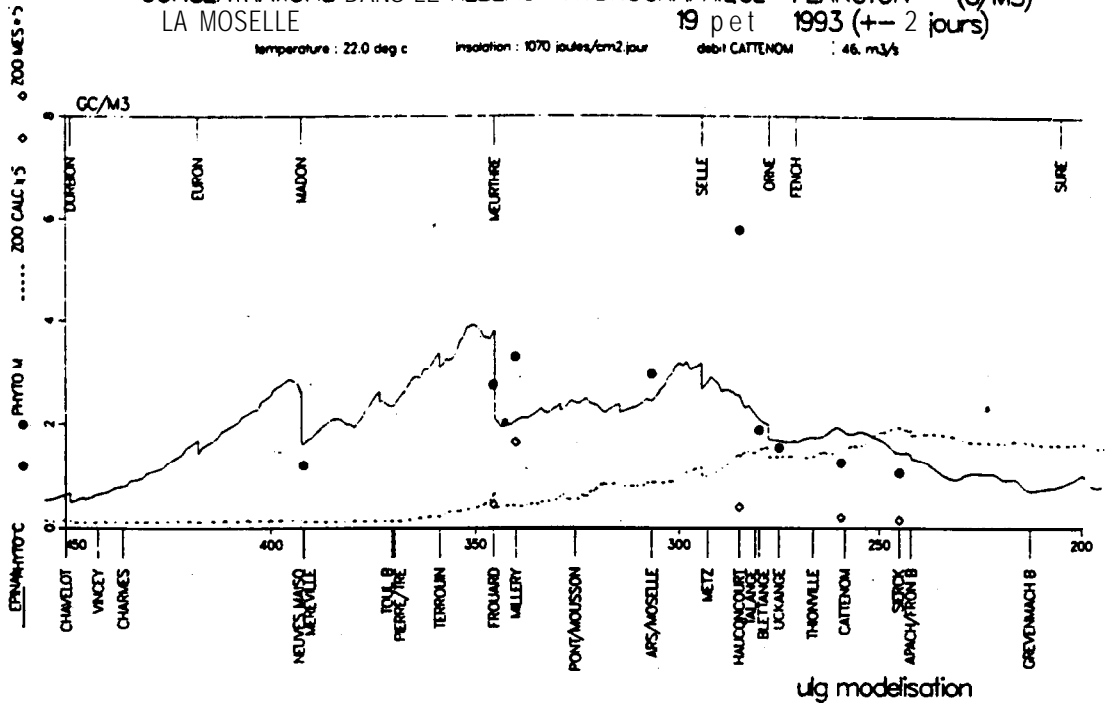


Fig. 11 -

CONCENTRATIONS DANS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE PLANCTON (G/M3)
LA MOSELLE

temperature : 22.7 deg c insolation : 1964 joules/cm2.jour debit CATTENOM : 39. m3/s

16 aout 1993 (+ 2 jours)

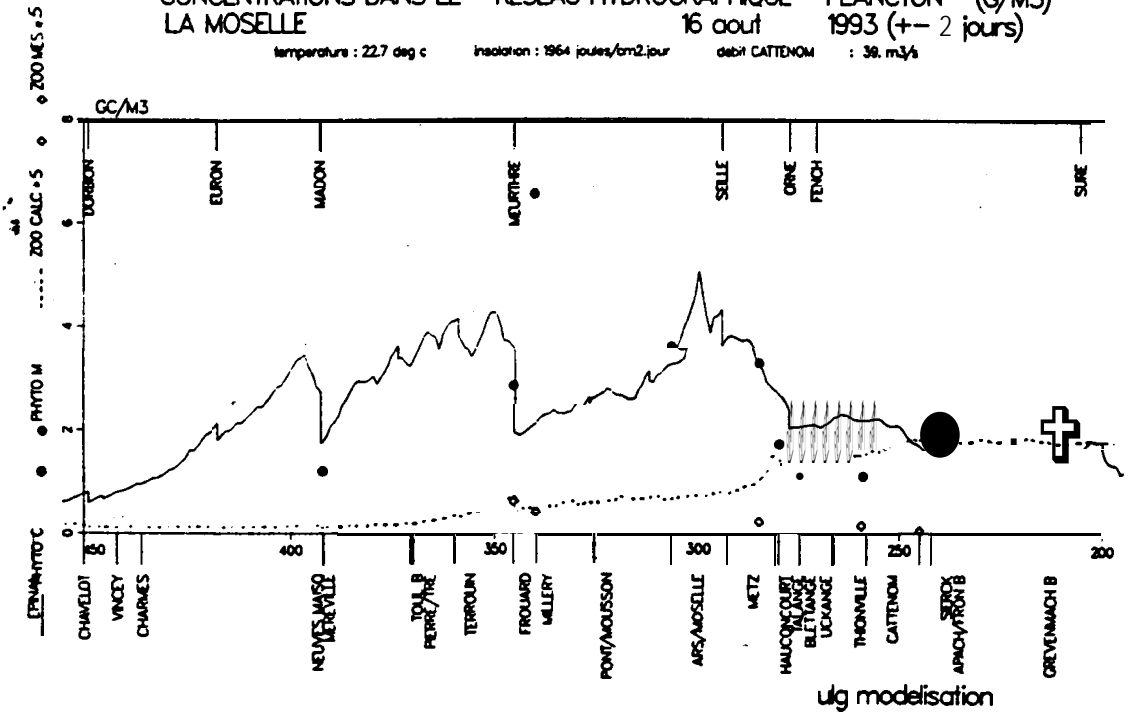


Fig. 12 -

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

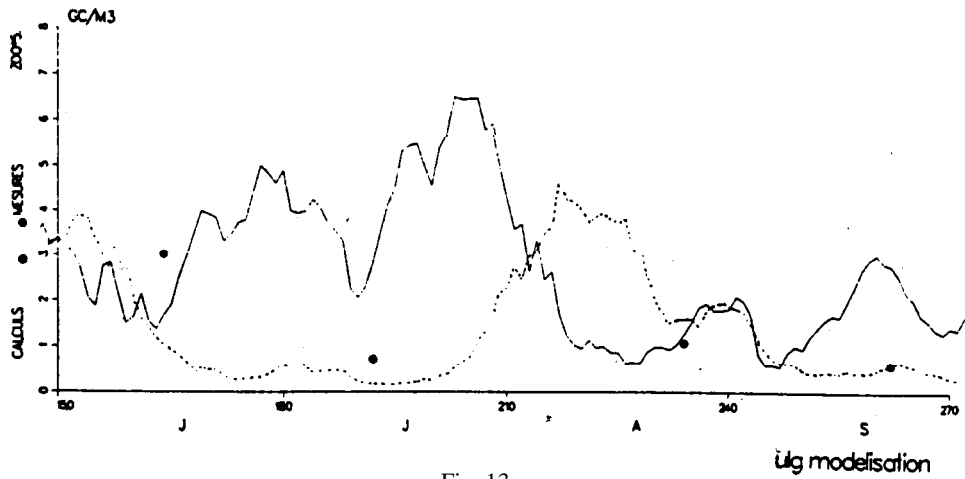


Fig. 13 -

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

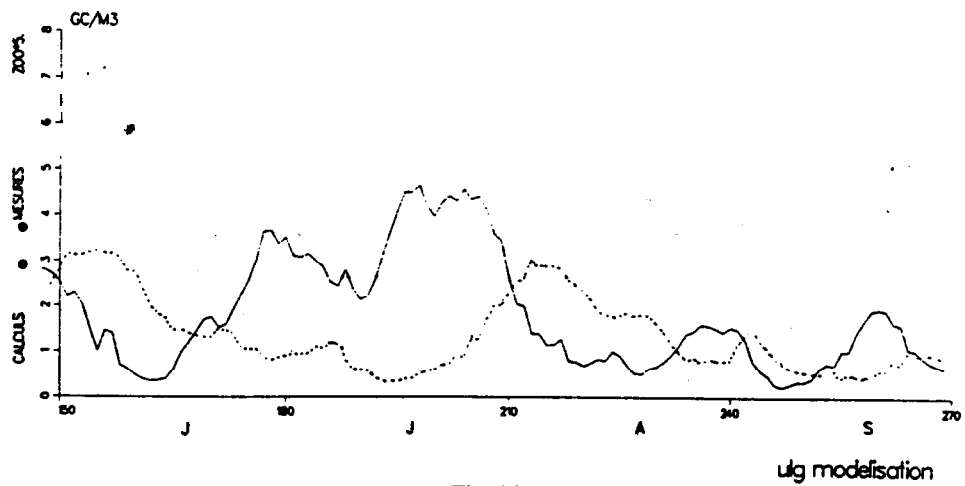


Fig. 14 -

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

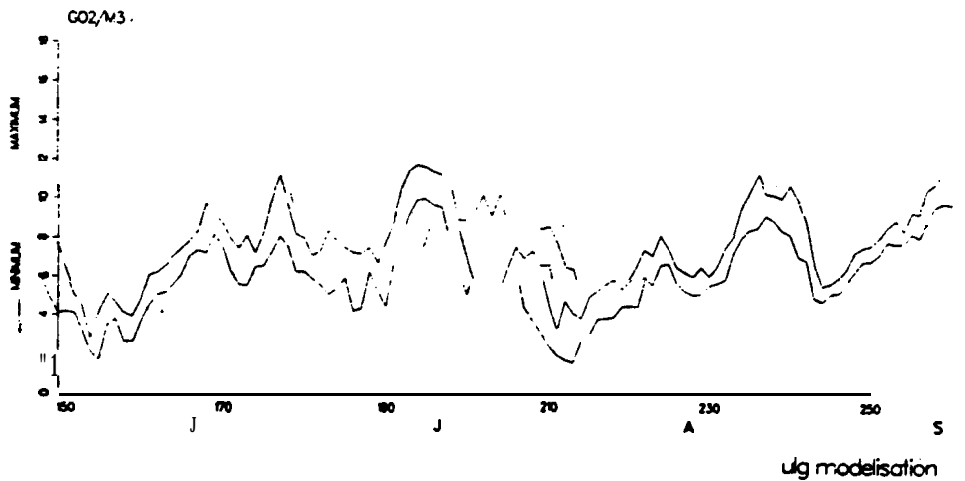


Fig. 15 -

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 phytoplancton 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 phytoplanctonique 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.