



## AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : [ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr](mailto:ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr)

## LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

[http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg\\_droi.php](http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php)

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>

vb 80446

U.F.R Sci. FA.

CENTRE DE RECHERCHES ECOLOGIQUES  
UNIVERSITE DE METZ

THESE

Présentée à l'Université de Metz en vue de l'obtention du grade de:

**DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE METZ**

Mention: Sciences de la vie  
Spécialité: Hydrobiologie

par

**Marc GIGLEUX**

Titre

**Le développement phytoplanctonique dans  
la Moselle en aval de Metz et dans la Seille:**

**Mesure de la production primaire.**

BIBLIOTHEQUE UNIVERSITAIRE SCIENCES ET TECHNIQUES - METZ	
N° Inv.	19920815
Cote	S/M3 92/40
Loc.	Magasin
Cat	OCLC

Soutenue le 17 décembre 1992 devant la commission d'examen:

<b>Président:</b>	<b>Jean-Claude PIHAN</b>	Professeur à l'Université de Metz
<b>Rapporteurs:</b>	<b>Alain DAUTA</b>	Chargé de recherche au CNRS Université Paul Sabatier à Toulouse
	<b>Jean-Pierre DESCY</b>	Professeur à l'Université de Namur
<b>Examineurs:</b>	<b>Michel NOURISSON</b>	Professeur émérite à l'Université de Metz Directeur de thèse
	<b>Jean-Claude MORETEAU</b>	Professeur à l'Université de Metz
	<b>Freddy LANGENFELD</b>	Sous-directeur de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse

## REMERCIEMENTS.

Je tiens à remercier Messieurs les Professeurs NOURISSON et PIHAN pour m'avoir accepté dans leur laboratoire de recherche et m'avoir permis de mener à bien ce travail. Je remercie tout particulièrement Monsieur NOURISSON, Directeur de cette thèse, qui s'est investi pour me donner les moyens de mener à terme ce travail de recherche.

Je remercie également chaleureusement Lionel LEGIZE qui, le premier, m'a donné l'occasion d'approfondir mes connaissances du milieu aquatique, dans le cadre d'une étude de terrain, puis au cours d'un DEA et qui a su me transmettre une partie de son savoir et de son enthousiasme.

Je remercie Alain DAUTA et Jean-Pierre DESCY pour les précieux conseils qu'ils m'ont prodigué pour réaliser ce travail, ainsi que pour avoir accepté, malgré leur emploi du temps chargé, d'être les rapporteurs de cette thèse.

Je remercie chaleureusement Mireille OLIVIER, documentaliste du Laboratoire d'écologie, pour la patience dont elle a fait preuve à mon égard et pour l'aide importante qu'elle m'a apporté pour la partie bibliographique de ce travail.

Je tiens à dire un grand merci à Philippe WAGNER et Jean-François POINSAINT, techniciens spécialisés dans le travail de terrain, qui m'ont apporté un solide soutien lors des expériences menées dans les cours d'eau. Philippe WAGNER, spécialiste de la mesure de terrain, a participé à toutes mes sorties, le plus souvent arrosées (par la pluie, bien entendue), et a été un compagnon de terrain précieux, sans lequel ce travail n'aurait pu être mené à bien.

Enfin, je remercie Philippe ROUSSEL dont les connaissances dans le domaine de l'informatique m'ont permis de résoudre de nombreux problèmes de programmation et de calculs, et sans lequel j'aurais sans doute passé encore de nombreuses journées dans l'exploitation des mesures de terrain.

## SOMMAIRE

SOMMAIRE.....	1
LISTE DES ABREVIATIONS UTILISEES DANS CETTE ETUDE .....	5
<b>PRESENTATION GENERALE.....</b>	<b>6</b>
PLAN DE THESE .....	8
<b>1. INTRODUCTION.....</b>	<b>9</b>
1.1 L'eutrophisation: définition, causes et effets. ....	9
1.2 Choix des paramètres et localisation des stations .....	10
1.2.1 Choix des paramètres. ....	10
1.2.2.- Choix des stations.....	10
<b>2. PRESENTATION DES DEUX RIVIERES.....</b>	<b>13</b>
2.1. La Moselle .....	13
2.1.1. Caractéristiques hydrauliques .....	13
2.1.2. Caractéristiques physico-chimiques .....	13
3.1.2.1. Température .....	13
2.1.2.2. Oxygène dissous .....	14
2.1.2.3. pH .....	14
2.1.2.4. Minéralisation .....	14
2.2. La Seille.....	15
2.2.1. Caractéristiques hydrauliques .....	15
2.2.2. Caractéristiques physico-chimiques .....	15
2.2.2.1. Température .....	15
2.2.2.2. Oxygène dissous .....	17
2.2.2.3. pH.....	17
2.2.2.4. Minéralisation .....	17
<b>3.LES ELEMENTS NUTRITIFS . .....</b>	<b>20</b>
3.1. Synthèse bibliographique .....	20
3.1.1. L'azote .....	20
3.1.2. Le phosphore .....	22
3.1.3. Le rapport N/P.....	24
3.1.4. La silice.....	25
3.2. Résultats des mesures dans la Moselle et la Seille.....	25
3.2.1.L'Azote.....	25
3.2.1.1. Les nitrates .....	25
3.2.1.2. Les nitrites.....	27
3.2.1.3. L'ammonium.....	29
3.2.1.4. Bilan des éléments azotés .....	30

3.2.2. Le phosphore .....	32
3.2.3 Le rapport N/P .....	35
3.2.4. La silice.....	35
3.2.5. Profils longitudinaux de nutriments dans la Seille .....	37
3.2.5.1. L'azote .....	39
3.2.5.1.1. Les nitrates .....	39
3.2.5.1.2. L'ammonium .....	39
3.2.5.2. Le phosphore .....	39
3.2.5.3. La silice .....	42
3.2.5.4. Bilan .....	42
3.3. Conclusions .....	42
<b>4. ETUDE DE L'ENERGIE LUMINEUSE DANS LE MILIEU AQUATIQUE .....</b>	<b>44</b>
4.1. Rappels bibliographiques .....	44
4.2. Résultats .....	45
4.3. Analyse des données.....	47
4.3.1. La Moselle .....	47
4.3.2. La Seille .....	48
4.4. Bilan de l'étude du coefficient d'extinction .....	49
<b>5. BIOMASSE PHYTOPLANCTONIQUE .....</b>	<b>51</b>
5.1. Matériel et méthode .....	51
5.2. Résultats .....	52
5.2.1. Rivière Moselle .....	52
5.2.1.1. Evolution saisonnière .....	52
5.2.1.2. Comparaison interstation .....	53
5.2.2. Rivière Seille.....	54
5.2.2.1. Evolution saisonnière.....	54
5.2.2.2. Profils longitudinaux de biomasse dans la Seille.....	54
5.2.3. Etude de la confluence Seille-Moselle.....	56
5.2.3.1. Objectif et méthode .....	56
5.2.3.2. Résultats.....	57
5.2.3.3. Bilan.....	57
5.2.3.4. Comparaison des résultats obtenus par deux méthodes d'estimation de la biomasse : le comptage cellulaire et le dosage de la chlorophylle .....	60

<b>6. LE PHYTOPLANCTON DE LA MOSELLE ET DE LA SEILLE .</b>	<b>62</b>
6.1. Objectif de cette étude	62
6.2. Populations phytoplanctoniques	62
6.2.1. Moselle	62
6.2.2. Seille	65
6.2.3. La confluence Seille / Moselle	65
6.4. Conclusion	65
<b>7.MESURE DE LA PRODUCTION PRIMAIRE</b>	<b>67</b>
7.1. Introduction	67
7.2. Mesures et méthodes	67
7.2.1. Campagnes de mesure	68
7.2.2. Protocole de mesure	68
7.2.2.1. Méthode du $^{14}\text{C}$	69
7.2.2.1.1. Principe	69
7.2.2.1.2. Protocole de mesure	69
7.2.2.1.3. Mesure du "quenching"	70
7.2.2.1.4. Calcul de l'assimilation de carbone	71
7.2.3. Estimation du paramètre $I_k$	71
7.2.4. Calcul de la production primaire journalière	72
7.2.5. Mesures dans les bouteilles sombres	73
7.2.5.1. Incubations par la méthode du $^{14}\text{C}$	73
7.2.5.2. Incubations par la méthode de l'oxygène	74
7.2.6. Mesures dans les bouteilles claires	75
7.2.6.1. Méthode du $^{14}\text{C}$	75
7.2.6.2. Méthode de l'oxygène	76
7.2.6.3. Conclusion	76
7.3. Résultats des mesures de production primaire	77
7.3.1. Remarques préliminaires	77
7.3.1.1. Remarque concernant la mesure au $^{14}\text{C}$	77
7.3.1.2. Concernant les mesures à l'oxygène	77
7.3.2. Mesures en bouteilles sombres	78
7.3.2.1. Résultat des mesures au $^{14}\text{C}$	78
7.3.2.2. Mesures de la consommation d'oxygène dans les bouteilles sombres.	79
7.3.3. Résultat des mesures en bouteilles claires	84

7.3.3.1. Incubations simultanées par les méthodes de l'oxygène et du $^{14}\text{C}$ .....	84
7.3.3.2. Profils verticaux de production .....	86
7.3.3.3. Productions brutes maximales horaires .....	88
7.3.3.3.1. Variations inter-stations .....	88
7.3.3.3.2. Evolution saisonnière .....	89
7.3.3.3.3. Relation entre les valeurs de Pmax et de biomasse. ....	91
7.3.3.4. Etude de la productivité planctonique par unité de biomasse .....	96
7.3.3.4.1. Relation entre les valeurs de Kmax et la température de l'eau. ....	97
7.3.3.5. Conclusion sur les valeurs de production maximales .....	99
7.3.4. Le paramètre $I_k$ .....	102
7.3.4.1. Résultats.....	102
7.3.4.2. Estimations du paramètre $I_k$ .....	104
7.3.4.2.1. Données Moselle.....	104
7.3.4.2.2. Données Seille.....	106
7.3.5. Calcul des productions primaires journalières. ....	107
7.3.5.1. Méthode de calcul.....	108
7.3.5.2. Résultats.....	108
7.3.6. Simulations de la production primaire dans la Moselle et la Seille.....	114
7.3.7. Présentation sommaire des termes de disparition du phytoplancton .....	118
7.3.7.1. La sédimentation.....	118
7.3.7.2. Le broutage par le zooplancton.....	119
<b>8. CONCLUSIONS.....</b>	<b>124</b>
<b>BIBLIOGRAPHIE.....</b>	<b>129</b>

## LISTE DES ABREVIATIONS UTILISEES DANS CETTE ETUDE

**Ap:** station d'Apach, sur la Moselle  
**Ay:** station d'Argancy, sur la Moselle  
**°C:** degrés celsius  
**<sup>14</sup>C:** carbone 14 radio-actif  
**Cl<sub>a</sub>:** biomasse exprimée en chlorophylle a  
**Dbt:** débit  
**DCMU:** Dichlorométhylurée  
**DME F1/2:** débit moyen d'étiage de fréquence 1/2  
**H:** hauteur de la tranche d'eau  
**I<sub>0</sub>:** intensité lumineuse immédiatement sous la surface de l'eau  
**I<sub>k</sub>:** intensité lumineuse au seuil de saturation  
**I<sub>z</sub>:** intensité lumineuse à la profondeur z  
**J:** joules  
**K<sub>e</sub>:** coefficient d'extinction de la lumière dans l'eau  
**K<sub>max</sub>:** productivité horaire maximale par unité de biomasse  
**K<sub>o</sub>:** station de Koenigsmacker, sur la Moselle  
**MES:** matières en suspension  
**MEST:** matières en suspension totales  
**μS:** micro-siémens  
**n:** nombre de données  
**NH<sub>4</sub>:** ammonium  
**NO<sub>3</sub>:** nitrates  
**NO<sub>2</sub>:** nitrites  
**O<sub>2</sub>:** oxygène dissous  
**PAR:** radiations actives pour la photosynthèse ( entre 400 et 700 nanomètres)  
**Phéo:** phéopigment (chlorophylle a dégradée)  
**PK:** point kilométrique  
**P<sub>max</sub>:** production brute maximale horaire  
**PO<sub>4</sub>:** orthophosphates  
**PQ:** rapport molaire entre l'oxygène et le carbone  
**P<sub>tot</sub>:** phosphore total  
**R:** coefficient de corrélation  
**R<sup>2</sup>:** coefficient de détermination (variance expliquée/variance totale)  
**R<sub>yj</sub>:** rayonnement solaire journalier  
**Se:** station de Metz, sur la Seille  
**SiO<sub>2</sub>:** silice dissoute  
**T:** température  
**TU:** temps universel, heure solaire  
**Wd:** station de Wadrineau, sur la Moselle  
**z:** profondeur de mesure



## **PRESENTATION GENERALE**

## PRESENTATION GENERALE

Le Bassin Rhin-Meuse a longtemps été classé parmi les bassins hydrographiques qui présentaient les plus fortes pollutions des eaux de surface par les métaux lourds. Ceux-ci étaient rejetés par la sidérurgie lorraine alors en pleine activité et qui n'avait pas encore le souci de préserver l'environnement.

L'activité sidérurgique ayant progressivement mis en place le traitement d'épuration de ses rejets toxiques, la toxicité des eaux de surface vis-à-vis de la faune et de la flore aquatique s'est fortement atténuée. La situation s'est encore plus nettement améliorée avec la disparition quasi totale de la sidérurgie lorraine.

C'est à partir de ce moment que sont apparus les premiers phénomènes d'eutrophisation dans la Moselle. Les premières études, réalisées dans les années 1975, ont affirmé l'existence de ce phénomène jusque-là inhibé par la toxicité des eaux polluées. De nouvelles études ont été entreprises et on a commencé à amasser une certaine quantité de données sur ce phénomène qui, pensait-on, était jusque-là limité aux eaux stagnantes.

En 1984 et 1985, ont débuté des études sur les niveaux de biomasse phytoplanctonique atteints dans la rivière Moselle. La réalisation de profils longitudinaux en 1985 et en 1986, de la source de la Moselle jusqu'à la frontière Luxembourgeoise, à Apach ont mis en évidence deux points singuliers ( figure 1 et 2 ) :

- la zone de confluence Moselle et Meurthe
- la zone de confluence Moselle et Seille.

L'Agence de l'Eau Rhin-Meuse disposant d'un modèle mathématique de simulation du développement phytoplanctonique dans la Moselle et ses affluents, réalisé par le groupe de recherche scientifique d'EDF, nous avons pu comparer les résultats fournis par ce modèle et les mesures dont nous disposions.

On s'est rendu compte qu'il ne donnait pas de bons résultats, en particulier au niveau de la confluence de la Moselle et de la Seille où les valeurs de biomasses étaient sous-estimées. D'importants écarts sont également apparus dans le secteur aval de la Moselle où les biomasses étaient sous-estimées ou sur-estimées par le modèle.

Nous avons donc repris l'étude du développement phytoplanctonique dans la Moselle en nous intéressant plus particulièrement à la confluence de la Seille et au secteur aval de la Moselle.

L'étude de 1985 (GIGLEUX, D.E.A.), a mis en évidence la présence de biomasses phytoplanctoniques très élevées dans la Seille ainsi que dans la Moselle, en aval de la confluence de la Seille et du plan d'eau de la centrale EDF de La Maxe. Elle n'a cependant pas permis de déterminer avec précision l'origine des importantes biomasses phytoplanctoniques que l'on mesurait en aval de Metz.

Ce rapport présente le résultat de trois années d'études de terrain menées sur les rivières Moselle et Seille. Les plus importantes biomasses étant mesurées dans le secteur compris entre Metz et la frontière franco-germano-luxembourgeoise, nous avons limité le secteur d'étude à ce tronçon de cours d'eau.

Figure 1: Profil de chlorophylle a Moselle du 10 juillet 1985

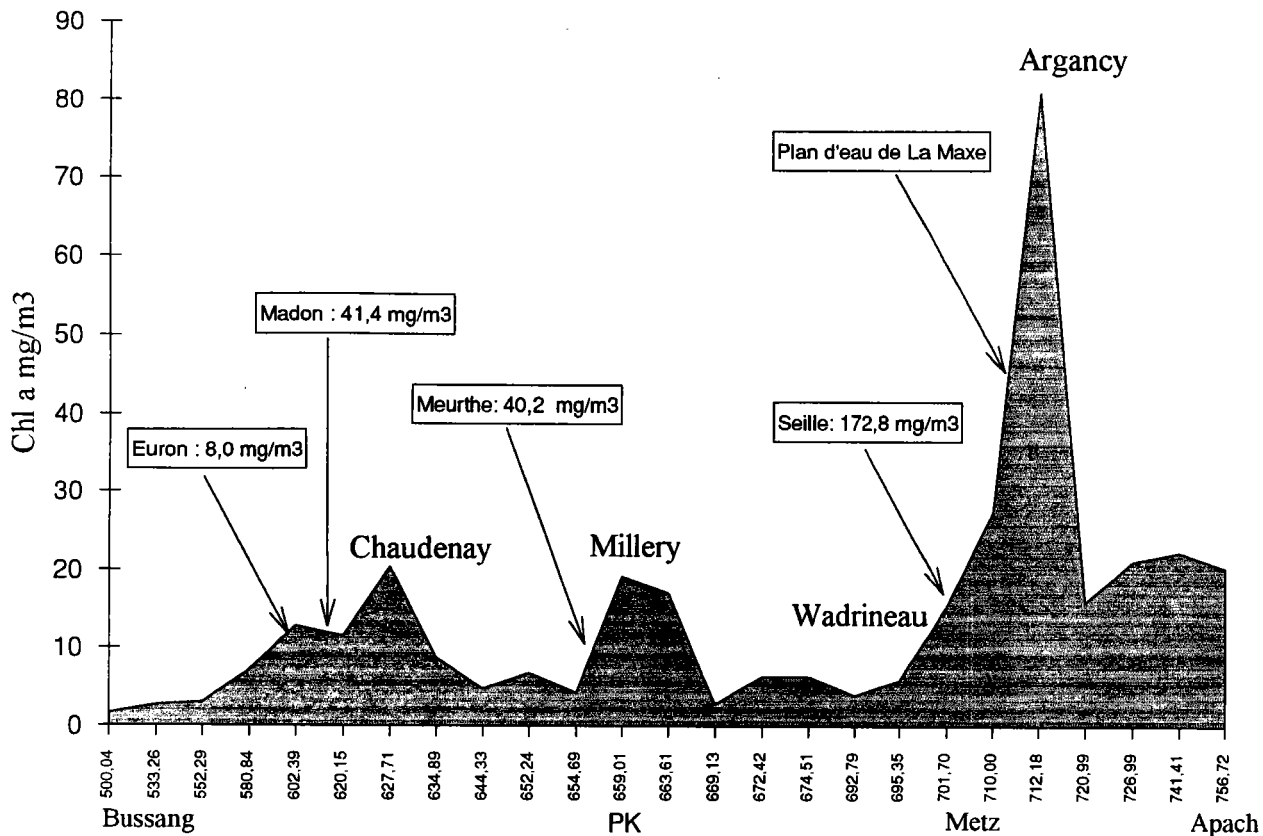
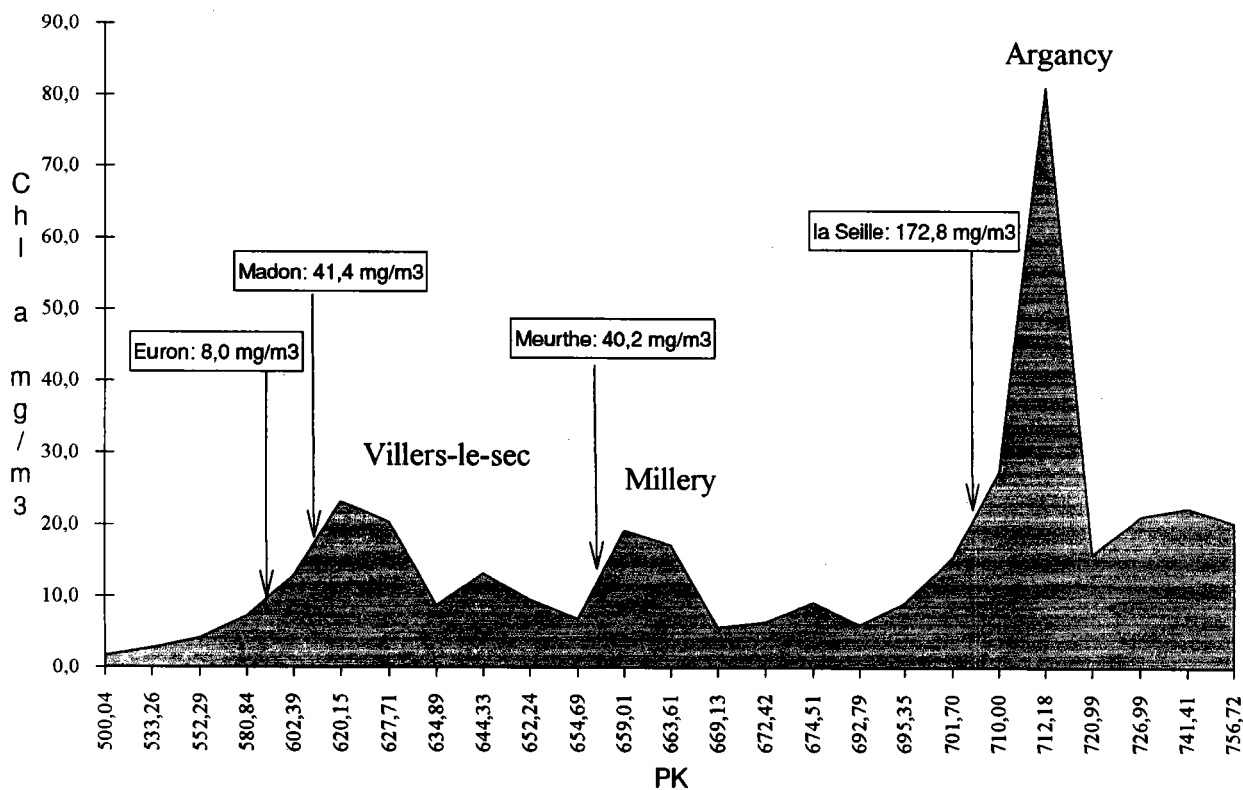


Figure 2: Valeurs maximales de chlorophylle a mesurées au cours des 5 profils Moselle, en 1985.



Afin qu'il soit possible de d'utiliser ces résultats pour une modélisation de l'eutrophisation de la Moselle et de ses affluents, nous avons recherché systématiquement les relations les plus significatives entre les paramètres que nous avons étudiés spécifiquement pour ce travail et les paramètres mesurés systématiquement sur les réseaux de mesure de l'Agence de l'Eau, de manière à essayer de transposer partiellement les résultats obtenus sur d'autres secteurs de la Moselle.

Dans un premier temps seront présentés les résultats du suivi physico-chimique des eaux. Nous pourrons alors tenter de déterminer les paramètres physico-chimiques qui seraient susceptibles de contrôler le développement phytoplanctonique dans ces deux rivières.

Le suivi de la biomasse permettra d'établir les cycles annuels de croissance et de déterminer les niveau d'eutrophisation des cours d'eau. Nous nous attacherons également à comprendre le rôle que joue la Seille sur le développement du phytoplancton dans la Moselle. Les peuplements phytoplanctoniques seront sommairement présentés.

Cependant, ces éléments restant du domaine du constat, il nous est apparu indispensable de parvenir à acquérir des éléments prédictifs. Pour cela, nous avons réaliser des mesures de la production primaire phytoplanctonique dans les deux rivières Moselle et Seille, au cours de trois années, dans une gamme aussi large que possible de débits, de températures et d'ensoleillement.

Dans le dernier chapitre de cette thèse, nous apporterons des éléments qui devraient permettre une modélisation élaborée de la production primaire dans la Moselle et dans la Seille. Ces éléments seront intégrés dans un nouveau modèle mathématique qui devrait être réalisé prochainement, grâce à un financement de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse.

## **PLAN DE THESE**

Après quelques rappels sur "l'eutrophisation" et une rapide présentation des rivières Seille et Moselle, nous nous attacherons à déterminer leurs niveaux de richesse nutritive .

L'étude des facteurs de contrôle du développement algal se poursuivra par la caractérisation du climat lumineux dans ces eaux courantes. L'étude des corrélations entre les différents paramètres devant permettre une estimation du coefficient d'extinction de la lumière dans l'eau, nécessaire à une bonne modélisation mathématique.

Les niveaux d'eutrophisation phytoplanctonique seront déterminés à partir des dosages de chlorophylle a Nous nous attarderons plus longuement sur la confluence de la Seille et de la Moselle.

Les espèces planctoniques rencontrées dans les deux rivières seront rapidement présentées, et nous porterons notre attention sur la succession des espèces plutôt que sur la caractérisation du milieu par ces algues.

Le dernier chapitre sera consacré à l'étude de la production primaire phytoplanctonique. L'essentiel de ce travail portera sur les termes d'assimilation de carbone et de perte par respiration. Les autres termes de disparition de biomasse feront l'objet d'une recherche bibliographique et seront simplement abordés. .

## **INTRODUCTION**

# 1. INTRODUCTION

## 1.1 L'eutrophisation: définition, causes et effets.

L'eutrophisation, phénomène connu depuis plusieurs décennies, est un enrichissement excessif en matières nutritives, qui se traduit le plus souvent dans le milieu aquatique, par un développement anarchique de végétaux.

L'eutrophisation, terme qui indique un dysfonctionnement de l'écosystème, atteint aussi bien les eaux stagnantes que les eaux courantes .

Ce phénomène a tout d'abord été mis en évidence dans les lacs où les eaux se régénèrent lentement et dans lesquels l'apport en excès de substances nutritives entraînait l'apparition de grandes quantités d'algues macrophytiques, filamenteuses ou planctoniques .

On s'est également rendu compte que ces végétaux avaient tendance à envahir nos cours d'eau, plus particulièrement ceux qui avaient subi un aménagement hydraulique ( barrage, recalibrage ,... ) : en amont des barrages, les eaux calmes et profondes sont le siège d'une intense activité phytoplanctonique, alors qu'en aval, les zones peu profondes sont colonisés par les végétaux fixés. Ce phénomène s'observe également dans les petits cours d'eau peu profonds, riches en substances nutritives .

Dans les grandes rivières comme la Moselle, la majeure partie de la biomasse végétale est constituée par les algues planctoniques, aussi l'étude que nous avons entreprise depuis 1985 sera consacrée uniquement à cette forme de vie végétale aquatique .

Le plancton est constitué d'organismes pélagiques pouvant éventuellement se fixer, et dont certains sont capables de mouvements propres ( **Dinoflagellés**,... ). On considère que le tychoplancton, algues benthiques détachées de leur substrat et entraînées par le courant, appartiennent au phytoplancton .

Les conséquences du développement anarchique de ces algues planctoniques sont multiples et ont fait l'objet de nombreux articles scientifiques dont PAERL (1988) a élaboré une synthèse En voici les principales :

- coloration de l'eau, diminution de la transparence
- désoxygénation, goût et odeur de l'eau
- présence d'hydrogène sulfuré, d'ammonium et de méthane liée à la décomposition anaérobie de la matière organique
- modification de la flore, diminution de la diversité
- changement dans la faune, disparition des salmonidés
- présence de toxines dans l'eau, sécrétées essentiellement par des **Cyanophycées** et des **Dinophycées**, qui peuvent provoquer des désordres intestinaux chez l'Homme, des réactions allergiques et la mort d'animaux . Ainsi, la toxicité de *Mycrocystis Aeruginosa* est liée à la présence de deux composés hépatotoxiques, isolés par CARMICHAEL et al.,(1988) .

La présence d'une grande quantité de matières organiques favorise le développement de bactéries et de micro-organismes qui peuvent se révéler nuisibles pour les hommes et les animaux, rendant toute utilisation de l'eau impossible, sinon dangereuse .

Pour les plans d'eau, en plus des conséquences déjà énoncées, les répercussions peuvent être encore plus dramatiques car on assiste à un vieillissement accéléré de ces milieux stagnants : le milieu devient anoxique, toute forme de vie supérieure disparaît, le plan d'eau se comble progressivement jusqu'à être totalement colonisé par la végétation, avant de disparaître .

Etant donné l'importance du phénomène et des enjeux qui y sont rattachés, de grands programmes de recherche ont été menés ,aussi bien sur les lacs (lac du Bourget, lac de Nantua, lac Lemman, lac d'Annecy,...) que sur les rivières et les grands fleuves français (le Doubs, la Moselle, le Lot, la Loire, la Seine,..) . La France n'étant pas le seul pays concerné, des études similaires ont été menées dans l'ensemble des pays industrialisés et sur tous les continents .

## 1.2 Choix des paramètres et localisation des stations .

### 1.2.1 Choix des paramètres.

La justification du choix des paramètres a fait l'objet d'une étude en 1985, lors du D.E.A. Nous utiliserons les résultats de cette étude et donc nous suivront les éléments suivants:

Mesures de terrain: oxygène dissous, pH, conductivité, transparence au disque de Secchi, température

Dosages de laboratoire: Titre alcalimétrique complet, Chlorures, sodium, calcium, magnésium, nitrates, nitrites, ammonium, azote Kjeldhal, orthophosphates, phosphore total, silice dissoute, chlorophylle a et phéopigments.

En plus de ces dosages, nous avons réalisé des mesures de production primaire par la méthode de l'oxygène dans un premier temps, puis par la technique du carbone 14. Un suivi allégé des peuplements phytoplanctoniques et zooplanctonique a été mis en place sur une durée déterminée et à une fréquence moins élevée que pour les mesures.

Toutes les mesures et les dosages ont été réalisés suivant les protocoles définis dans les normes AFNOR.

### 1.2.2.- Choix des stations

De 1986 à 1988, les paramètres précédemment définis ont été suivis sur:

- une station de la **Moselle** en amont de Metz : WADRINEAU
- une station sur la **Moselle** en aval de Metz ,de la confluence de la Seille et du plan d'eau de La Maxe : ARGANCY
- une station dans le plan d'eau de la Maxe, ouvert sur la **Moselle** .

- deux stations dans la partie la plus aval de la **Moselle** française : **KOENIGSMACKER** et **APACH** (frontière franco-luxembourgeoise). Les études entreprises depuis 1985 pour le suivi de l'impact des rejets de la centrale nucléaire de Cattenom sur la qualité des eaux de la Moselle, ont fourni les données de physico-chimie, production primaire et biomasse de cette partie aval. Ces données ont une fréquence mensuelle d'octobre à avril et bimensuelle de mai à septembre.

- une station sur la **Seille**, au niveau du pont Lothaire à Metz. La Seille, affluent rive droite de la Moselle, serait susceptible, d'après les données recueillies précédemment ( **GIGLEUX**, 1985 ), d'être responsable de l'importante biomasse phytoplanctonique rencontrée dans la Moselle en aval de la confluence.

Nos connaissances sur la Seille ont été enrichies par des profils longitudinaux, réalisés de sa source à sa confluence avec la Moselle.

#### - Localisation des points de prélèvement.

Une carte de localisation des stations est présentée sur la figure 3.

Point kilométrique	nom de la station	abréviation
704,8	Wadrineau	Wd
712,2	Argancy	Ay
742,1	Koenigsmacker	Ko
757,8	Apach	Ap
706,6*	Seille Lothaire	Se

\* : PK de la confluence de la Seille et de la Moselle

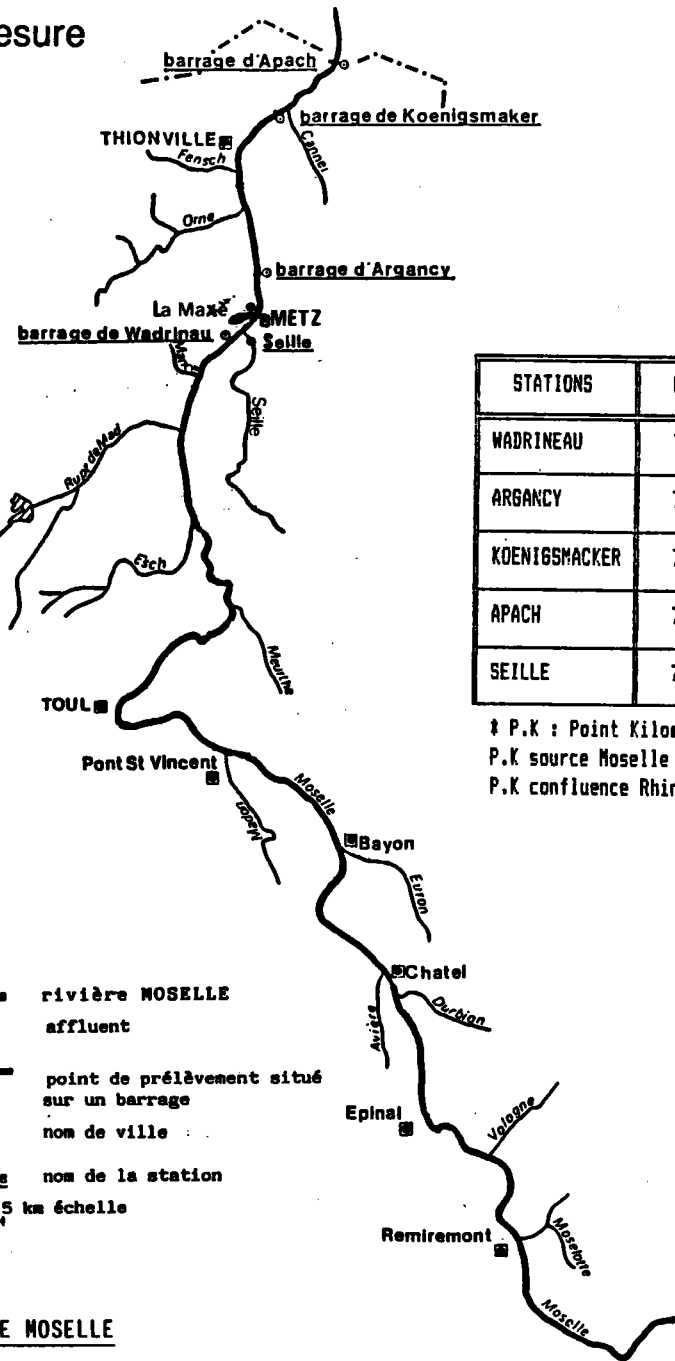
La numérotation des PK utilisée dans cette étude est celle de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse :

PK = 1000 au niveau de la confluence de la Moselle avec le Rhin

PK = 464,7 au niveau de la source de la Moselle



Figure 3 : Carte de localisation des points de mesure



STATIONS	P.K.†	SYMBOLE
WADRINEAU	704,8	Wd
ARGANCY	712,2	Ay
KOENIGSMACKER	742,1	Ko
APACH	757,8	Ap
SEILLE	706,6	Se

† P.K : Point Kilométrique  
 P.K source Moselle : 464,7  
 P.K confluence Rhin : 1000

RIVIERE MOSELLE

## **PRESENTATION DES DEUX RIVIERES**

## 2. PRESENTATION DES DEUX RIVIERES

### 2.1. La Moselle

La Moselle prend sa source au col de Bussang dans les Vosges à 683 mètres d'altitude, et après un parcours de 535 kilomètres, se jette dans le Rhin à Koblenz. Le bassin versant mosellan est le plus étendu parmi ceux des affluents du Rhin avec 28156 km<sup>2</sup>.

Le cours français de la Moselle est de 293 km et la superficie de son bassin versant de 11477km<sup>2</sup> ( FRECAUT, 1971 ).

La nature géologique du substrat est caractérisée par les grès vosgiens à la source, puis par les sols calcaires du plateau lorrain jusqu'à la frontière.

#### 2.1.1. Caractéristiques hydrauliques

Dans le tronçon considéré, le débit moyen interannuel est de 100 à 120 m<sup>3</sup>/s alors que le débit moyen d'étiage de fréquence 1/2 (DME F1/2) se situe à environ 25 m<sup>3</sup>/s.

La vitesse d'écoulement, estimée à partir d'un profil longitudinal pour un DME F1/2 ( données Service de la Navigation de Nancy ) est de 6 cm/s en amont de barrage et de 20 à 25 cm/s en aval.

Ainsi, pour un débit égal au DME F 1/2, une masse d'eau mettra 36 heures pour parcourir les 7,4 km. qui séparent les deux points de prélèvement de Wadrineau ( PK = 704,8 ) et Argancy ( PK = 712,2 ).

La pente moyenne de la Moselle est de 7,5‰ de sa source à Epinal ( PK 64,7 à 515 ), puis chute à 0,7 ‰ jusqu'à la frontière ( PK 757,8 ). Le dénivelé total de la Moselle est de 623,4 mètres, dont 580 m. pour son cours français )

La profondeur est très inégale suivant que l'on se situe en amont ( 3 à 6 mètres ) ou en aval (<1 mètre ) des barrages qui sont très nombreux sur la Moselle. Ainsi, en période d'étiage, certains secteurs de rivière sont transformés en plan d'eau, les barrages ( hydro-électriques ou de la navigation ) étant trop rapprochés, les différences de niveau entre l'amont des barrages et l'aval du barrage précédent est nulle.

#### 2.1.2. Caractéristiques physico-chimiques

##### 3.1.2.1. Température

La température de l'eau en Moselle varie entre 0,8 et 25 °C. Le seuil des 25 °C n'a été dépassé qu'une seule fois au cours de nos 3 années de suivi. Des valeurs de 29 °C ont été signalées en 1979 en aval de la centrale thermique de La Maxe ( PIHAN et al. 1979 ); celle-ci a cessé de fonctionner de manière intensive depuis 1986, avec un arrêt total en période estivale à partir de 1987.

### 2.1.2.2. Oxygène dissous

La Moselle est une rivière globalement bien oxygénée .

Les mesures ponctuelles diurnes que nous avons réalisées au cours de cette étude ne montrent pas de concentration de moins de 4,5 mgO<sub>2</sub>/l avec un pourcentage de saturation de 70% minimum.

Des enregistrements en continu, réalisés à partir d'un module autonome d'EDF, à Apach, ont mis en évidence l'existence de variations nyctémérales importantes, des concentrations proches de 0 ( données EDF, Cattenom, station d'Apach ) vers 3-4 heures du matin et des maxima de 19 mgO<sub>2</sub>/l , liées au développement phytoplanctonique en fin d'après-midi, vers 17 heures.

### 2.1.2.3. pH

Le pH des eaux de la Moselle se situe à un niveau moyen de 7,8, les variations observées se situant toujours dans l'intervalle de 6,8 à 8,4. Du fait de l'important pouvoir tampon des eaux, on ne constate pas de fluctuations journalières aussi spectaculaires que dans le cas de l'oxygène.

### 2.1.2.4. Minéralisation

La Moselle, en aval de la confluence de la Meurthe, se classe parmi les rivières françaises les plus minéralisées. Elle reçoit des apports salés de deux de ses affluents: la Meurthe et la Seille. Si la salinité de la Seille est provoquée par la présence des terrains du Keuper qui contiennent du sel gemme, la salinité de la Meurthe est provoquée par les rejets de soudières dans le cours d'eau en amont de Nancy.

Les ions dominants rencontrés dans la partie aval sont:

Ca<sup>++</sup> ( 59 à 223 mg/l )

Na<sup>+</sup> ( 28 à 203 mg/l )

Cl<sup>-</sup> ( 70 à 460 mg/l ).

La conductivité électrique varie entre 300 et 1870 µs/cm . Des valeurs de 2000 µs/cm et plus, étaient fréquentes avant la régularisation des rejets des soudières dans la Meurthe.

La confluence de la Meurthe avec la Moselle est un point essentiel car il conditionne toute la minéralisation de la Moselle aval, et sélectionne les organismes les mieux adaptés aux variations osmotiques. Un exemple des différences de minéralisation entre les deux cours d'eau est donné ci-après:

**exemple:** valeurs moyennes de l'année 1981

stations	Chlorures mgCl <sup>-</sup> /l	conductivité μs/cm
Meurthe en amont de la confluence avec la Moselle	913	2614
Moselle en amont de la confluence avec la Meurthe	20,8	320
Moselle en aval de la confluence avec la Meurthe	375	1275

Tous ces paramètres de la minéralisation sont dépendants du débit de la rivière : ils se trouvent à leurs valeurs maximales en période d'étiage.

## 2.2. La Seille

La Seille est un affluent rive droite de la Moselle dont la confluence se situe à Metz. Elle prend sa source à l'étang du Lindre, lui-même alimenté par de nombreux ruisseaux.

Sa longueur est de 118 kilomètres avec une dénivellation totale de 44 mètres (L'HOTE, 1967). Le bassin versant, d'une superficie de 1291 km<sup>2</sup>, est entièrement situé sur le plateau Lorrain. Le substrat géologique est formé de marnes et de calcaires à gryphées. La présence de sel gemme et de gypse dans le Keuper inférieur provoque un afflux de chlorure (Cl<sup>-</sup>) et de sodium (Na<sup>+</sup>) dans une eau fortement minéralisée.

### 2.2.1. Caractéristiques hydrauliques

A Metz, le débit moyen interannuel est de 7,88 m<sup>3</sup>/s et le débit moyen d'étiage de fréquence 1/2 est de 1,52 m<sup>3</sup>/s.

La vitesse d'écoulement pour le DME F 1/2 varie de 10 à 40 cm/s.

La profondeur est très faible, généralement inférieure à 0,5 mètre dans la partie amont, et inférieure à 1 mètre dans la partie aval, avec un maximum de 1,8 mètre en amont de barrage (données Agence de l'Eau Rhin-Meuse).

### 2.2.2. Caractéristiques physico-chimiques

#### 2.2.2.1. Température

Les températures hivernales atteignent 0°C, alors que la température maximale estivale est de 25°C.

Etant donné le faible niveau du débit d'étiage, on observe régulièrement, lors des enregistrements en continu, des écarts journaliers de températures de plus de 4°C. Ils sont liés aux variations des conditions météorologiques (ensoleillement, précipitations).

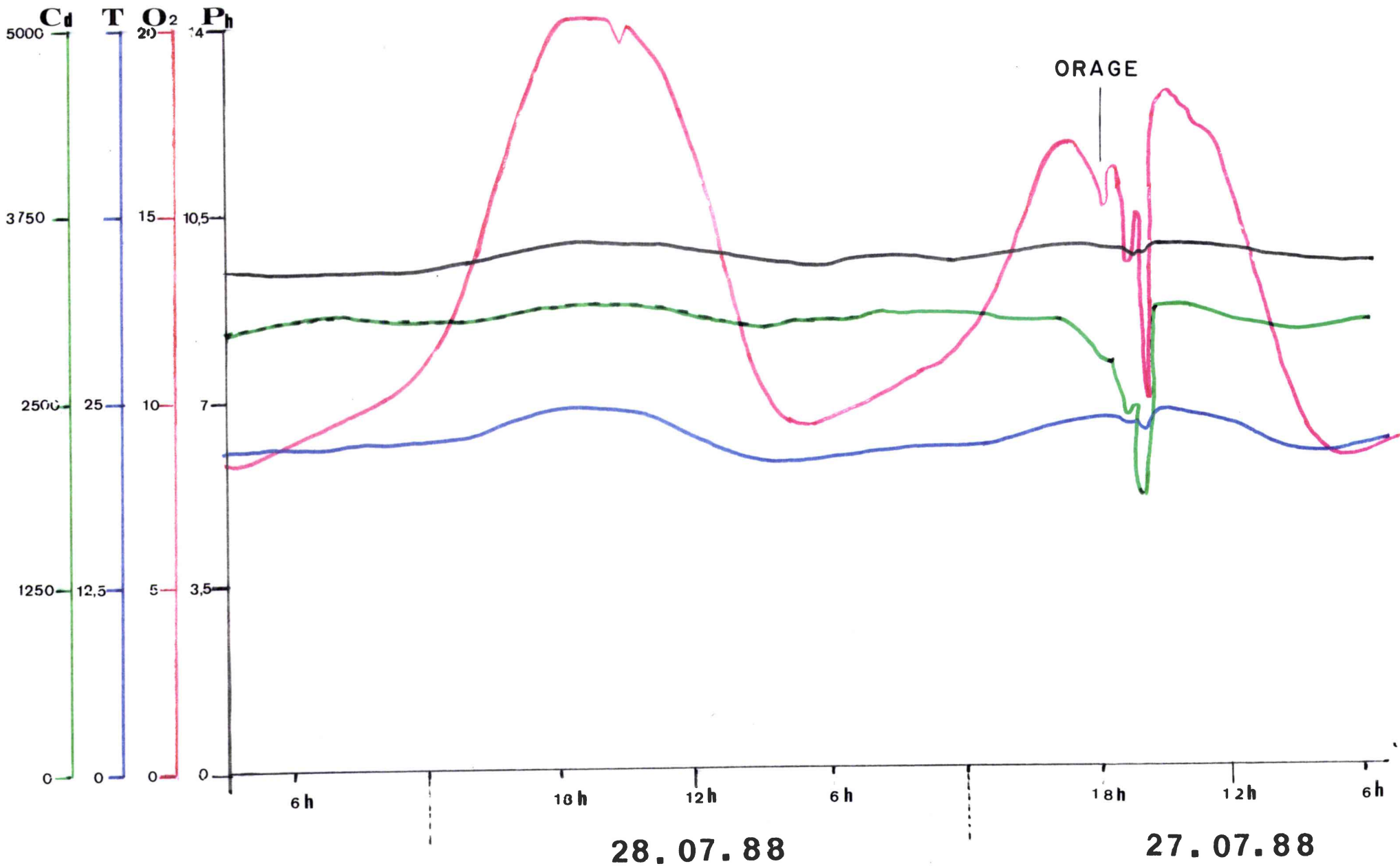


Figure 4: exemple de résultats obtenus sur un enregistrement en continu de paramètres physico-chimiques dans la Seille à Metz en 1988.

### 2.2.2.2. Oxygène dissous

La Seille, à Metz, est bien oxygénée. Les valeurs ponctuelles mesurées entre 1985 et 1988 donnent des concentrations comprises entre 5,3 et 20,5 mgO/l. L'importance des niveaux de sursaturation, qui atteignent 200 %, met en évidence un grave déséquilibre biologique de la rivière caractérisé par une production primaire élevée.

Un enregistrement en continu des concentrations en oxygène dissous dans la Seille à Metz, de juillet à octobre 1988, montre d'importantes fluctuations, avec plus de 20 mgO/l (échelle maximale de l'appareil de mesure) entre 15 et 17 heures ( T.U ), en juillet/août, et 4,5 mgO/l entre 3 et 5 heures du matin. ( figure 4 ).

Contrairement à la Moselle, nous n'avons jamais observé des concentrations en oxygène inférieures à 4,5 mgO/l, même en période estivale, et ceci grâce au pouvoir de ré oxygénation naturel élevé dans les eaux courantes peu profondes, et à la photosynthèse chlorophyllienne .

### 2.2.2.3. pH

Le pH de la Seille est basique, les valeurs fluctuent entre 6,8 et 9,5, avec une valeur moyenne de 8,1. Les valeurs élevées de pH sont la conséquence d'une intense activité photosynthétique . L'assimilation de CO<sub>2</sub> par les algues modifie l'équilibre CO<sub>2</sub>/HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> :



L'assimilation de CO<sub>2</sub> déplace l'équilibre vers une dissolution de H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> en CO<sub>2</sub> + H<sub>2</sub>O. L'utilisation de l'hydrogène de l'eau lors de la photosynthèse conduit à une augmentation des concentrations en OH<sup>-</sup> et donc à une augmentation des pH.

Cependant, les variations nycthémerales et journalières de pH restent inférieures à 1 unité du fait de la forte minéralisation et d'un pouvoir tampon très élevé de l'eau de la Seille.

### 2.2.2.4. Minéralisation

La Seille est fortement minéralisée naturellement (terrains salés du Keuper ). Les intervalles de valeurs des ions principaux, obtenus entre 1985 et 1989 sont les suivants:

- Na<sup>+</sup> : 59 à 750 mg/l
- Cl<sup>-</sup> : 85 à 750 mg/l
- Ca<sup>++</sup> : 94 à 228 mg/l .
- Mg<sup>++</sup> : 30 à 82 mg/l

La conductivité électrique est, de ce fait, très élevée. La valeur moyenne est de 1670 µS/cm, avec un intervalle de variation compris entre 610 et 3170 µS/cm .

Dans les différentes études qui concernent la Seille, on a relevé des valeurs beaucoup plus élevées:

- 3500 µS/cm mesurées en 1965 pour des concentrations en chlorures de 1000 mg/l ( L'HOTE, 1967 )

- 4440  $\mu\text{S}/\text{cm}$  pour 1150 mg/l de  $\text{Cl}^-$  à Metz en 1972 ( provoquée en partie par les rejets d'Ugine Kuhlmann à Dieuze ) .

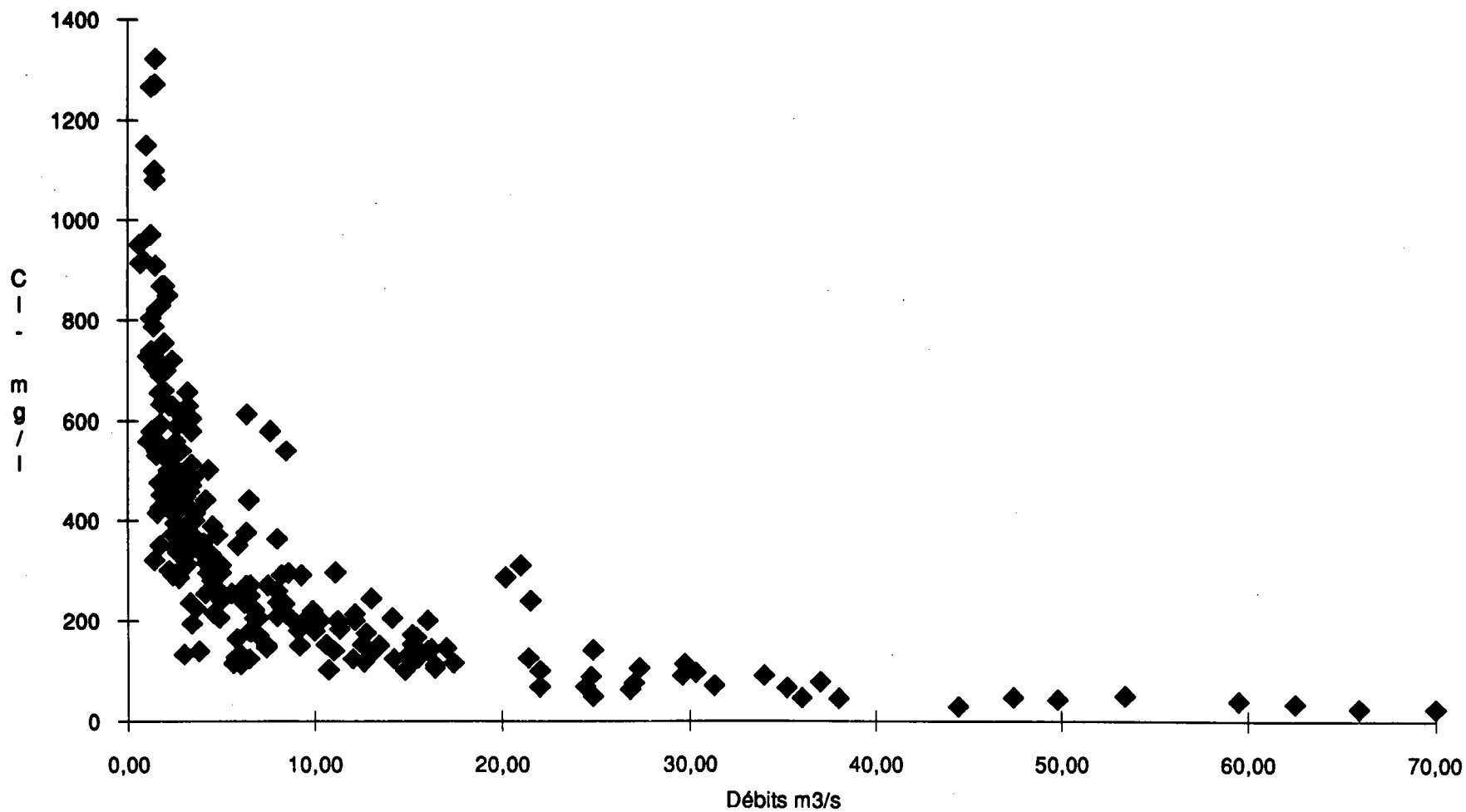
L'analyse des données de minéralisation mesurées sur la Seille à Metz depuis 1967 (Annuaire de qualité des eaux du Bassin Rhin-Meuse), met en évidence une relation hautement significative avec le débit.

Un exemple de relation type entre les concentrations en chlorures mesurés entre 1967 et 1989 et les débits de la Seille à Metz, est présenté sur la figure 5 .



5

Figure 5: Evolution comparée des concentrations en chlorure et des débits dans la Seille à Metz entre 1967 et 1989.



## **LES ELEMENTS NUTRITIFS**

### 3. LES ELEMENTS NUTRITIFS .

Dans les cours d'eau peu pollués, la croissance des algues phytoplanctonique est dépendante des concentrations en éléments nutritifs. Cette dépendance est traduite, sous forme mathématique, par le modèle "Michaelis-Menten" qui calcule le taux de croissance possible de la biomasse en fonction des concentrations en nutriments.

Modèle Michaelis-Menten:

$$M = M_{\max} * S / (K_s + S)$$

$M_{\max}$ : taux de croissance maximal de la biomasse

S: concentration en élément nutritif (N, P, Si,...)

$K_s$ : constante de saturation. C'est une concentration déterminée pour chaque élément nutritif pour laquelle on mesure  $M = M_{\max}/2$

Cette relation ne tient pas compte des stock intracellulaires en nutriments dans les cellules algales. Pour les prendre en considération, il est nécessaire d'utiliser un système d'équations qui distingue les phénomènes d'assimilation et de croissance.

La détermination des constantes de saturation est un des problème lié à cette équation car les valeurs sont très variables d'une espèce algale à l'autre, et d'une étude à l'autre.

Ainsi, DAUTA (1982), a obtenu sur huit espèces en culture les constantes de saturation suivantes:

$K_{sP}$  entre 0,2 et 2  $\mu\text{gP/l}$

$K_{sN}$  entre 1 et 1,75  $\mu\text{gN/l}$

$K_{sSi}$  entre 1,5 et 7  $\mu\text{gSi/l}$

Sur des mesures réalisées en mer et en estuaires, LUNG et (1988) ont obtenu des valeurs encore plus dispersées sur des populations dominées par les Diatomées et les algues vertes.

$K_{sP}$  entre 1 et 5  $\mu\text{gP/l}$

$K_{sN}$  entre 5 et 25  $\mu\text{gN/l}$  ( $K_{sN} = 0$  en présence de Cyanophycées fixatrices d'azote atmosphérique)

Les nutriments pris en compte dans notre étude sont l'azote, le phosphore, et la silice. Ce dernier élément est utilisé uniquement par les **Diatomées** pour l'élaboration de leur frustule; il peut, à de très faibles concentrations, jouer un rôle de facteur limitant du développement diatomique.

#### 3.1. Synthèse bibliographique .

##### 3.1.1. L'azote .

Le cycle de l'azote se distingue de celui du phosphore par la présence d'azote gazeux dans l'air,

qui peut se solubiliser dans le milieu aquatique. Les possibilités d'échanges entre l'air et l'eau peuvent se faire dans les deux sens :

\* dissolution d'azote atmosphérique dans l'eau, fixation par les **Cyanophycées** qui peut être une source de fertilisation importante dans certains lacs ( SCHINDLER et al. , 1987 ).

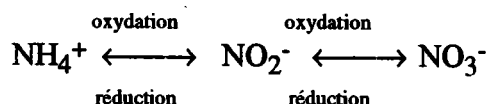
\* perte d'azote pour le milieu aquatique à partir de la dénitrification par les bactéries anaérobies (SEITZINGER, 1988 ) et par dégazage d'eau sursaturée en azote ( aval chutes d'eau ).

On distingue les formes non organiques, directement assimilables par les organismes autotrophes, et les formes organiques utilisables uniquement par des algues capables d'hétérotrophie comme les **Cyanophycées** ( BARNUM et GENDEL, 1987 ), les **Diatomées Raphidae** ( LAMOTTE et BOURLIERE, 1978 ), ou après minéralisation bactérienne.

L'absence d'azote dans l'eau favorise le développement des populations de **Cyanophycées** qui ne trouvent plus de concurrence alors qu'elles sont capables de fixer de l'azote atmosphérique ( SCHINDLER et al , 1987 ).

Dans le milieu aquatique on rencontre deux formes azotées inorganiques abondantes: l'azote nitrique ( $\text{NO}_3^-$ ) et l'azote ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ), et une forme plus rare qui est l'azote nitreux ( $\text{NO}_2^-$ ). L'azote inorganique peut, en fonction de la variation des paramètres du milieu, se retrouver sous ces différentes formes, qui sont toutes réversibles. Dans un milieu normalement oxygéné, le cycle de l'azote consiste en une oxydation de l'ammonium pour aboutir à la formation de nitrates.

Le cycle simplifié de l'azote peut s'écrire ainsi:



La forme nitrite est une forme intermédiaire qui ne se maintient que dans les milieux où il y a un déficit en oxygène. Elle se forme par oxydation de l'ammonium, ou par dénitrification bactérienne anaérobie de l'azote (SEITZINGER, 1988). Dans des eaux normalement oxygénées, elle est mesurée à des concentrations de quelques dizaines de microgrammes par litre. Ce n'est pas à proprement parler un élément nutritif pour le phytoplancton, mais elle est transformable dans l'une ou l'autre des formes inorganiques directement assimilables.

L'ammonium est la source azotée la plus utilisée par les algues. Son absence peut inhiber la croissance de certaines espèces (SUTTLE et HARRISON, 1988).

Les nitrates représentent l'élément azoté le plus abondant dans les cours d'eau. Ils proviennent en majorité des rejets agricoles et urbains qui se déversent encore sans traitement dans les cours d'eau.

L'azote peut se trouver en grandes quantités dans les sédiments; les flux de relargage d'azote inorganique représentent une importante source d'approvisionnement pour les algues. REDDY et al, (1988), ont ainsi mesuré des flux journaliers de  $4,8 \text{ mgN/cm}^2$ , à partir des sédiments d'un lac de Floride.

Les carences en azote provoquent d'importantes baisses de productivité, et une baisse de la concentration intracellulaire en chlorophylle chez les algues; cependant, des cas d'adaptation génétique aux faibles concentrations en azote, ont été signalées dans les océans (KIRK, 1986).

Les formes dosées au cours de notre étude sont les suivantes :

-l'azote nitrique	$\text{NO}_3^-$
-l'azote nitreux	$\text{NO}_2^-$
-l'azote ammoniacal	$\text{NH}_4^+$
-l'azote Kjeldhal .	(NKj)

L'azote total représente la somme  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NKj}$  . ( L'ammonium est inclus dans le dosage de l'azote Kjeldhal ) .

Dans cette étude consacrée au phytoplancton, nous nous intéresserons plus particulièrement aux formes nitrique et ammoniacale.

### 3.1.2. Le phosphore .

Le phosphore est l'élément nutritif le plus étudié de ces dernières années; des colloques lui ont été entièrement consacrés ( DIJON, 1988; PARIS, 1988 ) .

Son origine est essentiellement domestique et industrielle, car contrairement aux nitrates, les engrais phosphatés sont peu lessivables et restent fixés dans les sols ( DORIOZ et al., 1988 ) . Ainsi PROCHAZKOVA ( et al , 1970 ), a montré que si la proportion d'azote, par rapport au phosphore, est de 2/1 dans les engrais, elle est de 26/1 dans les eaux de drainage .

Les rejets domestiques en phosphore se décomposent ainsi :

- métabolisme humain : 1,3 à 1,5 gP/jour/habitant
- produits ménagers : 2 gP/jour/habitant

On a donc estimé le flux moyen de phosphore d'origine domestique à 3,5 gP/jour/habitant (BALLAND, 1988) .

Le phosphore est présent dans le milieu aquatique sous des formes dissoutes et particulaires. (figure 6).

**Les formes dissoutes** sont assimilables soit directement par le phytoplancton (orthophosphates), soit assimilables après hydrolyse (tripolyphosphates des détergents). Cette fraction dissoute représente la source de phosphore disponible la plus importante pour les organismes aquatiques.

**Les formes particulaires**, majoritaires, sont constituées de composés plus ou moins dégradables et donc susceptibles de se retrouver sous une forme dissoute à plus ou moins brève échéance. Ainsi, le phosphore organique particulaire et inorganique non apatitique sont deux sources potentielles de phosphore, alors que le phosphore inorganique apatitique est pratiquement insoluble dans les eaux et donc non remobilisable.



L'absence de phosphore dissous lors d'un prélèvement ne signifie pas obligatoirement une limitation du développement phytoplanctonique. En effet, les algues possèdent la capacité de stocker du phosphore dans leurs cellules, en particulier en rivière, lors du passage devant un rejet ponctuel important (CAPBLANCO et al., 1982). Cette consommation de luxe constituera une réserve de phosphore remobilisable par l'algue en cas de pénurie.

Les sédiments jouent le rôle de réservoir à nutriments pour les organismes aquatiques (CARLTON et WETZEL, 1988). De très nombreux travaux traitent du relargage de phosphore à partir des sédiments dont les flux peuvent atteindre 50 mgP/m<sup>2</sup>/jour en conditions aérobies (GOLTERMAN, 1988).

Les facteurs qui contrôlent ce relargage varient suivant les auteurs et les milieux étudiés. Parmi ces paramètres, on peut citer le pH, la quantité de matières organiques (ISTANOVICS, 1988 ; BOERS et VAN HESE, 1988), la température de l'eau (PRAIRIES et KALFF, 1988), l'anoxie (GOLTERMAN, 1988 ; NÜRNBERG, 1988), rapport C/N/P du matériel organique décomposé (TEZUKA, 1989). D'autres paramètres sont à prendre en compte, en particulier les formes sous lesquelles se trouvent les phosphates stockés dans les sédiments (LAVAL, 1985).

En rivière, le phosphore est accumulé dans les sédiments en période d'étiage, alors qu'il est exporté, sous forme dissoute ou particulaire en période de crue (DORIOZ et al., 1988), la remise en suspension des sédiments n'influençant pas la concentration en phosphore soluble (PRAIRIE et KALF, 1988).

Au cours de ce travail, nous avons dosé les orthophosphates, qui représentent la plus grande partie du phosphore dissous directement assimilable, et le phosphore total qui donne la quantité totale de phosphore présent dans l'eau et permet une estimation d'un "potentiel d'eutrophisation". Aucune analyse n'a été réalisée sur les sédiments, qui peuvent constituer d'importants réservoirs à nutriments pour les végétaux aquatiques.

### 3.1.3. Le rapport N/P

Le rapport azote total sur phosphore total est considéré comme un élément déterminant dans le phénomène d'eutrophisation. Les différentes études réalisées sur la physiologie des algues, ont conduit à la conclusion que celles-ci utilisent 7,5 grammes d'azote pour 1,0 gramme de phosphore (LEE et ELAINE, 1981).

Aussi, si le rapport N/P est supérieur à 7,5, il y a excès d'azote dans le milieu pour les besoins des algues, et le phosphore pourra jouer un rôle de facteur limitant; si ce rapport est inférieur à 7,5, il y a excès de phosphore et l'azote sera l'élément limitant.

Les valeurs de ce rapport peuvent différer d'une étude à l'autre, mais elles sont souvent plus élevées que celles citées précédemment. Ainsi, FORSBERG et RYDIN (1980), ont obtenu les valeurs suivantes:

si  $N/P < 10$ , alors N est limitant

si  $N/P > 17$ , alors P est limitant

si  $10 \leq N/P \leq 17$ , alors N ou P ou les deux sont limitants.

Cependant, les résultats de l'étude de ce rapport N/P ne pourront être interprétés de cette façon que si les concentrations en N et P sont suffisamment faibles. Dans certains cas, l'évolution de ce rapport peut expliquer la succession des espèces phytoplanctoniques. SUTTLE et HARRISON (1988) ont réalisé des cultures d'algues dans des milieux où le rapport N/P variait

de 5/1 à 45/1. Ils ont ainsi montré que les algues compétitives pour l'azote le sont peu pour le phosphore et inversement. Cependant, le rapport N/P n'est pas suffisant pour expliquer les changements de populations planctoniques et il faut faire appel à d'autres paramètres tels que la température ou l'énergie lumineuse disponible (CODD et BELL, 1985).

### 3.1.4. La silice

Cet élément, d'origine essentiellement érosive (GOLTERMANN, 1975) n'est pas à proprement parler un nutriment, mais sa présence est indispensable à la croissance des **Diatomées**, souvent très nombreuses en rivière et qui l'utilisent pour élaborer leur test ("squelette") siliceux ..

JÖRGENSEN, (1957), a montré l'absence de croissance des **Diatomées** pour des concentrations de  $85 \mu\text{gSiO}_2/\text{l}$ , qui est considéré comme un seuil limitant la croissance de ces algues .

Le pouvoir d'assimilation et de concentration de la silice par les **Diatomées** est remarquable, les travaux de DAUTA (1982) montrent que les concentrations internes peuvent être 250 fois plus élevées que dans le milieu externe. Cette concentration intracellulaire varie suivant les espèces et le milieu étudié ; elle sera ,par exemple , plus élevées chez les espèces limniques que chez les espèces marines ( CONLEY et KILHAM, 1989 ).

## 3.2. Résultats des mesures dans la Moselle et la Seille.

### 3.2.1.L'Azote

#### 3.2.1.1. Les nitrates

#### Concentrations en nitrates mesurées dans la Moselle et la Seille de 1985 à 1989.

NO <sub>3</sub> en mgN/l	Wd	Ay	Ko	Ap	Moselle moyenne	Seille
moyenne	1,30	1,39	1,54	1,71	1,56	2,14
mini	0,56	0,41	0,69	0,79	0,41	0,10
maxi	2,53	2,41	2,82	3,06	3,06	9,71

Les concentrations rencontrées au cours de l'ensemble de nos campagnes sur la Moselle varient entre 0,41 et 3,06 mgN/l de nitrates.

La concentration moyenne augmente régulièrement de l'amont vers l'aval : les apports dans la rivière sont donc supérieurs aux pertes.

Les flux nets d'azote nitrique mesurés dans la Moselle fluctuent de 79 KgN/h, à plus de 6,8 tonnesN/h ( Argancy le 02/04/1986 ) . La moyenne pour les 4 stations est de 858 kgN/h.

Les flux les plus importants sont relevés au cours des périodes de forts débits qui résultent des précipitations abondantes d'hiver et de printemps.

Dans la Moselle, 50 % des concentrations sont inférieures à 1,5 mgN/l, mais moins de 1 % sont inférieures à 0,6 mgN/l .



L'étude des corrélations entre les concentrations en nitrates et les autres paramètres pris en compte au cours de notre travail ne permet pas d'obtenir de bonnes corrélations sur l'ensemble de nos données. Les relations les plus significatives sont obtenues sur les deux stations amont de la Moselle: Wd et Ay. Les paramètres qui expliquent au mieux les concentrations en nitrates sont le débit et la température. Aucune relation n'a été mise en évidence avec la biomasse phytoplanctonique, et ce quelques soient les intervalles de débit ou de biomasse pris en compte.

Stations Wd et Ay :

$$\text{NO}_3 = 0,00148 * \text{DBT} + 1,066. \quad n = 44 ; R^2 = 0,289$$

$$\text{NO}_3 = 0,0011 * \text{DBT} - 0,025 * T + 1,43 \quad n = 44 ; R^2 = 0,396$$

Ensemble des données Moselle :

$$\text{NO}_3 = 0,15 * \text{Log}(\text{DBT}) + 1,41 \quad n = 140 ; R^2 = 0,061$$

$$\text{NO}_3 = 2,04 - 0,037 * T \quad n = 140 ; R^2 = -0,230$$

Nitrates ( $\text{NO}_3$ ) en mgN/l  
 Débit (DBT) en  $\text{m}^3/\text{s}$   
 Température (T) en °Celsius

Dans la Seille, les concentrations mesurées à Metz varient entre 0,1 et 9,71 mgN/l , avec une moyenne interannuelle de 2,14 mg N/l ( environ 9,14 mg $\text{NO}_3/\text{l}$  ) .

Comme dans la Moselle, les flux les plus importants sont relevés en périodes de forts débits, et atteignent des valeurs maximales de 920 KgN/h.

50 % des concentrations mesurées sont supérieures à 1,8 mgN/l dont 11 % supérieures à 4 mgN/l . Cependant, près de 10 % des données sont inférieures à 0,6 mgN/l .

L'analyse des corrélations sur les données de la Seille montre que le paramètre qui décrit au mieux les variations des concentrations en nitrates est la température de l'eau. Les corrélations multiples entre nitrates et température, débit et biomasse n'améliorent que très faiblement le coefficient de corrélation.

Corrélation  $\text{NO}_3$ -Température dans la Seille :

$$\text{NO}_3 = 4,51 - 0,153 * T \quad n = 59 ; R^2 = 0,404$$

La corrélation multiple intégrant débit et biomasse n'augmente que faiblement le coefficient de corrélation :  $R^2 = 0,433$

En fait, cette équation traduit un grand nombre de réactions simultanées qui ne sont pas quantifiables individuellement par nos mesures, à savoir :

- un ruissellement et un lessivage des nitrates plus important en hiver, dû à l'absence de végétation terrestre dans les champs,

-une moindre consommation de nitrates en période froide par la végétation aquatique

Les mesures de concentrations en nitrates sur la Seille à Metz sont faites depuis 1967 (Agence de l'Eau Rhin-Meuse). L'étude de ces données permet de suivre l'évolution de la pollution par les nitrates dans cette rivière .

Les flux moyens d'azote nitrique (moyenne des 12 valeurs mensuelles), ont augmenté depuis 1967 pour atteindre un maximum de 270 KgN/h en 1981; depuis ces valeurs se sont stabilisées entre 90 et 190 kgN/h .

Les flux les plus importants sont mesurés entre octobre et avril, lorsque les terres agricoles sont vides de toute culture susceptible de fixer les nitrates dans les sols.

Les concentrations moyennes annuelles ont augmenté régulièrement jusqu'à atteindre 10mgNO<sub>3</sub>/l en 1978 et depuis, elles ne sont pas descendues au dessous de cette valeur. (figure7).

### **Principaux résultats concernant les nitrates**

Les nitrates sont une source azotée quantitativement importante pour le phytoplancton car ils représentent en moyenne 50 % de l'azote total dans la Moselle et 57 % dans la Seille .

Les concentrations mesurées dans les deux rivières ne sont pas excessives si on les compare aux données nationales ou internationales où des valeurs de plus de 400 mgNO<sub>3</sub>/l sont citées (RODIER, 1984 ; GENG, 1988 ).

L'analyse des données ne permet pas d'obtenir de relation significative entre les nitrates et la biomasse phytoplanctonique, et ce, quels que soient les débits .

Les teneurs élevées et les apports diffus continus ne permettent pas d'apprécier les variations de concentrations liées à la consommation algale. Les paramètres qui influent positivement ou négativement sur les concentrations en nitrates peuvent se neutraliser et ainsi masquer certaines variations.

D'après nos données, le meilleur descripteur des concentrations en nitrates est la température de l'eau, qui intègre à la fois les fluctuations de débit, les événements climatologiques (pluies, ensoleillement ), et les cycles biologiques et physiologiques des végétaux (terrestres et aquatiques) .

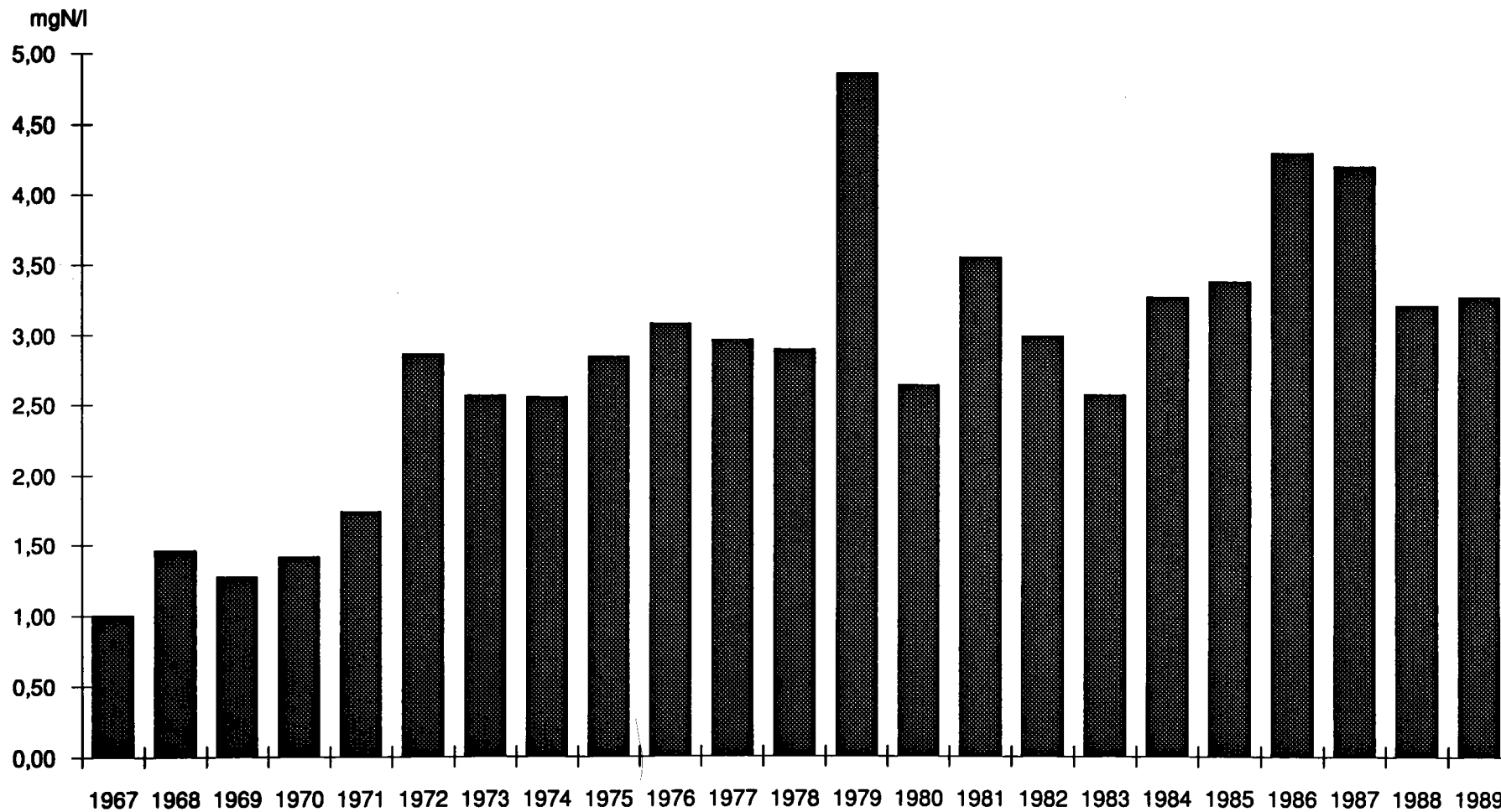
#### **3.2.1.2. Les nitrites**

La Moselle, qui est une rivière bien oxygénée, présente de faibles concentrations en nitrites. Les valeurs mesurées sur les quatre stations varient entre 8 et 160 µgN/l . La valeur moyenne est de 44 µgN/l pour les deux stations amont, et 60 µgN/l pour les deux stations aval.

La Seille présente la même amplitude de variation, avec un maximum de 170 µgN/l, et une valeur moyenne inter annuelle de 36 µgN/l.

L'analyse des données confirme la relation entre les concentrations en nitrites et les valeurs d'oxygène dissous .

Figure 7 Evolution des concentrations moyennes en azote directement assimilable (NO<sub>3</sub> et NH<sub>4</sub>) dans la Seille à Metz, entre 1967 et 1989.



Le tableau ci-dessous synthétise les coefficients de corrélation entre les concentrations en nitrites et en oxygène dissous:

	Wd	Ay	Ko	Ap	Se
R: coeff de corrélation	0,597	0,540	0,719	0,756	0,630

### 3.2.1.3. L'ammonium

Tableau de synthèse des concentrations mesurées dans les deux rivières :

NH <sub>4</sub> en mgN/l	Wd	Ay	Ko	Ap	Moselle (toutes données)	Seille
moyenne	0,26	0,39	0,49	0,48	0,42	0,69
mini	0,00	0,00	0,02	0,03	0,00	0,00
maxi	1,38	2,57	2,10	2,80	2,80	2,80

Dans la Moselle, les concentrations fluctuent entre 0 et 2,80 mgN/l. La concentration moyenne augmente d'amont en aval ( 0,26 mg N/l à Wadrineau; 0,48 mg N/l à Apach ).

Les plus faibles concentrations sont mesurées d'avril à septembre, en période de développement phytoplanctonique.

Dans la Seille, l'amplitude des variations est identique, mais la concentration moyenne inter annuelle en ammonium est plus élevée, indiquant une pollution plus importante de ce cours d'eau, confirmée par la distribution des valeurs en ammonium. En effet, si, dans la Moselle 6 % des concentrations sont supérieures à 1 mgN/l, en revanche plus de 75 % sont inférieures à 0,50 mgN/l. Dans la Seille, 50 % des valeurs sont inférieures à 0,40 mgN/l , mais 28,1 % d'entre elles sont supérieures à 1,0 mgN/l , dont 5,3 % supérieures à 2,0 mgN/l .

On note une disparition totale de l'ammonium en période estivale au niveau des stations amont de la Moselle et dans la Seille, disparition qui s'accompagne d'une baisse des concentrations en nitrates. La nitrification n'étant semble-t-il pas responsable, il apparaît que cette élimination de l'ammonium est due à une assimilation de ce nutriment par la végétation aquatique.

La corrélation obtenue est significative au seuil de 1 % sur les stations amont de la Moselle. Cependant, le rapport de la variance expliquée sur la variance totale est trop faible pour que cette équation suffise à expliquer, à elle seule, les fluctuations des concentrations en ammonium.

$$\text{NH}_4^+ = -0,020 * \text{Cla} + 0,406 \quad R^2 = 0,213 ; n = 44$$

NH<sub>4</sub><sup>+</sup> : concentrations en ammonium, en mgN/l

Cla : biomasse phytoplanctonique en mg chlorophylle a /l

L'étude des corrélations de l'ensemble des données de la Moselle ne permet pas d'obtenir de relation significative entre l'ammonium et les autres paramètres .

De même, les données de la Seille ne fournissent aucune relation intéressante, et ce quelques soient les intervalles de débit ou de biomasse pris en considération. Les rejets directs d'eaux usées dans la rivière, tout au long de sa traversée de la ville de Metz, provoquent des variations brutales et épisodiques des concentrations en ammonium qui masquent la consommation de cet élément par le phytoplancton.

Les données recueillies sur la Seille à Metz de 1967 à 1988 par l'Agence de L'eau Rhin-Meuse, mettent en évidence une très nette baisse de la pollution par l'ammonium dans cette rivière. Jusqu'en 1976 les concentrations moyennes annuelles dépassaient 1 voire 2 mgNH<sub>4</sub><sup>+</sup>/l. Depuis 1983, ces valeurs ne dépassent plus 0,40 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/l (figure 8).

La diminution de la pollution par l'ammonium et l'augmentation de la pollution par les nitrates sont deux phénomènes simultanés. Ils sont le reflet de bouleversements importants dans :

- les techniques de fertilisation agricole où les engrais nitrates ont remplacé les fumures d'origine animale

- l'augmentation des taux de collecte et d'épuration des rejets urbains et industriels

### Principales conclusions concernant l'ammonium

Si, comme nos données le confirment, l'ammonium est assimilé préférentiellement par les algues phytoplanctoniques, et qu'il peut contrôler la production primaire d'espèces planctoniques, comme par exemple *Melosira*, ( LIU et SEKI, 1987 ), il ne peut à lui seul, limiter le développement de la biomasse algale, en effet, la plupart des algues sont capables d'assimiler les différentes formes inorganiques de l'azote.

Dans les cours d'eau étudiés, l'ammonium ne représente qu'une faible proportion de l'azote total contenu dans l'eau, les pourcentages respectifs pour la Moselle et la Seille étant de 13 et 5,6 %.

La disparition de l'ammonium dans les rivières est un phénomène limité dans le temps, sa consommation par les algues et sa nitrification biologique ou chimique étant rapidement compensées par des apports allochtones, d'origine domestique ou industrielle.

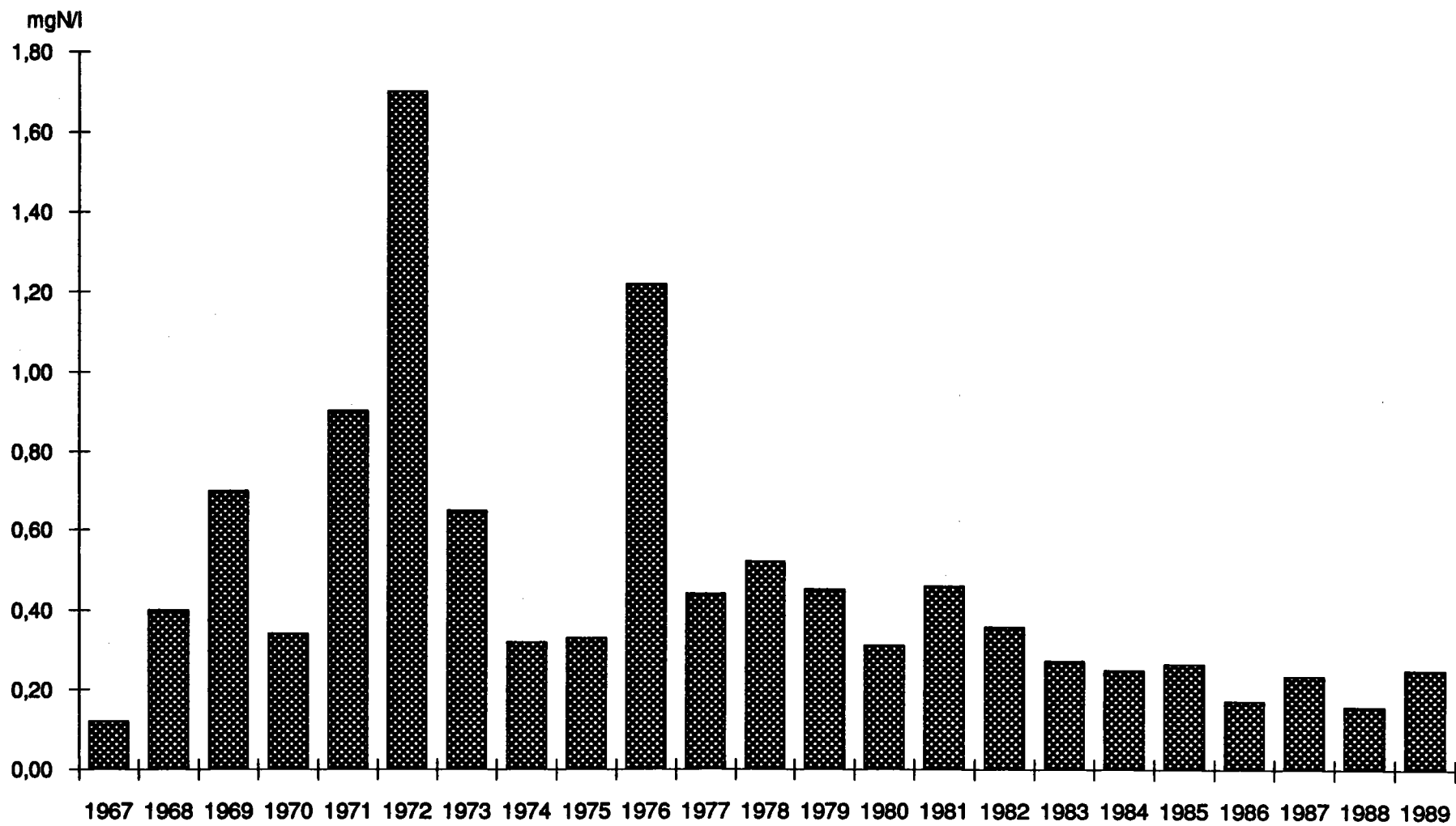
#### 3.2.1.4. Bilan des éléments azotés.

Le potentiel de biodisponibilité immédiate en azote inorganique représente en moyenne 63 % de l'azote total, dont les concentrations fluctuent entre 0,88 et 3,50 mgN/l dans la Moselle et, 1,8 et 5,5 mgN/l dans la Seille.

On admet un seuil limitant pour le développement phytoplanctonique de 30 à 50 mgN/m<sup>3</sup> (GENG, 1988). Cette concentration en azote inorganique n'a jamais été atteinte, dans la Moselle, ni dans la Seille, au cours de nos trois années de suivi.

Même si on note la disparition temporaire de l'ammonium, l'action limitante de ce nutriment ne peut se ressentir qu'au niveau de la compétitivité entre espèces, et de leur adaptabilité à assimiler les autres formes de l'azote présentes dans le milieu.

Figure 8 Evolution des concentrations moyennes en ammonium dans la Seille, de 1967 à 1989



L'azote ne peut pas être considéré actuellement comme facteur limitant du développement phytoplanctonique dans les rivières étudiées, et ceci pour plusieurs raisons :

\*présence d'azote inorganique dissous à de fortes concentrations

\*apports diffus épisodiques et peu contrôlables

\*cycle de l'azote permettant des échanges entre l'air et l'eau (dissolution d'azote atmosphérique, assimilation d'azote atmosphérique par les Cyanophycées).

### 3.2.2. Le phosphore

Tableau de synthèse des mesures dans la Moselle et la Seille de 1985 à 1989.

Cours d'eau		PO4 en µgP/l	Ptotal en µgP/l
<b>MOSELLE</b>	moyenne	250	400
	minimum	86	160
	maximum	490	680
<b>SEILLE</b>	moyenne	260	650
	minimum	80	250
	maximum	540	1430

Les concentrations mesurées dans ces deux rivières sont élevées tout au long de l'année, quelle que soit la station considérée .

#### La Moselle

L'analyse des données de la Moselle met en évidence une relation hautement significative entre le débit et les concentrations en orthophosphates .

$$PO_4 = 0,589 - 0,076 * \text{Log débit} \quad R^2 = 0,486 ; n = 158$$

PO4: orthophosphates en mgP/l  
Débits en m<sup>3</sup>/s

Contrairement aux nitrates, les concentrations en phosphore diminuent lorsque les débits augmentent, les apports ponctuels étant alors dilués par un volume d'eau plus important.

L'analyse par classes de débits ne permet pas d'obtenir de relation entre la biomasse et le phosphore, souvent citée dans la littérature; les concentrations en orthophosphates sont trop élevées pour que l'impact de la consommation phytoplanctonique apparaisse au niveau des mesures.

Les orthophosphates représentent en moyenne 59 % du phosphore total dans la Moselle. Etant donné la forte dispersion des valeurs du rapport PO<sub>4</sub>/Ptotal, qui varient entre 22,7 et 97 % dans la Moselle, nous avons cherché les paramètres qui contrôlent cette évolution .

La seule relation caractérisée met en évidence une diminution du rapport  $PO_4/P_{total}$  en fonction de l'augmentation des débits:

jusqu'à  $100 \text{ m}^3/\text{s}$ , ce rapport est en moyenne de 68,5 %, il passe à 56,4 % pour des débits de  $100$  à  $200 \text{ m}^3/\text{s}$  et à 44,8 % lorsque le débit dépasse  $200 \text{ m}^3/\text{s}$ . Cette évolution, fonction des débits de la Moselle, est le résultat d'une augmentation des concentrations en phosphore total, liée à un accroissement des concentrations de matières en suspension dans l'eau qui constituent un apport de  $P_{tot}$ , mais qui n'augmentent pas les concentrations en phosphore soluble (PRAIRIE et KALFF, 1988).

Une étude similaire, utilisant la répartition de la biomasse en classes de valeurs, montre que les rapports  $PO_4/P_{total}$  sont les plus faibles lorsque les biomasses sont inférieures à  $5 \text{ mgCl}/\text{l}$ , valeurs auxquelles correspondent les plus forts débits.

Entre 5 et  $60 \text{ } \mu\text{g Cl}/\text{l}$ , ce rapport n'évolue que très faiblement, la moyenne calculée variant entre 63,5 et 67,1 %. Cependant, quel que soit l'intervalle des valeurs pris en considération, la dispersion reste importante.

Contrairement aux résultats de GOSSE (1987) qui donne une relation phosphore total et débits, les fluctuations des concentrations en phosphore total n'ont pu être reliées à aucun des autres paramètres étudiés, quelle que soit la station prise en considération. Pour mémoire, on peut citer la relation mise en évidence par cet auteur sur la Moselle à Millery, pour des débits inférieurs à  $150 \text{ m}^3/\text{s}$ :

$$P_{tot} = 8,14 / D_{bt}^{0,77}$$

$P_{tot}$ : phosphore total en  $\text{mgP}/\text{l}$

$D_{bt}$ : débit en  $\text{m}^3/\text{s}$

### La Seille:

Dans la Seille, nous n'obtenons aucune relation entre les concentrations en phosphates (orthophosphates et phosphore total) et les autres paramètres étudiés. Dans cette rivière, le point de prélèvement est situé dans l'agglomération messine, et on a pu observer à de très nombreuses reprises des rejets directs d'eaux usées dans la rivière.

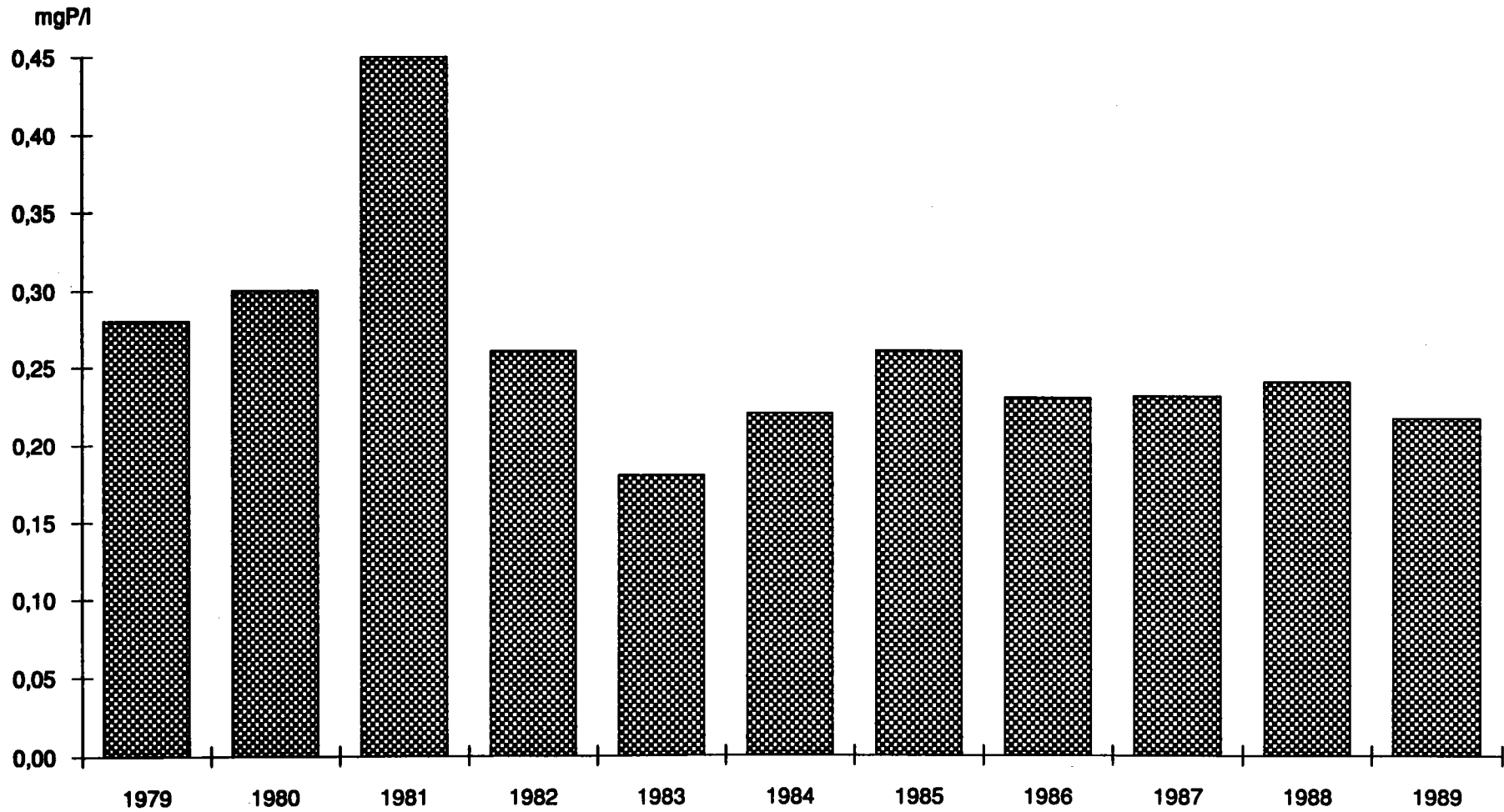
Ces déversements non contrôlés provoquent une variation aléatoire des concentrations qui explique l'absence de relation entre les différents paramètres. Les orthophosphates représentent en moyenne 46 % du phosphore total dans la Seille.

Les orthophosphates sont dosés dans la Seille à Metz depuis 1979 par l'Agence de l'eau Rhin-Meuse. Les données présentent une importante variabilité interannuelle.

L'évolution des valeurs montre une diminution notable des concentrations moyennes annuelles à partir de 1981. Celles-ci se situent actuellement à une valeur moyenne de  $240 \mu\text{gP}/\text{l}$ , au lieu des  $340 \mu\text{gP}/\text{l}$  initialement atteints. Au cours de l'ensemble des campagnes de mesure, les orthophosphates ont toujours été présents dans la Seille. La plus faible valeur relevée a été de  $29 \mu\text{gP}/\text{l}$  en 1983, la plus élevée atteignait  $2100 \mu\text{gP}/\text{l}$  (en août 1981).



**Figure 9 Evolution des concentrations moyennes en orthophosphates dans la Seille à Metz, entre 1979 et 1989.**



Les concentrations en phosphore total, dosées sur le réseau qualité de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse depuis 1985, se situent, dans la Seille à Metz, à des valeurs moyennes annuelles comprises entre 300 et 400  $\mu\text{gP/l}$  (figure 9).

### Bilan phosphore

Les quantités de phosphore directement disponible, estimées dans cette étude par les orthophosphates, sont dosées à de fortes concentrations tout au long de ce suivi .

La concentration la plus faible, mesurée au cours de ces trois années d'études a été de 80 $\mu\text{gP/l}$  dans la Seille en août, avec cependant, une concentration en phosphore totale de 534  $\mu\text{gP/l}$ , démontrant la présence d'un important stock de cet élément dans la rivière et sans doute également dans les cellules algales.

L'évolution des concentrations est à relier aux variations de débit, celui-ci assurant la dilution de la pollution phosphorée.

La consommation de phosphore par les végétaux aquatiques ne suffit pas à éliminer cet élément dont les variations de concentration liées aux cycles végétatifs sont masquées par des apports allochtones importants et continus .

### 3.2.3 Le rapport N/P

Dans la Moselle et la Seille, les rapports calculés sur l'ensemble de nos données atteignent respectivement, les valeurs moyennes de 11,35 et 11,88. Elles mettent en évidence un excès d'azote, par rapport aux quantités de phosphore et aux besoins physiologiques des algues. Cependant, les concentrations mesurées dans ces deux rivières étant très élevées, la croissance des algues planctoniques sera indépendante de l'évolution de ce rapport N/P.

### 3.4. La silice

Valeurs moyennes et intervalles de variation des concentrations en silice mesurées dans la Moselle et la Seille

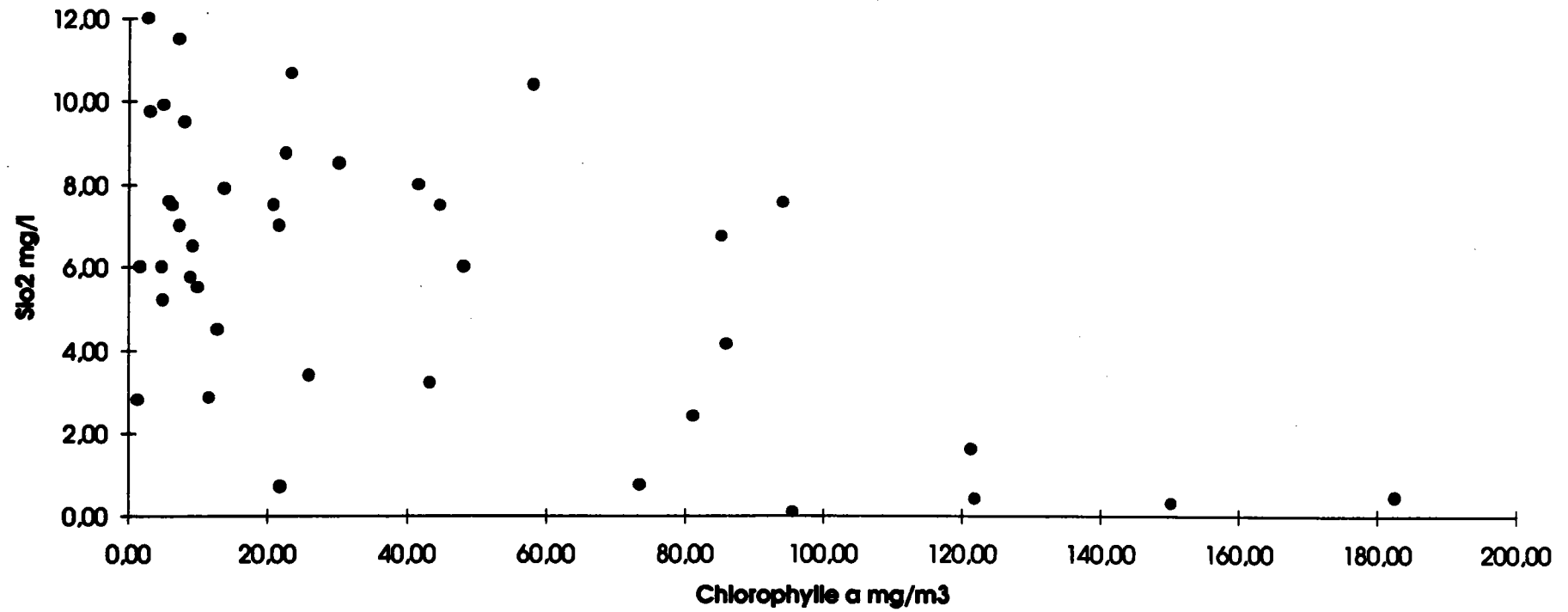
mgSiO <sub>2</sub> /l	Moselle	Seille
moyennes	4,90	5,85
minima	0,44	0,10
maxima	9,80	12,00

La silice, sous forme dissoute, est toujours présente dans les deux rivières étudiées, avec cependant des concentrations très proches du seuil limitant en période estivale, dans la Seille .

L'analyse des données met en évidence une forte corrélation entre les concentrations en silice et la biomasse phytoplanctonique sur l'ensemble des relevés de la Seille et de la Moselle (figure 10).

Figure 10

Evolution des concentrations en silice en fonction des biomasses phytoplanctoniques dans la Seille à Metz



### Corrélation entre la biomasse phytoplanctonique et la silice

	Moselle	Seille
coefficient de corrélation (R)	0,464	0,767
nombre de données	149	40

La corrélation hautement significative obtenue dans la Seille laisse à penser que cet élément joue un rôle extrêmement important dans la croissance des algues phytoplanctonique, dont la population est dominée par les Diatomées. Les variations de biomasse expliquent près de 60% des variations des concentrations en silice dissoute.

$$\text{SiO}_2 = -0,043 * \text{Cla} + 7,69 \quad R^2 = 0,588; n = 40$$

Malheureusement, cet élément étant d'origine érosive, il y a peu de possibilité de limiter ses concentrations dans la Seille, si ce n'est en aménageant les berges et en replantant une ripisylve capable de limiter l'érosion.

#### **Bilan silice**

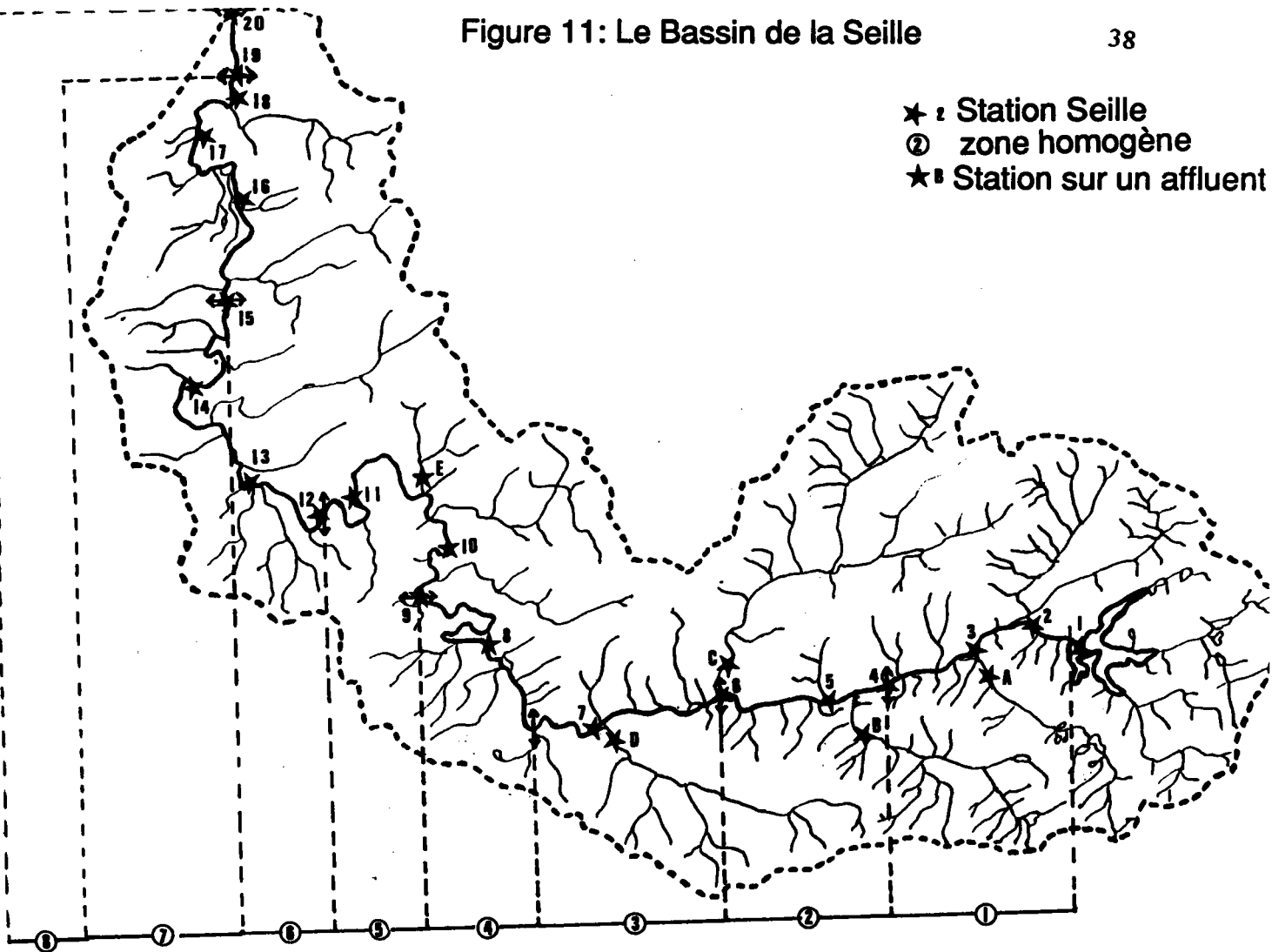
La valeur limitante est pratiquement atteinte dans la Seille, mais pas dans la Moselle où les concentrations restent toujours élevées. Cependant, des concentrations de 400 à 500  $\mu\text{gSiO}_2/\text{l}$ , mesurées dans la Moselle, peuvent limiter le développement des populations de **Diatomées** en inhibant la division cellulaire, lorsque les densités sont de l'ordre de  $10^6$  cellules/litre (LUND, in GOLTERMAN, 1975).

Le rôle de facteur limitant de cet élément concerne uniquement la classe des **Diatomées**. L'absence de silice n'empêchera pas la croissance des autres espèces phytoplanctoniques, qui bien au contraire, profiteront de la baisse de compétitivité de celles-ci pour développer leurs populations, à condition bien entendu, que les conditions environnementales présentes soient compatibles avec leurs exigences de développement.

#### **3.2.5. Profils longitudinaux de nutriments dans la Seille .**

Trois profils longitudinaux de la Seille, de sa "source" à sa confluence avec la Moselle, ont été programmés en juillet 1987 et au cours des mois de juin et août 1988 .

Les stations ont été choisies en fonction de précédentes études et plus particulièrement suivant le découpage en tronçons homogènes utilisé pour la modélisation mathématique (données Agence de l'Eau Rhin-Meuse) et également en tenant compte des résultats de l'étude de la qualité des eaux du bassin de la Seille, réalisée en 1976 par le S.R.A.E (Service Régional d'Aménagement des Eaux). Lorraine, pour le compte de l'Agence de l'Eau. Leur localisation, ainsi que leurs coordonnées kilométriques, sont regroupées sur la figure 11 .



Profil de la Seille

N° station	NOM DES STATIONS	PK
1	Etang du Lindre	120,2
2	Amont Dieuze	118,5
3	Mulcey	110,0
4	Amont Marsai	108,7
5	Amont Moyenvic	105,1
6	Amont Salennes	98,1
7	Pettoncourt	92,0
8	Amont Manhouet	81,7
9	Ajoncourt	70,3
10	Amont Aulnois-sur-Seille	62,1
11	Abaucourt	51,0
12	Nomeny	45,4
13	Port-sur-Seille	39,7
14	Aval Longeville-les-cheminots	30,8
15	Sillegny	21,1
16	Coin-les-Cuvry	17,5
17	Marty centre	10,2
18	Aval Magny	5,6
19	Piscine Lothaire	3,4
20	Porte des Allemands	0,3
AFFLUENTS	Affluents	PK Communes
A (10-11)	Ru. de Guébelange	109,2
B (4-5)	Canal flottage des Saines	106,8
C (6-7)	Petite Seille	97,4
D (8-9)	Loutre Noire	92,2
E (12-13)	Ruisseau Vulmont	57,4

Les nutriments qui ont fait l'objet d'analyses sont l'azote, le phosphore et la silice .

### 3.2.5.1. L'azote .

#### 3.2.5.1.1. Les nitrates .

Les concentrations en nitrates de la station la plus amont sur la Seille ( Dieuze ), sont très faibles, la moyenne des trois profils étant de 0,2 mgN/l. Elles augmentent rapidement, en particulier en aval de la confluence de la Petite-Seille, affluent riche en nitrates (1,9 mgN/l en moyenne). Excepté quelques fluctuations locales, les concentrations restent stables sur l'ensemble du cours d'eau .

On note que les affluents, qui traversent les terrains agricoles, ont tendance à augmenter la concentration en nitrates de la Seille . C'est dans un de ces affluents que l'on a mesuré la plus forte concentration au cours de ces trois profils ( 5,08 mgN/l dans le ruisseau de Vulmont ) .

Seul l'étang du Lindre, considéré comme la source de la Seille, présente des concentrations en nitrates extrêmement faibles, susceptibles de limiter le développement des biomasses phytoplanctoniques (figure 12).

#### 3.2.5.1.2. L'ammonium .

L'ammonium n'a été dosé que sur le seul profil du mois de juin 1988. Les concentrations mesurées ont été extrêmement faibles, le maximum atteignait 60 µgN/l au niveau de deux stations, huit des onze valeurs étaient nulles .

Ces résultats mettent en évidence la bonne capacité de la Seille à résorber la pollution ammoniacquée qu'elle reçoit, grâce à un important développement de la biomasse algale, ce qui n'est pas sans poser d'autres problèmes .

### 3.2.5.2. Le phosphore .

Contrairement aux nitrates, les concentrations en orthophosphates sont importantes dès l'étang du Lindre où elles atteignent 137 µgP/l. On a mesuré une valeur de 540 µgP/l au niveau de la station amont de Dieuze ( PK 118,5 ), située à moins de 2 km de la source (figure 13).

Les affluents de la Seille sont également fortement chargés en phosphore, la Petite Seille, déjà citée, présentant la plus forte concentration en orthophosphates qui sont comprises entre 300 et 540 µgP/l (figure 13).

Les concentrations en phosphore total augmentent dans la partie aval, en raison des apports importants dans la rivière, provenant des rejets domestiques, et de manière très fortement accusée, dans l'agglomération messine où l'on peut encore voir l'évacuation des eaux usées par le " tout à la rivière " .

Figure 12 Concentrations minimales de nitrates mesurées au cours des trois profils Seille

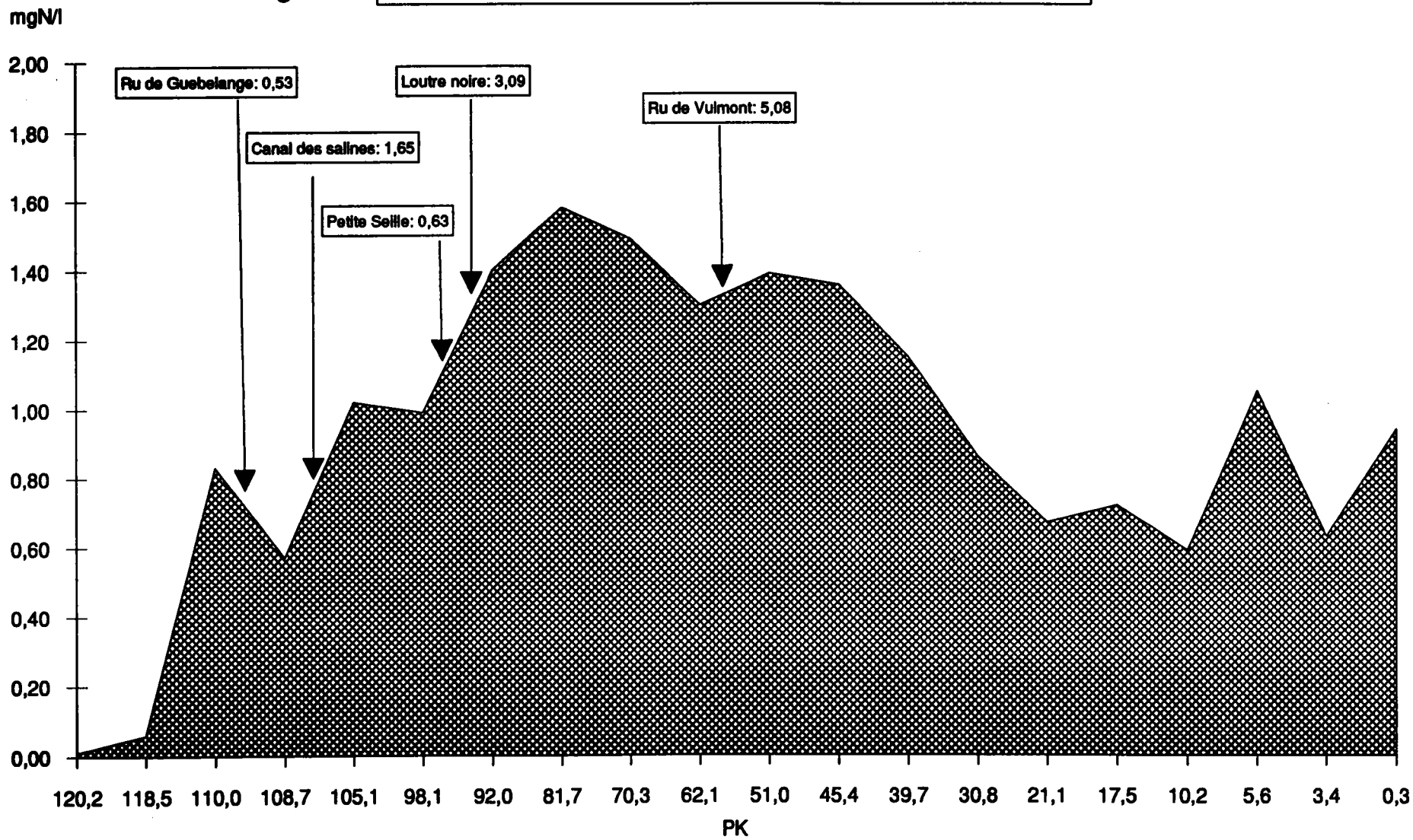
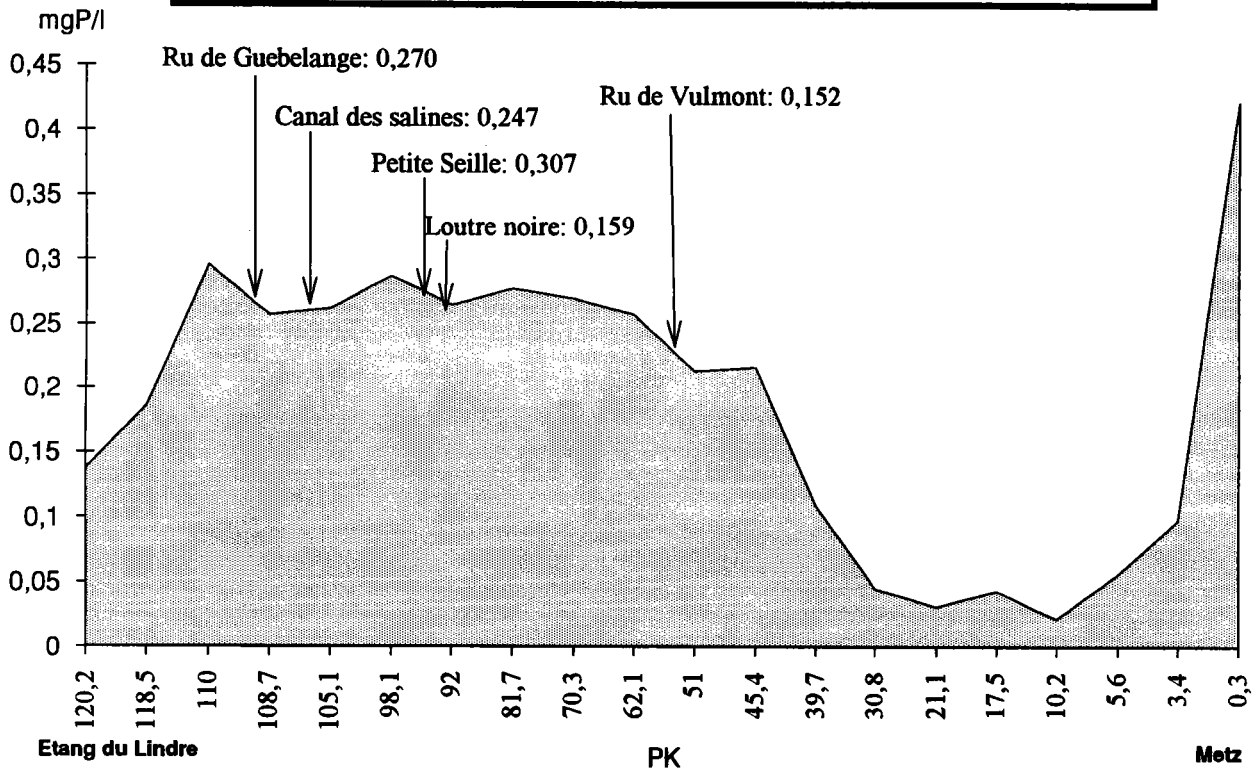
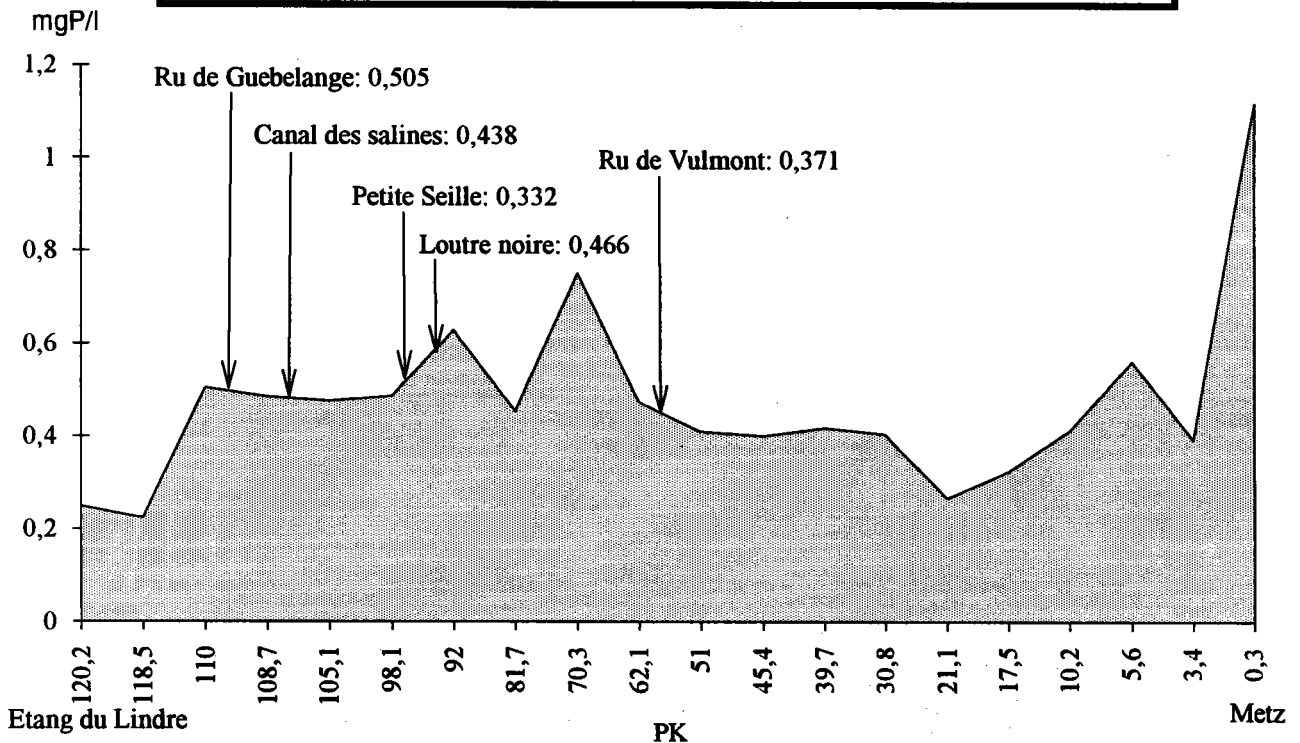


Figure 13: Profils longitudinaux des concentrations en orthophosphates et en Phosphore total réalisés dans la Seille.

Concentration minimales d'orthophosphates relevées dans la Seille au cours des trois profils.



Concentrations minimales de phosphore total mesurées dans la Seille au cours des trois profils





Le rapport  $PO_4/P_{tot}$  présente une évolution caractéristique d'une rivière " eutrophisée ". Les orthophosphates représentent 80 % du phosphore total dans la partie amont, ce pourcentage diminue progressivement vers l'aval pour n'être plus que de 10 à 20 % à Metz.

Cette évolution se fait parallèlement à l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique . Les algues assimilent préférentiellement le phosphore minéral, le transforment en éléments organiques, d'où une diminution des concentrations en orthophosphates dissous, et par conséquent du rapport  $PO_4/P_{tot}$  .

#### 3.2.5.3. La silice .

Les concentrations en silice dissoute, élevées en amont avec plus de 10 mg/l de  $SiO_2$ , diminuent vers l'aval où les valeurs ne sont plus que de 1 à 2 mg/l en période de développement phytoplanctonique. Ces fluctuations mettent en évidence la prépondérance des **Diatomées** dans la flore algale de cette rivière.

#### 3.2.5.4. Bilan .

L'azote et le phosphore sont présents dans la Seille dès la source de la rivière. Les concentrations sont très variables et dépendent avant tout de la météorologie et des précipitations (lessivage des sols agricoles, dilution des rejets ponctuels). Les concentrations très élevées en phosphore dosées dès l'origine de la rivière, sont le reflet de l'importance de la pollution d'origine agricole et domestique qui atteint la Seille, qui contribue à la dégradation de la qualité des eaux et à l'apparition des fortes biomasses phytoplanctoniques.

### 3.3. Conclusions de l'étude des nutriments dans la Seille et la Moselle.

Dans la Seille et la Moselle, les éléments nutritifs, azote et phosphore, sont présents à de fortes concentrations toute l'année, et ne peuvent actuellement jouer leur rôle de facteur limitant de la croissance algale.

La biodisponibilité des formes inorganiques directement assimilables par le phytoplancton est élevée, elle est estimée en moyenne, dans cette étude, à 60 % du phosphore total et à 70 % de l'azote total dans les deux rivières .

Seuls, l'ammonium et la silice peuvent limiter, de part leurs très faibles concentrations estivales, le développement de la biomasse algale. Cependant, leur action ne s'exprimera qu'au niveau de la compétition interspécifique des algues: les espèces incapables d'utiliser d'autres formes d'azote inorganique seront éliminées par des espèces moins spécialisées et de même, les algues autres que les **Diatomées** ne seront pas limitées dans leur croissance par l'absence de silice dissoute.

Si l'on compare ces données de la Seille à Metz, avec les mesures réalisées par l'Agence de l'eau Rhin-Meuse de 1967 à 1989 sur cette même station, on constate :

- ⊖ une diminution très nette des teneurs en ammonium, élément toxique pour la faune piscicole aux fortes concentrations.

- ⇒ une augmentation importante des concentrations en nitrates depuis 1979.
- ⇒ une diminution des concentrations moyenne en phosphore depuis 1982

Cette évolution est globalement positive pour la Seille, bien que les concentrations mesurées actuellement soient encore beaucoup trop importantes. Les fluctuations rapides et aléatoires témoignent de la présence de rejets directs d'éléments polluants qui perturbent le milieu aquatique et accentuent encore son déséquilibre biologique et physico-chimique. Aussi longtemps que ces rejets ne seront pas supprimés, l'eutrophisation se manifestera.

En effet, dans les cours d'eau, les algues planctoniques sont déplacées de l'amont vers l'aval et de ce fait, elles se trouveront, à un instant donné, devant un rejet qui leur fournira les éléments nutritifs nécessaires à leur croissance. Elles sont capables de stocker ces éléments nutritifs dans leurs cellules en les assimilant très rapidement; ainsi, SUTTLE (1988), a montré que des algues carencées en azote et mises en présence d'ammonium, peuvent assimiler 21 % de leurs besoins journaliers en N, en 5 minutes, ces vitesses d'assimilation variant en fonction des températures et de l'état physiologique des cellules ( DAUTA, 1982 ) .

Une politique de gestion visant à réduire le développement planctonique en rivière doit donc être entreprise au niveau d'un bassin versant, de la source vers la confluence, de manière à limiter au maximum l'ensemencement de phytoplancton vers l'aval .

Le phosphore reste, de part son origine ponctuelle, le seul élément sur lequel il soit possible d'envisager une action visant à une réduction de l'eutrophisation dans les cours d'eau. De plus, comme le montre l'étude du rapport N/P, c'est, parmi ces deux éléments, celui qui pourra le premier, jouer un rôle limitant sur la croissance algale.

Cependant, la lutte contre la prolifération algale doit être accompagnée d'un programme visant à une amélioration de la qualité générale des cours d'eau, car il faut considérer que l'eutrophisation reste un moyen naturel de lutte contre la pollution, qui permet de transformer et de neutraliser une grande partie des éléments potentiellement toxiques pour l'écosystème aquatique (nitrites, ammonium, ...). La suppression des rejets polluants dans les eaux de surface reste la seule garantie de l'évolution vers une reconquête durable de nos cours d'eau.

**ETUDE DE L'ENERGIE LUMINEUSE**  
**DANS LE MILIEU AQUATIQUE**

## 4. ETUDE DE L'ENERGIE LUMINEUSE DANS LE MILIEU AQUATIQUE .

### 4.1. Rappels bibliographiques .

L'énergie lumineuse disponible pour la photosynthèse phytoplanctonique est un des paramètres essentiels dans l'étude de l'eutrophisation .

Les rayonnements solaires arrivent à la surface de l'eau où environ 10 à 25 % de l'énergie est réfléchi (KOPF, 1983); on admet plus généralement une perte moyenne de 10 % (VOLLENWEIDER, 1974 ; FIELD, 1988 ). Cette valeur varie en fonction de l'incidence des rayonnements et n'est plus que de 2 à 4 % lorsque l'angle solaire est inférieur à 37° par rapport à la verticale ; par contre elle augmente lorsque la surface de l'eau est agitée ( KIRK, 1986 ) .

Dans l'ensemble du spectre qui compose les rayonnements solaires, seules les longueurs d'ondes comprises entre 400 et 700 nanomètres sont utilisables par les végétaux autotrophes, ce qui représente environ 46 % du rayonnement global ( VOLLENWEIDER, 1974 ) .

Le descripteur le plus utilisé pour caractériser le climat lumineux sous la surface est le coefficient d'extinction, calculé à partir de l'équation de pénétration de la lumière dans l'eau .

$$I_z = I_0 * e^{-K_e * Z}$$

$K_e$  : coefficient d'extinction en mètre<sup>-1</sup>

$Z$  : profondeur de mesure, en mètre

$I_z$  : intensité lumineuse à la profondeur  $Z$

$I_0$  : intensité lumineuse immédiatement sous la surface

#### Mesure:

La mesure du coefficient d'extinction se fait par l'immersion à différentes profondeurs d'une cellule photoélectrique .

On peut également l'estimer à partir de la profondeur de disparition d'un disque blanc de 25cm de diamètre : le disque de Secchi .

La relation entre la mesure au "Secchi" et le coefficient d'extinction est de la forme :

$$K_e = X / \text{Secchi}$$

$K_e$  en mètre<sup>-1</sup>

Secchi en mètre

La valeur de  $X$  se situe, d'après les données bibliographiques, dans l'intervalle de 1,3 à 3 (VOLLENWEIDER, 1974 ; PILGRIN, 1987).

La majorité des équations citées dans la littérature, utilisent ce type de relation ( GARNIER, 1984; PILGRIN, 1987; BUKATA, 1988 ). Pour la Moselle, la relation a été calculée au cours

d'un précédent travail (GIGLEUX, 1985) à partir de 130 couples de données. La corrélation obtenue est significative au seuil de 0,01 %

$$K_e = 1,50 / \text{Secchi} \quad (1)$$

Cependant, la mesure au "Secchi" n'est pas toujours possible en eau peu profonde, comme les zones amont de bassins. Dans ce cas, l'estimation du coefficient d'extinction par d'autres paramètres et plus particulièrement par les matières en suspension, peut se révéler intéressante pour la quantification de l'énergie lumineuse disponible.

Dans le cadre d'une modélisation d'un écosystème aquatique, il faut tenir compte également de l'effet d'auto-ombrage des algues qui peut représenter 75 % du coefficient d'extinction en présence de fortes biomasses (BINDLOSS, 1972). Dans ce cas, d'autres paramètres interviennent dans les calculs du coefficient d'extinction, comme par exemple la succession des espèces phytoplanctoniques, la contribution à l'extinction de la lumière dans l'eau n'étant pas équivalente pour toutes les espèces comme nous l'a montré KIRK (1983), qui a utilisé la relation suivante dans le calcul du coefficient d'extinction dû à la biomasse phytoplanctonique:

$$K_e (\text{phytoplancton}) = k_c * \text{biomasse}$$

Les valeurs prises par le coefficient  $k_c$  sont fonction de la composition de la biomasse phytoplanctonique,  $k_c$  est exprimé en  $m^2/mgCl_a$

	valeurs moyennes de $k_c$
<b>Diatomées</b>	0,0080 à 0,0270
<b>Dinoflagellés</b>	0,0067 à 0,0100
<b>Cyanophycées</b>	0,0110 à 0,0220

Dans la grande majorité des études, les auteurs estiment la contribution globale de la biomasse phytoplanctonique à l'extinction de la lumière dans l'eau (KIRK, 1983; GROBBELAAR, 1989). Ils calculent alors un coefficient d'extinction moyen pour une population plurispécifique.

#### 4.2. Résultats

Dans cette étude, la transparence de l'eau est mesurée au disque de Secchi, et le coefficient d'extinction calculé à partir de l'équation (1) pour les deux rivières .

Valeurs du coefficient d'extinction global dans les deux rivières:

<b>Ke (m<sup>-1</sup>)</b>	<b>Wd</b>	<b>Ay</b>	<b>Ko</b>	<b>Ap</b>	<b>Moselle</b>	<b>Seille</b>
<b>moyenne</b>	2,00	2,14	2,63	1,60	2,10	4,41
<b>mini</b>	0,94	1,00	1,15	0,81	0,81	1,75
<b>maxi</b>	15,0	15,0	7,50	7,50	15,0	18,8

Les valeurs élevées des coefficients d'extinction témoignent d'une forte turbidité de l'eau . Dans la Moselle, on observe une relative homogénéité des valeurs au niveau des deux stations amont. Cette situation évolue vers une nette diminution de la transparence au niveau de la station de Koenigsmacker. Cependant, une nette amélioration intervient au niveau de la dernière station. Celle-ci est située à l'aval d'un tronçon profond à écoulement lent, qui favorise la décantation des matières en suspension et limite la remise en suspension des sédiments lors du passage des bateaux dans ce secteur de Moselle canalisée.

Dans la Seille, la valeur moyenne du coefficient d'extinction est deux fois plus élevée. Les eaux sont rendues extrêmement turbides par la quantité importante de matières en suspension qui proviennent des rejets d'eaux usées, de l'érosion des berges qui ne sont plus protégées contre le courant depuis les recalibrages et la disparition de la ripisylve. Les déversements d'eau de l'étang du Lindre sont également un des facteurs intervenant sur la transparence mesurée dans la Seille, les "coups d'eau" provoquant la remise en suspension des sédiments dans cette rivière peu profonde.

La zone euphotique, zone où la production d'oxygène est supérieure ou égale à la consommation par respiration du phytoplancton et dont la limite correspond à une valeur de 1% de l'énergie solaire pénétrant dans l'eau, est en moyenne, de 2,27mètres dans la Moselle et 1,05 mètre dans la Seille .

Tableau récapitulatif des profondeurs moyennes de stations et des limites des zones euphotiques.

<b>Exprimées en mètre</b>	<b>Wd</b>	<b>Ay</b>	<b>Ko</b>	<b>Ap</b>	<b>Moselle</b>	<b>Seille</b>
<b>profondeur de la station</b>	5,00	4,40	4,80	5,50	4,90	1,00
<b>zone euphotique moyenne</b>	2,30	2,15	1,75	2,90	2,27	1,05

L'impact de la turbidité sur la production phytoplanctonique sera donc important dans la Moselle, où en moyenne, seuls les deux premiers mètres d'eau seront le siège d'une production primaire phytoplanctonique nette positive.

Par contre, la faible profondeur moyenne de la Seille sera un facteur favorable pour le

développement planctonique dans l'ensemble de la couche d'eau et donc un des paramètres essentiel à prendre en compte pour comprendre le développement phytoplanctonique très important dans cette rivière.

### 4.3. Analyse des données.

#### 4.3.1. La Moselle

L'analyse des données station par station, met en évidence les fortes corrélations entre d'une part le coefficient d'extinction (  $K_e$  ) et d'autre part le débit (  $Dbt$  ) et les matières en suspension ( MEST ).

Tableau synthétique des corrélations entre le  $K_e$  et d'une part le débit, d'autre part les MEST sur les 4 stations Moselle.

R	Nombre de données	Débit $m^3/s$	MEST $mg/l$
Wd	52	0,846	0,965
Ay	52	0,818	0,830
Ko	52	0,769	0,697
Ap	52	0,851	0,630

Les corrélations obtenues sont toutes significatives, mais le paramètre qui donne les meilleurs résultats sur l'ensemble des stations de la Moselle est le débit

On peut donc estimer le  $K_e$  dans la Moselle par la relation :

$$\boxed{K_e = 0,308 + 0,806 * Dbt} \quad (2) \quad n = 208 ; R^2 = 0,650$$

On peut améliorer cette estimation en introduisant les MEST :

$$\boxed{K_e = -0,633 + 0,444 * Dbt + 0,561 * MEST} \quad (3) \quad n = 208 ; R = 0,913$$

(le logiciel utilisé ne calculant pas  $R^2$ , nous présentons ici le coefficient de corrélation)

Cependant, le développement excessif des algues que l'on tente de modéliser, ne se rencontre qu'à des débits relativement peu élevés: un temps de résidence hydraulique court limite le développement phytoplanctonique .

Nous avons donc entrepris une étude des corrélations par classes de débit, ce qui a fait apparaître de nouvelles relations en particulier avec la biomasse phytoplanctonique .

On peut, d'après les résultats de calculs, distinguer deux classes de débits :

\* pour des débits inférieurs à 100 m<sup>3</sup>/s, les meilleurs estimateurs du Ke sont la biomasse phytoplanktonique et les matières en suspension totales.

$$\text{Ke} = 1,431 + 0,0161 * \text{Cla} + 0,0132 * \text{MEST} \quad (4) \quad n = 102 ; R = 0,600$$

(le logiciel utilisé ne calculant pas R<sup>2</sup>, nous présentons ici le coefficient de corrélation)

Cla : biomasse phytoplanktonique en mg de chlorophylle a par m<sup>3</sup>

MEST: matières en suspension totales.en mg/l

La biomasse seule ne suffit pas à décrire correctement le Ke, les MEST d'origine inorganique sont toujours présentes dans de fortes proportions, les MEST organiques dans lesquelles est incluse la biomasse phytoplanktonique, ne représentant en moyenne que 25 % des MEST totales dans la Moselle.

\* pour les débits supérieurs à 100 m<sup>3</sup>/s, les meilleurs estimateurs du Ke restent le débit et les MEST .

$$\text{Ke} = 0,160 + 0,0334 * \text{MEST} + 0,0083 * \text{Dbt} \quad (5) \quad n = 108 ; R = 0,938$$

(le logiciel utilisé ne calculant pas R<sup>2</sup>, nous présentons ici le coefficient de corrélation)

A partir de ces relations, il est possible d'estimer le coefficient d'extinction moyen de la Moselle aval en utilisant un nombre réduit de paramètres qui sont disponibles dans la plupart des études

#### 4.3.2. La Seille .

Dans cette rivière, les meilleurs estimateurs du Ke sont le débit et les MEST .

R	Débit m <sup>3</sup> /s	MEST mg/l
Coefficients de corrélation (R)	0,684	0,821

L'équation qui donne la meilleure estimation du Ke est la régression linéaire utilisant les matières en suspension, l'introduction des données de débit n'améliore que très faiblement cette relation, le coefficient de régression linéaire multiple (R) étant alors de 0,861 .

$$\text{Ke} = 0,0288 * \text{MEST} + 3,63 \quad (6) \quad n = 58 ; R^2 = 0,674$$

Sur l'ensemble des données, nous ne pouvons pas mesurer l'impact de la biomasse



phytoplanctonique sur le Ke, les MES organiques ne représentant en moyenne que 30 % des MEST.

L'étude des relations en fonction des valeurs de débit, fait apparaître la biomasse comme composante du Ke, cependant sa contribution reste très faible .

#### **Débits < 7,7m<sup>3</sup>/s ( débit moyen annuel )**

$$\text{Ke} = 0,0032 * \text{Cla} + 0,0818 * \text{MEST} + 1,198 \quad (7) \quad n = 37 ; R^2 = 0,702$$

On peut estimer la contribution globale de la biomasse phytoplanctonique dans le coefficient d'extinction en utilisant la relation donnée par GOSSE et SEPTIER (1984) :

$$1 \mu\text{g/l de chlorophylle a} = 0,08 \text{ mg/l de MES}$$

D'après cette relation et l'équation (6) , la contribution maximale au coefficient d'extinction, de la biomasse algale, serait dans la Seille, de 4,00 m<sup>-1</sup> ( valeur maximale mesurée: 18,8 m<sup>-1</sup>.)

Les relations entre le coefficient d'extinction et la biomasse sont obtenues généralement dans les eaux peu turbides, essentiellement dans les lacs : lac de Constance ( TILZER, 1988 ), lac de Creteil ( GARNIER, 1984 ). Par contre, lorsque la turbidité d'origine non planctonique domine, la biomasse ne suffit plus à décrire correctement le coefficient d'extinction (GROBBELAAR, 1985) .

#### **4.4. Bilan de l'étude du coefficient d'extinction .**

Les résultats obtenus sur la Moselle et la Seille, mettent en évidence l'importante turbidité, d'origine essentiellement inorganique dans ces deux cours d'eau.

La concentration en matières en suspension et le débit sont les paramètres qui permettent d'obtenir la meilleure estimation du coefficient d'extinction lorsque l'on ne dispose pas de mesures à la cellule photoélectrique ou au disque de Secchi.

La part du phytoplancton dans la valeur du coefficient d'extinction reste faible, même pour des débits inférieurs au module moyen annuel.

Dans les rivières étudiées, les variations de débits et, dans la Moselle, le passage des péniches en eau peu profonde, entraînent une remise en suspension des sédiments qui contribuent à la diminution de la transparence de l'eau .

Cette étude souligne l'importance du facteur turbidité et profondeur , et fait apparaître une différence essentielle entre les deux rivières :

- dans la Moselle, la profondeur moyenne en amont des barrages, est de 4 à 5 mètres, alors que la zone euphotique moyenne est limitée aux deux premiers mètres, ce qui signifie que la production primaire sera limitée à la moitié supérieure de la lame d'eau.

- dans la Seille, la profondeur moyenne est proche de un mètre, ce qui correspond à la

limite de la zone euphotique. L'ensemble de la couche d'eau pourra, par conséquent, être le siège d'une production primaire planctonique.

Les mesures de production primaire phytoplanctoniques, menées conjointement, permettront de confirmer ces résultats et de quantifier les écarts de production entre ces deux cours d'eau aux caractéristiques hydro-dynamiques si différentes.

# **BIOMASSE PHYTOPLANCTONIQUE**

## 5. BIOMASSE PHYTOPLANCTONIQUE .

### 5.1. Matériel et méthode .

La biomasse phytoplanctonique est le principal paramètre à suivre pour l'étude de l'eutrophisation. Les méthodes sont nombreuses, certaines nécessitent une extraction des pigments photosynthétiques (spectrométrie, chromatographie liquide) .

D'autres méthodes sont basées sur le dosage de la charge énergétique pour quantifier la biomasse algale vivante ( ROMANO, 1985 ) .

Divers méthodes non extractives sont utilisables comme le comptage cellulaire, la fluorescence in vivo ...

Au total, ce sont 8 méthodes différentes qui ont été testées par BUTTERWICK et al, (1982).

L'analyse de la concentration en chlorophylle active après extraction par des solvants organiques, reste une des méthodes les plus employées pour estimer la biomasse phytoplanctonique .

L'utilisation de la chromatographie liquide (HPLC) est une technique qui semble donner désormais de bons résultats ( BIDIGARE, 1984 ) : elle permet de reculer les limites de détection, à 10 pg pour la chlorophylle a et 20 pg pour les phéophytines ( SARTORY, 1985 ) .

Les travaux comparatifs sur l'estimation de la biomasse algale par extraction des pigments fournissent en général des résultats différents, en raison des conditions expérimentales et en particulier de la source de chlorophylle utilisée qui peut être :

- la chlorophylle naturelle, d'origine phytoplanctonique ou macrophytique, extraite :
  - \* d'une population hétérogène
  - \* d'une seule famille (**Cyanophycées, Chlorophycées, Bacillariophycées**)
  - \* d'une seule espèce
- la chlorophylle de synthèse.

Une grande variété de produits solvants ont été testés :

acétone ( SARTORY et GROBBELARR, 1984 )  
 méthanol ( MARKER, 1980 ; DESCY et al. , 1987 )  
 éthanol ( DAUTA, 1981 ; NUSCH, 1984 )  
 solubilisateur commercial ( FRANCKO, 1986 )  
 DMSO ( PALUMBO, 1987 ) .

L'extraction par l'acétone à 90 % , bien qu'elle semble surestimer la biomasse ( SARTORY, 1985 ) , reste une méthode fiable, surtout lorsque la population phytoplanctonique n'est pas dominée par des algues vertes ( SCHANZ et RAI, 1988 ) .

Malgré quelques précautions à prendre lors de la manipulation des extraits acétoniques (température, lumière ), cette méthode est simple et relativement précise. C'est celle que nous avons utilisée pour estimer la biomasse phytoplanctonique au cours de ces travaux.

Les concentrations en chlorophylle a et en phéophytines sont calculées suivant l'équation monochromatique de LORENZEN (1967).

Dans la Moselle, ce dosage des pigments photosynthétiques est complété par le comptage des cellules phytoplanctoniques au microscope optique, au cours de la période estivale de 1987 pour les stations Wadrineau, Argancy et Seille ; et sur les trois années d'étude pour les stations de Koenigsmacker et Apach. Les résultats de ces deux méthodes d'estimation de la biomasse seront présentés .

### Prélèvements

Dans les rivières Seille et Moselle, les prélèvements effectués au cours de précédentes études réalisées en 1984 et 1985, ont montré qu'il n'existait pas de stratification de la masse d'eau, sauf pendant des périodes de sécheresse exceptionnelles comme l'été 1976 où le débit de la Moselle était descendu, à Hauconcourt, à 12,5 m<sup>3</sup>/s, soit la moitié de la valeur du débit moyen d'étiage de fréquence 1/2 .

Nous avons donc estimé la biomasse à partir de prélèvements effectués à environ 0,2 mètre sous la surface de l'eau.

## **5.2. Résultats**

### **5.2.1. Rivière Moselle**

Concentrations en Chlorophylle a sur les 4 stations de la Moselle:

	Wd	Ay	Ko	Ap	Moselle
moyenne	4,75	6,68	13,30	9,48	8,53
mini	0,13	0,13	0,30	0,50	0,13
maxi	26,70	31,51	59,81	59,54	59,81
nombre val	52	54	52	52	210

#### 5.2.1.1. Evolution saisonnière

Le phytoplancton est toujours représenté dans les rivières, soit par du plancton vrai, soit par du tichoplancton (algues normalement fixées, en dérive dans la masse d'eau).

Les biomasses rencontrées sont extrêmement variables. Les valeurs maximales de chlorophylle a mesurées dans la Moselle depuis 1986 sont de 59,81 mg/m<sup>3</sup>, ce qui correspond à une concentration en pigments totaux ( chlorophylle a + phéophytines ) de 104,7 mg/m<sup>3</sup> .

Le seuil des 50 mg Cl.a/m<sup>3</sup>, n'est dépassé dans la Moselle, que 7 fois en trois années d'étude, ce qui représente une fréquence relative de 3,3 % .

Ces valeurs extrêmes, mesurées uniquement dans les stations aval, en juillet et août, n'ont cependant pas atteint les valeurs maximales mesurées dans la Moselle en juillet 1977 à APACH : 126 mg Cl.a/m<sup>3</sup> (SADROLASCHRAFI, 1980), en juillet 1983 et 1985 à Argancy: 133,6 mg Cl.a/m<sup>3</sup> (LEGLIZE, 1984) ; 133,8 mg Cl.a/m<sup>3</sup> (GIGLEUX, 1985) .

La concentration moyenne hivernale est très faible, généralement moins de 1 mg Cl.a/m<sup>3</sup> . La période de développement phytoplanctonique dans la Moselle est limitée de mai à septembre et les années exceptionnelles de la mi-avril à mi-octobre. On constate, comme dans le cas de la Meuse, (LEGLIZE et al., 1985 ; DESCY et al., 1987) , un développement phytoplanctonique important à la fin de la période estivale, lorsque les conditions de débit et d'ensoleillement sont favorables.

### 5.2.1.2. Comparaison interstation

On constate une évolution de la biomasse d'amont en aval, signalée dans de précédentes études (LEGLIZE et al., 1984; GOSSE, 1986) , résultant d'un développement du phytoplancton de l'amont vers l'aval, contrôlé par le temps de résidence hydraulique. La station de Koenigsmacker présente le plus important développement de la biomasse.

Comme nous l'avons déjà mesuré au niveau de la transparence qui augmente à Apach et différencie ainsi cette station de l'évolution amont/aval de la rivière, la biomasse présente une diminution importante de concentration. Cette baisse de la biomasse est observée régulièrement au cours de ces trois années et se traduit par une chute de près de 30% de la concentration moyenne en chlorophylle a par rapport à la station amont de Koenigsmacker.

On peut émettre différentes hypothèses pour expliquer cette variation, comme:

- une augmentation du taux de sédimentation dans ce bief profond à écoulement lent
- un rejet toxique qui élimine en partie le plancton
- une consommation plus importante de ces algues par le zooplancton.

Cette dernière hypothèse est sans doute valable dans un certain nombre de cas. On a en effet constaté que la diminution de la concentration en chlorophylle a correspond à une augmentation simultanée des populations zooplanctoniques dont la densité moyenne passe de 600 individus/100 litres à Koenigsmacker, à 2235 individus/100 litres à Apach. C'est au cours de la période estivale que l'on a mesuré les plus fortes densités, la différence entre les deux stations étant alors encore plus importante.

Il faut signaler l'apparition épisodique de très fortes densités de larves planctoniques de *Dreissena polymorpha* en période estivale, et dont le rôle de prédation sur les petites espèces de phytoplancton semble certain (densité maximale observée de 900 ind/l dans la Moselle) .

#### Exemple du 04 août 1986.

	Koenigsmacker	Apach
zooplancton en ind/100 litres	26 286	144 958
dont larves de Dreissènes	15 036	31 395
biomasse phyto en mgCl.a/m <sup>3</sup>	57,10	9,40

Cependant, cet exemple ne se retrouve pas systématiquement, et il se peut qu'un autre facteur, non déterminé dans l'état actuel des études, intervienne périodiquement .

## 5.2.2. Rivière Seille

Résultat des dosages de chlorophylle réalisés entre 1985 et 1988

	Chlorophylle a mg/m <sup>3</sup>	Phéopigments mg/m <sup>3</sup>	Chlorophylle totale mg/m <sup>3</sup>
Moyenne	48,74	28,61	77,35
Minimum	0,49	0,61	2,06
Maximum	230,70	109,98	332,10

### 5.2.2.1. Evolution saisonnière

Les concentrations en chlorophylle a mesurées de 1985 à 1988 donnent une valeur moyenne de 45,77 mg/m<sup>3</sup>. Cependant, 81 % des prélèvements sont effectués entre les mois de mai à septembre, pendant la période où le développement phytoplanctonique est potentiellement le plus important, ce qui explique en partie le niveau élevé de cette valeur moyenne.

Les valeurs mesurées sont totalement différentes de celles rencontrées dans la Moselle. La concentration maximale mesurée est de 218,94 mg Cl.a/m<sup>3</sup>, le 15 juillet 1987. 16 valeurs sur 54 sont supérieures à 50 mg Cl.a/m<sup>3</sup>, dont 6 supérieures à 100 mg Cl.a/m<sup>3</sup>.

Si l'on se réfère à la synthèse réalisée par DESCY et al. (1987), la Seille se classe parmi les rivières où l'on rencontre les plus fortes biomasses d'Europe.

### 5.2.2.2. Profils longitudinaux de biomasse dans la Seille

#### Méthode

Dans le cadre de cette étude, nous avons réalisé trois profils longitudinaux de biomasse dans la rivière, depuis sa source jusqu'à la confluence avec la Moselle.

L'évolution du phytoplancton, ainsi que la biomasse à la source étaient utiles pour le calage du modèle de simulation de la croissance du phytoplancton dans ce cours d'eau.

Les stations ont été choisies en fonction du découpage par tronçons homogènes utilisé par GOSSE dans le "code biomasse", logiciel de modélisation du développement planctonique en rivière.

#### Résultats

Les profils sont présentés sur les figure 14, 15 et 16.

L'examen des valeurs amène quatre remarques:

1- Le développement phytoplanctonique se poursuit, dans 3 profils sur 4, jusqu'à la confluence avec la Moselle.

Figure 14: Profil chlorophylle Seille du 15 juillet 1987

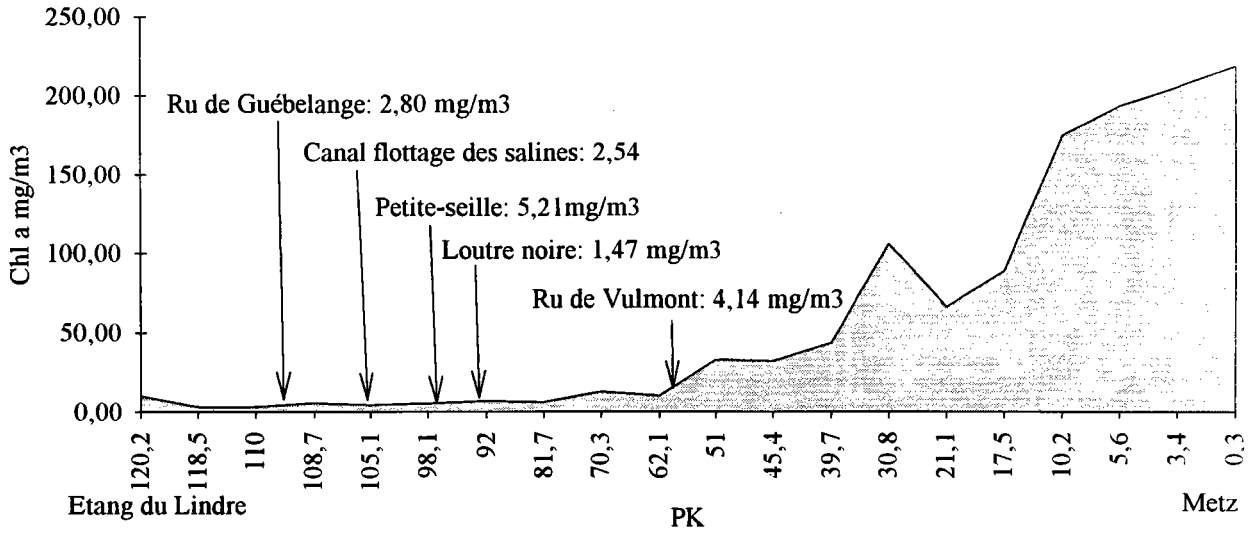


Figure 15: Profil chlorophylle a Seille du 02 août 1987

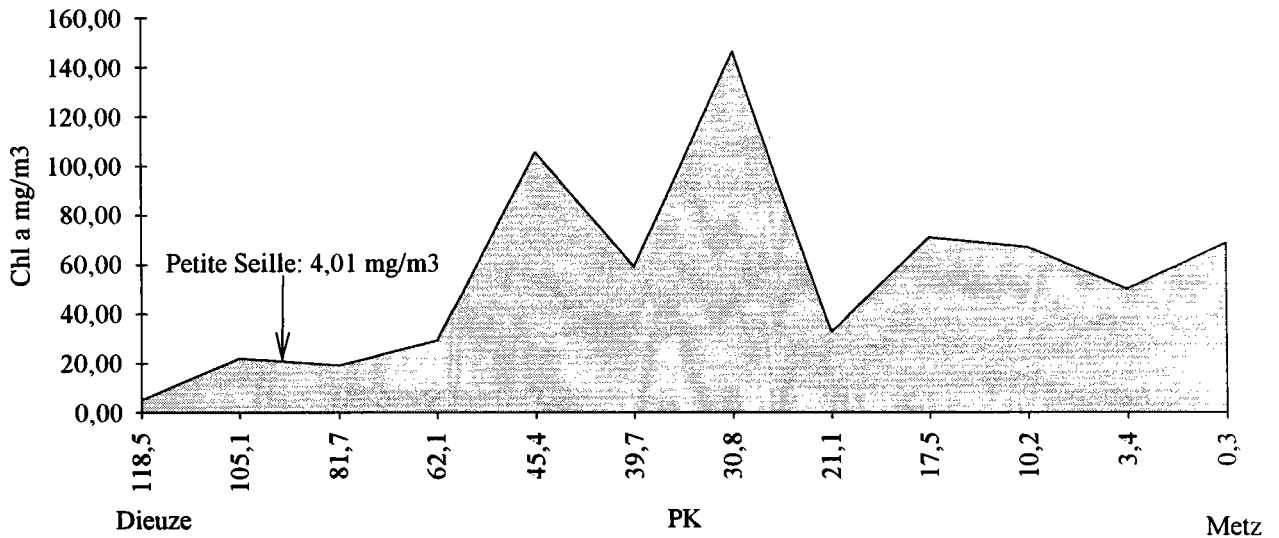
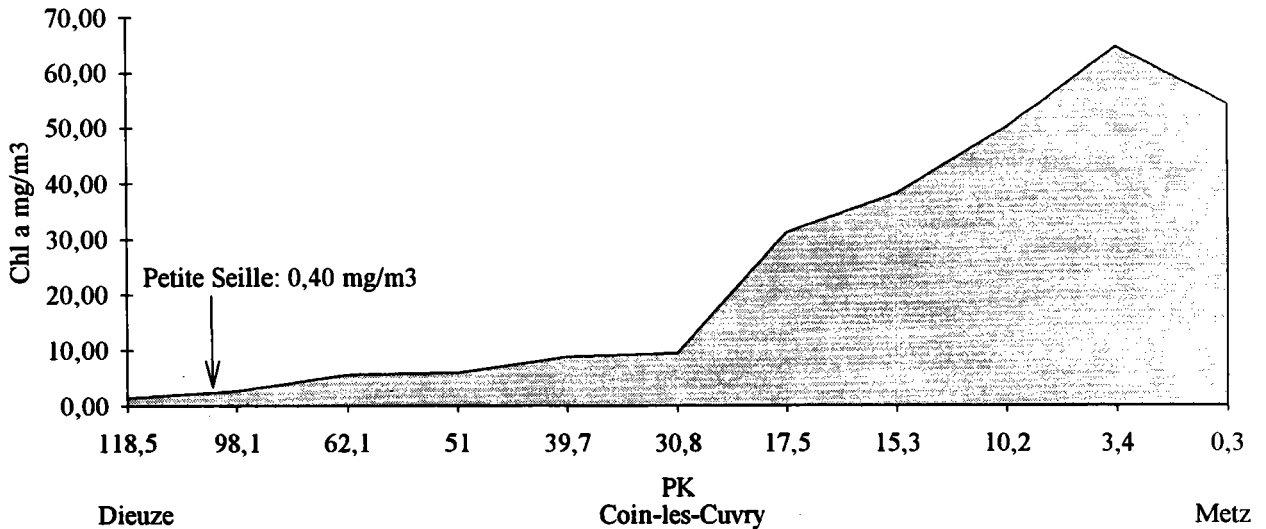


Figure 16: Profil chlorophylle a Seille du 9 juin 1988





2- Les biomasses de plus de 50 mg Cl.a/m<sup>3</sup> ne se rencontrent qu'en aval d'Aboncourt, dans les 50 derniers kilomètres du cours d'eau où elles peuvent dépasser 200 mg/m<sup>3</sup>

3- L'ensemencement à partir de l'étang du Lindre est relativement peu élevé, entre 1,5 et 5 mgCl.a/m<sup>3</sup>, et ce malgré les fortes biomasses mesurées dans le plan d'eau lui-même .

4- Les affluents principaux ne présentent pas d'important développement phytoplanctonique, ils ont plutôt tendance à diluer la biomasse de la Seille.

Le fait le plus surprenant est la chute importante de biomasse entre le Lindre et la station de la Seille immédiatement en aval (station de Dieuze). On explique ce changement par le changement brutal du biotope. En effet, l'étang de Lindre est un milieu lentique stratifié à temps de résidence hydraulique important, alors que la Seille, dans sa partie amont est peu profonde avec un écoulement rapide et une homogénéité de toute la colonne d'eau. Une grande partie du phytoplancton présent dans le Lindre ne survit pas à ce changement de milieu. Cela est vrai, en particulier pour les **Cyanophycées** du genre *Anabaena*, qui ont été déterminées en avril 1987 dans le Lindre (PK 120,2), à une concentration de 44,68 mgCl.a/m<sup>3</sup>, et qui ne se retrouvaient plus au point Manhouet ( PK 81,7 ) où la biomasse avait chuté à une valeur de 11,57 mg Cl.a/m<sup>3</sup> .

La détermination des espèces algales a confirmé la présence de **Cyanophycées** à des densités extrêmement faibles dans la Seille alors qu'elles se développent très bien dans le Lindre.

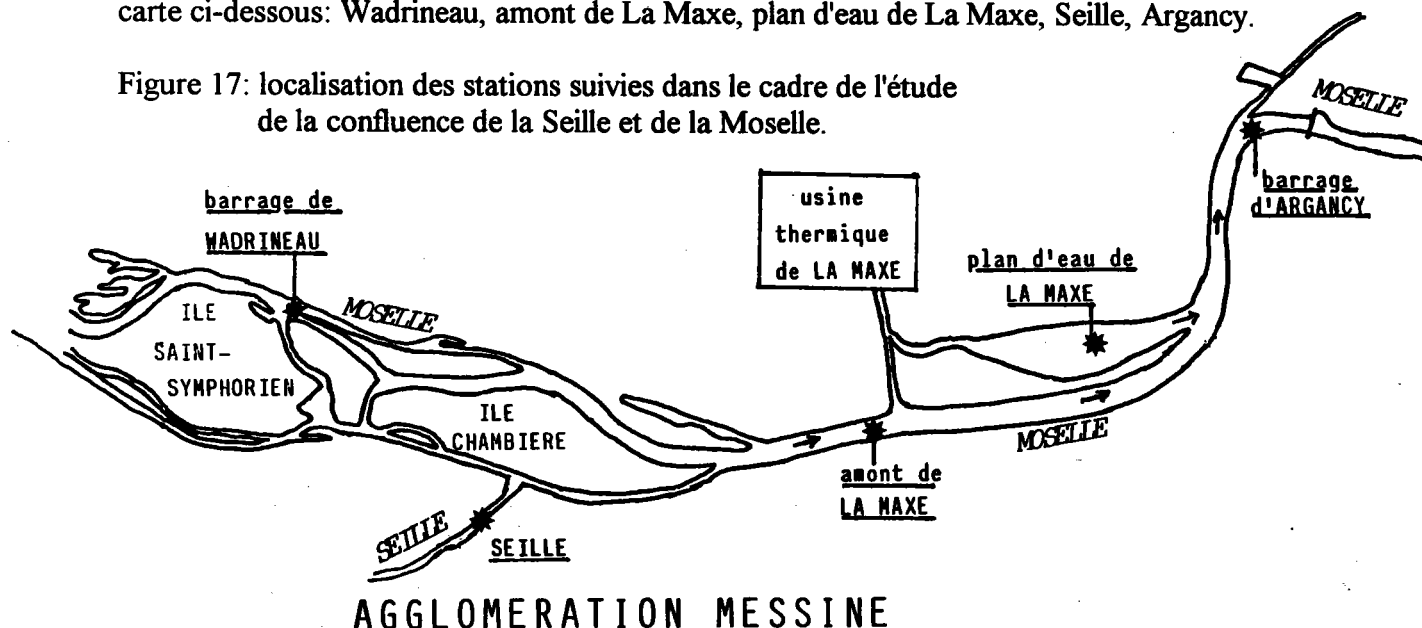
### 5.2.3. Etude de la confluence Seille-Moselle

#### 5.2.3.1. Objectif et méthode .

Un des objectifs de cette étude est de déterminer le rôle de la Seille dans le développement de la biomasse phytoplanctonique de la Moselle en aval de la confluence .

Nous avons, pour cela, réalisé des prélèvements simultanés sur cinq stations, localisées sur la carte ci-dessous: Wadrineau, amont de La Maxe, plan d'eau de La Maxe, Seille, Argancy.

Figure 17: localisation des stations suivies dans le cadre de l'étude de la confluence de la Seille et de la Moselle.



*	Point de prélèvement
<u>SEILLE</u>	Non de station
SEILLE	Nom de la rivière

### 5.2.3.2. Résultats

Les résultats bruts sont présentés dans le tableau, page suivante.

L'impact de l'arrivée de la Seille dans la Moselle apparaît sensiblement au niveau du point amont de La Maxe, mais ne se retrouve pas à la station d'Argancy. Il semble donc que le biotope que constitue la Moselle ne soit pas favorable au développement de cette biomasse venant de la Seille.

Le plan d'eau de La Maxe et la Seille montrent des similitudes dans le développement du phytoplancton avec des écarts de concentration moyenne en Cl.a n'excédant pas 10 % .

Ces résultats ne sont pas ceux attendus. En effet, des biomasses de plus de  $130 \text{ mg/m}^3$  de chlorophylle a avaient été mesurées en 1985, au cours d'une précédente étude sur la station d'Argancy alors que les biomasses maximales mesurées sur cette station entre 1986 et 1988 sont toutes inférieures à  $30 \text{ mg/m}^3$  de chlorophylle a; les biomasses maximales ont une différence qui atteint à peine les  $5 \text{ mg/m}^3$ . L'écart de concentration moyenne entre la station amont (Wd) et aval (Ay) de la confluence de la Seille n'est que de  $1,30 \text{ mg/m}^3$  de chlorophylle a (figure 18).

Nous avons entrepris une recherche sur les changements qui sont intervenus entre les différentes périodes d'étude. On a ainsi mis en évidence une relation entre l'arrêt de fonctionnement en période estivale de la centrale thermique de La Maxe, depuis la mi-juin 1986 et l'absence de fortes biomasses phytoplanctoniques à Argancy .

Les concentrations élevées en chlorophylle a mesurées à la station d'Argancy provenaient du plan d'eau de la centrale de La Maxe où sont rejetées les eaux échauffées. Ce plan d'eau présente des développements planctoniques aussi importants que ceux rencontrés dans la Seille et de plus il communique librement avec la Moselle dans laquelle il déverse ses eaux riches en biomasse phytoplanctonique.

Au vu de ces résultats, l'arrivée, dans la Moselle, de fortes biomasses en provenance de la Seille, ne provoque qu'une faible augmentation des concentrations en chlorophylle a à l'aval de la confluence, la différence de débit entre les deux cours d'eau expliquant, dans la grande majorité des cas, cette observation.

On ne peut cependant pas limiter cette étude à la simple variation de biomasse, il faut également suivre le devenir du phytoplancton de la Seille dans la Moselle et voir s'il n'y a pas un phénomène d'ensemencement de la Moselle par des algues adaptées à une salinité naturelle des eaux et qui trouveraient dans la Moselle des conditions environnementales, optimales pour leur développement C'est ce que nous essayerons de déterminer dans le cadre de l'étude de la production primaire phytoplanctonique ( chapitre 7)

### 5.2.3.3. Bilan

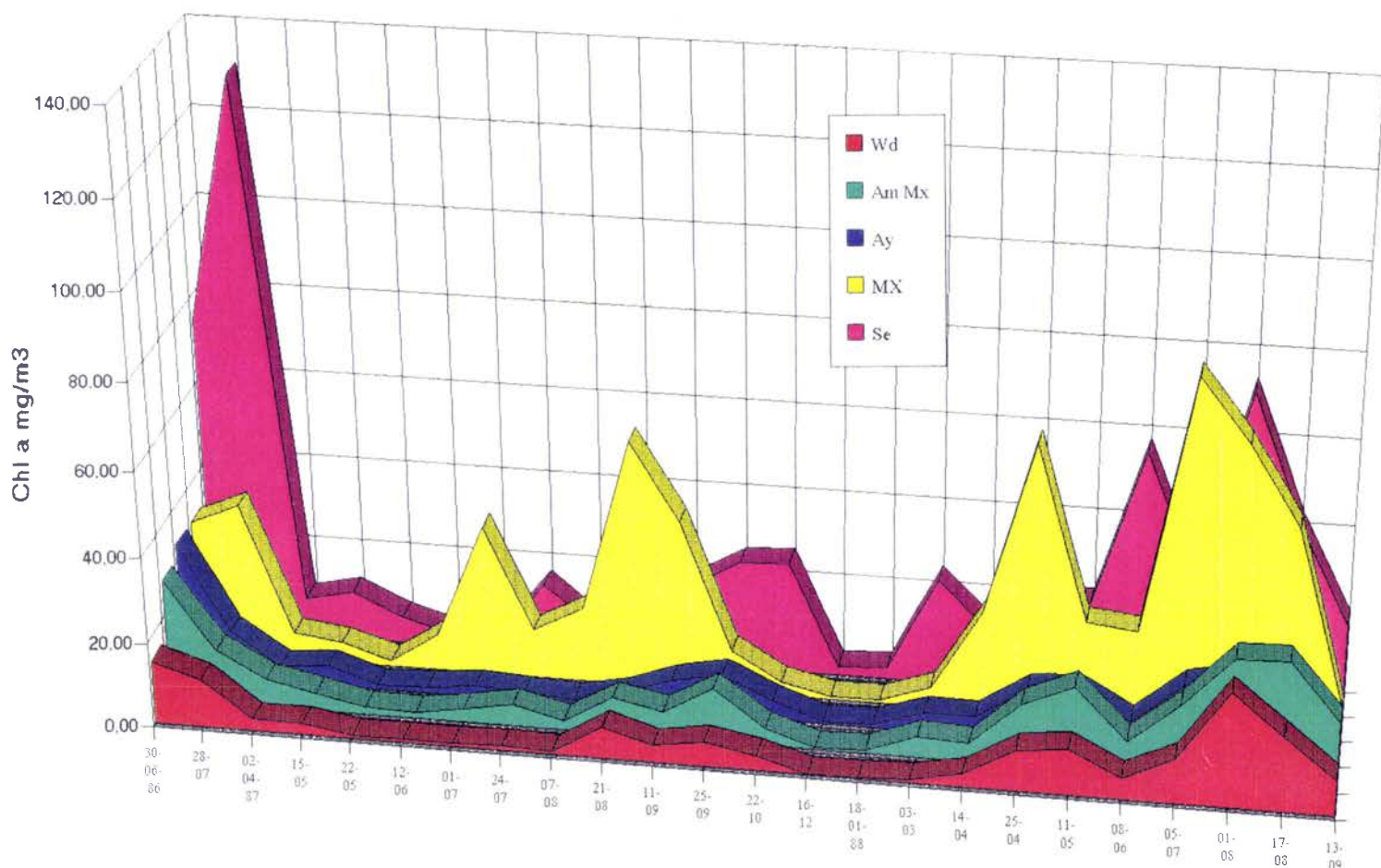
Le bilan de l'étude des concentrations de biomasse ne peut être qu'un constat basé sur des données ponctuelles, qui sont le résultat de phénomènes de production et de disparition du plancton .

Données biomasse de la confluence de la Moselle et de la Seille

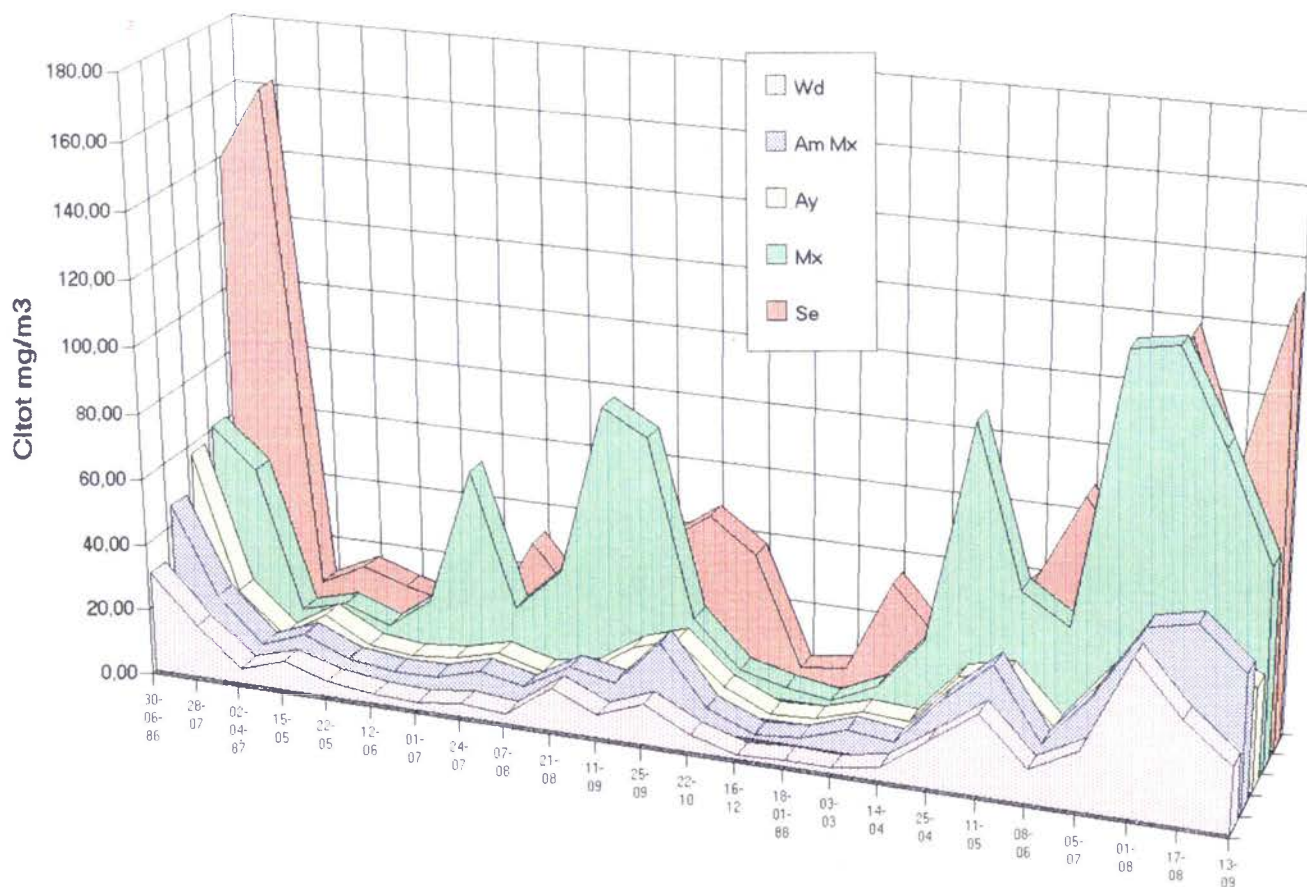
DATES dates	CHLOROPHYLLE a					PHEOPIGMENTS					CHLOROPHYLLE TOTALE				
	Wadrineau Wd	amont de La Am Mx	Argancy Ay	Plan d'eau MX	Seille Se	Wadrineau	amont de La Maxe	Argancy	Plan d'eau de La Maxe	Seille	Wadrineau	amont de La Maxe	Argancy	Plan d'eau de La Maxe	Seille
30-06-86	14,82	28,30	31,51	31,51	74,49	15,66	17,89	25,90	29,45	65,22	30,48	46,19	57,41	60,96	139,71
28-07	11,35	12,68	11,35	36,31	130,56	4,64	7,05	4,64	12,68	31,57	15,99	19,73	15,99	48,99	162,13
02-04-87	2,80	6,54	3,87	6,27	9,21	1,88	0,00	0,00	0,28	0,61	4,68	6,54	3,87	6,55	9,82
15-05	2,80	4,01	4,81	4,81	11,61	6,18	7,77	7,25	5,38	4,85	8,98	11,78	12,06	10,19	16,46
22-05	0,80	1,60	1,07	1,34	6,27	3,97	4,38	3,70	3,90	5,98	4,77	5,98	4,77	5,24	12,25
12-06	0,80	1,34	1,47	8,54	3,07	2,10	2,77	1,71	6,51	5,72	2,90	4,11	3,18	15,05	8,79
01-07	0,67	2,94	2,54	35,24	2,94	1,57	1,55	2,14	22,08	3,98	2,24	4,49	4,68	57,32	6,92
24-07	1,07	4,94	2,00	11,48	16,69	3,04	3,38	6,23	5,26	15,33	4,11	8,32	8,23	16,74	32,02
07-08	0,80	2,14	1,20	17,49	7,21	2,29	3,47	3,38	12,71	7,47	3,09	5,61	4,58	30,20	14,68
21-08	7,48	8,41	3,60	57,74	28,04	5,61	5,33	3,13	24,54	25,49	13,09	13,74	6,73	82,28	53,53
11-09	4,01	6,14	7,61	39,72	19,02	3,10	4,80	8,47	35,08	19,08	7,11	10,94	16,08	74,80	38,10
25-09	5,74	12,42	9,75	9,88	25,51	6,60	12,73	10,54	11,44	22,28	12,34	25,15	20,29	21,32	47,79
22-10	3,47	4,01	4,54	3,27	26,17	1,77	3,28	3,41	4,17	11,32	5,24	7,29	7,95	7,44	37,49
16-12	0,13	0,27	0,40	0,67	2,00	1,09	1,13	1,10	3,44	2,39	1,22	1,40	1,50	4,11	4,39
18-01-88	0,27	0,67	0,80	0,67	2,75	1,60	1,95	1,82	1,38	3,67	1,87	2,62	2,62	2,05	6,42
03-03	0,80	4,77	4,41	4,67	24,70	0,98	2,38	2,32	3,75	9,80	1,78	7,15	6,73	8,42	34,50
14-04	3,07	4,14	4,41	23,24	13,75	1,04	1,56	1,48	1,56	5,70	4,11	5,70	5,89	24,80	19,45
25-04	9,61	14,42	11,75	63,41	21,63	4,60	6,24	9,85	28,69	6,23	14,21	20,66	21,60	92,10	27,86
11-05	10,81	19,22	12,42	22,96	21,89	13,69	13,69	12,12	20,80	19,06	24,50	32,91	24,54	43,76	40,95
08-06	4,94	7,48	6,01	21,66	58,07	5,17	4,30	4,37	13,05	10,42	10,11	11,78	10,38	34,71	68,49
05-07	10,38	16,82	15,42	80,93	30,17	7,47	11,42	12,35	36,82	17,52	17,85	28,24	27,77	117,75	47,69
01-08	26,70	28,44	17,62	66,48	73,43	20,61	21,77	15,39	53,57	45,32	47,31	50,21	33,01	120,05	118,75
17-08	17,36	28,84	14,42	48,06	43,25	13,87	24,08	23,73	44,67	35,85	31,23	52,92	38,15	92,73	79,10
13-09	8,28	15,49	7,34	6,81	20,83	11,54	25,18	23,52	53,68	109,98	19,82	40,67	30,86	60,49	130,81
moyenne	6,21	9,83	7,51	25,13	28,05	5,84	7,84	7,86	18,12	20,20	12,04	17,67	15,37	43,25	48,25
maxi	26,70	28,84	31,51	80,93	130,56	20,61	25,18	25,90	53,68	109,98	47,31	52,92	57,41	120,05	162,13
mini	0,13	0,27	0,40	0,67	2,00	0,98	0,00	0,00	0,28	0,61	1,22	1,40	1,50	2,05	4,39
ecartype	6,58	8,99	7,18	23,68	29,88	5,37	7,54	7,58	16,75	24,58	11,66	16,00	13,99	37,19	45,84

FIGURE 18

Evolution comparée des biomasses phytoplanctoniques mesurées simultanément au niveau de la confluence Seille/Moselle.



Evolution comparée des concentrations en chlorophylle totale au niveau de la confluence Seille et Moselle.



Les valeurs mesurées au cours de cette étude témoignent de l'importance du développement planctonique dans la Seille où les biomasses sont parmi les plus élevées que l'on ait mesuré en rivière. 30 % des valeurs sont supérieures à  $50 \text{ mg/m}^3$  de chlorophylle a, et 11 % à plus de  $100 \text{ mg/m}^3$ .

En revanche, la Moselle n'atteint pas des valeurs aussi élevées que de précédentes études auraient pu le laisser croire. Les fortes biomasses ne se rencontrent que dans la partie aval, au niveau de la station de Koenigsmacker, le zooplancton limitant ensuite son développement. L'arrêt de fonctionnement de la centrale thermique de La Maxe en période estivale a du même coup, stoppé l'apparition de fortes biomasses à Argancy.

Entre 1986 et 1988, seules 7 valeurs (sur 210) ont dépassé le seuil des  $50 \text{ mg/m}^3$  de chlorophylle a, et elles n'ont été mesurées que dans la section la plus aval de la Moselle, au niveau des stations de Koenigsmacker et Apach.

#### 5.2.3.4. Comparaison des résultats obtenus par deux méthodes d'estimation de la biomasse : le comptage cellulaire et le dosage de la chlorophylle.

La comparaison des résultats de mesure de la biomasse phytoplanctonique par le dosage de la chlorophylle et le comptage cellulaire ne permet pas d'obtenir de relation entre ces deux méthodes.

Les quotas cellulaires en chlorophylle a, calculés sur l'ensemble de nos données, fluctuent entre 0,04 et 33,96 mg de chlorophylle a pour  $10^6$  cellules. Cependant, 86 % des valeurs sont inférieures à  $5 \text{ mg}/10^6$  cellules, ce qui donne une idée plus précise du quota moyen des cellules.

Le comptage cellulaire est une méthode qui présente d'importantes sources d'erreur et qui est moins précise que le dosage de la chlorophylle (CANFIELD et al, 1985), et la technique de comptage sous microscope optique, utilisée par WILLE (1987) pour la Moselle et la Seille ne permet pas de distinguer les cellules mortes des vivantes ; de plus, les colonies dont les cellules ne sont pas toutes visibles sont comptées comme une unité.

Les matières en suspension, abondantes dans tous les échantillons de la Seille et de la Moselle, masquent une grande partie du nanoplancton ( $< 5 \mu\text{m}$ ) qui n'est pas comptabilisé.

Tous ces problèmes se cumulent et induisent des erreurs au niveau du dénombrement des cellules phytoplanctoniques et des estimations des quotas cellulaires en chlorophylle active.

Les concentrations intracellulaires en chlorophylle a citées par DAUTA (1982) pour 8 espèces en culture, sont de 0,114 à 1,120 mg de chlorophylle a pour  $10^6$  cellules.

Ces valeurs sont inférieures aux valeurs moyennes que nous avons obtenues sur les deux rivières étudiées, qui sont de 2,50 pour la Moselle et 2,37 pour la Seille.

Cette différence peut être attribuée à une adaptation des algues à leur milieu très turbide, qui augmentent leur concentration intracellulaire en chlorophylle et améliorent ainsi la capture de l'énergie lumineuse comme l'ont observé CULLEN et LEWIS (1988) sur une diatomée marine.

Il a été également démontré qu'une algue carencée en azote diminue sa concentration en chlorophylle (DAUTA, 1982 ; CANFIELD et al, 1985) en l'utilisant pour son métabolisme cellulaire (COLLOS et al, 1989).

En conclusion, on peut dire qu'il est très difficile d'obtenir une relation générale entre ces deux méthodes d'estimation de la biomasse, car en plus des erreurs commises lors des mesures, il faut ajouter les grandes possibilités d'adaptation des algues planctoniques à leur milieu de croissance et qui ont la possibilité de faire varier la concentration intracellulaire en chlorophylle. L'utilisation des biovolumes des différentes espèces algales aurait sans doute permis d'obtenir de meilleurs résultats, mais ceux-ci n'ont pas été mesurés au cours de ce travail.

Le dosage de la chlorophylle reste, malgré tout, plus précise que le comptage cellulaire, toujours difficile dans des milieux à fortes concentrations en matières en suspension.

# **LE PHYTOPLANCTON DE LA MOSELLE ET DE LA SEILLE**

## 6. LE PHYTOPLANCTON DE LA MOSELLE ET DE LA SEILLE .

Les espèces phytoplanctoniques des stations Wd, Ay et Se ont été déterminées au cours de la période estivale de 1987 par WILLE (D.E.S.E. , 1987) .

Au niveau des stations de la partie aval de la Moselle : Ko et Ap , c'est tout d'abord le Professeur DESCY qui a assuré ce travail jusqu'en septembre 1986, puis mademoiselle WILLE jusqu'en octobre 1988 .

### 6.1. Objectif de cette étude

Le but de ces analyses floristiques n'est pas une étude des paramètres induisant la succession des espèces, les données dont nous disposons ne sont d'ailleurs pas compatibles avec un tel objectif, les prélèvements étant trop espacés .

Nous essaierons plutôt de donner une vision actualisée du peuplement phytoplanctonique de ces deux rivières, en présentant les groupes dominants .

### 6.2. Populations phytoplanctoniques

#### 6.2.1. Moselle

250 espèces appartenant à 6 classes ont été identifiées dans la Moselle . Parmi celles-ci, les **Chlorophycées** et les **Diatomées** dominent largement cette flore, car elles représentent plus de 90 % du nombre total de cellules algales dans l'ensemble de nos prélèvements (figure 19).

Les **Chlorophycées** les plus abondantes appartiennent au genre *Scenedesmus*, courant dans les eaux tempérées, et dont plus de 30 taxons ont été identifiés dans la Moselle . D'autres taxons comme *Actinastrum*, *Pediastrum* apparaissent épisodiquement à de fortes densités .

Les **Diatomées** sont fortement représentées, en particulier les Centriques des genres *Cyclotella* et *Stephanodiscus* .

Ces algues de petite taille sont adaptées à la vie en rivières et se retrouvent dans la flore des grands fleuves comme le Danube ( ERTL et JURIS, 1967 ) .

La présence de *Skeletonema potamos (Weber) Hasle* est une particularité floristique de la Moselle ; la présence de cette **Diatomée** , rencontrée également dans le Danube et la Volga, est peut-être liée à la salinité importante de la rivière. Cette espèce est, avec *Coscinodiscus lacustris Grun*, responsable de la majorité des "blooms" planctoniques dans la Moselle alors que les **Chlorophycées** ne dominent que lors d'une seule campagne de prélèvement, en mai 1986 (figure 20).

Les densités algales rencontrées en Moselle atteignent de très fortes densités, le maximum mesuré est de 72 000 cellules par ml lors d'un "bloom" à **Diatomées centriques** en septembre 1987 .

Les autres classes, présentes dans la Moselle sont les **Cyanophycées**, les **Euglénophycées**, les **Dinophycées** et les **Cryptophycées**, mais aucune ne présente de développement significatif .



Figure 19: Evolution des densités relatives des principales espèces phytoplanctoniques dans la Moselle au niveau d'Apach

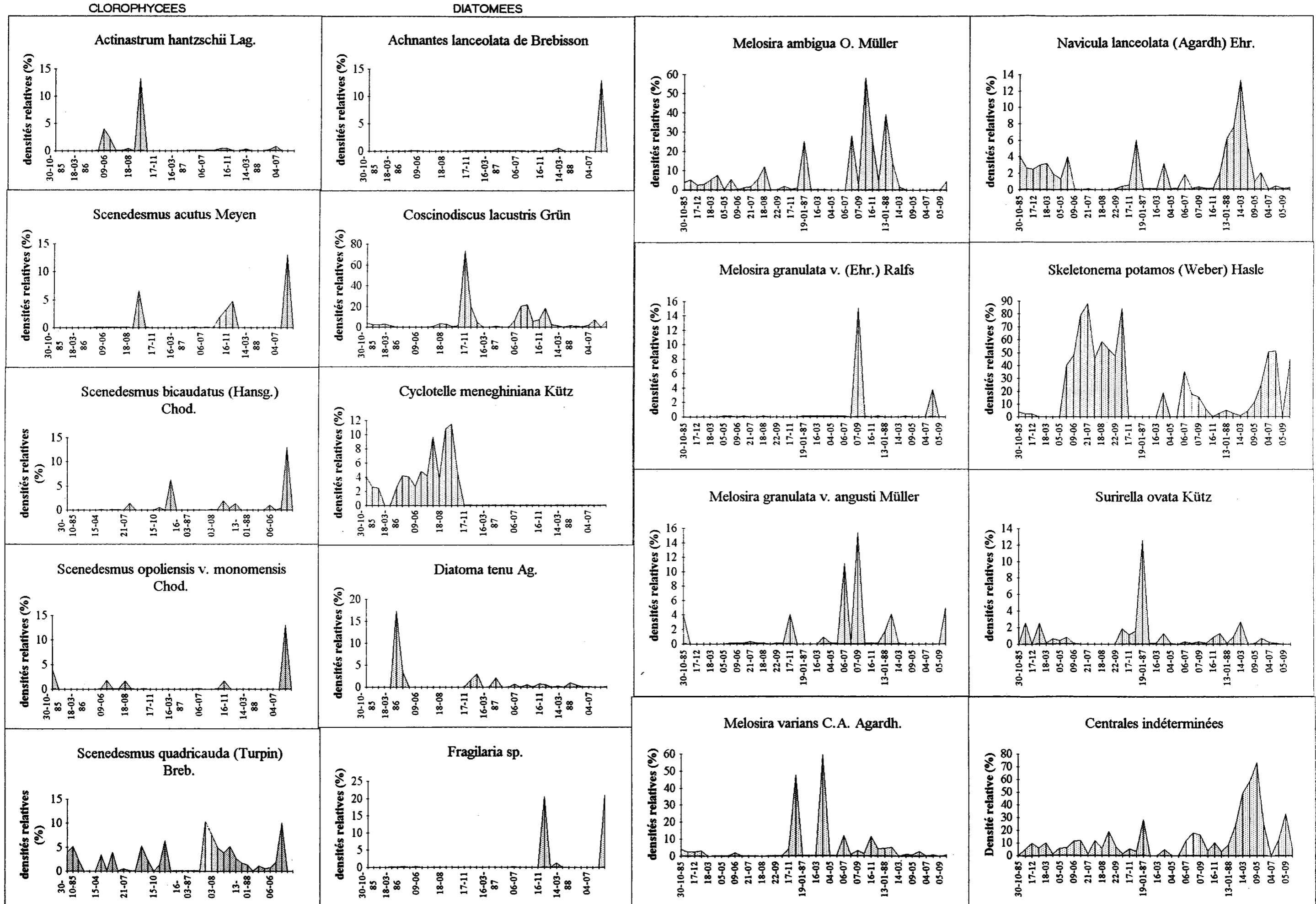
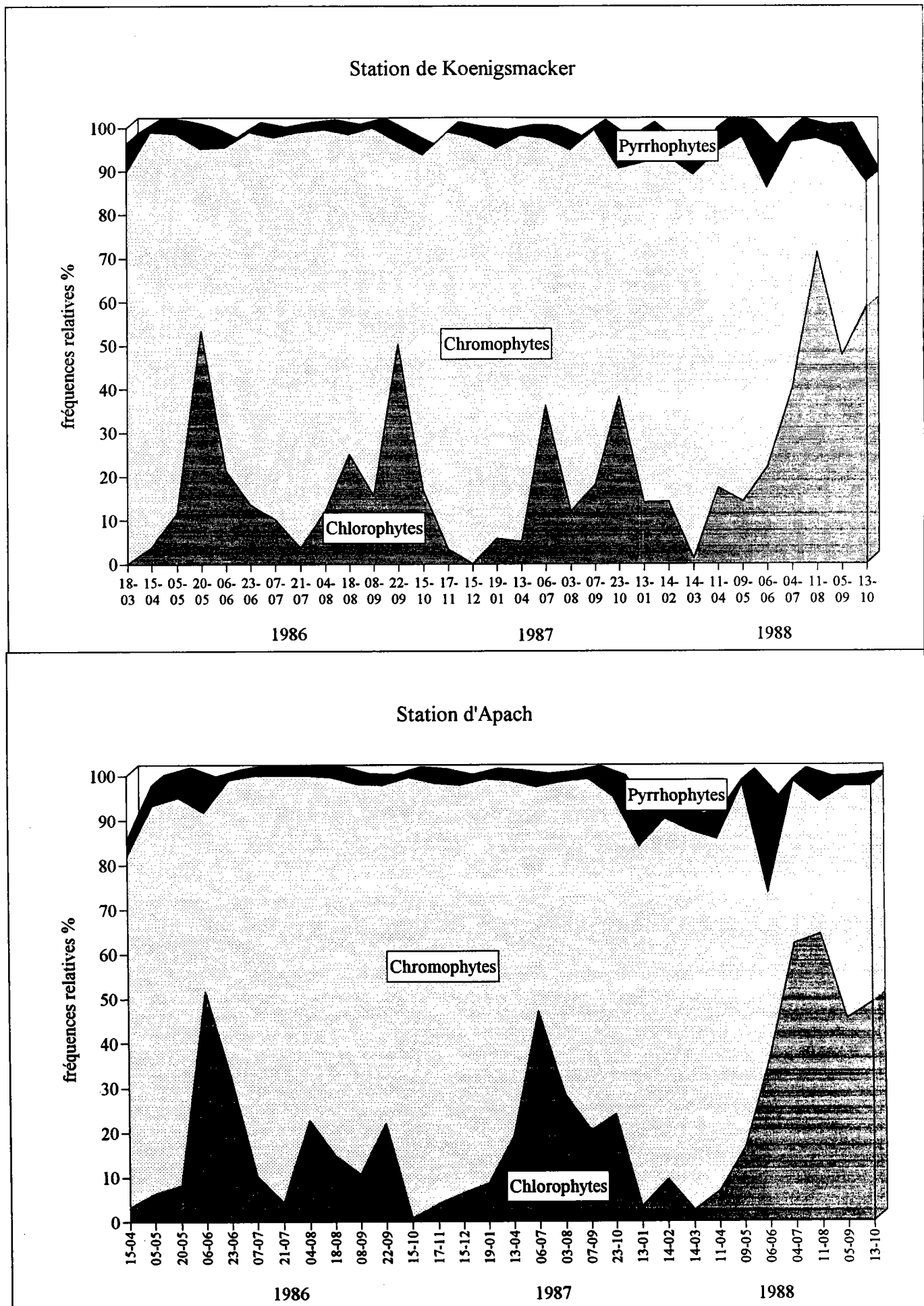


Figure 20: Evolution comparée des fréquences relatives des trois embranchements dominants du phytoplancton de la Moselle.



### 6.2.2. Seille

Comme pour la Moselle, les **Diatomées** dominent avec 119 espèces déterminées. Viennent ensuite par ordre d'importance de diversité, les **Chlorophycées** avec 59 espèces, puis les **Cyanophycées**, 11 espèces, les **Euglénophycées**, 10 espèces, et seules 7 espèces représentent les classes des **Dinophycées** et des **Cryptophycées**.

Parmi les **Chlorophycées** déterminées dans la Seille, seules les espèces appartenant aux genres *Chlamydomonas* et *Scenedesmus* atteignent un développement représentant au moins 10 % de la densité algale totale mais sans jamais être majoritaires .

Parmi les **Diatomées**, les genres *Cyclotella*, *Stephanodiscus* et *Thalassiora* donnent lieu régulièrement, à des "blooms" importants ; la densité maximale rencontrée en 1987 dans la Seille était de 50 000 cellules par ml lors d'un pic constitué à 98 % de **Diatomées centriques**. Les genres *Melosira* et *Navicula* peuvent présenter épisodiquement d'importants développements .

### 6.2.3. La confluence Seille / Moselle .

La flore des deux rivières est identique aussi bien du point de vue des classes que des espèces dominantes (WILLE, 1987). Les taxons qui constituent la flore de base est identique, à savoir les **Diatomées** appartenant aux genres *Cyclotella*, *Stephanodiscus*, *Melosira* et *Coscinodiscus*. Parmi les **Chlorophycées**, le genre *Scenedesmus* est de loin le plus abondant .

### 6.4. Conclusion

De nombreux auteurs se sont attachés à étudier le problème de la succession des espèces phytoplanctoniques, et les résultats de leurs travaux montrent la complexité des phénomènes compétitifs qui entrent en jeu. Les paramètres qui interviennent sont à la fois physico-chimiques et biologiques .

Les principaux facteurs abiotiques sont les substances nutritives, la température, la disponibilité en énergie lumineuse ( TILMAN et KIESLING, 1984; CODD et BELL, 1985; TILMAN et al, 1986; FOY et FITZSIMONS, 1987; LANGDON, 1988; SUTTLE et HARRISSON, 1988 ) .

L'expérience de déstratification artificielle d'un lac, dirigée par STEINBERG (1983), démontre l'importance de ces facteurs du milieu : la déstratification provoque un bouleversement de la flore planctonique, les **Cyanophycées** étant remplacées par les **Diatomées** et les **Chlorophycées** .

La profondeur de mélange des eaux est donc un des facteurs abiotique à prendre en considération, comme l'a confirmé EVANS (1988) .

Les paramètres biologiques interviennent également, mais ils sont plus difficiles à contrôler et à déterminer . On peut citer la consommation sélective des algues par le zooplancton ( HART, 1987 ; UEHLINGER et BLOESH, 1987 ) et le parasitisme par les champignons ou les bactéries ( VAN DONCK et al, 1988 ) .

Les rivières Seille et Moselle sont fortement minéralisées et soumises à une pollution organique importante qui favorisent de ce fait les **Diatomées** de petite taille ( PIERRE, 1968 )

Ces algues présentent une stratégie de reproduction de type "r" caractérisée par une activité photosynthétique élevée et un faible stockage énergétique intracellulaire ( AMBLARD, 1988 ), donc adapté aux eaux courantes des rivières .

L'absence de fortes biomasses de **Cyanophycées**, pourtant compétitives pour les faibles intensités lumineuses ( CODD et BELL, 1985 ), comme dans les eaux turbides de ces deux rivières, s'explique par le brassage de l'ensemble de la colonne d'eau qui peut être considéré comme un facteur de contrôle de la croissance de ces algues ( STEINBERG, 1983 ; STEINBERG et HARTMANN, 1988 ; ZOHARY et ROBARTS, 1989 ). Cependant, si les débits deviennent suffisamment faibles, une stratification de la masse d'eau peut apparaître et permettre leur développement.

Ces conditions exceptionnelles ont été réunies au cours de l'été 1976 alors que le débit de la Moselle était tombé à 10 m<sup>3</sup>/s. On a pu observer une fleur d'eau monospécifique de *Microcystis aeruginosa* Kütz.

Aussi, les conclusions de cette étude du phytoplancton n'ont pas valeur de bilan définitif, toute modification du milieu ou des conditions climatiques pouvant entraîner des variations de dominance entre groupes floristiques .

## **MESURE DE LA PRODUCTION PRIMAIRE**

## 7. MESURE DE LA PRODUCTION PRIMAIRE

### 7.1. Introduction

La photosynthèse permet, grâce à l'énergie lumineuse, l'assimilation de carbone et la synthèse de molécules organiques. Dans le milieu aquatique, les algues ont plusieurs sources de carbone à leur disposition.

Les algues phytoplanctoniques assimilent en priorité les formes de carbone inorganique  $\text{CO}_2$  et  $\text{HCO}_3^-$ .

La diffusion du  $\text{CO}_2$  à travers la membrane cellulaire se fait de manière passive, alors que  $\text{HCO}_3^-$  passe la membrane par diffusion facilitée et activée (COLMAN, 1989 ; SMITH, 1988).

L'anhydrase carbonique, enzyme présente dans les algues en C3 comme les **Diatomées**, facilite la diffusion du carbone inorganique et participe à la catalyse de  $\text{HCO}_3^-$  en  $\text{CO}_2$ , (SMITH et BIDWEL, 1989).

Chez la plupart des espèces phytoplanctoniques, l'autotrophie est le mode de fonctionnement normal. Cependant, des travaux récents montrent que certaines **Diatomées**, **Cyanophycées**, **Euglénophycées** et **Dinoflagellés** sont capables d'hétérotrophie (BARNUM et GENDEL, 1987; FEUILLADE et al, 1988; PAERL, 1988).

On a pensé qu'il pouvait s'agir là d'un artefact rencontré en laboratoire, lorsque ces algues se trouvent dans des milieux carencés en carbone inorganique.

Cependant, FEUILLADE et al (1988) ont mis en évidence cette assimilation hétérotrophe en milieu naturel chez *Oscillatoria rubescens* (Cyanophycée) en absence de lumière ou en présence de très faibles intensités lumineuses, dans le lac de Nantua.

Les algues s'adaptent à leur milieu ou disparaissent. Ces adaptations utilisent parfois les capacités d'autres organismes vivants. TANG et BHAGOT, (1971) ont ainsi observé l'existence de symbioses algues vertes-bactéries en conditions aérobies et en présence de lumière. Les bactéries oxydent les composés organiques carbonés et produisent du dioxyde de carbone, assimilé par les algues, qui produisent elles-mêmes de l'oxygène nécessaire aux bactéries.

Pour les mesures de production primaire dans la Moselle et la Seille, nous avons vérifié qu'il n'existait pas de stratification de la biomasse. Le plancton est brassé dans la masse d'eau et le carbone inorganique se trouve toujours en quantité importante, aussi nous estimerons que l'assimilation hétérotrophe du phytoplancton est négligeable; et que la mesure de production primaire au carbone 14 est représentative de la quantité de carbone assimilé par la biomasse algale.

### 7.2. Mesures et méthodes

La production primaire phytoplanctonique peut être mesurée par différentes méthodes présentées dans l'ouvrage de synthèse de VOLLENWEIDER (1974).

Pour nos mesures dans la Moselle et la Seille, nous avons tout d'abord utilisé la méthode de l'oxygène, puis celle du carbone 14.

### 7.2.1. Campagnes de mesure

Station	Méthode de l'oxygène	Méthode du carbone 14
Wadrineau	du 06/86 au 07/87	du 07/87 au 09/88
Argancy	du 06/86 au 08/87	du 07/87 au 09/88
Koenigsmacker	du 10/85 au 10/88	
Apach	du 10/85 au 10/88	
Seille	du 06/86 au 09/87	du 07/87 au 09/88

### Nombre de mesures de production

Station	Méthode de l'oxygène	Méthode du Carbone 14	mesures simultanés
Wadrineau	11	16	0
Argancy	13	17	2
Koenigsmacker	52	0	0
Apach	52	0	0
Seille	14	20	4
<b>Total</b>	<b>142</b>	<b>53</b>	<b>6</b>

### 7.2.2. Protocole de mesure

La mesure de production primaire a été effectuée, dans un premier temps, par la méthode classique de l'oxygène, suivant le protocole déjà décrit dans un précédent travail, (GIGLEUX, DEA, 1985) et rapidement présenté ci-après:

On prélève environ 10 litres d'eau de la rivière dans un grand bidon et on remplit, en évitant tout bullage d'air, 10 flacons clairs et 3 flacons sombres ayant chacun un volume de 250 ml. Au cours de cette manipulation, on prélève 3 échantillons qui serviront à déterminer la concentration initiale en oxygène. Les échantillons, placés à différentes profondeurs sur un incubateur, sont immergés environ 4 heures dans la rivière. Ce laps de temps écoulé, l'incubateur est retiré de l'eau et l'oxygène de chaque flacon est fixé par l'injection de 2 ml de  $MnCl_2$  et 2 ml de KCl.

Soit: C1 la concentration initiale en oxygène des flacons  
 C2 la concentration en oxygène des flacons sombres après incubation  
 C3 la concentration en oxygène des flacons clairs après incubation

Nous obtenons alors: C1-C2 = respiration à l'obscurité  
 C3-C2 = photosynthèse brute

A partir du mois de juillet 1987, nous avons utilisé la méthode du carbone 14, mise au point par STEEMANN-NIELSEN (1952) .

Le protocole utilisé dans cette étude est une synthèse des techniques de mesure employées par les équipes de DAUTA (Toulouse), de DESCY (NAMUR) et de GARNIER (PARIS) .

### 7.2.2.1. Méthode du $^{14}\text{C}$

#### 7.2.2.1.1. Principe

On introduit une quantité connue de carbone 14 dans un échantillon d'eau contenant du phytoplancton. Après 3 à 4 heures d'incubation, l'échantillon est fixé et filtré. On mesure alors la radioactivité des algues retenues sur le filtre.

Connaissant la quantité de carbone minéral du milieu (mesure du TAC: titre alcalimétrique complet) et la proportion du carbone 14 assimilé, on peut calculer la quantité totale de carbone fixé par la photosynthèse.

#### 7.2.2.1.2. Protocole de mesure.

Nous avons prélevé pour les incubations 1,5 litres d'eau à 0,20 mètres sous la surface dans un bidon en verre d'une contenance de 2 litres. Une fois le prélèvement effectué, le bidon est placé à l'abri des fortes intensités lumineuses .

Le carbone 14 , sous forme de  $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$  , contenu dans des ampoules en verre étalonnées, dont chacune a une activité totale de 4  $\mu\text{ci/ml}$  ( activité spécifique de 0,1 mci/mmele ), est injecté dans l'échantillon à l'aide d'une seringue, on compte 12 à 16  $\mu\text{ci}$  par incubation. Le bidon est ensuite homogénéisé.

On prélève immédiatement 3 fois 1 ml de solution marquée, qui sont introduits chacun dans des fioles à scintillation et fixés au formol.

Puis on remplit 10 flacons clairs et 2 flacons sombres dont un contenant de la Dichlorométhylurée (DCMU)  $10^{-5}$  mole/l ( LEGENDRE et al., 1983 ). Ces flacons ont tous un volume de 100 ml.

Les flacons sont fixés, en position horizontale et à différentes profondeurs sur un incubateur, qui est immergé dans le cours d'eau durant 3 à 4 heures de part et d'autre du midi solaire.

A la fin du temps d'incubation, la photosynthèse est stoppée par l'addition de formol ( 3 % ) .

De retour au laboratoire, on prélève 50 ml de chaque bouteille que l'on filtre sur membrane Sartorius en acétate de cellulose de 0,45  $\mu\text{m}$  de porosité.

Les filtres sont rincés à l'eau distillée, déshydratés, et placés dans des fioles à scintillation liquide . On ajoute également un filtre dans les trois témoins prélevés au départ. L'ensemble des fioles est stocké au congélateur jusqu'au moment du comptage.

La veille du comptage, les fioles sont remises à température ambiante, puis on y ajoute 1 ml d'acétone, ce qui permet une solubilisation partielle du filtre, et une diminution du quenching.



On introduit ensuite 10 ml de liquide scintillant Instagel Packard.

Chaque flacon passe 2 fois 5 minutes dans un compteur à scintillation liquide; les résultats présentés seront une moyenne des 2 comptages. Cette technique de mesure de la radioactivité est expliquée en détail par GARNIER (1982).

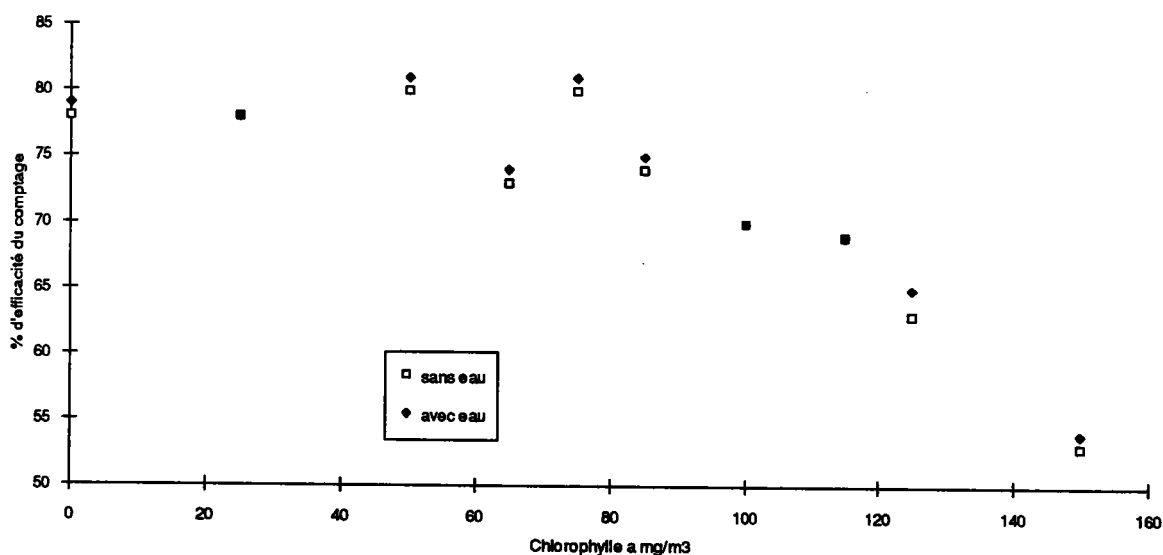
#### 7.2.2.1.3. Mesure du "quenching" .

Le taux d'affaiblissement du signal lumineux, ou quenching, dû aux matières en suspension (dont le filtre) et à la coloration de l'échantillon, a été mesuré à l'aide de glucose radioactif étalon, soluble en milieu aqueux, dont l'activité spécifique est de 122 740 dpm/ml .

La courbe de quenching a été établie par filtration de quantités croissantes d'eau de rivière, afin d'obtenir une gamme de concentration de biomasse comprise entre 0 et 150 mg Cla/m<sup>3</sup> .

Dans chaque fiole contenant un filtre et le phytoplancton, nous avons introduit 1 ml de solution de glucose, 1 ml d'acétone et compté la radioactivité pendant 2 fois 5 minutes. La différence entre le résultat du comptage et la radioactivité initiale nous donne le taux de quenching. La correction automatique des valeurs de comptage est assurée par le programme informatique du compteur à scintillation liquide dans lequel on a stocké les données de la courbe du quenching .

La mesure de la production primaire conduit à obtenir deux types d'échantillons. D'une part, les témoins constitués de 1ml d'eau et de radioéléments, d'autre part les filtres déshydratés dont le taux de mouillage est différent. Nous avons vérifié l'efficacité de comptage sur ces deux types d'échantillons. Le résultat est présenté sur la figure ci-dessous. Aucun écart significatif n'a été décelé entre les 2 courbes de correction du quenching .



**Remerciement:** Je tiens à remercier l'ENSAIA de Nancy et en particulier Monsieur SCHIAVON pour m'avoir permis d'utiliser le compteur à scintillation liquide, m'avoir aidé dans la mise au point des solutions d'étalonnage et vérifié la qualité des mesures obtenues.

#### 7.2.2.1.4. Calcul de l'assimilation de carbone

Les résultats obtenus par comptage sont exprimés en désintégrations par minutes ( dpm ).

La quantité de carbone assimilé est calculée par l'équation :

$$C = (A - B)/(A_i * V) * {}^{12}\text{C} * 1,06 * 1/t$$

C : quantité de carbone assimilé en mgC/l/h

A : activité du filtre de l'échantillon considéré

B : activité moyenne des filtres des flacons sombres

A<sub>i</sub> : activité initiale moyenne des témoins

V : volume d'échantillon filtré ( en ml )

V = 49 ml , car il y a 1 ml de formol ajouté dans les 50 ml pris en compte

1,06 : facteur de correction isotopique ( <sup>14</sup>C / <sup>12</sup>C )

t : temps d'incubation en heures

<sup>12</sup>C: quantité de carbone inorganique du milieu en mgC/l

Pour estimer cette valeur, il est nécessaire de mesurer les paramètres suivants : pH, température, et TAC . A partir de ces trois paramètres, on estime, d'après la table de SAUNDERS et al (1962), la quantité totale de carbone inorganique dans l'eau qui est exprimée en mg<sup>12</sup>C/l .

#### 7.2.3. Estimation du paramètre I<sub>k</sub>.

I<sub>k</sub> est défini comme l'intensité lumineuse au seuil de saturation de la photosynthèse. Cette valeur correspond au rendement optimal de production primaire par unité d'énergie .

Elle est représentée, graphiquement par l'intersection de la pente à l'origine de la relation P/I, avec le plateau P<sub>opt</sub>. La résolution peut être graphique ou mathématique.

Une estimation mathématique de la valeur de I<sub>k</sub> peut être obtenue en calculant l'ajustement sur la partie linéaire de la relation P/I en utilisant les équations suivantes:

$$p' = p * (1 - p^2)^{-1/2}$$

avec

$$p = P_z / P_{\text{max}}$$

Les intensités lumineuses aux différentes profondeurs sont calculées en utilisant l'équation qui décrit la pénétration de la lumière dans l'eau:

$$I_z = I_0 * e^{-K_e * Z}$$

I<sub>k</sub> représente l'intensité lumineuse pour laquelle p'= 1

Pz : production brute horaire à la profondeur z  
 Pmax : production brute maximale horaire  
 Ik : P.A.R. en J/cm<sup>2</sup>/h

Pour le calcul des valeurs de Ik, nous utiliserons cette méthode mathématique, en prenant nos profils de mesure de terrain, comme base de calcul .

#### 7.2.4. Calcul de la production primaire journalière .

Les mesures de la production primaire phytoplanctonique, sur une période limitée dans le temps, peut être extrapolée à une production journalière, voire annuelle .

Pour estimer la production journalière à partir des résultats d'une incubation ponctuelle, il est possible de découper la période diurne en tranches horaires de 4 heures et de mesurer pour chaque intervalle de temps, la production primaire . Il suffit ensuite de calculer la proportion de la production qui correspond à l'intervalle horaire choisi pour la mesure et d'extrapoler à la production journalière (( RHODE, 1958) in PELLETIER, 1983 ; GARNIER, 1982) .

L'utilisation d'équations mathématiques intégrant les nombreux paramètres de calcul est une méthode plus satisfaisante, qui est facilitée par l'outil informatique .

Cependant, les équations de calcul proposées sont nombreuses, et les résultats qu'elles fournissent ne sont pas toujours ceux espérés. La formulation elle-même, quelquefois obtenue à partir de données d'un milieu précis, n'est pas toujours adaptée aux autres écosystèmes .

Nous allons tester 2 équations de calcul qui ont été choisies en fonction des travaux déjà réalisés sur les rivières .

\*Solution de l'équation de VOLLENWEIDER, utilisée par DESCY et al, (1987) sur la rivière Meuse, qui prend en compte la photoinhibition .

$$\int_1^c 2*(K_{max}/K_e) * C_{la} * [\arctg(I_0(t)/2*I_k) - \arctg((I_0(t)*e^{-K_e*H}) / (2*I_k))] dt$$

Equation de SMITH, utilisée dans le code BIOMASSE, qui modélise le développement phytoplanctonique dans la rivière Moselle .

$$\int_1^c [(C_{la}*K_{max})/(K_e*H)] * \text{Log}[(I_0 + (I_k^2 + I_0^2)^{0,5}) / ((I_0 * e^{-K_e*H}) + (I_k^2 + I_0^2 * e^{-2*K_e*H})^{0,5})] dt$$

Intégration du lever (l) au coucher (c) du soleil.

La comparaison des résultats obtenus par ces deux équations permettra de choisir celle qui calculera, avec le maximum de précision, la production primaire phytoplanctonique dans les deux rivières étudiées .

Ce résultat de la production primaire journalière, exprimé en gC/m<sup>2</sup>/jour, sera utilisé pour calculer les variations journalières de biomasse en utilisant une relation carbone/chlorophylle DAUTA (1982) a suivi les fluctuations du rapport chlorophylle/carbone sur 8 espèces d'algues planctoniques. Ce rapport varie en fonction des conditions de cultures (éclairage, substances nutritives), de l'état physiologique des cellules et des espèces dans un intervalle de valeurs de 0,0187 à 0,0316. La valeur médiane égale à 0,025 est généralement utilisée.

Carbone/Chlorophylle= 40
--------------------------

Quand on parle de production primaire, il est nécessaire de préciser si l'on traite de la production nette ou brute. Pour cela, il faut savoir ce que l'on mesure par les incubations en bouteilles sombres et claires .

### 7.2.5. Mesures dans les bouteilles sombres .

#### 7.2.5.1. Incubations par la méthode du <sup>14</sup>C .

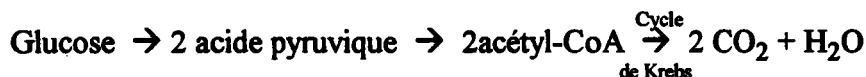
La mesure du C<sup>14</sup> à l'obscurité donne une valeur de la quantité de radioélément fixé sur (ou par) des particules de taille supérieure à 0,45 µm, en absence de lumière. En aucun cas, on ne peut mesurer la respiration planctonique par cette méthode. La fixation de carbone à l'obscurité provient, d'après LEGENDRE et al, (1983) de deux phénomènes: un actif et un passif .

Pour les différencier, nous avons utilisé la méthode préconisée par ces auteurs, en incubant simultanément un flacon sombre contenant un échantillon d'eau, et un flacon sombre auquel on a ajouté de la Dichlorométhylurée (DCMU) 10<sup>-5</sup> mole/l .

Le DCMU est un inhibiteur de la photosynthèse largement utilisé en physiologie végétale et en agronomie pour des expérimentations sur la croissance des plantes. Il agit en inhibant le transfert d'électrons du photosystème II au photosystème I (BERKALOFF et al., 1981) .

L'addition de DCMU ( 10<sup>-5</sup> mole/l ) permet de différencier 2 modes de fixation de carbone radioactif à l'obscurité :

- une fixation active liée à la réaction de Wood-Werkmann ( dans le cycle de Calvin ) et dépendante de la pré-synthèse des composés organiques:



- une fixation passive combinée à une adsorption

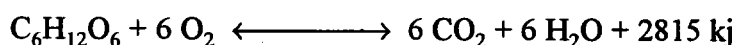
La moyenne des valeurs obtenues dans les deux bouteilles sombres doit alors être retirée des valeurs des flacons clairs car ne résulte pas de la photosynthèse algale au cours de la période d'incubation .

### 7.2.5.2. Incubations par la méthode de l'oxygène .

La mesure de la diminution de concentration en oxygène dissous dans des bouteilles sombres donne une valeur moyenne de la consommation d'oxygène en absence de lumière, pendant un laps de temps fixé .

Les valeurs que l'on obtient ne représentent qu'imparfaitement la respiration du phytoplancton dans la masse d'eau; on mesure la consommation globale d'oxygène par les algues, mais également par les autres micro-organismes tels que les bactéries, les champignons et le zooplancton.

La respiration consiste en une oxydation des sucres qui libère du dioxyde de carbone et de l'énergie :



Ce phénomène se poursuit de jour comme de nuit. ( CORNER, 1964)

La respiration est une perte de carbone importante pour les algues planctoniques, puisqu'elle peut représenter 100 % de la production maximale d'oxygène ( MAC INTIRE et al, 1964 ) .

Elle est généralement considérée comme constante sur 24 heures, la valeur journalière est extrapolée à partir des moyennes horaires mesurées dans les flacons sombres ( CAPBLANCQ et al, 1982; TILZER et BEESE, 1988 ) .

Equation de calcul de la respiration journalière, intégrée sur la hauteur d'eau et la durée du jour:

$$\int_{\text{surf}}^{\text{fond}} \int_0^{24} R_z d(z) d(t) = 24 * r * P_{\text{max}} * Z_m$$

avec :

$R_z = r * P_{\text{max}}$  ;  $P_{\text{max}}$  étant l'assimilation maximale de carbone exprimée en  $\text{mgC}/\text{m}^3/\text{h}$

24 : durée du jour de 24 heures

$Z_m$  : profondeur de mélange des eaux

$r$  étant un coefficient calculé à partir des mesures expérimentales

Les travaux de MARKAGER et SAND-JENSEN, (1989), tendraient à démontrer une décroissance, suivant un modèle exponentiel, de la respiration nocturne qui serait donc moins élevée que ce qui était estimé jusque là .

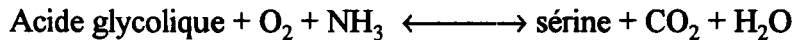
Ce résultat confirmerait la capacité que possèdent les algues de modifier leur métabolisme pour s'adapter au mieux aux conditions de vie même temporaires, de façon à perdre le moins d'énergie possible et à rester toujours compétitives vis-à-vis des autres espèces .

La photorespiration, qui représente également une perte de carbone pour l'algue, n'est pas prise en compte dans la mesure de respiration dans les flacons sombres et cependant, elle peut représenter 3 à 4 fois la respiration en flacons sombres (LE CREN et LOWE McCONNEL, 1980 ) .

Elle ne se rencontre que chez les algues en C3 auxquelles appartiennent les **Chlorophycées** (SPALDING, 1989) et les **Diatomées** (MORTAIN-BERTRAND, 1988).

Ce phénomène, qui provoque une consommation d'oxygène, ne se produit qu'à la lumière et quelques minutes après le placement à l'obscurité d'algues chlorophylliennes; il est lié à la biosynthèse et au métabolisme cellulaire (acide glycolique, RuBP,...) (GOLTERMANN, 1975 ; PELLETIER, 1983) :

Exemple de l'acide glycolique:



Dans notre étude, nous n'avons fait aucune mesure spécifique, concernant ce sujet, et il ne sera pas d'avantage développé dans la suite de ce travail. Le résultat de ce phénomène est intégré dans la mesure de la production primaire en bouteilles claires, et par voie de conséquence, l'estimation de la production primaire nette, qui intéresse en premier lieu le modélisateur, ne sera pas modifiée.

### 7.2.6. Mesures dans les bouteilles claires.

Les valeurs de production dans les bouteilles claires sont le résultat des gains et des pertes de carbone pour les cellules algales.

L'oxygène, produit par photosynthèse, est consommé par des organismes comme les bactéries, le phyto et zooplancton.

Le carbone assimilé par les cellules phytoplanctoniques est en partie perdu par les cellules par respiration, photo respiration, production extracellulaire et lyse cellulaire.

La production extracellulaire n'a pas été étudiée au cours de ce travail, et nous nous limiterons à une étude bibliographique.

#### 7.2.6.1. Méthode du $^{14}\text{C}$ .

Des auteurs comme CAPBLANCQ et DAUTA (1982); SONDERGAARD (1988), considèrent que la mesure par la méthode du  $^{14}\text{C}$  donne approximativement la production primaire brute. D'autres estiment que cette mesure donne une valeur intermédiaire entre la production primaire nette et la production primaire brute (VOLLENWEIDER, 1974 ; LE CREN et LOWE McCONNEL, 1980). MAC ALLISTER (1961), pense plutôt qu'elle fournit une valeur de la production nette.

Le carbone assimilé par photosynthèse peut être consommé par la respiration cellulaire. Cependant, ce carbone est repris par la cellule algale. STEEMANN-NIELSEN (1955), évalue le  $\text{CO}_2$  ainsi réutilisé à 60 % des pertes par respiration. De plus, ces auteurs ont montré que sur de courtes périodes d'incubation (inférieures à 4 heures), le  $^{14}\text{C}$  assimilé n'est pas consommé par la respiration.

En dehors de la respiration, il existe une autre excrétion possible de  $^{14}\text{C}$  qui correspond à la production extracellulaire, résultat du métabolisme normal de cellules saines (PELLETIER, 1983). Les composants excrétés sont en majorité à poids moléculaire faible, inférieur à 500 daltons: oligopeptides, acides aminés libres, acides organiques et polysaccharides (HANNA et HANDA, 1987; FALLOWFIELD et DAFT, 1988; HINO, 1988).

Ces composés sont utilisés par les bactéries qui libèrent ainsi du carbone inorganique utilisable par les algues photosynthétiques ( SUNDH, 1989; FALLOWFIELD et DAFT, 1988; PAERL, 1988 ).

D'après PELLETIER (1983), l'excrétion représenterait 1 à 50 % de la photosynthèse; pour HINO (1987) jusqu'à 70 %. CAPBLANCQ et DAUTA (1978) ont obtenu, sur le Lot, des valeurs fluctuant entre 4 et 40 %, avec une moyenne de 16,6 % du carbone assimilé.

HANNA et HANDA (1987) ont mesuré des taux d'excrétion variables en fonction des temps d'incubation :

1,4 à 2,2 % pour des incubations courtes de 2 à 3 heures  
0,5 à 7,8 % pour des incubations longues de 3 à 12 heures.

Ces taux d'excrétion seraient également variables suivant:

- le niveau trophique : 25 % en eau oligotrophe  
5 à 10 % en eau eutrophe, (SUNDH, 1989)
- l'état physiologique des cellules algales (HINO, 1988): dans le cas des cellules saines, l'excrétion n'excède pas 5 % du carbone assimilé ( HARRIS, 1978 )
- les espèces algales : il est supérieur chez les **Cyanophycées** par rapport aux **Diatomées** avec des valeurs de 0,03 à 0,39 mgC/μgCl.a/h ( FALLOWFIELD et DAFT, 1988 ).

Au vu de l'ensemble de ces éléments, les pertes de  $^{14}\text{C}$  au cours de la durée de l'incubation restent limitées, aussi, nous estimerons que la méthode de mesure donne approximativement la production primaire brute.

#### 7.2.6.2. Méthode de l'oxygène .

Les mesures par la méthode de l'oxygène fournissent les valeurs de la production primaire brute. La consommation d'oxygène mesurée dans les bouteilles sombres, et qui devrait permettre le calcul de la production primaire nette, n'est pas une mesure fiable de la respiration algale.

En effet, dans les mesures in-situ telles que celles pratiquées au cours de ce travail, il n'est pas possible de différencier la respiration des différents micro-organismes présents dans les échantillons. Cependant, elle nous donne une idée de la respiration globale, qui, même si elle n'est pas tout à fait fidèle, reste utile pour quantifier la consommation d'oxygène dans le milieu aquatique.

#### 7.2.6.3. Conclusion

**En résumer, nous estimerons que les mesures par la méthode du  $^{14}\text{C}$ , et par la méthode de l'oxygène permettent de mesurer la production primaire brute.**

### 7.3. Résultats des mesures de production primaire.

#### 7.3.1. Remarques préliminaires.

##### 7.3.1.1. Remarque concernant la mesure au $^{14}\text{C}$

Le protocole que nous avons adopté prévoyait trois témoins de 1 ml pour chaque incubation au  $^{14}\text{C}$ . Ces trois échantillons étaient fixés par 1 ml de formol. Or il s'est avéré que lorsque nous avons passé ces témoins au compteur à scintillation liquide, les valeurs obtenues étaient extrêmement variables d'un échantillon à l'autre (variaient dans un rapport de un à cent), alors que la quantité de  $^{14}\text{C}$  utilisée, ainsi que les volumes des prélèvements étaient identiques d'une campagne à l'autre. Comme nous avons utilisé du  $^{14}\text{C}$  en ampoules étalonnées, le radioélément n'était pas en cause.

Nous nous sommes orientés alors vers la technique employée, et on s'est alors aperçu que l'addition de 1ml de formol dans les témoins entraînait une acidification de l'échantillon, le pH chutant d'environ quatre unités (on passe d'un pH de 8 à un pH de 4,2). Cette acidification entraîne alors un dégazage de carbone radioactif qui explique ces fluctuations importantes des valeurs des témoins. Ce n'est pas le cas des échantillons incubés dans la rivière dans lesquels l'addition de 3ml de formol, dans les 150 ml de l'échantillon entraîne une diminution du pH de 0,1 à 0,2 unité.

Aussi, pour le calcul des valeurs d'assimilation de carbone dans les différentes bouteilles mises à incuber, nous avons pris comme valeur de référence le rapport de l'activité introduite (donnée par le certificat d'étalonnage des ampoules de  $^{14}\text{C}$ ) sur le volume de l'échantillon prélevé pour le remplissage des bouteilles claires et sombres.

##### 7.3.1.2. Concernant les mesures à l'oxygène

La méthode de l'oxygène utilisée dans un premier temps pour les mesures de production primaire est beaucoup moins précise que la technique du  $^{14}\text{C}$ . Les résultats ne sont suffisamment précis que lorsque la production est élevée. Il paraît indispensable de vérifier la validité des résultats mesurés. Pour cela, nous avons réalisé une étude bibliographique des données de productivité par unité de biomasse.

Dans un ouvrage de synthèse sur le fonctionnement des écosystèmes aquatiques d'eau douce (LE CREN et LOWE McCONNEL, 1980), l'assimilation maximale théorique de carbone dans les régions tempérées, est estimée à 9,4 mgC/mgCl/h. Cependant, cette valeur paraît sous-estimer les capacités photosynthétiques du phytoplancton. Les publications de résultats de mesure de la production primaire réalisées dans de nombreux écosystèmes limniques indiquent une capacité photosynthétique supérieure. GARNIER (1982), a mesuré des productivités maximales de 19 mgC/mgCl/h dans le lac de Créteil, TILZER et BEESE (1988) ont obtenu des valeurs de 21 mgC/mgCl/h dans le lac de Constance. Des valeurs de 29,2 mgC/mgCl/h sont mesurées dans différents lacs meso-eutrophes (LAMOTTE et BOURLIERE, 1978), alors que dans le Lot, les valeurs maximales atteignent 35 mgC/mgCl/h (CAPBLANCQ et DAUTA, 1982).

Sur l'ensemble de nos mesures, 10 valeurs de productivité maximale sont supérieures à



35mgC/mgCl<sub>a</sub>/h (3 à Wadrineau, 1 à Argancy, 3 à Koenigsmacker et Apach). Toutes sont obtenues au cours d'incubations par la méthode de l'oxygène et en présence de biomasses inférieures ou égales à 1,20 µg/l de Chlorophylle a. Aussi, ces valeurs ne seront-elles pas prises en compte dans l'étude de la production primaire.

Pour être tout à fait exact, il serait nécessaire d'éliminer l'ensemble des données obtenues par cette méthode en présence des mêmes niveaux de biomasse. On éliminerait ainsi un grand nombre de données (17 supplémentaires) qui ne paraissent pas aberrantes, et en particulier, la quasi totalité des mesures hivernales.

### 7.3.2. Mesures en bouteilles sombres.

#### 7.3.2.1. Résultat des mesures au <sup>14</sup>C.

La fixation du carbone à l'obscurité a été mesurée sur trois stations: deux stations de la Moselle et une station de la Seille, entre 1987 et 1988. Les valeurs moyennes sont présentées dans le tableau ci-après.

Résultats exprimés en mgC/l/h

Stations	Sombre sans DCMU : adsorption et pré-synthèse	avec DCMU adsorption seule	sombres-DCMU pré-synthèse seule	moyenne sombres/ Pmax %	nombre de valeurs
Wadrineau	0,0018	0,0005	0,0013	4,06	16
Argancy	0,0027	0,0008	0,0019	3,21	17
Seille	0,0069	0,0012	0,0056	1,70	20

Pmax: production maximale horaire en mgC/l/h

La fixation de carbone à l'obscurité reste très faible au cours de l'ensemble de nos mesures. Elle représente en moyenne moins de 5% de la valeur de production maximale (Pmax) dans la Moselle, et moins de 2% dans la Seille.

Les pourcentages les plus élevés sont mesurés en période de faible production primaire, ils atteignent en Moselle, 15,2% du Pmax, mais dans la Seille où la production est plus élevée, ils restent à des valeurs représentant moins de 5% du Pmax.

L'utilisation du DCMU a permis, sur la totalité des incubations, de différencier les deux modes de fixation du <sup>14</sup>C dans les bouteilles sombres. La différence entre les bouteilles sombres avec et sans DCMU est importante, les premières représentant 40% des secondes dans la Moselle et 20% dans la Seille.

Si l'on reprend l'hypothèse de LEGENDRE et al (1983), la plus grande partie de cette fixation de carbone est donc liée à la pré-synthèse de composés organiques, et résulte de l'activité photosynthétique du phytoplancton au cours de la période qui précède l'incubation.

Ces résultats montrent l'importance toute relative de ce phénomène de fixation de carbone à l'obscurité. Les valeurs les plus élevées mesurées dans la Moselle sont de 0,0083 mgC/l/h dans les bouteilles sans DCMU et 0,0020 mgC/l/h dans les bouteilles contenant du DCMU. Dans la Seille, les valeurs maximales sont respectivement de 0,0223 mgC/l/h et 0,0042mgC/l/h.

Dans la suite de nos calculs de la production primaire, nous retirerons, aux mesures de production en bouteille claires, une valeur égale à la moyenne des deux flacons sombres suivant ainsi les conclusions de LEGENDRE et al, (1983).

### 7.3.2.2. Mesures de la consommation d'oxygène dans les bouteilles sombres.

La consommation d'oxygène a été mesurée au cours de chaque incubation par la méthode de l'oxygène. Les résultats obtenus sont très hétérogènes et ne paraissent pas obéir à une distribution saisonnière.

Ainsi, dans 30 % des incubations on ne mesure pas de diminution des concentrations en oxygène dans les bouteilles sombres, et cela quelles que soient les biomasses (0,5 à 50 mgCl/m<sup>3</sup>) et les températures de l'eau (4,1 à 24°C) au moment des expériences.

On a également mesuré de fortes baisses de concentrations en oxygène qui atteignent 0,17mgO<sub>2</sub>/l/h en présence de biomasses inférieures à 1 mgCl/m<sup>3</sup>. Ces variations sont trop importantes pour être attribuées à la seule respiration phytoplantonique.

En fait, la respiration des algues planctoniques ne représente que 25 à 50 % de la consommation totale mesurée dans les bouteilles sombres, le reste est dû aux réactions chimiques et à l'activité respiratoire des autres micro-organismes aquatiques (CAPBLANCO et al, 1982; MACHENCKO et al, in LE CREN et LOWE McCONNEL, 1980).

Tableau récapitulatif des données de consommation d'oxygène mesurées dans les bouteilles sombres, exprimées en mgO<sub>2</sub>/l/h

	Moyenne	Minimum	Maximum
Wadrineau	0,07	0,00	0,18
Argancy	0,05	0,00	0,16
Koenigsmacker	0,06	0,00	0,24
Apach	0,23	0,00	0,98
Seille	0,11	0,00	0,48

Ces résultats s'expriment plus généralement en fonction de la biomasse, ce qui permet de comparer les résultats obtenus dans des milieux différents.

Tableau présentant la diminution des concentrations en oxygène, rapportées à la biomasse phytoplanctonique dans les bouteilles sombres, et exprimés en  $\text{mgO}_2/\text{mgCl}/\text{h}$

	Moyenne	Minimum	Maximum
Wadrineau	44,42	0,00	212,5
Argancy	18,24	0,00	153,75
Koenigsmacker	25,09	0,00	313,33
Apach	13,2	0,00	119,2
Seille	2,59	0,00	5,86

On remarque immédiatement que ces valeurs sont trop élevées pour être réalistes. Seule la Seille présente des résultats plus conformes à la réalité. RYTHER et GUILLARD, (1962, in LE CREN et LOWE McCONNEL, 1980), suggèrent d'utiliser une valeur de respiration égale à  $1 \text{ mgO}_2/\text{mgCl}/\text{h}$  (correspondant à une perte de  $0,38 \text{ mgC}/\text{mgCl}/\text{h}$ ), qu'ils ont obtenu sur des cultures d'algues, dans lesquelles, théoriquement, les densités de micro-organismes autres que les algues phytoplanctoniques sont beaucoup moins denses qu'en milieu naturel. CAPBLANCQ et DAUTA(1982) ont mesuré, dans le Lot, des taux de respiration compris entre 1,5 et  $4,4 \text{ mgO}_2/\text{mgCl}/\text{h}$ , mais qui n'étaient pas corrélés à la biomasse phytoplanctonique.

Dans la Moselle, les fortes valeurs sont obtenues en présence de biomasses très faibles, la plupart d'entre elles étant inférieure à  $1,5 \text{ mgCl}/\text{m}^3$ . Aussi, l'imprécision des mesures par la méthode de l'oxygène peut-elle expliquer ces valeurs aberrantes (figure 21).

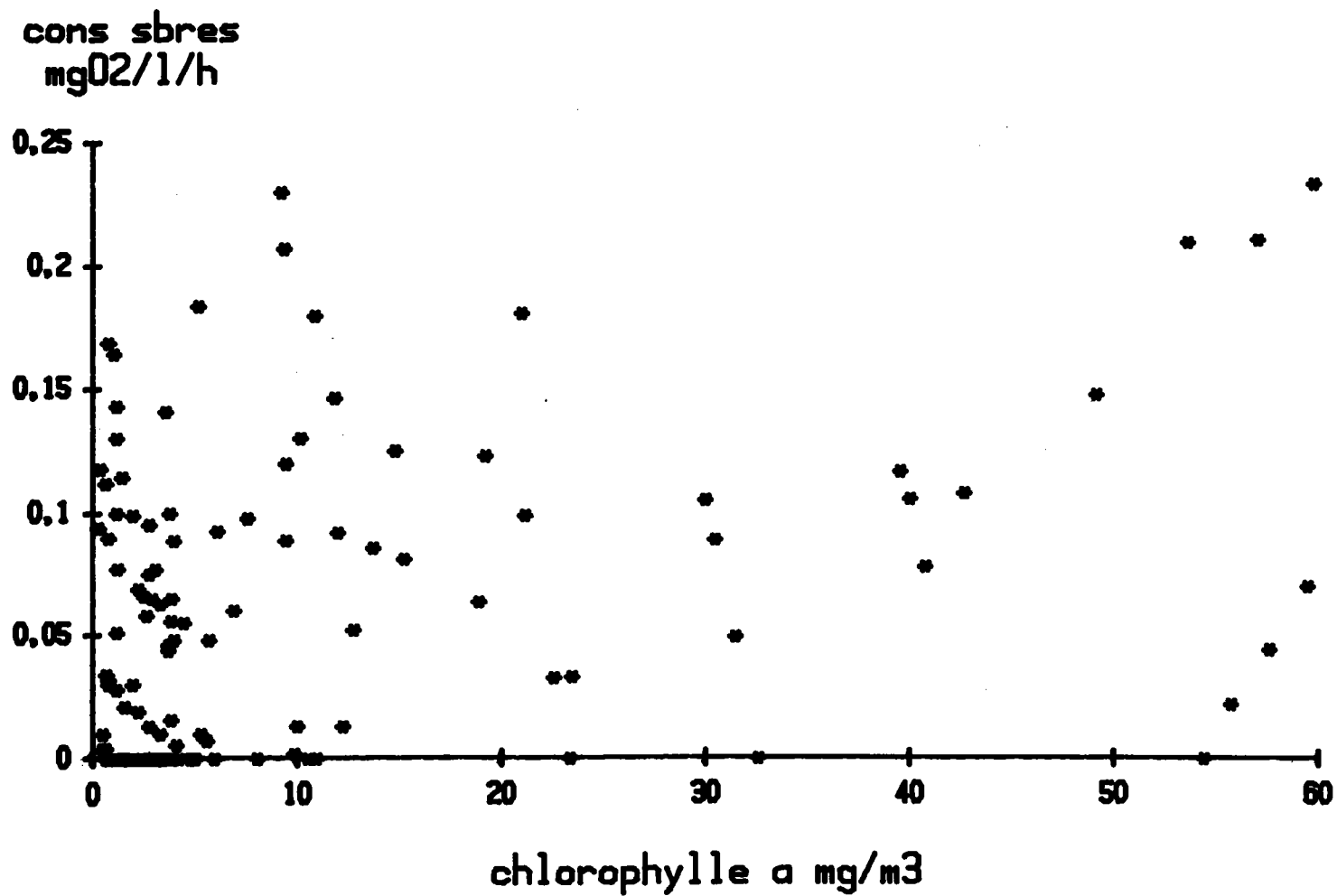
Les résultats sont très hétérogènes et peu réalistes. Il est vrai que la respiration des algues varie en fonction des conditions de vie (température, luminosité,...) et de l'état physiologique des cellules algales (CAPBLANCQ et al, 1982). Aussi, présenter la respiration en fonction de la biomasse paraît peu adapté. Plutôt que d'exprimer les résultats ainsi, de nombreux auteurs préfèrent l'exprimer comme une fraction de la production maximale horaire ( $P_{\text{max}}$ ).

Tableau récapitulatif des résultats du rapport entre la respiration et la production maximale horaire, exprimés en pourcentages  $[(\text{Resp}/P_{\text{max}})*100]$

%	Moyenne	minimum	maximum
Wadrineau	36,5	0,0	93,3
Argancy	17,4	0,0	78,5
Koenigsmacker	25,7	0,0	99,2
Apach	25,3	0,0	100
Seille	8,7	0,0	18,7

Les mesures, réalisées à une fréquence mensuelle, voire bimensuelle dans la Moselle, aux stations de Koenigsmacker et Apach, montrent que c'est entre octobre et février que l'on mesure les plus forts pourcentages, qui peuvent atteindre 100 % de la production brute alors que celle-ci se situe à de faibles niveaux de production.

Figure 21 Evolution comparee de la biomasse et de la consommation moyenne horaire d'oxygene dans la Moselle .



Dans la Seille, toutes les campagnes de mesures par la méthode de l'oxygène sont réalisées entre mars et octobre alors que les conditions climatiques commencent à être favorables au développement algal, aussi, le rapport de la consommation d'oxygène sur le Pmax est-il en moyenne plus faible qu'en Moselle où les mesures sont réalisées tout au long de l'année. Les mesures réalisées au cours de la même période, sur la Moselle, donnent une valeur moyenne de 23 % .

TILZER et BEESE, (1988) ont mesuré une respiration représentant 30 à 50 % de la production brute journalière dans la lac de Constance. GEIDER (1988), obtient des écarts plus importants, compris entre 20 et 80 % de l'assimilation de  $^{14}\text{C}$ , alors que LACK et BERRIE (1970), ont estimé la respiration à 48 % de la production brute annuelle de la Tamise .

Toutes ces mesures de respiration réalisées en milieux naturels, sont quelque peu surestimées par la densité des organismes autres que le phytoplancton. La respiration, mesurée sur des cultures d'algues est nettement plus faible, puisqu'elle représente 5 à 15 % de l'assimilation maximale, la valeur moyenne de 10 % étant généralement utilisée (in BINDLOSS, 1972; CAPBLANCQ et DAUTA, 1982).

Dans la Moselle, entre les mois de novembre et février, la consommation d'oxygène dans les bouteilles sombres représente en moyenne 46 % de la production brute maximale horaire, et 23 % en dehors de cet intervalle de temps.

L'analyse des données permet de constater que les variations de concentration en oxygène dans les bouteilles sombres ne sont pas corrélées à la biomasse phytoplanctoniques. Les autres micro-organismes présents dans l'eau sont donc responsables de la majeure partie de la consommation. Si l'on se réfère aux données bibliographiques déjà citées, 50 % de la respiration mesurée peut leur être imputée. D'où, pour la Moselle, des valeurs de respiration phytoplanctonique estimées en fonction des saisons, à 23 et 11 % de la production brute maximale horaire (moyenne annuelle de 13%).

Dans la Seille où seules les données de la période comprise entre mars et octobre sont disponibles, la consommation d'oxygène représente en moyenne 9 % du Pmax.

L'analyse des données fait apparaître une corrélation significative au seuil d'erreur de 1% entre la biomasse et la diminution des concentrations en oxygène dans les bouteilles sombres (figure 22).

Cette relation est la suivante:

$$R = 0,002 * \text{Cla} + 0,016 \quad R^2 = 0,615; n = 14$$

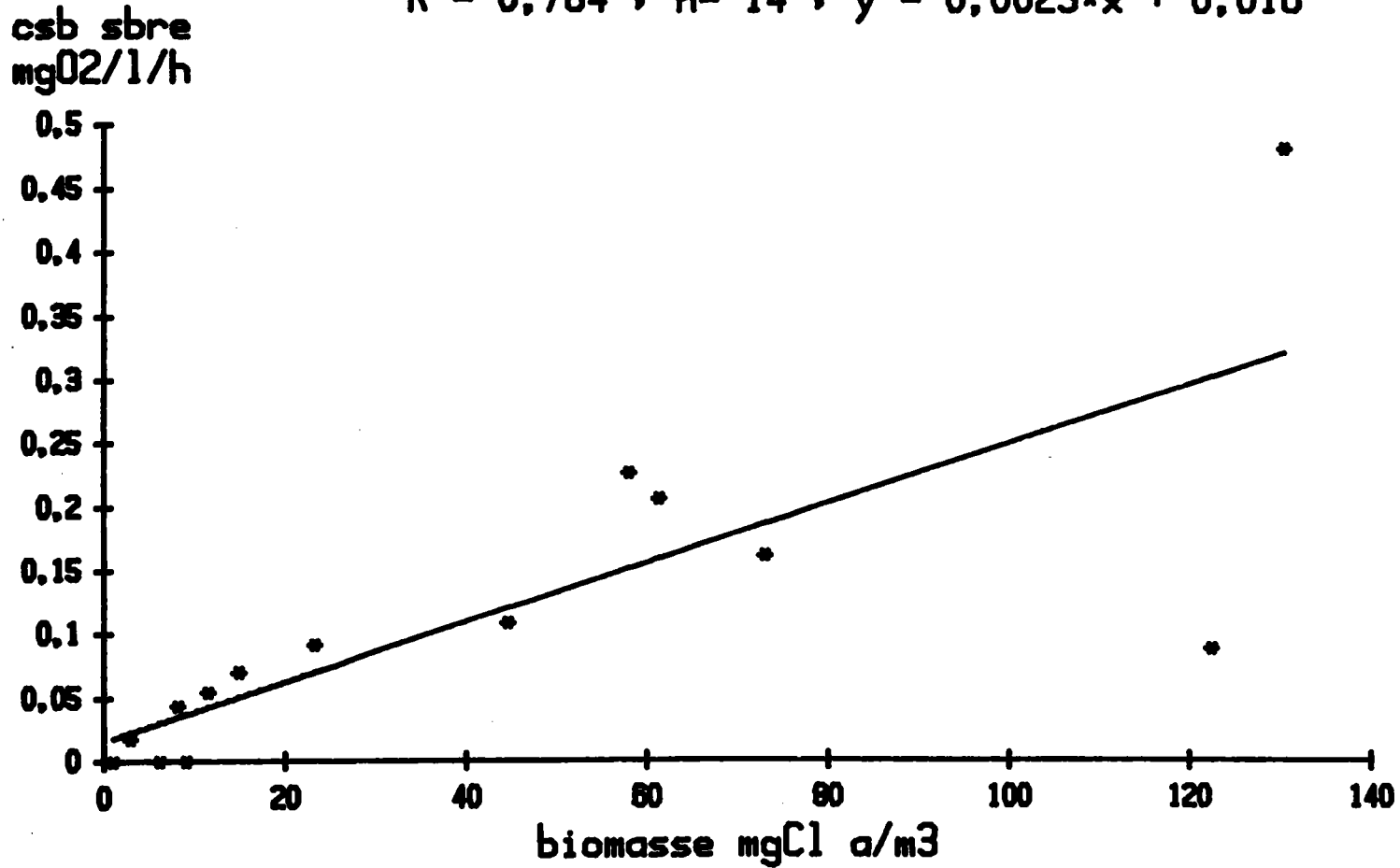
R: respiration en mgC/l/h

Cla: biomasse phytoplanctonique en mg de chlorophylle a par m<sup>3</sup>

L'existence de cette corrélation s'explique par les concentrations en chlorophylle extrêmement élevées mesurées dans la Seille au cours de cette période. Les biomasses étant importantes, la respiration phytoplanctonique sera proportionnellement plus forte que la respiration des autres micro-organismes et expliquera la majorité des variations de concentration en oxygène dissous dans les bouteilles sombres.

Figure 22 Evolution comparee de la consommation d'oxygene et de la biomasse dans la Seille

$$R = 0,784 ; n = 14 ; y = 0,0023 * x + 0,016$$



La synthèse des données bibliographiques, qui traitent spécifiquement de ce problème, ainsi que les mesures réalisées dans la Moselle et la Seille montrent qu'une estimation de la respiration phytoplanctonique égale à 10% de la production maximale horaire est représentative de la consommation algale en oxygène dans les deux rivières étudiées

### 7.3.3. Résultat des mesures en bouteilles claires .

Les incubations en bouteilles claires nous fournissent une image de la répartition verticale des taux de production, dans la couche d'eau .

Ces mesures présentent le double intérêt de :

-donner la valeur de la production maximale, nécessaire au calcul de la production journalière et à la modélisation mathématique de la croissance phytoplanctonique,

-mesurer les variations de la production en fonction de la profondeur et par conséquent de l'intensité lumineuse disponible pour la photosynthèse. Ce deuxième aspect est essentiel car il permet de calculer "l'intensité lumineuse au seuil de la saturation", appelée  $I_k$ , nécessaire à la résolution des équations de calcul .

Nous nous attacherons à développer ces différents aspects des profils de production, dans le but de comprendre les mécanismes de croissance algale et d'apporter des renseignements complémentaires à la modélisation. Mais auparavant, il est indispensable que nous homogénéisions nos mesures qui sont exprimées en oxygène ou en carbone, suivant la méthode employée.

#### 7.3.3.1. Incubations simultanées par les méthodes de l'oxygène et du $^{14}\text{C}$ .

La comparaison des résultats est réalisée sur 6 campagnes de mesures, dont 4 dans la Seille, et 2 dans la Moselle à Argancy. Les bouteilles claires et sombres utilisées pour chaque incubation par les deux méthodes sont placées exactement aux mêmes profondeurs et durant le même intervalle de temps dans la rivière .

Les résultats ainsi obtenus sont regroupés dans le tableau ci-après.:

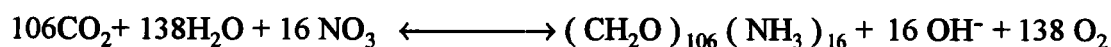
dates et stations	méthode $\text{O}_2$ ou $^{14}\text{C}$	Pmax brute $\text{O}_2$ ou $^{14}\text{C}$	rapport $\text{O}_2 / ^{14}\text{C}$	rapport molaire $\text{O}_2 / ^{14}\text{C}$	$\text{NO}_3$ mgN/l	$\text{NH}_4$ mgN/l
01-07-87 Argancy	$\text{O}_2$ $^{14}\text{C}$	0,120 0,016	7,50	2,81	1,24	0,13
24-07-87 Argancy	$\text{O}_2$ $^{14}\text{C}$	0,250 0,049	5,10	1,91	0,78	0,14
14-08-87 Seille	$\text{O}_2$ $^{14}\text{C}$	1,640 0,271	6,05	2,27	0,97	0,35
17-09-87	$\text{O}_2$ $^{14}\text{C}$	0,830 0,209	3,97	1,49	1,38	---
08-06-88 Seille	$\text{O}_2$ $^{14}\text{C}$	1,210 0,327	3,70	1,39	2,79	0,00
27-09-88	$\text{O}_2$ $^{14}\text{C}$	0,880 0,442	1,99	0,75	2,02	0,33
Moyenne			4,72	1,77		

Le principal résultat obtenu concerne le rapport entre l'oxygène émis et le carbone assimilé, qui est égal à 4,72 mgO<sub>2</sub>/mgC (rapport molaire de 1,77) .

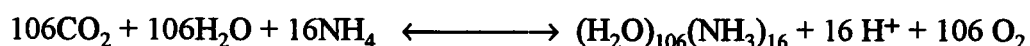
Les valeurs du rapport molaire (PQ) de l'oxygène produit et du carbone assimilé sont comprises généralement entre 1 et 1,5 ( BORDET, 1980; CAPBLANCO et DAUTA, 1982, DESCY et al, 1987 ). D'autres auteurs distinguent les rapports nets et bruts: FAHNENSTIEL et CARRICK, (1988) ont obtenu des rapports molaires nets compris entre 1,0 et 2,2 et bruts entre 2,0 et 2,4.

Le paramètre qui apparaît comme déterminant dans l'étude comparée de ces deux méthodes de mesure est la nature de la source azotée utilisée par le phytoplancton:

- utilisation des nitrates comme source d'azote



- utilisation de l'ammonium comme source azotée



Pour une même quantité de carbone assimilé, on aura 23 % d'oxygène rejeté en moins dans le cas de l'utilisation de l'ammonium comme source azotée ( DAVISON, 1987; GOLTERMAN, 1975 )

Les PQ théoriques obtenus sont alors :

$$\text{O}_2/\text{CO}_2 = 1,0 \quad \text{avec } \text{NH}_3$$

$$\text{O}_2/\text{CO}_2 = 1,3 \quad \text{avec } \text{NO}_3$$

LANGDON (1988) a obtenu, par expérimentation en laboratoire, des PQ respectifs de 1,3 +/- 0,2 et 1,5 +/- 0,2 .

Dans la Moselle et la Seille, l'élément azoté le plus fortement consommé est l'ammonium, qui peut disparaître en période d'important développement planctonique Le rapport molaire obtenu se situe dans la fourchette de valeurs trouvées dans la bibliographie dans le cas de l'utilisation des nitrates comme source azotée. De plus, la corrélation entre les deux méthodes de mesure est satisfaisante, et semble convenir aux valeurs mesurées sur les deux rivières.

Dans la suite de cette étude, les valeurs de production primaire seront exprimées en carbone. Les résultats des incubations par la méthode de l'oxygène, exprimés en O<sub>2</sub> seront transformés en carbone en utilisant la relation calculée sur nos mesures simultanées/

$$\text{O}_2/\text{C} = 4,72 \text{ mgO}_2/\text{mgC}$$



### 7.3.3.2. Profils verticaux de production .

On obtient deux grandes familles de profils de production primaires que l'on peut appeler profils type "hiver", sans photoinhibition de surface, et type "été", avec photoinhibition (figure 23).

La valeur maximale de production ( $P_{max}$ ), est mesurée entre 0,20 et 0,90 mètre, dans la Moselle, et entre 0,20 et 0,40 mètre dans la Seille . En période de faible intensité lumineuse, on la retrouve en surface .

Cette différence dans la distribution des valeurs entre les deux rivières, est à mettre en parallèle avec l'écart de transparence moyenne. Dans la Moselle, la profondeur moyenne de disparition du disque de Secchi est de 0,74 mètre, et elle se réduit à 0,34 mètre dans la Seille, entraînant une atténuation plus rapide de l'intensité lumineuse dans ce milieu .

La majorité des profils de production présente, sur l'ensemble des stations, une inhibition de surface affectant la couche d'eau 0-0,20 mètre . La différence de production entre le flacon de surface et le  $P_{max}$ , est de 5 à 50 % (moyenne de 24 %) .

Ce phénomène est attribué d'une part aux fortes intensités lumineuses qui provoquent une photo-oxydation des pigments chlorophylliens (LE CREN et LOWE McCONNEL,, 1980 ), et d'autre part aux U.V. A ( et B dans une moindre mesure ) ( BÜHLMANN et al , 1987 ); les molécules sensibles seraient des quinones ( KIRK, 1986 ).

Lors de nos incubations, les échantillons sont placés dans des bouteilles en verre. Par conséquent, on ne peut incriminer les U.V. qui sont arrêtés à 98 % par les parois des flacons. Par conséquent, la photoinhibition est, dans notre cas, le résultat d'une exposition prolongée des algues à de fortes intensités lumineuses. .

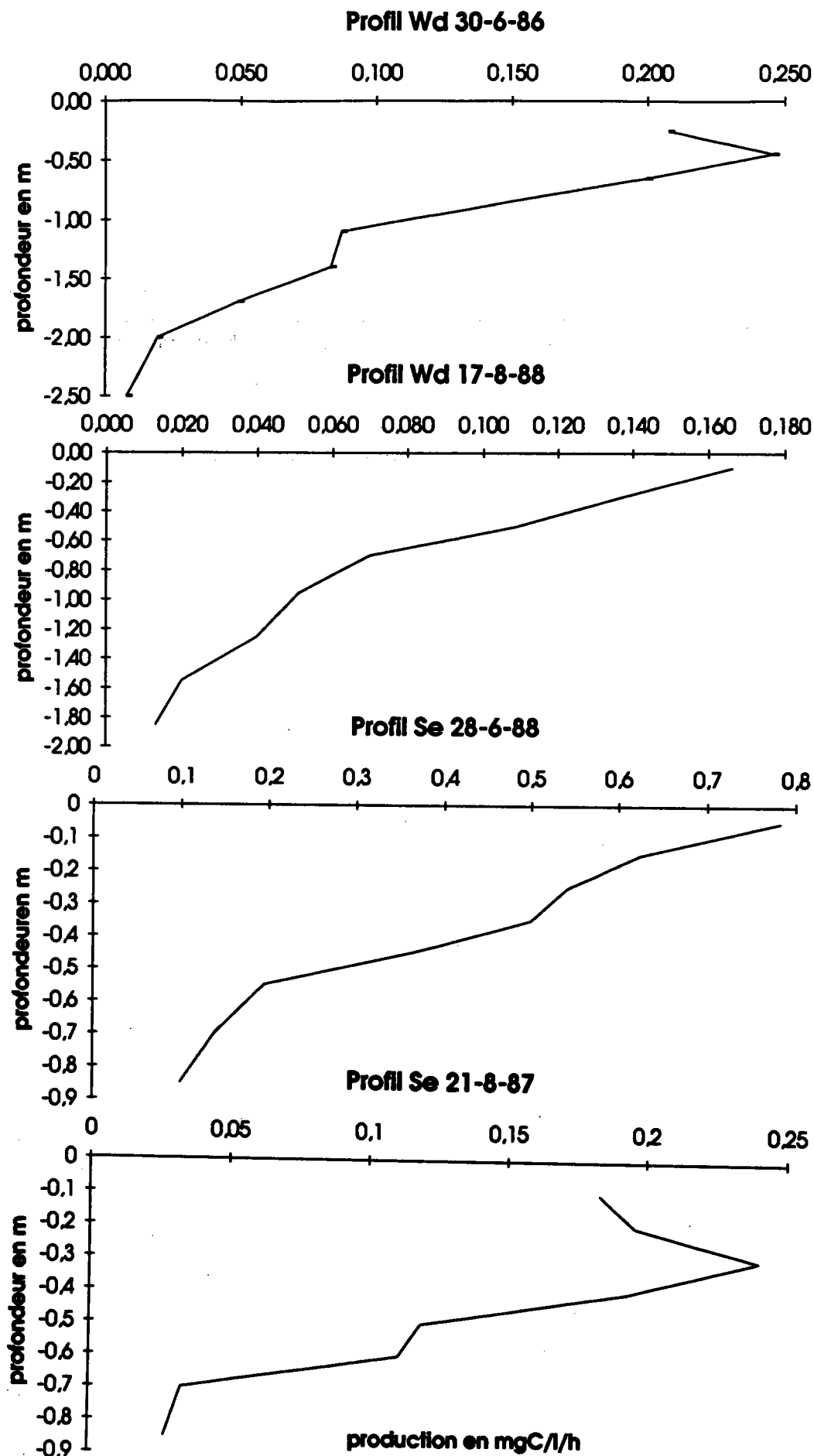
De nombreux auteurs estiment que ces résultats ne sont que des artefacts de mesure provoqués par le maintien artificiel du plancton à de fortes intensités lumineuses (CAPBLANCO et DAUTA , 1978; PUTT et al, 1987 ). Il est vrai que la plupart des espèces phytoplanctoniques ont su développer des moyens de locomotion qui leur permettent une migration verticale plus ou moins importante dans la masse d'eau. On peut citer le développement de cils vibratiles, de flagelles, de vacuoles gazeuses ou lipidiques (LE CREN et LOWE McCONNEL, 1980). Dans les rivières, le courant et les mouvements de convection entraînent le plancton dans des migrations permanentes à l'intérieur de la masse d'eau où l'alternance de phases claires et de phases sombres stimule la production primaire.

A la photoinhibition provoquée par de fortes intensités lumineuses, on doit ajouter l'effet simultané de la photorespiration qui n'est pas prise en compte dans les flacons sombres, et qui entraîne une sous-estimation de la production brute de surface en augmentant la consommation d'oxygène et la perte de carbone chez les algues exposées aux fortes intensités lumineuses de surface

D'autre part, les profils mettent en évidence une diminution très rapide de la production, provoquée par la forte turbidité des eaux .

Dans la Moselle, la production brute mesurée à 2 mètres de profondeur ne représente plus, en moyenne, que 11,5 % du  $P_{max}$ , ce qui veut dire, si l'on prend un taux de respiration moyen de 10 % de  $P_{max}$ , que la production nette est quasiment nulle au dessous de cette profondeur (profondeur des stations Moselle: 4 à 5,5 mètres).

Figure 23: quatre exemples de profils de production obtenus sur la Moselle et la Seille



Par contre, dans la Seille, la production de fond, à 0,9 mètre, représente encore en moyenne, l'équivalent de 33 % du Pmax. La production primaire nette sera positive sur l'ensemble de la colonne d'eau.

Cette différence des deux milieux est essentielle pour comprendre les écarts de biomasse observés entre ces deux rivières, et qui devrait se traduire de manière encore plus importante au niveau du bilan de la production primaire journalière.

### 7.3.3.3. Productions brutes maximales horaires .

**Remarque:** tous les résultats seront exprimés en carbone, même pour les stations de Koenigsmacker et Apach où seule la méthode de l'oxygène a été utilisée.

Les productions maximales présentent une grande variabilité dans les valeurs mesurées. Cette variabilité s'exprime tant au niveau des stations qu'au cours des saisons.

#### 7.3.3.3.1. Variations inter-stations .

Les incubations sur les stations de Wadrineau, d'Argancy et de la Seille à Metz ont été réalisées en majorité, le même jour sur une plage horaire située à plus ou moins trois heures de part et d'autre du midi solaire, ce qui doit permettre de comparer les niveaux de production de ces trois stations. Il en est de même pour les deux stations aval de la Moselle que sont Koenigsmacker et Apach.

#### Valeurs de production maximale mesurées dans la Moselle et la Seille

en mgC/l/h	Wadrineau	Argancy	Koenigsmacker	Apach	Seille
moyenne	0,050	0,080	0,087	0,070	0,260
minimum	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000
maximum	0,250	0,350	0,426	0,339	0,780
écart type	0,060	0,080	0,098	0,085	0,230

Les valeurs maximales mesurées dans la Moselle sont de 0,426 mgC/l/h et dans la Seille, ces taux atteignent 0,780 mgC/l/h. Cela représente un écart de plus de 80% entre les deux cours d'eau.

Ces données sont relativement élevées si on les compare aux valeurs citées dans la littérature, et ressortent encore plus si on les replace dans le tableau de synthèse des mesures réalisées aux mêmes latitudes (entre 40 et 55 ° de latitude Nord) par LE CREN et LOWE McCONNEL (1980).

Extrait du tableau de synthèse de LE CREN et LOWE McCONNEL (1980).

	statut trophique	Pmax en mgO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> /h	Pmax en mgC/l/h*
Neagh Ireland	eutrophe	1980	0,419
Humboldt, Canada	eutrophe	1300	0,275
Abbot's Pond	eutrophe	930	0,197
River Thames	eutrophe	1000	0,212
River Kennet	eutrophe	100	0,021
Pasqua, Canada	eutrophe	1420	0,301
Jezarko Pond	eutrophe	1600	0,339
Wingra, USA	eutrophe	820	0,174

\*: calculé par la relation  $O_2/C = 4,72 \text{ mgO}_2/\text{mgC}$

Dans la Moselle, les valeurs de Pmax augmentent de l'amont vers l'aval, et comme dans le cas de la biomasse, elles chutent au niveau de la station d'Apach.

La confluence de la Seille avec la Moselle, entre les stations de Wadrineau et d'Argancy, marque une augmentation importante de la production maximale horaire. Sur l'ensemble des incubations réalisées simultanément sur ces deux stations de la Moselle, la différence entre les valeurs des Pmax atteint 0,036 mgC/l/h, soit une augmentation moyenne de 65 % au niveau de la station aval de la confluence. Par comparaison, la biomasse moyenne passe de 6,92 à 9,05 mgCl/m<sup>3</sup>, soit 31% d'augmentation (figure 24).

Entre les stations de Koenigsmacker et Apach, les productions maximales chutent de 25,2 %, alors que simultanément, la biomasse moyenne baisse de 40 % (figure 25).

Ces écarts de valeurs démontrent que les capacités photosynthétiques du phytoplancton sont sous le contrôle de facteurs physique et(ou) biologiques, variables d'une station à l'autre et ne dépendent pas seulement des biomasses présentes au moment des mesures.

#### 7.3.3.3.2. Evolution saisonnière .

Les valeurs de Pmax sont plus élevées en période de faibles débits et de fort ensoleillement, conditions réunies en été, excepté en 1988, année où de telles situations sont rencontrées dès le mois de mars. Cependant, les valeurs mesurées sont très fluctuantes et ne paraissent pas obéir à une répartition saisonnière stricte.

Sur les stations de Koenigsmacker et Apach, l'écart saisonnier entre les valeurs moyennes apparaît fortement marqué. Il est possible de distinguer globalement trois périodes de production:

- une période estivale de forte production moyenne
- une période automnale et hivernale à faible production moyenne
- une période printanière à production intermédiaire .

Figure 24: Productions maximales horaires mesurées sur trois stations au niveau de la confluence Seille/Moselle



Figure 25: Evolution comparée des valeurs de la production maximale horaire sur les stations de Koenigsmacker et Apach

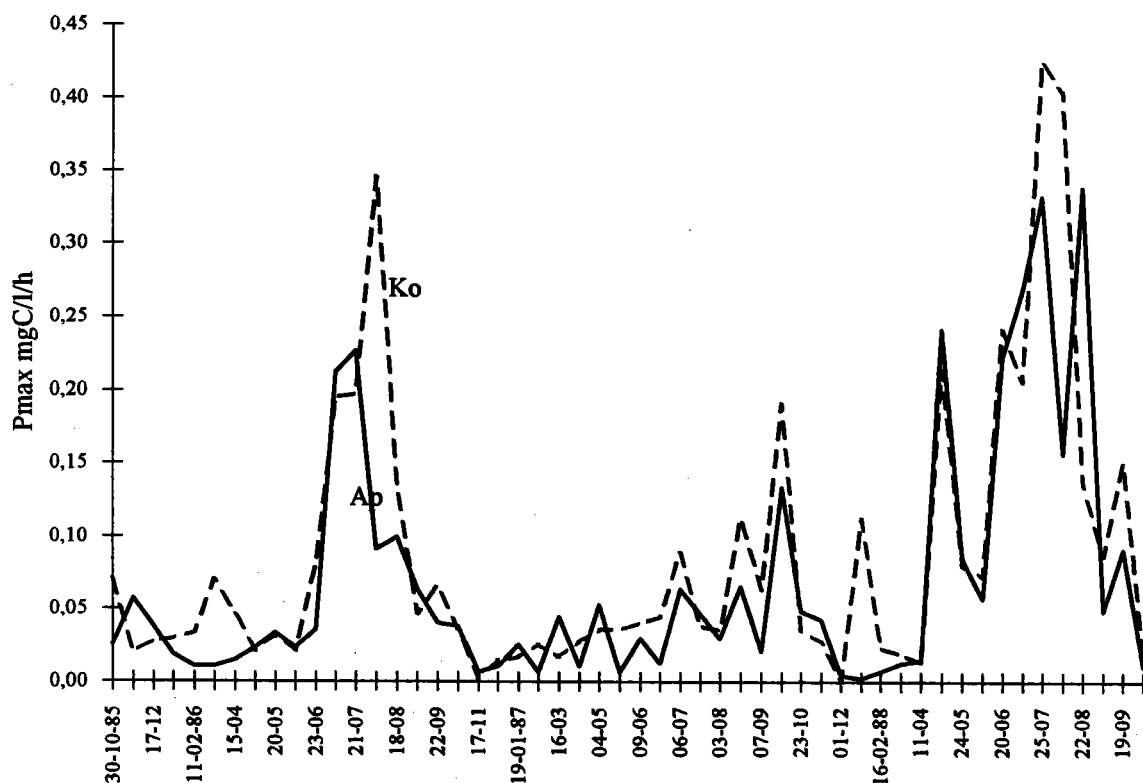


Tableau de l'évolution du Pmax moyen en fonction des saisons, sur les stations de Koenigsmacker et Apach.

Pmax en mgC/l/h	Printemps du 20/03 au 20/06	Eté du 21/06 au 22/09	Automne du 23/09 au 20/12	Hiver du 21/12 au 19/03
Moyenne	0,066	0,139	0,040	0,027
Minimum	0,006	0,013	0,000	0,002
Maximum	0,242	0,426	0,191	0,112
NB données	25	35	24	14

Cette différence de répartition entre les valeurs de Pmax apparaît encore plus nettement si l'on prend en compte les valeurs maximales. C'est au cours de l'été que ces valeurs sont les plus élevées, viennent ensuite dans un ordre décroissant les périodes printanières, automnales et hivernales.

Ces résultats s'accordent avec la théorie de CAMPBELL (1988) selon laquelle la température de l'eau fixerait une limite maximale à la production primaire, mais qu'elle aurait peu d'influence sur la valeur de production.

Dans la Seille, on a réalisé très peu d'incubations en période automnale et hivernale, les crues fréquentes au cours de ces saisons rendent l'expérimentation in-situ impossible la majeure partie du temps. De plus, la vidange de l'étang de pisciculture du Lindre, en tête de bassin, provoque un phénomène de chasse d'eau qui vient perturber le fonctionnement hydraulique et écologique de la rivière.

Une incubation réalisée en décembre 1987, dans des conditions moyennes pour la saison (température=2,2 °C, débit=5,15 m<sup>3</sup>/s, Ke=2,14 m<sup>-1</sup>, rayonnement solaire=103 J/cm<sup>2</sup>/jour) nous a donné une valeur de Pmax de 0,001 mgC/l/h, valeur peu significative car à la limite des possibilités de mesure de la méthode. Ce résultat laisse supposer que la production primaire hivernale se situe à un faible niveau, qui permet uniquement le maintien en vie ralenti du phytoplancton.

La production primaire est en premier lieu fonction de la présence ou de l'absence de phytoplancton. Aussi, la plupart des résultats de mesure de la production primaire sont exprimés en taux de production par unité de biomasse. On calcule ainsi une productivité qui peut être comparée aux données déjà publiées.

#### 7.3.3.3. Relation entre les valeurs de Pmax et de biomasse.

Nous l'avons vu, les écarts de production maximale horaire entre les stations ne sont pas strictement liés aux variations de biomasse. Aussi, dans un premier temps, nous allons nous intéresser aux relations existantes entre ces deux paramètres station par station.

Tableau des relations entre Pmax brutes et biomasse sur chaque station.

Station	nb de données	coefficient de détermination (R <sup>2</sup> )	équation
Wadrineau	24	0,561 0,612	Pmax = 0,0067*Cla + 0,011 Pmax = 0,0039*ClT + 0,005
Argancy	29	0,758 0,853	Pmax = 0,0100*Cla + 0,001 Pmax = 0,0056*ClT + 0,010
Koenigsmacker	49	0,872 0,865	Pmax = 0,0055*Cla + 0,019 Pmax = 0,0034*ClT + 0,015
Apach	49	0,796 0,806	Pmax = 0,0053*Cla + 0,019 Pmax = 0,0035*ClT + 0,075
Seille à Metz	34	0,724 0,895	Pmax = 0,0058*Cla + 0,062 Pmax = 0,0042*ClT + 0,015

Pmax : Production brute maximale horaire en mgC/l/h

Cl<sub>a</sub> : biomasse phytoplanctonique en µg de chlorophylle a par litre

Cl<sub>T</sub>: chlorophylle totale (chlorophylle a et phéopigments) en µg/l

Les relations obtenues nous fournissent de bons résultats sur l'ensemble des données, et il apparaît dès lors que la valeur de production maximale horaire est avant tout fonction de la biomasse présente, aussi bien dans la Moselle que dans la Seille (figures 26 à 30).

Les corrélations sont meilleures si l'on prend en compte la chlorophylle totale plutôt que la chlorophylle a uniquement, excepté sur la station de Koenigsmacker où les coefficients de corrélation sont équivalents. On explique aisément ce fait quand on se souvient de la méthode de dosage de la biomasse où seule la chlorophylle a est dosée. Cependant, dans les algues existent d'autres pigments photosynthétiques, à des concentrations plus faibles que la chlorophylle a, mais qui interviennent également dans la photosynthèse. On peut citer en particulier les chlorophylles b et c, ainsi que les pigments accessoires tels que les caroténoïdes. Ces pigments ne sont que partiellement pris en compte par la méthode de Lorenzen, et se retrouvent intégrés aux phéopigments lors du dosage.

Dans la suite de cette étude, nous conserverons les relations Pmax et chlorophylle a qui est souvent la seule relation donnée dans les différentes études qui traitent de la production primaire phytoplanctonique.

Dans la Moselle, les relations établies au niveau des deux stations aval sont extrêmement proches. On peut estimer que l'évolution des Pmax en fonction de la biomasse suit une même loi sur ces deux stations. L'équation moyenne ainsi obtenue, valable quelque soit la saison est:

$$P_{\max} = 0,0054 \cdot Cl_a + 0,019 \quad R^2 = 0,834$$

Si l'équation établit à Wadrineau reste assez proche de celle des deux stations aval, par contre, sur la station d'Argancy, la pente plus forte indique une productivité phytoplanctonique plus élevée que sur les autres stations. Cette différence s'explique soit par des changements au niveau des paramètres abiotiques, soit par une meilleure capacité de photosynthèse des algues.

Figure 26: relation entre Pmax et la biomasse sur les stations de Koenigsmacker et Apach.

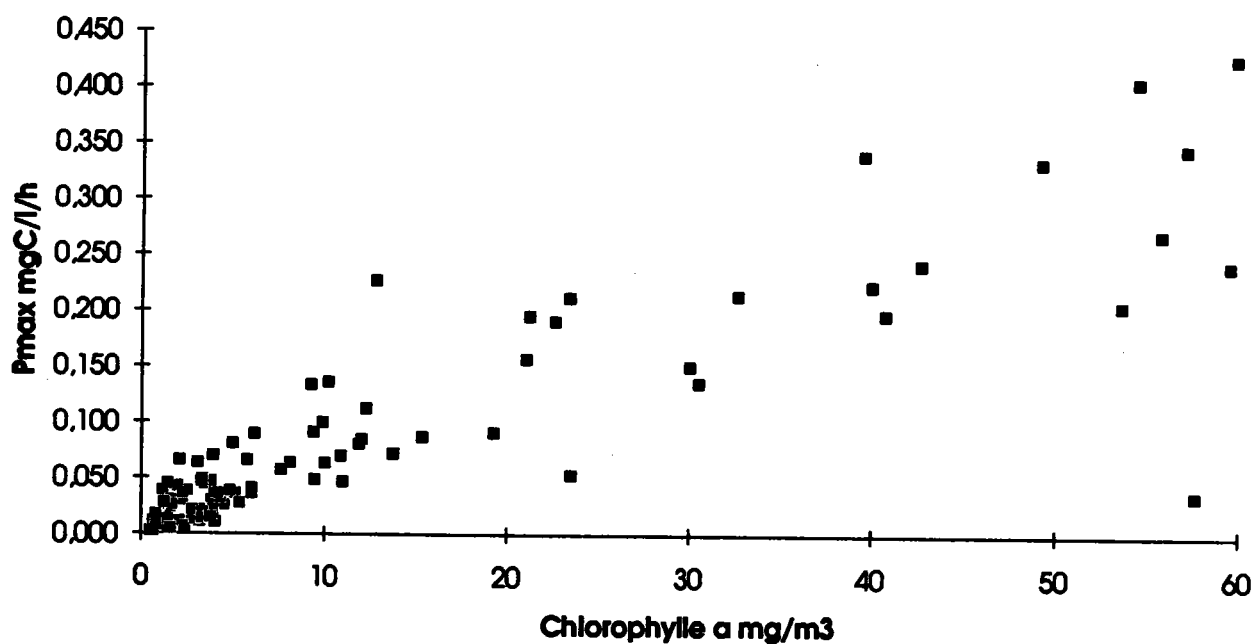
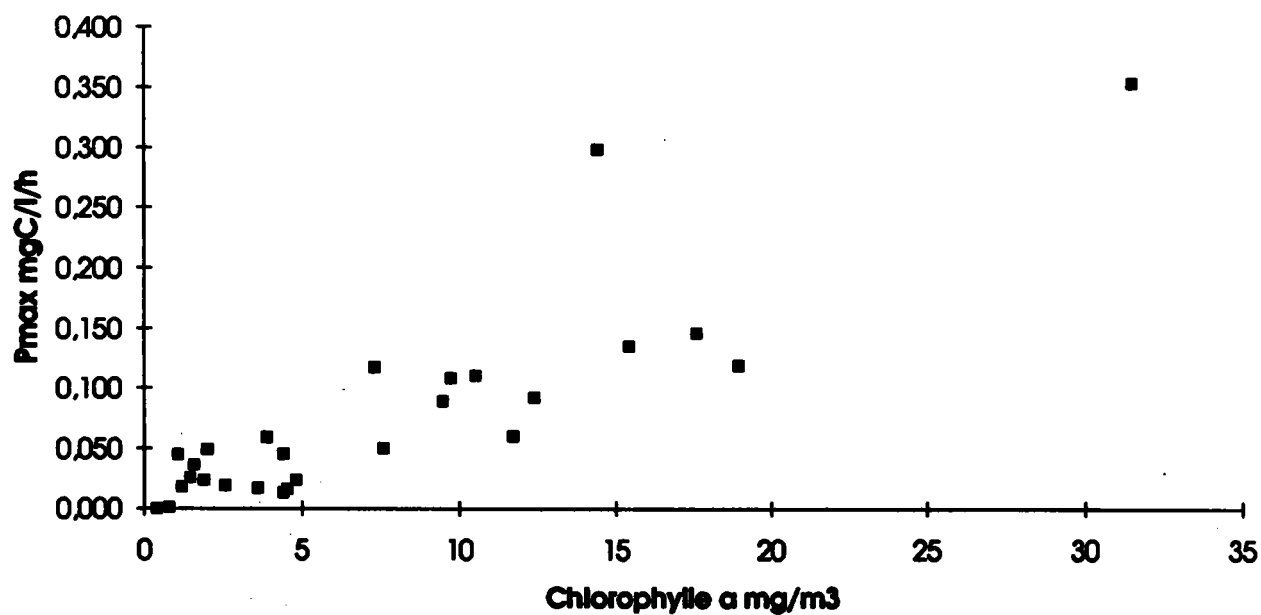
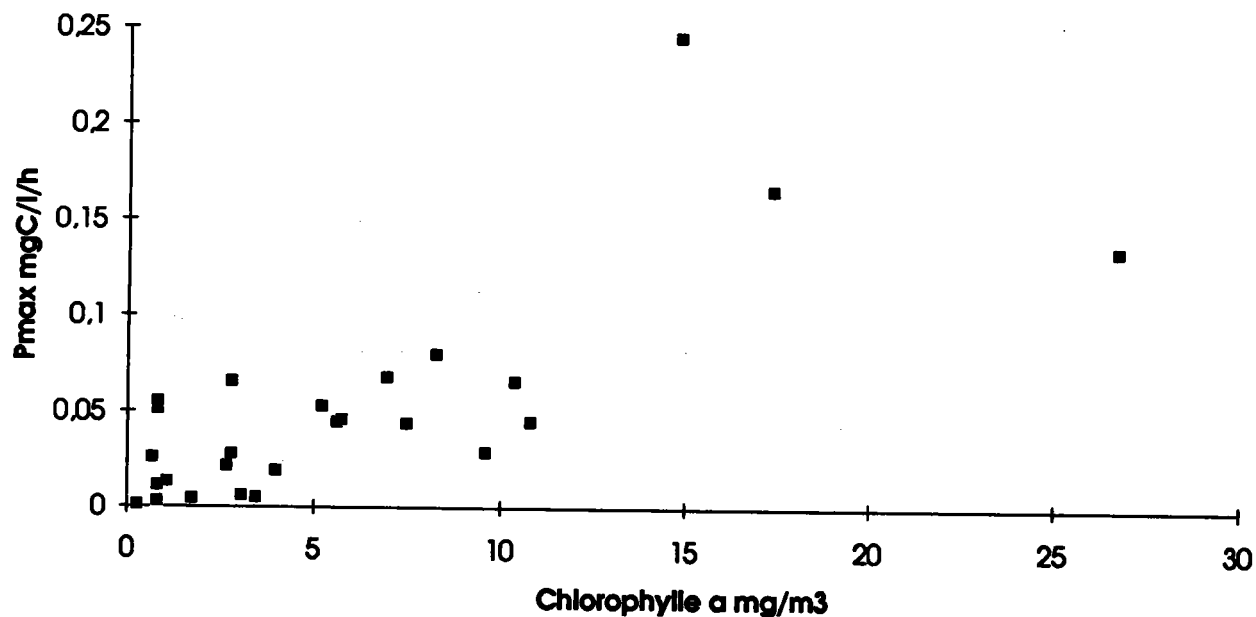


Figure 27: relation entre Pmax et la biomasse sur la station de Wadrineau





**Figure 28: relation entre Pmax et la biomasse sur la station d'Argancy**



**Figure 29 : relation Pmax et biomasse sur l'ensemble des données Moselle**

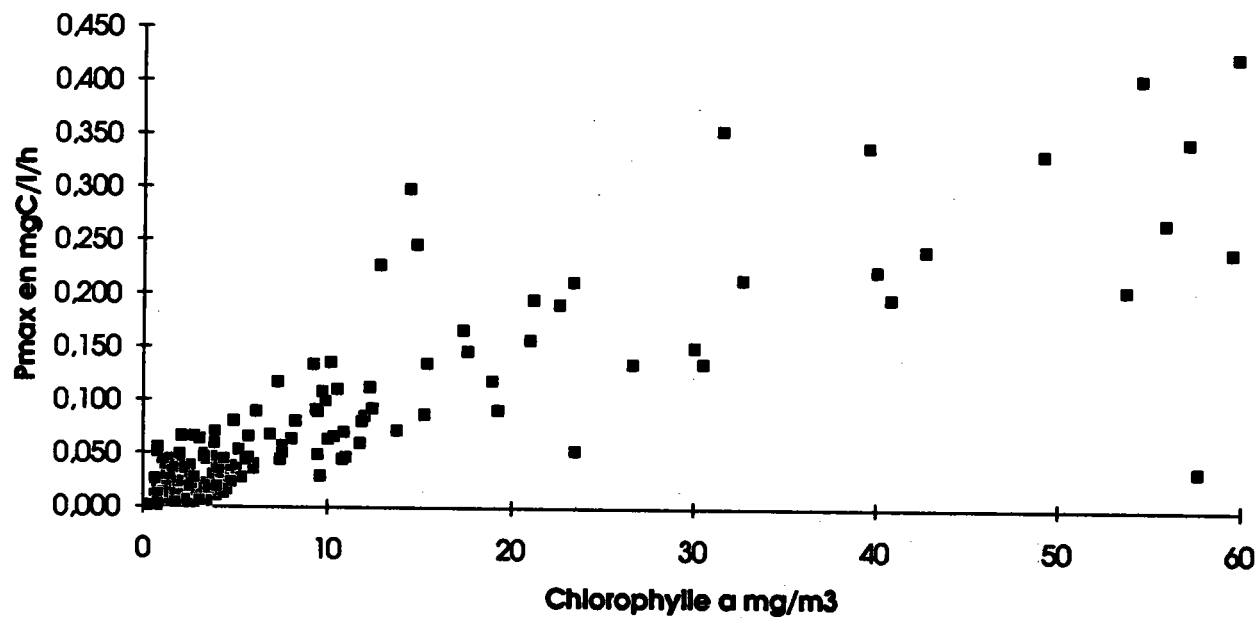
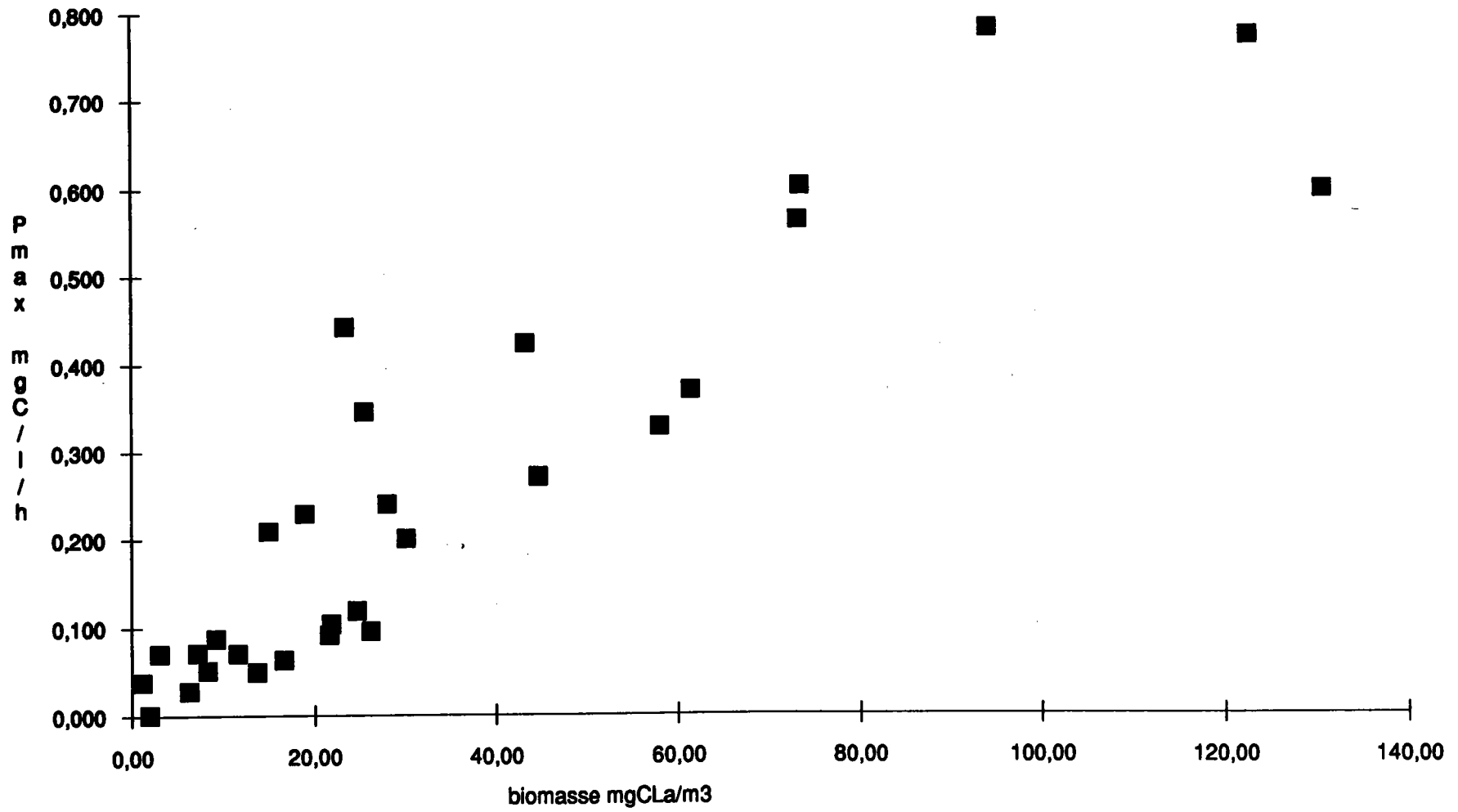


Figure 30

Evolution comparée des valeurs de production maximale horaire et des concentrations en chlorophylle a dans la Seille à Metz



Les mesures étant réalisées simultanément sur les stations de Wadrineau et d'Argancy, les paramètres ensoleillement et température restent équivalents, on mesure même un coefficient d'extinction moyen supérieur à Argancy. Les nutriments étant eux aussi présents en quantités, il semble que le phytoplancton soit plus productif car mieux adapté aux conditions environnementales. L'arrivée du phytoplancton de la Seille, adapté aux fortes turbidités, trouve dans la Moselle des conditions de croissance plus optimales ce qui peut expliquer cette productivité plus élevée.

Si l'on fait abstraction de ces différences inter-stations et que l'on calcule la relation  $P_{max}/\text{biomasse}$  sur l'ensemble des données de la Moselle, on obtient la relation suivante:

$$P_{max} = 0,0052 * \text{Cla} + 0,022 \quad R^2 = 0,703; n = 151$$

Dans la Seille, la corrélation calculée sur l'ensemble des données est également significative au seuil d'erreur de 0,1 %. La linéarité de la relation apparaît clairement jusqu'à des biomasses de 100 mg/m<sup>3</sup> de chlorophylle a, elle marque ensuite un plateau qui tend ensuite vers une pente négative. Cette observation pourrait être interprétée comme l'apparition d'un phénomène d'auto-ombrage des algues, qui limiterait la quantité de lumière disponible et donc la production des algues. Cependant, comme nous ne disposons que de deux incubations au cours desquelles les biomasses ont été supérieures à 100 mg/m<sup>3</sup>, nous ne pouvons pas confirmer cette hypothèse. Aussi, la relation utilisée pour la Seille sera la suivante:

$$P_{max} = 0,0058 * \text{Cla} + 0,062 \quad R^2 = 0,724; n = 34$$

Que ce soit dans la Moselle ou dans la Seille, les valeurs de production maximale horaires dépendent en premier lieu de la biomasse phytoplanctonique présente au moment de l'incubation.

Dés lors, il semble intéressant de calculer la productivité par unité de biomasse qui va nous permettre de comparer des données issues de mesures réalisées dans différents écosystèmes limniques ou marins, et en présence de biomasses plus ou moins importantes. L'étude de ce paramètre permet de mieux appréhender l'influence des autres facteurs biologiques ou abiotiques sur la production primaire phytoplanctonique.

#### 7.3.3.4. Etude de la productivité planctonique, par unité de biomasse .

Ce paramètre est noté  $K_{max}$ , et il correspond à une production maximale brute par unité de biomasse, toutes les valeurs sont exprimées en mgC/mg de chlorophylle a/h .

Tableau présentant les résultats du calcul des  $K_{max}$ , sur l'ensemble de nos mesures.

en mgC/mgCla/h	Wadrineau	Argancy	Koenigsmacker	Apach	Seille
moyenne	7,80	10,12	9,97	9,56	9,37
minimum	1,44	0,00	0,18	2,25	0,50
maximum	23,46	24,50	31,28	31,78	33,45
écart type	5,19	6,39	7,49	6,14	7,44

Les valeurs moyennes mesurées sur les différentes stations de la Moselle et sur la Seille sont assez proches les unes des autres.

Les productivités moyennes sur les stations de Koenigsmacker et Apach restent à des niveaux comparables confirmant la similitude déjà relevée entre les deux stations.

L'écart qui existe entre les stations de Wadrineau et d'Argancy se confirme avec ce paramètre. La différence de productivité est un élément qui semble confirmer une hypothèse déjà présentée selon laquelle le phytoplancton que l'on trouve entre la confluence Meurthe/Moselle et Seille/Moselle n'est pas en très bonne santé physiologique car il a subi un choc osmotique au passage de la confluence Meurthe et Moselle ( voir chapitre 1, présentation des rivières). Par contre, au niveau de la confluence Seille/Moselle, l'arrivée de plancton en provenance de la Seille, stimule la production primaire phytoplanctonique dans la Moselle, en aval de la confluence. Elle se stabilise ensuite sur tout le cours aval de la Moselle.

La Seille présente une valeur moyenne proche de celles de la Moselle. Les fortes productions horaires que l'on y a mesurées étaient le fait d'importantes biomasses phytoplanctoniques, mais pas d'une productivité particulièrement élevée du phytoplancton.

Les valeurs maximales présentées dans ce tableau ont toutes été obtenues lors d'incubations par la méthode de l'oxygène, en présence de biomasses inférieures à  $3\mu\text{g/l}$ . La précision de cette méthode de mesure étant relativement limitée, ces résultats peuvent présenter des erreurs, aussi nous ne développerons pas cet aspect des données.

#### 7.3.3.4.1. Relation entre les valeurs de $K_{\text{max}}$ et la température de l'eau.

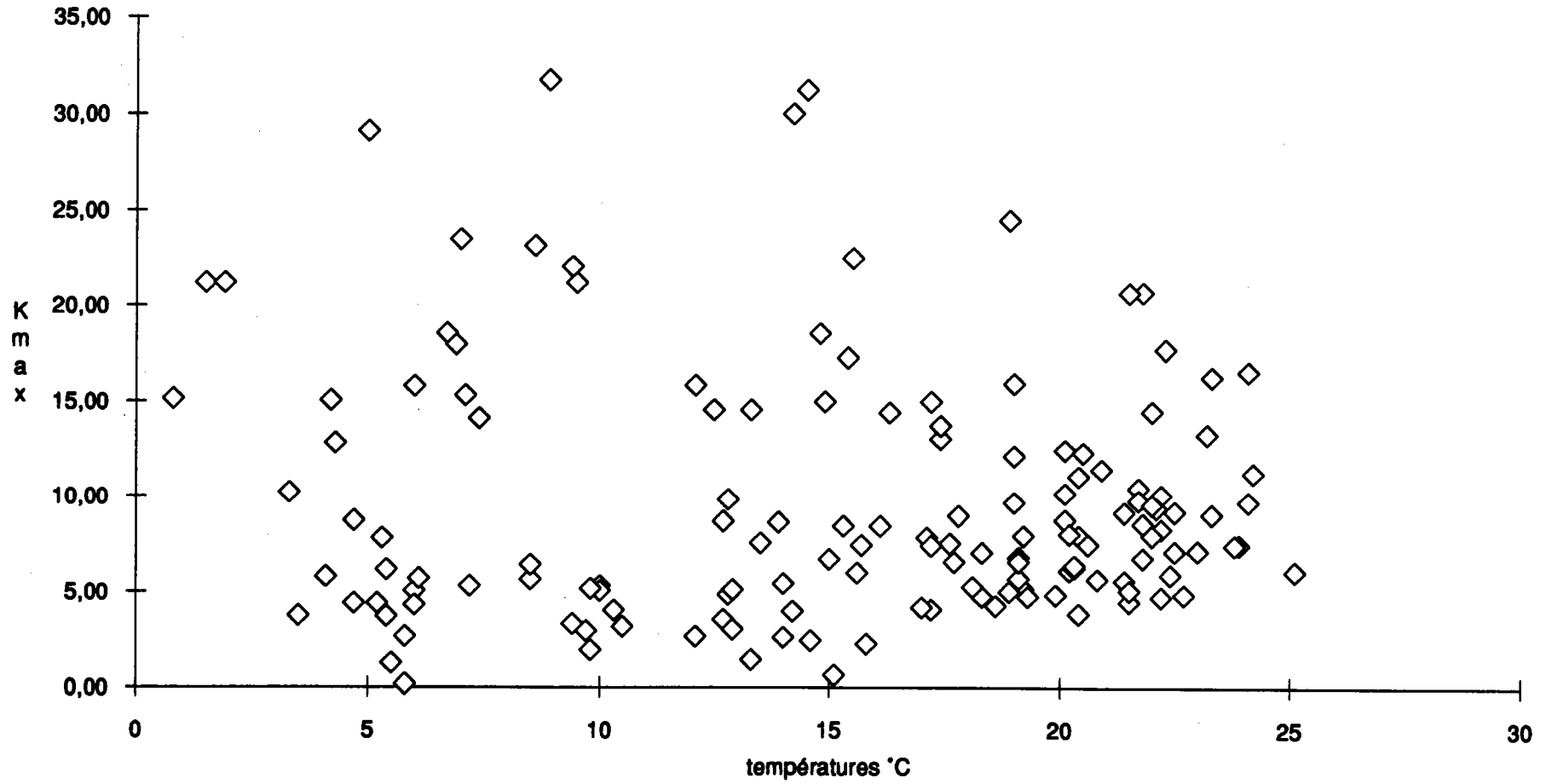
De nombreux auteurs ont démontré l'existence d'une relation de type  $Q_{10}$  entre les variations de température et les valeurs de  $K_{\text{max}}$ , et même si les méthodes de calcul sont différentes d'un auteur à l'autre, ( BALDRY et al, 1966 in GARNIER, 1982 ; DESCY et al, 1987 ; CAMPBELL, 1988 ), les résultats restent comparables.

La synthèse des résultats bibliographiques montre que pour une augmentation de  $10^{\circ}\text{C}$ , le  $K_{\text{max}}$  est multiplié par un facteur compris entre 1,73 et 4, suivant les espèces phytoplanctoniques présentes. Pour une température comprise entre  $0$  et  $25^{\circ}\text{C}$ , DESCY et al, (1987), obtiennent un  $Q_{10}$  de 1,73 en présence d'une population naturelle plurispécifique de la Meuse. Les mesures, réalisées sur 8 espèces en culture, par DAUTA (1982) donnent un  $Q_{10}$  égal à 2. MALONE (1977, in KIRK, 1986), a mesuré un  $Q_{10}$  compris entre 2 et 2,6 pour des espèces nanoplanctoniques, et égal à 4 pour les espèces de grande taille (température de  $8$  à  $24^{\circ}\text{C}$ ).

L'analyse de nos données ne fait apparaître aucune relation significative entre ces deux paramètres dans la Moselle, et fait encore plus surprenant, l'augmentation de la température a tendance à provoquer une diminution des valeurs de  $K_{\text{max}}$  (figure 31).

Il faut garder à l'esprit tout d'abord que l'on se trouve dans un milieu courant, et qu'à une température élevée peut correspondre un débit élevé, résultat d'un orage localisé en amont du point de mesure qui entraîne une chute de la production, masquant un possible effet de la température.

Figure 31 Evolution comparée du Kmax et des températures de l'eau . Ensemble des données Moselle



D'autre part, les peuplements phytoplanctoniques de la Moselle et de la Seille sont dominés par les **Diatomées**, dont l'optimum thermique est plus faible que celui des **Chlorophycées** ou des **Cyanophycées**. TILMAN et KIESLING (1984), ont ainsi obtenu une corrélation négative entre les densités de **Diatomées** et la température de l'eau. CAMPBELL et BATE, (1988) ont montré que la température ne pouvait pas expliquer les fluctuations des valeurs de  $K_{max}$  d'une population de **Diatomées** limniques.

L'impact de la température peut cependant être masqué par les variations des autres paramètres physiques, ou comme l'ont proposé TILZER et BEESE (1988), par l'alternance des espèces phytoplanctoniques.

Lorsque l'on regarde indépendamment l'évolution des biomasses et des productions maximales horaires dans la Moselle, on met en évidence une relation linéaire entre leur logarithme et les températures (figure 32).

Le rapport des deux logarithmes évolue de part et d'autre d'une valeur moyenne et atteint une valeur constante dès que les températures deviennent supérieures à 12°C (figure 33)

La relation obtenue sur la Moselle pour des températures supérieures à 12°C s'écrit ainsi:

$$P_{max} = C l a^{-2,12..}$$

Dans la Seille, pour des températures de moins de 15°C, les valeurs de  $K_{max}$  restent inférieures à 10 mgC/mgCla/h. Entre 15 et 25 °C, la dispersion est maximale, la répartition des valeurs se faisant indépendamment des variations de températures. Il se confirme, au vu de la répartition des valeurs de  $K_{max}$  dans la Seille que la température détermine les valeurs de production maximale (figure 34).

Les valeurs de  $K_{max}$  augmentent avec la température. Cette tendance est confirmée par la relation établie entre les valeurs de température et le logarithme de la productivité.

La relation obtenue est

$$\log K_{max} = 0,03 * T + 0,33 \quad R^2 = 0,278; n = 30$$

Le  $Q_{10}$  calculé à partir de cette relation est égal à 1,86. D'après les résultats publiés dans différentes revues scientifiques, cette valeur correspondrait effectivement aux peuplements phytoplanctoniques dominés par les espèces de petite taille. Dans la Seille, ce sont les **Diatomées** centriques qui restent majoritairement représentées tout au long de l'année.

### 7.3.3.5. Conclusion sur les valeurs de production maximales .

Les valeurs de production maximale dépendent, avant tout, de la quantité de biomasse phytoplanctonique présente, et ce, quelle que soient la rivière et la station prise en considération. La relation entre ces deux paramètres est de type linéaire.

Figure 32: Evolution du rapport  $\log P_{\max}/\log C_{la}$  en fonction des températures sur l'ensemble des données Moselle.

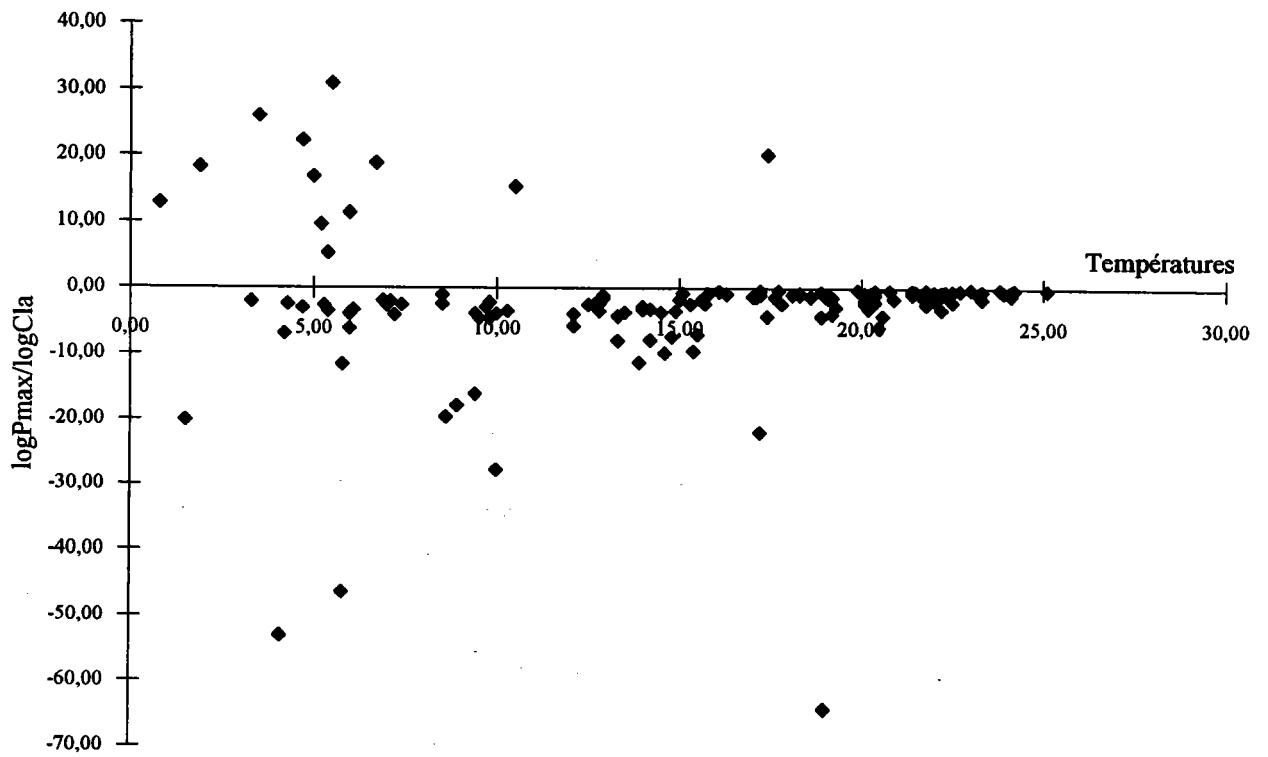


Figure 33: Evolution du rapport  $\log P_{\max}/\log C_{la}$  pour des températures supérieures à 12°C dans la Moselle.

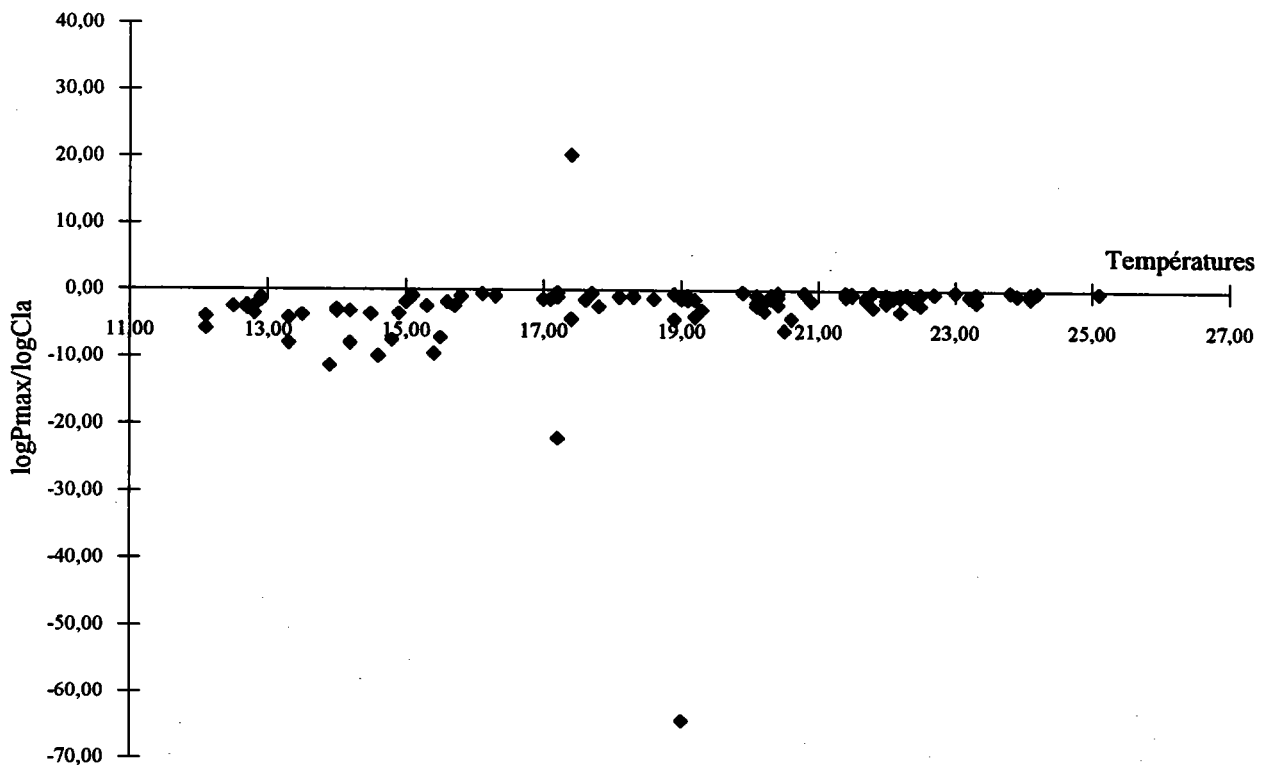
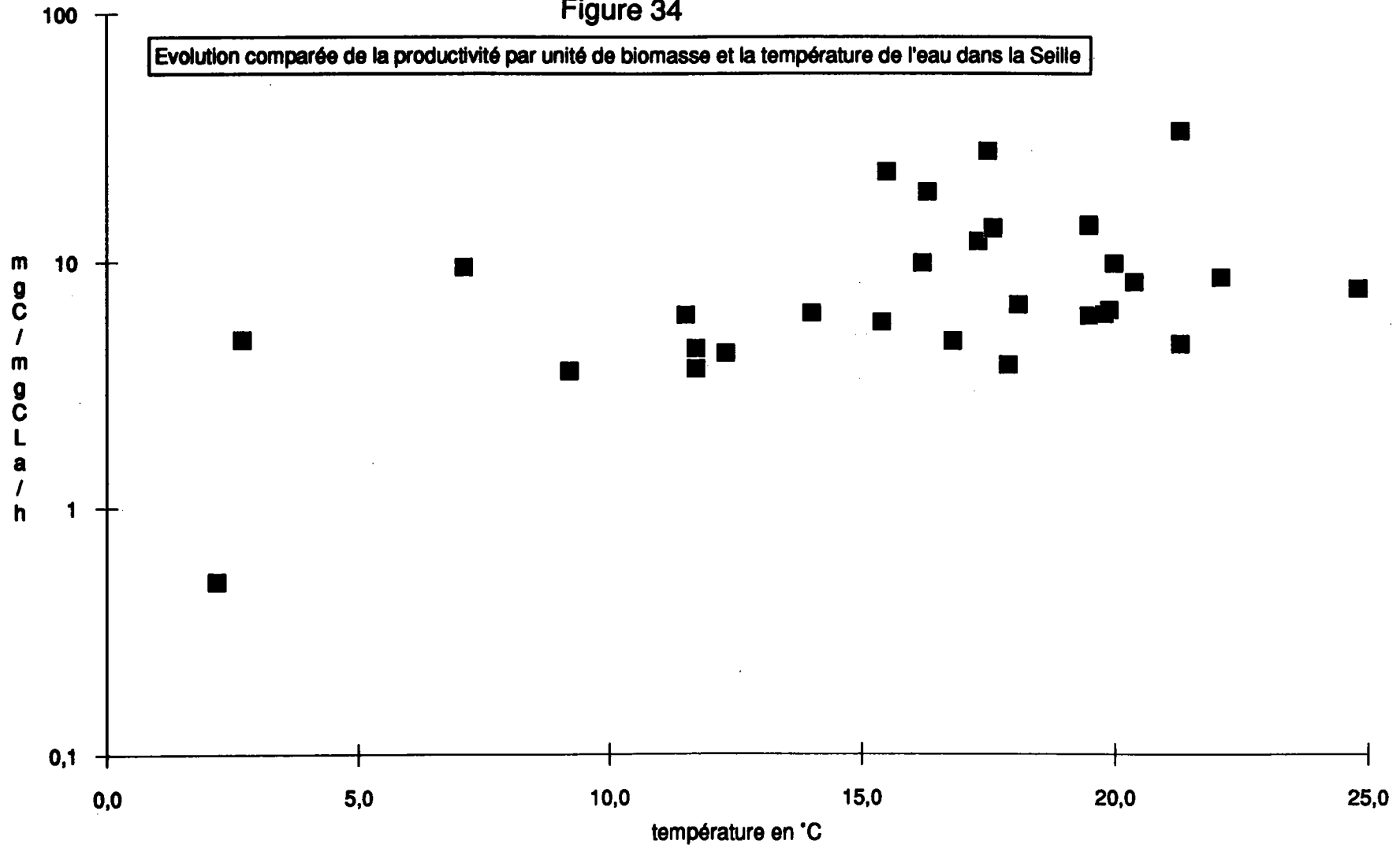


Figure 34

Evolution comparée de la productivité par unité de biomasse et la température de l'eau dans la Seille



Echelle logarithmique des ordonnées



Contrairement aux résultats de nombreuses études de production primaire, les productivités, calculées par unité de biomasse présentent une évolution saisonnière indépendante des variations de températures.

Aussi, dans les équations de calcul de la production primaire journalière, nous utiliserons les équations qui lient la biomasse et la production maximale horaire, en distinguant les stations de la Moselle.

Station de Wadrineau :  $P_{max} = 0,0067 * Cla + 0,011$

Station d'Argancy :  $P_{max} = 0,01 * Cla + 0,001$

Stations aval d'Argancy :  $P_{max} = 0,0054 * Cla + 0,019$

la Seille à Metz :  $P_{max} = 0,0058 * Cla + 0,062$

$P_{max}$ : production brute maximale horaire, en mgC/l/h

$Cl_a$  : biomasse phytoplanctonique, en mg Chlorophylle a/m<sup>3</sup>

Dans la Seille, on a pu quantifier l'effet de l'augmentation de la température sur le  $K_{max}$ , mais le seul paramètre qui permet d'estimer avec une bonne précision la production maximale reste la biomasse phytoplanctonique.

Les valeurs de productivité par unité de biomasse dépendent de l'action simultanée d'un ensemble de facteurs abiotiques qui sont, entre autres: la température, le rayonnement solaire, le débit, le coefficient d'extinction. Des éléments faisant appel à la biologie et à la physiologie du phytoplancton n'ont pas été quantifiés, et ne peuvent pas être pris en compte dans cette étude. Il ne faut pas oublier que nous sommes en présence d'organismes vivants, et que ce que nous mesurons à un instant  $t$ , est une image du présent créée par le passé et qui détermine l'avenir de la cellule algale.

### 7.3.4. Le paramètre $I_k$ .

#### 7.3.4.1. Résultats

#### Résultat des calculs de $I_k$ sur les incubations réalisées dans la Moselle et la Seille.

	Wd	Ay	Ko	Ap	Moselle	Seille
moyenne	24,5	14,7	18,9	17,5	18,5	15,6
mini	4,7	3,8	1,0	1,0	1,0	1,3
maxi	65,3	49,1	67,9	42,7	67,9	95,4
écart type	17,4	11,2	16,6	11,6	14,7	19,7

Les valeurs moyennes obtenues aux différentes stations de la Moselle, sont regroupées dans un intervalle compris entre 15 et 25 J/cm<sup>2</sup>/h. On constate une grande dispersion des valeurs au cours des saisons, celles-ci pouvant varier dans un rapport de 1 à 60.

Dans la Seille, la valeur moyenne se situe dans le même niveau de valeur que celles de la Moselle. Les fluctuations des valeurs de  $I_k$  est également du même ordre de grandeur que dans la Moselle .

Comparées aux différentes données bibliographiques, les valeurs mesurées sont élevées. Dans l'ouvrage de LE CREN et LOWE McCONNEL (1980 ), la valeur moyenne de  $I_k$  est d'environ 15 % du rayonnement solaire arrivant sous la surface de l'eau ( $I_0$ ), ce qui représente un rayonnement d'environ 10,8 J/cm<sup>2</sup>/h. KIRK (1983) a obtenu des valeurs encore plus faibles comprises entre 1,26 et 3,95 J/cm<sup>2</sup>/h sur *Asterionella formosa* et *Melosira italica* en culture, pour des températures de 5 à 10 °C. DAUTA (1982) mesure des valeurs plus élevées sur 8 espèces en cultures : 7,1 à 19,3 J/cm<sup>2</sup>/h pour des températures de 15 à 30°C .

$I_k$  représente en moyenne, 60 % de  $I_0$  dans la Moselle, et moins de 40 % dans la Seille. Ces chiffres sont plus élevés que les 15 % cités dans la littérature, mais tiennent effectivement compte du climat de nos régions, et de la turbidité importante de nos rivières qui pousse les algues à être extrêmement compétitives au niveau de la capture de l'énergie lumineuse

Les mesures de  $I_k$  sur des cultures d'algues semblent fournir des valeurs plus faibles que les expériences in-situ. Il est possible que ce phénomène soit lié aux conditions de culture optimale créées en laboratoires, où les conditions de croissance sont beaucoup plus stables que celles rencontrées dans les cours d'eau .

Dans les lacs, les conditions du milieu sont plus proches de celles recrées en culture. MEFFERT et OVERBECK (1985) ont par exemple, mesuré un  $I_k$  relativement constant à 3,87 J/cm<sup>2</sup>/h dans le lac du Plußsee, en Allemagne du Nord, sur une population dominée par *Asterionella*. Par contre, les valeurs mesurées par CAPBLANC et al. (1982), sur le Lot sont plus proches de nos valeurs, car elles atteignent 30,1 J/cm<sup>2</sup>/h .

Dans nos rivières, la masse d'eau est en général homogène, les algues sont brassées et peuvent passer de la surface fortement éclairée, au fond, où il n'y a plus de lumière assimilable, ce qui les oblige à s'adapter continuellement.

Les valeurs de  $I_k$  fluctuent donc en fonction du milieu, de l'énergie lumineuse, et également, comme cela a été démontré par de nombreux chercheurs, en fonction de la température de l'eau et des espèces phytoplanctoniques. Ainsi d'après LE CREN et LOWE McCONNEL, (1980), les **DIATOMEES** et les **CYANOPHYCEES** présentent généralement des valeurs de  $I_k$  plus faibles que les **CHLOROPHYCEES**.

Dans la Seille et la Moselle, le peuplement algal est totalement dominé par les **DIATOMEES**, ce qui n'exclue pas de mesurer des valeurs de  $I_k$  élevées, supérieures à des résultats obtenus par d'autres auteurs, sur les algues vertes.

La représentation graphique de l'évolution des valeurs de  $I_k$  en fonction des dates de mesure, montre une tendance à mesurer les fortes valeurs en période printanière et estivale.

Cette tendance apparaît encore plus nettement lorsque l'on trace l'évolution simultanée des valeurs de  $I_k$  et des températures, dans la Moselle. Ce graphique met en évidence une variation des valeurs de  $I_k$  en fonction des dates et des températures, mais il fait apparaître également une variation de l'amplitude des valeurs de  $I_k$  au cours des trois années de mesure, bien que le cycle des températures soit globalement équivalents d'une année sur l'autre.

On le voit, les variations des valeurs de  $I_k$  sont importantes et dépendent de nombreux

facteurs. Afin d'être capable de donner une bonne estimation des valeurs de  $I_k$ , pour la modélisation mathématique, nous allons rechercher les facteurs qui contrôlent ce paramètre et les équations qui en donnent l'estimation la plus précise.

### 7.3.4.2. Estimations du paramètre $I_k$ .

#### 7.3.4.2.1. Données Moselle

Dans cette rivière, deux paramètres paraissent contrôler l'évolution saisonnière des valeurs de  $I_k$ .

Sur la station de Wadrineau, le meilleur descripteur pour l'évolution du  $I_k$  est le rapport du rayonnement solaire journalier (PAR) sur le coefficient d'extinction, qui apparaît comme une bonne estimation de l'irradiance moyenne dans la colonne d'eau, pour des  $K_e$  élevés.

La relation que l'on obtient est la suivante:

$$I_k = 0,05 * Ryj/ke + 3,41 \quad R^2 = 0,422$$

Ryj : rayonnement journalier en  $J/cm^2/jour$  (PAR)

$k_e$  : coefficient d'extinction en  $m^{-1}$

$I_k$  : en  $J/cm^2/h$  (P.A.R)

Sur les stations situées en aval de la confluence de la Seille, la meilleure relation est obtenue à partir des températures de l'eau:

$$I_k = 1,01 * T + 3,84 \quad R^2 = 0,225$$

T: température en  $^{\circ}C$

$I_k$ : en  $J/cm^2/h$  (P.A.R)

Sur l'ensemble des données de la Moselle, la meilleure relation est établit à partir des valeurs du rapport  $Ryj(PAR)/K_e$  (figure 35):

$$I_k = 0,02 * Ryj/Ke + 11,85 \quad R^2 = 0,313 ; n = 156$$

Ryj : rayonnement journalier en  $J/cm^2/jour$  (PAR)

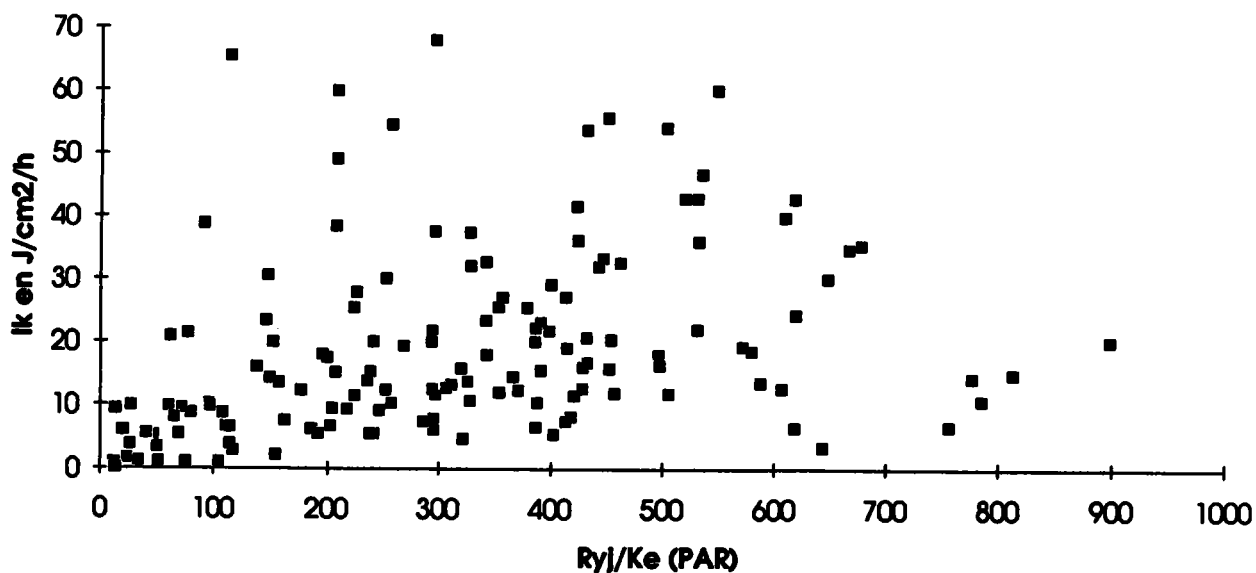
$K_e$  : coefficient d'extinction en  $m^{-1}$

$I_k$  : en  $J/cm^2/h$  (P.A.R)

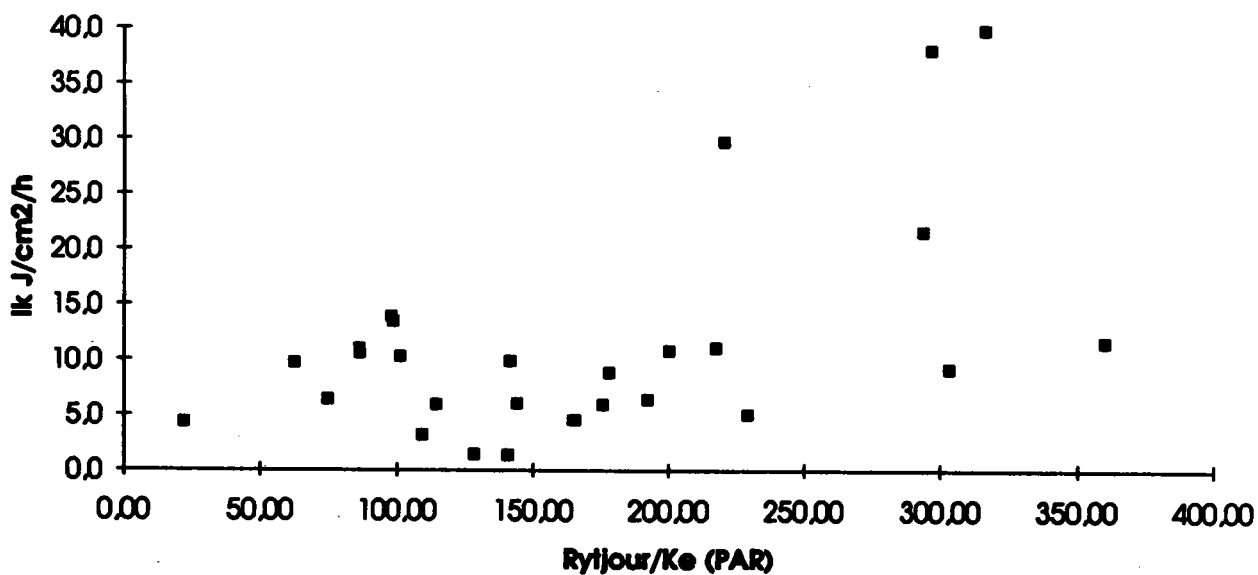
La dispersion des valeurs reste très importante, aussi cette relation ne nous permettra pas d'obtenir une estimation précise des valeurs de  $I_k$ .

On a vu que les **DIATOMEES** dominant le peuplement algal de la Moselle, et il paraît intéressant de calculer la relation  $I_k$ /températures lorsque les **DIATOMEES** forment la quasi totalité de la population .

**Figure 35: relation entre les valeurs de  $I_k$  et le rapport du rayonnement journalier (PAR) sur le coefficient d'extinction dans la Moselle**



**Figure 36: relation entre  $I_k$  et le rapport du rayonnement journalier (PAR) sur le coefficient d'extinction, données de la Seille à Metz**



Nous avons pour cela, utilisé les mesures en présence de peuplements dans la Moselle, constitués d'au moins 90% de **DIATOMEES** (16 valeurs) . Le résultat obtenu est le suivant :

$$I_k = 26,58 * 2,26 \left( \frac{T-20}{10} \right) \quad R^2 = 0,595; n= 16$$

L'effet de l'augmentation de la température sur les valeurs de  $I_k$  en présence d'une population plurispécifique de **DIATOMEES** est mis en évidence par cette relation dans un intervalle des température de 1,5 à 23 °C. Le  $Q_{10}$  ainsi obtenu est de 2,26. La température apparaît dans ce cas comme le paramètre principal du déterminisme des valeurs de  $I_k$ .

En règle générale, lorsque la population est diversifiée, l'effet de la température ne s'exprimant pas avec la même intensité suivant les genres présents, la réaction globale de la population phytoplanctonique masque les variations individuelles des algues. La température, qui agit sur la physiologie des algues, provoque des réactions biologiques propres à chaque groupe algal; ces réactions sont par conséquent difficiles à prévoir globalement dans une population diversifiée.

Par contre, le rapport du rayonnement journalier sur le coefficient d'extinction constitue une variable physique qui caractérise le climat lumineux et apparaît donc moins soumise aux réactions biologiques, donc plus facilement transcribable en équation.

C'est sans doute grâce à cela que cette variable ressort comme le meilleur estimateur de  $I_k$  lorsque l'on travaille en milieu naturel, sur des populations plurispécifiques.

#### 7.3.4.2.2. Données Seille.

Il faut se rappeler que la Seille est un cours d'eau à débit relativement faible en période normale, et que la moindre perturbation ou simplement les fluctuations journalières de l'ensoleillement entraînent des variations rapides des températures qui dépassent les 4 °C, comme cela a été mis en évidence par les enregistrements en continu.

Par contre, nous avons souligné l'importance du facteur lumière dans ce cours d'eau, et ce paramètre semble avoir une action très sensible sur les valeurs de  $I_k$  .

L'analyse des corrélations met en évidence une relation significative entre  $I_k$  et le rapport du rayonnement journalier (PAR) sur le coefficient d'extinction (figure 36).

La relation calculée est:

$$I_k = 0,069 * R_{yj}/K_e + 3,081 \quad R^2 = 0,412; n= 30$$

$R_{yj}$  : rayonnement journalier en J/cm<sup>2</sup>/jour (PAR)

$K_e$  : coefficient d'extinction en m<sup>-1</sup>

$I_k$  : en J/cm<sup>2</sup>/h (P.A.R.)

On a émis l'hypothèse que les algues ne s'adaptent pas rapidement aux variations d'éclairement en conditions naturelles, ce qui se traduit au niveau des valeurs de  $I_k$  par un décalage entre l'intensité de surface et la valeur de  $I_k$ . Aussi, nous avons étudié, sur les

données de la Seille, la relation qui pourrait exister entre les valeurs de  $I_k$  et le rayonnement solaire des deux jours qui précèdent l'incubation en supposant le coefficient d'extinction constant.

Le résultat est présenté dans le tableau ci-après.

Relation	coefficient de corrélation
$I_k = 0,069 * (R_{yj}/K_e) + 3,081$	$R = 0,642$
$I_k = 0,039 * (R_{yj-1}/K_e) - 1,716$	$R = 0,757$
$I_k = 0,031 * ((R_{yj-2}/K_e) + 1,556$	$R = 0,625$
$I_k = 0,056 * ((R_{yj-1} + R_{yj})/2 * K_e) - 0,728$	$R = 0,792$
$I_k = 0,041 * ((R_{yj-2} + R_{yj-1} + R_{yj})/3 * K_e) - 2,288$	$R = 0,764$

$R_{yj}$ : rayonnement journalier du jour de l'incubation

$R_{yj-1}$ : rayonnement journalier de la veille de l'incubation

$R_{yj-2}$ : rayonnement journalier l'avant-veille de l'incubation

La relation la plus significative est obtenue en prenant en compte la moyenne des rayonnements solaires de la veille et du jour de l'incubation. On peut interpréter ce résultat comme une adaptation lente des algues aux changements des conditions lumineuses ou comme la présence d'une "mémoire" des conditions de développement des cellules algales, mémoire limitée dans le temps par la durée de génération, de l'ordre de 2 à 3 jours dans le milieu naturel. Ainsi, la valeur de  $I_k$  mesurée au temps  $t$  apparaît comme le résultat d'une intégration des conditions lumineuses qui ont régné au cours de la vie des algues.

### 7.3.5. Calcul des productions primaires journalières.

Les résultats qui sont présentés dans les différentes publications nous montrent l'étendue des problèmes que l'on rencontre dans la mesure de production primaire. Les résultats obtenus par les mesures de laboratoire ou de terrain vont intégrer plus ou moins bien l'influence de l'ensemble des contraintes du milieu auxquelles sont soumises les algues planctoniques au cours de leur cycle de vie .

Le rôle du chercheur, qui veut modéliser cette évolution de la biomasse algale, ne sera pas de recréer l'ensemble de ces phénomènes, mais plutôt d'intégrer leur action, positive ou négative, de manière à ce que le bilan final soit aussi proche que possible de la réalité de terrain; la compréhension de chaque mécanisme ne pouvant se faire que par des travaux de recherche spécifiques à chaque paramètre .

### 7.3.5.1.Méthode de calcul

Pour calculer la production primaire journalière, nous avons utilisé deux équations, déjà présentées précédemment: les équations de Vollenweider et de Smith. Nous comparerons les résultats calculés par ces équations intégrées sur la durée de l'incubation, avec une intégration pas à pas suivant la méthode de Simpson, du profil de production primaire obtenu au cours des incubations.

### 7.3.5.2. Résultats

Les résultats de ces mesures sont extrêmement satisfaisants. En effet, les corrélations entre les intégrations des profils et les résultats des calculs sont significatifs au seuil de confiance de 0,01%. Les coefficients de corrélation obtenus sont de:

$$R = 0,983 \text{ pour Vollenweider, mesures au } ^{14}\text{C}$$

$$R = 0,979 \text{ pour Vollenweider, mesures par la méthode de l'O}_2$$

$$R = 0,808 \text{ pour Smith, mesures au } ^{14}\text{C}$$

$$R = 0,707 \text{ pour Smith, mesures par la méthode de l'O}_2$$

La dispersion des valeurs est beaucoup plus importante dans le cas de l'équation de Smith (figures 37 et 38); cette équation ne prenant pas en compte la photoinhibition de surface, elle donne une surestimation de la production réelle en présence de fortes intensités lumineuses. Aussi, nous utiliserons pour calculer les productions primaires brutes journalières, la solution de l'équation de Vollenweider proposée par DESCY et al. (1987). Cette équation déjà utilisée dans la Meuse belge apparaît également la mieux adaptée aux calculs de production des rivières Seille et Moselle.

Les productions primaires brutes journalières calculées dans les deux rivières sont exprimés en grammes de carbone par mètre carré et par jour ( $\text{gC/m}^2/\text{j}$ ).

	Wadrineau	Argancy	Koenigsmacker	Apach	Seille
moyenne	0,51	0,92	0,74	0,81	1,47
minimum	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00
maximum	3,03	4,01	3,12	4,63	5,04
écart type	0,62	0,97	0,74	1,00	1,31

Les intervalles de variation dans lesquels se répartissent les productions brutes journalières sont comparables à ceux obtenus sur différents cours d'eau Européens et dont la synthèse en a été réalisé par DESCY et al. (1987).

Les valeurs maximales calculées sur la Moselle sont au même niveau que celles mesurées dans les grands fleuves européens que sont la Loire, la Seine, la Tamise ou le Danube.

La Seille se situe elle parmi les rivières les plus productives et peut être comparée à la Meuse en Belgique. Dans la Seille, les valeurs maximales de biomasse sont encore plus élevées que celles de la Meuse.

Figure 37 Relation entre la production primaire calculée par l'équation de Vollenweider et l'intégration des productions, pendant le temps d'incubation.

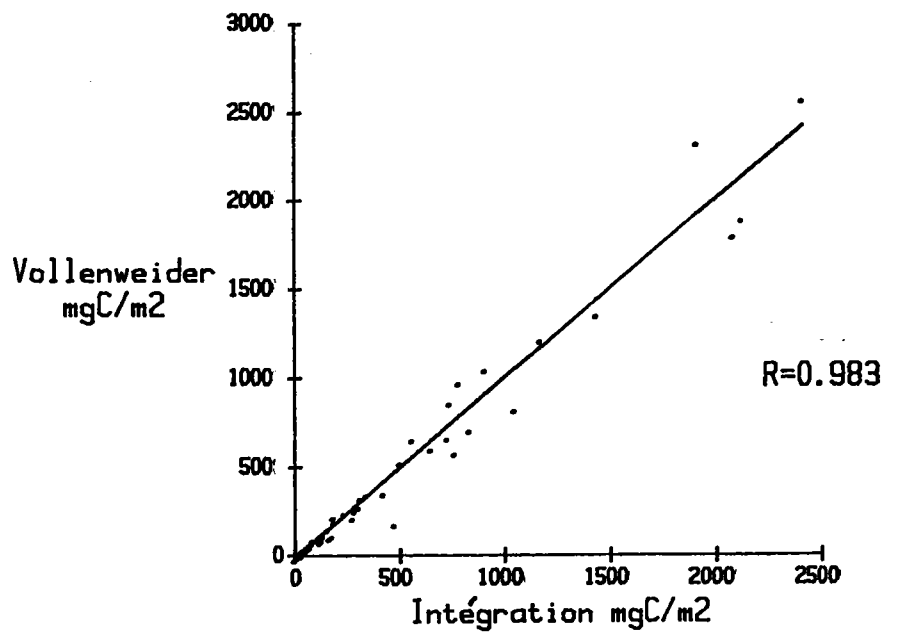
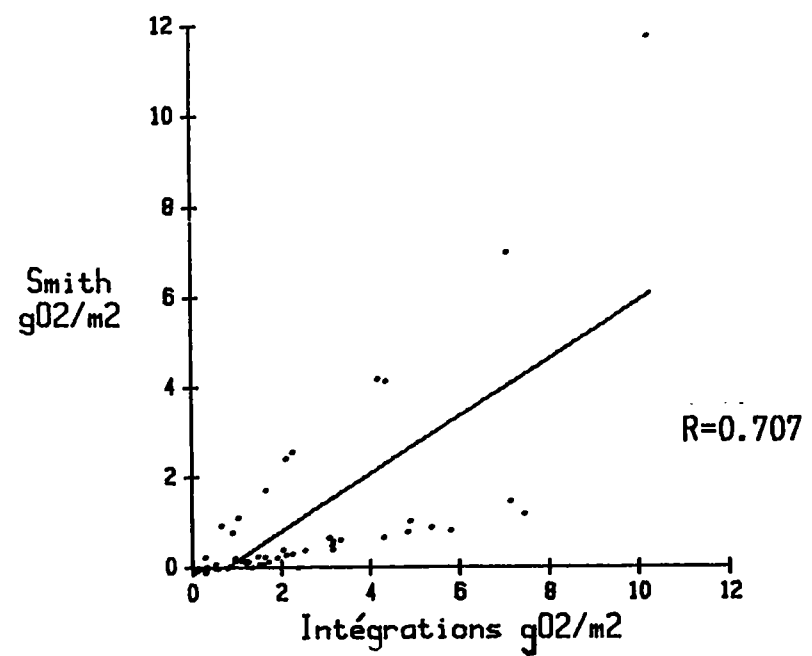
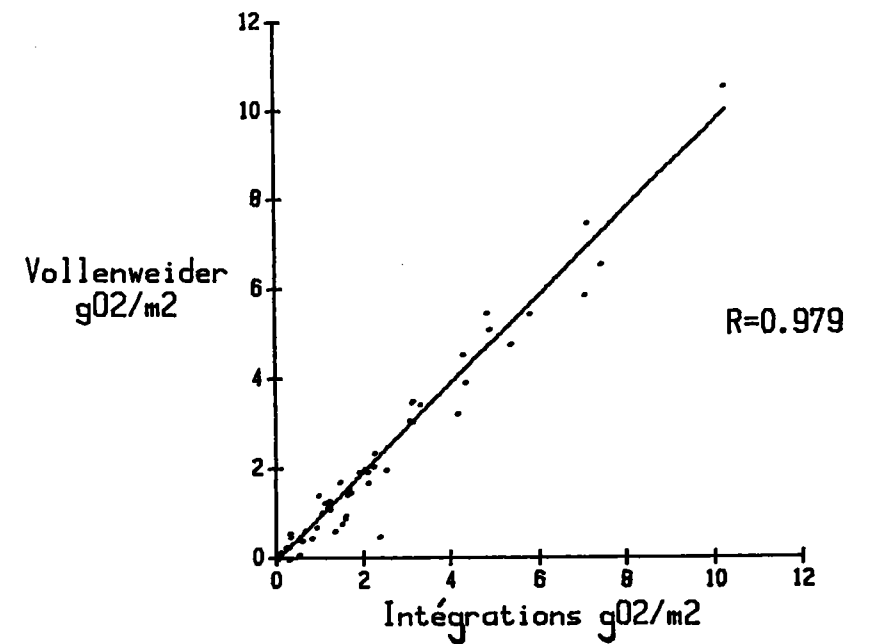
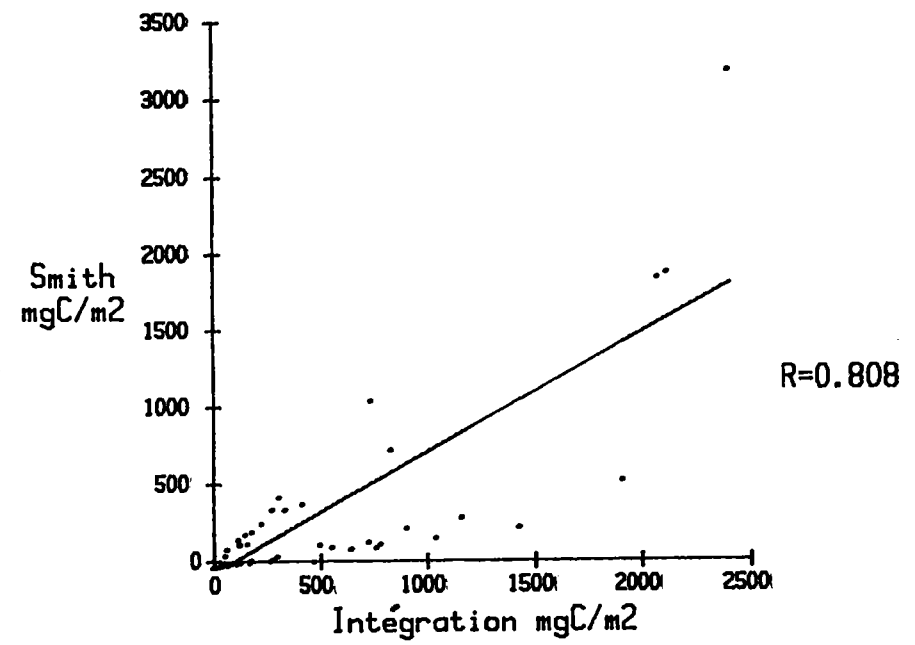


Figure 38 Relation entre la production primaire calculée par l'équation de Smith et l'intégration des productions, pendant le temps d'incubation.





L'évolution longitudinale des productions journalières brutes mesurées dans la Moselle, confirme les observations déjà formulées au niveau des biomasses, excepté sur la station d'Apach (figures 39 et 40).

Les productions brutes journalières sont nettement inférieures à Wadrineau par rapport aux stations situées en aval de Metz, sur lesquelles les niveaux de production sont comparables.

A Apach, la production est supérieure à celle mesurée sur la station de Koenigsmacker, malgré la présence de biomasses phytoplanctoniques plus faibles. On explique cette différence par une meilleure transparence des eaux qui laisse la lumière pénétrer plus en profondeur dans la masse d'eau et donc permet une photosynthèse plus élevée par unité de surface en eau.

Cela permet d'affirmer également que la différence de biomasse entre les deux stations de Koenigsmacker et Apach ne résulte pas d'un phénomène de toxicité, les algues présentes étant en bonne condition physiologique pour assurer une activité photosynthétique normale.

Les valeurs de production primaire mesurées dans la Moselle et la Seille sont reprises dans le tableau de DESCY et al., (1982) et permettent de situer nos données par rapport à d'autres mesures effectuées dans de nombreux cours d'eau

Figure 39: Evolution comparée des productions primaires journalières mesurées sur les stations de la confluence Moselle et Seille.

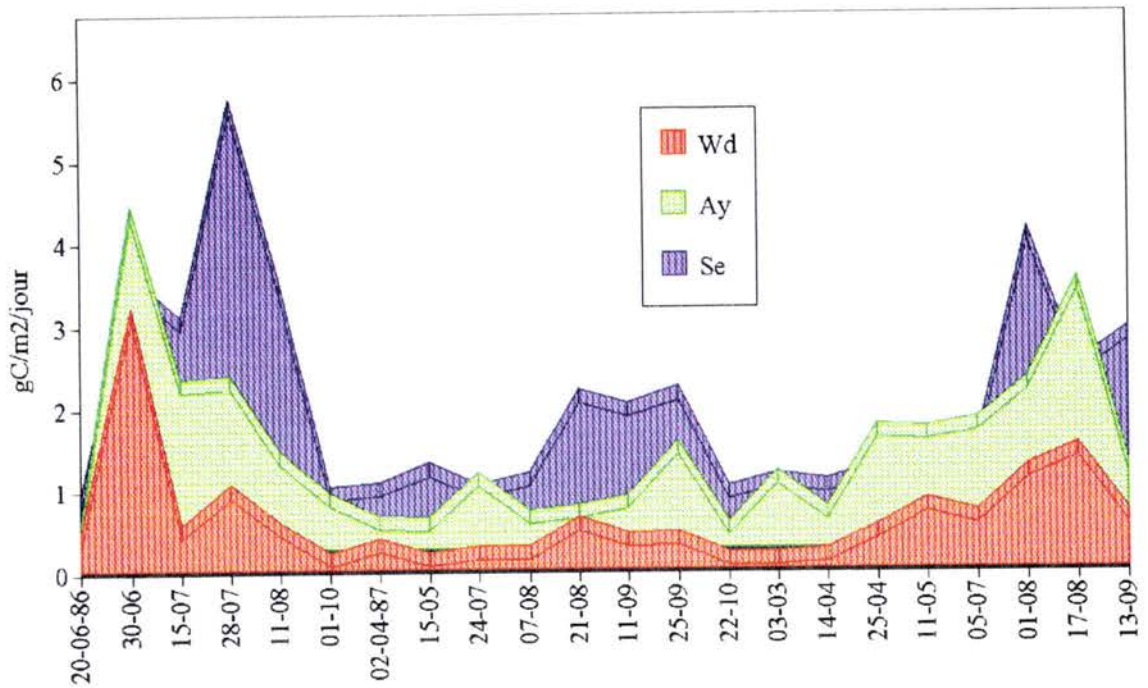
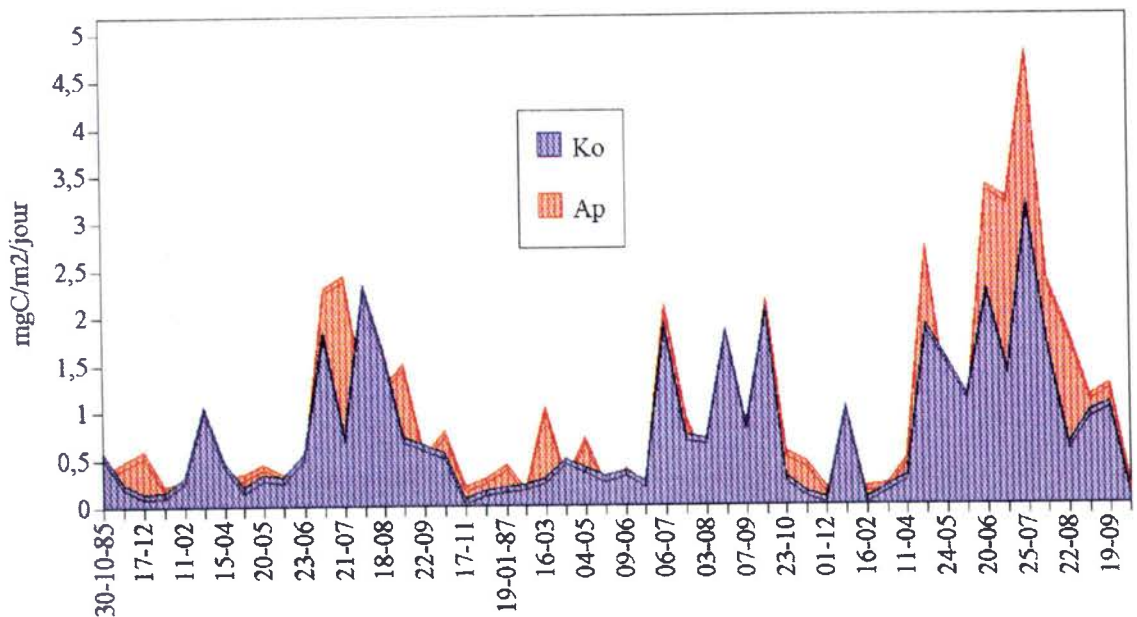


Figure 40: Production primaire brute journalière dans la Moselle aval, au niveau des stations de Koenigsmacker et Apach.



Extrait du tableau récapitulatif des productions journalières brutes mesurées dans les grands cours d'eau européens (DESCY et al. 1987).

Cours d'eau	Références	Minimum gC / m <sup>2</sup> :/jour	Maximum gC / m <sup>2</sup> :/jour	Biomasse maxi mgCla/m <sup>3</sup>
<b>Cours d'eau</b>	<b>français</b>			
Loire	BILLEN et al. (1984)	0,050	3,90	158
Lot	CAPBLANCQ et DAUTA (1978)	0,068	2,32	15
Moselle	GIGLEUX (1992) (ce travail)	0,00	4,63	133,8
Oise	BILLEN et al. (1984)	0,07	2,70	101
Seille	GIGLEUX (1992) (ce travail)	0,00	5,04	230,7
Seine	BORDET (1980)	0,30	4,40	85
<b>Autres cours d'eau</b>	<b>européens</b>			
Danube (Hongrie)	HERTL et JURIS (1967)	0,00	4,05	----
Escaut(Belgique)	BILLEN et al.(1984)	0,07	4,50	155
Meuse(Belgique)	DESCY et al. (1987)	0,05	5,78	121,5
Tamise(Angleterre)	LACK et BERRIE (1971) in WETZEL (1975)	0,006	4,50	197
Kennet(Angleterre)	LACK et BERRIE (1976)	0,03	0,42	62

Si l'on établit le bilan journalier (sur 24 heures) de la production primaire et de la respiration phytoplanktonique prise égale à 10 % de P<sub>max</sub> (supposée constante sur toute la colonne d'eau), dans la Moselle et la Seille, on met immédiatement en évidence la différence entre les deux rivières.

Sur les 157 incubations de la Moselle, la production nette est positive au cours de 51 mesures concentrées sur les périodes estivale et printanière.

Dans la Seille, sur les 30 incubations, réalisées il est vrai hors période hivernale, 29 bilans sont positifs.

La différence réside pour l'essentiel dans la profondeur des deux cours d'eau. Dans la Moselle, la respiration du phytoplankton se fait sur toute la colonne d'eau, soit en moyenne sur 4 à 5 mètres, alors que la production n'a lieu que dans les deux premiers mètres.

Dans la Seille, la production et la respiration affectent tous deux, l'ensemble de la colonne d'eau.

Ce bilan peut s'écrire également comme une variation de biomasse, en supposant que tout le carbone assimilé est transformé en chlorophylle et que seules la respiration et la production entrent dans ce bilan.

Les résultats sont regroupés dans le tableau ci-dessous.

stations	production nette en gC/m <sup>2</sup> /jour	Bilan exprimé en mgCla/m <sup>3</sup> /jour*	coefficient de variation de biomasse
<b>Wadrineau</b>			
moyenne	-0,11	-0,53	0,98
maximum	0,23	1,16	2,44
<b>Argancy</b>			
moyenne	0,15	0,89	1,10
maximum	0,83	4,96	1,79
<b>Koenigsmacker</b>			
moyenne	-0,10	-0,63	0,85
maximum	0,98	6,15	2,00
<b>Apach</b>			
moyenne	-0,11	-0,48	0,87
maximum	1,12	5,08	2,66
<b>Seille</b>			
moyenne	0,90	24,93	1,80
maximum	3,75	104,05	4,21

\* pour cette transformation, on a utilisé le rapport Chlorophylle/carbone = 40

A partir des hypothèses de départ, le bilan est explicite. En prenant en compte uniquement les phénomènes de production primaire et de respiration, la biomasse maximale produite dans une journée peut atteindre 6,15 µg/l dans la Moselle et 104,05 µg/l dans la Seille. Ce bilan peut également s'écrire comme une augmentation de la biomasse initiale qui peut, dans les cas les plus favorables, être multipliée par 2,66 dans la Moselle et 4,21 dans la Seille.

Les différentes études déjà réalisées dans les cours d'eau donnent un coefficient multiplicatif maximal journalier de 2, c'est-à-dire un doublement de la biomasse en une journée. Aussi, le bilan que nous avons dressé reste-t-il uniquement valable avec les hypothèses de départ, à savoir que tout le carbone assimilé est transformé en chlorophylle et que seules la respiration et la production entrent dans ce bilan.

Dans cette étude, nous nous sommes limités à la mesure de la production primaire et à une estimation de la respiration, aussi nous ne pouvons établir un bilan complet qui prenne en compte les différents termes de disparition du phytoplancton. Ces autres termes de disparition font l'objet d'une étude sommaire, basée sur la bibliographie et sur des analyses de la population zooplanctonique de la Moselle.

### 7.3.6. Simulations de la production primaire dans la Moselle et la Seille.

En utilisant les relations les plus significatives obtenues sur l'ensemble de nos données, nous avons calculé les productions primaires journalières dans la Moselle et dans la Seille.

Les paramètres dont les valeurs sont estimées à partir des relations calculées, sont:

Pmax en fonction des biomasses mesurées

Ik en fonction du rapport Rayonnement journalier/Ke.

#### MOSELLE.

Compte tenu des particularités (Amont de Metz, confluence de la Seille et du plan d'eau de la Maxe) et de l'hétérogénéité des stations de mesure de la Moselle, il n'est pas possible d'utiliser une seule équation pour le calcul des Pmax.

Par conséquent, les relations que nous utiliserons pour ces calculs seront les suivantes:

Wadrineau:  $P_{max} = 0,0067 * C_{la} + 0,011$

Argancy:  $P_{max} = 0,01 * C_{la} + 0,001$

Koenigsmacker et Apach:  $P_{max} = 0,054 * C_{la} + 0,019$

Pour estimer le paramètre Ik, nous utiliserons la relation obtenue sur l'ensemble des données de la Moselle:  $I_k = 0,02 * R_{yj}/K_e + 11,85$ .

#### SEILLE.

Dans la Seille, les mesures ayant été réalisées sur une seule station, les équations utilisées seront les suivantes:

$P_{max} = 0,0058 * C_{la} + 0,062$

$I_k = 0,069 * R_{yj}/K_e + 3,081$

Les résultats obtenus sont présentés sur les figures 41, 42 et 43.

On constate que sur l'ensemble des données de la Moselle, le modèle donne de bons résultats, mais ne permet pas de représenter correctement les valeurs extrêmes trop peu nombreuses pour permettre d'affiner les calculs au niveau des stations et pour lesquelles des mesures complémentaires devraient être réalisées. Globalement, les valeurs calculées surestiment les productions hivernales très faibles et diminuent l'amplitude des plus importants pics de production, lorsque des productivités par unité de biomasse atteignent des niveaux exceptionnels pour la station considérée.

Dans la Seille, les calculs étant réalisés sur une seule station, les résultats sont bien plus satisfaisants, et seule la valeur hivernale du 16 décembre 1987 (3 mgC/m<sup>2</sup>/jour) est fortement surestimée par la simulation (239 mgC/m<sup>2</sup>/jour). Les pics de productions sont assez fidèlement restitués par les équations qui paraissent bien adaptées à cette rivière très turbide.

Figure 41: Evolution comparée des productions primaires journalières mesurées sur le terrain et simulées par les équations de calcul.

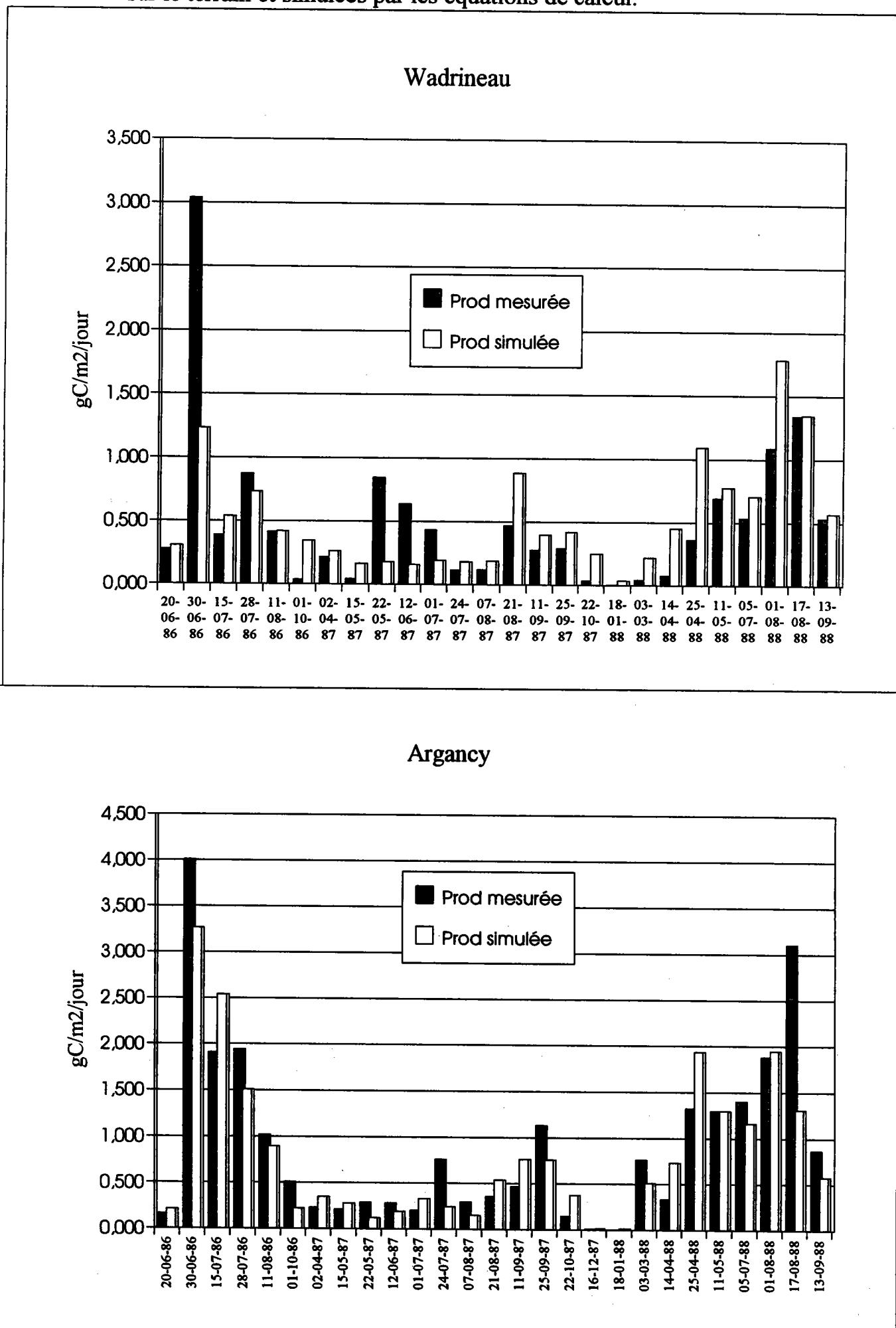


Figure 42: Evolution comparée des productions primaires journalières mesurées sur le terrain et simulées par les équations de calcul.

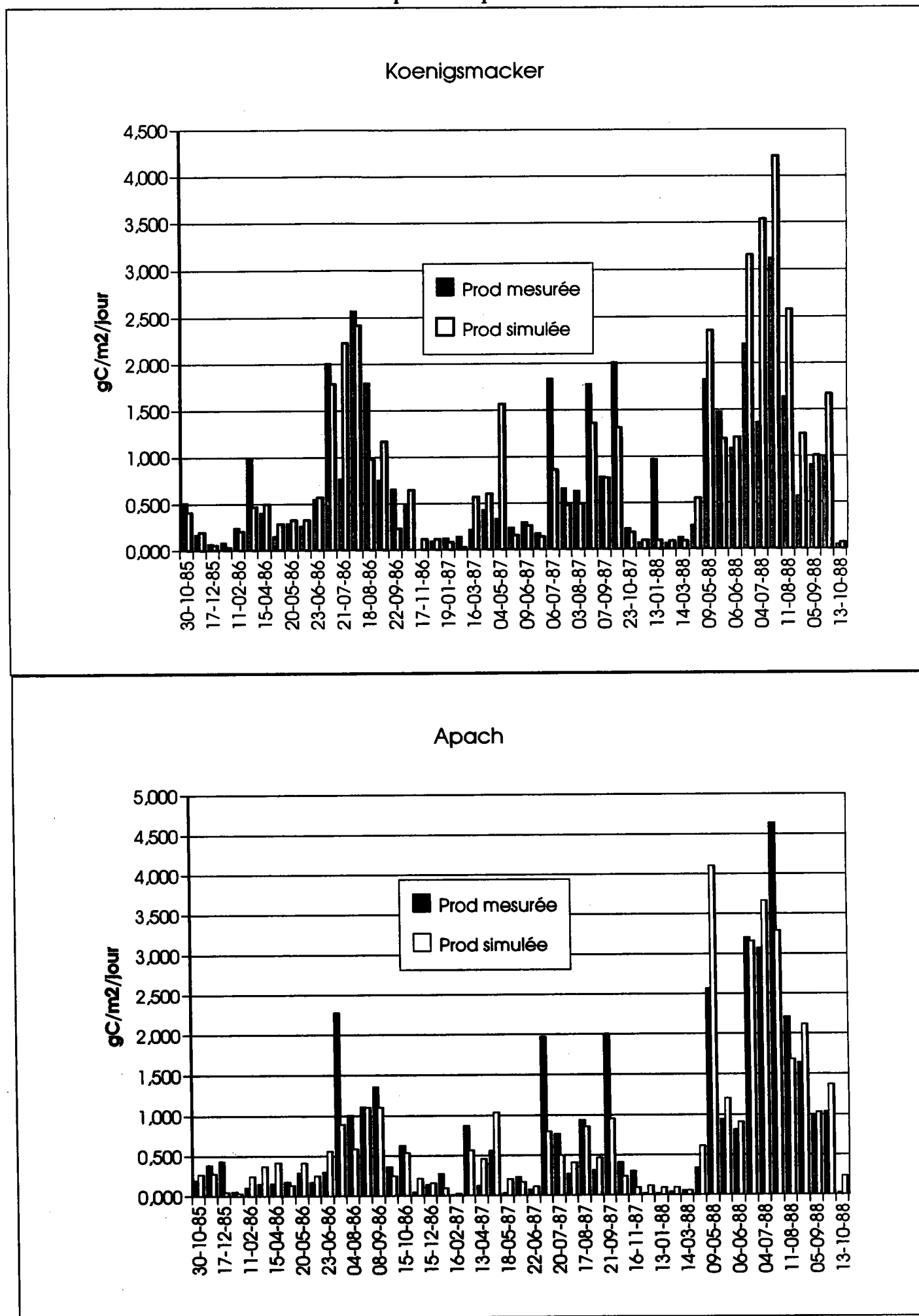
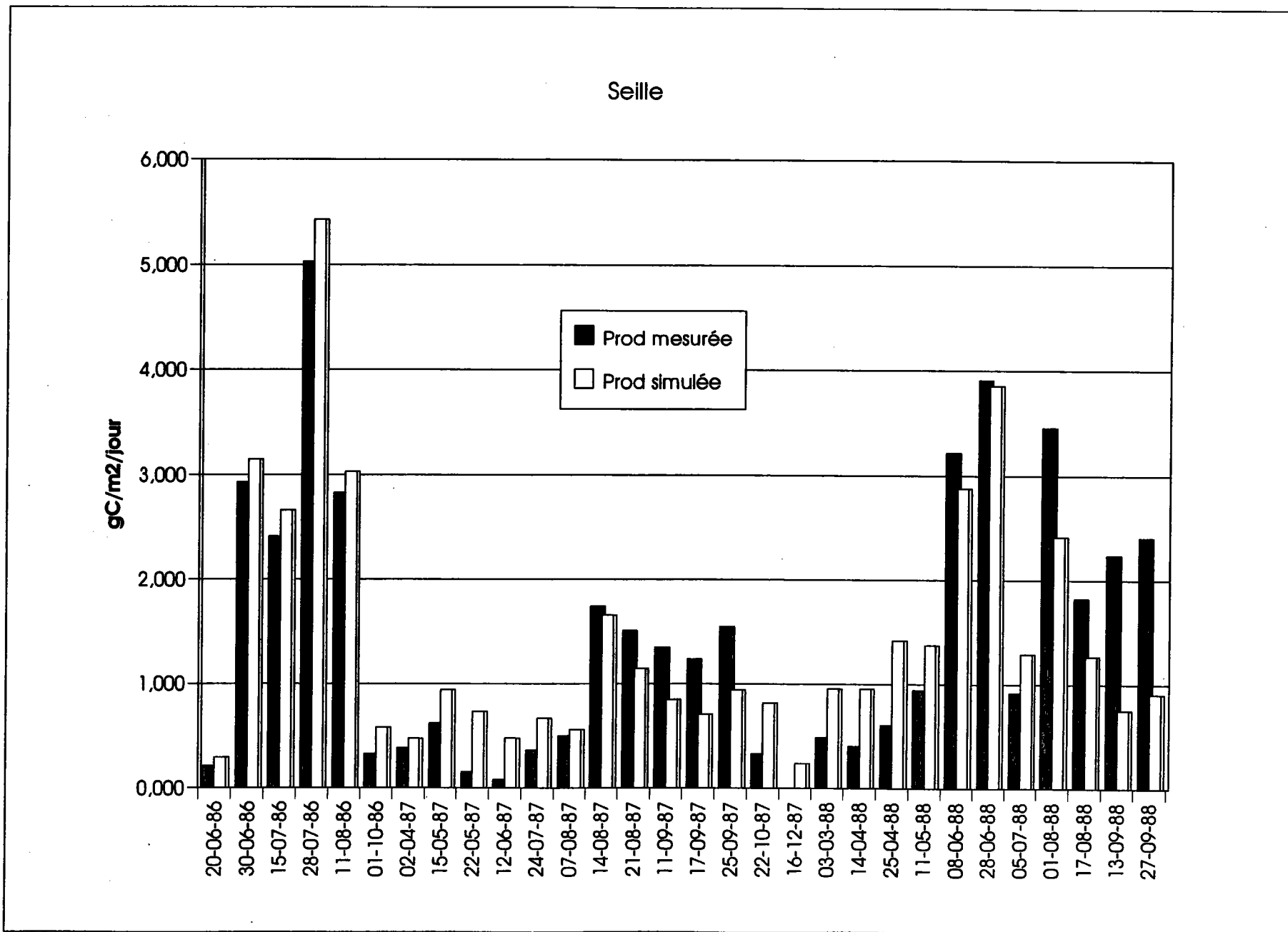


Figure 43: Evolution comparée des productions primaires journalières mesurées sur le terrain et simulées par les équations de calcul sur la Seille.





### 7.3.7. Présentation sommaire des termes de disparition du phytoplancton

La disparition du phytoplancton peut avoir des origines multiples dont les plus importantes sont:

- le broutage par le zooplancton
- la sédimentation
- la respiration
- l'excrétion
- la lyse cellulaire

La respiration et l'excrétion ont déjà été abordés au cours de cette étude. On estime que dans nos cours d'eau, la respiration représente en moyenne, 10 % de la valeur de  $P_{max}$ . D'après les données bibliographiques, l'excrétion de composés cellulaires représenterait environ 5 % de  $P_{max}$  en milieu eutrophe.

#### 7.3.7.1. La sédimentation.

La sédimentation du phytoplancton est difficile à quantifier étant donné le nombre de paramètres à prendre en compte. En effet, dans les cours d'eau, la sédimentation dépend des vitesses d'écoulement mais également des mouvements de convection dans la masse d'eau. Les conditions nutritionnelles interviennent aussi. Ainsi, ALDREDGE et GATSCHALK (1989) ont mesuré une augmentation des vitesses de sédimentation chez les Diatomées marines placées dans des conditions nutritionnelles limitantes.

Les vitesses de sédimentation fluctuent également en fonction des espèces. Les Diatomées, qui constituent l'essentiel de nos peuplements phytoplanctonique, ont tendance à sédimenter plus rapidement que les autres algues du fait de la présence de silice dans les parois des cellules, qui entraîne une augmentation de leur densité comprise entre 1,08 et 1,63 g/cm<sup>3</sup>.

Ainsi, leur vitesse de sédimentation est de 3 à 5,5 fois plus élevée que chez d'autres algues (SANDGREN, 1988). De plus, la petite taille des Diatomées centriques présentes dans les cours d'eau est un autre élément défavorable car chez ces petites espèces, le rapport poids/volume les défavorise par rapport aux grandes espèces du phytoplancton (AMBLARD, 1988).

L'étude de la sédimentation dans les eaux courantes présente d'importantes difficultés, l'utilisation de pièges à sédiments n'étant pas envisageable dans des cours d'eau navigables comme la Moselle ou dans des rivières peu profondes telles que la Seille.

Dans la Seille, les algues qui sédimenter peuvent poursuivre une activité photosynthétique, la zone euphotique englobant toute la masse d'eau. De plus, la présence d'un substrat riche en nutriments permet leur multiplication, ce qui fausse quelque peu les estimations de perte de biomasse par sédimentation.

Dans les différentes études qui traitent de la sédimentation algale, les vitesses citées sont généralement inférieures à 1 m/jour. GOLTERMANN (1975) cite des vitesses de sédimentation, mesurées sur une population de *Scenedesmus*, de 0,06 à 0,6 m/jour. LUND et PAERL (1988), ont obtenu des valeurs comprises entre 0,1 et 0,5 m/jour sur des populations de Diatomées et d'algues vertes. DESCY et al, (1987) utilisent sur la Meuse une valeur de 0,4 m/jour pour la modélisation du développement phytoplanctonique dans la rivière.

Nos données ne peuvent apporter aucun élément quantitatif sur ce paramètre, aussi, nous nous limiterons à cette étude bibliographique non exhaustive du phénomène

### 7.3.7.2. Le broutage par le zooplancton

Le broutage par le zooplancton peut être mesuré grâce à l'utilisation des radioéléments. La technique employée est basée sur le marquage radioactif d'algues par du  $^{14}\text{C}$ . Ces algues sont ensuite mélangées à un échantillon d'eau contenant du zooplancton. L'incubation se fait sur un laps de temps court (environ 5 à 10 minutes), durée du transit intestinal de nombreux organismes zooplanctoniques. L'échantillon est ensuite filtré et on mesure la quantité de radioactivité présente dans le zooplancton.

Les Copépodes et les Cladocères sont les principaux organismes consommateurs de phytoplancton. Les Calanoides, malgré leur régime détritivore, consomment abondamment et régulièrement des Diatomées du genre *Cyclotella* (HART, 1987). Les Cyclops ont un régime alimentaire herbivore quand ils sont jeunes, et carnivore à l'état adulte (LAMOTTE et BOURLIERE, 1983). De plus, le taux de filtration de ces animaux pélagiques est sous la dépendance de facteurs aussi différents que la taille des individus, la composition du phytoplancton, la température de l'eau.

Le broutage représente à lui seul un travail de recherche important qui n'a pas pu être mené simultanément aux mesures de production primaire. Par contre, nous avons suivi l'évolution des populations zooplanctoniques sur les stations de Koenigsmacker et Apach, entre les mois d'avril et de septembre au cours des trois années d'étude, ce qui nous donne un aperçu de la densité de cette population et de son évolution saisonnière. Dans la Seille, les données sur le zooplancton sont extrêmement sommaires. Seule l'étude de DEA réalisée par DUBOST en 1975 apporte quelques renseignements. Il signale la présence de nombreux daphniidés en provenance sans doute des nombreux étangs dispersés le long de la Seille.

Depuis cette étude, la qualité des eaux de la Seille s'est dégradée, et il est à craindre que la population zooplanctonique ait évolué vers une disparition de ces daphniidés au profit d'espèces plus résistantes à la pollution.

### **Population zooplanctonique de la Moselle aval**

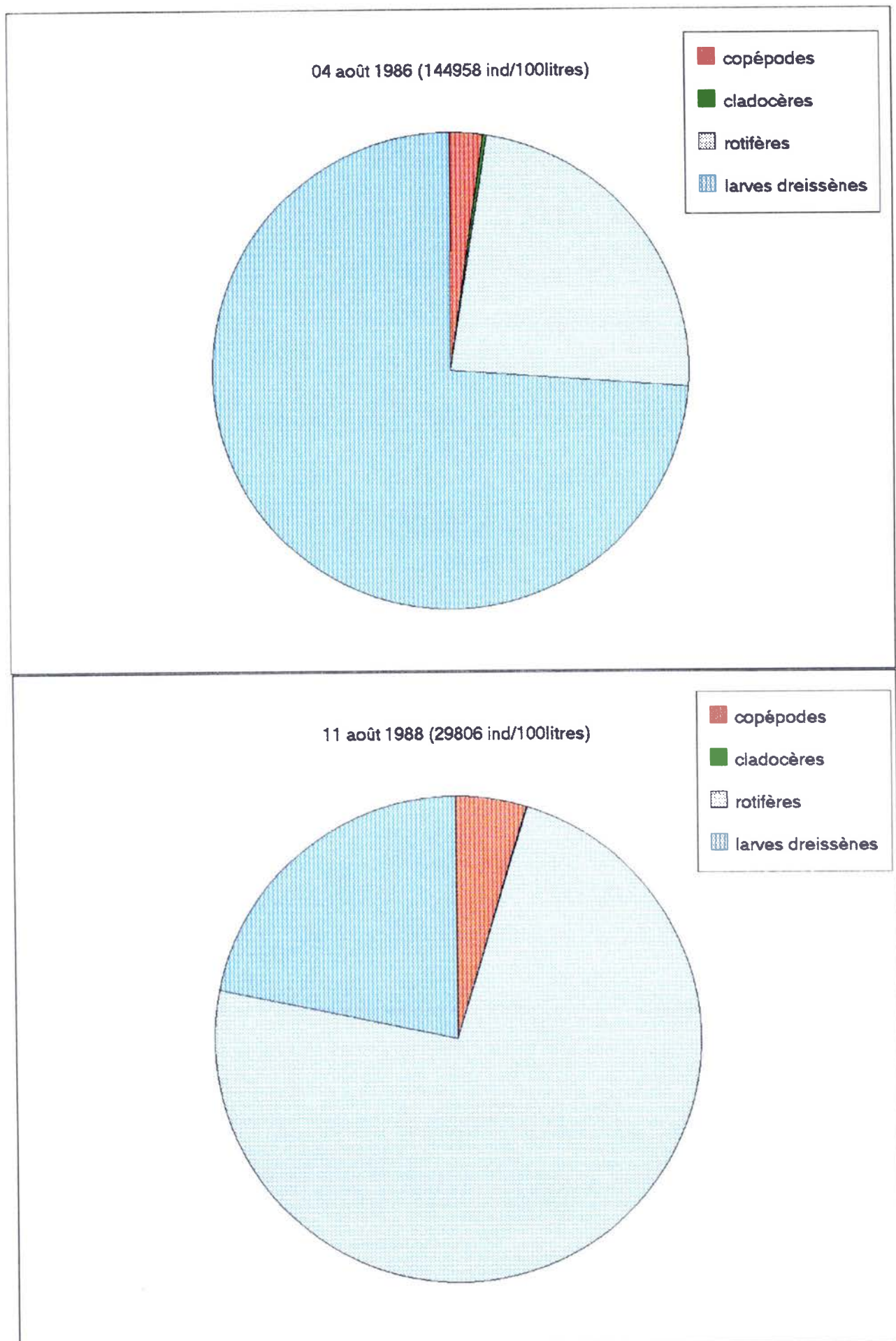
#### Méthode de prélèvement

Les échantillons ont été prélevés au moyen d'une pompe à plancton immergée. 100 litres d'eau sont filtrés à travers un filet de  $80\mu\text{m}$  de vide de maille. Le filtre est ensuite rincé et le contenu est récolté dans un flacon contenant du formol à 10 %. La détermination du zooplancton est réalisée à l'aide d'une loupe binoculaire et d'un microscope optique.

#### Résultats

Les populations zooplanctoniques présentes au niveau des stations de Koenigsmacker et Apach sont constituées de Copépodes, de Cladocères, de Rotifères et en été, de larves de Dreissènes dont les densités peuvent être extrêmement élevées. Ainsi, la plus forte densité en zooplancton mesurée dans la Moselle à la station d'Apach en août 1986, atteignait 144958 individus dans 100 litres d'eau filtrée. Dans cette population, les Rotifères constituaient 74% des individus et les larves de Dreissènes 22% (figure 44).

Figure 44: Deux exemples de la composition de la population zooplanctonique sur la station d'Apach.



On ne rencontre pas de larves de Dreissènes dans tous les échantillons. En fait, l'essaimage à lieu lorsque la température de l'eau devient suffisamment élevée et se déroule sur une durée limitée dans le temps, généralement aux mois de juillet et août. En dehors de cette période, les larves de Dreissènes sont absentes des prélèvements.

Les Rotifères constituent la population la plus importante en nombre d'individus; les Cladocères, principaux consommateurs de phytoplancton ne dépassent pas les 7 ind/litre.

L'évolution des peuplement est relativement similaire sur les deux stations. Seuls deux pics, l'un sur la station d'Apach en août 1986 et l'autre sur la station de Koenigsmacker en août 1988 distinguent les deux points de prélèvement. Le premier pic est lié, nous l'avons vu à une prolifération de Rotifères, alors que le second est provoqué par un essaimage de larves de Dreissènes, dont nous ne connaissons pas l'impact sur la biomasse phytoplanctonique (figure 45).

Au cours de ces trois années de suivi, on s'est rendu compte que le zooplancton n'atteignait des densités importantes qu'au cours de la période estivale, de mai à août. En dehors de cette période, le peuplement est réduit à quelques individus, généralement moins d'un individu par litre d'eau.

L'analyse des données fait apparaître une relation significative entre les densités de zooplancton et les concentrations en phéopigments. Cette relation est mise en évidence sur les deux stations de Koenigsmacker et Apach. Le coefficient de corrélation (R) obtenu sur l'ensemble de nos valeurs est de 0,642. Plus que l'équation elle-même, c'est l'existence d'une relation entre ces deux paramètres qui paraît intéressante. Elle montre qu'il serait peut-être possible d'estimer le broutage du zooplancton par la concentration en phéopigments (figure 46).

Cette relation s'explique si l'on sait que le passage du phytoplancton dans le système digestif des organismes zooplanctoniques provoque une dégradation de la chlorophylle qui se retrouve dans les fèces sous forme de phéopigments. Cependant, tous les phéopigments n'ayant pas pour origine la consommation des algues par le zooplancton, la relation entre ces deux paramètres ne peut être qu'imparfaite.

Cette relation est citée en exemple:

$$\text{Zoo} = 13,55 * \text{phéo} - 66,31 \quad R^2 = 0,412; n = 44$$

Zoo: zooplancton en nombre d'individus par litre

Phéo: phéopigments en µg/l

Aucune relation n'est mise en évidence avec la chlorophylle a. En général, chlorophylle et zooplancton présentent des pics décalés dans le temps, or dans notre suivi, la fréquence des prélèvements n'est pas suffisante pour permettre d'établir une telle relation.

Figure: 45

Densités du zooplancton au niveau des stations de Koenigsmacker et Apach

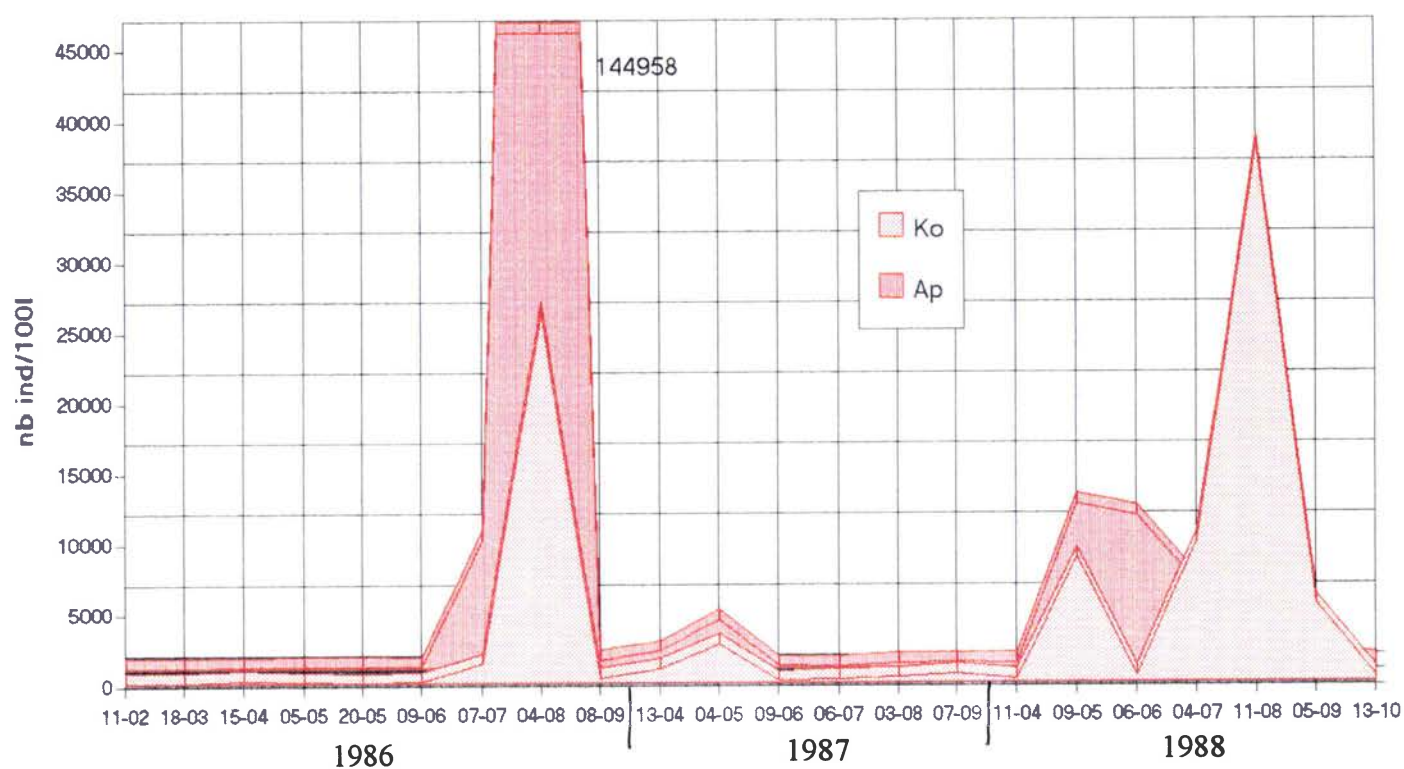
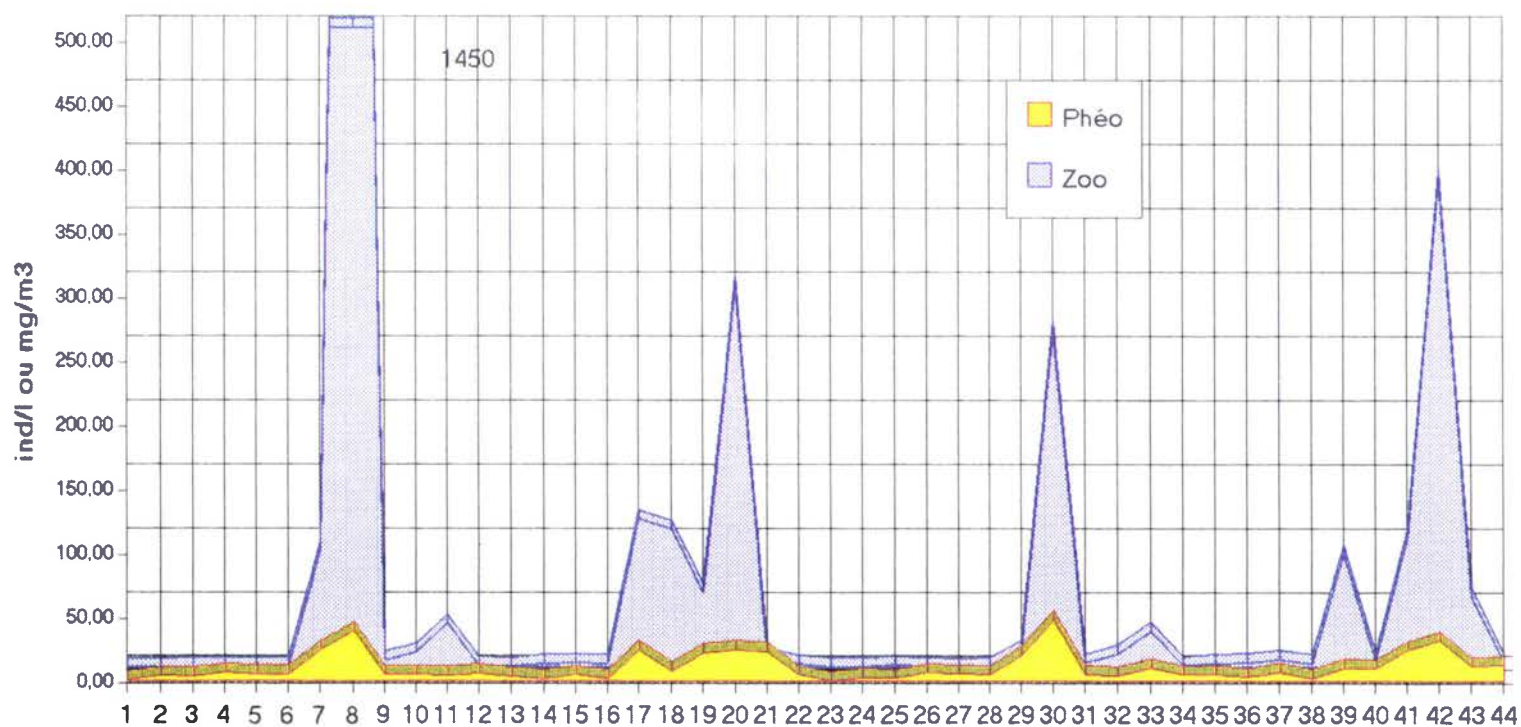


Figure: 46

Evolution comparée de la densité de zooplancton et des concentrations en phéopigments dans la Moselle aval.



## Conclusions

La population zooplanctonique peut atteindre de fortes densités en période estivale alors même que la biomasse algale est au faîte de son développement. Une investigation plus poussée paraît nécessaire pour mieux appréhender ce phénomène de broutage et le quantifier avec précision. Il serait intéressant de vérifier sur d'autres nouvelles séries de mesures la confirmation ou l'infirmité de la relation phéopigments/zooplancton.

Cette étude sommaire montre également qu'une étude du broutage zooplanctonique peut se limiter dans la Moselle à des mesures sur la période comprise entre début mai et mi septembre, hors de cette période, la biomasse zooplanctonique paraît trop faible pour avoir une influence sur la biomasse phytoplanctonique.

## **CONCLUSIONS**

## 8. CONCLUSIONS

Cette étude du développement phytoplanctonique en rivière nous a permis de comprendre et de quantifier les phénomènes de développement phytoplanctoniques. On a ainsi mis en évidence l'existence de paramètres de contrôle de "l'eutrophisation" des rivières Seille et Moselle.

Les conclusions peuvent s'écrire sous forme d'un bilan.

### **La Moselle.**

La Moselle est une rivière fortement minéralisée, les eaux dont le pH légèrement basique, sont généralement bien oxygénées, excepté en période estivale où on mesure d'importants déficits tôt le matin.

Dans cette rivière, on met en évidence la présence d'une pollution excessive en ce qui concerne le phosphore dont les concentrations minimales ne peuvent contrôler la croissance algale. Les rejets urbains sont importants et continus, aussi, les variations de concentrations en phosphore ne peuvent être corrélées à aucune autre variable étudiée.

La pollution azotée se cantonne à un niveau faible au regard des concentrations mesurées dans certains cours d'eau ou dans les nappes souterraines. L'origine essentiellement diffuse de cet élément nutritif, facilement lessivable, est caractérisé par une relation positive entre ses concentrations et le débit. Les nitrates constituent l'essentiel de ces apports alors que la pollution ammoniacale, qui s'est fortement réduite depuis plusieurs années, se résorbe rapidement dans le milieu par oxydation et assimilation végétale.

Les eaux de la Moselle présentent une turbidité élevée qui limite la pénétration du rayonnement solaire aux deux premiers mètres de profondeur. Cette turbidité a pour origine principale les matières en suspensions minérales et dans une moindre mesure les matériaux organiques dans lesquelles le phytoplancton prend une part négligeable. Ces matières solides véhiculées dans la masse d'eau ont des origines multiples: érosion, travaux de curages, rejets urbains ou industriels, remise en suspension de sédiment par les bateaux, micro-organismes morts ou vivants,...

Malgré la faible transparence, la biomasse phytoplanctonique atteint des niveaux relativement élevés qui dépassent les 50  $\mu\text{g/l}$  de chlorophylle a. La croissance du phytoplancton se caractérise par une évolution amont/aval contrôlée par les temps de résidence hydraulique. Les fortes biomasses ne se rencontrent qu'en présence de débits moyens. Lorsque le débit est suffisamment faible, ce sont les paramètres lumière, température et mortalité qui déterminent les concentrations en phytoplancton. Les nutriments toujours dosés à de fortes valeurs ne sont jamais limitants pour la croissance des algues planctoniques.

Le peuplement phytoplanctonique est dominée par les Diatomées centriques dont la densité la plus élevée rencontrée dans la Moselle atteignait 72000 cellules par ml. Les Chlorophycées constituent la deuxième famille la plus importante en densité. Les Cyanophycées n'apparaissent qu'en période d'étiage exceptionnel, avec la stratification de la masse d'eau.

La production primaire mesurée dans cette rivière atteint des niveaux comparables à ceux obtenus dans les grands cours d'eaux français dont le caractère eutrophe a été démontré. Les valeurs de production maximale horaire sont déterminées par la biomasse phytoplanctonique présente au moment de la mesure. La relation établit sur la Moselle entre ces deux paramètre



est de type linéaire lorsque les biomasses sont comprises entre 0 et 60 mgCl<sub>a</sub>/m<sup>3</sup>. Elle s'écrit ainsi:

$$P_{\max} = 0,0054 * Cl_a + 0,019$$

Cette équation englobe la totalité des données de la Moselle, cependant, on obtient de meilleures estimations en utilisant les équations spécifiques aux différentes stations, la pente de la droite de régression variant de 0,01 à Argancy à 0,0053 à Apach.

La productivité par unité de biomasse n'apparaît pas comme un facteur intéressant à utiliser dans la modélisation mathématique des phénomènes de production primaire, la distribution de ses valeurs ne présentant pas de relation facilement identifiable avec les différents paramètres du milieu.

Les incubations simultanées par la méthode de l'oxygène et du carbone 14 ont permis d'établir une relation entre les résultats de ces deux techniques de mesure. Cette relation, utilisée dans ce travail pour exprimer toutes les données en une même unité est la suivante:

$$O_2/C = 4,72 \text{ mgO}_2/\text{mgC}$$

Le paramètre  $I_k$  qui représente une intensité lumineuse optimale pour la photosynthèse paraît évoluer indépendamment des autres paramètres du milieu. La dispersion des valeurs reste très importante quelle que soit la variable que l'on tente de corréliser. Seul le rapport du rayonnement journalier sur le coefficient d'extinction nous paraît décrire une partie plus importante des variations de  $I_k$ . Il paraît souhaitable de comparer les résultats obtenus en utilisant la relation:  $I_k = 0,02 * R_{yj}/K_e + 11,85$  et une valeur constante égale à 18,5 J/cm<sup>2</sup>/h.

La production primaire calculée sur la durée de l'incubation en utilisant l'équation de VOLLENWEIDER donne de très bons résultats, comparables à ceux obtenus lors des incubations in-situ. Cette équation devra donc être utilisée dans le modèle mathématique pour calculer les productions primaires phytoplanctoniques dans la Moselle

En l'état actuel de nos connaissances, seules la profondeur de la Moselle associée à une faible transparence des eaux qui réduit la quantité de lumière disponible, le débit et la température limitent la croissance du phytoplancton. Les éléments nutritifs sont présents à des concentrations trop élevées pour jouer un rôle de contrôle sur la production primaire phytoplanctonique.

D'autres paramètres caractérisant la perte de biomasse mériteraient d'être étudiés, on peut citer en particulier le broutage zooplanctonique, la sédimentation dans les zones amont de barrages ou même la filtration par les spongiaires et bivalves dont les populations peuvent atteindre d'importantes densités. Les mesure que nous avons réalisées dans la Moselle permettent de penser que la consommation d'algues planctoniques par le zooplancton est un des paramètres à étudier plus spécifiquement dans cette rivière.

## La Seille.

La Seille est une rivière typique de plaine, à écoulement lent, mais à régime hydrologique très fluctuant. Les eaux sont fortement minéralisées, basiques et bien oxygénées tout au long de l'année.

Dans cette rivière, les nutriments ont été dosés à de fortes concentrations tout au long des trois

années d'étude, et ceci, quelles que soient les biomasses phytoplanctoniques présentes. Le phosphore est abondant et est retrouvé dans la Seille dès la sortie de l'étang du Lindre, source de la Seille. L'évolution amont/aval du rapport  $PO_4/P_{total}$  donne un bon aperçu de l'activité des algues qui assimilent la forme minérale et font chuter la valeur de ce rapport.

L'azote est également dosé à des concentrations suffisantes pour permettre la croissance du phytoplancton sans jamais la limiter. Les nitrates représentent la forme azotée la plus abondante, alors que l'ammonium dosé à de faibles concentrations disparaît en période de croissance du phytoplancton.

La silice est le seul élément qui présente d'importantes baisses de concentrations en période d'étiage prolongé. Son origine essentiellement érosive et son assimilation par les Diatomées expliquent ces variations.

La transparence de l'eau est encore plus faible que dans la Moselle. Cependant, étant donné la faible profondeur moyenne de la rivière qui est de l'ordre du mètre, la zone euphotique englobe l'ensemble de la masse d'eau. Les fortes concentrations en matières minérales en suspension sont à l'origine d'une extinction rapide de la lumière dans l'eau.

La biomasse phytoplanctonique intervient pour une faible part dans le coefficient d'extinction, lorsque les débits sont inférieurs au module moyen annuel. La relation obtenue pour des débits inférieurs au module moyen annuel est la suivante:

$$K_e = 0,0032 * Cl_a + 0,0818 * MEST + 1,198$$

Pour des débits plus élevés, le coefficient d'extinction dépend des concentrations en matières en suspension. La relation générale qui permet de l'estimer est alors:

$$K_e = 0,0288 * MEST + 3,63$$

Les biomasses phytoplanctoniques atteignent des valeurs extrêmement élevées en période estivale. La valeur maximale mesurée dépasse les 200  $\mu g/l$  de chlorophylle a. L'évolution amont/aval apparaît nettement au cours des profils longitudinaux de la Seille; le développement de la biomasse débute réellement dans la seconde moitié du cours d'eau et atteint son maximum au niveau de la confluence avec la Moselle.

Les espèces phytoplanctoniques déterminées dans la Seille sont quasiment les mêmes que celles de la Moselle. Les espèces dominantes, responsables de la majorité des "bloom" appartiennent au groupe des Diatomées centriques. Les Cyanophycées, présentes à de fortes densités dans l'étang du Lindre, ne sont plus représentées dans la Seille que par une population relictuelle.

La production primaire brute journalière atteint des valeurs supérieures à celles mesurées dans la Moselle. On retrouve ici également la relation très forte qui relie la biomasse et la production maximale horaire. La relation obtenue est la suivante:

$$P_{max} = 0,0058 * Cl_a + 0,062$$

Cette relation est établie sur des valeurs de biomasses comprises entre 0 et 140  $mgCl_a/m^3$ . Cependant, au-delà de 100  $mgCl_a/m^3$ , il semble que l'on atteigne un plateau et que la production maximale ait tendance à diminuer, le phénomène d'auto-ombrage des algues pouvant intervenir.

Le paramètre  $I_k$  est difficile à estimer autrement que par les mesures de production primaire. Le meilleur estimateur paraît être le rapport du rayonnement journalier sur le coefficient d'extinction, ce paramètre traduisant assez bien le climat lumineux dans l'eau. Il serait intéressant dans le cadre de la modélisation, de comparer les résultats obtenus en utilisant la relation:

$I_k = 0,069 * R_{yj}/k_e + 3,08$  et l'utilisation d'une valeur moyenne constante de  $15,6 \text{ J/cm}^2/\text{h}$

Dans cette rivière tout comme dans la Moselle, l'équation de VOLLENWEIDER donne de très bons résultats pour le calcul de la production primaire, et c'est également cette équation qu'il faudra utiliser dans la modélisation.

Les niveaux de production mesurés dans la Seille sont comparables à ceux de la Meuse en Belgique. L'évolution saisonnière est bien marquée: c'est en période estivale que l'on mesure les plus fortes productions alors qu'elles sont pratiquement nulles en hiver.

### **Confluence de la Moselle et de la Seille.**

La confluence des deux rivières marque l'apparition de biomasses plus productives dans la Moselle. Le phytoplancton de la Seille, même dilué dans la Moselle, continue son développement sans pour cela provoquer de "bloom" phytoplanctonique, la profondeur et la turbidité de la rivière limitant la croissance de la biomasse.

Les importantes concentrations en chlorophylle *a* mesurées sur la station aval de la confluence étaient dues à des apports d'eau, très riches en phytoplancton, qui provenaient du plan d'eau de la centrale thermique de La Maxe lorsque celle-ci était en fonctionnement en période estivale.

A ce bilan du travail réalisé sur la Seille et la Moselle, il faut ajouter une remarque qui concerne le choix des stations. En effet, ces stations situées en eaux courantes fournissent des résultats de dosages extrêmement variables en ce qui concerne les éléments chimiques. On arrive rarement à expliquer les variations observées par le débit ou d'autres paramètres physiques ou biologiques. En fait, ces points de mesure sont situés à proximité de rejets plus ou moins importants qui entraînent d'importantes variations dans les valeurs mesurées sur les échantillons d'eau. Ces rejets perturbent les processus chimiques et biologiques qui résorbent les polluants. Ainsi, on peut citer pour chaque station des éléments "perturbateurs".

Sur la station de Wadrineau, on peut citer le plan d'eau de la ville de Metz, alimenté par la Moselle en amont de Wadrineau, et pour lequel le sens d'écoulement des eaux dépend, en période estivale, de la hauteur d'eau dans la Moselle et du mouvement des écluses du canal des mines de fer.

Sur la station d'Argancy, on retrouve les effluents de la station d'épuration de la ville de Metz, la confluence de la Seille, le plan d'eau de La Maxe.

Sur la Seille à Metz, on recense d'importants rejets directs d'eaux usées dans l'agglomération messine, ainsi que des apports très élevés dans la rivière par les affluents et plus particulièrement le ruisseau Saint-Pierre à Magny dans lequel se déversent de nombreux rejets de stations d'épuration peu efficaces.

Au niveau des stations de Koenigsmacker et Apach, les constatations restent les mêmes, avec d'importants rejets urbains dont celui de la ville de Thionville.

Il est peu probable, en l'état actuel de l'assainissement dans la vallée de la Moselle, que l'on puisse trouver une station qui ne subisse pas l'influence de rejets et qui permettrait d'expliquer les variations des concentrations en éléments nutritifs dans la rivière par des paramètres biologiques, chimiques ou physiques tels que ceux utilisés dans les études sur le développement phytoplanctonique.

Les résultats obtenus par cette étude nous amène à proposer une continuité à ce travail. Nous avons cerné avec une assez bonne précision les termes de production primaire, mais par contre, nous n'avons pas mesuré les termes de disparition de la biomasse, excepté la respiration. Il serait intéressant de quantifier ces paramètres par des études sur la mortalité du phytoplancton. Je pense en tout premier lieu à une quantification du broutage par le zooplancton et en particulier lors de l'essaimage des larves de *Dreissena polymorpha* dont nous l'avons vu, les densités peuvent être extrêmement élevées en été. Quel est réellement l'impact du zooplancton sur les populations de Diatomées de ces rivières?

Il serait également utile de déterminer le rôle exact que peuvent jouer les différents organismes benthiques filtreurs sur l'évolution des taux de disparition du phytoplancton (Dreissènes adultes, spongiaires,...).

Le second paramètre qui mériterait une étude plus approfondie concerne la sédimentation des algues planctoniques pour laquelle peu de données sont disponibles dans les cours d'eau. Pour cette étude, une recherche méthodologique serait nécessaire, elle ouvrirait de nouvelles perspectives intéressantes pour la compréhension des écosystèmes aquatiques d'eau courante.

Plus ponctuellement, il serait intéressant d'étudier la confluence de la Moselle et de la Meurthe et de vérifier l'hypothèse d'un choc osmotique subit par le phytoplancton. Cette étude permettrait d'étendre la connaissance du développement algal à la partie amont de la Moselle sur laquelle aucune mesure de production primaire n'est actuellement disponible.

## **BIBLIOGRAPHIE.**

## BIBLIOGRAPHIE

AGENCE DE BASSIN RHIN-MEUSE, 1978. Synthèse bibliographique sur la toxicité de l'ammonium vis-à-vis de la faune piscicole d'eau douce: 5p.

AGENCE DE BASSIN RHIN-MEUSE, 1985. L'eutrophisation des rivières du bassin Rhin-Meuse. Etat des connaissances. Perspectives d'action. ( Réunion du Comité de Bassin du 28/11/1985 ): 13 p.

ALLDREDGE A.L. & GOTSCHALK C.C. , 1989. Direct observations of the mass flocculation of diatom blooms: characteristics, settling velocities and formation of diatom aggregates. *Deep Sea Res.* 36(2): 159-171.

AMBLARD C. & BOURDIER G. , 1987. Charge énergétique de différentes classes de taille phytoplanctoniques en milieu lacustre eutrophe. *Nat. Can. (Rev. Ecol. Syst.)* 144: 397-403.

AMBLARD C. , 1988. Seasonal succession and strategies of phytoplankton development in two lakes of different trophic states. *J. Plankton Res.* , 10 (6): 1189-1208.

ANGOT M. , 1972. Comparaison de deux méthodes de traitement des échantillons d'eau ( " in situ réel et in situ simulé " ) pour l'étude de la production primaire par la technique du C14. *Cah. ORSTOM* , 10 (1): 71-73.

ASTHEIMER H. , 1983. Phytoplankton spring bloom patches in the Skagerrak, Kattegat and Bornholm basin. In: North sea dynamics, L. Sündermann , (Ed.). *Berlin Springer Verlag*: 611-631.

ASTHEIMER H. & HAARDT H. , 1984. Small scale patchiness of the chlorophyll-fluorescence in the sea: aspects of instrumentation, data processing and interpretation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* , 15: 233-245.

BAILEY-WATTS A.E. , 1976. Planktonic diatoms and silica in Loch Leven, Kinross, Scotland: a one month silica budget. *Freshw. Biol.* , 6: 203-213.

BACKER M.C. , 1965. Test for dissolved oxygen: correction to the Winkler method. *Tappi*, 48 (4): 81-82.

BALLAND P. , 1988. Origine domestique des apports en phosphore: 35 p. In *Association Internationale Des Entretiens Ecologiques*. Colloque ( 1988, Dijon ). Le Phosphore, ses dérivés et leur comportement dans le milieu naturel.

BANNISTER T.T. & WEIDEMANN A.D. , 1984. The maximum quantum yield of phytoplankton photosynthesis in situ. *J. Plankton Res.* , 6: 275-295.

BARDELLI A. , 1981. La pollution de la Moselle française. Contribution à une méthode de représentation cartographique de l'évolution spatio-temporelle des différents types de pollution sur une période décennale (1965 à 1974). *Thèse 3<sup>ème</sup> cycle: Ecologie: Univer. Metz*: 197 p. ; annexes.

- BARNES R.S.K. & K.H. MANN (Eds.) ,1980. Fundamentals of aquatic ecosystems. *Oxford, Blackwell* , 229 p.
- BARNUM S.R. & GENDEL S.M. , 1987. Heterotrophic growth of nine strains of filamentous Cyanobacteria. *Iowa State J. Res.* , 62 (2): 147-159.
- BELAMIE R. , LEYNAUD D. , OBERLIN G. & FERRY M. , 1984. Recherches méthodologiques sur les transports d'azote vers les eaux superficielles en milieu rural. *C. R. Acad. Agric. Fr.* , 70 (12): 1565-1576.
- BELAMIE R. , 1988. Transfert eau-sédiments. Importance du phosphore dans le milieu aquatique: 15 p. *In* Association Internationale Des Entretiens Ecologiques. Colloque ( 1988, Dijon ). Le Phosphore, ses dérivés et leur comportement dans le milieu naturel.
- BERKALOFF A. , BOURGET J. , FAVARD P. & N. , LACROIX J.C. , 1981. Biologie et physiologie cellulaire III: chloroplastes, peroxyosomes, division cellulaire. *Paris, Hermann* : 321p.
- BERRIE A.D. , 1972. Productivity of the river Thames at Reading. *Symp. Zool. Soc. Lond.* ,(29): 69-86.
- BIDIGARE R.R. , KENNICUTT M.C. & BROOKS J.M. , 1985. Rapid determination of chlorophylls and their degradation products by high performance liquid chromatography. *Limnol. Oceanogr.* ,30 (2): 432-435
- BILLEN G. , CAVELIER C. , DESSERTY S. , LANCELOT C. , MEYBECK M. & SOMVILLE M. , 1984. Evolution de la qualité de la rivière Oise lors de sa rétention dans le bassin de " storage " de Méry ( France ). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* ,(22): 1510-1515.
- BINDLOSS M.E. , 1974. Primary productivity of phytoplankton in Loch Leven, Kinross. *Proc. Roy. Soc. Edinburgh B*, 74 (10): 157-181.
- BINGHAM D.R. , LIN C.H. & HOAG R.S. , 1984. Nitrogen cycle and algal growth modeling. *J. W.P.C.F.* , 56 (10): 1118-1121.
- BJORNSEN P.K. , LARSEN J.B. , GEERTZ-HANSEN O. & OLSEN M. , 1986. A field technique for the determination of zooplankton grazing on natural bacterioplankton. *Freshw. Biol.* , 16: 245-253.
- BLANC F. , LEVEAU M. , BONIN M.C. , LAUREC A. , 1972. Ecologie d'un milieu eutrophe: traitement mathématique des données. *Mar. Biol.* , 14: 120-129.
- BLOESCH J. & BURGI H.R. , 1989. Changes in phytoplankton and zooplankton biomass and composition reflected by sedimentation. *Limnol. Oceanogr.* , 34 (6): 1048-1061.
- BOERS P.C.H. & VAN HESE D. , 1988. Phosphorus release from the peaty sediments of the Loosdrecht lakes ( The Netherlands ). *Water Res.* , 22 (3): 355-363.
- BORDET F. , 1980. Influence de l'échauffement de l'eau par une centrale thermique, sur la photosynthèse planctonique en Seine, au niveau de Porcheville. *Cah. Lab. Hydrobiol. Montereau*, (10): p 33-47.

- BOUGIS P. ,1974. Ecologie du plancton marin. I - *le phytoplancton*. Paris, Masson: 196 p.
- BOWLES N.D. , PEARL H.W. & TUCKER J. , 1985. Effective solvents and extraction periods employed in phytoplankton carotenoides and chlorophyll determinations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* , 42 (6): 1127-1131.
- BRABAND A. , FAAFENG & NILSSEN J.P.M. , 1987. Pelagic predators and interfering algae: stabilizing factors in temperate eutrophic lakes. *Arch. Hydrobiol.* , 110 (4): 533-552.
- BRICAUD A. , BEDHOMME A.L. & MOREL A. , 1988. Optical properties of diverse phytoplanktonic species: experimental results and theoretical interpretation. *J. Plankton Res.* , 10 ( 5 ): 851-873.
- BROUARDEL J. & RINCK E. , 1963. Mesure de la production organique en Méditerranée dans les parages de Monaco, à l'aide du C14. *Ann. Inst. Oceanogr.* XL: 109-164.
- BROWN J.S. , 1988. Photosynthetic pigment organization in Diatoms ( Bacillariophyceae ). *J. Phycol.* 24: 96-102.
- BUHLMANN B. , BOSSARD P. & UEHLINGER U. , 1987. The influence of longwave ultraviolet radiation ( u.v. A ) on the photosynthetic activity ( C14 assimilation ) of phytoplankton. *J. Plankton Res.* , 9 (5): 935-943.
- BUKATA R.P. , JEROME J.H. & BRUTON J.E. , 1988. Relationships among secchi disk depth, beam attenuation coefficient and irradiance attenuation coefficient for Great Lakes waters. *J. Great Lakes Res.* 14 (3): 347-355.
- BURDEN D.G. , MALONE R.F. & GREMILLION P. , 1987. Instability in a hypereutrophic urban lake. *Environ. Monit. Assess.* , 9: 13-24.
- BUTTERWICK C. , HEANY S.I. & TALLING J.F. , 1982. A comparaison of eight methods for estimating the biomass and growth of planktonic algae. *Bryol. Phycol. J.* , 17: 69-79.
- BUTTON R.S. & BLINN D.W. , 1975. Planktonic diatom fluctuations in a northern Arizona moutain lake. *Southwest. Nat.* , 20 (3): 397-408.
- CAMPBELL E.E. , DUPREEZ D.R. , BATE D.R. & BATE G.C. , 1988. Photosynthetic rates and photoinhibition of surf Diatoms in fluctuating light. *Bot. Nat.* , 31: 411-416.
- CAMPBELL E.E. & BATE G.C. , 1988. The photosynthetic response of surf phytoplankton to temperature. *Bot. Mar.* , 31: 251-255.
- CANFIELD D.E. & al. , 1984. Prediction of chlorophyll a concentrations in Florida lakes: importance of aquatic macrophytes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* , 41 (3): 497-501.
- CANFIELD D.E. & WATKINS C.E. , 1984. Relationships between zooplankton abundance and chlorophyll a concentrations in Florida lakes. *J. Freshw. Ecol.* , 2 (4): 335-343.
- CANFIELD D.E. , LINDA S.B. & HODGSON L.M. , 1985. Chlorophyll - biomass - nutrient relation ships for natural assemblages of Florida phytoplankton. *Wat. Res. Bull.* , 21 (3): 381-391.



- CAPBLANCQ J. & DAUTA A. , 1978. Phytoplancton et production primaire de la rivière Lot. *Ann. Limnol.* , 14 (1-2): 85-112.
- CAPBLANCQ J. , DAUTA A. , CAUSSADE B. , DECAMBE H. , 1982. Variations journalières de la production du phytoplancton en rivière: modélisation d'un bief du Lot. *Ann. Limnol.* , 18 (2): 101-132.
- CARACO N. , 1986. The measurement of bacterial chlorophyll and algal chlorophyll a in natural waters. *Limnol. Oceanogr.* , 31 (4): 889-893.
- CARLTON R.G. & WETZEL R.G. , 1988. Phosphorus flux from lake sediments: effect of epipellic algal oxygen production. *Limnol. Oceanogr.* , 33 (4, part 1): 562-570.
- CARMICHAEL W.W. , MIN-JUAN Y. , ZHEN-RONG H. , JIA6WAN H. & JIA-LU Y. , 1988. Occurrence of the toxic cyanobacterium ( blue-green alga ). *Microcystis aeruginosa* in central China. *Arch. Hydrobiol.* , 114 (1): 21-30.
- CARPENTER E.J. & DUNHAM S. , 1985. Nitrogenous nutrient uptake, primary production and species composition of phytoplakton in the Carmans river estuary, Long Island, New York. *Limnol. Oceanogr.* , 30 (3): 513-526.
- CHAHUNEAU F. , DESCLERS S. & MEYER J.A. , 1980. Les modèles de simulation en écologie lacustre. Présentation des différentes approches et analyses des modèles existants. *Acta. Oecol. , Oecol. Gener.* 1 (1): 27-50.
- CODD G.A. & BELL S.G. , 1985. Eutrophication and toxic Cyanobacteria in freshwaters. *Wat. Pollut. Control*, 84 (2): 225-232.
- COLE B.E. , 1984. Evaluation of an ATP photometer for measuring C<sup>14</sup> activity. *Limnol. Oceanogr.* , 29 (3): 663-666.
- COLE B.E. & CLOERN J.E. , 1984. Significance of biomass and light availability to phytoplankton productivity in San Francisco Bay. *Mar. Oecol. prog. ser.* , 17: 15-24.
- COLLOS Y. , MAESTRINI S.Y. & ROBERT J.M. , 1989. Nocturnal synthesis and diurnal degradation of phytoplakton biomass in surface waters. *Mar. Biol.* , 101: 457-462.
- COLMAN B. , 1989. Photosynthetic carbon assimilation and the suppression of photorespiration in the cyanobacteria. *Aquatic Botany* , 34: 211-231.
- COMMISSION INTERNATIONALE DE LA MOSELLE ET DE LA SARRE CONTRE LA POLLUTION, 1983. Qualité des eaux de la Moselle, de la Sarre et de leurs affluents. Examen des résultats analytiques obtenus au cours de l'année 1982. LANGENFELD F. , (rapporteur), 11 p.
- CONLEY D.J. & KILHAM S.S. , 1989. Differences in silica content between marine and freshwater Diatoms. *Limnol. Oceanogr.* , 34 (1): 205-213.
- CORNER E.J.H. 1964. La vie des plantes: 383 p. *Encyclopédie de la nature .Editions Rencontre, Lausanne.* 4: 11-47.

- CROUZET P. , 1972. Détermination des rendements de comptage par scintillation liquide du C14 dans les mesures de production primaire en milieu lagunaire. *Rev. Int. Oceanogr. Med.* , XXVI: 27-41.
- CROUZET P , 1982. L'eutrophisation dans le bassin Loire-Bretagne. Descriptif, application et extension de la méthodologie à l'élaboration d'une politique de lutte sur un grand bassin versant. In: *Journées de l'Hydraulique ( 17; 1982; Nantes ), l'assainissement de demain*, II. ( V/11 ): 1-6.
- CROUZET P. & AMEZAL A. , 1982. Méthodologie d'analyse des causes et remèdes à l'eutrophisation des cours d'eau. Mise au point sur le bassin de l'Indre. In: *Journées de l'Hydraulique ( 17; 1982; Nantes ), l'assainissement de demain*, II. ( V/3 ): 1-7.
- CONSEIL SUPERIEUR DE LA PECHE, DR 3, 1983. Etude de la coloration de la Meuse moyenne en 1982 , 6 p.
- CULLEN J.J. & LEWIS M.R. , 1988. The kinetics of algal photoadaptation in the context of vertical mixing. *J. Plankton Res.* , 10 (5): 1039-1063.
- CURRIE D. & KALFF J. , 1984. A comparaison of abilities of freshwater algae and bacteria to acquire and retain phosphorus. *Limnol. Oceanogr.* , 29 (2): 298-310.
- CURRIE D. & KALFF J. , 1984. The relative importance of bacterioplankton and phytoplankton in phosphorus uptake in freshwater. *Limnol. Oceanogr.* , 29 (2): 311-321.
- DARO M.H. , 1978. A simplified C14 method for grazing measurements on natural planktonic populations. *Helgol. Meeresunters.*, 31: 241-248.
- DAUTA A. , 1982. Conditions de développement du phytoplancton. Etude comparative du comportement de huit espèces en culture. I - Détermination des paramètres de croissance en fonction de la lumière et de la température. *Ann. Limnol.* , 18 (3): 217-262.  
II - Rôle des nutriments: assimilation et stockage intracellulaire. *Ann. Limnol.* , 18 (3): 263-292.
- DAUTA A. & CAPBLANCQ J. , 1985. Simulation numérique de la dynamique du phytoplancton dans une succession de réservoirs à faible temps de rétention sur la rivière Lot. *Ann. Limnol.* , 21 (3): 203-212.
- DAUTA A. , 1986. Modélisation du développement du phytoplancton dans une rivière canalisée eutrophe: le Lot ( France ). *Ann. Limnol.* 22 (2): 119-132.
- DAVISON W. , 1987. Internal elemental cycles affecting the long-term alkalinity of lakes: implication for lakes restoration . *Schweiz. Z. Hydrol.*, 49 (2): 186-201.
- DENAT D. , 1977. Etude de la production primaire dans le réservoir de Carjac ( Lot ). Th. 3ème cycle: biologie animale: Univ. P. Sabatier, Toulouse: 94 p.
- DESCY J.P. , SERVAIS P. , SMITH J.S. , BILLEN G. & EVERBECQ E. , 1987. Phytoplankton biomass and production in the river Meuse ( Belgium ). *Water Res.* , 21 (12): 1557-1566.

- DESSERTY S. , DULAC C. , LAURENCEAU J.M. & MEYBECK M. , 1984. Evolution du carbone organique particulaire " algal " et " détritique " dans trois rivières du Bassin Parisien. *Arch. Hydrobiol.* , 100 (2): 235-260.
- DESSERTY S. , LANCELOT C. & BILLEN G. , 1984. Primary production and its fate in the storage basin of Méry-sur-Oise. *Verh. Intern. Verein. Limnol.* , 22: 1504-1509.
- DORIOZ J.H. , PILLEBOUE E. & FERHI A. , 1989. Dynamique du phosphore dans les bassins versants: importance des phénomènes de rétention dans les sédiments. *Water Res.* , 23 (2): 147-158.
- DOWNES M.T. , 1988. Aquatic nitrogen transformations at low oxygen concentrations. *Appl. Environ. Microbiol.* , 54 (1): 172-175.
- DUBINSKY Z. , BERMAN T. & SCHANZ F. , 1984. Field experiments for in situ measurement of photosynthetic efficiency and quantum yield. *J. Plankton Res.* , 6 (2): 339-349.
- DUBOST C. & DUBOST D. , 1975. Etude qualitative et quantitative du zooplancton de la Moselle. Les Rotifères, indicateurs biologiques de pollution. *Mém. D.E.A.: Ecotoxicol: Univ. Metz* , 56 p.
- DULAC C. , LAURENCEAU J.M. & MEYBECK M. , 1981. Variations de la chlorophylle dans la Seine en amont de Paris ( mai 79 - mai 80 ). *In*: Association Française de Limnologie, congrès national, (26; 1981;Orléans ): les grands fleuves français: 70-78.
- DUSSART B. , 1966. Limnologie: l'étude des eaux continentales. *Paris, Gauthier-Villars*: 676 p.
- EBENHOH W. , 1988. Coexistence of an unlimited number of algal species in a model system. *Theor. Popul. Biol.* , 34 (2): 130-144.
- ELORANTO P.V. & SALMINEN R. , 1984. Phytoplankton primary production in an eutrophic cooling water pond. *Hydrobiol.* , 118: 267-274.
- EILERS P.H. & PEETERS J.C.H. , 1988. A model for the relationship between light intensity and the rate of photosynthesis in phytoplankton. *Ecol. Model.* , 42: 199-215.
- ELBER F. & SCHANZ F. , 1989. The causes of change in the diversity and stability of phytoplankton communities in small lakes. *Freshw. Biol.* , 21: 237-251.
- ERTL M. & JURIS S. , 1967. Measurements of primary production in the river Danube. *Biol.* , 22 (9): 654-658.
- EVANS G.T. , 1988. A framework for discussing seasonal succession and coexistence of phytoplankton species. *Limnol. Oceanogr.* , 33 (5): 1027-1036.
- FAHNENSTIEL G.L. & SCAVIA D. , 1987. Dynamics of lake Michigan phytoplankton: the deep chlorophyll layer. *J. Great Lakes Res.* , 13 (3): 285-295.

- FAHNENSTIEL G.L. & CARRICK H.J. , 1988. Primary production in lakes Huron and Michigan: in vitro and in situ comparisons. *J. Plankton Res.* , 10 (6): 1273-1283.
- FALKOWSKI P.G. , 1984. Physiological responses of phytoplankton to natural light regimes. *J. Plankton Res.* , 6 (2): 295-307.
- FALLOWFIELD H.J. & DAFT M.J. , 1988. The extracellular release of dissolved organic carbon by freshwater Cyanobacteria and algae and the interaction with *Lysobacter* CP-1. *Bryol. Phycol. J.* , 23: 317-326
- FEUILLADE M. , 1972. Croissance d'*Oscillatoria rubescens* et variations quantitatives de la chlorophylle et des différents caroténoïdes en fonction de l'éclairement. *Ann. Hydrobiol.* , 3 (1): 21-31.
- FEUILLADE J. (ed), 1985. Caractérisation et essais de restauration d'un écosystème dégradé: le lac de Nantua. *Paris, I.N.R.A.*: 165p.
- FEUILLADE M. , BOHATIER J. , BOURDIER G. , DUFOUR P. , FEUILLADE J. & KRUPKA H. , 1988. Amino acid uptake by a natural population of *Oscillatoria rubescens* in relation to uptake by bacterioplankton. *Arch. Hydrobiol.* , 113 (3): 345-358.
- FIELD S.D. & EFFLERS W. , 1988. Temperature and the productivity-light relationships. *Water Resour. Bull.*, 24 (2): 325-328.
- FOGG G.E. , 1980. Phytoplanktonic primary production. *In*: Fundamentals of aquatic ecosystems - R.S.K. Barnes et K.H. Mann, eds. - Oxford, Blackwell : 24-45.
- FOOTE J. , 1984. Thin layer chromatography (T.L.C.) of chlorophyll pigments. *Am.. Biol. Teach.*, 46 (4): 226-229.
- FOY R.H. , 1986. Suppression of phosphorus release from lake sediments by the addition of nitrate. *Water Res.* 20 (11): 1345-1351.
- FOY R.H. & FITZSIMONS A.G. , 1987. Phosphorus inactivation in an eutrophic lake by the direct addition of ferric aluminium sulphate: changes in phytoplankton populations. *Freshw. Biol.* , 17: 1-13.
- FRANCKO D.A. , 1986. Measurement of algal chlorophyll -a and carbon assimilation by a tissue solubilizer method: a critical analysis. *Arch. Hydrobiol.* , 106 (3): 327-335.
- FRECAUT R. , 1971. La Moselle et son bassin: contribution à l'hydrologie et à la dynamique fluviales en milieu tempéré océanique. Th. Etat: Univ. Bretagne Occident.: Brest: 840 p.
- GAILLARD P. , 1978. Synthèse bibliographique concernant les sources et les facteurs de l'eutrophisation. *Mem. D.E.A.: écologie; Univ. Metz*: 54 p.
- GARNIER J. , 1982. Production primaire d'une sablière ( lac de Créteil, Val-de-Marne ). Etude de certains facteurs de contrôle. *Th. 3 ème cycle: Univ. Pierre et Marie Curie: Paris VI*: 121 p.

GARNIER J. , 1983. Production phytoplanctonique dans un lac de sablière ( lac de Créteil, France ). *Acta. Oecol. , Oecol. Gen. , 4 (4): 115-129.*

GARNIER J. , 1984. Evolution de la transparence et de la concentration en chlorophylle a des eaux d'une sablière ( lac de Créteil, région parisienne ) au cours de quatre années ( 1979 à 1982 ). *Rev. Fr.Sci. Eau, 3 (1): 71-81.*

GAWLER M. & ANGELI N. , 1987. Intensité du broutage dans le lac Léman en relation avec la structure de tailles des particules: variations nycthémérales. *Nat. Can. ( Rev. Ecol. Syst. ), 114: 405-415.*

GEIDER R.J. , 1988. Estimating the growth and loss rates of phytoplankton from time-series observations of C14 bicarbonate uptake. *Mar. Ecol. Prog. Ser. , 43: 125-138.*

GENG Q. Z. , 1988. Modélisation conjointe du cycle de l'eau et du transfert des nitrates dans un système hydrologique. Th. Doct. Ing. ;Ecole Nat. Sup. Mines: Paris: 225 p.

GLOVER H.E. , SMITH A.E. & SHAPIRO L. , 1985. Diurnal variations in photosynthetic rates: comparaisons of ultraphytoplankton with a larger phytoplankton size fraction. *J. Plankton Res. , 7 (4): 519-535.*

GOLTERMAN H.L. , 1975. Physiological limnology: approach to the physiology of lake ecosystems. Amsterdam , Elsevier: 490 p.

GOLTERMAN H.L. , 1988. Origine, rôle et utilisation du phosphore: cycle biogéochimique du phosphore: 11 p. In *Association Internationale Des Entretiens Ecologiques. Colloque ( 1988; Dijon ). Le Phosphore, ses dérivés et leur comportement dans le milieu naturel.*

GOSSE P. , 1984. L'eutrophisation de la Moselle: dynamique du phytoplancton entre Pont-à-Mousson et Koenigsmacker au cours de l'été 1983. Rapport E.D.F / H.E 31/84.16: 44 p.

GOSSE P. & SEPTIER H. , 1984. Etude de l'eutrophisation des rivières dans le bassin Rhin-Meuse. Rapport E.D.F , H.E / 31/84. 35: 54 p.

GOSSE P. , GRAS R.A. , SALLERON J.L. & LEGLIZE L. , 1986. Approches successives dans le contrôle de l'eutrophisation d'une rivière: le Doubs, la Moselle et la Meuse. In: *Journées de l'Hydraulique.(19; 1986; Paris). L'impact des activités humaines sur les eaux continentales, III - 4: 1-8.*

GOSSE P. , 1987. Impact d'une réduction des rejets de phosphore sur les concentrations en phytoplancton dans la Moselle. Rapport E.D.F, Direction étude et recherche, Chatoux. EDF, HE 31/87 ,6, 69 p.

GOSSE P. , 1989. Monitoring the quality of water in the Doubs river ( France ). *Hydroecol. Appl. , 1/2: 85-116.*

GROBBELAAR J.U. , 1985. Phytoplankton productivity in turbid water. *J. Plankton Res. , 7 (5): 653-663.*

GROBBELAAR J.U. , 1989. The contribution of phytoplankton productivity in turbid freshwaters to their trophic states. *Hydrobiol. , 173: 127-133.*

- GRASMUCK N. , 1989. Etude des relations entre les végétaux aquatiques fixés et les caractéristiques du milieu. DEA Sciences agronomiques, ENSAIA de Nancy, 71 p et annexes.
- HAADT H. & MASKE H. , 1987. Specific in vivo absorption coefficient of chlorophyll -a at 675 nm. *Limnol. Oceanogr.* , 32 (3): 608-619.
- HAINS J.J. , 1985. Practical considerations for routine chlorophyll measurements: precautions and comparison of extraction methods. *J. Freshw. Ecol.* , 3 (2): 175-179.
- HAMA T. & HANDA N. , 1987. Pattern of organic matter production by natural phytoplankton population in an eutrophic lake. 2: Extracellular products. *Arch. Hydrobiol.* , 109 (2): 227-243.
- HANEY J.F. , 1973. An in situ examination of the grazing activities of natural zooplankton communities. *Arch. Hydrobiol.* , 72 (1): 87-132.
- HARRIS G.P. , 1978. Photosynthesis, productivity and growth: the physiological ecology of the phytoplankton. *Arch. Hydrobiol.* , 10,: 1-171.
- HARRIS G.P. , GRIFFITHS F.B. & THOMAS D.P. , 1989. Light and dark uptake and loss of C<sup>14</sup>: methodological problems with productivity measurements in oceanic waters. *Hydrobiol.* , 173: 95-105.
- HARRISSON W.G. , PLATT T. & LEWIS M.R. , 1985. The utility of light saturation models for estimating marine primary productivity in the field: a comparison with conventional simulated in situ methods. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* , 42 (5): 864-872.
- HART R.C. , 1987. Observations on Calanoïd diet, seston, phytoplankton-zooplankton relationships and interferences on Calanoïd food limitation in a Silt-laden reservoir. *Arch. Hydrobiol.* , 111 (1): 67-82.
- HARTWIG E.O. , 1978. Factors affecting respiration and photosynthesis by the benthic community of a subtidal siliceous sediment. *Mar. Biol.* , 46: 283-293.
- HAYWARD T.L. & MAC COWAN J.A. , 1985. Spatial patterns of chlorophyll, primary production, macrozooplankton biomass and physical structure in the central North Pacific ocean. *J. Plankton Res.* , 7 (2): 147-167.
- HORN H. & LOTHAR P. , 1984. Interactions between light situation, depth of mixing and phytoplankton growth during the spring period of full circulation. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.* , 69 (4): 507-519.
- HENRY R. , HINO K. , GENTIL J.G. & TUNDISI J.G. , 1985. Primary production and effects of enrichment with nitrate and phosphorus on phytoplankton in the Barra Bonita reservoir ( State of Sao Paulo, Brasil ). *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.* , 70 (4): 561-573.
- HILMER T. & BATE G.C. , 1989. Filter types filtration and post-filtration treatment in phytoplankton studies. *J. Plankton Res.* , 11 (1): 49-63.
- HINO S. , 1988. Extracellular release of organic matter associated with the physiological state of freshwater blue-green algae. *Arch. Hydrobiol.* , 113 (2): 307-317.

HISCOX J.D. & ISRAELSTAM G.F. , 1979. A method for the extraction of chlorophyll from leaf tissue without maceration. *Can. J. Bot.* , 57: 1332-1334.

HOFFMANN M. , 1981. Recherche d'un modèle prévisionnel de la production d'oxygène photosynthétique dans des grands fleuves pollués. *In: Association Française de Limnologie. Congrès national (25; 1981; Orléans). Les grands fleuves français: 162-171.*

HOFMANN E.E. , 1988. Plankton dynamics on the outer southeastern U.S. continental shelf. Part III: a coupled physical-biological model. *J. Mar. Res.* , 46: 919-946.

HOJERSLEV N.K. , 1978. Daylight measurements appropriate for photosynthetic studies in natural sea waters. *J. Cons. Int. Explor. Mer*, 38 (2): 131-146.

HOLLIGAN P.M. , BALCH W.N. & YENTSCH C.M. , 1984. The significance of subsurface chlorophyll, nitrite and ammonium maxima in relation to nitrogen for phytoplankton growth in stratified waters of the Gulf of Maine. *J. Mar. Res.* , 42: 1051-1073.

HOPNER T. , WONNEBERGER K. & EBENHOH W. , 1983. Die Nährstoffversorgung der Wattoberfläche. *Vom Wasser*, 61: 77-89.

IMHOFF K.R. & ALBRECHT D.R. , 1982. Nutrients and algal growth in an impounded river, consequences for its oxygen balance and nutrient control strategy. *Water Sci. Technol.* , 14: 185-197.

ISTVANOVICS V. , 1988. Seasonal variation of phosphorus release from the sediments of shallow lake Balaton ( Hungary ). *Water Res.* , 22 (12): 1473-1481.

JANSSON M. , PERSSON G. & BROBERG O. , 1986. Phosphorus in acidified lakes: the example of lake Gårdsjön, Sweden. *Hydrobiol.* , 139: 81-96.

JENQ T.R. , GRANSTROM M.L. , HSUEH S.F. & UCHRIN C.G. , 1984. A phosphorus management Lp model case study. *Water. Resour. Bull.* , 20 (4): 511-520.

JENSEN J. & REVSBECH N.P. , 1989. Photosynthesis and respiration of a diatom biofilm cultured in a gradient growth chamber. *Microbiol. Ecol.* , 62: 29-38.

JEROME J.H. , BUKATA R.P. & BRUTON J.E. , 1983. Spectral attenuation and irradiance in the Laurentian great lakes. *J. Great Lakes Res.* , 9 (1): 60-68.

JEWSON D.H. , TALLING J.F. , DRING M.J. , TILZER M.M. , HEANEY S.I. & CUNNINGHAM C. , 1984. Measurement of photosynthetically available radiation in freshwater: comparative tests of some current instruments used in studies of primary production. *J. Plankton. Res.* , 6 (2): 259-273.

JONES R.A. & LEE F.G. , 1982. Recent advances in assessing impact of phosphorus loads on eutrophication related water quality. *Water Res.* , 16: 503-515.

JONES R.A. & LEE F.G. , 1984. Impact of phosphorus load reductions on eutrophication - related water quality of Roodeplaar Dam ( reservoir ), Republic of South Africa. *Water SA.* , 3: 115-120.

- JONES R.I. & ILMAVIRTA V. , 1988. Flagellates in freshwater ecosystems. Concluding remarks. *Hydrobiol.* , 161: 271-274.
- JORGENSEN E.G. , 1957. Diatom periodicity and silicon assimilation. *Dansk. Botanisk Arkiv.* , 18 (1), 54p.
- KEITHAN E.D. & LOWE R.L. , 1985. Primary productivity and spatial structure of phytolith growth in streams in the great Smoky Mountains National Park, Tennessee. *Hydrol.* , 123: 59-67.
- KELL V. , 1984. Bemerkungen zur Methode der Primärproduktionsmessung nach der C<sup>14</sup> - der Radiokohlenstoffmethode. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* , 12 (1): 93-98.
- KIRK J.T.O. , 1979. Spectral distribution of photosynthetically active radiation in some South-Eastern Australian waters. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* , 30: 81-91.
- KIRK J.T.O. , 1986. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge Univer. Press: 401 p.
- KOPF W. , 1983. Some aspects of the underwater light climate of a regulated river. *Z. Wasser Abwasser Forsch.* , 16 (5): 168-172.
- KOSHEL R. , BENNDORF J. , PROFT G. & RECKNAGEL F. , 1983. Calcite precipitation as a natural control mechanism of eutrophication. *Arch. Hydrobiol.* , 98 (3): 380-408.
- KRAUSE G.H. & SOMERSALO S. , 1989. Fluorescence as a tool in photosynthesis research: application in studies of photoinhibition, cold acclimatation and freezing stress. *Phil. Trans. R. Limnol. B.* , 323: 281-293.
- LACK T.J. & BERRIE A.D. , 1971. Phytoplankton production in the rivers Thames and Kennet at Reading during 1970: p 43-62.
- LAMOTTE M. & BOURLIERE F. (Eds.) , 1978. Problèmes d'écologie: structure et fonctionnement des écosystèmes limniques. *Paris, Masson*, 360 p.
- LANGDON C. , 1988. On the causes of interspecific differences in the growth-irradiance relationship for phytoplankton. II. A general review. *J. Plankton. Res.* , 10 (6): 1291-1312.
- LAPIERRE L. & PLANAS D. , 1987. Facteurs contrôlant la production primaire dans deux rivières soumises à une forte réduction de débit. *Hydrobiol.* , 153: 109-119.
- LAVAL C. , 1985. Solubilité en milieu naturel des différentes formes de phosphore et leur biodisponibilité. Mém. DUESS: Univ. Limoges: Lab. Génie Chim.: 116 p.
- LEAN D.R.S. , CUHEL R.L. & CHARLTON M.N. , 1989. Protein synthesis: a measure of growth for lake plankton. *Hydrobiol.* , 173: 119-126.
- LE CREN E.D. & LOWE Mc CONNELL R.H. ,(Eds.), 1980. The Functioning of freshwater ecosystems. *Cambridge Univ. Press.* , 588 p.



- LEE G.F. & JONES R.A. , 1984. Summary of U.S. O.E.C.D. eutrophication study. Results and their application to water quality management. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* , 22: 261-267.
- LEGLIZÉ L. , DEMERS S. , YENTSCH C.H. & YENTSCH C.S. , 1983. The C<sup>14</sup> method: patterns of dark CO<sub>2</sub> fixation and DCMU correction to replace the dark bottle. *Limnol. Oceanogr.* , 28 (5): 996-1003.
- LEGLIZÉ L. , 1984. Etude des phénomènes d'eutrophisation dans les rivières du bassin Rhin-Meuse.  
1- Bilan détaillé des données quantitatives et qualitatives recueillies en 1983 sur la Meuse et la Moselle. Rapp. contrat Univ.Metz Lab. Ecologie / A.F.B.R.M: 25 p.
- LEGLIZÉ L. & GIGLEUX M. , 1984. Etude des phénomènes d'eutrophisation dans les rivières du bassin Rhin-Meuse. Bilan quantitatif de la campagne Moselle complémentaire de 1984. Rapp. contrat Univ. Metz, Lab. Ecologie / A.F.B.R.M: 36 p et annexes.
- LEGLIZÉ L. , 1985. Eutrophisation des rivières du bassin Rhin-Meuse. Rapport de synthèse 1983-1984. Univ. Metz, Lab. Ecologie / Agence de l'eau Rhin-Meuse: 45 p.
- LEVET D. & MARTIN X. , 1988. Lutte contre l'eutrophisation de la retenue du Cebron par déstratification. Premiers résultats. *T.S.M. l'eau*, (6): 339-344.
- L'HOTE Y. , 1967. La Seille, étude hydrologique. Th. 3ème cycle: géodynamique externe: Univ. Paris: 204p.
- LIND O.T. , 1986. The effect of non-algal turbidity on the relationship of secchi depth to chlorophyll a. *Hydrobiol.* , 140: 27-35.
- LINDHOLM T. , ERICKSSON J.E. & MERILUOTO J.A.O. , 1989. Toxic cyanobacteria and water quality problems - examples from a eutrophic lake on Åland, south west Finland. *Water Res.* , 23 (4): 481-486.
- LIPSCHULTZ F. , WOFSEY S.C. and FOX L.E. , 1985. The effects of light and nutrients on rates of ammonium transformation in a eutrophic river. *Mar. Chem.* , 16: 329-341.
- LIU Q. & SEKI H. , 1987. Population dynamics of the phytoplankton community in Doh-Hoh-Numa Bog, Tsukuba City, Japan. *Arch. Hydrobiol.* , 110 (4): 481-497.
- LOHRENZ S.E. & TAYLOR C.D. , 1987. Primary production of protein.  
I- Comparison of net cellular carbon and protein synthesis with C<sup>14</sup> derived rate estimates in steady-state cultures of marine phytoplankton. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* , 35: 277-292.
- LOHRENZ S.E. , TAYLOR C.D. & HOWES B.L. , 1987. Primary production of protein.  
II- Algal protein metabolism and its relation to particulate organic matter composition in the surface mixed layer. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* , 40: 175-183.
- LORENZEN C.J. , 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrometric equations. *Limnol. Oceanogr.* , 12: 343-346.
- LORENZEN C.J. , 1963. Diurnal variation photosynthetic activity of natural phytoplankton populations. *Limnol. Oceanogr.* , 8: 56-62.

- LUND J.W.G. , 1970. Primary production. *Water Treat. Exam.* , 4: 332-358.
- LUNG W.S. & PAERL H.W. , 1988. Modeling Blue-green algal blooms in the lower Neuse river. *Water Res.* , 22 (7): 895-905.
- MAC ALLISTER C.D. , 1961. Observation on the variation of planktonic photosynthesis with light intensity, using both the O<sub>2</sub> and C<sup>14</sup> methods. *Limnol. Oceanogr.* , 6 (4): 483-484.
- MAC INTIRE C.D. , GARRISON R.L. , PHINNEY H.K. & WARREN C.E. , 1964. Primary production in laboratory streams. *Limnol. Oceanogr.* , 9: 92-102.
- MANNY B.A. , FAHNENSTIEL G.L. & GARDNER W.S. , 1987. Acid rain stimulation of lake Michigan phytoplankton growth. *J. Great Lakes Res.* , 13 (2): 218-223.
- MARKAGER S. & SANDJENSEN K. , 1989. Patterns of night-time respiration in a dense phytoplankton community under a natural light regime. *J. Ecol.* , 77: 49-61.
- MARKER A.F.H. , 1972. The use of acetone and methanol in the estimation of chlorophyll in the presence of phaeophytin. *Freshw. Biol.* , 2: 361-385.
- MARKER A.F.H. , CROWTHER C.A. & GUNN R.J. , 1980. Methanol and acetone as solvents for estimating chlorophyll -a and phaeopigments by spectrophotometry. *Arch. Hydrobiol.* , 14: 52-69.
- MARRA J., WIEBE P.H. , BISHOP J.K.B. & STEPIEN J.C. , 1987. Primary production and grazing in the plankton of the Panama bight. *Bull. Mar. Sci.* , 40 (2): 255-270.
- MARSHALL C.T. , MORIN A. & PETERS R.H. , 1988. Estimates of mean chlorophyll -a concentration: precision, accuracy and sampling design. *Water Resour. Bull.* , 24 (5): 1027-1034.
- MARTIN G. ( coord. ), 1987. Phosphore: point sur l'épuration et le traitement des effluents. 3: 1-135. *Paris, Lavoisier*, 297 p.
- MATHIS B.J. , ROOT R.J. & WEIMAN G.W. , 1968. Chlorophyll a in the Illinois river. *Trans. Ill. State Acad. Sci.* , 61 (4): 416-420.
- MATHIS B.J. , TAYLOR J.Z. & MYERS S.A. , 1969. Primary productivity in an Illinois river flood plain lake. *Trans. Ill. State Acad. Sci.* , 62 (4): 362-371.
- MEFFERT M.E. & OVERBECK J. , 1985. Dynamics of chlorophyll and photosynthesis in natural phytoplankton associations.  
I- Seasonal and annual cycles of chlorophyll and phaeopigments in relation to eutrophic depth and their vertical distribution in small Northgerman lakes. *Arch. Hydrobiol.* , 104 (2): 219-234.
- MEFFERT M.E. & OVERBECK J. , 1985. Dynamics of chlorophyll and photosynthesis in natural phytoplankton associations.  
II- Primary productivity, quantum yields and photosynthetic rates in small Northgerman lakes. *Arch. Hydrobiol.* , 104 (3): 363-385.

- MERRICK C.J. & GANF G.G. , 1988. Effects of zooplankton grazing on phytoplankton communities in Mt Bold reservoir, South Australia, using enclosures. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* , 39: 503-523.
- MORTAIN-BERTRAND A. , 1988. Photosynthetic metabolism of an antarctic diatom and its physiological responses to fluctuations in light. *Polar Biol.* , 9: 53-60.
- NAVALUNA N.A. , PERRY M.J. & TALBOT M.C. , 1989. The effect of chemical fixation on some optical properties of phytoplankton. *J. Plankton. Res.* , 11 (1): 15-24.
- NEVEUX J. & PANOUSE M. , 1987. Spectrophotometric determination of chlorophylls and pheophytins. *Arch. Hydrobiol.* , 109 (4): 567-581.
- NEWELL A.D. , YOUNOS T.M. , SMOLEN M.D. , MOSTAGHIMI S. , DILLAHA T.A. & MAAS R.P. , 1985. Nonpoint sources. *Journal WPCF* , 57 (6): 630-638.
- NOURISSON M. , 1987. Suivi écologique de l'état hydrobiologique de la Moselle au droit de la centrale électronucléaire de Cattenom, octobre 1985-septembre 1986: 80 p et annexes. *Rapp. contrat, Univ. Metz, Lab. Ecol. / E.D.F. REAL, n° CA 1687.*
- NURNBERG G.K. , 1988. Prediction of phosphorus release rates from total and reductant - soluble phosphorus in anoxic lake sediments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* , 1: 453-462.
- NUSCH E.A. , 1984. Ergebnisse eines Ringversuches zur Chlorophyll -a Bestimmung im Wasser. *Z. Wasser Abwasser Forsch.* , 17: 69-94.
- PAERL H.W. , 1988. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine and inland waters. *Limnol. Oceanogr.* , 33 (4, part 2): 823-847.
- PAFFENHOFER G.A. & PRICE H.J. , 1988. Zooplankton behavior symposium. *Bull. Mar. Sci.* , 43 (3): 325-326.
- PALUMBO A.V. , MULHOLLAND P.J. & ELWOOD J.W. , 1987. Extraction with DMSO to simultaneously measure periphyton photosynthesis, chlorophyll and ATP. *Limnol. Oceanogr.* , 32 (2): 464-471.
- PEARCY R.W. , BJORKMAN O. , CALDWELL M.M. , KEELY J.E. , MONSON R.K. & STRAIN B.R. , 1987. Carbon gain by plants in natural environments. *Biol. Sci.* , 37 (1): 21-29.
- PELLETIER J.P. , 1983. Mesure de la production primaire en milieu aquatique ; problèmes méthodologiques et éléments d'interprétation. *Rev. Fr. Sci. Eau* , 2 (4): 339-366.
- PETERSON D.H. , PERRY M.J. , BENCALA K.E. & TALBOT M.C. , 1987. Phytoplankton productivity in relation to light intensity: a simple equation. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* , 24: 813-832.
- PETERSON W.T. & BELLANTONI D.C. , 1987. Relationships between water column stratification, phytoplankton cell size and copepod fecundity in Long Island sound and off Central Chile. *S. Afr. J. Mar. Sci.* , 5: 411-421.

- PETERSON W.T. , ARCOS D.F. , MAC MANUS G.B. , DAM H. , BELLANTONI D. , JOHNSON T. & TISELIUS P. , 1988. The nearshore zone during coastal upwelling: daily variability and coupling between primary and secondary production of Central Chile. *Progr. Oceanogr.* , 20: 1-40.
- PHINNEY D.A. & YENTSCH C.S. , 1985. A novel phytoplankton chlorophyll technique toward automated analysis. *J. Plankton Res.* , 7 (5): 633-642.
- PIERRE J.F. , 1968. Recherches hydrobiologiques sur la Meurthe. Systématique et écologie de la flore algale. II- Analyse et dynamique d'une population de diatomées. *Bull. Acad. Soc. Lorraine Sci.* , 7 (1), 18 p.
- PIERRE J.F. , 1968. Recherches hydrobiologiques sur la Meurthe. Systématique et écologie de la flore algale. III- Les algues non siliceuses. *Bull. Acad. Soc. Lorraine Sci.* , 7 (2): 150-163.
- PIERRE J.F. , 1976. Contribution à l'étude hydrobiologique des eaux superficielles du bassin Rhin-Meuse. III- Pollution des affluents de la rive gauche de la Moselle. *Bull. Acad. Soc. Lorraine Sci.* , 15 (1): 27-28.
- PIHAN J.C. & al , 1979. Etude de la qualité et du degré d'eutrophisation des eaux de la Moselle. Rapp. Contrat Univ. Metz, Lab. Ecologie / AFBRM , 94 p.
- PILGRIM D.A. , 1987. Measurement and estimation of the extinction coefficient in turbid estuarine waters. *Cont. Shelf Res.* , 7 (11-12): 1425-1428.
- PRAIRIE Y.T. & KALFF J. , 1988. Dissolved phosphorus dynamics in headwater streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* , 45 (2): 200-209.
- PRAIRIE Y.T. & KALFF J. , 1988. Particulate phosphorus dynamics in headwater streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* , 45 (2): 210-215.
- PREMO B.J. , MAC NABB C.C. , PAYNE F.C. , BATTERSON T.R. , CRAIG J.R. & SIAMI M. , 1985. Predicting concentration of total phosphorus and chlorophyll -a in a lake with short hydraulic residence time. *Hydrobiol.* , 122: 231-241.
- PRICSU J.C. , 1984. A comparison of nitrogen and carbon metabolism in the shallow and deepwater phytoplankton populations of a subalpine lake: response to photosynthetic photon flux density. *J. Plankton Res.* , 6 (5): 733-749.
- PRIDMORE R.D. & HEWITT J.E. , 1984. Chlorophyll -a as an indicator of phytoplankton cell volume in 12 lakes, North Island, New-Zealand. *New Zeal. J. Bot.* , 22: 295-301.
- PROCHAZKOVA I. , BLAZKA P. & KRALOVA M. , 1970. Chemical changes involving nitrogen metabolism in water and particulate matter during primary production experiments. *Limnol. Oceanogr.* , 15 (5): 797-807.
- PROCHAZKOVA L. , 1971. Some abiotic factors in relation to the nitrogen and phosphorus concentration of river reservoir water. *Fortschr. Wasserchem.* , 14: 119-124.

- PUTT M. , HARRIS G.P. & CUHEL R.L. , 1987. Photoinhibition in lake Ontario phytoplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* , 44 (12): 2144-2154.
- REDDY K.R. , JESSUP R.E. & RAO P.S.C. , 1988. Nitrogen dynamics in an eutrophic lake sediment. *Hydrobiol.* , 159: 177-188.
- REINERTSEN H. , JENSEN A. , LANGELAND A. & OLSEN Y. , 1986. Algal competition for phosphorus: the influence of zooplankton and fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* , 43 (6): 1135-1141.
- RHODE W. , 1962. Sulla produzione di fitoplancton in laghi trasparenti di alta montagna. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* , 15: 21-28.
- RODIER J. , 1984. L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 7ème édition. *Paris, Dunod*: 1365 p.
- RILEY E.T. & PREPAS E.E. , 1985. Comparison of the phosphorus - chlorophyll relationships in mixed and stratified lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* , 42 (4): 831-835.
- RUNGE J.A. , 1988. Should we expect a relationship between primary production and fisheries ? The role of copepod dynamics as a filter of trophic variability. *Hydrobiol.* , 167/168: 61-71.
- SABATER S. , SABATER F. & ARMENGOL J. , 1988. Relationships between diatom assemblages and physico-chemical variables in the river Ter ( NE Spain ). *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.* , 73 (2): 171-179.
- SADROLASCHRAFI D. , 1980. Contribution à l'étude des pigments chlorophylliens planctoniques et de la production d'oxygène photosynthétique dans les grands cours d'eau du nord est de la France. Th. Doc. ing.: Univ. Metz: 226 p.
- SAKAMOTO M. & al. , 1984. Joint field experiments for comparisons of measuring methods of photosynthetic production. *J. Plankton Res.* , 6 (2): 365-383.
- SANDGREN C.D. (Ed.), 1988. Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. *Cambridge Univ. Press*: 442 p.
- SARTORY D.P. , 1985. The determination of algal chlorophyllous pigments by high performance liquid chromatography and spectrophotometry. *Water Res.* , 19 (5): 605-610.
- SAUNDERS G.W. , TRAMA B.F. & BACHMANN R.W. , 1962. Evaluation of a modified C14 technic for estimation of photosynthesis in large lakes. *Ann. Arbor. Univ. Michigan Great Lakes Res. Division. Publ.* ; 8: 62 p.
- SCHANZ F. & RAI H. , 1988. Extract preparation and comparison of fluorometric, chromatographic ( HPLC ) and spectrophotometric determinations of chlorophyll a. *Arch. Hydrobiol.* , 112 (4): 533-539.
- SCHINDLER D.W. , HESSLEIN R.H. & TURNER M.A. , 1987. Exchange of nutrients between sediments and water after 15 years of experimental eutrophication. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* , 44 (1): 26-33.

- SEITZINGER S.P. , 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance. *Limnol. Oceanogr.* , 33 (4/2): 702-724.
- SERVAIS P. , DEBECKER E. & BILLEN G. , 1984. Annual cycle of gross primary production and respiration in the Viroin river ( Belgium ). *Hydrobiol.* , 111: 57-63.
- SERVICE REGIONAL D'AMENAGEMENT DES EAUX DE LORRAINE, 1972. La pollution des eaux dans le bassin de la Seille. 41 p.
- SHUBERT L.ELLIOT, (Ed.), 1984. Algae as ecological indicators. *London, Academic Press:* 434 p.
- SMITH R. , 1988. Inorganic carbon transport in biological systems. *Comp. Biochem. Physiol.* , 90 (4): 639-654.
- SMITH R. & BIDWELL R.G.S. , 1989. Mechanism of photosynthetic carbon dioxide uptake by the red macroalga *Chondrus crispus*. *Plant. Physiol.* , 89: 93-99.
- SMODLAKA N. , 1986. Primary production of the organic matter as an indicator of the eutrophication in the Northern Adriatic sea. *Sci. Total Environ.* , 56: 211-220.
- SONDERGAARD M. , 1988. Comparison of  $^{14}\text{CO}_2$  uptake in marine macroalgae. *Bot. Mar.* , 31: 417-422.
- SPALDING M.H. , 1989. Photosynthesis and photorespiration in freshwater green algae. *Aquat. Bot.* , 34: 181-209.
- STEEMANN NIELSEN E. & WILLEMOES M. , 1971. How to measure the illumination rate when investigating the rate of photosynthesis of unicellular algae under various light conditions. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.* , 56 (4): 541-556.
- STEINBERG C.E.W. , 1983. Effects of artificial destratification on the phytoplankton populations in a small lake. *J. Plankton Res.* , 5 (6): 855-864.
- STEINBERG C.E.W. & ARZET , 1984. Impact of hypolimnetic aeration on abiotic and biotic conditions in a small kettle lake. *Environ. Technol. Letters*, 5: 151-162.
- STEINBERG C.E.W. & HARTMANN H.M. , 1988. Planktonic bloom forming Cyanobacteria and the eutrophication of lakes and rivers. *Freshw. Biol.* , 20: 279-287.
- SUNDH I. , 1989. Characterization of phytoplankton extracellular products ( PDOC ) and their subsequent uptake by heterotrophic organisms in a mesotrophic forest lake. *J. Plankton Res.* , 11 (3): 463-486.
- SUTTLE C.A. & HARRISON P.J. , 1988. Rapid ammonium uptake by freshwater phytoplankton. *J. Phycol.* , 24: 13-16.
- SUTTLE C.A. & HARRISON P.J. , 1988. Ammonium and phosphorus uptake rates, N/P supply ratios , and evidences for N and P limitation in some oligotrophic lakes. *Limnol. Oceanogr.* , 32 (2): 186-202.

- TALLING J.F. , 1957. The phytoplankton population as a compound photosynthetic system. *New Phytol.* , 57: 133-149.
- TALLING J.F. , 1957. Photosynthetic characteristics of some freshwater plankton diatoms in relation to underwater radiation. *New Phytol.* , 57: 29-50.
- TANG N.H. & BHAGAT S.K. , 1971. Can BOD contribute to algal mass ?. *Water Sew. Works*, (décembre), 396-401.
- TEZUKA Y. , 1989. The C:N:P ratio of phytoplankton determines the relative amounts of dissolved inorganic nitrogen and phosphorus released during aerobic decomposition. *Hydrobiol.* , 173: 55-62.
- TILMAN D. & KIESLING R.L. , 1984. Freshwater algal ecology: taxonomic trade-offs in the temperature dependence of nutrient competitive abilities, 314-319. In: KLUG M.J. & REDDY C.A. (Eds ), *Current perspectives in microbial ecology*. Washington ASM.
- TILMAN D. , KIESLING R. , STERNER R. , KILHAM S.S. & JOHNSON F.A. , 1986. Green, bluegreen and diatom algae: taxonomic differences in competitive ability for phosphorus, silicon and nitrogen. *Arch. Hydrobiol.* , 106 (4): 473-485.
- TILZER M. & BEESE B. , 1988. The seasonal productivity cycle of phytoplankton and controlling factors in lake Constance. *Schweiz. Z. Hydrobiol.* , 50 (1): 1-38.
- TILZER M. , 1989. Distinction between light mediated and light independent variations in phytoplankton production rates. *Hydrobiol.* , 173: 135-140.
- TOLSTOY A. , 1988. Predicted and measured annual primary production of phytoplankton. Examples from some swedish lakes. *Arch. Hydrobiol.* , 113 (3): 381-404.
- TSCHUMI P.A. , ZBAREN D. & ZBAREN J. , 1977. An improved oxygen method for measuring primary production in lakes. *Schweiz. Z. Hydrol.* , 39 (2): 306-313.
- UEHLINGER U. & BLOESCH J. , 1987. The influence of crustacean zooplankton on the size structure of algal biomass and suspended and settling seston ( biomanipulation in limnocorrals II ). *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.* , 72 (4): 473-486.
- VAN DONK E. , VEEN A. & RINGELBERG J. , 1988. Natural community bioassays to determine the abiotic factors that control phytoplankton growth and succession. *Freshw. Biol.* , 20: 199-210.
- VAULOT D. & CHIHOLM W.S. , 1987. A simple model of growth of phytoplankton populations in light / dark cycles. *J. Plankton Res.* , 9 (2): 345-366.
- VINCONNEAU J.C. , SCHAACK F. , BOSCHET A.F. , CHEVALIER D. , VILLESOT D. , JAUBERT M. , LAVAL C. & LAMBERT S. , 1985. The problem of phosphorus in France: its presence in natural waters and biological phosphorus removal. *Water Sci. Technol.* , 17: 1-9.
- VOLLENWEIDER R.A. & NAUWERCK A. , 1961. Some observations on the C14 method for measuring primary production. *Verh. Int. Verein. Limnol.* , XIV: 134-139.

- VOLLENWEIDER R.A. , 1965. Calculation models of photosynthesis depth curves and some implications regarding day rate estimates in primary production measurements. *Mem. Ist. Italo Idrobiol.* 18 suppl.: 425-457.
- VOLLENWEIDER R.A. , 1974. A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. 2nd ed. , Oxford , Blackwell: 224 p.
- WETZEL R.G. , 1965. Nutritional aspects of algal productivity in marl lakes with particular reference to enrichment bioassays and their interpretation. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* , 18 suppl.: 137-157.
- WILLE E. , 1987. Etude des populations phytoplanctoniques du secteur Seille-Moselle. Diplôme européen en sciences de l'environnement: Arlon.: Fondation universitaire luxembourgeoise. 63 p (+ annexes ).
- WOFSY S.C. , 1983. A simple model to predict extinction coefficients and phytoplankton biomass in eutrophic waters. *Limnol. Oceanogr.* , 28 (6): 1144-1155.
- ZOHARY T. & ROBERTS R.D. , 1989. Diurnal mixed layers and the long term dominance of *Microcystis aeruginosa*. *J. Plankton Res.* , 11 (1): 25-48.