

UNIVERSITE DES SCIENCES ET TECHNIQUES DE LILLE

## THESE

présentée à l'Université des Sciences et Techniques de Lille I  
pour obtenir le grade de

DOCTEUR ES SCIENCES



Nadine ANGELI

## RELATIONS ENTRE LE PLANCTON ET LA QUALITE DE L'EAU

incidence des polluants sur le profil biologique de quelques  
canaux et étude comparative des interactions  
plancton-autoépuration en bassins expérimentaux de  
lagunage

Présentée le 3 Mai 1979 devant la commission d'examen

**JURY**

Président : M. M. DURCHON  
Rapporteurs : M. J. CAPBLANCQ  
M. J.-C. PIHAN  
M. R. POURRIOT  
M. E. VIVIER  
Examineur : M. G. LEYNAUD

SCD LILLE 1



D 030 305753 7

50 376  
1 979  
213-1

50376  
1979  
213-1  
N° d'ordre 452

UNIVERSITE DES SCIENCES ET TECHNIQUES DE LILLE

# T H E S E

présentée à l'Université des Sciences et Techniques de Lille

pour obtenir le grade de

DOCTEUR ES SCIENCES



Nadine ANGELI

## RELATIONS ENTRE LE PLANCTON ET LA QUALITÉ DE L'EAU

incidence des polluants sur le profil biologique de quelques  
canaux et étude comparative des interactions  
plancton-autoépuration en bassins expérimentaux de  
lagunage

Présentée le 3 Mai 1979 devant la commission d'examen

**JURY**      Président : M. M. DURCHON  
Rapporteurs : M. J. CAPBLANCO  
                 M. J.-C. PIHAN  
                 M. R. POURRIOT  
                 M. E. VIVIER  
Examineurs : M. G. LEYNAUD

DOYENS HONORAIRES De l'Ancienne Faculté des Sciences

MM. R.DEFRETIN, H.LEFEBVRE, M.PARREAU.

PROFESSEURS HONORAIRES des Anciennes Facultés de Droit  
et Sciences Economiques, des Sciences et des Lettres

MM. ARNOULT, Mme BEAUJEU, BONTE, BROCHARD, CHAPPELON, CHAUDRON, CORDONNIER, CORSIN, DECUYPER, DEHEUVELS, DEHORS, DION, FAUVEL, FLEURY, P.GERMAIN, GLACET, GONTIER, HEIM DE BALSAC, HOCQUETTE, KAMPE DE FERIET, KOUGANOFF, LAMOTTE, LASSERRE, LELONG, Mme LELONG, LHOMME, LIEBAERT, MARTINOT-LAGARDE, MAZET, MICHEL, PEREZ, ROIG, ROSEAU, ROUELLE, SAVARO, SCHILTZ, WATERLOT, WIEMAN, ZAMANSKI.

ANCIENS PRESIDENTS DE L'UNIVERSITE  
DES SCIENCES ET TECHNIQUES DE LILLE

MM. R.DEFRETIN, M.PARREAU, J.LOMBARD.

PRESIDENT DE L'UNIVERSITE  
DES SCIENCES ET TECHNIQUES DE LILLE

M. M.MIGEON.

PROFESSEURS TITULAIRES

M. BACCHUS Pierre	Astronomie
M. BEAUFILS Jean-Pierre	Chimie Physique
M. BILLARD Jean	Physique du Solide
M. BIAYS Pierre	Géographie
M. BONNOT Ernest	Biologie Végétale
M. BOUGHON Pierre	Algèbre
M. BOURIQUET Robert	Biologie Végétale
M. CELET Paul	Géologie Générale
M. COEURE Gérard	Analyse
M. CONSTANT Eugène	Electronique
M. CORDONNIER Vincent	Informatique
M. DEBOURSE Jean-Pierre	Gestion des Entreprises
M. DELATTRE Charles	Géologie Générale
M. DELHAYE Michel	Chimie Physique
M. DERCOURT Jean	Géologie Générale
M. DURCHON Maurice	Biologie Expérimentale
M. FAURE Robert	Mécanique
M. FOURET René	Physique du Solide
M. GABILLARD Robert	Electronique
M. GRANELLE Jean-Jacques	Sciences Economiques
M. GRUSON Laurent	Algèbre
M. GUILLAUME Jean	Microbiologie
M. HECTOR Joseph	Géométrie
M. HEUBEL Joseph	Chimie Minérale
M. LABLACHE-COMBIER Alain	Chimie Organique

M. LACOSTE Louis	Biologie Végétale
M. LANSRAUX Guy	Physique Atomique et Moléculaire
M. LAVEINE Jean-Pierre	Paléontologie
M. LEBRUN André	Electronique
M. LEHMANN Daniel	Géométrie
Mme LENOBLE Jacqueline	Physique Atomique et Moléculaire
M. LHOMME Jean	Chimie
M. LINDER Robert	Biologie et Physiologie Végétales
M. LOMBARD Jacques	Sociologie
M. LOUCHEUX Claude	Chimie Physique
M. LUCQUIN Michel	Chimie Physique
M. MAILLET Pierre	Sciences Economiques
M. MONTREUIL Jean	Biochimie
M. PARREAU Michel	Analyse
M. PAQUET Jacques	Géologie Générale
M. PROUVOST Jean	Minéralogie
M. SALMER Georges	Electronique
Mme SCHWARTZ Marie-Hélène	Géométrie
M. SEGUIER Guy	Electrotechnique
M. STANKIEWICZ François	Sciences Economiques
M. TILLIEU Jacques	Physique Théorique
M. TRIDOT Gabriel	Chimie Appliquée
M. VIDAL Pierre	Automatique
M. VIVIER Emile	Biologie Cellulaire
M. WERTHEIMER Raymond	Physique Atomique et Moléculaire
M. ZEYTOUNIAN Radyadour	Mécanique

#### PROFESSEURS SANS CHAIRE

M. BELLET Jean	Physique Atomique et Moléculaire
M. BKOUCHE Rudolphe	Algèbre
M. BODARD Marcel	Biologie Végétale
M. BOILLY Bénoni	Biologie Animale
M. CAPURON Alfred	Biologie Animale
M. CARREZ Christian	Informatique
M. CORTOIS Jean	Physique Nucléaire et Corpusculaire
Mme DACHARRY Monique	Géographie
M. DEVRAINNE Pierre	Chimie Minérale
M. GOSSELIN Gabriel	Sociologie
M. GOUDMAND Pierre	Chimie Physique
M. GUILBAULT Pierre	Physiologie Animale
M. HERMAN Maurice	Physique Spatiale
M. JOURNEL Gérard	Physique Atomique et Moléculaire
Mme LEHMANN Josiane	Analyse
M. LENTACKER Firmin	Géographie
M. LOUAGE Francis	Electronique
M. MAIZIERES Christian	Automatique
Mle MARQUET Simone	Probabilités
M. MESSELYN Jean	Physique Atomique et Moléculaire
M. MIGEON Michel	Chimie Physique
M. MONTEL Marc	Physique du Solide
M. RACZY Ladislav	Electronique
M. ROUSSEAU Jean-Paul	Physiologie Animale
M. SLIWA Henri	Chimie Organique
M. WATERLOT Michel	Géologie Générale

MAITRES DE CONFERENCES (et Chargés d'Enseignement)

M. AL FAKIR Sabah	Algèbre
M. ANTOINE Philippe	Analyse
M. BART André	Biologie Animale
Mme BATTIAU Yvonne	Géographie
M. BEGUIN Paul	Mécanique
M. BOBE Bernard	Sciences Economiques
M. BONNELLE Jean-Pierre	Chimie
M. BOSCOQ Denis	Probabilités
M. BREZINSKI Claude	Analyse Numérique
M. BRUYELLE Pierre	Géographie
M. CHAMLEY Hervé	Géotechnique
M. COQUERY Jean-Marie	Psychophysiologie
M. COURBIS Bernard	Sciences Economiques
M. COUTURIER Daniel	Chimie Organique
M. DEBRABANT Pierre	Géologie Appliquée
M. DEGAUQUE Pierre	Electronique
M. DELORME Pierre	Physiologie Animale
M. DE PARIS Jean-Claude	Mathématiques
M. DHAINAUT André	Biologie Animale
M. DOUKHAN Jean-Claude	Physique du Solide
M. DUBOIS Henri	Physique
M. DUBRULLE Alain	Physique
M. DUEE Gérard	Géologie
M. DYMENT Arthur	Mécanique
M. ESCAIG Bertrand	Physique du Solide
M. FLAMME Jean-Marie	Technologie de Construction
M. FONTAINE Hubert	Physique
M. GAMBLIN André	Géographie
M. GOBLOT Rémi	Algèbre
M. GREVET Patrick	Sciences Economiques
M. JACOB Gérard	Informatique
M. KREMBEL Jean	Biochimie
M. LAURENT François	Automatique
Mlle LEGRAND Denise	Algèbre
Mlle LEGRAND Solange	Algèbre
M. LEVASSEUR Michel	Sciences Economiques
M. LHENAFF René	Géographie
M. LOCQUENEUX Robert	Physique Théorique
M. LOSFELD Joseph	Informatique
M. MACKE Bruno	Physique
M. MIGNOT Fulbert	Analyse Numérique
M. N'GUYEN VAN CHI Régine	Géographie
M. PARSY Fernand	Mécanique
Mlle PAUPARDIN Colette	Biologie Physiologie Végétales
M. PERROT Pierre	Chimie Appliquée
M. PERTUZON Emile	Physiologie Animale
M. PONSOLLE Louis	Chimie Physique
M. POVY Lucien	Automatique
M. RICHARD Alain	Biologie
M. RIETSCH François	Chimie
M. ROGALSKI Marc	Analyse
M. ROY Jean-Claude	Psychophysiologie
M. SALAMA Pierre	Sciences Economiques
Mme SCHWARZBACH Yvette	Mathématiques
M. SIMON Michel	Sociologie
M. SOMME Jean	Géographie

M<sup>lle</sup> SPIK Geneviève  
M. STERBOUL François  
M. TAILLIEZ Roger  
M. TOULOTTE Jean-Marc  
M. TREANTON Jean-René  
M. VANDORPE Bernard  
M. WALLART Francis  
M<sup>me</sup> ZINN-JUSTIN Nicole

Biochimie  
Informatique  
Biologie  
Automatique  
Sociologie  
Chimie Minérale  
Chimie  
Algèbre

# SOMMAIRE

- V -

<u>I INTRODUCTION - NATURE DES PROBLEMES ET HISTORIQUE</u>	Pages
A - Intérêt régional et général de cette étude -----	1
B - Intérêt particulier des associations planctoniques dans l'étude des milieux lenticques influencés par la pollution -----	4
C - Plancton, indicateur éventuel de la qualité de l'eau ? Intérêt des méthodes biologiques -----	5
1) <i>Historique sur les méthodes biologiques</i> -----	6
2) <i>Caractéristiques de ces méthodes</i> -----	7
a - Méthodes utilisant des organismes indicateurs -----	7
b - Méthodes reposant sur l'étude et la caractérisation des changements de structure biocénotique exprimés par des indices empiriques ou mathématiques -----	8
- indices mathématiques et représentations graphiques particulières	
- indices biotiques	
3) <i>Intérêt éventuel de la faunule composant l'héloplancton         des rivières à cours lent</i> -----	9
 <u>LE MILIEU : PRESENTATION ET ANALYSE MESOLOGIQUE</u> -----	 11
A - Cadre géographique et géomorphologique -----	11
B - Données économiques et humaines -----	12
C - Evolution des pollutions et des besoins en eau -----	13
1) <i>Les eaux de surface</i> -----	13
2) <i>Les eaux souterraines</i> -----	15
 <u>METHODOLOGIE</u> -----	 17
A - Echantillonnage -----	17
B - Facteurs abiotiques -----	18
1) <i>Paramètres physiques</i> -----	18
a - Energie lumineuse -----	18
b - Transparence -----	18
c - Couleur -----	18
d - Température -----	19
e - Matières en suspension (M.e.s.) -----	19
f - PH -----	19
g - Résistivité -----	19
2) <i>Paramètres chimiques</i> -----	20
a - Oxygène dissous -----	20
b - Autres composantes chimiques classiques -----	20
C - Facteurs biotiques -----	20
1) <i>Plancton</i> -----	20
a - Aspect qualitatif -----	20
b - Aspect quantitatif -----	21
- Bactérioplancton	
- Phytoplancton et fraction nannoplanctonique du zooplancton	
- Zooplancton	
. Fraction du plancton récupérable par filtration	
. Nannoplancton	
c - Précision des résultats -----	23
- l'échantillonnage	
- sous-échantillonnage	
- dénombrements	

	Pages
2) Estimation des biomasses (tentative) -----	25
3) Dosage des pigments -----	26
4) Mesure de la productivité primaire par la méthode de l'oxygène -----	27
- Procédé	
- Profondeurs d'incubation	
- Limites d'utilisation de cette méthode	
5) Mesure du rythme de filtration de quelques espèces planctoniques -----	30

**PREMIERE PARTIE**

**INFLUENCE DE LA POLLUTION SUR LES ELEMENTS DU PLANCTON : UNE APPROCHE REPOSANT SUR L'ETUDE DE QUELQUES INSTANTANES DU PROFIL BIOLOGIQUE ET PHYSICOCHIMIQUE DE CANAUX DIVERSEMENT INFLUENCES PAR LES EFFLUENTS INDUSTRIELS ET DOMESTIQUES.**

**I SITUATION ET CARACTERISTIQUES DES BIOTOPES ET DES POINTS DE PRELEVEMENT**

A - Le canal de Seclin -----	34
B - Le canal de la Lys -----	35
C - Le canal de l'Escaut -----	35
D - Le canal de la Deule -----	36
E - Les milieux "naturels" -----	37
. L'étang	
. La mare	

**II RESULTATS** ----- 38

A - Esquisse du profil biologique (plancton) d'un canal influencé par une pollution complexe d'origine industrielle : le canal de Seclin-Nord	38
B - Profil biologique du canal de la Lys -----	78
a) Saison froide -----	78
- l'oxygène dissous	
- le phytoplancton	
- le zooplancton	
b) Printemps -----	80
- facteurs abiotiques	
- bactérioplancton	
- zooplancton	
c) Saison chaude -----	86
- Facteurs abiotiques	
- Facteurs biotiques	
. Bactérioplancton	
. Phytoplancton	
. Zooplancton	

	Pages
C - Profil biologique du canal de l'Escaut -----	91
- Facteurs abiotiques -----	91
. charge organique	
. oxygène dissous	
. azote minéral	
. chlorures	
- Facteurs biotiques -----	93
. Ciliés	
. Métazoaires	
D - Profil biologique du canal de la Deule -----	97
- Facteurs abiotiques -----	97
. Oxygène et hydrogène sulfuré	
. D.B.O <sub>5</sub> , D.C.O	
. Formes d'azote	
. Sulfates, chlorures	
. Micropolluants	
- Facteurs biotiques -----	101
. Bactérioplancton	
. Phytoplancton	
. Zooplancton	

### III COMPARAISON DES CARACTERISTIQUES DU PLANCTON DES CANAUX AVEC CELLES DE BIOTOPES EXCLUSIVEMENT INFLUENCES PAR UNE POLLUTION

<u>NATURELLE.</u> -----	106
A - Associations planctoniques d'un étang modérément eutrophe -----	106
- Facteurs abiotiques -----	106
- Bactérioplancton -----	106
- Phytoplancton -----	108
. les Bacillariophycées -----	108
. les petits Flagellés -----	108
- Zooplancton -----	110
. les Ciliés -----	110
. les Métazoaires -----	110
B - Héléoplancton d'une mare polytrophe -----	111
- Facteurs abiotiques -----	111
- Phytoplancton -----	113
- Zooplancton -----	113
C - Comparaison des associations planctoniques caractéristiques des divers biotopes étudiés et conclusions -----	116

DEUXIEME PARTIE

Pages

ETUDE DE LA DYNAMIQUE DES POPULATIONS ET DES INTERACTIONS PLANCTON -  
QUALITE DE L'EAU EN BASSINS EXPERIMENTAUX DE LAGUNAGE.

INTRODUCTION

1 - Définition et caractéristiques du lagunage -----	122
2 - Historique -----	123

I BASSIN PILOTE DES ANSEREUILLES ALIMENTÉ PAR LES EAUX DE LA DEULE

A WAVRIN

A - Description et fonctionnement -----	124
B - Localisation des points de prélèvement -----	128
C - Résultats -----	129
1 - Facteurs abiotiques -----	130
a - Mesures physiques -----	130
- Température -----	130
- Turbidité / transparence -----	133
- pH -----	133
- Résistivité -----	134
b - Mesures chimiques et biochimiques -----	134
- Oxygène -----	134
- Paramètres permettant d'apprécier la charge polluante -----	
. D.B.O <sub>5</sub>	
. D.C.O	
. Azote minéral	
. Orthophosphates	
2 - Facteurs biotiques -----	139
a - Bactérioplancton -----	139
- Les Escherichia coli	
- Les Clostridium sulfitoréducteurs	
b - Phytoplancton -----	140
- Variations quantitatives des effectifs au cours des saisons	
et du transit de la masse d'eau -----	141
- Les successions -----	141
- Comparaison avec les observations faites par DELANNOY (1972) -----	143
c - Quelques instantanés de la productivité primaire -----	145
d - Zooplancton -----	147
- Ciliés	
- Métazoaires	
D - Interprétation et discussion -----	152
1 - Caractéristiques du rendement du bassin -----	152
a - Analyse des phénomènes responsables du mauvais rendement	
printannier du bassin -----	152
b - Interprétation de l'augmentation de charge organique	
concomitante aux proliférations algales -----	153
- D.B.O par les substances dégradables en solution	
(lyse cellulaire et métabolites) -----	154
- D.B.O. par le zooplancton -----	155

	Pages
2 - Comparaison des successions observées dans ce pilote avec celles décrites pour des étangs recevant une forte charge organique durant l'hiver -----	155
C - Interprétation des interactions phyto- zooplancton , plancton - qualité de l'eau envisagées sous l'angle des capacités de filtration du zooplancton -----	157
a - Ordre de grandeur des capacités de filtration du zooplancton -----	158
b - Facteurs susceptibles de retarder la colonisation du bassin par les grands filtreurs. -----	165
- Les fortes sursaturations -----	165
- Une concentration trop élevée en trypton -----	166
- élévation du pH et augmentation concomittante du taux d'ammoniaque non dissocié -----	166
- effets toxiques des métabolites excrétés par les algues -----	167
<b>II BASSIN PILOTE: DES PRÉS DUHEM ALIMENTÉ PAR LA LYS A ARMENTIÈRES -----</b>	<b>171</b>
A - Caractéristiques -----	171
1 - Description -----	171
2 - Fonctionnement -----	172
3 - Localisation des points de prélèvements -----	173
B - Résultats -----	175
1 - Facteurs abiotiques -----	175
a - Mesures physiques -----	175
- Température -----	175
. Profils verticaux et régime thermique -----	175
. Importance du gradient thermique sur le temps de séjour de l'eau à traiter -----	
- Propriétés optiques -----	179
. Turbidité et coefficient d'absorption -----	179
. Variations spatio-temporelles du niveau de compensation $Z_{1\%}$ -----	182
. Discussion -----	182
° Intéret écologique des caractéristiques optiques du milieu -----	182
° Intéret pratique -----	183
b - Critères de qualité de l'eau -----	185
- Oxygène dissous -----	185
. Variations saisonnières -----	185
. Variations spatio-temporelles de l'épaisseur de la tranche d'eau présentant un taux d'oxygène compatible avec la survie des espèces animales les moins exigeantes. -----	186
. variations verticales journalières -----	187
. hétérogénéité spatiale dans un même compartiment -----	187
- Charge polluante (mesures effectuées par le laboratoire d'analyses de la Station d'épuration de Marquette) -----	188
. D.B.O <sub>5</sub> , D.C.O -----	188
. NH <sub>4</sub> -----	190
. NO <sub>2</sub> , NO <sub>3</sub> -----	190
2 - Facteurs biotiques -----	191
a - Bactérioplancton -----	191
- Germes totaux -----	
- Indicateurs de contamination fécale -----	

	Pages
b - Phytoplancton -----	192
- Pigments -----	192
. Chlorophylle a	
. Pigments accessoires et indice de diversité pigmentaire	
- Estimation de la productivité primaire -----	196
- Nature du phytoplancton ( résultats communiqués par DELROT-DELPOSSE) et interactions phytoplancton / facteurs biotiques et abiotiques.	
c - Zooplancton -----	201
C <sub>1</sub> - Variations spatio-temporelles des effectifs des principaux groupes taxonomiques -----	202
C <sub>2</sub> - Variations spatio-temporelles de la biomasse relative des principaux groupes taxonomiques -----	203
C <sub>3</sub> - Caractéristiques des espèces dominantes : -----	204
. Ciliés -----	204
- Printemps	
- Saison chaude	
. Rotifères -----	207
- Faunule estivale et automnale -----	208
- faunule hivernale et printannière -----	210
- Particularités morphologiques observées pour quelques espèces -----	210
. Variations morphologiques de <u>Filinia gr.brachiata-cornuta</u>	
. Variations morphologiques de <u>Brachionus calyciflorus</u> ( réaction adaptative à la présence d'un prédateur)	
. Variations morphologiques de <u>Polyarthra dolichoptera</u>	
. Cladocères -----	
C <sub>5</sub> - Distribution verticale des organismes en relation avec le gradient d'oxygène -----	214
C <sub>6</sub> - Relations entre la diversité spécifique et les composantes du milieu -----	216
C <sub>7</sub> - Relations entre la densité des espèces euryèces et les combinaisons paramétriques : NH <sub>4</sub> / pH , O <sub>2</sub> /D.B.O5 -----	219

### III - RELATIONS ENTRE LES COMPOSANTES DU MILIEU : INTERPRÉTATION DE MATRICES

#### DE SIMILITUDE

A - Exploitation d'une matrice de corrélation -----	223
1 - Relations entre les composantes du milieu et quelques facteurs primordiaux -----	223
2 - Relations interspécifiques -----	226
B - Analyse factorielle des correspondances -----	228
1 - Caractéristiques -----	228
2 - Résultats -----	229
. Bassin des Ansereuilles ( 2° campagne)	
. Bassin des Prés Duhem (2° campagne)	

#### CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

I - Modèle descriptif des interactions plancton/ qualité de l'eau en faciés lentique -----	238
II - Applications des particularités des relations plancton-qualité de l'eau à la détection des pollutions : esquisse d'une méthode de calcul d' "indices biotiques " en rivières à cours lent et canaux. -----	244
III - Perspectives -----	248

<u>BIBLIOGRAPHIE</u> -----	260
----------------------------	-----

LISTE DES FIGURES INSEREES DANS LE TEXTE

		pages
Fig. 1	: Coupe géologique N O - S E du sous-sol du département du Nord.	10
Fig. 2	: Carte des régions géographiques des bassins Artois-Picardie.	10
Fig. 3	: Un réseau hydrographique bouleversé par les canaux.	11
Fig. 4	: Flux moyen des matières organiques (D.C.O) en Tonnes/J.	14
Fig. 5	: Evolution du niveau de la nappe du calcaire Carbonifère au forage témoin de Bondues (région Lilloise) depuis 1963 et évolution prévisible des besoins en eau.	16
Fig. 6	: Projet du traitement combiné de l'eau dans le parc de la Deule : (épuration par lagunage - affinage en station compacte et réinjection dans la nappe).	16
Fig. 7	: Localisation des points de prélèvements et des principaux rejets.	33
Fig. 8	: Esquisse du profil biologique de la Lys - nannoplancton (Décembre 1969).	77
Fig. 9	: Canal de la Lys - variations quantitatives des grands groupes taxonomiques du zooplancton et évolution comparée de la diversité spécifique (Décembre 1969).	79
Fig. 10	: Canal de la Lys ( Mars 1970) : profil physicochimique et biologique.	81
Fig. 11	: Canal de la Lys (Mars 1970) : variations quantitatives des grands groupes taxonomiques du zooplancton et évolution comparée de la diversité spécifique.	83
Fig. 12	: Canal de la Lys ( Juin 1970) : évolution des composantes physicochimiques et de la diversité du plancton.	85
Fig. 13	: Canal de la Lys (Juin 1970) : profil biologique	87
Fig. 14	: Canal de la Lys (Juin 1970) : variations quantitatives des grands groupes taxonomiques du nanno et du phytoplancton	89
Fig. 15	: Canal de l'Escaut (Juin 1973) : profil physico-chimique et biologique.	92
Fig. 16	: Canal de l'Escaut (Juin 1973) : Evolution de la diversité du zooplancton ( nombre d'unités systématiques), de l'importance relative des genres rotifériens et des grands groupes taxonomiques.	95
Fig. 17	: Canal de la Deule (Juin 1970) : profil physico-chimique.	98

Fig. 18 : Canal de la Deule (Juin 1970) - profil biologique (Phytoplancton)	100
Fig. 19 : Canal de la Deule (Juin 1970) : variations quantitatives des grands groupes taxonomiques du phyto et du zooplancton.	102
Fig. 20 : Etang du Hamelet (Aout 1970) : densité du bactério et du phytoplancton hétérotrophe dans un milieu échappant à une pollution d'origine exogène.	105
Fig. 21 : Etang du Hamelet (Aout 1970) : Importance relative des principaux groupes d'algues.	107
Fig. 22 : Etang du Hamelet (Aout 1970) : caractéristiques du zooplancton.	109
Fig. 23 : Mare d'Englebelmer : quelques caractéristiques physico-chimiques et biologiques d'un milieu polytrophe influencé par une pollution organique naturelle.	112
Fig. 24 : Mare d'Englebelmer : microfaune planctonique et benthonique.	114
Fig. 26 : Densité et diversité du plancton de quelques biotopes diversement influencés par la pollution (récapitulation).	117
Fig. 27 : Plan du bassin pilote des Ansereuilles.	125
Fig. 28 : Coupe longitudinale et transversale du bassin des Ansereuilles.	126
Fig. 29 : Plan de repérage des points de prélèvements (pilote des Ansereuilles).	127
Fig. 30 : Variations spatio-temporelles des capacités potentielles de filtration du zooplancton.	162
Fig. 31 : Bassin pilote des prés Duhem : plan de repérage des points de prélèvements.	163
Fig. 32 : Bassin pilote des prés Duhem : Corrélations obtenues pour les relevés de l'année 1976 ( 63 relevés) entre la chlorophylle A et les principaux paramètres physico-chimiques et biologiques.	200
Fig. 33 : Relations entre les indices de diversité et les composantes du milieu. Bassin des Prés Duhem, 2° campagne.	218
Fig. 34 : Corrélations entre la Chlorophylle a et les composantes du milieu.	223
Fig. 35 : Corrélations entre les composantes du milieu et la D.B.05 ou l'oxygène dissous.	224
Fig. 36 : Corrélations entre la transparence et les variables biologiques et physicochimiques	225

	pages
Fig. 37 : Corrélations entre les variables physicochimiques ou biologiques et la température.	225
Fig. 38 : Modèle descriptif partiel des interactions entre plancton et qualité de l'eau en bassin de laguna-ge.	242
Fig. 39 : Eléments de calcul de l'indice biotique appliqués aux relevés sur les canaux du Nord.	246

## LISTE DES TABLEAUX INSERES DANS LE TEXTE

- 
- Tableau I : Evolution des principales productions de la région Artois Picardie entre 1955 et 1968.
- Tableau II : Flux de polluants en T/J.
- Tableau III : Températures moyennes mensuelles et durée mensuelle d'insolation enregistrées à une vingtaine de km du bassin des Ansereuilles (station météorologique de Lille-Lesquin).
- Tableau III' : Comparaison des valeurs obtenues pour la D.B.O sur eau brute et sur eau filtrée (mg d'O<sub>2</sub>/1/5 j).
- Tableau IV : Ordre de grandeur des capacités de filtration des éléments du zooplancton.
- Tableau V : Ordre de grandeur de la taille maximale des particules ingérées par les espèces communément rencontrées dans les bassins pilotes.
- Tableau VI : Régime alimentaire des espèces rotifériennes les plus couramment rencontrées (d'après POURRIOT, 1977).
- Tableau VII : Ordre de grandeur des concentrations algales ou bactériennes pour lesquelles sont observés : une croissance minimale (Ciliés), ou un rythme optimal ou maximal de filtration (Cladocères et Rotifères).
- Tableau VIII : Données relevées dans la littérature sur le coefficient d'activité du phytoplancton dans des milieux de degré trophique croissant.
- Tableau IX : Relevés mensuels des températures moyennes, durées d'insolations et précipitations, effectués par la station météorologique de Lille-Lesquin au cours des années 1975-1976.
- Tableau X : Ordre de grandeur de la productivité primaire et de quelques caractéristiques qui lui sont liées dans les lacs de degré trophique croissant.
- Tableau XI : Productivité primaire de diverses communautés aquatiques et terrestres.
- Tableau XII : Variables et nombre de classes retenues dans les analyses.
- Tableau XIII : Matrice de corrélation des variables biologiques et physico-chimiques ( Prés Duhem 2° campagne).
- Tableau XIV : Elements de calcul d'un indice biotique en canaux et rivières à cours lent.

LISTE DES FIGURES DE L'ANNEXE

---

BASSIN DES ANSEREUILLES

---

- Fig. I - Composantes physiques : évolution spatio-temporelle.
- Fig. II - Données biochimiques et chimiques
- Fig. III - Données bactériologiques
- Fig. IV - Phytoplancton : variations spatio-temporelles des principaux groupes taxonomiques.
- Fig. V - Phytoplancton : variations spatio-temporelles des espèces algales les plus communes.
- Fig. VI - Zooplancton : variations spatio-temporelles des grands groupes taxonomiques.
- Fig. VII - Ciliés : variations spatio-temporelles des effectifs des genres dominants.
- Fig. VIII - Rotifères : variations spatio-temporelles des effectifs des principales espèces.
- Fig. IX - Rotifères (suite) : variations spatio-temporelles des principales espèces.
- Fig. X - Cladocères : variations spatio-temporelles des effectifs des principales espèces.
- Fig. XI a - Quelques mesures ponctuelles de la productivité primaire.
- Fig. XI b - Profils de la consommation et de la production d'oxygène (productivité "brute") mesurées in situ au cours du printemps 1973.

BASSIN DES PRES DUHEM

---

- Fig. XIII a - Hauteur mensuelle des précipitations.
- Fig. XIII b - Débits d'alimentation du bassin et temps de rétention théorique de l'eau à traiter
- Fig. XIII - Paramètres physiques : variations spatio-temporelles de la transparence mesurée au Secchi, du coefficient d'absorption et de la concentration en seston.
- Fig. XIV - Profils verticaux de température relevés au cours de la saison chaude 1976.
- Fig. XV - Modifications journalières de la stratification thermique au cours de la saison chaude 1976.
- Fig. XVI - Evolution spatio-temporelle de la charge organique appréciée par la D.B.O<sub>5</sub> et la D.C.O. - variations saisonnières du pourcentage d'élimination de cette charge organique.
- Fig XVI bis - Evolution spatio-temporelle des valeurs du pH relevées à 0.2 m évolution comparative des concentrations en oxygène ( 0.2m ) et en pigments ( échantillons moyens).
- Fig.XVII - Evolution spatio-temporelle de l'ammoniac non dissocié, de l'ammoniac total, des nitrites et des nitrates.

- Fig.XVIII - Evolution spatio-temporelle de l'Oxygène dissous aux profondeurs de 1, 2 et 3m. On appréciera l'impact de la stratification thermique et du développement passager des lentilles d'eau (premier graphique) sur l'évolution de l'oxygène.
- Fig.XIX - Variations spatio-temporelles de l'épaisseur de la tranche d'eau présentant une oxygénation compatible avec la survie des éléments les plus tolérants du zooplancton.
- Fig. XIX bis - Deux exemples de l'hétérogénéité verticale et horizontale de l'oxygène dissous dans la section des compartiments du bassin.
- Fig. XX - Données bactériologiques : variations spatio-temporelles de la densité des germes susceptibles d'être dénombrés sur gélose nutritive ( germes psychrophiles et mésophiles).
- Fig. XXI - Données bactériologiques (suite) : indicateurs de contamination fécale.
- Fig. XXI bis - Variations spatio-temporelles de la densité algale ( données communiquées par DELROT-DELFOSSÉ 1977).
- Fig. XXII - Données relatives au phytoplancton : variations spatio-temporelles de la Chlorophylle A, des caroténoïdes, de l'indice de diversité pigmentaire et de la productivité primaire.
- Fig.XXIII - Variations spatiales des profils d'oxygène et de Chlorophylle A.
- Fig.XXIIIbis - Tentative d'estimation de la productivité primaire par la méthode de l'oxygène : profils verticaux de la D.B.O et de la productivité brute en 6 heures.
- Fig. XXIIIter - Tentative d'estimation de la productivité primaire par la méthode de l'oxygène : Profils verticaux de la productivité "nette" (ou plus exactement bilan positif d'oxygène pour le milieu).
- Fig. XXIV - Variations spatio-temporelles des effectifs des grands groupes taxonomiques : Ciliés et Rotifères.
- Fig. XXV - Variations spatio-temporelles des effectifs des grands groupes taxonomiques : Cladocères, Cyclopidae et Calanidae.
- Fig. XXVI - Grands groupes taxonomiques : évolution spatio-temporelle de la biomasse (MG/L) et du pourcentage relatif des Ciliés, Rotifères, Cladocères et Cyclopidae.
- Fig. XXVII - Ciliés : variations spatio-temporelles des effectifs des espèces les plus communément rencontrées en 1976.
- Fig. XXVIII - Ciliés (suite).
- Fig. XXIX - Rotifères : variations spatio-temporelles des brachions (effectifs / L).
- Fig. XXX - Rotifères (suite) : variations spatio-temporelles des diverses formes de *Brachionus calyciflorus*.
- Fig. XXXI - Rotifères (suite).
- Fig. XXXII - Rotifères (suite).
- Fig. XXXIII - Rotifères (suite): périodes et aires d'apparition des espèces peu communes à ce bassin.

- Fig. XXXIV - Cladocères : variations spatio-temporelles des espèces du genre *Daphnia* (Biomasse en MG/L) et d'espèces apparues de façon très brève dans le bassin (effectifs/L).
- Fig. XXXV - Cladocères (suite) : aires et périodes d'apparition des espèces peu communes à ce bassin (Densités/L).
- Fig. XXXVbis - Un exemple de la distribution verticale du zooplancton en période de très forte charge organique.
- Fig. XXXVI - Variations spatiales et saisonnières du volume d'eau susceptible d'être éclairci par les plus grands filtreurs du zooplancton.
- Fig. XXXVII - Variations spatio-temporelles des indices de diversité et d'équitabilité au niveau des associations de Ciliés, Rotifères + Ciliés et de l'ensemble de la communauté.
- Fig. XXXVIII - Variations spatiales et saisonnières de l'allure des diagrammes rang-"fréquence" pour l'ensemble du zooplancton considéré sous l'angle des biomasses spécifiques. (échelle log-log).
- fig. XXXIX à XL - Relations entre la densité de quelques espèces planctoniques communément rencontrées dans le bassin des Prés Duhem et les valeurs de l' $\text{NH}_4$  et du pH : Ciliés.
- Fig. XLI - Relations entre la densité de quelques espèces planctoniques communément rencontrées dans les bassins expérimentaux et les valeurs de l' $\text{NH}_4$  et du pH : Rotifères.
- Fig. XLII - Relations entre la densité de quelques espèces planctoniques communément rencontrées dans les bassins expérimentaux et les valeurs de l' $\text{NH}_4$  et le pH : Cladocères.
- Fig. XLIII - Relations entre la densité de quelques espèces planctoniques communément rencontrées dans les bassins expérimentaux et les valeurs de l' $\text{O}_2$  et de la D.B.O<sub>5</sub>.

#### ANALYSE MATHÉMATIQUE

-----

- Fig. XLIV - Légende des signes conventionnels utilisés dans les graphiques des figures XLV à XLVIII.
- Fig. XLV \ et XLVI - Bassin pilote des Ansereuilles (2° campagne): analyse factorielle des correspondances (55 observations x 123 modalités). Disposition dans le plan des axes I et II et des axes I et III des classes de valeurs des variables biologiques et physico-chimiques.
- Fig. XLVII et XLVIII - Bassin pilote des Prés Duhem (Mars 1976-Février 1977) : analyse factorielle des correspondances (55 observations x 135 modalités). Disposition dans le plan des axes I et II et des axes I et III, des classes de valeurs des variables biologiques et physico-chimiques.
- Fig. XLIX - Bassin pilote des Prés Duhem : analyse factorielle des correspondances ( 55 observations x 99 modalités). Disposition dans le plan des axes I et II ( gr.A) et I et III( gr. B ), des classes de valeur des espèces et des variables physicochimiques.
- Fig. L - Légende des signes conventionnels utilisés dans les graphiques de la figure XLIX.
- Fig. LI - Représentation imagée d'une matrice de corrélation établie à partir des effectifs transformés des espèces les plus fréquemment rencontrées dans le bassin des Prés Duhem ( année 1976).

- Fig. XXXIV - Cladocères : variations spatio-temporelles des espèces du genre *Daphnia* (Biomasse en MG/L) et d'espèces apparues de façon très brève dans le bassin (effectifs/L).
- Fig. XXXV - Cladocères (suite) : aires et périodes d'apparition des espèces peu communes à ce bassin (Densités/L).
- Fig. XXXVbis - Un exemple de la distribution verticale du zooplancton en période de très forte charge organique.
- Fig. XXXVI - Variations spatiales et saisonnières du volume d'eau susceptible d'être éclairci par les plus grands filtreurs du zooplancton.
- Fig. XXXVII - Variations spatio-temporelles des indices de diversité et d'équitabilité au niveau des associations de Ciliés, Rotifères Ciliés et de l'ensemble de la communauté.
- Fig. XXXVIII - Variations spatiales et saisonnières de l'allure des diagrammes rang-"fréquence" pour l'ensemble du zooplancton considéré sous l'angle des biomasses spécifiques. (échelle log-log).
- fig. XXXIX à XL - Relations entre la densité de quelques espèces planctoniques communément rencontrées dans le bassin des Prés Duhem et les valeurs de l' $\text{NH}_4$  et du pH : Ciliés.
- Fig. XLI - Relations entre la densité de quelques espèces planctoniques communément rencontrées dans les bassins expérimentaux et les valeurs de l' $\text{NH}_4$  et du pH : Rotifères.
- Fig. XLII - Relations entre la densité de quelques espèces planctoniques communément rencontrées dans les bassins expérimentaux et les valeurs de l' $\text{NH}_4$  et le pH : Cladocères.
- Fig. XLIII - Relations entre la densité de quelques espèces planctoniques communément rencontrées dans les bassins expérimentaux et les valeurs de l' $\text{O}_2$  et de la D.B.O<sub>5</sub>.

#### ANALYSE MATHÉMATIQUE

---

- Fig. XLIV - Légende des signes conventionnels utilisés dans les graphiques des figures XLV à XLVIII.
- Fig. XLV et XLVI - Bassin pilote des Ansereuilles (2<sup>e</sup> campagne): analyse factorielle des correspondances (55 observations x 123 modalités). Disposition dans le plan des axes I et II et des axes I et III des classes de valeurs des variables biologiques et physico-chimiques.
- Fig. XLVII et XLVIII - Bassin pilote des Prés Duhem (Mars 1976-Février 1977) : analyse factorielle des correspondances (55 observations x 135 modalités). Disposition dans le plan des axes I et II et des axes I et III, des classes de valeurs des variables biologiques et physico-chimiques.
- Fig. XLIX - Bassin pilote des Prés Duhem : analyse factorielle des correspondances (55 observations x 99 modalités). Disposition dans le plan des axes I et II (gr.A) et I et III (gr. B), des classes de valeur des espèces et des variables physicochimiques.
- Fig. L - Légende des signes conventionnels utilisés dans les graphiques de la figure XLIX.
- Fig. LI - Représentation imagée d'une matrice de corrélation établie à partir des effectifs transformés des espèces les plus fréquemment rencontrées dans le bassin des Prés Duhem (année 1976).

LISTE DES TABLEAUX DE DONNEES ( annexe )

---

	Tableaux
Canal de la Lys -----	11 à 12
Canal de l'Escaut -----	13 à 14
Canal de la Deule -----	15 à 17
Etang du Hamelet -----	19 à 23
Mare d'Englebelmer -----	24 à 27
Bassin pilote alimenté par la Deule	
1° campagne -----	28 à 31
2° campagne -----	32 à 34
Bassin pilote alimenté par la Lys	
pigments -----	37 à 41
relevés d'Avril 1975 à Février 1976 ---	42 à 44
relevés de Mars 1976 à Février 1977 -	45 à 53

# INTRODUCTION

## Analyse factorielle des correspondances :

## Bassin des Ansereuilles (2° campagne) :

Valeurs propres, pourcentages d'inertie,  
pourcentages cumulés et histogramme des  
valeurs propres de la matrice. ----- 54

Saturations, contributions relatives  
et absolues des modalités des 35  
variables sur les 4 premiers vecteurs  
propres.----- 55

## Bassin des Prés Duhem (2° campagne)

Valeurs propres, pourcentages d'inertie,  
pourcentages cumulés et histogramme des  
valeurs propres de la matrice. ----- 56

Saturations, contributions relatives  
et absolues des modalités des 56  
variables . ----- 57

... early man was only capable of hunting the zoosphere and exploiting the phytosphere ; soon came societies capable of changing the pedosphere and mining the lithosphere. Contemporary society is already taming, and polluting, the hydro- and atmosphere. (Let us hope that our attempts to change cosmospheeric conditions will remain primitive for a while since there seems to be no more effective way of destroying our fundament than by changing cosmospheere).

... We shall have to find a balance between noospheric gain and biospheric loss of negentropy.

Van der Maarel, 1975

Une vie harmonieuse de l'homme avec la nature, suppose entre autres impératifs, une exploitation judicieuse des écosystèmes et un profond respect de l'individu pour son environnement.

Ce respect de la nature, sur lequel est fondé depuis des millénaires l'éthique de quelques sociétés privilégiées d'Asie du Sud-Est, a bien peu marqué les cultures matérialistes occidentales.

En cette fin du XXe siècle, les sociétés des pays industrialisés persistent à concevoir la rentabilité économique, sous un angle qui en fait l'antinomie des exigences de l'environnement. Les économistes se gardent bien encore d'intégrer dans leurs modèles prévisionnistes, les facteurs qui régissent les équilibres de nos écosystèmes, qu'il s'agisse des écosystèmes terrestres, fluviaux, lacustres, marins ou du cas particulier que constituent les grandes agglomérations.

En France, comme dans les pays industrialisés, l'essor économique des années 60, a eu pour corollaire une accélération fulgurante des processus de dégradation qui assaillent de toute part notre patrimoine. Le Nord, premier département industriel français, a royalement sacrifié durant les années fastes sur l'autel du développement. Ceci lui vaut une place de choix parmi les régions où la dégradation de l'environnement a été menée le plus loin et avec le plus aveugle acharnement. Le développement fulgurant et souvent anarchique des zones d'urbanisation et des zones industrielles, qui s'est déclenché voici une vingtaine d'années, n'a été suivi que de très loin par celui de la construction de réseaux d'assainissement et de stations d'épuration réellement performantes. Faute d'être doublé de collecteurs appropriés, les cours d'eau servent directement de réceptacles aux multiples effluents bruts ou insuffisamment traités, des nombreuses usines et agglomérations qui jalonnent leurs parcours. Recevant une charge polluante supérieure à leurs capacités d'autoépuration, les eaux superficielles se trouvent fortement dégradées, cependant que les nappes profondes qui devraient être réservées à l'alimentation en eau des agglomérations, sont surexploitées par l'industrie et atteignent un niveau critique.

Malgré son très dense réseau hydrographique et ses importantes réserves souterraines, le Nord manque d'eau utilisable. Celle-ci devient le facteur limitant du développement industriel et exerce un "feed-back" négatif sur l'économie de la région.

La pollution des eaux superficielles a des répercussions dramatiques sur les écosystèmes estuariens et littoraux. Cependant, en regard du saccage du littoral, auquel se livrent à coup de dérogations les promoteurs, les industriels ou les communes elles-mêmes, en regard des multiples dégradations irréversibles qui frappent les agroécosystèmes, en regard enfin de l'état alarmant de la pollution atmosphérique, cet aspect de la pollution de l'eau, pour si dramatique qu'il soit, ne constitue peut-être qu'un élément mineur d'un dossier trop chargé.

## INTRODUCTION : NATURE DES PROBLEMES ET HISTORIQUE

Le choix d'une étude à caractère écologique portant sur des biotopes aussi déshérités que la Lys, l'Escaut, la Deule ou les bassins de stabilisation peut surprendre. Il peut paraître tout aussi téméraire que contestable, vu la complexité et l'extrême instabilité qui caractérisent ces systèmes ouverts. L'orientation du sujet répond cependant à de fortes motivations d'ordre régional, écologique (nécessité de préciser l'influence de la pollution sur les éléments du plancton, le rôle de ces éléments dans les processus d'épuration, le spectre écologique des espèces, ou les spectres équivalents...) et pratique (concernant notamment l'intérêt des traitements extensifs d'épuration).

### A) INTERET REGIONAL ET GENERAL DE CETTE ETUDE

L'intérêt régional et général d'une étude biologique sur les rivières canalisées relève des 3 faits suivants :

1 - La particularité du réseau hydrographique des régions Nord-Picardie essentiellement constitué par des rivières à cours très lent et de très nombreux canaux.

2 - L'état alarmant de la pollution de ces diverses voies d'eau.

3 - Le peu d'intérêt marqué par les Hydrobiologistes pour les eaux douces du Nord de la France.

Que la limnologie ait vu le jour sur les bords du Lemman avec les remarquables travaux de FOREL (1892-1904) explique peut-être le long engouement des limnologues français pour les lacs. PACAUD (1939) dans l'introduction de sa "contribution à l'écologie des Cladocères" remarquait : "la plupart des recherches relatives à l'écologie des eaux douces et en particulier des organismes planctoniques ont été effectuées dans les lacs." Il regrettait le manque d'attrait qu'exercent les petites pièces d'eau "cependant fort dignes d'intérêt.. et qui dans la campagne française... couvrent des provinces entières d'un réseau extrêmement serré... leur ensemble présente à coup sûr dans l'économie générale des eaux douces du pays une importance plus grande que celle des lacs". Ce qui ne saurait, moins que jamais être dénié.

A propos des eaux courantes, BERTHELEMY faisait encore remarquer en 1966 combien jusqu'alors ces biotopes avaient été peu en faveur en France. Nombre de travaux ultérieurs allaient, il est vrai, pallier cette lacune, en ce qui concerne les invertébrés benthiques.

Contrairement à la Belgique, à la Hollande, à l'Allemagne ou à la Tchécoslovaquie, la littérature hydrobiologique française ne comptait jusqu'à ces 10 dernières années qu'un nombre assez limité de travaux consacrés aux microorganismes benthoniques ou héléoplanctoniques des petites collections d'eau ou des rivières à faible courant.

Pour le Nord de la France, les premières études sont dues à COZETTE (1903) avec son catalogue des algues terrestres et d'eau douce, puis à SCHODDUYN (1909, 1923, 1925) qui donne de précieux renseignements sur la nature du plancton et du périphyton des canaux, waterings, fossés et watergangs de la Flandre française. LEFEVRE (1925), étudiant les étangs et marécages de la Somme nous donne entre autres travaux une importante contribution à la flore d'eau douce du Nord de la France. Les premières données portant sur le zooplancton sont sans doute dues aux travaux de VIVIER, URBAIN, MANGUIN et PAQUET (1943-45) sur les étangs de la Haute Somme.

WURTZ, qui fut un pionnier et un précurseur de l'étude biochimique des vases et des rapports physiologiques entre les algues d'eau douce et les bactéries, nous a laissé, outre ses nombreuses observations sur l'écologie et la systématique des algues, quelques essais dans lesquels il pose des problèmes fondamentaux quant à la compréhension des facteurs régissant les interactions plancton-qualité de l'eau. "Essai d'hydrobiologie comparée appliquée aux étangs" (1948) ; "Peut-on concevoir la typification des étangs sur les mêmes bases que celles des lacs ?" (1958). Il en va de même des observations de LEFEVRE (1948) "Influence des variations de niveau d'un étang sur la nature de son plancton" ou des recherches menées avec ses collaborateurs (LEFEVRE et al., 1949, 1950, 1952, 1958, 1963) sur le rôle des produits de métabolisme dans les phénomènes de compétition entre les espèces algales. LEFEVRE et WURTZ ont mis l'accent sur divers problèmes d'intérêt majeur pour la compréhension des phénomènes de régulation des systèmes aquatiques lenticques peu profonds. On peut regretter que leurs travaux et réflexions n'aient pas motivé en France de recherches ultérieures sur les questions d'intérêt écologique et général soulevées par ces auteurs.

Pour le plancton des eaux du Nord, nous devons à HOESTLAND (1969) quelques informations assez globales sur des étangs de la région de Bergue.

Dans le Nord-Est français, qui a comme le Nord, suscité peu de vocations limnologiques, on doit à PIERRE (1968, 1972) l'étude des populations phytobenthiques du bassin de la Meurthe.

La littérature sur l'héléoplancton ou le potamoplancton est beaucoup plus riche pour le Bassin Parisien et les régions avoisinantes.

On trouve la revue générale de DES CILLEULS (1928a) sur le plancton des grands fleuves ou rivières et ses observations sur la Loire et ses affluents (1926, 1927, 1928b, 1929, 1930) complétées par celles d'AMOSSE (1932). Signalons pour le Vexin français les travaux d'ALLORGUE (1921-1922) puis son étude du phytoplancton de l'Erdre (1923) et de la Seine (1926) dont la microflore fut également étudiée par MANGUIN (1941-1949), alors que paraît en 1961 un travail de MANGEREL et al. sur la microflore d'un canal tributaire de la Seine.

Sur les milieux lenti-ques de la région parisienne, on doit à LEFEVRE et al. (1945) des recherches sur le phytoplancton des étangs de Sologne.

Concernant le plancton animal qui a longtemps fait figure de parent pauvre dans ces études, on doit beaucoup aux travaux de DE BEAUCHAMP et POURRIOT. Nous citerons ici parmi leurs nombreuses publications celles se rapportant aux études in situ sur le zooplancton ou les relations zoophyto-  
planc-ton dans de petites collections d'eau : DE BEAUCHAMP ( 1947, 1963 ),  
POURRIOT (1957, 1965, 1972), POURRIOT et al. (1969, 1970).

Le gradient croissant de la densité des études hydrobiologiques depuis le Nord de la France jusqu'au Bassin Parisien est très net. Pour la ré-  
gion du Nord, nous n'avons pu trouver que 5 à 6 références pertinentes.

Le peu d'intérêt soulevé dans cette région pour les recherches en Hydrobiologie est d'autant plus étonnant que le réseau hydrographique et les zones humides sont extrêmement bien développés. Cette carence est en quelque sorte compensée par le nombre des travaux limnologiques de nos proches voisins des Flandres belges. VAN OYE et collaborateurs ont publié de très nombreuses observations sur les éléments du plancton des rivières et étangs de Belgique. Nous retiendrons les recherches sur les Rotifères (VAN OYE, 1936, 1938, 1942, 1945, 1947) et pour nous limiter aux études relatives à des milieux influencés par des polluants, les travaux de EVENS (1954) sur le plancton du vivier de HAMME, de GUILLARD (1950) "Contribution à l'étude des microorganismes de la Lys et de l'Escaut à Gand", GUILLARD (1967) sur le phyto et zooplancton de diverses rivières de Flandre. LEENTVAR (1963) "Variations quantitatives du plancton dans des étangs alimentés par des stations d'épuration". Citons enfin l'étude de DE SMET et EVENS (1972) sur la pollution de la rivière Lieve. On retrouve chez ces auteurs les références de très nombreux travaux effectués sur le plancton par les écoles belges et hollandaises. Il faut préciser toutefois que ces diverses recherches portent néanmoins le plus souvent sur des listes d'espèces ou sur des études plus descriptives qu'interprétatives ou synthétiques, contrairement à celles d'une école plus jeune et davantage orientée vers des problèmes écologiques ou physiologiques. A cette école appartiennent notamment DUMONT (1967, 1968, 1972; études sur les phénomènes de compétition, de migration, de formation d'essaim chez le zooplancton) ou DESCY (1973, 1975 études des impacts de la pollution sur les associations du phytobenthos de la Sambre et de la Meuse belge).

Cet historique sur les études régionales souligne l'intérêt d'une recherche biologique sur les eaux douces d'un réseau hydrographique bouleversé par de très nombreux canaux et gravement menacé par les pollutions.

Comme le faisait remarquer VERNEAUX (1973) "devant la détérioration accélérée des ressources en eau, les grands systèmes aquatiques nationaux risquent de n'être plus avant que d'être connus". C'est le côté extrêmement décevant des études hydrobiologiques de terrain qui mènent plus souvent le biologiste "à délivrer des permis d'inhumation que des certificats de bon état général". Cet état de fait, qui relève autant du combat désespéré que de la course contre la montre, constitue cependant une puissante motivation pour des recherches visant à une meilleure compréhension des facteurs régulant les processus d'autoépuration : motivation qui nous a incité à orienter plus spécialement notre étude sur une biocénose constituant pour les milieux lenticques ou les rivières canalisées les 99 % de la biomasse active de la pleine eau.

## B) INTERET PARTICULIER DES ASSOCIATIONS PLANCTONIQUES (1) DANS L'ETUDE DES MILIEUX LENTIQUES INFLUENCES PAR LA POLLUTION

Dans ces biotopes, les macrophytes littoraux ne peuvent guère se développer. La macrofaune benthique essentiellement constituée par des Tubificidae et des Chironomidae est quant à elle plus représentative d'un faciès lentique que de la qualité des eaux susjacentes. Restent deux types d'associations plus spécialement intéressantes : le périphyton et le plancton.

A priori, l'étude des associations périphytiques à l'aide de substrats artificiels était plus attrayante parce que bien représentative des stations et plus maniable pour des études à caractères physiologiques ou écologiques. Cependant, dans ces rivières aménagées, le développement du périphyton se trouve fort limité, alors que, exclusion faite du benthos, le plancton constitue l'essentiel de la biomasse présente dans la masse d'eau. Cette biocénose est par suite à même de jouer un rôle important dans les régulations de la qualité de l'eau.

L'étude de l'influence de la pollution sur les éléments du plancton (exposée dans la 1<sup>ère</sup> partie de ce mémoire), constitue un préalable à celle des relations plancton-pollution au cours des processus d'autoépuration. Pour pouvoir exploiter et généraliser les informations recueillies à partir des instantanés du profil biologique de canaux diversement influencés par la pollution, il était en effet indispensable de pouvoir :

---

(1)-Pour la commodité du langage, nous utiliserons abusivement du terme "plancton" pris dans son sens le plus large, englobant tous les organismes ou les associations qui constituent normalement, occasionnellement ou accidentellement la partie vivante du seston dans les milieux eutrophes ou polytrophes. Dans les petites collections d'eau ou dans les milieux pollués, il est en effet difficile de faire la distinction entre :

- les espèces euplanctoniques (Limnoplanton),
- celles normalement inféodées au littoral (héloplancton),
- ou les formes généralement psammiques ou périphytiques dans les eaux modérément riches en seston, qui ne colonisent la pleine eau que lorsque celle-ci offre de multiples substrats (matières en suspension) et l'abondante nourriture de leur habitat usuel.

1) - Définir le spectre écologique et les limites de tolérance des souches des diverses espèces communes à ces milieux ;

2) - Distinguer l'influence de la pollution par les matières organiques et les toxiques éventuels, de divers facteurs tels que la saison, la température ou la pollution physique, aggravée dans les canaux par la perpétuelle remise en suspension des substances décantables consécutive au passage des péniches.

3) - Préciser le rôle des espèces dominantes ou des grands groupes taxonomiques dans les processus d'épuration en milieu lénitique.

Des bassins pilotes construits près de la Lys et de la Deule pour déterminer les capacités d'autoépuration de ces deux rivières nous ont apporté un support intéressant pour aborder une approche de ce type. Cependant avant de pouvoir envisager l'étude du fonctionnement et des régulations mises en jeu dans de tels systèmes ouverts, il s'avérait indispensable de procéder à un travail descriptif préalable sur la nature et l'amplitude des variations spatiales et temporelles des composantes biotiques et abiotiques de l'environnement ce que nous exposons dans la deuxième partie de ce Mémoire.

## C) PLANCTON, INDICATEUR EVENTUEL DE LA QUALITE DE L'EAU ?

### INTERET DES METHODES BIOLOGIQUES

La définition de critères de qualité ou de degré de pollution des eaux superficielles présente un intérêt évident en matière de protection, de gestion ou d'aménagement des ressources en eau.

La détection et l'appréciation de l'intensité et de l'ampleur des pollutions se fait généralement par des mesures physicochimiques ou biochimiques plus ou moins précises.

Plusieurs difficultés se présentent :

- Les analyses portent sur des prélèvements instantanés et sont par suite insuffisamment adaptées aux détections de polluants déversés de façon intermittente dans le milieu (or, pour nombre d'industries, les déversements sont non seulement intermittents mais susceptibles de varier en nature à l'échelle de la journée, de la semaine ou de la saison).
- D'autre part, l'industrie chimique ne cesse de produire de multiples substances de synthèse capables d'avoir à doses infimes une action nocive sur la vie aquatique ( gamme des micropolluants : métaux lourds, pesticides, radionucléides ...).
- Enfin, il existe un perpétuel décalage entre l'apparition de nouveau corps polluants et la mise au point des méthodes de détection dans le milieu aquatique.

L'efficacité des contrôles de la qualité de l'eau par les analyses physicochimiques se trouve ainsi limité pour des raisons pratiques par la multiplicité des substances à déterminer et par la nécessité de mettre en oeuvre des techniques de plus en plus hautement spécifiques et élaborées qui supposent une latence importante entre le prélèvement et la détection des polluants.

Quelqu'imparfaites que soient les méthodes biologiques, elles présentent sur les méthodes physico-chimiques l'avantage considérable de permettre non seulement de déceler, mais encore d'évaluer l'intensité et l'amplitude des effets des pollutions dans le milieu récepteur, indépendamment de la nature des polluants et de celle du milieu considéré. En effet, les agressions même temporaires affligées au milieu aquatique se traduisent très rapidement par des modifications au sein des biocénoses qui le colonisent. Cette réponse intégrée des associations animales et végétales à des effets globaux permet de détecter les syndromes à défaut d'en connaître nécessairement les causes.

### 1) HISTORIQUE SUR LES METHODES BIOLOGIQUES

Il semble que l'on doive à ARISTOTE (in THIENEMANN, 1912) les premières observations relatives à l'existence de certains organismes (organismes saprobies) présentant entre autre particularité biologique celle de se développer exclusivement dans les milieux riches en matière organique (milieux saprobes). Cette nouvelle branche de la science, la Saprobiologie, n'a pris réellement son essor après les observations de COHN (1853), puis GERARDIN (1873) qu'avec les travaux de KOLKWITZ et MARSSON (1908, 1909) puis KOLKWITZ (1935, 1950) revus par LIEBMANN en 1951, 1958, 1960, 1962. Des améliorations importantes furent apportées à cette méthode empirique d'estimations de la qualité de l'eau qui repose sur des listes d'indicateurs établies à partir d'observations autoécologiques. Ce système mis au point pour des pollutions organiques a été par la suite assez abusivement étendu aux autres types de pollution : CYRUS et CYRUS (1947), ZADIN (1964), FJERDINGSTAD (1964, 1965), MARVAN et ZELINKA (1964) et SLÁDEČEK (1966, 1973).

Le système des saprobies comme les nombreuses autres méthodes qui en découlent toutes plus ou moins, reposent sur les 3 principes de base de la biocénotique :

- Le nombre d'espèces présentes dans la communauté d'une localité est d'autant plus élevé que les conditions de vie du milieu sont plus variées.
- La biocénose s'appauvrit d'autant plus en espèces que les conditions de vie dans une localité s'éloignent des conditions optimales pour une majorité d'espèces (THIENEMANN, 1920 in SLÁDEČEK 1973).
- La richesse et la stabilité d'une communauté peuvent être d'autant plus grandes que les conditions ambiantes du milieu ont connu une plus longue période de stabilité (FRANZ, 1952-1953 in SLÁDEČEK 1973).

La littérature relative aux tests et méthodes biologiques destinés à évaluer la qualité de l'eau ne saurait être citée en quelques dizaines de pages. Dire que le nombre de ces méthodes est sensiblement aussi élevé que celui des biologistes de terrain, ne relève pas tout à fait de la boutade. Cette grande diversité des techniques proposées, s'explique en fait par l'extraordinaire diversité des organismes capables de coloniser les eaux douces et le nombre important de paramètres fonctionnels et structuraux susceptibles d'être mesurés.

Les méthodes proposées selon les types de pollutions envisagés vont des moins élaborées BECK (1955)<sup>1</sup>, GABRIEL (1946)<sup>2</sup> ou HORASAWA (1956)<sup>3</sup>, PATRICK (1949) aux plus sophistiquées et aux plus heuristiques (PATRICK et al. (1954), CAIRNS et al. (1968)<sup>8</sup>, TUFFERY et VERNEAUX (1967)<sup>9</sup> en passant par des méthodes relativement fines rattachées au système des saprobies et qui par suite se limitent essentiellement aux pollutions organiques KNOPP (1954)<sup>4</sup> ou DRESSCHER et VAN DERMARK (1976)<sup>5</sup>. On trouve la plupart des références bibliographiques relatives à ces diverses méthodes dans les revues critiques et détaillées de BICK (1963) pour les méthodes européennes, BARTSCH et INGRAM (1966) pour celles développées sur le continent américain ou de FJERDINGSTAD (1971) qui discute également des tests biologiques, SLÁDEČEK (1973) (revue critique du système des saprobies et de son extension aux grands types de pollution), WHILMS (1972) qui expose les divers procédés d'analyses graphiques et mathématiques auxquels ont recouru les auteurs américains. Enfin, les mises au point de TUFFERY (1976) et VERNEAUX (1976) insistent plus spécialement sur le fondement biologique et écologique des principales méthodes proposées.

## 2) CARACTERISTIQUES DE CES METHODES

Ces diverses techniques peuvent être classées à partir des groupes taxonomiques sur lesquels elles reposent, ou selon qu'elles relèvent d'études structurales ou fonctionnelles, ou encore selon le niveau d'organisation considéré. Les tests biologiques mis à part, ces méthodes procèdent de deux grands types :

### a - Les méthodes utilisant des organismes indicateurs

Dérivées du système des Saprobies, elles présentent deux inconvénients majeurs : d'une part le spectre écologique des espèces

- 
- 1 : pollution organique estimée sur la base du rapport Poids des Insectes/poids des Tubificidae
  - 2 : rapport entre Producteurs/réducteurs + consommateurs
  - 3 : rapport entre l'ensemble des organismes chlorophylliens/organismes non chlorophylliens
  - 4 : évolution de la charge organique "relative" en effectuant pour chaque station le rapport des espèces alpha-mésosaprobies ( $\alpha$ ) et polysaprobies ( $p$ ) à la totalité des espèces

$$Q = \frac{\sum (\alpha + p)}{\sum (\alpha + \beta + \alpha + p)}$$

- 5 : Formulation proche de la précédente ; l'indice obtenu

$$X = \frac{C + 3D - B - 3A}{A + B + C + D}$$

où A = nombre de Ciliés ; B = nombre d'Eucléniens ; C = Chlorococcales + Diatomées ;

D = Péridiniens + Conjugatophycées + Chrysophycées.

Les groupes taxonomiques qui peuvent être globalement considérés comme représentés par un fort pourcentage d'espèces respectivement poly, alpha, beta et oligosaprobies.

- 6 : corrélation entre la pollution et l'abondance relative de 7 groupes d'organismes : groupes d'espèces tolérantes à la pollution (Algues et Rotifères, Vers et Mollusques, Protozoaires), groupes d'espèces non tolérantes (Vers, Rotifères, Mollusques, Crustacés et Insectes - Poissons)
- 7 : structure des populations de Diatomées benthiques
- 8 : l'estimation de la diversité biologique est utilisée comme critère de la qualité de l'eau d'une rivière (Diatomées et Macroinvertébrés). Cette méthode n'implique pas la détermination des espèces mais la distinction entre des organismes morphologiquement différents, ce qui la rend facilement généralisable (Un test statistique ; test des runs est utilisé).
- 9 : calcul d'indices biotiques à partir de la diversité de la faune de macroinvertébrés benthiques (nombre d'unités systématiques) et de groupes faunistiques caractéristiques présentant une tolérance croissante vis à vis de la pollution. Le tracé du profil longitudinal des indices biotiques est en outre utilisé pour définir l'extension des pollutions et le pouvoir autoépurateur de la rivière.

indicatrices est encore insuffisamment connu, d'autre part, pour être utilisées en toute rigueur, ces méthodes nécessitent une détermination systématique des organismes poussée jusqu'à l'espèce, voir jusqu'à la variété. Ce qui ne permet guère d'en généraliser l'emploi.

b - Les méthodes reposant sur l'étude et la caractérisation des changements de structure biocénétique exprimés par des indices empiriques ou mathématiques

Contrairement aux méthodes précédentes qui reposent sur une recherche analytique procédant de l'autoécologie des espèces, ce second groupe de méthodes relève d'un processus synthétique de caractérisation de la qualité des milieux aquatiques. Elles visent en outre à pouvoir être appliquées au plus grand type possible de pollutions et de biotopes.

- Indices mathématiques et représentations graphiques particulières

L'indice de diversité de la formule de SHANNON (1949) WEAVER<sup>(1)</sup> a été utilisé avec d'assez bons résultats pour un certain nombre de biotopes localisés : rivières recevant des effluents domestiques et industriels (WHILM et DORRIS (1966)) ou étangs pollués par les effluents d'une raffinerie (EWING (1964)). STAUB et al. (1970), étudiant l'impact d'effluents industriels sur la production primaire, ont proposé une échelle dans laquelle les valeurs de diversité indiquent le degré de pollution.

Divers auteurs ont recouru à des méthodes de représentation graphique pour apprécier l'impact des nuisances sur les biocénoses aquatiques. GLEASON (1922), puis CAIN (1932) utilisent une méthode graphique reposant sur l'interprétation des courbes obtenues en portant en ordonnée le nombre cumulé d'espèces et en abscisse le nombre cumulé d'individus. Cette méthode est reprise par YOUNT (1956) pour les diatomées d'étangs de Floride, par ODUM et al. (1960) pour déterminer l'influence de la salinité (milieu marin) sur des Mollusques. PATRICK et al. (1964) ont analysé leurs données à l'aide de la méthode de PRESTON (ajustement à un modèle log-normal). Le nombre d'individus par octave est porté en abscisse (échelle logarithmique), le nombre d'espèces par octave en ordonnée (échelle arithmétique). La forme et la hauteur de la courbe d'ajustement qui correspond à une distribution normale tronquée, permet d'interpréter l'impact des modifications de l'environnement sur la biocénose considérée. Une représentation graphique d'un type similaire reposant sur

(1) 
$$I_{Sh} = - \sum_{i=1}^n p_i \log_2 p_i$$
 p étant la fréquence relative des espèces (espèces 1, 2 ... i ... n).

Cette formule correspond aux signes et aux unités près à la mesure de l'entropie physique (équation de BOLZMANN-PLANCK) en mécanique statistique, d'où assimilation de l'information à de la négentropie (WEINER, 1948, BRILLOUIN, 1951, BELL, 1956, FRONTIER, 1969). La diversité est ainsi mesurée par le contenu de l'information ou d'entropie négative qui croît avec l'organisation de plus en plus complexe, ordonnée, improbable à ...

les paramètres abondance-diversité, est proposée par FRONTIER (1969) pour déterminer les successions du zooplancton et repris par DEVAUX (1976) pour apprécier celles du phytoplancton. Ce sont cette fois les logarithmes des fréquences en pour mille que l'on porte en ordonnée alors que le logarithme du rang des espèces est porté en abscisse.

### - Indices biotiques

Il s'agit là de méthodes généralisables reposant soit sur la totalité de la communauté (CAIRNS et al. (1968) "The sequential comparison index", soit sur le cheptel piscicole (DEAK, 1964), soit encore sur les associations d'invertébrés benthiques (WOODIWISS (1964), TUFFERY et VERNEAUX (1967). Cette dernière méthode qui présente des améliorations sur celle proposée par WOODIWISS (loc. cit.) est la plus utilisée en France, parce que performante et facilement généralisable. Mise au point pour les milieux lotiques, elle trouve malheureusement ses limites d'application pour l'hypopotamon et d'une façon générale pour les cours d'eau à faible courant.

### 3) INTERET EVENTUEL DE LA FAUNULE COMPOSANT L'HELEOPLANCTON DES RIVIERES A COURS LENT

Il n'existait pas jusqu'à ces dernières années, de techniques permettant une diagnose synthétique de l'impact des nuisances en rivières canalisées ou à faible courant. On ne pouvait guère recourir pour ces biotopes au système des saprobies. Or celui-ci trouve rapidement ses limites d'application dans des stations où interfèrent des pollutions physiques ou chimiques. En tentant d'apporter notre contribution, nous visions moins à mettre au point une enième méthode qu'à essayer de pallier l'absence de méthode biologique performante. De fait, au cours des 5 dernières années, plusieurs Biologistes, motivés par cette carence se sont simultanément attaqués à cette question en se fondant sur les diatomées périphytiques ou épilithiques (DESCY, 1973 ; COSTE et al., 1974, COSTE 1978) ou sur les bryophytes aquatiques (EMPAIN, 1973, 1974 ; WATTEZ et VIGNON 1975).

L'esquisse du profil biologique des canaux de la région du Nord permet de supposer que l'utilisation du zooplancton en tant qu'indicateur biologique peut être également fructueuse. Il est tentant d'essayer de dégager une méthodologie d'étude de la pollution des eaux qui synthétise les informations apportées par l'examen de cette biocénose et par les analyses physico-chimiques. Le traitement par des techniques d'analyses multivariées des 8 à 30 paramètres abiotiques et des 30 à 150 paramètres biotiques retenus pour les divers biotopes étudiés pourrait permettre une description synthétique et objective du comportement des espèces (ou des unités systématiques étudiées) par rapport à la qualité de l'eau et la classification des points d'échantillonnage sur la base de leurs composantes physico-chimiques ou biologiques. Il s'agit là d'un travail en cours et nous ne pourrions en exposer dans ce Mémoire que les résultats préliminaires

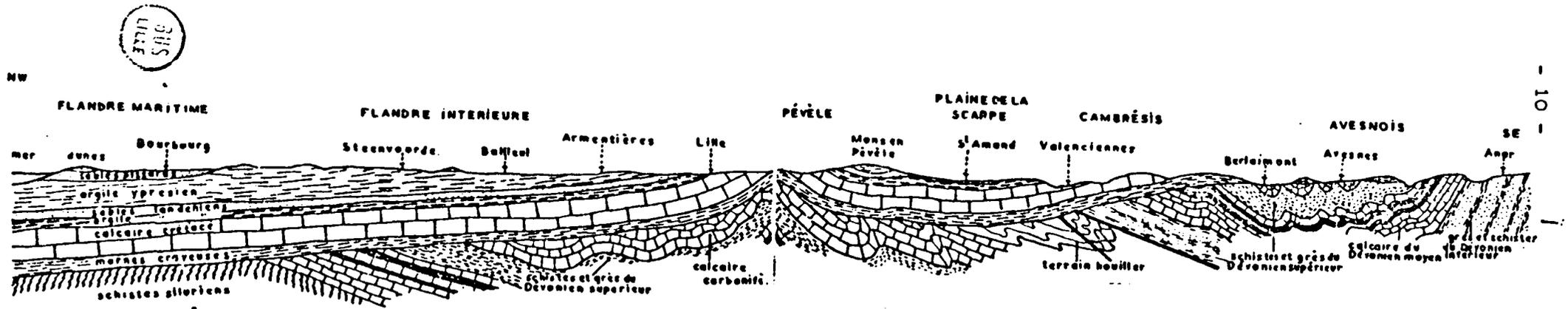


Fig 1 : Coupe géologique N O - S E du sous-sol du département du Nord (d'après WATERLOT in HOESTLAND 1964)

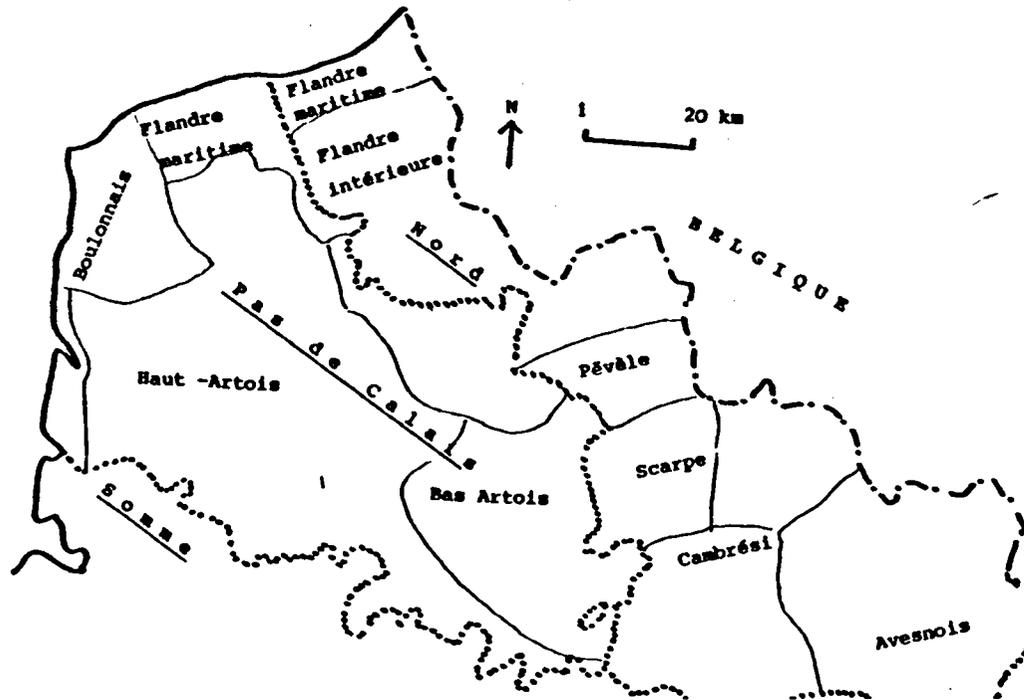


Fig 2 : Carte des régions géographiques des bassins Artois-Picardie.

## LE MILIEU : PRESENTATION ET ANALYSE MESOLOGIQUE

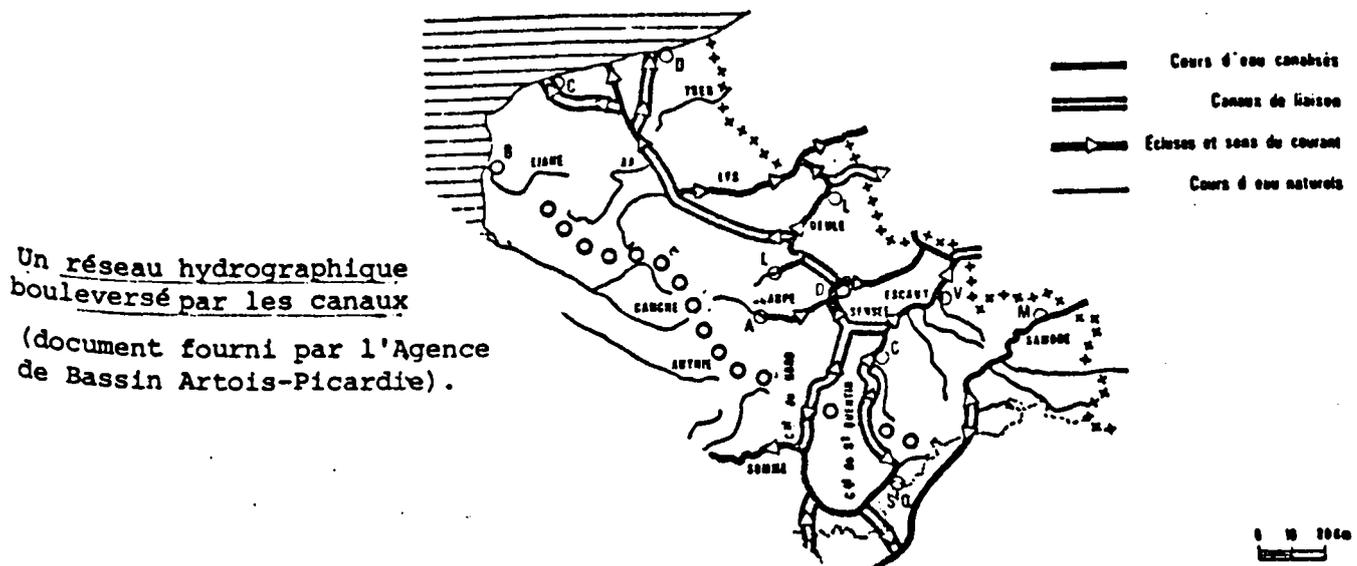
### A) CADRE GEOGRAPHIQUE ET GEOMORPHOLOGIQUE

La région du Nord désigne les deux départements du Nord et du Pas de Calais. Ce "plat pays" est séparé du Bassin Parisien par une barrière de hauteurs continues comprenant à l'Ouest les collines de l'Artois (axe hercynien surmonté d'un anticlinal crétacé) qui culminent à 210 m à la bordure de la "Boutonnière" du Boulonnais. Cette ligne de crêtes s'estompe au seuil de Bapaume (131 m où se rejoignent presque les sources de la Somme et les affluents supérieurs de l'Escaut. A l'Est la pointe avancée de l'Ardenne est précédée par les collines crétacées de l'Avesnois et de la Thiérache. Le socle ardennais raboté par une pénéplaine est quant à lui tranché en gorges par les vallées de la Sambre et de la Meuse.

Au Nord de ces hauteurs, la plaine septentrionale est drainée par des rivières qui s'écoulent vers la Belgique (Scarpe, Escaut, Deule, Lys). Ces rivières régulières et calmes accompagnent la pente générale du relief et constituent d'excellentes voies navigables.

En bordure de mer, la plaine maritime de Flandre, zone de polders, se termine par une côte de dunes basses. Cette disposition topographique favorise l'influence climatique de la Mer du Nord (climat frais et humide).

Les particularités géomorphologiques et hydrographiques de cette région (faible relief, cours d'eau à faible débit) ont été exploitées au maximum et le réseau hydrographique se trouve bouleversé par l'aménagement des rivières et la construction de nombreux canaux de connection. Ce dense réseau de voies d'eau calmes et profondes constitue un système aquatique très particulier qui ne trouve son équivalent en aucune autre partie du territoire français.



## B) DONNEES ECONOMIQUES ET HUMAINES

Le sol limoneux de la plaine du Nord généralement lourd et difficile à travailler a demandé beaucoup d'énergie aux hommes pour mettre le terroir en valeur. Les conditions physiques sont pourtant très favorables à l'agriculture et à l'élevage. Les principales productions : blé, orge, pommes de terre, betteraves industrielles ont donné naissance à une importante industrie alimentaire (minoteries, brasseries, sucreries, distilleries, féculeries) alors qu'on pratique l'élevage des bovins sur les prairies naturelles du Boulonnais, de la Thiérache, de l'Avesnois ou à l'aide de nourriture artificielle dans les étables de la région lilloise et des agglomérations houillères.

L'orientation économique de la région fut puissamment conditionnée par l'exploitation du bassin minier commencée au milieu du XIXe siècle. Ce bassin couvre une vaste superficie d'une vingtaine de kilomètres de large et s'étend sur environ 120 Kms. La sidérurgie traditionnelle s'est implantée sur le charbon et les industries chimiques, notamment la carbochimie et la pétrochimie, ont connu un vigoureux essor.

L'exploitation des ressources minières ainsi que la très ancienne implantation de l'industrie textile (Lille était déjà connue comme cité drapière au XIIème siècle) ont fait de cette région une terre d'immigration. La population actuelle avoisine les 4 000 000 d'habitants, ce qui équivaut à une densité moyenne de 270 habitants au Km<sup>2</sup> pour l'ensemble de la région alors que le Bassin minier compte plus de 1 000 habitants au Km<sup>2</sup>.

## C) EVOLUTION DES POLLUTIONS ET DES BESOINS EN EAU

1) LES EAUX DE SURFACE

Les cartes piscicoles du Bassin Artois-Picardie établies par CARLES et SAVARY (1954, 1965) rendent compte de la rapidité d'évolution de la pollution durant ces 10 années.

La longueur des secteurs dépeuplés a doublé pour atteindre dans la région du Nord 40 % de la longueur totale des cours d'eau. Cette dégradation a en fait suivi le rythme du développement économique local que l'on peut apprécier dans le tableau ci-dessous :

	1955	1960	1964	1965	1966	1967	1968
Charbon (en 1.000 tonnes)	29 100	28 900	26 600	25 500	25 300	23 400	19 700
Coke - semi-coke ( " )	5 650	5 240	5 450	5 330	5 300	5 040	4 910
Papier - carton ( " )	271	460	535	524	573	571	586
Sucre (en 1.000 quintaux)	3 710	4 950	4 880	4 250	3 070	3 420	3 950
Brasserie (en 1.000 hl)	4 560	4 940	5 380	5 410	5 450	5 460	5 260
Blanchiment, Teint. et Appré. (en 1.000 tonnes)(coton, lin, laine, fibres synthétiques)	141	163	163	155	176	156	157
Laine peignée et laine lavée (en 1.000 tonnes)	70,0	86,3	77,0	73,6	82,4	68,5	74,9
Acier ( " )	2 620	3 710	4 980	4 980	5 020	5 240	5 290
Produits azotés ( " )	231	342	410	403	389	403	472
Lait (en 1.000 hectolitres)	12 000	12 100	12 400	12 600	12 900	12 900	12 900

De 1955 à 1964, beaucoup de secteurs industriels ont vu leur production s'accroître dans des proportions considérables, alors que l'industrie du charbon commençait à décroître.  
De 1964 à 1968, on assiste, par contre à une nette stagnation de l'industrie textile et à une régression accélérée de l'industrie du charbon. Le pétrole, la métallurgie, les papiers continuent leur expansion mais de façon beaucoup plus modérée

TABEAU I : EVOLUTION DES PRINCIPALES PRODUCTIONS DE LA REGION ARTOIS PICARDIE ENTRE 1955 ET 1968.  
(Document extrait du rapport 1972 de l'Agence de Bassin Artois Picardie).

Vers les années 1965, 1968, à la suite de la stagnation puis de la décroissance des grandes activités industrielles, la dégradation de la qualité des eaux superficielles s'est trouvée ralentie sans toutefois parvenir à se stabiliser. En effet, les analyses faites par l'Agence de Bassin Artois-Picardie mettent encore en évidence une dégradation de la qualité de l'eau entre 1969 et 1972. Les cours d'eau les plus concernés étant : la Scarpe à l'aval de Douai, la Lys canalisée à partir d'Armentières et la Deule sur tout son cours. ( les cartes comparées des flux moyens de matière organique en 1969 et en 1972 sont éloquentes (Fig.5).

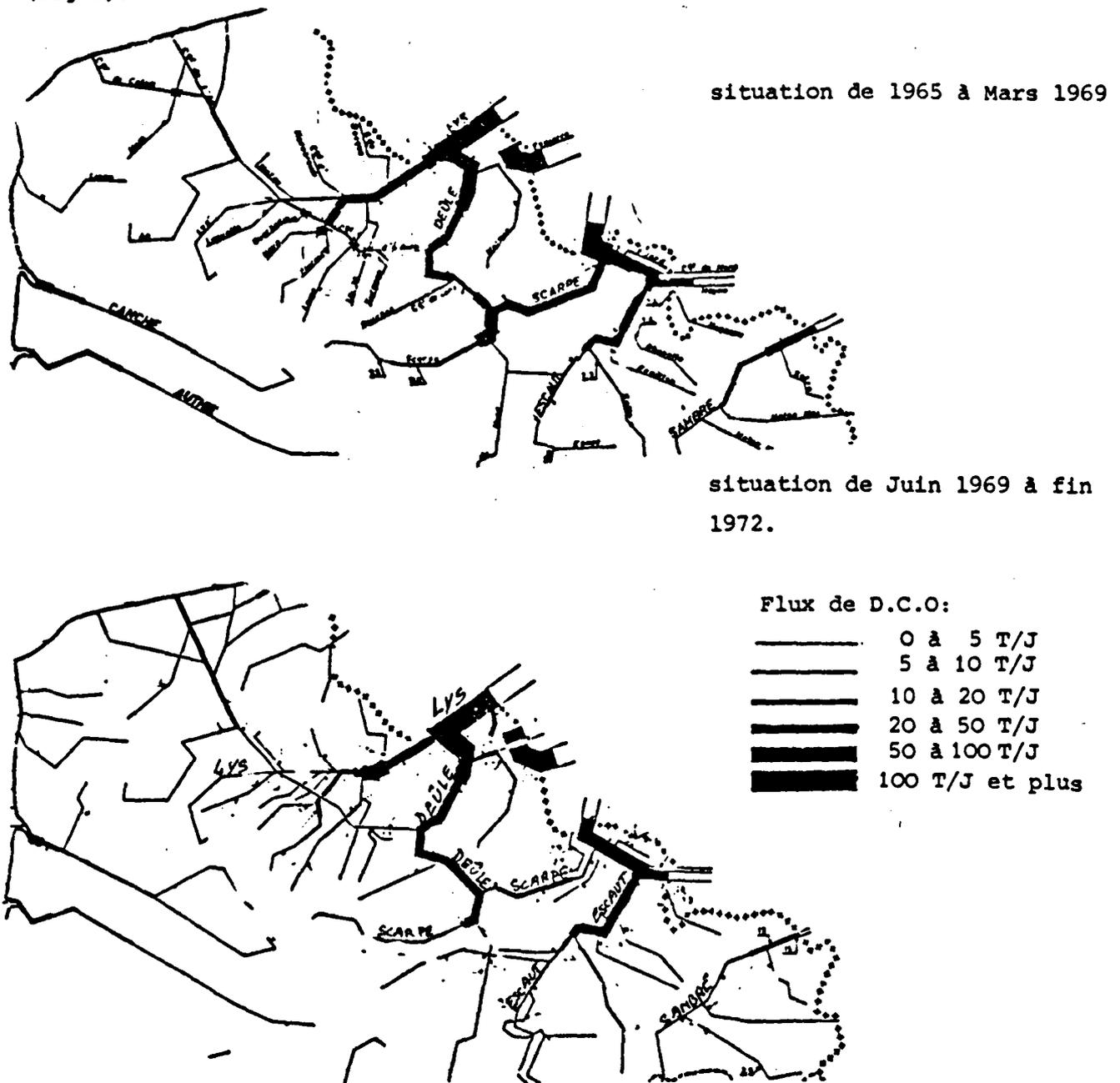


Fig.5 : Flux moyen des matières organiques (D.C.O) en Tonnes / J

Comparaison des situations correspondant aux périodes 1965 à Mars 1969 et Juin 1969 à la fin de 1972.

(Document extrait du rapport 1974 de l'Agence de Bassin Artois-Picardie.)

Le débit des substances polluantes déversées journalièrement dans les cours d'eau des bassins Artois-Picardie était évalué en 1970 à 2 000 tonnes/jour. Le rapport de synthèse publié en 1974 par l'Agence de Bassin Artois-Picardie estimait un flux sortant pour l'ensemble du bassin de l'ordre de 860 tonnes journalières de M.e.s.<sup>(1)</sup>, 590 tonnes de D.C.O.<sup>(2)</sup>, 450 tonnes de Chlorures alors que parallèlement la pollution naturelle était estimée à 57 tonnes de D.C.O et 130 t/J de chlorures. Les flux de polluants (en Tonne/Jour) charriés par les canaux pour lesquels nous avons effectué des campagnes d'analyse biologique sont indiqués dans le tableau ci-dessous.

secteurs		Débit moyen	D.C.O	M.e.s	Chlorures
CANAL DE SECLIN	tronçon moyen	-	22 / -	-	-
	amont de Seclin	-	31 / 55	25 / 48	40 / 65
DEULE	aval de Seclin	-	47 / -	31 / -	40 / -
	Aire sur la Lys	-	0.4 / 2.2	1.1 / 2.8	1.1 / 2.3
LYS	aval (frontière)	14 m <sup>3</sup> / s	59 / 75	47 / 144	81 / 108
	amont	-	18.4 / -	18 / -	6.4 / -
ESCAUT	aval	9.8 m <sup>3</sup> / s	48 / 64	84 / 141	39 / 54

TABLEAU II : FLUX DE POLLUANTS EN T/J

Les valeurs reportées correspondent respectivement aux périodes de hautes et de basses eaux. (extrait du rapport de synthèse de l'Agence de Bassin Artois Picardie (1971).

## 2) LES EAUX SOUTERRAINES

Les nappes de la craie ou celles du calcaire carbonifère sous l'agglomération lilloise ont longtemps permis au bassin de satisfaire plus de 90 % de ses besoins en eau domestique à partir de l'eau souterraine. Mais à Lille, Boulogne ou St Omer, l'extension de l'urbanisation rendant les sols imperméables, jointe à l'accroissement des prélèvements ont conduit à des baisses importantes du niveau des nappes. Dans bien des secteurs, celles-ci s'épuisent. Il devient nécessaire pour plusieurs régions de se tourner vers les eaux de surface et d'envisager la création de plans d'eau. Le Parc de la Deule et les bassins des Près Duhem en cours de réalisation auront pour fonction d'épurer les eaux très polluées de la Deule et de la Lys, en vue de réalimenter la nappe et de répondre aux besoins en eau des agglomérations (cf Fig. 5 et 6).

Les bassins pilotes d'épuration qui servirent de support aux études biologiques exposées dans la 2ème partie de ce Mémoire ont permis de tester les capacités d'autoépuration des eaux de ces deux canaux, avant la réalisation des projets à grande échelle.

(1) Matières en suspension

(2) Demande chimique en oxygène

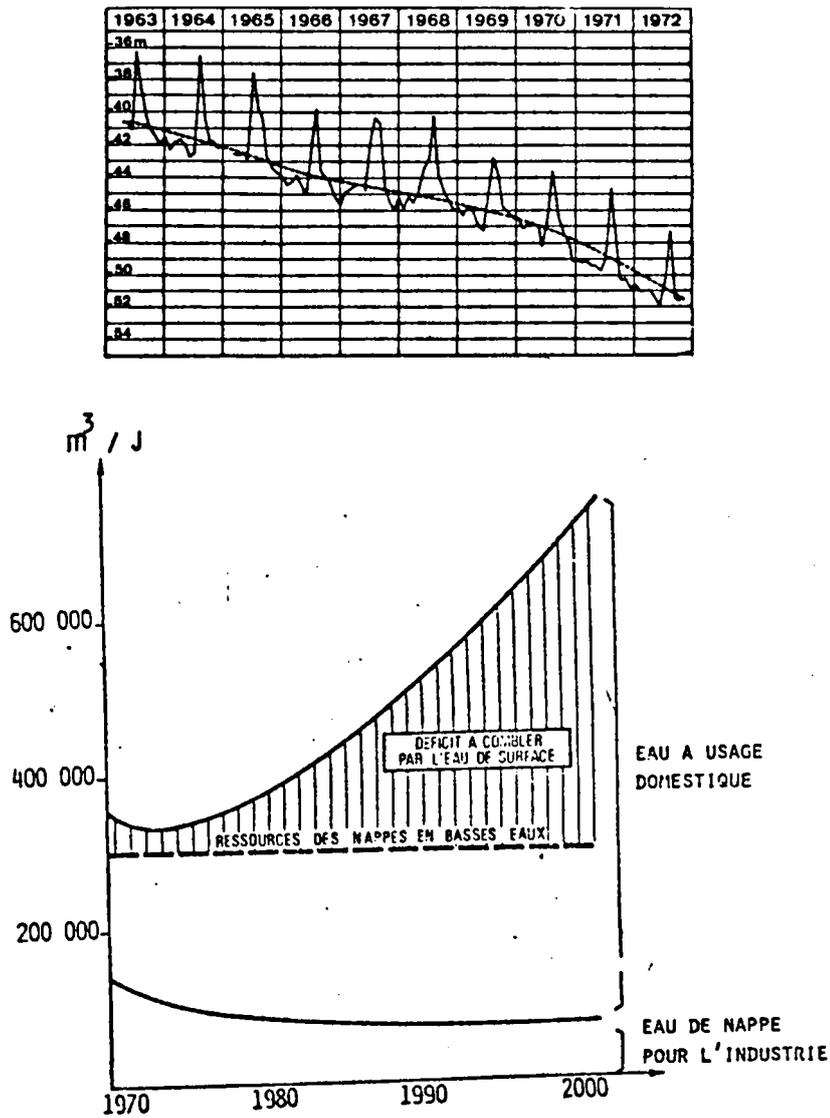


Fig. 5 : Evolution du niveau de la nappe du calcaire Carbonifère au forage témoin de Bondues ( région Lilloise) depuis 1963 et évolution prévisible des besoins en eau. ( Document de l'Agence de Bassin Artois-Picardie).

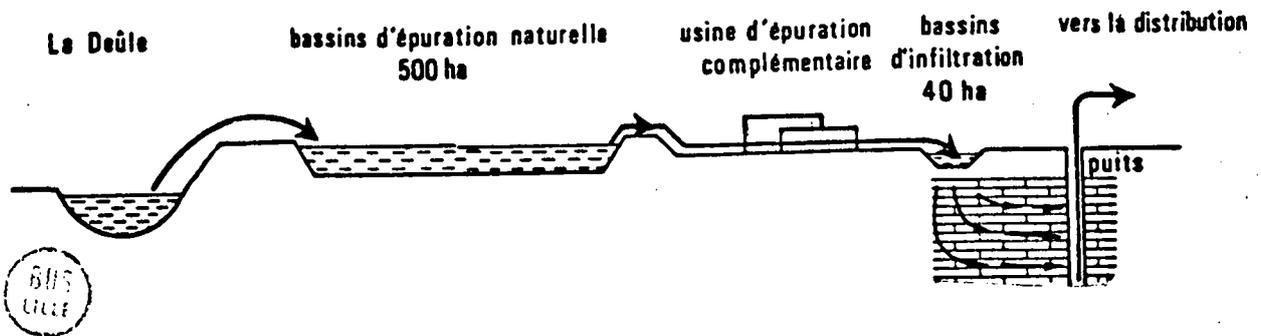


Fig.6 : Projet du traitement combiné de l'eau dans le parc de la Deule : (épuration par lagunage - affinage en station compacte et reinjection dans la nappe). document de l'Agence de Bassin Artois-Picardie).

## METHODOLOGIE

Les modalités des récoltes, de même que la nature des paramètres examinés ont variés au cours du temps en fonction de l'équipement disponible et des caractéristiques des biotopes prospectés.

### A) ECHANTILLONNAGE

Quelque soit le biotope concerné, le protocole d'échantillonnage résulte d'un compromis entre la représentativité des échantillons et les impératifs pratiques tels que : matériel disponible, nombre de stations à visiter et de mesures à effectuer.

Le brassage irrégulier de l'eau des canaux par le passage des péniches, de même que l'amplitude des variations verticales du zooplancton au cours d'un nyctémère (ANGELI, 1975) nous ont amenés à considérer que le moins mauvais échantillonnage serait celui résultant d'un quadrillage.

L'examen d'échantillons intégrés entraîne forcément une perte d'informations (notamment en ce qui concerne la distribution verticale et spatiale des organismes). Il permet par contre une bien meilleure comparaison de stations très différentes et forcément récoltées en des périodes variées d'un nyctémère (les campagnes de récoltes sur les canaux s'étendaient en fait sur 18 à 52 heures selon le nombre de stations prospectées).

Ces échantillons "moyens" ont d'abord été réalisés à l'aide des très rustiques flacons de type MAYER (Canal de Seclin). Des bouteilles de type VAN DORN de 5 ou de 10 litres furent généralement utilisées par la suite sauf pour les prélèvements sur le Bassin des Ansereuilles pour lesquels nous disposions d'une pompe péristaltique (débit 4 litres/mn).

Pour les canaux, les échantillons moyens étaient constitués à partir d'aliquots provenant de 4 séries de prélèvements en 3 profondeurs distinctes 0 à 50 cm, 1 à 1,5 m, 2 m à 2,50 m, en 5 points régulièrement répartis entre les deux rives des canaux.

Pour le Bassin des Ansereuilles, nous avons procédé à un balayage à la pompe de la section des compartiments étudiés sur un secteur de  $1 \text{ m}^2$ .

Pour le Bassin des Près Duhem, trois quadrillages successifs étaient réalisés à la bouteille pour constituer un échantillon intégré sous une surface de  $2 \text{ m}^2$  couvrant l'ensemble d'un secteur égal à  $1/10$  de chacun des compartiments. Ces trois échantillons moyens récoltés pour chaque station correspondent respectivement aux fractions de la masse d'eau comprises entre 0 et 1,20m, 1,20 m et 2,40 m et 2,40 m et 3,60 m. et sont destinés à la mesure ultérieure de divers facteurs biotiques et abiotiques.

Un petit appareil fabriqué sur le modèle recommandé par les A P H A standard Methods (1974) a été utilisé pour les prélèvements destinés aux mesures de pH et d'oxygène dissous. La petite taille de la bouteille permet, si besoin est, d'établir un profil vertical très précis des paramètres physico-chimiques. En outre, le triple rinçage que subit le flacon interne permet d'éviter toute contamination avec l'atmosphère. Vu la dimension restreinte des secteurs échantillonnés sur les bassins pilote une modification a été apportée à ce collecteur. Un tube souple ayant l'une de ses extrémités maintenue en surface est abouché à l'orifice d'évacuation des gaz, ce qui évite toute perturbation consécutive à la remontée de bulles d'air lors du remplissage. Une pince placée sur ce tube permet en outre de limiter la pénétration de l'eau durant la descente de l'appareil.

## B) FACTEURS ABIOTIQUES

### 1) PARAMETRES PHYSIQUES

#### a - Energie lumineuse

Ce paramètre n'a été étudié que pour le Bassin des Près Duhem. Une cellule photoélectrique immergeable, couvrant la portion du spectre lumineux utilisable pour la photosynthèse (380 à 700 nm) a permis de mesurer la répartition verticale de l'énergie incidente.

#### b - Transparence

Ces mesures ont été effectuées à l'aide de la trousse H. A. C. H. et d'un disque de Secchi de 30 cm de diamètre. Bien que sujettes à de nombreuses erreurs, les mesures au Secchi permettent de comparer entre eux des milieux très différents (TYLER, 1968, SHAPIRO et al., 1975). CLARKE (1941) recommande de faire ces mesures vers le midi solaire. Cette précaution n'a pu être prise que pour les bassins pilotes.

#### c - Couleur

Seule une appréciation très grossière a pu être faite à l'aide de la trousse H. A. C. H. (canaux et Bassin des Anserouilles).

d - Température

Un thermomètre au 1/10e de degré était incorporé dans les bouteilles VAN DORN. Pour les flacons de Mayer, le thermomètre était introduit dans la bouteille dès sa sortie de l'eau et la température lue après une minute d'immersion.

e - Matières en suspension (M.e.s.)

La mesure des M.e.s. a été généralement confiée à l'Institut Pasteur. Nous ne l'avons effectuée au Laboratoire que pour le Bassin des Près Duhem (en recourant à la méthode préconisée par les normes A.F.N.O.R. (N° NFT 90 105) qui consiste à filtrer les échantillons sur des filtres en fibres de verre, en l'occurrence les filtres Whatman GFC. Ceux-ci sont placés avant et après filtration dans un four à 105° C jusqu'à stabilisation de leur poids. Après pesée, les filtres vierges sont stockés en étuve à 80° C. Afin de pouvoir différer les filtrations des échantillons, nous procédions à leur fixation sur le terrain par un apport de 5 % de formol neutralisé et filtré.

f - PH

L'appareil utilisé est un pH mètre électrique portatif modèle Radiometer avec correction automatique de température. L'étalonnage de l'électrode combinée a été systématiquement effectué la veille des sorties de terrain et vérifié durant les mesures avec les tampons 6,5 et 7, ou 7 et 9 (selon le pH de l'eau).

g - Résistivité

Les mesures ont généralement été confiées à l'Institut Pasteur ou dans le cas des Bassins des Près Duhem, effectuées par le Laboratoire d'analyse de la Station de Marquette.

## 2) PARAMETRES CHIMIQUES

### a - Oxygène dissous

La méthode de Winckler modifiée a été utilisée (IBP hand book : methods for chemical analysis in fresh waters (1969)). L'adjonction d'azoture de sodium aux réactifs permet d'éliminer les interférences dues aux fortes concentrations d'azote jusqu'à 5 mg d'N/l. La solution mère de  $\text{Na}_2 \text{S}_2 \text{O}_3$  était stabilisée par un apport de 5 ml de chloroforme/l. Un étalonnage préalable aux filtrations à l'aide de  $\text{KIO}_3$ , 0.025 N a cependant toujours été pratiqué pour compenser les variations éventuelles du titre de la solution mère de thiosulfate.

### b - Autres composantes chimiques classiques

L'analyse des autres paramètres : T. A. C., formes d'azote, Orthophosphates, Chlorures, Silice, Fer, Demande biochimique en Oxygène (D.B.O<sub>5</sub>), Demande chimique en oxygène (D.C.O) et les recherches éventuelles de toxiques ont généralement été confiées à l'Institut Pasteur ou dans le cas du Bassin des Près Duhem effectuées par le Laboratoire d'analyses de la Station d'épuration de Marquette.

Nous n'avons procédé personnellement aux analyses des formes d'azote, de la D.B.O<sub>5</sub> et des phosphates que pour le Canal de Seclin et les quelques collections d'eau examinées à titre de comparaison avec les canaux. Dans ce cas, la D.B.O<sub>5</sub> était estimée selon la méthode standardisée (STANDARD METHODS APHA, 1971) et les autres paramètres estimés à l'aide de la trousse H. A. C. H..

## C) FACTEURS BIOTIQUES

### 1) PLANCTON

#### a - Aspect qualitatif

Un échantillon qualitatif était obtenu pour chaque sortie à l'aide d'un filet lesté (de vide de maille de 35 microns) en procédant à un trait oblique depuis le milieu du canal jusqu'à la berge. Une fraction du plancton vivant était placée en glacière dans un large récipient à fond plat

pour permettre une bonne oxygénation au cours du transport, l'autre fraction était fixée au formol neutralisé (environ 5 %).

Seuls les Ciliés ont fait l'objet de préparations particulières en vue de leur identification ultérieure. Il s'est en effet avéré indispensable, durant les premières années d'études, de recourir aux méthodes de coloration pour déterminer l'espèce, voire le genre ou la famille des formes rencontrées dans les échantillons (Technique d'imprégnation à l'argent selon CHATTON et LWOFF, 1936 ; protéinate d'argent selon TUFFRAU, 1967).

#### b - Aspect quantitatif

Les échantillons destinés aux examens du phyto comme du zooplancton ont toujours été d'abord fixés au formol neutralisé (5 %), du lugol étant ajouté par la suite lors de l'examen des algues. (BOURELLY, 1966)

#### - Bactérioplancton

Nous n'avons procédé personnellement aux examens bactériologiques que pour le Canal de Seclin, de la Deule et les collections d'eaux naturelles étudiées à titre de comparaison.

La technique de culture sur gélose a été utilisée pour les bactéries psychrophyles et mésophyles, selon les normes proposées dans les standard methods (APHA, 1971).

Pour certaines séries d'échantillons (Canal de Seclin, Deule et milieux naturels), nous avons utilisé parallèlement une technique de dénombrement direct après traitement des échantillons (technique de RASUMOV, 1932). Cette technique consiste à filtrer un volume connu d'échantillon sur une membrane dont les pores n'excèdent pas 1 micron (filtres Millipore de 0,5  $\mu$ ). Les filtres sont ultérieurement placés dans des boîtes de Petri sur du papier imbibé de formol 10 % lorsque les échantillons sont frais. Après séchage, les filtres reposent 12 heures durant sur un papier imbibé d'erythrosine (5 % dans une solution de phénol à 3 %). Une fois rincés et séchés, ils sont montés entre lame et lamelle sous une goutte d'huile de cèdre. Les dénombrements se font à l'aide d'un objectif à immersion au grossissement 1 200.

Quelle que soit la méthode employée pour les dénombrements de germes totaux, les résultats obtenus ne donnent qu'un ordre de grandeur fort approximatif. Sur les milieux gélosés, on ne peut espérer dénombrer que de 0,1 à 10 % de la population totale (PERSOONE, 1965, SLÁDECEK, 1969). Les résultats obtenus dépendent en fait moins des techniques utilisées que de la composition de la flore bactérienne et de la nature du substrat minéral ou organique à laquelle elle s'est adaptée.

Les techniques de dénombrements directs présentent également des causes importantes d'erreur. Il est souvent délicat de distinguer les bactéries des particules inertes ou de les dénombrer lorsqu'elles sont serrées en agrégats.

Pour le canal de la Lys, de l'Escaut et pour les bassins pilotes, les dénombrements de germes totaux ont été confiés à l'Institut Pasteur (cultures sur gélose nutritive).

- Phytoplancton et fraction nannoplanctonique du zooplancton

L'examen des échantillons quantitatifs a été réalisé au microscope inversé à contraste de phase (grossissement x 600 et 1 200) après concentration par décantation préalable dans des chambres combinées de volumes allant de 1 cc à 100 cc, selon la richesse du plancton.

- Zooplancton

. Fraction du plancton récupérable par filtration

La quasi totalité des Métazoaires et de nombreux Ciliés peut être retenue sur soie à bluter de vide de maille de 30 microns (soie la plus fine commercialisée jusqu'à ces dernières années). L'appareil de filtration utilisé consiste en un cylindre de plexiglass associé à une pièce circulaire de soie à bluter. Un joint torique de diamètre légèrement plus étroit que celui du cylindre permet de tendre le tissu en maintenant les bords rabattus en contact étroit avec le tube. Après filtration des échantillons, le joint torique est retiré avec précaution et la pastille de soie déposée dans un petit entonnoir reposant sur un pilulier. L'intérieur du cylindre et les bords qui étaient en contact avec la pièce de tissu sont rincés au-dessous de l'entonnoir à l'aide d'un jet de pissette : traitement que l'on applique ensuite au disque de soie.

La faunule des Rotifères, Ciliés et Nauplii a été examinée au microscope inversé après décantation préalable en chambre combinée d'un sous-échantillon adapté à la densité de ces organismes. La loupe binoculaire (grossissement 100 fut par contre utilisée pour les cohortes de Cladocères, les Copépodes et Copépodites, les échantillons destinés à l'examen de ces organismes étant étalés sous un mince film d'eau dans les cuves DOLFUSS

à 200 cases. Le mélange alcool-glycérine, qui permet de protéger les organismes de la déshydratation et les maintient en place une fois que l'eau et l'alcool de la cuve se sont évaporés, n'a pas pu être utilisé lorsque les populations de Daphnia magna et D. pulex se trouvaient mélangées. L'identification des stades juvéniles nécessite en effet l'observation du bouclier céphalique, ce qui suppose que l'on retourne les individus un à un à l'aide d'une minutie ou d'un cil monté sur un support. Pour des échantillons de cette nature, on gagne à omettre l'utilisation de la glycérine. Mais il importe alors de ne déposer dans la cuve qu'un volume de liquide suffisamment faible pour que les organismes se trouvent maintenus en place par la tension superficielle.

#### . Nannoplancton

Une fraction du plancton des milieux hypereutrophes est constituée par des Ciliés de très petite taille passant au travers des mailles de 30 microns. Le dénombrement de ces organismes qui ne peuvent être séparés du phytoplancton alors que leur densité demeure souvent 1 000 à 1 000 000 fois plus faible que celle des cellules algales est extrêmement dispendieux en temps. Cette fraction souvent infime de la biocénose n'a été étudiée quantitativement de façon régulière que pour les échantillons de l'Escaut et ceux de la première campagne sur le Bassin des Ansereuilles.

#### c- Précision des résultats

Les erreurs systématiques procèdent de trois origines :

##### - L'échantillonnage

Les organismes pourraient être supposés répartis au hasard (la distribution serait alors une distribution de Poisson (variance  $S^2 =$  moyenne ( $m$ )). Ce qui n'est à peu près jamais le cas. La distribution qui varie au cours de la journée, peut être une sous-dispersion (organismes ayant tendance à se repousser :  $S^2 < m$ ) ou le plus fréquemment dans les petites collections d'eau et les canaux une distribution de type contagieux positif ou surdispersion ( $S^2 > m$ ). L'erreur d'échantillonnage est alors extrêmement variable et estimer son ordre de grandeur devient quasiment impossible. Pour les Crustacés, lorsqu'il y a formation d'essaïms, les variations de densité peuvent atteindre 2 à 3 ordres de grandeur (DUMONT, 1967). L'échantillon issu d'un quadrillage serré peut être considéré comme le moins mauvais échantillon possible. C'est ce que nous avons réalisé dans la majorité des stations pour pallier dans la mesure du possible cette importante source d'erreur.

- Sous échantillonnage

Le sous échantillonnage est effectué en deux temps lors de la constitution d'échantillons intégrés sur le terrain, ultérieurement à partir de fractions aliquotes de ces échantillons. Moyennant une bonne homogénéisation du volume destiné à être fractionné, le sous-échantillonnage est supposé s'effectuer au hasard mais se trouve biaisé par le fait qu'une fraction des organismes se trouve captée puis maintenue en surface par la tension superficielle (cas notamment des Daphnidae, Bosmina longirostris, Keratella quadrata ou de Polyarthra spp.). L'adjonction préalable aux échantillons d'une goutte de détergent permet de limiter ce phénomène.

- Dénombrements

Pour les Ciliés de très petite taille, la densité a été estimée à partir de l'examen d'une trentaine de champs distribués au hasard sur la préparation. Pour tous les autres organismes, nous avons généralement dénombré la totalité des individus décantés.

Les erreurs liées aux dénombrements cellulaires ont fait l'objet de nombreuses études : RICHER (1937), PEARSON et HARTLEY (1954) LUND et al. (1958), UEHLINGER (1964).

Si on peut supposer à la suite de LUND et al. (1958) que la distribution des organismes dans l'échantillon ou le sous échantillon est voisine d'une distribution de Poisson au seuil de sécurité de 95 %, l'intervalle de confiance sera donc voisin de  $X \pm 2\sqrt{X}$ . Préférant, dans la mesure du possible, dénombrer l'ensemble des organismes décantés dans les chambres combinées, nous avons généralement ajusté le volume pour obtenir un effectif de 1 000 à 5 000 individus par chambre et procédé à l'examen de plusieurs préparations pour les espèces rares. Or un dénombrement portant sur 500 individus de la même espèce suppose (si la distribution correspond bien à une distribution de Poisson) une précision de 10 %.

En regard des erreurs systématiques relevant de l'échantillonnage, les erreurs consécutives aux dénombrements ultérieurs sont relativement faibles. De fait, la précision des estimations doit être considérée comme très satisfaisante lorsqu'elle atteint 50 % (RICHER (1937), PEARSON et HARTLEY (1954), LUND et al. (1958), UEHLINGER (1964)).

## 2) ESTIMATION DES BIOMASSES (TENTATIVE)

On trouve dans la littérature diverses méthodes d'estimation de la biomasse. Pour les organismes dont la forme peut être assimilée à une figure géométrique simple, la méthode de LOHMANN (1908) peut être utilisée. Des formes plus complexes peuvent être décomposées en diverses figures géométriques, le biovolume étant alors calculé en faisant la somme des volumes des figures élémentaires (OSMERA, 1966). Des modèles à grande échelle peuvent également être utilisés pour déterminer par pesée le poids frais des organismes en mesurant le déplacement d'eau entraîné par l'immersion des modèles correspondants (SEBESTYEN, 1955, 1958 a et b), NAUWERCK (1963), GOPHEM, 1971. Les estimations les plus précises sont cependant celles obtenues à partir d'équations de régression de type poids sec/mesure linéaire qui ont généralement porté sur les Crustacés : BURNS (1969) pour le genre Daphnia, HERZIG (1974), sur les Copépodes. Les Rotifères se prêtent moins bien à une approche de ce type tentée sur Keratella quadrata par DOOHAN et RAINBOW (1971), sur Brachionus plicatilis par DOOHAN (1973). A ce jour, le travail le plus détaillé en la matière est sans doute celui de DUMONT et al (1975) qui donne les équations de régression pour 28 espèces de Cladocères, 17 de Copépodes et 4 espèces rotifériennes de grande taille.

Pour les espèces de petite taille qui se prêtent mal aux mesures de poids sec, on ne peut que se rapporter à des formules géométriques approchées. RUTTNER KOLISKO (1977) suggère et compare diverses méthodes de calcul pour une vingtaine d'espèces rotifériennes.

La grande hétérogénéité des groupes taxonomiques rencontrés dans le plancton du Bassin des Près Duhem nous a amené à utiliser dans un premier temps une formule, de loin s'en faut, aussi précise que celles proposées dans la littérature. Les contours des diverses espèces ou unités taxonomiques dénombrées ont été dessinés à la chambre claire (une vingtaine de profils étant dessinés pour chaque forme) et les surfaces moyennes intégrées à l'aide d'un planimètre. Le biovolume a ensuite été assimilé à celui d'une sphère dont le rayon développe un cercle de surface égale à la moyenne des surfaces mesurées pour chacun des éléments du zooplancton.

Nous avons dû nous contenter provisoirement de ces calculs très approximatifs car les formules proposées dans la littérature ne couvrent qu'une petite fraction de l'éventail des espèces rencontrées en eau polluée et reposent sur des critères différents selon que l'on s'adresse aux Crustacés ou aux Rotifères, alors que les Ciliés constituent les parents pauvres de ce type d'étude.

Il faut noter en outre que les variations de taille des populations de Rotifères sont très supérieures à 100 %, que celle des Ciliés dépassent facilement 2 à 300 % et que, par suite, une mesure rigoureuse des biomasses ne saurait être faite qu'en cumulant les valeurs trouvées pour les diverses classes de tailles de chacune des espèces présentes dans un échantillon(\*).

L'imprécision des estimations de biomasses par la méthode que nous avons employée est de l'ordre de grandeur des variations de taille des organismes appartenant à une même espèce et ne saurait être supérieure à celles des estimations quantitatives.

### 3) DOSAGE DES PIGMENTS

Ce paramètre n'a été mesuré que pour le Bassin des Près Duhem.

La filtration des échantillons ramenés en glaciaires était réalisée à l'abri de la lumière directe et sous vide partiel de 18 cm de mercure dans les trois heures qui suivaient leur récolte.

Après divers essais avec les filtres SARTORIUS, puis MILLIPORE, qui confèrent à l'extrait acétonique de nos échantillons une turbidité résiduelle très élevée, nous avons été obligée d'utiliser systématiquement la marque WHATMAN GF/C (en fibre de verre).

Après filtration d'un volume variant selon la nature des échantillons de 0,05 à 1 l, les filtres étaient pliés (seston à l'intérieur) et déposés quelques minutes entre deux épaisseurs de papier absorbant afin d'éliminer l'humidité résiduelle. Placés en papillottes d'aluminium, ils étaient ensuite entreposés à moins 20° C jusqu'au moment de l'extraction acétonique.

Pour l'extraction, nous avons suivi la méthode de STRICKLAND et PARSONS (1972) et utilisé les équations SCOR/UNESCO pour le calcul des Chlorophylles. Les échantillons placés dans l'acétone à 90 % sont ultrasonnés 30 secondes (appareil au maximum de sa puissance), de façon à ce que le filtre soit totalement broyé sans que la température de l'échantillon ne s'élève de plus de 2° C. Une centrifugation de 10 minutes à 5 000 t/mn a généralement permis d'avoir une turbidité du surnageant inférieure à 0,001 de densité optique. Les mesures ont été faites sur un spectrophotomètre BECKMAN à double faisceau (largeur de la bande passante : 3 nm ; lecture de la densité optique à 750, 663, 645, 630 et 480 nm) Le phytoplancton étant essentiellement composé de Chlorophycées, la formule de STRICKLAND et PARSONS a été utilisée pour estimer la concentration en caroténoïdes.

---

(\*) - On trouve maintenant sur le marché une gamme assez large d'analyseurs d'images. Les plus sophistiqués, reliés à un ordinateur, permettent, moyennant une programmation adéquate de procéder à des analyses dans les trois dimensions (balayage horizontal et vertical). Chaque particule pouvant ainsi être mesurée (taille, diamètre, surface ...) par tranches optiques successives préalablement déterminées. Ces appareils semblent très prometteurs pour des études écologiques. Quelques essais réalisés sur nos échantillons ont toute fois permis de réaliser le problème posé par la grande hétérogénéité de la densité optique du matériel biologique.

4) MESURE DE LA PRODUCTIVITE PRIMAIRE PAR LA METHODE DE L'OXYGENE  
(UNE TENTATIVE)

Nous avons tenté d'étudier ce paramètre délicat à appréhender dans les milieux hypereutrophes au cours du printemps 1973 (bassin de lagunage des Ansereuilles), puis durant la totalité du suivi biologique sur le Bassin des Prés DUHEM.

- Procédé

L'échantillonnage est effectué à l'aide d'un appareil qui permet de récolter simultanément 3 échantillons de 125 cc avec les mêmes précautions que celles évoquées pour le dosage de routine de l'oxygène dissous,

Deux prélèvements de ce type sont réalisés pour chaque profondeur d'incubation. Les 6 réplicats ainsi obtenus sont constitués de 2 flacons témoins fixés instantanément (concentration en oxygène dissous au temps  $t_0$ ) et 4 flacons replacés in situ 6 heures durant à la profondeur d'échantillonnage (de 10 h à 15 heures, heure solaire). Deux de ces flacons sont clairs, les 2 autres opaques à la lumière.

Ces trois séries de flacons permettent théoriquement d'apprécier :

1 - La productivité brute : (différence de concentration en oxygène dissous entre les flacons clairs et les flacons noirs).

2 - La productivité nette : quantité d'oxygène disponible pour le milieu (différence entre la concentration des flacons clairs et des flacons témoins).

3 - La respiration ou plutôt, dans ce milieu la demande biochimique en oxygène en 6 heures (différence de concentration en oxygène dissous entre les flacons témoins et les flacons noirs).

- Profondeurs d'incubation

L'essai réalisé sur le Bassin des Ansereuilles a porté sur trois profondeurs fixes : 0,2 m, 0,75 m et 1,50 m. Pour les mesures systématiques faites sur le Bassin des Ansereuilles, les profondeurs d'incubation ont

par contre été déterminées en fonction de la distribution verticale de la lumière ; les échantillons étaient prélevés et immergés aux profondeurs correspondant respectivement à 100 % d'énergie incidente (surface), 50 %, 25 %, 10 %, 5 % et 1 %.

- Limites d'utilisation de cette méthode

1 - Que l'on utilise cette méthode de l'oxygène de GAARDER et GRAN, 1927 ou celle reposant sur la fixation du  $^{14}\text{C}$  (selon STEEMANN-NIELSEN, 1952), les mesures de productivité primaire en milieu eutrophe posent divers problèmes :

a) L'activité physiologique des organismes peut être différente dans les flacons clairs et les flacons noirs :

• La respiration algale peut se trouver modifiée par les variations des conditions ambiantes (RYTHER et GUILLARD, 1962 ; BLUNT, 1965) et de l'état physiologique des cellules (NIHEI et al., 1954). Il peut en outre y avoir augmentation importante de la respiration à la lumière (Photorespiration pouvant doubler ou tripler l'intensité respiratoire (GREGORY, 1971)). Enfin le rapport respiration/photosynthèse maximale, risque d'être beaucoup plus élevé lorsqu'on a affaire à des espèces algales très mobiles (MOSHKINA, 1961 in PARSONS et TAKAHASHI, 1973).

• La pression prédatrice du zooplancton réduite à la lumière et stimulée par les faibles intensités et l'obscurité (au moins chez les Cladocères : HANEY, 1975) peut différer fortement selon qu'il s'agit des flacons clairs et des flacons noirs.

b) Le quotient de photosynthèse (nombre de molécules d'oxygène dégagées par rapport au nombre de molécules de carbone utilisées) que l'on supposait voisin de 1,25, variant d'après STRICKLAND, 1960, entre 1 et 1,3 en milieu marin, pourrait subir d'importantes variations en eau douce comme le laissent supposer les observations de TILZER et al., 1977 sur un lac eutrophe où ce quotient oscille entre 0,69 et 2,13.

c) Enfin, en milieu riche en espèces très mobiles, les migrations verticales et horizontales, auxquelles s'ajoute une distribution hétérogène des organismes, peuvent biaiser très fortement les mesures résultant d'une seule série d'incubations (comme le laissent supposer les observations de TILZER et al. (loc. cit.)).

## 2 - Distorsions inhérentes à la méthode de l'oxygène

Théoriquement, la précision de la méthode dépend de celle des dosages, soit  $\pm 0,02$  mg/l par échantillon ou  $\pm 0,04$  mg/l pour chacune des estimations de productivité ou de respiration. Dans le biotope étudié, la précision escomptée est cependant plus faible par suite de la variance importante des valeurs obtenues pour les flacons clairs. Pour des séries de 10 réplicats incubés en différentes saisons, la précision de la mesure a varié de  $\pm 0,04$  mg/l pour des eaux modérément riches en plancton à 1 mg/l pour des eaux offrant une densité algale de  $10^8$  cell/l. Dans ce dernier cas, il est vrai, la production en 6 heures était de 30 mg/l et la précision, bien que très faible en valeur absolue, ne représentait qu'une incertitude de  $\pm 3,3$  %.

Cette méthode trouve ses limites d'application dans les secteurs très pollués par suite des interférences chimiques capables de biaiser les résultats : l'utilisation d'azoture de sodium lors de la fixation des échantillons permet de limiter l'interférence des nitrites. Restent cependant les effets possibles des chlorures, des particules en suspension, et du fer ferreux (Interférences qui peuvent entraîner au total d'après les STANDARD METHODS APHA, 1971, une erreur atteignant  $\pm 0,1$  ppm). Mais l'interférence la plus grave tient sans doute au fait qu'il est impossible d'estimer la respiration algale puisque celle-ci s'ajoute au métabolisme du bactério et du zooplancton (ce n'est plus dans ces conditions une mesure de la productivité nette ou brute que l'on fait, mais une estimation approximative de l'un ou de l'autre des paramètres, lesquels sont d'autant plus sous-estimés que le métabolisme du bactério et du zooplancton est élevé).

Les mesures de productivité déjà délicates dans les milieux naturels modérément eutrophes sont sujettes à de très nombreuses distorsions dans les eaux polytrophes et l'on ne peut guère espérer obtenir qu'une estimation de ce phénomène et considérer avec circonspection les résultats de cette "tentative".

5) MESURE DU RYTHME DE FILTRATION DE QUELQUES ESPECES PLANC-  
TONIQUES

La méthode utilisée est celle décrite en détail par HANEY (1970) dans son Mémoire de Thèse et repose sur l'utilisation de nourriture fortement marquée au  $^{32}\text{P}$ . Nous avons utilisé en parallèle des cultures de la levure Rhodotorula rubra (taille moyenne : 5 microns) et de la Chlorococcale Selenastrum capricornutum (taille moyenne : 20 microns). Les cultures parvenues à leur phase exponentielle de développement sont repiquées sur un milieu où la seule source de phosphore est l'acide phosphorique  $^{32}\text{P}$  à très haute activité.

Une très faible quantité de cette nourriture fortement marquée (8 à 10 coups/minute/cellule), débarrassée de toute trace de phosphore minéral par une série de rinçages et de centrifugations, est ajoutée et mélangée à un échantillon de zooplancton fraîchement récolté. Après une incubation de 5 minutes en lumière diffuse (incubation suffisamment courte pour que les animaux ne commencent pas à déféquer la nourriture qu'ils ont ingérée), le zooplancton est concentré sur soie à bluter et placé 1 minute dans un échantillon d'eau lacustre non radioactive. Ceci lui permet de rejeter éventuellement les particules filtrées susceptibles de colmater l'appareil de filtration. Après quoi les animaux sont rapidement tués par un apport d'eau sodée, concentrés à nouveau sur soie à bluter et abondamment rincés avant d'être fixés au formol. La séparation des diverses espèces, stades ou sexes, se fait ensuite à la pipette sous loupe binoculaire et les individus sont déposés un à un sur un filtre millipore où ils peuvent sécher avant d'être placés dans une fiole contenant le cocktail de scintillation. Le filtre se trouve dissous. Les problèmes d'autoabsorption étant extrêmement limités avec le  $^{32}\text{P}$ , il n'est pas nécessaire de broyer préalablement les animaux.

On connaît le temps d'incubation, le nombre d'individus placés dans les fioles. Une fois la radioactivité des échantillons déterminée ainsi que celle de la suspension dans le milieu d'incubation, on peut calculer le rythme de filtration comme suit :

$$\text{Rythme de filtration} = \frac{\text{Coup/mn (individus) - coups minute (témoins tués préalablement à l'incubation)}}{\text{Coups/mn (ml de suspension)}} \times \frac{1\ 440\ \text{mn/j}}{\text{Temps d'incubations en mn.}}$$

# INFLUENCE DE LA POLLUTION SUR LES ÉLÉMENTS DE PLANCTON : UNE APPROCHE REPOSANT SUR L'ÉTUDE DE SÉRIES INSTANTANÉES DU PROFIL BIOLOGIQUE ET PHYSICOCHIMIQUE DE CANAUX DIVERSEMENT INFLUENCÉS PAR LES ÉPÉLEMENTS INDUSTRIELS ET DOMESTIQUES.

I - Situation et caractéristiques des biotopes et des points de pollution

II - Méthodes

A - Description du profil biologique d'un canal influencé par une pollution chronique d'origine industrielle, le canal de la Seine-Nord. (voir 4 part.)

## PREMIERE PARTIE

A - Profil biologique de canal de la Seine

B - Profil biologique de canal de la Seine

C - Profil biologique de canal de la Seine

III - Comparaison des caractéristiques de plancton des canaux avec celles de biotopes caractéristiques d'un canal à pollution naturelle.

A - Comparaison planctologique d'un canal influencé

B - Comparaison planctologique d'un canal influencé

C - Comparaison des associations planctologiques d'un canal influencé par une pollution chronique et d'un canal à pollution naturelle.

INFLUENCE DE LA POLLUTION SUR LES ÉLÉMENTS DU PLANCTON : UNE APPROCHE REPOSANT SUR L'ÉTUDE DE QUELQUES INSTANTANÉS DU PROFIL BIOLOGIQUE ET PHYSICOCHIMIQUE DE CANAUX DIVERSEMENT INFLUENCÉS PAR LES EFFLUENTS INDUSTRIELS ET DOMESTIQUES.

I - *Situation et caractéristiques des biotopes et des points de prélèvement*

II - *Résultats*

A - *Esquisse du profil biologique d'un canal influencé par une pollution complexe d'origine industrielle. Le canal de Seclin-Nord. ( tiré à part )*

B - *Profil biologique du canal de la Lys*

C - *Profil biologique du canal de l'Escaut*

D - *Profil biologique du canal de la Deule*

III - *Comparaison des caractéristiques du plancton des canaux avec celles de biotopes exclusivement influencés par une pollution naturelle.*

A - *Associations planctoniques d'un étang modérément eutrophe*

B - *Héléoplancton d'une mare polytrophe*

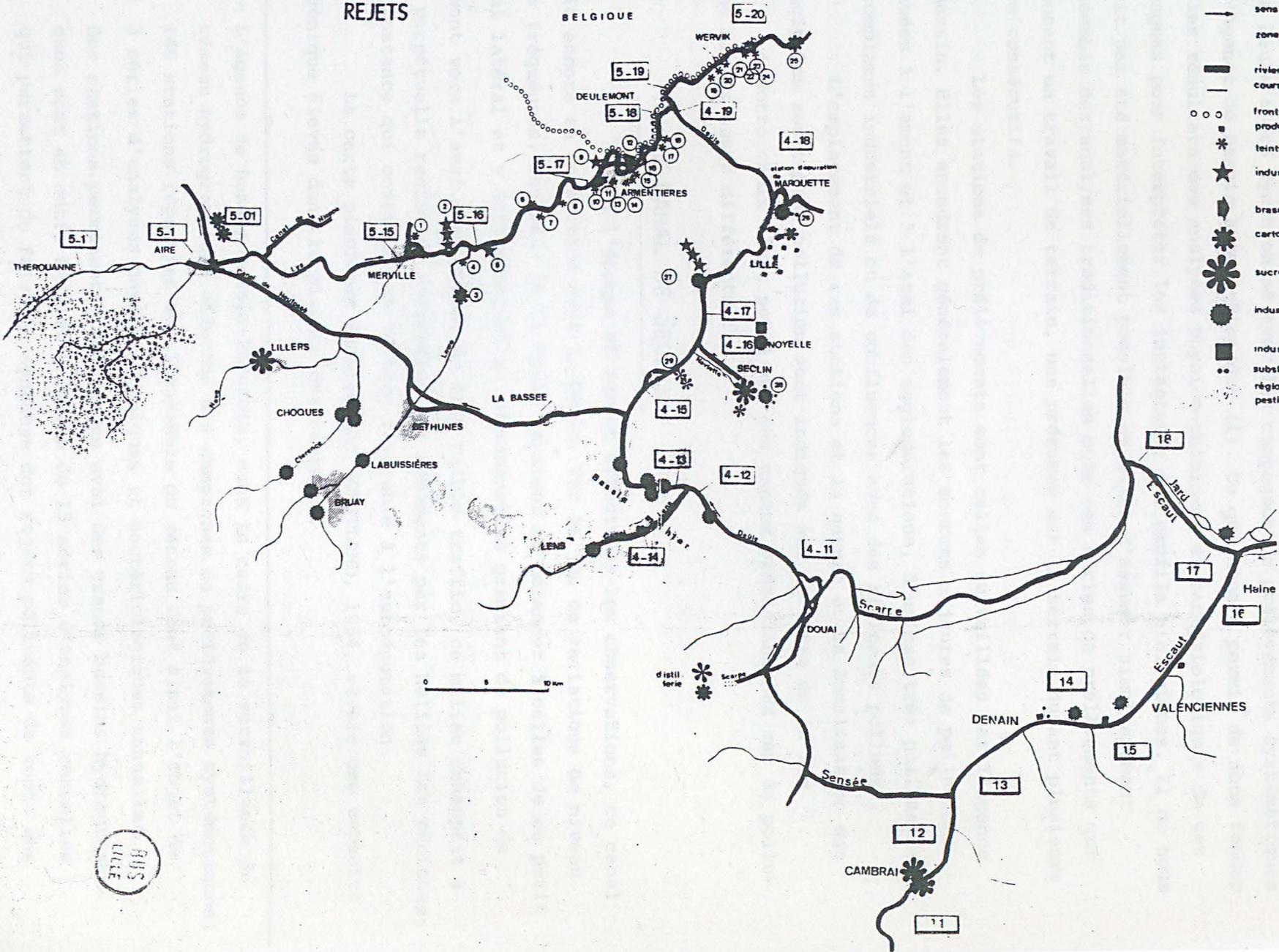
C - *Comparaison des associations planctoniques caractéristiques de ces divers biotopes et conclusions.*

PRINCIPALES SOURCES DE POLLUTION :

- 1 - Teinturerie BIENUYCK.
  - 2 - Conserverie de légumes, traitement du maïs : ROCQUETTE.
  - 3 - Cartonnerie LELEU.
  - 4 - Teinturerie DECOSTER.
  - 5 - Teintureries SINGER, DUPONT et CUVELIER (Conserverie de légumes).
  - 6 - Teinturerie BARBY FRERES.
  - 7 - Teinturerie BARBY-CAMBRO - Feutrerie DEWEINE.
  - 8 - Id : H. et G. BARBY.
  - 9 - Conserverie SOCODAL.
  - 10 - MASUREL.
  - 11 - Brasserie : MOTTE-CORDONNIER.
  - 12 - Brasserie : NORD EUROPE.
  - 13 - Future brasserie NORD EUROPE.
  - 14 - Filature-teinture DEVILLE LIETARD.
  - 15 - DOBELLE, JEANSON.
  - 16 - COLOMBIER.
  - 17 - Teintures GILET THAON.
  - 18 - Teintures FAUCHEUR.
  - 19 - Cotonneries de COMINES.
  - 20 - Conserveries VIENNE et BONDUELLE.
  - 21 - Conserveries MAHEU et Compagnie.
  - 22 - Teinturerie de la Lys.
  - 23 - Teinturerie COUSIN.
  - 24 - Teinturerie DEMESTEERS.
  - 25 - Papeterie DALLE-VERHAEGHE VANDEWINGCI.
  - 26 - KUHLMANN.
  - 27 - Savonnerie LEVER. Fonderies de Cuivre.
  - 28 - Fabrication de produits pharmaceutiques RAPIDASE.
  - 29 - Teinturerie de DON.
-

# LOCALISATION DES POINTS DE PRELEVEMENTS ET DES PRINCIPAUX REJETS

- la superposition de deux signes similaires indique un flux de polluant très important, responsables des rejets: voir liste annexé
- sens du courant
- zone d'urbanisation
- rivière canalisée
- cours d'eau
- ○ ○ frontière
- production artisanale traitement de métaux
- \* teinturerie, industries textiles, blanchisseries
- ★ industries alimentaires, conserveries
- ♦ brasseries
- ✱ cartonneries
- ✻ sucreries
- industries chimiques rejets de substances toxiques
- industries thermiques
- substances nocives, détergents, antibiotiques ...
- région agricole pesticides



BUS  
LILLE

L  
O  
N  
I

## I - SITUATION ET CARACTERISTIQUES DES BIOTOPES ET DES POINTS DE PRELEVEMENT

L'échantillonnage effectué sur les Canaux de la Lys, de l'Escaut et de la Deule a été synchronisé avec les campagnes de prélèvements systématiques de l'Agence de Bassin Artois-Picardie (1). Ce qui nous a permis de nous fonder sur les résultats des analyses physico-chimiques et bactériologiques de ces campagnes pour interpréter les instantanés des profils biologiques. Il ne nous aurait pas été matériellement possible en effet d'assumer simultanément l'ensemble des analyses traditionnelles pour des séries de prélèvements qui supposent un travail de terrain, une présence sur le terrain durant plusieurs jours consécutifs.

Les stations de prélèvements sont celles surveillées par l'Agence de Bassin. Elles encadrent généralement les sources majeures de pollutions (situées à l'amont et à l'aval des agglomérations, d'usines très polluantes, de complexes industriels ou de confluences avec des affluents pollués).

L'emplacement de ces stations et la nature et la localisation des principales sources de pollution sont indiqués sur la carte de la fig 7.

Notre choix s'est porté sur des canaux présentant des cas de pollutions mixtes assez différents :

### A - LE CANAL DE SECLIN

A l'époque où furent effectuées les observations, ce canal était encore en connection avec la Deule. Par le jeu de variations de niveau très fréquentes, les eaux de la Deule venaient se mélanger à celles de ce petit canal latéral et y entretenaient en permanence un gradient de pollution de l'amont vers l'aval. Supportant un très faible trafic, ce milieu échappait à une perpétuelle remise en suspension des sédiments par les hélices des péniches: circonstance qui constitue un facteur favorable à l'autoépuration.

La carte piscicole établie par HOESTLAND, 1964, révèle une capacité biogénique élevée dans la plupart des secteurs.

---

(1) - L'Agence de Bassin Artois-Picardie, dans le cadre de la surveillance du réseau hydrographique effectue des campagnes de prélèvements systématiques. 148 stations réparties sur l'ensemble du réseau font ainsi l'objet de 3 séries d'analyses physico-chimiques et bactériologiques annuelles. Des stations permanentes situées en aval des grands bassins hydrographiques sont en outre suivies à raison de 15 séries d'analyses annuelles qui permettent de faire la synthèse des rejets polluants de toute une région.

## B -LE CANAL DE LA LYS

Des effluents de teintureries, savonneries et d'usines pharmaceutiques déversés dans la Lys sont responsables d'une pollution physique et chimique mais la majeure partie du flux des polluants déversés dans ce canal est constitué de substances organiques dégradables.

Bonne rivière à Salmonides dans son cours supérieur, la Lys est canalisée à Aire où elle reçoit les effluents de l'agglomération et ceux d'une importante cartonnerie que lui amène le Canal de Neufossé. Les pollutions chroniques encore relativement limitées sur le secteur Aire-Merville affectent cependant la valeur biogénique de cette rivière qui voit s'appauvrir son cheptel piscicole.

A partir de la confluence avec la Clarence, le poisson déserte totalement les eaux de la Lys qui subit une pollution intense à prédominance organique résultant des effluents d'une sucrerie drainés par ce premier affluent. Viennent s'ajouter ensuite les pollutions physiques et chimiques du complexe industriel de Choques apportées par la Lawe. Dès lors, le flux de polluants s'enfle progressivement à mesure que l'on progresse vers l'aval, avec les rejets des brasseries, conserveries et des multiples teintureries et filatures qui jalonnent la Lys de Merville à la frontière belge.

## C -LE CANAL DE L'ESCAUT

Ce canal présente comme celui de la Lys un gradient progressif de pollution. Le taux de polluants chimiques et physiques y est plus élevé que dans la Lys pour un flux plus faible de substances organiques.

De bonne valeur biogénique jusqu'à Cambrai, la qualité de l'eau commence à s'altérer au niveau d'Escaudoevre avec les effluents de cette agglomération et ceux de deux sucreries(1) qui présentent une pollution résiduelle

---

(1) - Une de ces sucreries fut fermée en 1974.

importante malgré un séjour dans une station de traitement. Cette charge organique s'élimine progressivement dans les eaux de l'Escaut mais le canal reçoit entre Denain et Valenciennes les effluents d'usines métallurgiques (aciéries) et d'un complexe d'industries chimiques auxquels viennent s'ajouter les rejets urbains.

Lorsque les péniches transitent normalement sur ce canal (ce qui n'était pas le cas lors de notre campagne de prélèvements) l'autoépuration se trouve retardée par la remise en suspension des matières décantables drainées par le canal. Cette pollution chimique et physique critique s'aggrave alors à Condé sur Escaut avec les apports de la Haine qui vient de Belgique, puis du Jard alimenté par les effluents d'une usine de cellulose et de rejets miniers riches en manganèse.

### D -LE CANAL DE LA DEULE

Drainant les effluents du bassin minier, ce canal intensément pollué sur tout son parcours offre des caractéristiques incompatibles avec le développement des formes de vie supérieures (1).

Le flux de polluants organiques y est plus faible que sur la Lys en aval de Merville mais à la forte charge en matières en suspension peu dégradables (pollution physique) s'ajoute un taux élevé de chlorures et de micropolluants très variés (phénols, cyanure, fluor et métaux divers). C'est de loin le canal dans lequel les caractéristiques de l'environnement sont le moins propices à la vie.

---

(1) - exception faite de la très résistante petite espèce d'épinoche (Pygosteus aculeatus) dont quelques individus adultes vraisemblablement amenés par de petits ruisseaux peuvent être trouvés sporadiquement près des berges en Juillet, Août, lors de la fermeture d'une grande majorité d'usines.

## E - LES MILIEUX "NATURELS"

Il s'agit de deux biotopes présentant des degrés trophiques extrêmes. L'un très modérément eutrophe est comparable aux stations les moins influencées par la pollution, l'autre polytrophe reçoit une charge organique plus élevée que les stations de la Deule et de la basse Lys.

### L'étang

Ce milieu fut choisi parce que présentant à l'époque (°) une excellente valeur biogénique et une composition physico-chimique voisine des stations 1 et 2 du Canal de Seclin.

Situé dans la Somme à proximité de la ville de Corbie, ce plan d'eau fait partie d'un vaste dédale d'étangs alimentés par le Canal de la Somme qui double la vieille rivière. Il possédait de magnifiques herbiers baignés par une eau généralement limpide. Les nénuphars, Nymphaea alba, s'y développaient çà et là au milieu des Ceratophyllum demersum, alors que les goulets dans lesquels le courant était perceptible abritaient les renoncules d'eau Ranunculus circinatus. Le poisson abondant et varié s'y reproduisait bien et l'on pouvait voir durant l'été des myriades d'alevins à proximité des herbiers.

Deux stations ont fait l'objet en Août 1970 d'un examen des microorganismes. La station A était située en pleine eau (profondeur : 3 m) dans une zone où les macrophytes immergés faisaient totalement défaut, et la station B dans un herbier.

### La mare

Située dans la Somme sur la commune d'Englebelmer, cette petite collection d'eau d'une profondeur maximale de 0,60 m occupe une surface d'une trentaine de mètres. Un petit bosquet la borde au Nord et lui vaut de recevoir chaque automne une abondante provision de feuilles mortes.

Un fossé qui s'abouche à la mare reçoit à chaque pluie de petits apports de purin en provenance des fermes voisines et contribue à enrichir le milieu.

La charge en matière organique exprimée par la D.B.O<sub>5</sub> dépassait lors de l'examen biologique les plus fortes charges rencontrées dans le Canal de la Deule.

---

(°) - En 1970, le Canal de la Somme présentait encore une eau de bonne qualité, l'implantation d'usines et notamment d'une féculerie en amont ont entraîné, après 1973 la rapide dégradation de la qualité biogénique de ce complexe d'étangs. L'envasement accéléré par la charge en matière organique s'est accompagné de la disparition des herbiers et d'une progression rapide de la phragmitaie et de la Saulaie.

## II - RESULTATS

### A - ESQUISSE DU PROFIL BIOLOGIQUE (PLANCTON) D'UN CANAL INFLUENCÉ PAR UNE POLLUTION COMPLEXE D'ORIGINE INDUSTRIELLE : LE CANAL DE SECLIN-NORD.

( reproduction de l'article paru dans Biol. Jb. Dodonaea, 40, 1972, 77-115)

#### SOMMAIRE

##### Introduction

- I. — MATÉRIEL ET MÉTHODES
- II. — CARACTÉRISTIQUES DU MILIEU ET NATURE DE LA POLLUTION
- III. — OBSERVATIONS BIOLOGIQUES
  - 1) Composition qualitative du plancton
    - A) Aperçu systématique
    - B) Caractéristiques en rapport avec le biotope
      - $\alpha$ ) l'amont
      - $\beta$ ) l'aval
  - 2) Profil biologique
    - A) Analyse des données
    - B) Caractéristiques en rapport avec les saisons
      - a) profil biologique correspondant à la saison froide
      - b) profil biologique correspondant à la saison chaude

##### Conclusion

##### Références bibliographiques.

Les profondes modifications survenues au cours des deux dernières décennies dans la qualité de l'eau du fait de pollutions variées et par suite dans le faciès biologique du réseau hydrographique de la région du Nord, ont impliqué des investigations essentiellement axées jusqu'alors sur les Invertébrés benthiques et sur le cheptel piscicole (campagnes dirigées par le Conseil Supérieur de la Pêche, travaux de HOESTLAND, 1964).

Pour les microorganismes, les seuls éléments que nous possédions portent sur la Flandre maritime (SCHODDUYN 1909-23-25, HOESTLAND 1969). L'étude de la biocénose planctonique de quelques-uns de ces canaux régionaux s'imposait donc.

Parmi les nombreux biotopes concernés, le canal de Seclin a retenu l'attention pour différentes raisons :

1) Alors qu'il règne sur la plupart des canaux de la région lilloise des conditions fort peu propices au développement, voire à la survie des organismes aquatiques, ce petit canal abrite une flore et une faune abondante et variée. HOESTLAND (1964), le considérait comme le plus riche de la région du Nord en valeur piscicole. Outre les petites espèces sans intérêt du point de vue halieutique, on y rencontre en effet huit espèces différentes de poissons « blancs ».

2) En aval, le milieu se trouve fortement influencé par les eaux très polluées du canal de la Deule et il s'établit en permanence un gradient de pollution qui s'étend selon la saison sur un secteur plus ou moins important. Ce canal presque totalement désaffecté échappe en outre à une continuelle remise en suspension des sédiments et l'épuration biologique peut survenir dans des conditions plus favorables que dans le canal voisin de la Deule.

Ces caractéristiques rendent le biotope choisi particulièrement intéressant vis à vis de l'incidence écologique des effluents drainés par la Deule et des capacités d'autoépuration d'un milieu influencé par une pollution à la fois sévère et passablement complexe : physique, organique et chimique.

Dans un premier temps, (période de 1968 à 1970), le plancton du Canal de Seclin a fait l'objet d'une attention particulière et une esquisse du profil biologique a été tentée pour les mois les plus caractéristiques : au début de l'automne (lorsque toutes les entreprises industrielles ont repris leurs activités normales), en hiver (période de hautes eaux) et au commencement de l'été (l'activité biologique est alors particulièrement intense et contrairement à la période estivale, le flux de polluants demeure assez constant).

## I. — MATÉRIEL ET MÉTHODES

### a) *Récolte du matériel*

Un filet à mailles de 80  $\mu$  est utilisé pour la récolte des échantillons destinés à l'examen qualitatif. Pour les données quantitatives, des

flacons lestés de 2 litres, immergés aux profondeurs de 0,20 m, 1,50 m et 2,50 m et à une distance des berges de l'ordre de 1 m, 3m et 8 m, permettent de constituer un échantillon «moyen», pour chaque point de prélèvement.

Les dénombrements effectués au microscope inversé portent sur des échantillons totaux (nannoplancton) ou sur des échantillons préalablement filtrés (zooplancton, algues de grande taille).

Un système de verrouillage de la platine permet de balayer la surface de décantation à l'intérieur d'un carré de 10 mm de côté, soit 1/5 de l'échantillon destiné à l'examen.

Le volume décanté est choisi de manière à permettre le dénombrement d'un millier d'organismes, ce qui correspond en moyenne à un échantillon d'un volume de 1 à 100 cc pour le microplancton et de 1/2 à 10 litres pour les éléments de plus grande taille.

#### b) *Analyses physicochimiques*

La plupart des mesures effectuées par nos soins, à l'exception de l'oxygène dissous, sont faites à l'aide de la trousse H.A.C.H. Le pH est contrôlé avec un pH-mètre portatif ; quant aux échantillons destinés aux mesures de l'oxygène dissous, ils sont dosés par une méthode modifiée de celle de VINCKLER (RODIER 1966) après fixation préalable sur le terrain.

Les mesures de la D.B.O.<sub>5</sub> et de la D.C.O. ont été effectuées par l'Institut Pasteur de Lille.

#### c) *Dénombrements des germes totaux*

Pour les dénombrements sur gélose, la technique utilisée est celle proposée par les «standard methods for the Examination of Water and Wastewater» (1967). A titre de comparaison des dénombrements directs ont été effectués au microscope inversé.

Les échantillons dilués en fonction de la densité bactérienne, sont examinés à l'immersion, en contraste de phase après 48 heures de décantation. Un réticule réglable incorporé à l'oculaire permet d'effectuer les dénombrements sur une fraction donnée du champ : une trentaine de champs sont ainsi examinés sur l'ensemble de la préparation.

## II. — CARACTÉRISTIQUES DU MILIEU ET NATURE DE LA POLLUTION

### a) *Caractéristiques*

Le Canal de Seclin est un canal artificiel de 5 km de long, destiné initialement à relier la ville de Seclin au canal de la Deule. Le courant très faible est sujet à de fréquentes inversions qui résultent de deux phénomènes distincts. D'une part, il existe en amont une zone d'une centaine de mètres alimentée de façon irrégulière par des sources qui jaillissent près du fond (point 2, de la fig. 1). Cette eau très claire et relativement pauvre, est supposée provenir de la nappe phréatique. D'autre part, un jeu de vannes assez complexe, situé sur la Deule à proximité de la confluence permet de régler le niveau en fonction des besoins. La fermeture de ces vannes et les fluctuations du débit des sources ont pour effet de favoriser le refoulement d'une partie des eaux de la Deule dans ce canal.

### b) *Données qualitatives*

Un petit cours d'eau, la Naviette, draine la majorité des eaux usées et vient confluer avec la Deule à quelques centaines de mètres en

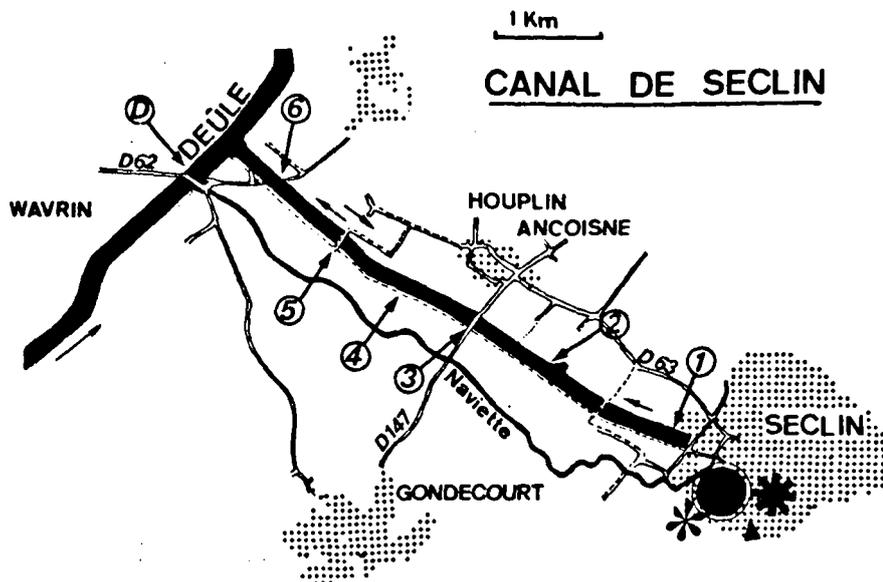


FIG. 1. — Situation des points de prélèvement.

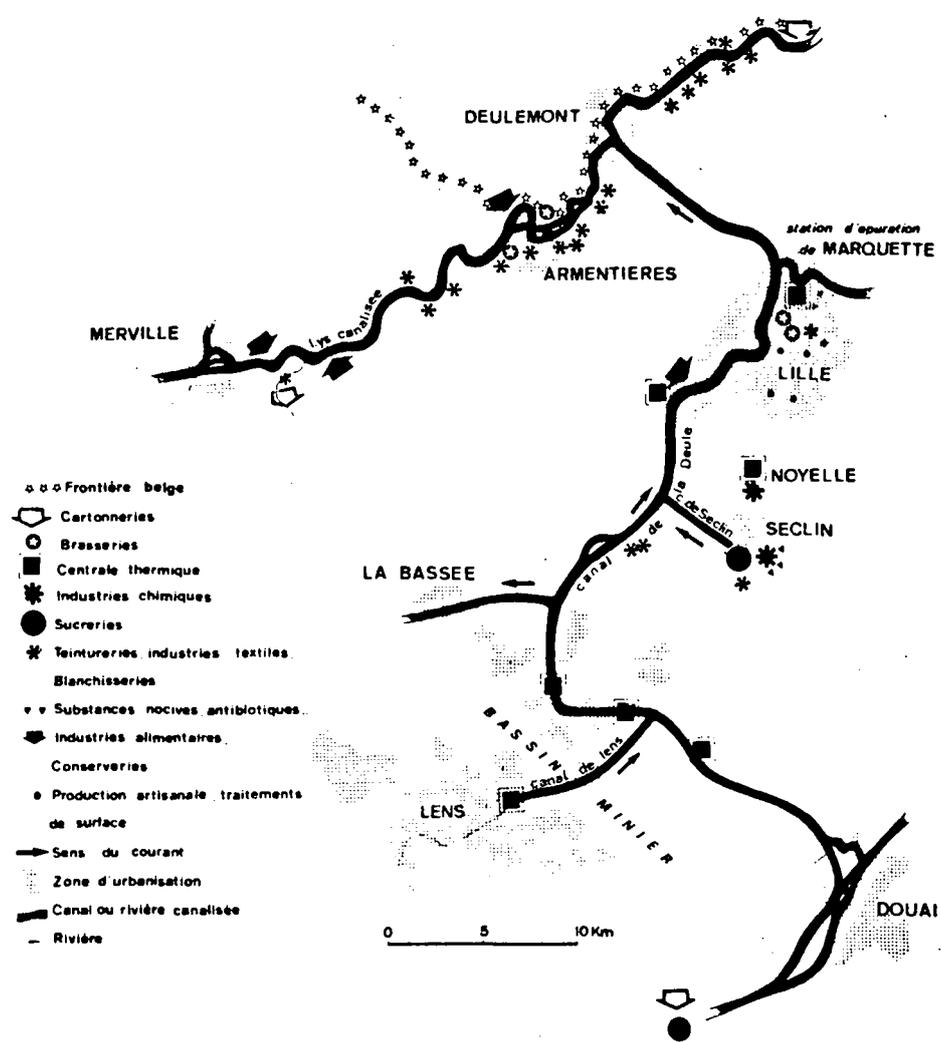


FIG. 2.— Localisation des principales sources de polluants.

amont du canal de Seclin. Bien qu'aucun effluent urbain ou industriel ne soit déversé dans celui-ci, le milieu se trouve indirectement influencé par les rejets de nature très complexe : matières organiques dégradables provenant d'une Sucrerie, produits chimiques variés résultant de productions industrielles à la demande, antibiotiques et substances toxiques également variées provenant d'industries pharmaceutiques.

A ces rejets qui parviennent au niveau de la confluence avant que puissent intervenir les processus de dégradation (et dont le flux est loin d'être négligeable), vient se joindre toute une cohorte de polluants chimiques et organiques partiellement oxydés et dégradés, qui sont déversés dans la Deule lors de la traversée du bassin minier (voir fig. 2).



c) *Données quantitatives*

Les figures 3 et 4, de même que le tableau I, rendent compte des principales caractéristiques physicochimiques de la Deule en amont de la confluence (point D) et du canal de Seclin dans son secteur moyen (point 3) (2).

— *Détection des toxiques* : (tableau 1)

Les valeurs trouvées pour ces substances sont généralement assez faibles et souvent à peine égales au seuil critique de nocivité déterminé pour certains organismes supérieurs (HYNES 1960). Notons cependant que les fluctuations qui surviennent dans l'abondance des planctons, (souvent bien plus résistants vis à vis des toxiques que ne le sont les organismes choisis pour les tests de toxicité), révèlent la présence de substances beaucoup plus nocives aussi bien dans la Deule que dans le secteur 6 du canal de Seclin.

Tableau I

Résultats exprimés en ppm	Origine des échantillons					
	D	3	D	3	D	3
Fer	0,5	0,3	0,3	0,2	0,3	0,2
Phénols	0,08	0,01	0,5	0,01	0,1	0,01
Cyanures	0,04	0,01	0,05	—	0,03	—
Fluor	0,08	0,01	—	—	—	—
Campagnes	Octobre 69		Mars 69		Juin 70	

Taux de concentration de quelques substances toxiques recherchées dans la Deule (point D) et dans le canal de Seclin (point 3). Ces données ont été communiquées par l'Agence de Bassin Artois-Picardie.

(2) Ces données nous ont été communiquées par l'Agence de Bassin Artois-Picardie ; qu'il nous soit permis d'exprimer ici notre gratitude envers cet organisme pour l'aide qui nous a été fréquemment apportée.

Les résultats des analyses portent sur des échantillons récoltés lors des campagnes de prélèvements systématiques, lesquels à l'exception des prélèvements de Mars ont été effectués le même jour que ceux destinés à l'analyse biologique.

— Balance ionique (fig. 3)

— Ions  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{++}$  : quelle que soit la période considérée, ces ions sont rencontrés en concentration sensiblement égale dans la Deule et dans le Canal de Seclin.

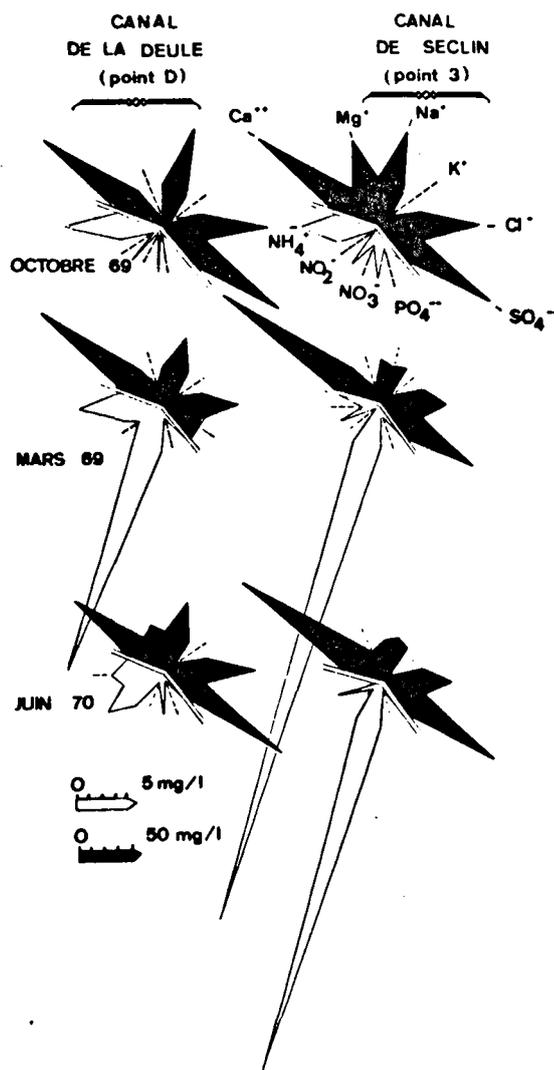


FIG. 3. — Balance ionique (année 1969-70).  
(Ces valeurs ont été communiquées par l'Agence de Bassin Artois-Picardie).



— Les ions  $Mg^{++}$  accusent des variations beaucoup plus importantes selon le point considéré et selon la saison : variations qui sont difficiles à interpréter.

— Les chlorures : on considère généralement que leur taux rend compte de l'intensité de la pollution. Les teneurs en chlorures rencontrées au point D demeurent légèrement supérieures à celles du point 3. C'est en automne que le secteur moyen du canal de Seclin offre les plus fortes concentrations en chlorures.

— Nitrates et phosphates : les teneurs en phosphates bien que de très loin supérieures à celles rencontrées dans les milieux naturels sont relativement faibles en regard de la nature des effluents drainés par la Deule. Les valeurs maximales obtenues pour les phosphates dans ces deux secteurs, coïncident avec celles des chlorures. Les teneurs en nitrates offrent de plus grandes fluctuations au cours de l'année, en Octobre (canal de Seclin) et en Juin (canal de la Deule), ceux-ci sont presque totalement réduits en nitrites et en ammoniacque.

— *Autres paramètres physicochimiques* : (fig. 4).

Les données relatives à la charge en matières en suspension (M. e. S) et à l'opalescence, sont délicates à exploiter. Toutefois, en comparant les fluctuations des M.e.S et de la D.C.O., on constate que l'amplitude des variations des M.e.S est infiniment plus faible que celle de la D.C.O. Ainsi au point D, les valeurs de la D.C.O. correspondant aux analyses de Juin, représentaient respectivement 80 et 60% de celles obtenues en Mars et Septembre 69, alors que le taux de M.e.S. au même point, en Juin était respectivement 3 et 4 fois plus faible qu'aux mois de Mars et Octobre. On constate sensiblement les mêmes phénomènes au point 3 : le taux des M.e.S. est sujet à d'importantes fluctuations, alors que la D.C.O. (en regard de la précision des mesures) demeure assez constante. Il semblerait donc que les particules en suspension soient peu oxydables (majorité de particules minérales) et que la charge en D.C.O., D.B.O., provienne essentiellement des matières organiques en solution.

Au point 3 les valeurs de la D.B.O. demeurent au voisinage de 4 mg/l, ce qui représente une charge trois à quatre fois plus faible que celle mesurée au point D.

La teneur en oxygène dissous diffère également de façon très significative d'un point à l'autre.

Les paramètres contrôlés dans ces analyses physicochimiques de routine destinées à la surveillance du réseau, sont en réalité beaucoup plus nombreux que ceux que nous venons de passer en revue. Seules ont été retenues ici les mesures les plus facilement exploitables. Les

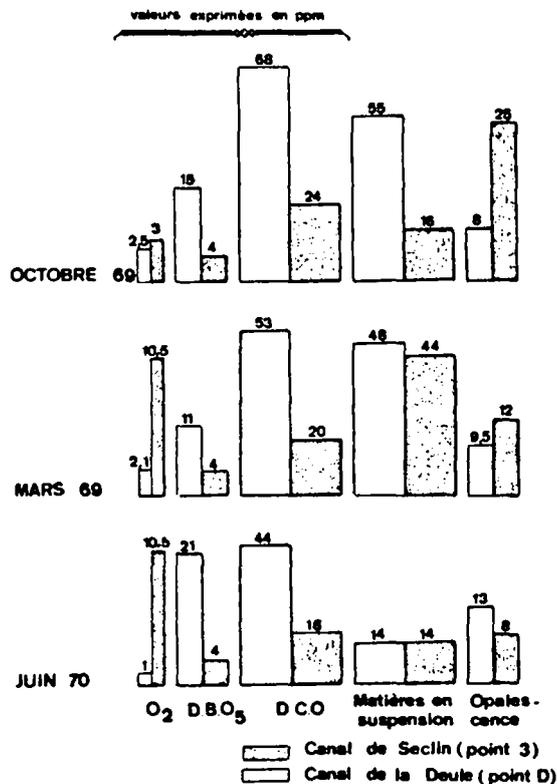


FIG. 4. — Caractéristiques physicochimiques du secteur moyen du canal de Seclin et de la Deule au niveau de la confluence.  
(Données communiquées par l'Agence de Bassin Artois-Picardie).

paramètres les plus significatifs pour ces biotopes sont sans doute le taux d'oxygène dissous, le taux de chlorures, et les valeurs de la D.C.O. et de la D.B.O. Ces données traduisent clairement la différence existant dans la qualité de l'eau de ces 2 canaux.

Il est à noter cependant que si ces analyses physicochimiques sont aisément exploitables dans le cas d'eaux de qualité aussi différentes que celles du point 3 et du point D, il en va tout autrement lorsqu'il s'agit d'apprécier des fluctuations de plus faible amplitude telles que celles qui surviennent dans l'espace et le temps sur l'ensemble du canal de Seclin. Nous allons voir dans les pages suivantes l'intérêt particulier que semble présenter l'analyse biologique axée sur le plancton de tels biotopes dans le cadre d'une estimation globale de la pollution et pour des fluctuations souvent trop faibles pour être aisément détectées par l'analyse physicochimique.



### III.— OBSERVATIONS BIOLOGIQUES

#### 1) *Composition qualitative du plancton*

##### A) *Aperçu systématique*

Le tableau II, sans prétendre dresser une liste exhaustive des organismes planctoniques présents dans ce biotope, rend compte de la distribution moyenne au cours de l'année des principaux genres constituant la biocénose de l'amont du canal, du secteur moyen, et de l'aval.

##### B) *Caractéristiques en rapport avec le biotope*

La composition du plancton est sujette à des fluctuations spatiotemporelles de grande amplitude, qui dépendent moins de la saison que des conditions dans lesquelles s'effectue l'autoépuration (nature des effluents, taux de dilution des substances toxiques...).

Du point de vue qualitatif, on peut considérer deux secteurs relativement stables :

— l'amont (points 1 et 2) faiblement touché par la pollution : l'autoépuration y est maximale.

— l'aval (point 6) à proximité de la confluence, la pollution demeure sévère durant la presque totalité de l'année.

##### a) *L'amont*

Il s'y développe en permanence une biocénose planctonique caractéristique des milieux eutrophes calciques.

##### — Le Phytoplancton

Les Chlorococcales et Diatomées sont tour à tour prédominantes. Leur densité moyenne varie de 1000 à 5000 cellules par cc pour les premières et de quelques centaines à plusieurs milliers par cc pour les secondes. Si les Diatomées rencontrées dans ce secteur sont relativement variées, le genre *Stephanodiscus* est de très loin le plus représenté.

Les Flagellés comptent essentiellement des formes pigmentées. Ils constituent dans ce secteur une part insignifiante du nannoplancton. (Leur densité ne dépasse généralement pas quelques centaines d'individus par cc). Notons la présence constante durant l'année du genre *Mallomonas*, qui constitue de 5 à 50% du nombre total des Flagellés. Dans les secteurs moyens (points 3 et 4) les populations de *Mallomonas* sont toujours inférieures à 1% de celles de l'ensemble des flagellés et ces organismes disparaissent totalement en aval.

Tableau II

	A					
	SECTEURS					
	a	b	c	1	3	6
<b>PHYTOPLANKTON</b>						
<b>CYANOPHYCEES</b>						
<i>Phormidium</i> sp.	.	.	.	+	+	+
<b>CRYPTOMONADALES</b>						
<i>Cryptomonas</i> sp.	.	.	.	++	+	—
<b>CHRYSOPHYCEES</b>						
<i>dinobryon</i> sp.	.	.	.	—	—	
<i>Mallomonas</i> sp.	.	.	.	++	—	
<i>Synura</i> sp.	.	.	.	—	—	
<b>DIATOMACEES</b>						
<i>Asterionella formosa</i> HASSAL	b	3	1,4	++	++	++
<i>Campylodiscus</i> sp.	.	.	.	+	—	—
<i>Cymatopleura elliptica</i> BREB.	b	—	2,0	+	+	—
<i>C. solea</i> (BREB.) W. S. M.	b	2	2,35	+	+	—
<i>Diatoma</i> spp.	.	.	.	+	+	++
<i>Melosira granulata</i> (E. H. R.) RALFS	b	4	1,8	++	+	—
<i>Melosira</i> spp.	.	.	.	++	+	—
<i>Pinnularia</i> spp.	.	.	.	++	+	—
<i>Stephanodiscus</i> sp.	.	.	.	+++	+++	+++
<i>Synedra</i> spp.	.	.	.	++	++	++
<b>DINOPHYCEES</b>						
<i>Ceratium hirrudinella</i> O. F. M.	o	3	1,15	—	—	
<i>Glenodinium</i> sp.	.	.	.	—	—	
<b>EUGLENOPHYCEES</b>						
<i>Euglena</i> spp.	.	.	.	+	++	+++
<i>Phacus longicauda</i> (E. H. R.) DUJ.	o-b	3	2,6	—	+	+
<i>Phacus</i> spp.	.	.	.	++	+	+
<b>CHLOROPHYCEES</b>						
<i>Chlamydomonas</i> spp.	.	.	.	++	++	++
<i>Carteria</i> sp.	.	.	.		—	+
<i>Volvox</i> sp.	.	.	.	—	—	
<i>Actinastrum hantzschii</i> LAGERHEIM	b	4	2	+	+	+
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (CORDA) RALFS	b	2	2,35	++	++	+
<i>Ankistrodesmus</i> spp.	.	.	.	++	+++	++
<i>Coelastrum microporum</i> NAG.	b	4	2,0	+	++	—
<i>Chodatella</i> sp.	.	.	.	+	+	—
<i>Crucigenia rectangularis</i> (A. B. R.) GAY	a-b	2	2,45	++	+	—
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (KIRCH.) W. et G. WEST	o-b	2	1,75	++	++	++
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> WOOD	b	3	2,15	++	+	+
<i>Microactinium pusillum</i> FRES.	b	4	2,0	++	++	++
<i>Pediastrum biradiatum</i> MEYEN	.	.	.			+
<i>Pediastrum boryanum</i> (TURP.) MENEGH	b	3	1,85	+	+	+
<i>Pediastrum duplex</i> MEYEN	b	3	1,7	+	+	+



<i>Pediastrum simplex</i> MEYEN	.	.	.	.	—	—
<i>Pediastrum tetras</i> (E. H. R.) RALFS	b	3	1,75	+++	++	++
<i>Scenedesmus falcatus</i> CHOD.	.	.	.	+++	++	++
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (TURP.) BREB.	b	3	2,0	+	+	—
<i>Scenedesmus</i> spp.	.	.	.	+++	+++	+++
<i>Selmastrum</i> sp.	.	.	.	+	+	+
<i>Tetraedron caudatum</i> (CORDA) HANSG.	.	.	.	+	—	—
<i>Tetraedron minimum</i> (A. B. R.) HANSG.	b	3	2,15	+	+	—
<i>Tetrastrum strogeniaeforme</i> (SCHR.) LEMM.	.	.	.	+++	++	+
<b>ZYGOPHYCEES</b>						
<i>Spirogyra</i> sp.	.	.	.	+	—	—
<i>Staurastrum</i> sp.	.	.	.	.	—	—
<i>Clasterium</i> sp.	.	.	.	+	+	+
<b>ZOOPLANCTON</b>						
<b>CILIES</b>						
<i>Carchesium polypinum</i> L.	a	2	2,85	.	+	++
<i>Colpidium campylum</i> (STOKES) BRESL.	p-i	5	4,7	—	—	++
<i>Halteria grandinella</i> (O. F. M.) EHR.	.	.	.	+	++	++
<i>Hastatella radians</i> ERLANGER	.	.	.	—	+	+
<i>Didinium</i> sp.	.	.	.	—	—	—
<i>Nassulidae</i>	.	.	.	+	.	.
<i>Paramecium caudatum</i> EHR.	b	4	2,3	—	+	++
<i>Stentor coerules</i> EHR.	a-b	3	2,6	—	+	+
<i>Stentor roeseli</i> EHR.	a-b	3	2,5	+	+	—
<i>Strombidium gyrans</i> (STOKES) KENT	o	.	1	+	—	—
<i>Titinnidium</i> sp.	.	.	.	+	+	++
<i>Vorticella</i> spp.	.	.	.	+	++	+++
<i>Zoothamnion</i> sp.	.	.	.	+	+	++
<b>ROTIFERES</b>						
<i>Brycella stylata</i> (MILNE)	o	.	1,0	—	.	.
<i>Asplanchna priodonta</i> GOSSE	o & b	1	1,55	+	+	—
<i>Asplanchna</i> sp.	.	.	.	+	+	—
<i>Brachionus angularis angularis</i> GOSSE	b-o	3	2,5	—	++	++
<i>B. angularis bidens</i> PLATE	b	5	1,9	++	++	—
<i>B. calyciflorus</i> PALLAS	b-a	3	2,5	—	++	++
<i>B. quadridentatus</i> HERMANN	b	5	2,0	—	+	—
<i>B. leydigii</i> COHN	b	4	2,2	.	—	—
<i>B. rubens</i> EHRENBERG	a	3	3,25	.	—	+
<i>B. urceus</i> LINNE	b	4	2,2	—	+	.
<i>Cephalodella</i> sp.	.	.	.	+	.	.
<i>Coburella</i> sp.	.	.	.	.	.	+
<i>Euchlanis dilatata</i> EHR.	.	.	.	++	+	—
<i>Filinia longiseta</i> EHR.	o & b	2 & 3	1,5	—	+	+
<i>Filinia maior</i> COLDITZ	b	.	2,25	—	+	+
<i>Filinia cornuta</i> WEISSE	o	5	1,0	—	—	.

	a	b	c	1	3	6	Taille en mm
<i>Kellicottia longispina</i> (KELL.)	o	3	1,25	—			
<i>Keratella cochlearis</i> GOSSE	o	2	1,5	++	++	+	
<i>K. quadrata</i> (MULLER)	o-b	2	1,55	++	++	+	
<i>Leucane</i> sp.	.	.	.	+			
<i>Polyarthra euryptera</i> WEIRZEJSKI	o	4	1,2	—			
<i>Polyarthra</i> spp.	.	.	.	+++	++	—	
<i>Rotaria neptunia</i> (EHR.)	p	4	3,8	—	—	+	
<i>Rotaria</i> spp.	.	.	.	—	+	++	
<i>Synchaeta</i> spp.	.	.	.	++	+	—	
<i>Trichotria</i> spp.	.	.	.	+	—		
<b>CLADOCERES</b>							
<i>Alona costata</i> SARS	o	4	1,3	+	—		0,3-0,5
<i>A. rectangula</i> SARS	o	3	1,3	+	—		0,2-0,5
<i>Alonella</i> sp.	.	.	.	+	+		
<i>Bosmina longirostris</i> (O. F. M.)	o-b	1	1,55	+++	+++	+++	
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O. F. M.)	o	2	1,55	+	+	—	0,6-0,9
<i>Chydorus sphaericus</i> (O. F. M.)	b	1	1,55	++	+	—	0,3-0,5
<i>Chydorus</i> sp.	.	.	.	++	+	—	
<i>Daphnia longispina</i> O. F. M.	b	1	2,05		—	+	
<i>D. magna</i> STRAUSS	a-p	3	3,4			++	3-7
<i>D. pulex</i> (LEYDIG) SCOURFIELD)	o	4	2,8			++	2,5-3,5
<i>Ilicryptus</i> sp.	.	.	.	—			0,6-1°
<i>Leydigia leydigii</i> SCHROEDLER)	b	4	1,3	—			0,6-1°
<i>Macrothrix</i> sp.	.	.	.	—	—		°
<i>Moina macrocopa</i> (STRAUSS)	a	3	2,75		+	+	0,6-1
<i>Moina rectirostris</i> (LEYDIG)	a-p	3	3,4			+	1-1,6
<i>Peracantha truncata</i> O. F. M..	o	4	1,4	+	—		0,4-0,6
<i>Pleuroxus striatus</i> SCHROEDLER	o-b	.	1,5	+	—		
<i>Pleuroxus uncinatus</i> BAIRD	o-b	3	1,4	+			

Nature des principaux planctontes colonisant les secteurs amont, moyen et aval.

Dans la colonne A sont figurées quelques-unes des données acquises empiriquement par différents auteurs à la suite de KOLKWITZ et MARSSON (1902, 1908, 1909), KOLKWITZ (1950) et LIEBMANN (1951). Nous nous sommes reportés à la synthèse faite par CYRUS et SLÁDEČEK (1969).

La colonne a est relative aux exigences de certains de ces organismes vis à vis de la pollution, (ou à leur tolérance relative) et à leur fréquence dans des zones de pollution définies. o (oligosaprobe), b (beta-mésosaprobe), a (alpha-mésosaprobe) et p (polysaprobe).

La colonne b rend compte de l'intérêt de ces organismes comme indicateurs biologiques (Ceux-ci étant cotés de 1 à 5 (1 = indicateur très médiocre : espèce eurytope, 5 = excellent indicateur : espèce sténotope).

L'indice de saprobité calculé pour chacun de ces organismes est indiqué dans la colonne c.

La taille des planctontes animaux pouvant être un facteur décisif de leur ingestion par les poissons, nous avons reporté les mensurations moyennes de chaque espèce de Cladocère (colonne de droite).

- espèce apparaissant de façon irrégulière : abondance variable.
- + espèce fréquemment rencontrée, mais peu abondante.
- ++ espèce fréquemment rencontrée, abondante.
- +++ espèce fréquemment rencontrée très bien représentée.
- ° espèce généralement inféodée au benthos.



### — Le Zooplancton

Les Rotifères constituent entre 65 et 95% de l'ensemble des Métazoaires planctoniques. Leur densité toujours élevée est sujette à des fluctuations importantes. Généralement supérieure à 1 000 individus par litre, elle atteint fréquemment (même durant la saison froide) 3 à 5000 individus par litre, et peut exceptionnellement dépasser 10 000 organismes par litre.

Les principaux genres sont par ordre d'importance décroissant :

— *Polyarthra* : plusieurs espèces sont susceptibles de proliférer. La plus commune durant l'année est sans doute *P. vulgaris*.

— *Keratella* : *K. cochlearis* domine très nettement *K. quadrata* dans ce secteur.

— *Filinia* : *Filinia longiseta* (mystacina) et *F. maior* sont les espèces les plus abondamment représentées. *F. cornuta* a été rencontrée assez rarement.

— *Synchaeta* : *S. pectinata* se développe en compagnie d'autres espèces du même genre, tout aussi abondantes, mais pour lesquelles nous n'avons pas poussé la détermination au-delà du genre.

— *Asplanchna* : *A. priodonta* entre également en compétition avec d'autres espèces du même genre, qui n'ont pas été déterminées plus avant.

Les Entomostracés ne sont représentés que par des formes de petite taille. *Basmina longirostris* seule espèce vraiment planctonique dans ce secteur, prédomine très largement sur les autres Cladocères, qui sont le plus souvent des espèces plus ou moins inféodées au périphyton ou à la zone littorale. On rencontre ainsi plusieurs espèces de *Chydorus* (*C. sphaericus* est sans doute la plus commune) et d'autres petites Chydorinae telles que les espèces appartenant au genre *Alonella*. Ces organismes surviennent dans la pleine eau lorsque le trypton est particulièrement abondant.

Le groupe des copépodes est assez bien représenté par les *Cyclopidae*. Les *Calanidae* n'ont par contre jamais été rencontrés. Quant aux *Harpacticidae*, planctontes accidentels, ils abondent dans les zones littorales et benthiques.

Dans ce secteur, le poisson relativement abondant, contrôle vraisemblablement en partie la composition du plancton comme l'ont démontré différents auteurs tels que : HRBÁČEK 1958-62, HRBÁČEK et collaborateurs 1961-65-66, pour lesquels la composition du cheptel piscicole est responsable de l'aspect biologique (plancton), chimique (oxygène dissous, pH) et physique (transparence) survenant dans les collections d'eau. Les travaux de NOVOTNÁ et KOŘÍNEK 1966, KONIENKO 1970 tendent également à démontrer que la prédation active

des poissons favorise le développement d'un zooplancton à Rotifères (et éventuellement à Ciliés) et d'un phytoplancton à Chlorococcales.

$\beta$ ) L'aval

L'intensité locale de la pollution et par suite le faciès biologique sont sensiblement différents selon que l'on considère la période estivale (principalement le mois d'Août, période durant laquelle le flux de polluants est plus faible et l'autoépuration optimale), et le reste de l'année.

a. — Automne, hiver, Printemps : Durant la majeure partie de l'année, on est en présence d'un plancton très caractéristique des milieux influencés par une pollution organique. Les Chlorococcales et Diatomées sont relativement peu abondantes et constituent une biomasse négligeable devant celle des Flagellés. Ces derniers, essentiellement représentés par des formes incolores accusent de très fortes fluctuations de densité (de quelques centaines de cellules jusqu'à 15000 individus par cc). Quant au plancton animal, il est essentiellement constitué par des Ciliés dont la densité varie de quelques centaines à quelques milliers d'individus par litre.

Durant cette longue période, la biocénose est beaucoup plus stable du point de vue qualitatif que du point de vue quantitatif. Les rares Métazoaires rencontrés sont essentiellement des Bdelloïdes appartenant principalement au genre *Rotaria* (microphages, volontiers bactériophages selon POURRIOT (1965) et quelques *brachionides* tels que *Brachionus calyciflorus*. Ce dernier est particulièrement résistant vis à vis des polluants déversés dans la Deule. Nous l'avons fréquemment rencontré dans ce secteur même lorsque les tensions en oxygène dissous étaient très basses. RAMADAN *et coll.* (1963) relatent sa présence dans des canaux égyptiens très pollués dont l'eau ne contenait plus que des traces d'oxygène. Ces organismes témoignent en outre d'une résistance peu commune vis à vis des antibiotiques et des toxiques déversés par la Naviette.

Les Cyclostracés durant cette longue période qui va de la fin de l'été à la fin du printemps, ne sont guère représentés que par quelques *Cyclopidae* (généralement des stades adultes) ; leur densité est alors de l'ordre de quelques individus par mètre cube.

b. — l'été (mois d'Août) ; le faciès biologique se trouve considérablement remanié. Ciliés et Flagellés régressent et l'on voit se développer d'abondantes populations de Daphnies. Les espèces *D. magna* et *D. pulex* prédominent tour à tour selon les conditions ambiantes. *D. curvirostris* et *D. longispina* sont également susceptibles d'apparaître. Ce secteur, même durant la période estivale, demeure peu

favorable à la vie piscicole. Si l'on en croit les pêcheurs, le poisson y fait quelques incursions, mais la majorité du cheptel se trouve dans les 3/4 supérieurs du canal. La prédation par le poisson est ainsi fort limitée, ce qui pourrait expliquer ce développement très localisé de grandes espèces de Daphnies, qui n'apparaissent jamais dans les autres secteurs, même lorsque ceux-ci sont fortement influencés par la pollution.

## 2) Profil biologique

### A) Analyse des données

Nous avons considéré jusqu'alors les caractéristiques moyennes des secteurs les plus stables quant à la composition qualitative du plancton. Leurs faciès biologiques fortement individualisés caractérisent pour l'un, un milieu nettement eutrophe, riche en substances nutritives mais relativement sain, pour l'autre, une eau de très mauvaise qualité (intensément polluée).

Si nous envisageons maintenant la composition qualitative et quantitative du plancton de façon spatiale et saisonnière, nous pouvons suivre les différentes associations planctoniques qui se succèdent dans la zone de transition : les résultats de l'analyse biologique sont reportés dans les graphiques des figures 5 à 14 qui tentent une représentation analytique de quelques paramètres biologiques susceptibles de permettre l'estimation à posteriori de la pollution d'un secteur donné. Les figures 6, 9, 12, 13 et 14 exprimant les fluctuations individuelles des principales espèces planctoniques appartenant soit au zoo, soit au phytoplancton. Les figures 8 et 11 visualisent celles des principaux groupes constituant le phyto et bactérioplancton considérés globalement.

L'examen des figures 5, 7 et 10 montrent les caractères suivants :

a) Diversité spécifique : les histogrammes rendent compte d'une façon très approximative du taux de diversité propre à chaque secteur considéré. Etant donné les difficultés d'une détermination poussée jusqu'à l'espèce lors des dénombrements, nous n'avons retenu pour ce faire, que des unités systématiques limitées arbitrairement au genre ou à l'espèce dans les meilleurs cas, ou à la famille, voire au groupe entier lorsque les déterminations s'avéraient trop délicates. Chacune de ces unités correspond donc à un type morphologique aisément identifiable lors des dénombrements. Les histogrammes blancs sont relatifs à la «diversité» de l'ensemble des Métazoaires, les histogrammes en grisé

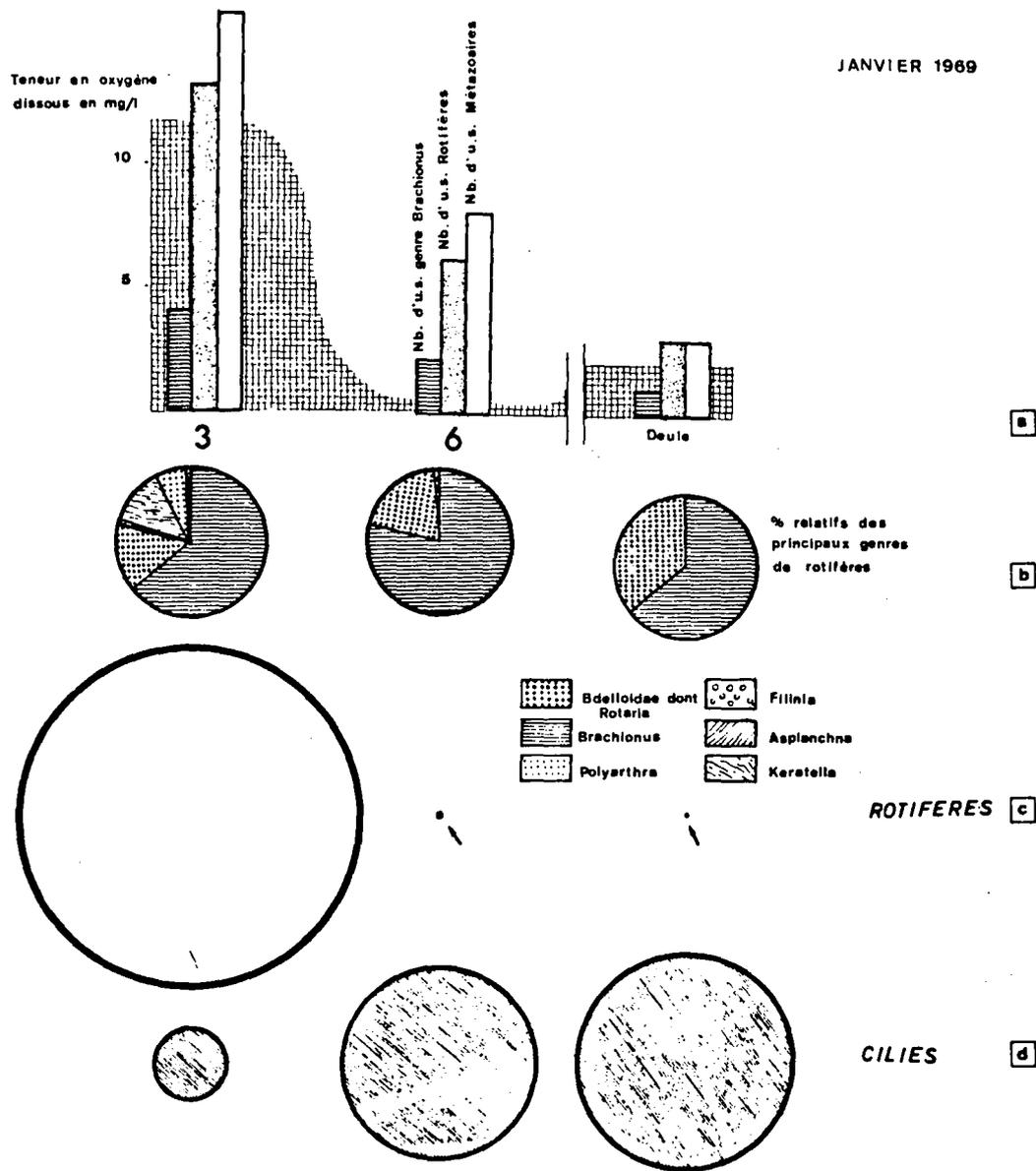


FIG. 5.— Fluctuations quantitatives globales des Métazoaires et des Ciliés.

a. Profil longitudinal de la teneur en oxygène dissous — diversité relative des Métazoaires exprimée pour chaque secteur sous forme d'unités systématiques.  
 b. Associations rotifériennes : importance relative des principaux genres.  
 c-d. Fluctuations spatiales de la densité des Rotifères et des Ciliés.

BND  
LILLE

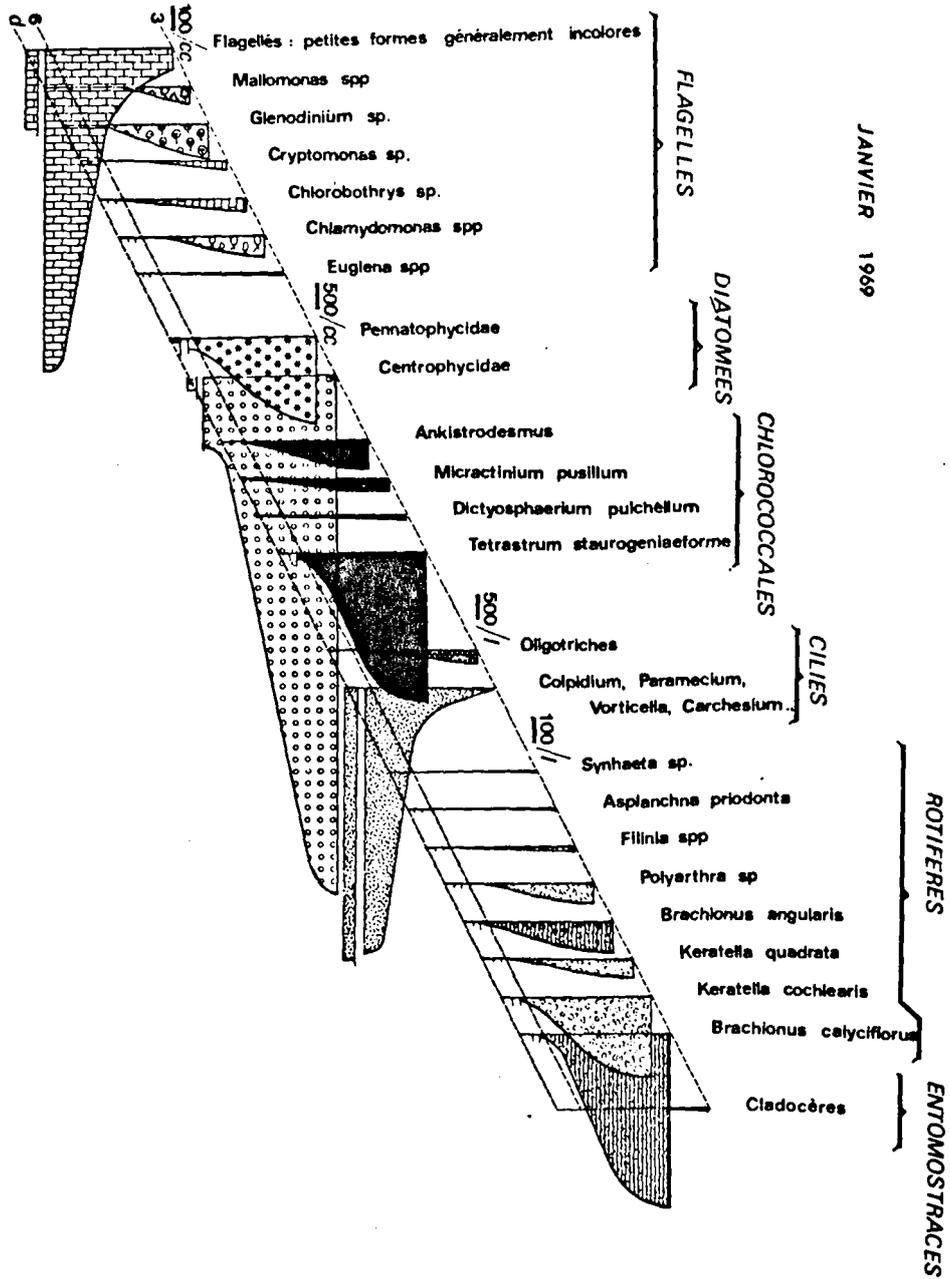
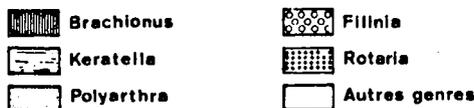
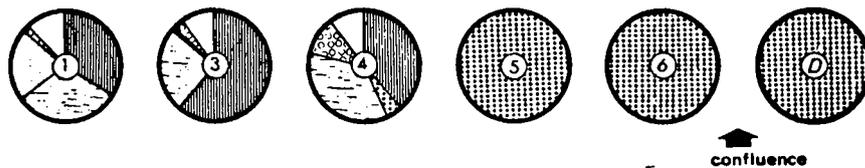
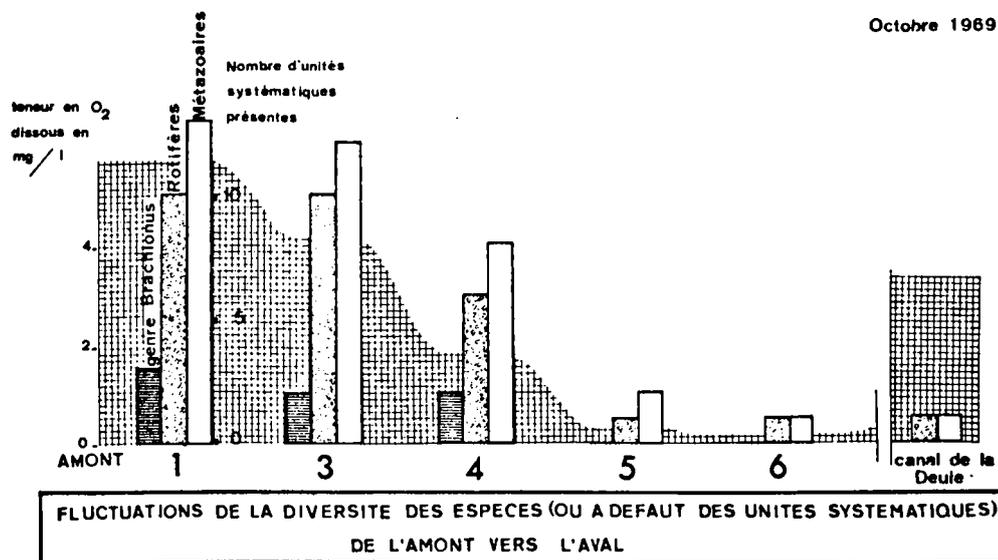


FIG. 6.— Fluctuations individuelles des principaux planctons.

Octobre 1969



**ROTIFERES ; IMPORTANCE RELATIVE DES DIFFERENTS GENRES**

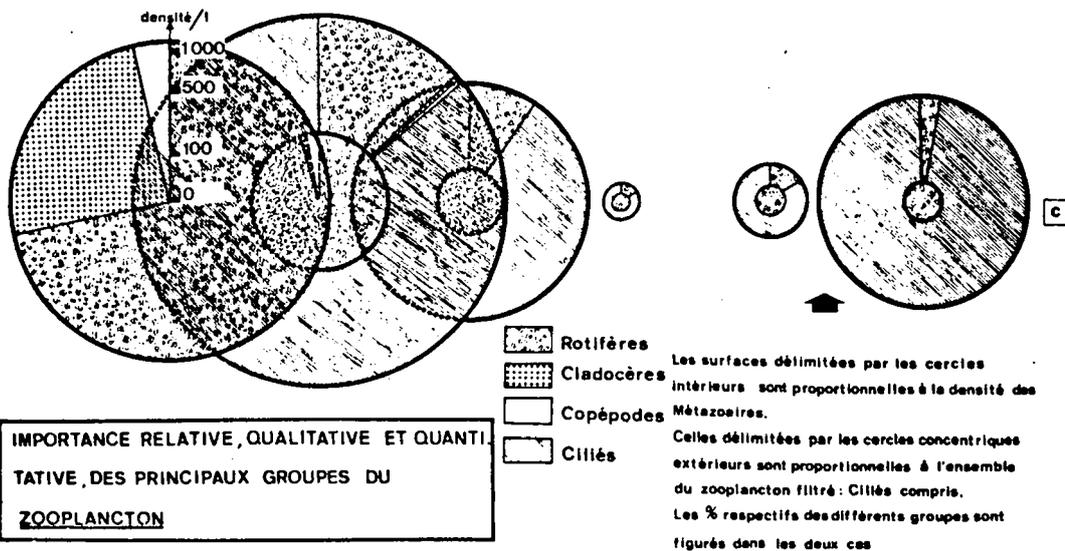


FIG. 7.— Fluctuations quantitatives des Entomostracés, Rotifères et Ciliés.



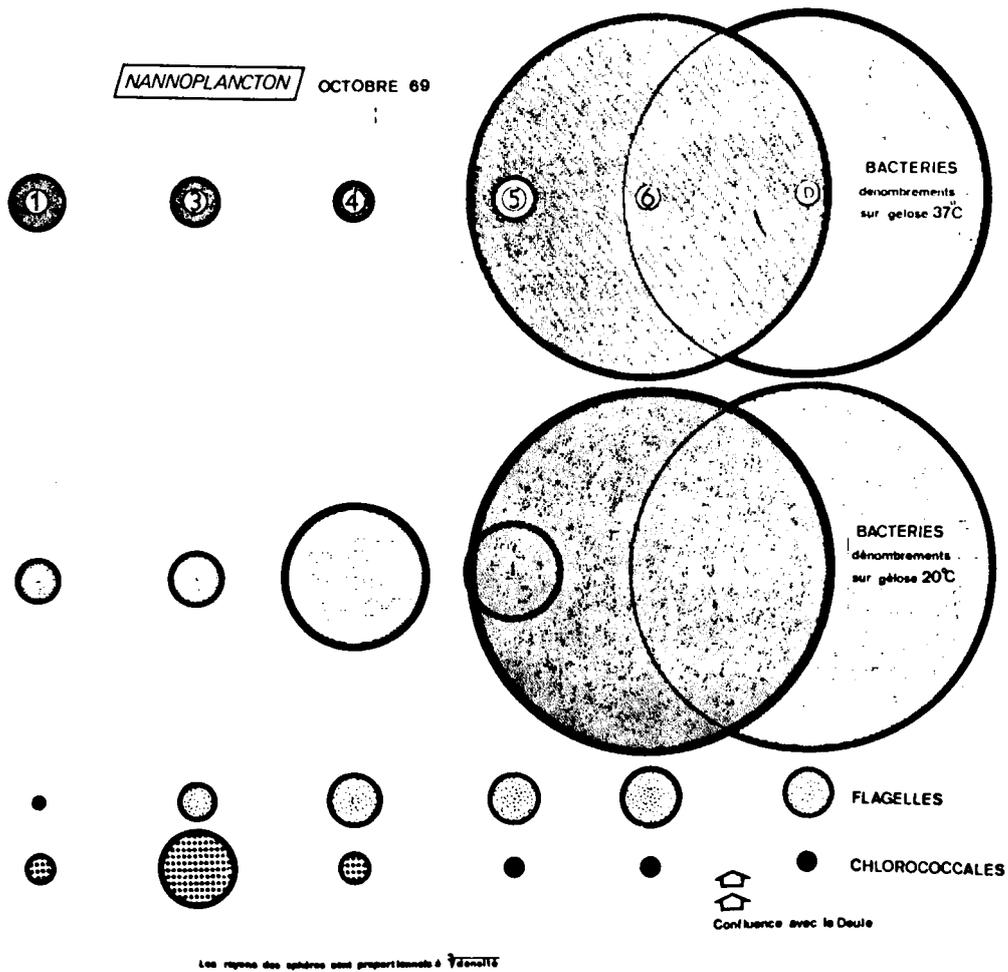


FIG. 8. — Fluctuations globales du bactéri et du phytoplancton.  
(Les cercles correspondent à la projection de sphères dont le volume est proportionnel à la densité des organismes).

BIIS  
LILLE

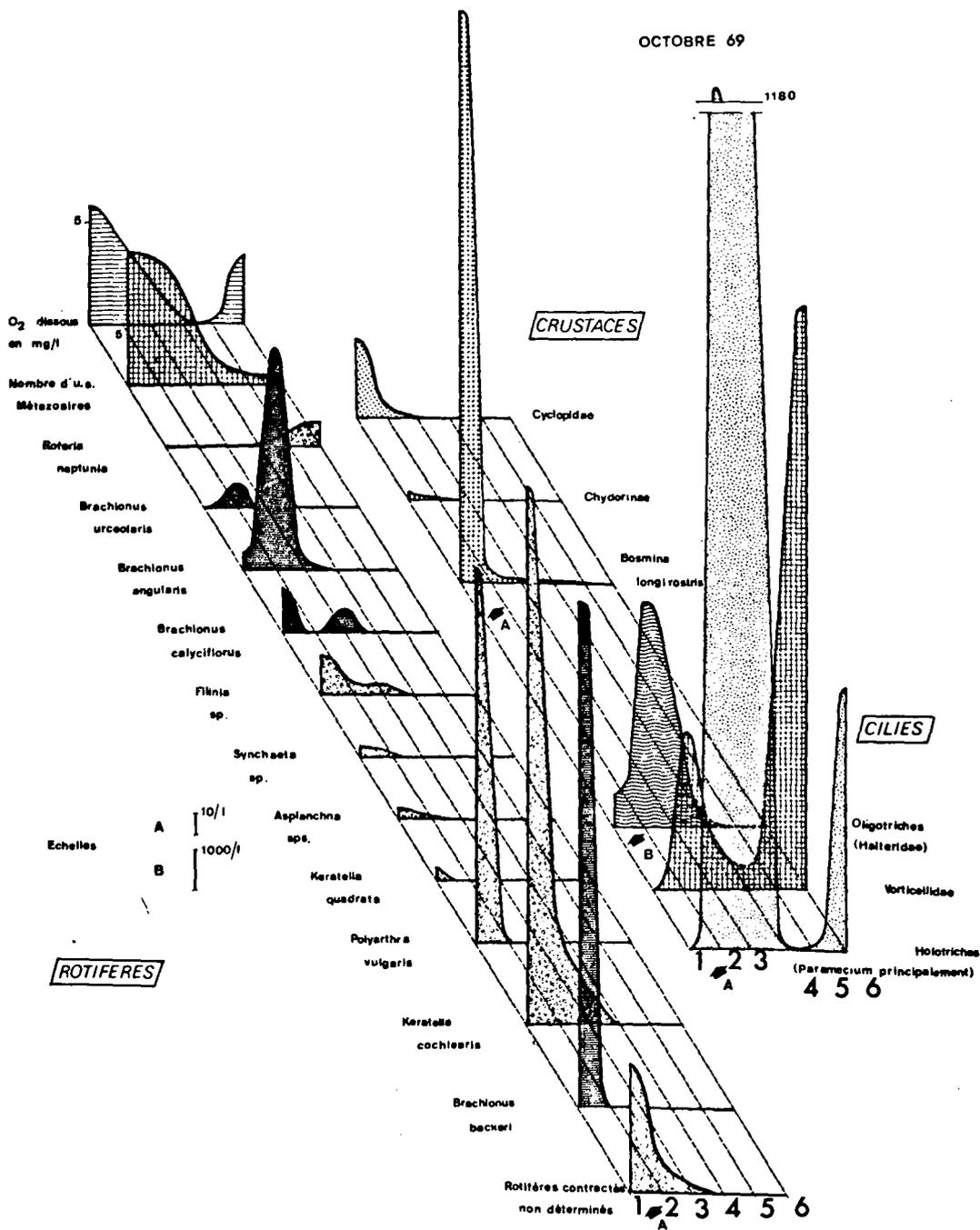
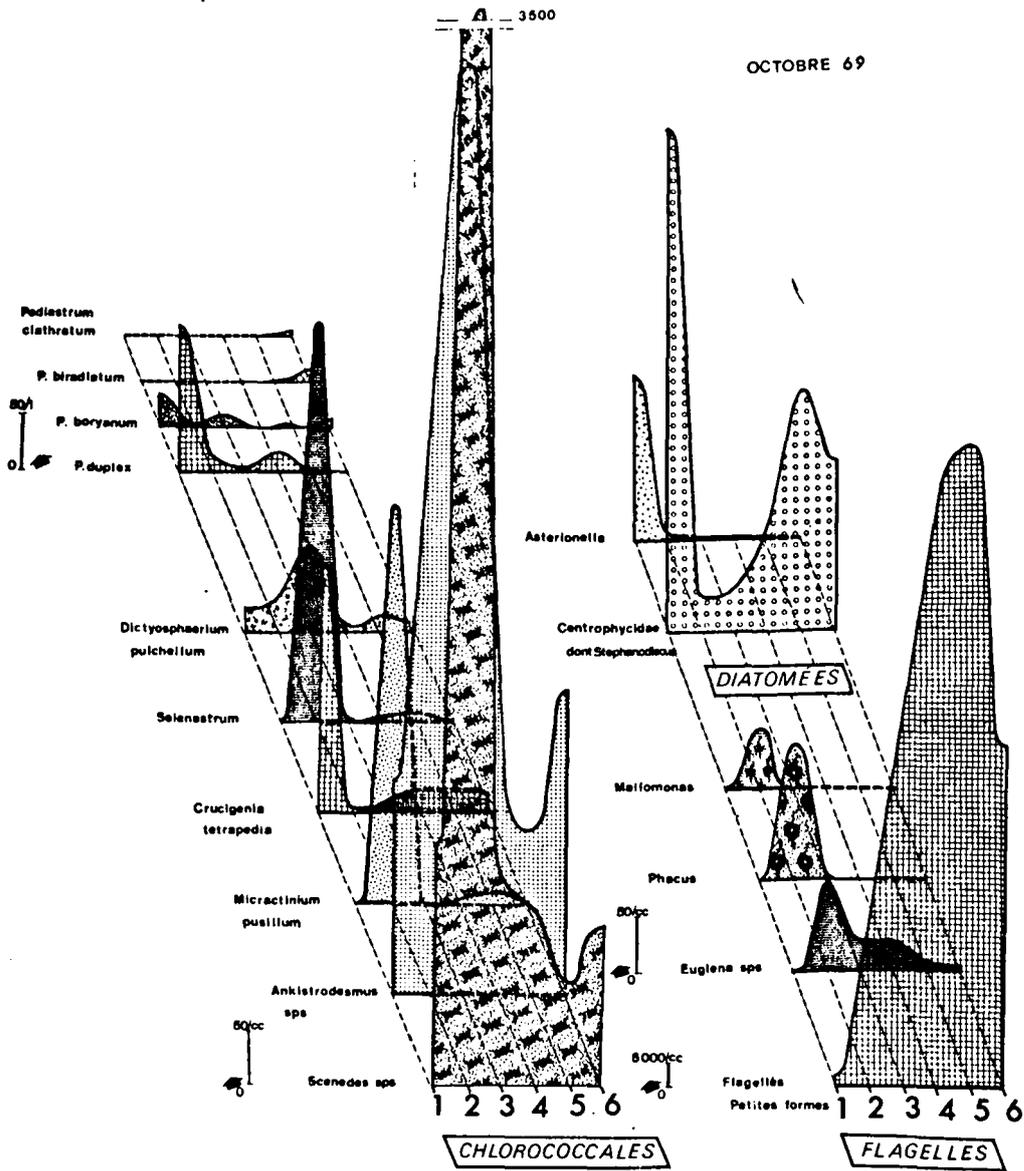


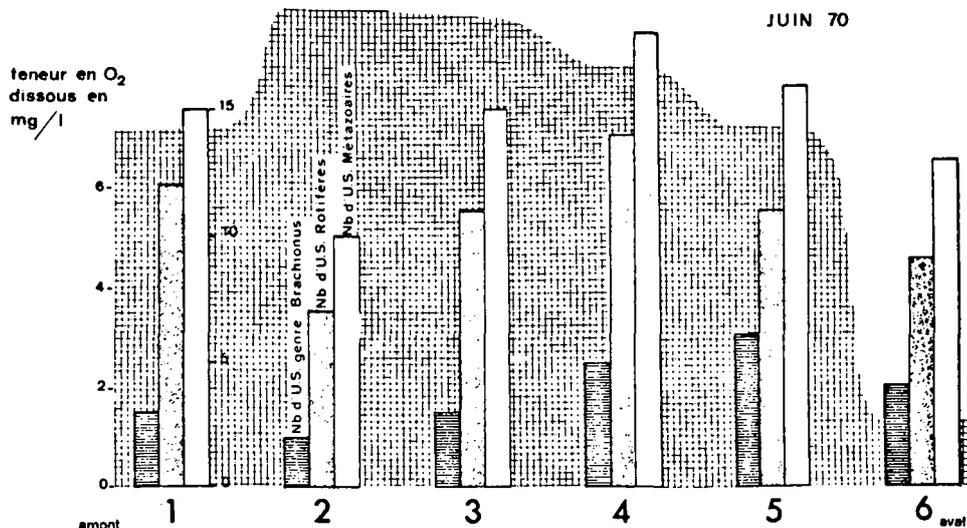
FIG. 9.— Fluctuations spatiales individuelles des principaux planctons.  
a) Zooplancton



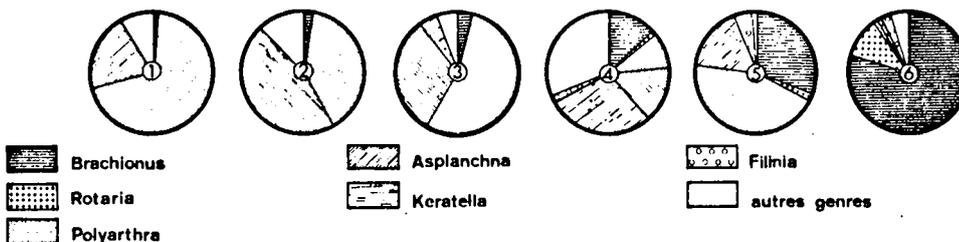


b) Phytoplankton

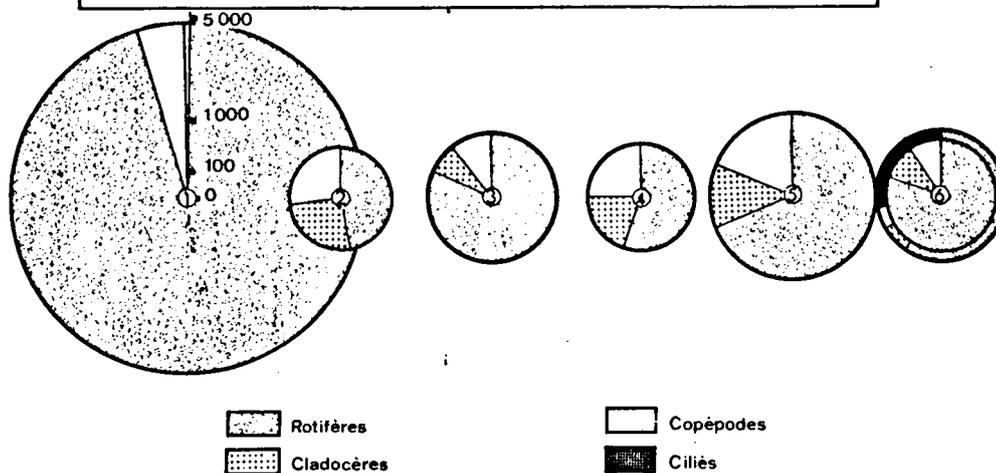




FLUCTUATIONS DE LA DIVERSITE DES ESPECES, (OU A DEFAUT, DU NOMBRE DES UNITES SYSTEMATIQUES), DE L'AMONT VERS L'AVAL.



ROTIFERES : % RELATIF DES GENRES LES PLUS ABONDAMMENT REPRESENTES



IMPORTANCE RELATIVE DES PRINCIPAUX GROUPES DU ZOOPLANCTON \_exprimée en %\_

( les surfaces figurées sont proportionnelles à la densité des organismes considérés )

FIG. 10. — Fluctuations quantitatives des principaux groupes constitutifs du zooplancton : Juin 1970.



JUIN 1970

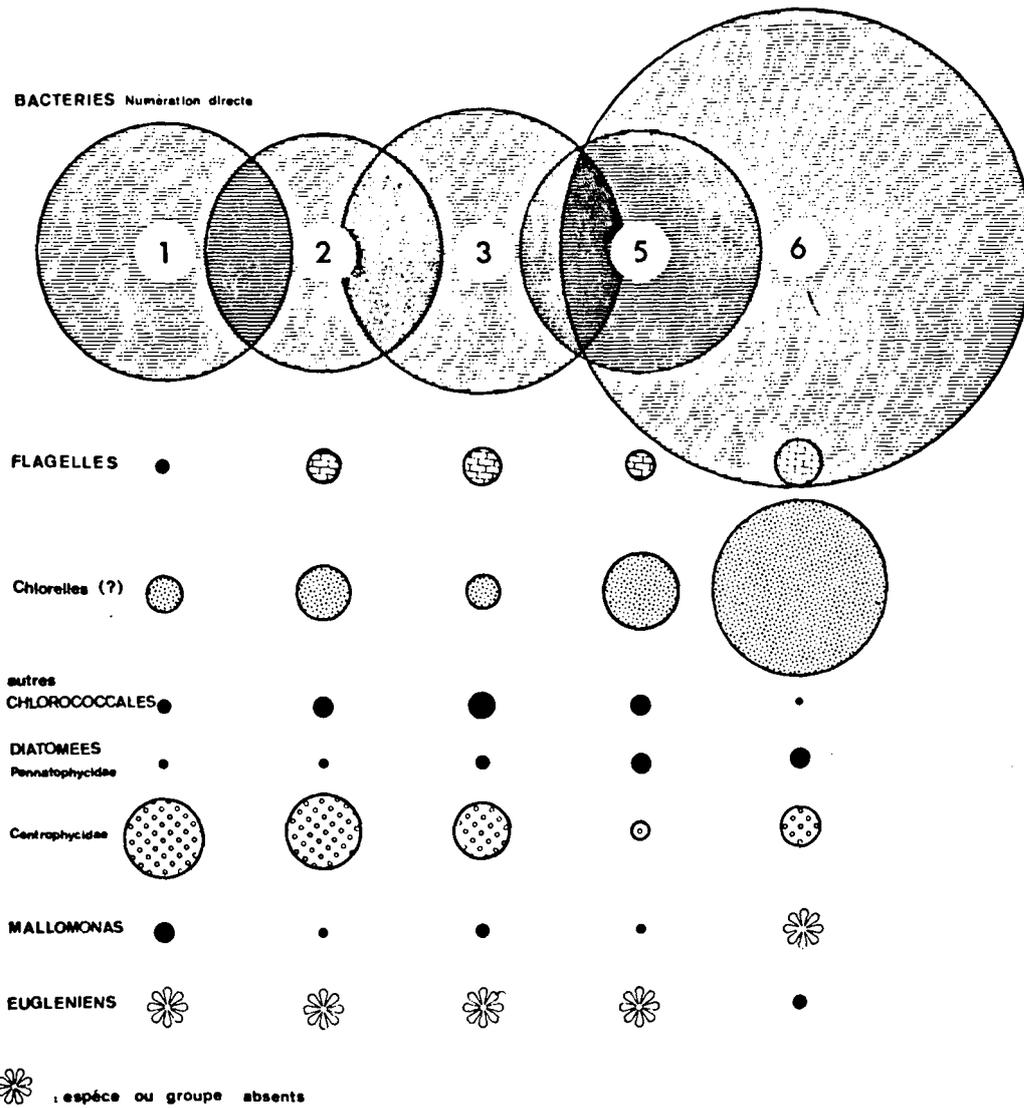


FIG. 11.— Fluctuations quantitatives du bacterio et du phytoplancton.  
 (Les cercles correspondent à la projection de sphères dont le volume est proportionnel à la densité des organismes).



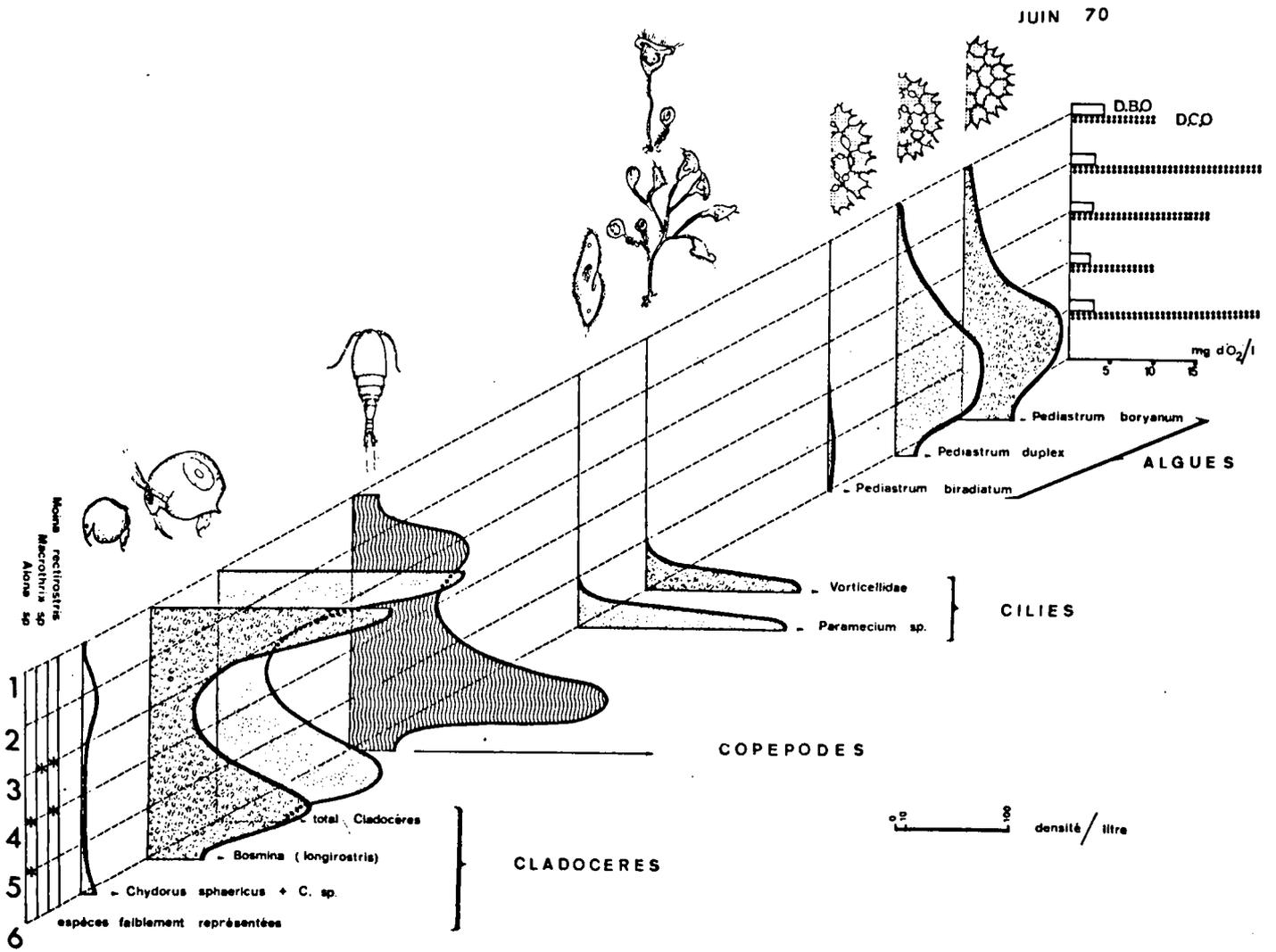


FIG. 12.— Fluctuations spatiales des Entomostracés, des Ciliés et des algues coenobiales.



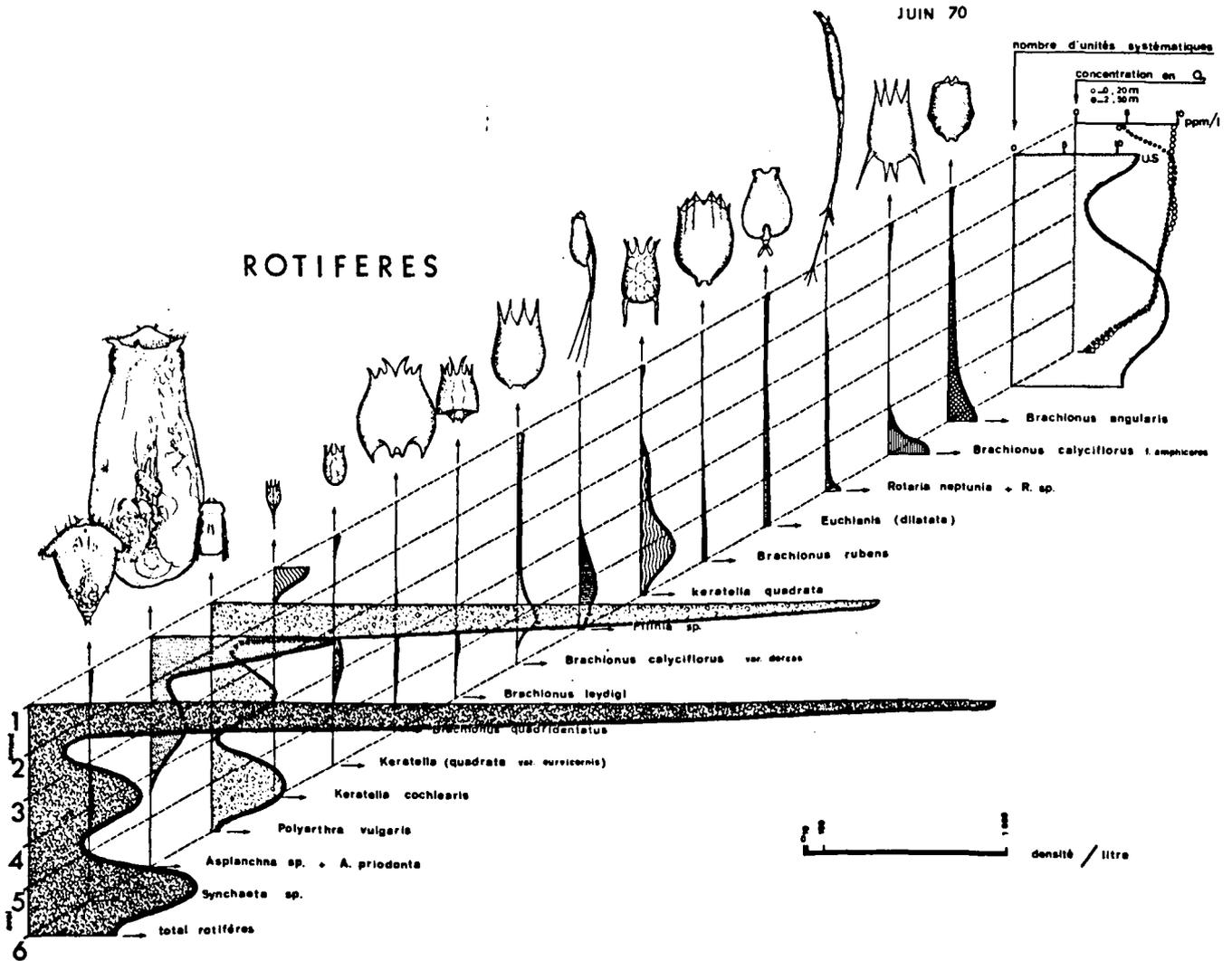


FIG. 13.— Fluctuations spatiales des Rotifères.



JUIN 70

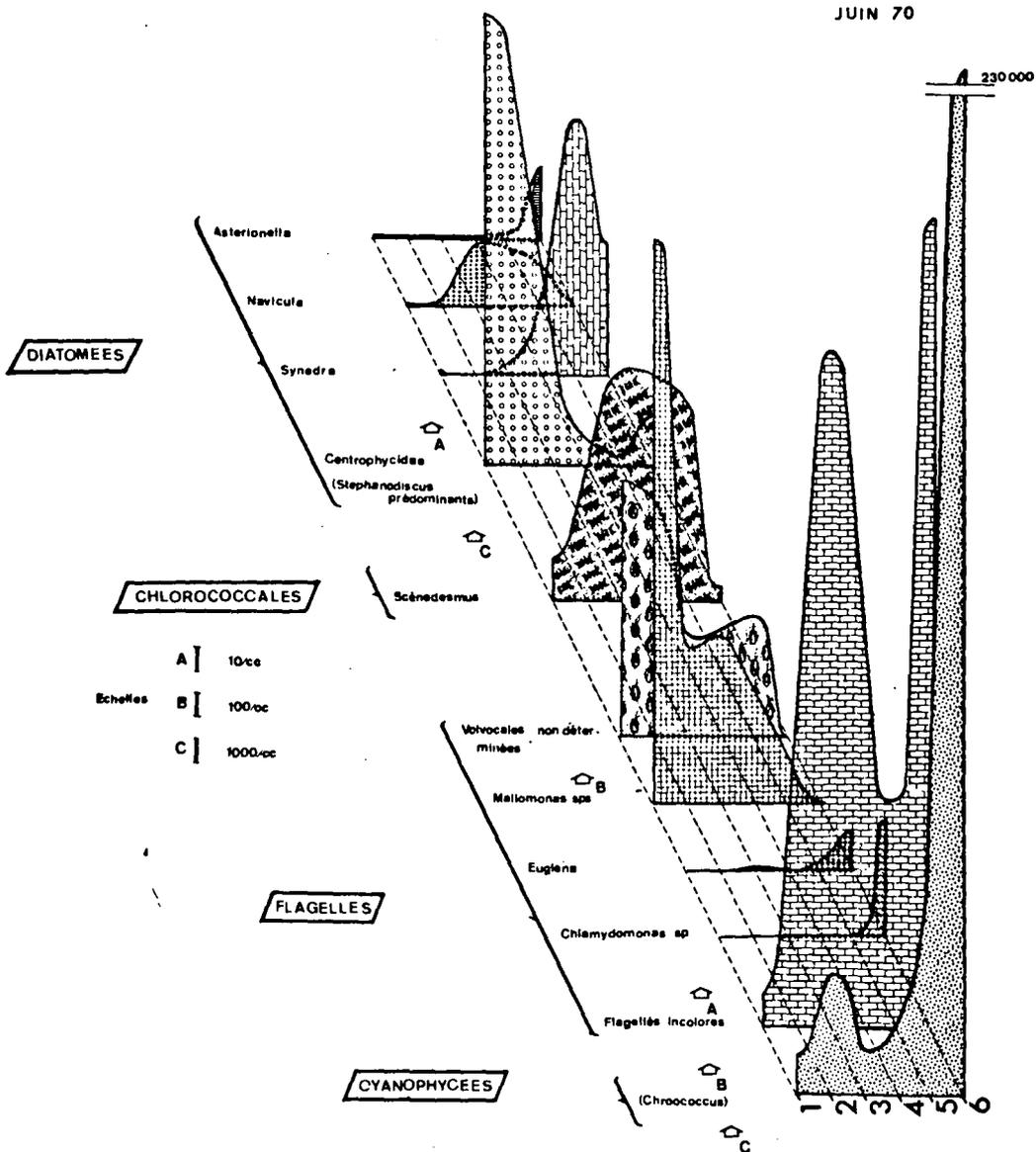


FIG. 14.— Fluctuations spatiales des éléments du phytoplancton.



correspondent à la «diversité» de la faune rotiférienne. Enfin les histogrammes rayés transversalement rendent compte du nombre d'espèces rotifériennes appartenant au genre *Brachionus*.

Le profil longitudinal des fluctuations de l'oxygène dissous est figuré par des surfaces quadrillées.

b) Importance relative des principaux genres rotifériens.

Le pourcentage relatif des principaux genres est reporté pour chaque secteur considéré sur une portion de cercle correspondante.

c) Importance relative des principaux groupes de Métazoaires.

Nous avons utilisé les représentations graphiques selon CARLIN (1943) pour permettre la comparaison de groupes dont les densités accusent de très grandes fluctuations. Les cercles délimitent des surfaces proportionnelles à l'ensemble du Zooplancton. Les Rotifères sont figurés en grisé, les Cladocères en pointillés, et les Copépodes en blanc.

d) Importance relative des Ciliés : leurs densités relatives sont exprimées dans la même unité que celle des Métazoaires.

#### B) *Caractéristiques en rapport avec les saisons*

Les caractéristiques envisagées sont celles qui se rapportent aux fluctuations survenant dans la capacité d'autoépuration du canal.

Les différentes associations planctoniques, par leur nature et leur abondance révèlent l'existence d'un gradient permanent de pollution qui est plus ou moins fortement accusé selon la saison.

La température conditionne en partie l'efficacité de l'épuration biologique et le canal présente des caractéristiques biologiques qui diffèrent selon que l'on considère la saison «chaude» ou la saison «froide».

##### a) *Profil biologique correspondant à la saison froide*

Les modifications qui surviennent dans la structure de la biocénose, rendent compte d'un gradient de pollution très fortement marqué et affectant la totalité du canal :

##### 1. Phytoplancton

Dans leur ensemble, les organismes constituant le phytoplancton rendent compte de conditions ambiantes moins défavorables en période de hautes eaux.

Pour les Diatomées et Chlorococcales (fig. 9b), on passe en octobre de 8 000 cellules/cc (point 3) à 700 cellules/cc (point 6) alors qu'en janvier (fig. 6) aux mêmes points, on avait respectivement 12000 et 2000 cellules par cc.

Pour les Flagellés, en octobre, aux point 3 et 6 (fig. 9b), on passe de 9 000 à 14 000 cellules/cc, alors qu'en Janvier (fig. 6) pour les mêmes points on dénombrait respectivement 500 et 1 200 cellules/cc.

Les Flagellés appartenant au genre *Mallomonas* qui semblent en première approximation constituer de bons indicateurs biologiques, sont 4 fois plus denses au point 3 en Janvier qu'en Octobre : (100 cellules par cc). Ils disparaissent totalement an aval.

## 2. Zooplancton

Au plancton rotiférien caractéristique des milieux eutrophes calciques succède un plancton à Ciliés et Flagellés typique des biotopes «enrichis» par un apport important en matières organiques dégradables. On passe ainsi d'une densité de Métazoaires de 1 000 individus par litre en amont à quelques individus par litre en aval. (Fig. 5 c et 7 c).

Ces fluctuations sont quelque peu différentes selon que l'on considère les prélèvements d'Octobre et ceux de Janvier. En Janvier, (fig. 5, c, d) la diminution très brusque de la densité rotiférienne est compensée par une augmentation non moins brusque de celle des Ciliés ; phénomène qui peut être directement imputé à une charge en matières organiques d'autant plus élevée que la confluence est plus proche (gradient d'autoépuration). En octobre, aux points 3, 4, 5 et 6 (fig. 7, c et d), on enregistre un appauvrissement général de la biomasse correspondant à l'ensemble du Zooplancton. Si les Ciliés prédominent sur les Rotifères dès le point 3, ils voient néanmoins leur population se réduire sérieusement à l'approche de la confluence. Ce phénomène peut résulter de l'action de différents facteurs tels que la présence de substances nocives insuffisamment diluées, ou de celle d'une abondante population de Flagellés (14 000 cellules/cc au point 6), mais il est également possible que les très faibles tensions d'oxygène qui surviennent aux points 5 et 6 (respectivement 0,3 et 0,2 ppm) constituent un facteur limitant important vis à vis du développement des Ciliés. Ainsi dans la Deule plus riche en oxygène grâce au brassage de l'eau par les hélices des péniches, la densité de ces organismes est 100 fois plus élevée.

L'appauvrissement progressif du Zooplancton des secteurs situés en aval a pour corollaire une succession spatiale d'associations rotifériennes différentes. Suivant le degré de pollution, on rencontre ainsi une association où prédominent *Keratella*, *Brachionus* et *Polyarthra* avec quelques espèces d'accompagnement. Plus loin en aval, le plancton rotiférien ne comporte plus comme espèces dominantes que *Brachionus*, *Keratella* et *Filinia*. Enfin au niveau de la confluence, ces espèces sont remplacées par des Bdelloïdes avec comme espèce dominante *Rotaria neptunia*.

Quelle que soit la période considérée et jusqu'à un certain degré de pollution, la dégradation de la qualité de l'eau se traduit par une augmentation progressive du nombre d'espèces rotifériennes appartenant au genre *Brachionus* et par une augmentation concomitante du pourcentage relatif de ces organismes en regard de l'ensemble des Rotifères (fig. 5-7-10, a et b). Lorsque la pollution devient plus sévère, ces organismes sont progressivement remplacés par des Bdelloïdes et plus spécialement par des espèces appartenant au genre *Rotaria*. Ainsi en Janvier (Fig. 5 b) les Brachionides constituent 65% de la population rotiférienne au point 3, et plus de 75% au point 6. Ils régressent dans la Deule devant les Bdelloïdes dont le taux s'est accru progressivement (15% au point 3, 20% au point 6, 40% au point D). En Octobre (fig. 7 b), cette succession est encore plus accusée et dès le point 5, les Rotifères ne sont plus représentés que par des espèces appartenant au genre *Rotaria*.

Dans ce type précis de pollution mixte à prédominance organique, les Brachionides constituent de bons indicateurs biologiques du taux global de pollution POURRIOT, TASSIGNY et JUNQUA (1969) ayant suivi un an durant le plancton de plusieurs collections d'eau de degrés trophiques différents considéraient que pour le genre *Brachionus* «la présence commune de plusieurs espèces de ce genre dans un biotope indique une eau hypereutrophe». Pour le canal de Seclin, depuis le secteur où l'autoépuration est optimale jusqu'aux secteurs moyennement influencés par la pollution, on constate une augmentation très progressive du nombre d'espèces de Brachionides. Les prélèvements de Juin (Fig. 10 a et b) sont particulièrement parlants. Dans les secteurs où la pollution est plus fortement accusée, le nombre d'espèces de Brachionides a tendance à diminuer à mesure qu'apparaissent les espèces appartenant au genre *Filinia*, puis *Rotaria*. En Janvier (fig. 5 a) le secteur 3 présente ce stade intermédiaire avec une prédominance de Brachionides (4 espèces différentes) et un pourcentage non négligeable de Bdelloïdes. Le genre *Filinia* est représenté par quelques individus. Près de la confluence, Brachionides et Bdelloïdes sont les seuls groupes représentés. En Octobre (fig. 7 b), cette succession survient plus précocement dans l'espace, et dès le secteur 6, l'association rotiférienne représentée au point 3 est totalement remplacée par le genre *Rotaria*.

L'augmentation de la pollution qui se répercute de façon très nette sur le plancton rotiférien, est également accusée par les autres groupes de planctontes animaux. Ainsi les Cladocères et Copépodes qui présentent une densité très variable en amont, disparaissent totalement en aval durant la saison froide. La diversité spécifique rend compte d'une façon globale de ces réactions individuelles ; elle passe respectivement pour

le Zooplancton d'Octobre (Fig. 7 a) de 12 unités systématiques (point 3) à 7 (point 6), alors que pour celui de Janvier (Fig. 5 a), elle passe de 15 unités systématiques (point 3) à 7 (point 6). Il semble effectivement que durant la période de hautes eaux, l'autoépuration peut intervenir de façon plus efficace : tout se passe comme si la charge en matières organiques apportée par la Deule en Octobre dépassait les capacités d'autoépuration du canal de Seclin.

Ainsi le gradient de pollution, très net durant la saison froide se traduit de façon très classique par une succession spatiale d'associations planctoniques différentes. Aux organismes typiquement eutrophes succèdent des espèces plus résistantes vis à vis des faibles tensions d'oxygène, et dont le régime microphage, (*Keratella*, *Brachionus*) volontiers bactériophage (*Rotaria*, Ciliés et Flagellés) s'accommode des nouvelles conditions ambiantes dans la mesure où les substances toxiques présentes ont un taux de dilution suffisant. Lorsque la dilution est insuffisante, il s'effectue une sélection draconienne qui se répercute sur la composition qualitative mais surtout sur la densité des quelques espèces capables de survivre.

B) *Profil biologique relatif à la saison chaude (prélèvements effectués fin Juin)*

En cette saison, la composition du plancton, de même que les quelques facteurs physicochimiques qui ont été mesurés (tabl. III) rendent compte d'une efficacité accrue de l'autoépuration. La teneur de l'eau en oxygène dissous (fig. 10 a) est satisfaisante sur la presque totalité du canal. Jusqu'au point 5 (fig. 10 a), on trouve en effet des teneurs supérieures à 6 ppm. Même le secteur le moins oxygéné (point 6) présente des teneurs variant de 1,3 ppm près du fond à 1,7 ppm en surface. Dans ce dernier secteur, on se trouve légèrement en dessous du seuil d'oxygénation susceptible de permettre la prolifération d'un plancton varié (selon PACAUD 1939, POURRIOT 1965). Ce seuil se situerait pour bon nombre de planctontes animaux (Entomostracés et Rotifères), au voisinage de 3 ppm. Dans le secteur 6, la teneur en oxygène dissous peut intervenir comme facteur limitant. Quoiqu'il en soit la diversité spécifique (graphique de la fig. 10 a), sensiblement plus élevée que durant la saison froide, demeure supérieure à 13 unités systématiques sur la totalité du canal.

Les Cladocères (fig. 10 c et fig. 12) cantonnés aux point 1 et 2 durant la saison froide, constituent en Juin une part non négligeable du plancton. De l'amont à l'aval, ils représentent respectivement 30% puis 10% du Zooplancton. Les Ciliés n'apparaissent qu'au niveau de la confluence où leur densité est très nettement inférieure à celle des

Rotifères : 200 Ciliés/litre pour 400 Rotifères/litre (point 6).

Il semble que la qualité de l'eau soit satisfaisante sur la quasi totalité du canal. Parmi les paramètres physicochimiques mesurés, il n'y a guère que les nitrites qui laissent supposer une légère dégradation de la qualité de l'eau vers l'aval (tableau III). On passe successivement de 0,05 mg/l (point 1 et 2) à 0,14 (point 3), 0,16 (point 4), 0,28 (point 5) puis 0,56 mg/l au point 6. Les autres paramètres physicochimiques demeurent relativement stables.

Contrairement à ces données physicochimiques de routine, plusieurs paramètres biologiques soulignent la pérennité d'un gradient de pollution couvrant une partie assez importante de ce canal. Ces éléments d'appréciation sont les suivants :

— *les Ciliés* qui présentent au point 6 une densité non négligeable.

— *L'augmentation progressive du nombre d'espèces de Brachionides* lorsque l'on passe du point 2 au point 6. Au niveau du secteur 2, il est vraisemblable que les éléments nutritifs présents dans le milieu (enrichissement par l'aval) se trouvent dilués par le flux d'eau « claire » provenant des sources. Dans ce secteur, les Brachionides ne sont représentés que par 2 espèces de *Brachionus*. Mais, à mesure que l'on se déplace vers l'aval, on rencontre successivement 3, 4 puis 6 espèces (point 5). Près de la confluence le genre *Brachionus* n'est plus représenté que par 4 espèces différentes, celles-ci entrent alors en compétition avec les espèces appartenant au genre *Rotaria* (Fig. 10a, 13). Cette augmentation du nombre des Brachionides est suivie par une augmentation parallèle très progressive du pourcentage relatif des individus appartenant à ce genre (fig. 10 b).

— *Les Flagellés appartenant au genre Mallomonas*, voient leur population s'appauvrir progressivement vers l'aval (fig. 14). Leur densité initiale de 500 cellules/cc tombe à 50 cellules/cc au point 5 et s'annule au point 6.

— *Les Chroococcus*: des modifications importantes surviennent dans la population de très petites algues sphériques d'une taille de 0,8 à 1,5  $\mu$  (que nous supposons être des *Chroococcus*?). Leur densité égale à 3 400 cellules/cc au point 1 atteint environ 250 000/cc au niveau de la confluence. (Nous avons pu retrouver de semblables proliférations dans le plancton des secteurs fortement pollués de la Lys canalisée et dans celui de la Deule).

Les Eugléniens très faiblement représentés en amont présentent une population non négligeable en aval (fig. 14). Quant aux Flagellés considérés globalement, leur densité de 300 individus/cc en amont atteint 14 000 cellules/cc au point 6; ils présentent deux minima qui correspondent aux maxima des Rotifères et des Cladocères,

Valeur des quelques paramètres physicochimiques contrôlés : Juin 1970.

Points d'échantillon- nage	1		2		3		4		5		6	
Profondeur en mètres	-0,20	(2	0,20	-2	-0,20	-2	-0,20	-2	0,50	-2	-0,20	-2
Oxygène dissous (mg/l)	9,55	4,75	9,45	9,85	9,65	9,45	8,30	8,30	7,20	7,80	1,30	1,75
Oxygène en % de saturation	98,4	47	102,2	102,7	107,2	102,7	92,2	90,2	80	85,7	14,4	19
PH	7,8	7,8	7,8	7,8	8	7,9	8	8	8	7,5	7,85	7,9
Dureté totale en mg/l de CO <sub>3</sub> Ca	239		214		205		200		207		227	
Dureté calcique en mg/l de CO <sub>3</sub> Ca	206		178		175		168		171		175	
Titre alcalimétrique complet (en mg/l de CO <sub>3</sub> Ca.	140		150		146		151		159		186	
Phosphates en PO <sub>4</sub> <sup>---</sup>	—		—		—		0,3		0,1		0,1	
Sulfates en mg/l de SO <sub>4</sub>	95		100		100		100		100		100	
Nitrates en mg/l de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	5,94		55,0		6,42		6,34		5,10		3,90	
Nitrites en mg/l de NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,05		0,05		0,14		0,16		0,28		0,56	

Tableau III



Dans ce milieu où la pollution est beaucoup moins sévère que durant la saison froide, le zooplancton ne se trouve plus sélectionné de façon draconienne par les faibles tensions de l'oxygène dissous, et le «brouillage» (grazing effect) très actif du nannoplancton par les espèces rotifériennes peut masquer l'influence de facteurs plus directement liés à la pollution. Ces fluctuations du phytoplancton considérées de façon statique, sont beaucoup moins parlantes quant à l'appréciation de la qualité de l'eau que ne le sont celles du zooplancton.

#### CONCLUSION

Ce canal très fortement influencé par la pollution passe par des périodes critiques durant lesquelles les capacités d'autoépuration sont totalement ou partiellement dépassées. Dans les secteurs où l'autoépuration peut intervenir de façon optimale, le milieu est suffisamment «riche» pour assurer la prolifération permanente d'une très abondante population planctonique. L'eutrophisation du milieu et l'abondance du poisson (le cheptel se trouve approvisionné chaque année par les Sociétés de pêche) sont sans doute les facteurs décisifs qui conditionnent en amont la composition du plancton et favorisent dans ces eaux très calciques la prolifération des Chlorococcales et des Rotifères. Ainsi les planctontes de grande taille : Copépodes et Cladocères qui présentent des facultés remarquables pour éclaircir le milieu, ne peuvent se développer que de façon temporaire (dans la zone désertée par le poisson : secteur 6).

Dans les secteurs où les potentialités maximales d'autoépuration sont dépassées, le plancton est assez stable du point de vue qualitatif puisque seules les rares espèces capables de survivre en présence de toxiques sont à même de se développer, mais les fluctuations quantitatives sont par contre relativement importantes. La présence de substances novices, en exerçant une sélection draconienne sur les planctontes, donne à la biocénose de l'aval un caractère très particulier. Celle-ci offre une certaine hétérogénéité, et l'on retrouve comme dans la plupart des cas de pollutions mixtes, la présence concomitante d'espèces se développant normalement dans des eaux alpha-mésosaprobés, polysaprobés, ou même isosaprobés (selon la terminologie de SLÁDEČEK 1961).

L'influence écologique de la pollution organique se trouve partiellement masquée par la présence de toxiques : milieu partiellement crypto-saprobe, oligo à méso-toxique selon la saison (relativement à la classification de SLÁDEČEK 1966). Si la composition du plancton est assez monotone du point de vue qualitatif, elle accuse néanmoins des fluctuations importantes en liaison avec la nature des effluents, mais

demeure infiniment plus pauvre en individus que celle des biotopes soumis à des pollutions naturelles (mares à feuilles, mares de villages). Dans de tels milieux, et pour des DBO<sub>5</sub> sensiblement égales à celles rencontrées dans le secteur aval, nous avons pu dénombrer de 100 à 1000 fois plus de Ciliés, et Rotifères alors même que ces organismes entraient en compétition avec de nombreux autres organismes tant héléoplanctoniques que benthoniques.

Nous avons affaire ici au type classique de milieu pour lequel l'analyse chimique traditionnelle, (même poussée), complétée par l'analyse biologique s'avère insuffisante pour permettre une appréciation chiffrée de la pollution. Pour autant qu'il soit possible de sélectionner des espèces vraiment représentatives des principaux groupes de la biocénose, les tests biologiques (tests de toxicité, tests physiologiques) apporteraient sans aucun doute un complément indispensable. En l'absence de telles données, nous avons tenté une estimation grossière de la pollution des différents secteurs. Dans les graphiques de la figure 15 sont reportées les valeurs de l'indice de saprobité obtenues pour l'oxygène dissous, la DBO<sub>5</sub>, et la densité bactérienne (références faites aux données présentées par SLADCEK 1969), nous avons appliqué d'autre part la méthode de PANTLE et BUCK (1955) pour les Rotifères, les Cladocères et les Ciliés en faisant intervenir leurs densités réelles dans le milieu. Les pourcentages relatifs des Rotifères appartenant aux genres *Brachionus* et *Rotaria* ont été reportés à titre de comparaison. Ces deux genres considérés globalement semblent constituer pour ce biotope un assez bon critère d'estimation de la qualité de l'eau.

Lorsque l'on passe d'Octobre à Juin (fig. 15), la zone de très forte pollution alpha-mésosaprobe-polysaprobe (oligo à mésotoxique) correspondant approximativement aux secteurs 3 et 4 pour le mois d'Octobre se déplace progressivement vers l'aval. En Janvier elle se situe entre les point 3 et 6, alors qu'elle se trouve limitée en Juin au secteur le plus proche de la confluence.

Ce petit canal, bien que fortement influencé par les effluents industriels déversés dans la Deule et la Naviette occupe une place privilégiée à l'échelle locale. Il offre en outre des caractéristiques particulièrement intéressantes pour des études in situ sur l'autoécologie des espèces planctoniques présentant des réactions homogènes vis à vis de ce type complexe de pollution.

Dans les canaux et rivières canalisées, où il n'est pas possible d'utiliser les méthodes rapides d'estimation de la pollution reposant sur le taux de diversité des Invertébrés benthiques (TUFFERY et VERNEAUX 1967. CAIRNS et DICKSON 1971), les associations planctoniques et plus

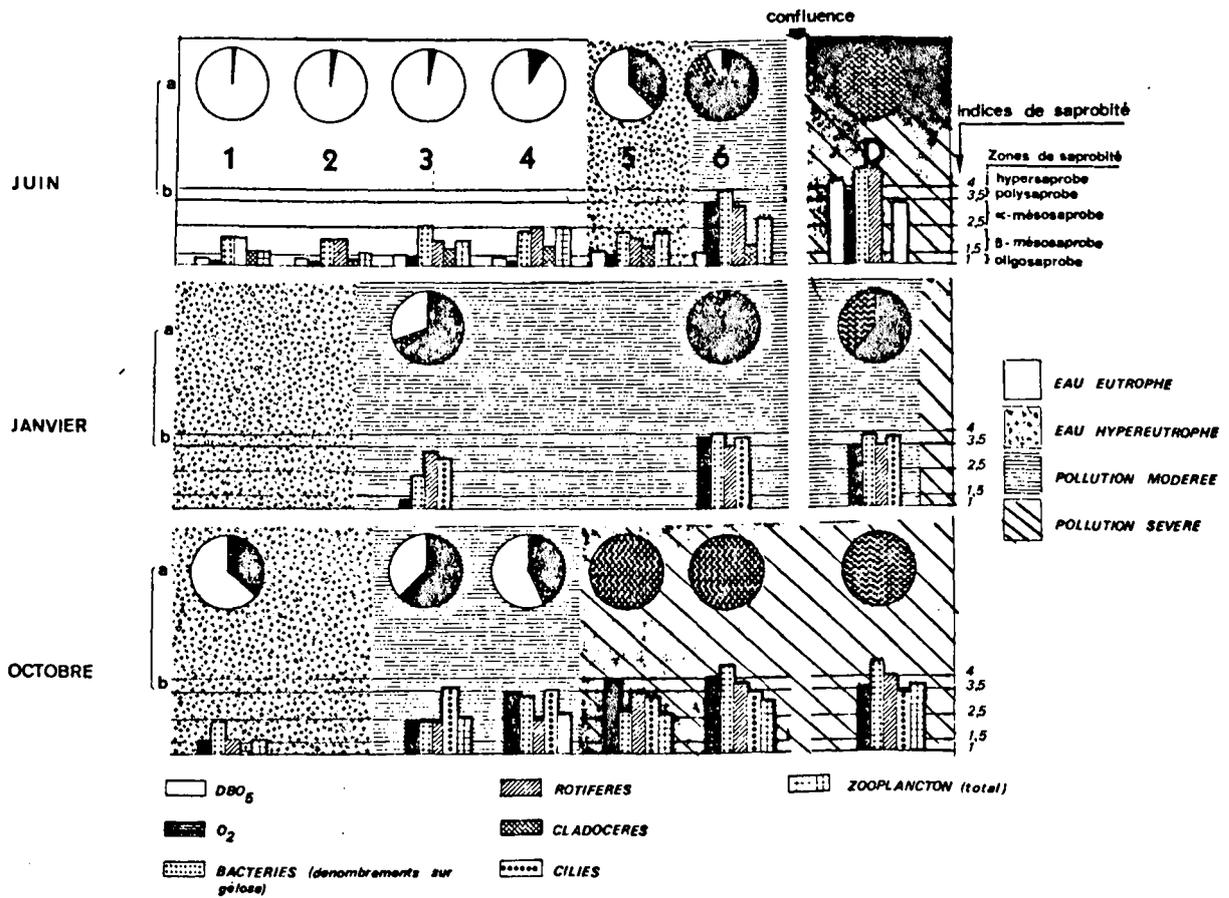


FIG. 15.— Fluctuations spatiales et temporelles de la pollution.

- a. Importance relative des genres rotifériens *Brachionus* et *Rotaria*.
- b. Valeurs obtenues à partir de quelques paramètres physicochimiques et biologiques pour estimer l'intensité de la pollution.



particulièrement les associations rotifériennes semblent constituer un paramètre aisément exploitable et particulièrement intéressant dans le cas de pollutions complexes où les analyses physicochimiques se heurtent au délicat problème de la détection des toxiques.

#### RÉSUMÉ

Le canal de Seclin se trouve dans une zone de forte densité industrielle sévèrement influencée par la pollution. L'étude du plancton révèle la pérennité d'un gradient de pollution qui s'étend de l'amont jusqu'à la confluence avec le canal très pollué de la Deule. Ce gradient est plus ou moins accusé selon la saison et l'efficacité de l'autoépuration. Une esquisse du profil biologique longitudinal a été dressée pour l'automne, l'hiver et la fin de l'été. Il semble que les données relatives à la seule composition qualitative et quantitative du plancton (notamment à celles des Rotifères) puissent constituer un critère particulièrement intéressant dans le cadre d'une estimation globale de l'intensité de la pollution d'un canal tel que celui-ci.

#### SUMMARY

The Channel of Seclin belongs to a very industrialized area which is severely affected by pollution.

The study of the plankton reveals a steady increase in pollution from the head waters to the confluence with the very polluted Channel "La Deule". This increase is more or less pronounced depending on the season and the efficiency of the natural selfpurification. An outline of the longitudinal biological profile has been drawn up for the autumn, the winter and the late summer.

From this information it appears that qualitative and quantitative data of plankton composition (particularly of rotifers) are valuable criteria to estimate the overall pollution intensity in cases of mixed waste water discharges.

#### BIBLIOGRAPHIE

- CARLIN, B. (1943). Die Planktonrotatorien des Motalaström. Zur Taxonomie und Ökologie der Planktonrotatorien. *Meddel. fr. Lunds Univ. Limnol. Inst.* V : 1-256.
- CAIRNS, J. Jr et DICKSON, K. L. (1971). A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms. *J. Wat. Poll. Cont.* Mai 1971.
- CYRUS, Z. et SLÁDEČEK, V. (1969). Jednotné metody biologického rozboru vod. — Část II. Zvláštní příloha *Vodního hospodářství*, 18/8/ : 1-63.
- HOESTLAND, H. (1964). Carte piscicole du département du Nord. (avec une hydrologie piscicole du département). *Ed : Conseil supérieur de la pêche* : 1-36.

- HOESTLAND, H. (1969). Examen hydrobiologique d'eaux douces de la Flandre maritime française. *Bull. Piscicult.* **232** : 74-82.
- HRBÁČEK, J. (1958). Density of the fish population as a factor influencing the distribution and speciation of the species in the genus *Daphnia*. *XVth Int. Congress of Zoology*, Sect. X, **27** : 794-795.
- HRBÁČEK, J. (1962). Species composition and the amount of zooplankton in relation to the fish stock. *Rozpravy ČSAV. řada M. P. V.*, **72-10** : 1-116.
- HRBÁČEK, J., DVOŘÁKOVÁ, M., KOŘÍNEK, V. and PROCHÁZOVÁ, V. (1961). Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of plankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Vehr. Internat. Ver. Limnol.*, **14** : 192-195.
- HRBÁČEK, J. et NOVOTNÁ-DVOŘÁKOVÁ, M. (1965). Plankton of four backwaters related to their size and fish stock. *Rozpravy ČSAV — řada Mat. a přír. věd.* **75**, **13** : 1-63.
- HRBÁČEK, J. et HRBÁČKOVÁ-ESSLOVÁ, M. (1966). The taxonomy of the genus *Daphnia* and the problems of «biological indication». *Vehr. Int. Limnol.*, **16** (3) : 1661-1667.
- HYNES, H. B. N. (1960). The biology of polluted waters-Liverpool. *Liverpool Univ. Press.*
- KOLKWITZ, R. (1950). Ökologie der Saprobien. Über die Beziehungen der Wasserorganismen. Zur Umwelt, Schriftenreihe des Vereins F. Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin-Dahleim. Nr 4, *Piscator-Verlag, Stuttgart* 1950.
- KOLKWITZ, R. et MARSSON, M. (1902). Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitt. K. Prüfung sanst. Wasserwerks. Abwasserbearb.*, **1** : 33-72.
- KOLKWITZ, R. et MARSSON, M. (1908). Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Berichte Deutsch. Bot. Ges.* **26** a : 505-519.
- KOLKWITZ, R. et MARSSON, M. (1909). Ökologie der tierischen Saprobien *Int. Rev. ges. Hydrobiol. Hydrogr.* **2** : 126-152.
- KONIENKO, G. S. (1970). On the role of Protozoa in natural forage reserve of Ponds. *Revue d'Hydrobiologie*, VI, n° 1 (en russe, résumé anglais).
- LIEBMANN, H. (1951). Handbuch der Frischwasser und Abwasser biolog. Bd. — 1 — Oldenburg Vlg — München, 539.
- NOVOTNÁ, M. et KOŘÍNEK, V. (1966). Effects of the fish stock on the quantity and species composition of the zooplankton of two backwaters. *Hydrobiol. Studies* **1** : 297-322.
- PACAUD, A. (1939). Contribution à l'écologie des Cladocères. *Bull. Biol.*, suppl. **25** : 1-260.
- PANTLE, R. et BÜCK, H. (1955). Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas und Wasserfach*, **96** : 604.
- POURRIOT, R. (1965). Recherches sur l'écologie des Rotifères. *Vie et Milieu*, suppl. **21** : 224.
- POURRIOT, R., TASSIGNY, M. et JUNQUA, S. (1969). Etude des variations saisonnières de trois biotopes aquatiques et de leurs biocénoses planctoniques. *Rech. Hydrobiol. cont.* (1) : 61-95.
- RAMADAN, F. M., KLIMOWICZ, H. et SWEIN, A. A. (1963). The pollutional effect of industrial wastes on Rotifer. *Polski Arch. Hydrobiol.* II (24) **1** : 97-108.
- RODIER, J. (1966). L'analyse chimique et physicochimique de l'eau — Eaux naturelles, eaux usées — 412 p — Dunod Paris.
- SCHODDUYN, R. (1909). Contribution à l'étude biologique de la Colme. *Congr. Assoc. Franc. Avanc. Sciences*, Lille, 4.
- SCHODDUYN, R. (1923). Matériaux pour servir à l'étude biologique des cours d'eau de la Flandre française. Haute Colme, canal de Bergues, Romelaere, *Ann. Biol. Lac.* **12** : 121-225.
- SCHODDUYN, R. (1925). Matériaux pour servir à l'étude biologique de la Flandre française : Wateringues, fossés, Watergangs, Brachts. *Ann. Biol. Lac.* **14** : 281-350.

- SLÁDEČEK, V. (1961). Zur Biologischen Gliederung der höheren Saprobitätsstufen. *Arch. Hydrobiol.*, **58**, **1** : 103-121.
- SLÁDEČEK, V. (1965). The future of the Saprobity system. *Hydrobiologia*, **25** : 518-537.
- SLÁDEČEK, V. (1966). Water quality system. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **16** : 809-816.
- SLÁDEČEK, V. (1969). The measures of saprobity. *Vehr. internat. Verein. Limnol.* **17** : 546-559.
- A.P.H.A. (1967). Standard methods for the examination of water and waste water (1967). 3rd printing Amer. publ. Health. Assoc. INC. N. Y.
- TUFFERY, G. et VERNEAUX, J. (1967). Méthodes de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Exploitation codifiée des inventaires de la faune du fond. *Trav. Sect. Rech. P. et P.* — C. E. R. A. F. E. R. Paris 23.
- ZELINKA, M. et MARVAN, P. (1961). Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinhert fließender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.* **57** : 3 : 389-407.

Université des Sciences et Techniques de Lille I  
Laboratoire de Protistologie et Microscopie électronique  
B.P. 36-59.650 Villeneuve d'Ascq.

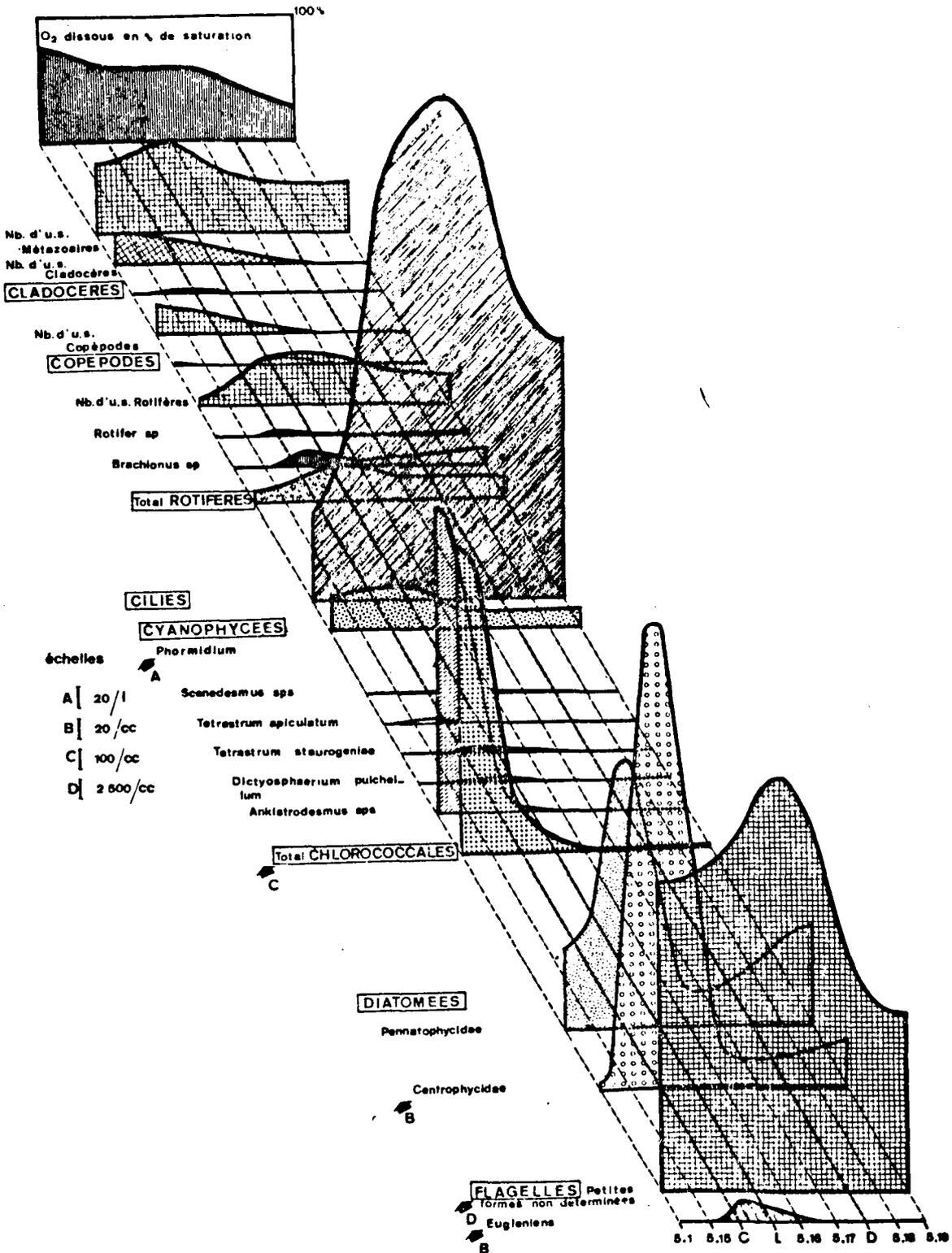


Fig. 8 : ESQUISSE DU PROFIL BIOLOGIQUE DE LA LYS (Décembre 1969)

## B - PROFIL BIOLOGIQUE DU CANAL DE LA LYS

Des instantanés du profil biologique furent établis en saison froide (analyse succincte portant sur les 4 stations les plus caractéristiques) puis au printemps (Mars 1970) et en saison chaude (Juin 1970).

Les prélèvements de Mars et Juin ont été synchronisés avec les campagnes d'analyses de l'Agence de Bassin.

### a) Saison froide (fig. 8 et 9)

#### - L'oxygène dissous

En cette période de basses températures (4 à 5° C lors des prélèvements) et de hautes eaux, l'activité biologique se trouve fortement réduite alors même que la charge polluante est diluée.

Très bien oxygénée jusqu'à la station 16, la Lys contient encore 4,5 mg/l d'oxygène à l'aval. Ce paramètre n'intervient pas comme facteur limitant vis à vis du développement du plancton.

#### - Le phytoplancton

La Lys présente sur tout son cours un phytoplancton à petits flagellés nettement dominants. En effectifs, ces organismes dépourvus pour la plupart de pigments assimilateurs représentent de 90 à 99,9 % du phytoplancton total. Parmi les formes pigmentées, les Chlorococcales dominent à l'amont ( $1,5 \times 10^6$   $\varnothing$ /l) puis sont ensuite relayées par les Diatomées avec  $7.10^5$  cell/l à la station 15. Celles-ci voient leur densité descendre à  $10^4$   $\varnothing$ /l dans les stations suivantes. Les Eugleniens et Volvocales essentiellement rencontrés à la station 15 présentent des effectifs extrêmement faibles.

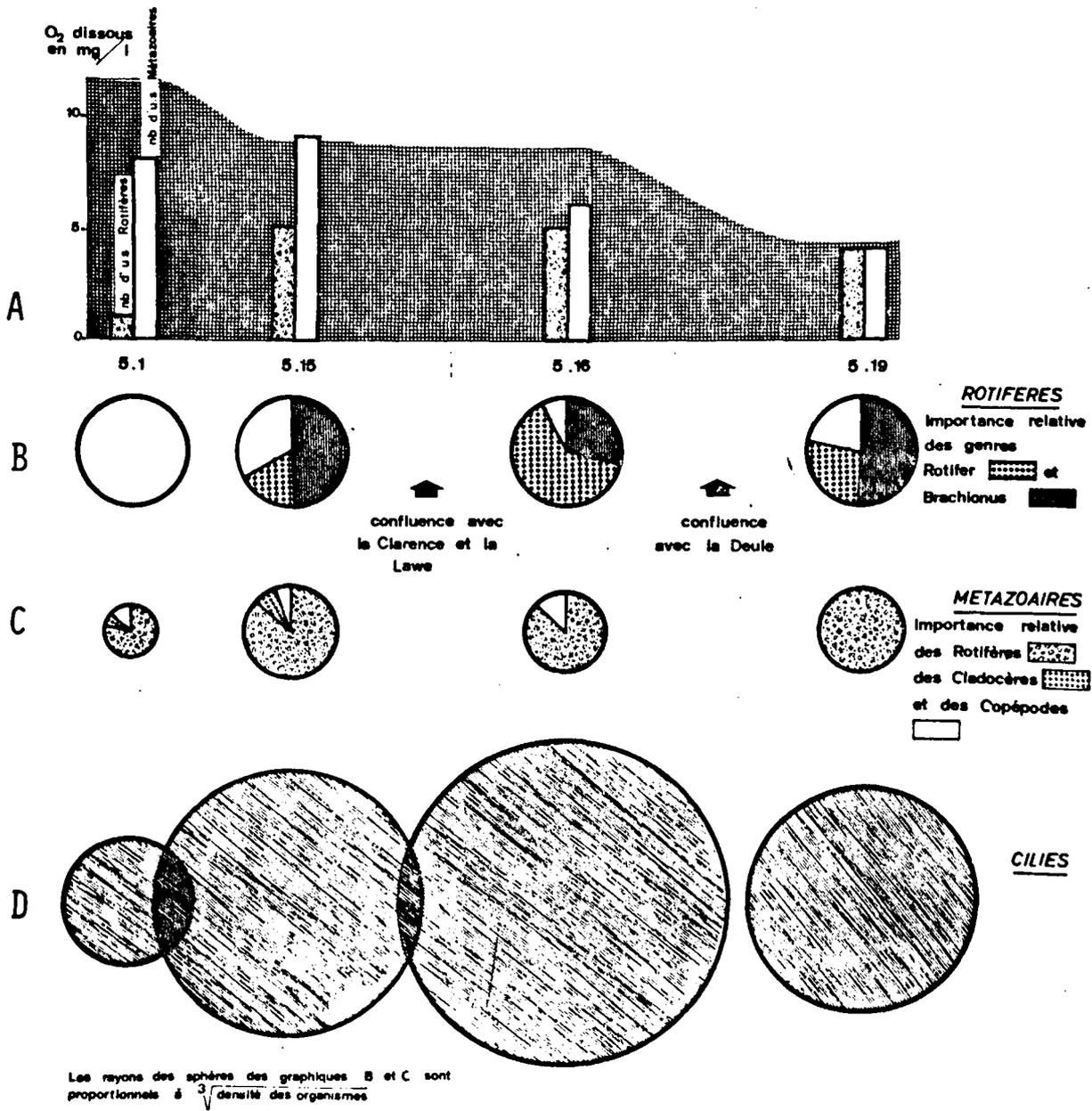


Fig. 9 : CANAL DE LA LYS (Décembre 1969)

- A** : Evolution comparée de la diversité du Zooplancton (nombre d'unités systématiques) et de l'oxygène dissous.
- B** : Evolution du pourcentage relatif des principaux genres rotifériens.
- C** : Evolution de la densité et du pourcentage relatif des Rotifères, Cladocères et Copépodes ( le rayon des cercles est proportionnel à  $\sqrt[2]{\text{densité}}$ )
- D** : Evolution de la densité des Ciliés (même échelle que pour les métrazoaires).



- Le zooplancton

Comme pour les petits flagellés hétérotrophes, les variations quantitatives du zooplancton sont assez peu significatives. Les Ciliés prédominent avec une densité maximale de 600 individus par litre à la station 16.

Les Métazoaires ne représentent en effectif que 8 à 10 % du zooplancton. On note la disparition successive des Cladocères et Calanidés. Autre particularité de ce plancton, la majorité des Métazoaires est représentée dès la station 15 par des bdelloïdes et des brachions, phénomène également constaté dans les stations du Canal de Seclin les plus touchées par les polluants.

Ce zooplancton hivernal est similaire à celui que nous retrouverons en saison froide dans les stations des bassins pilotes présentant les plus fortes charges en matière organique ou d'une façon générale au zooplancton des secteurs de canaux sévèrement touchés par des pollutions complexes.

Eu égard à la quantité de nourriture disponible (nannoplancton) et à l'absence de prédateurs, ce zooplancton a des effectifs extrêmement faibles. Cette discordance entre la densité du zooplancton (des Ciliés notamment) et la charge en polluants organiques se manifeste dans la plupart des stations où les pollutions physique et chimique interfèrent avec la pollution organique et semble constituer un syndrome caractéristique des effets d'une pollution complexe et de son intensité.

b) Printemps (fig 10 et 11)

- Facteurs abiotiques

La charge polluante modérément élevée en cette saison subit une forte augmentation au niveau de la station 18. La D.C.O et la quantité de matières en suspension y sont deux fois plus élevées qu'au point 16. On constate d'autre part que les valeurs de la D.C.O. augmentent beaucoup plus rapidement que celles de la D.B.O., ce qui suppose une charge organique de moins en moins facilement dégradable.

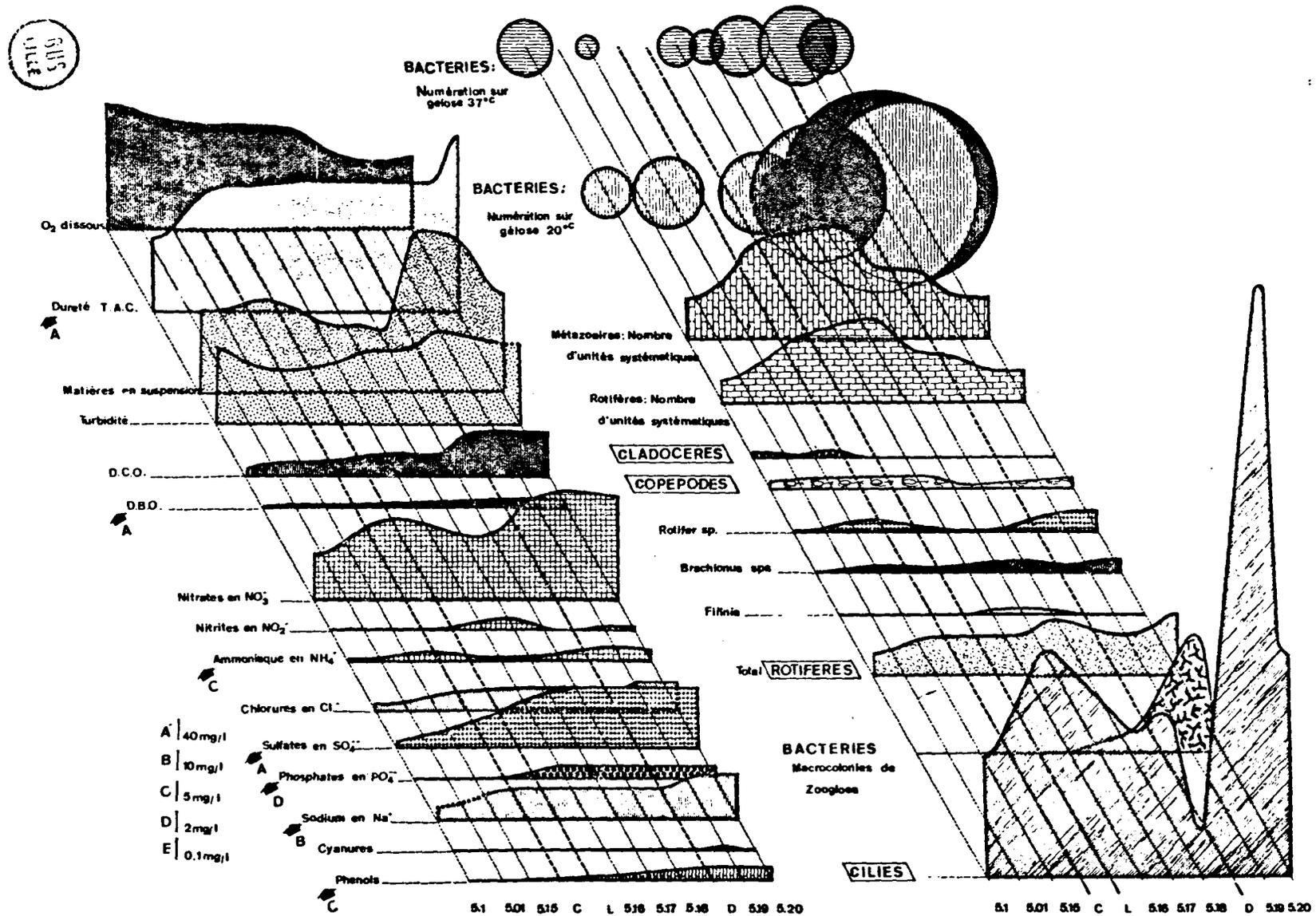


Fig. 10 : CANAL DE LA LYS (Mars 1970) : Profil physico-chimique et biologique.

Phénomène assez courant pour ce canal, le taux de l'ammoniaque, des chlorures, des sulfates et des phénols augmente assez progressivement de l'amont vers l'aval.

L'oxygénation du milieu est encore bonne, voire meilleure, que lors des prélèvements de Décembre mais accuse toujours une diminution progressive de l'amont vers l'aval. Les teneurs en oxygène dissous ne descendent pas en-dessous de 6 mg/l et ne sauraient constituer un facteur limitant pour les espèces communément rencontrées dans le zooplancton.

#### - Bactérioplancton

On constate d'amont en aval une augmentation progressive de la densité bactérienne avec une légère diminution à la station 19.

#### - Zooplancton

Sensiblement plus diversifié qu'en Décembre, ce plancton présente au niveau des grands groupes taxonomiques les mêmes caractéristiques que lors des précédents relevés. Les Ciliés constituent de 95 à 99,8 % du zooplancton. Les Cladocères et Calanidae disparaissent en aval mais sont rencontrés sur un secteur plus étendu que durant la saison froide (stations 1 à 16). Les Cyclopidae qui précédemment n'étaient plus retrouvés à la station 19 sont cette fois présents en toutes les stations. Leurs effectifs, comme ceux des Calanidae et des Cladocères demeurent néanmoins extrêmement faibles.

La faunule rotiférienne encore assez peu diversifiée présente des effectifs similaires à ceux des relevés de Décembre. Le pourcentage relatif des brachions et des Bdelloidae est toutefois plus faible.

La figure ci-après représente le degré de saprobité des diverses stations estimé en fonction des paramètres chimiques, bactériologiques (classes proposées par SLÁDEČEK, 1969) et biologique (en utilisant la formule de PANTLE et BUCH, 1956 et la "valence saprobique" des organismes répertoriée dans les listes d'indicateurs biologiques de SLÁDEČEK, 1973).

GILS  
LILLE

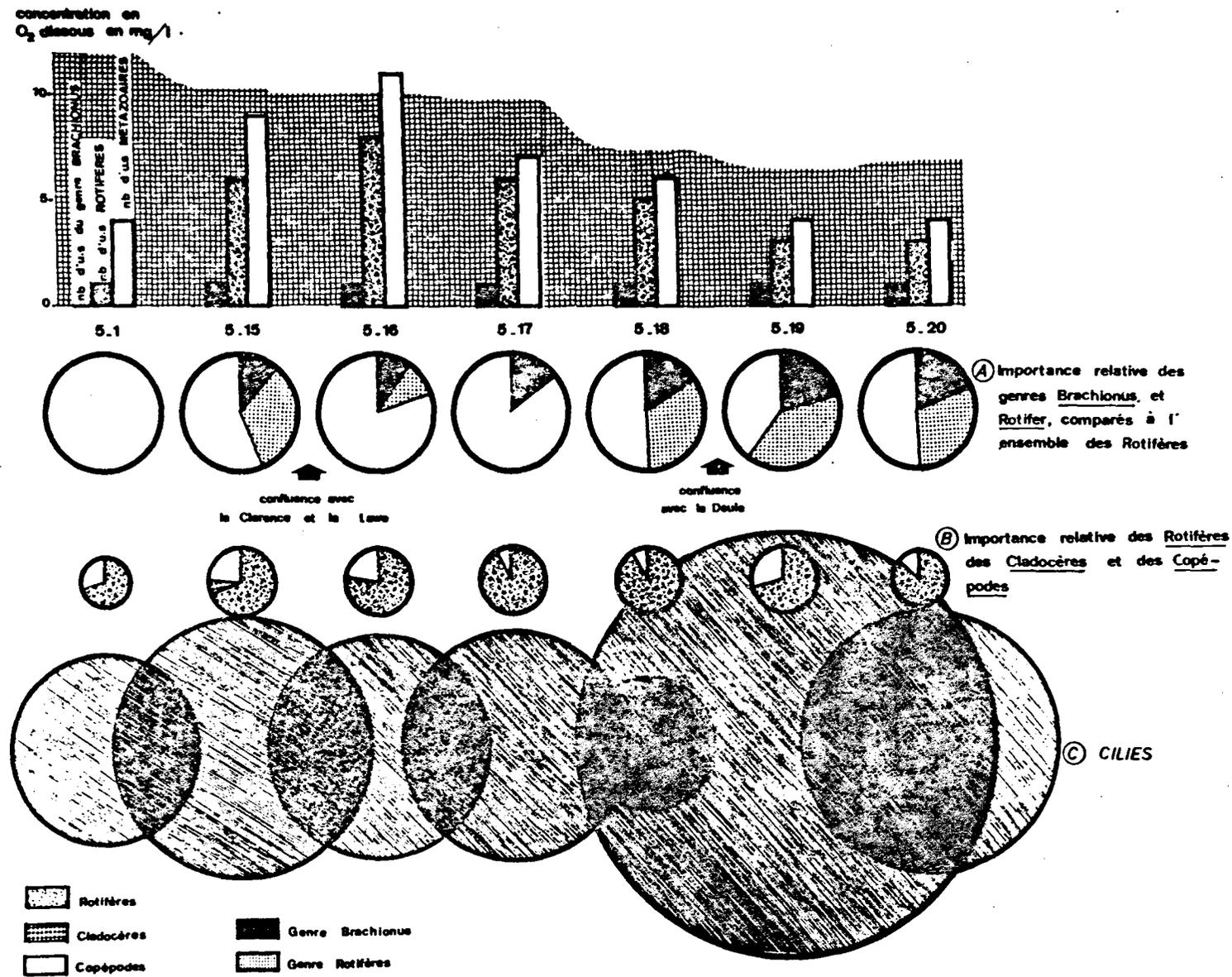
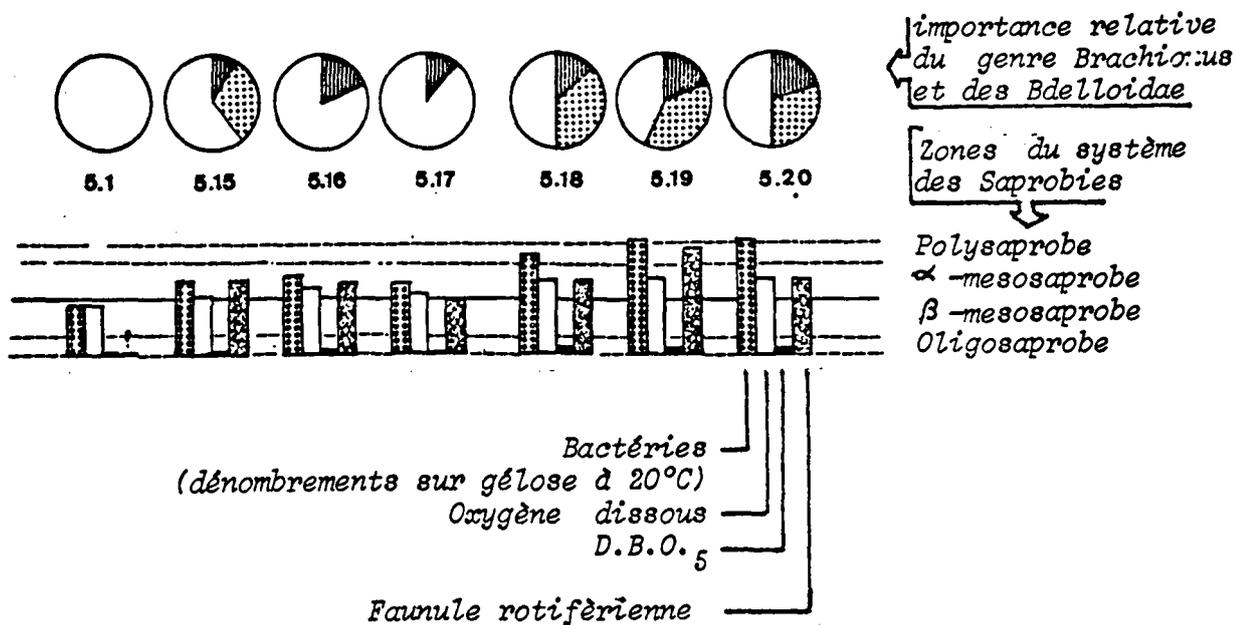


Fig. 11 : CANAL DE LA LYS (Mars 1970) : variations quantitatives des grands groupes taxonomiques du zooplancton et évolution comparée de la diversité spécifique (nombre d'unités systématiques).



Evaluation du degré de "saprobité" des diverses stations.

Ces valeurs sont relativement discordantes. Seules la densité bactérienne et la charge en D.B.O reflètent l'augmentation de la pollution. Le système des saprobies s'applique normalement à une pollution strictement organique or ici la pollution organique interfère avec une pollution physique et chimique qui peuvent en masquer les effets (cryptosaprobie).

Ces divergences de l'indice de saprobité obtenues pour les différents paramètres s'accroissent aux stations 18 et 19 et peuvent être considérées comme le reflet de l'influence de toxiques, ce que laissait présumer la relative pauvreté spécifique et quantitative du zooplancton.

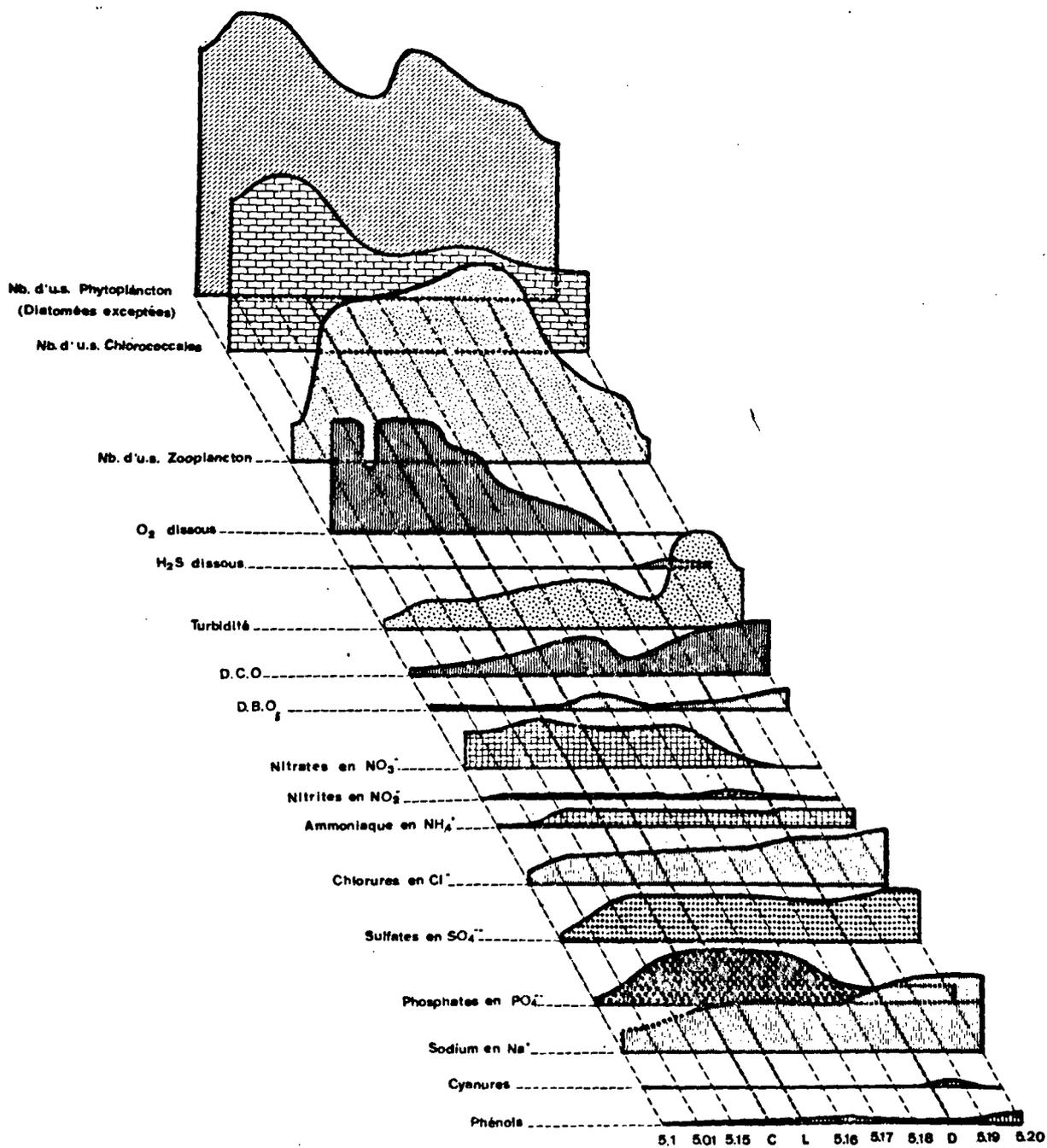


Fig. 12 : CANAL DE LA LYS (Juin 1970)

Evolution des composantes physicochimiques et de la diversité du plancton.

C) SAISON CHAUDE (fig. 12,13 et 14)

● Facteurs abiotiques

Durant la saison froide, la charge organique a une incidence limitée sur l'oxygénation des eaux de la Lys. En été par contre, l'activité biologique entraîne un important déficit en oxygène.

Il ne reste plus que 1,6 mg/l d'oxygène à la station 18 alors qu'aux deux dernières stations, seules quelques traces sont détectées lors du brassage de l'eau par les péniches (1).

L'hydrogène sulfuré est détecté à faible profondeur dans les dernières stations (estimation faite à l'aide de la trousse H.A.C.H.). Au point 19 la concentration en  $\text{SH}_2$  est de l'ordre de 5 ppm. Les nitrates sont complètement réduits à partir de la station 17. Le taux d'ammoniaque qui augmente progressivement atteint 6 ppm au point 19.

● Facteurs biotiques

- Bactérioplancton

La densité bactérienne augmente progressivement jusqu'au point 17 où elle s'infléchit pour croître à nouveau vers l'aval. Pour les germes dénombrés sur gélose à 20° C, on passe de  $10^4$   $\varphi$ /l à l'amont à  $10^7$   $\varphi$ /l à la station 19. Pour la station 20, la densité supérieure à  $10^7$  n'a pas pu être déterminée faute d'une dilution suffisante de l'échantillon.

- Phytoplancton

L'effectif le plus important est celui de très petites cellules de 1 à 2 microns supposées appartenir au genre Chroococcus et que l'on retrouve également en abondance dans le nanoplancton de la Deule. Sensiblement aussi nombreuses que les Diatomées à la première station, ces cellules voient leur densité augmenter progressivement pour atteindre à l'aval  $10^8$   $\varphi$ /l.

Les petits flagellés incolores sont beaucoup moins abondants que durant l'hiver. Jusqu'à la station 15, leurs effectifs atteignent à peine  $10^5$   $\varphi$ /l. Ils passent à  $10^7$   $\varphi$ /l dans les stations situées en aval.

La florule diatomique est dominée par les Pennatophycidées dont la densité augmente sensiblement vers l'aval ( $10^4$   $\varphi$ /l aux deux

---

(1) - Les variations de la tension d'oxygène consécutives aux turbulences causées par les péniches ont été mesurées à plusieurs reprises. Le passage d'une seule péniche peut entraîner une augmentation de 1,5 ppm d'oxygène. Cette augmentation dépend toutefois de la teneur initiale du milieu en oxygène dissous ou de sa charge éventuelle en substances réductrices.

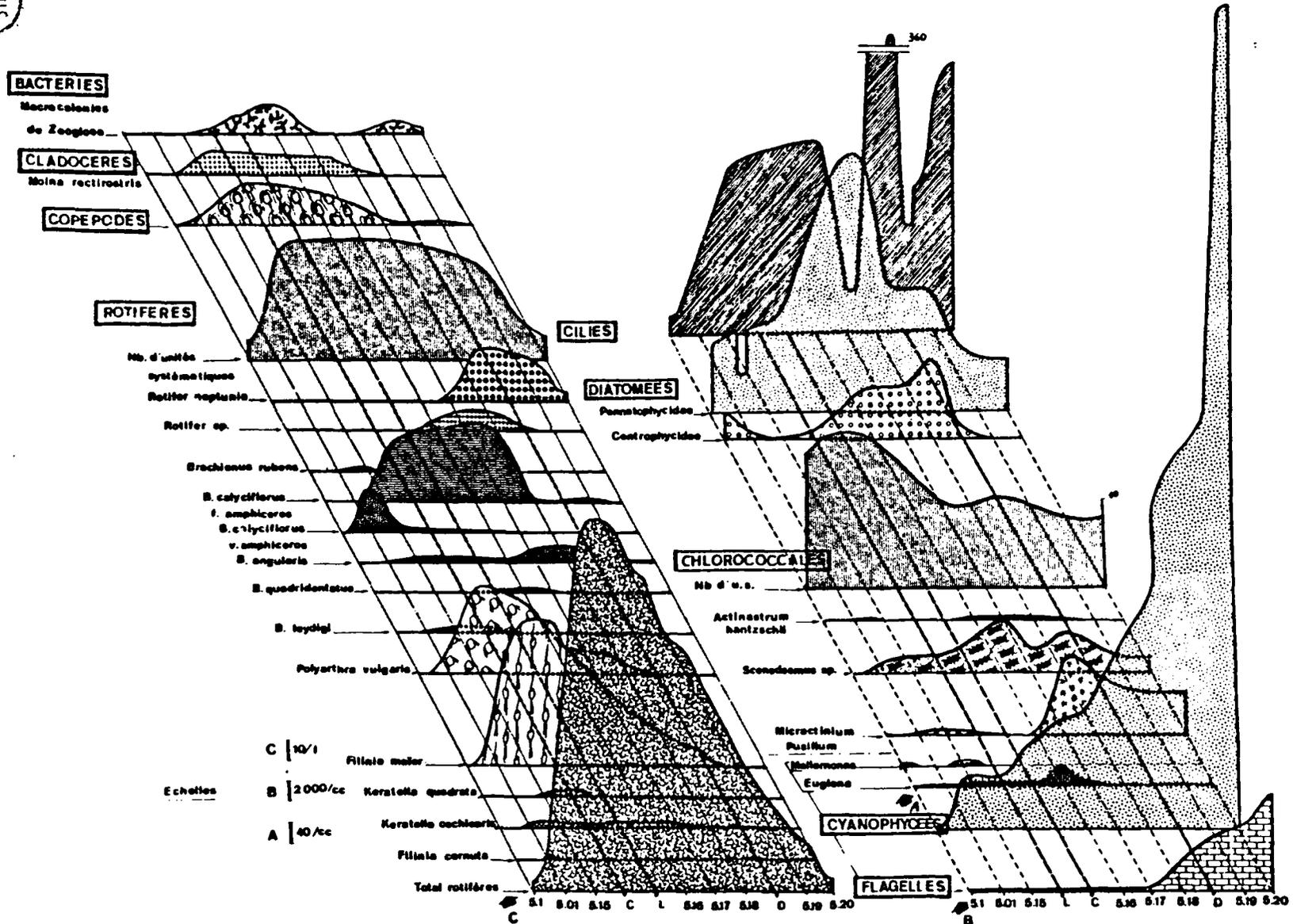


Fig. 13 : CANAL DE LA LYS (Juin 1970) : profil biologique.

premières stations,  $10^5$   $\varnothing$ /l en aval). Les Centrophycidae essentiellement représentées par le genre Stephanodiscus présentent un pic aux stations 16, 17 et 18 mais disparaissent à la dernière station.

Parmi les Chlorococcales, seuls les genres Scenedesmus et Micractinium sont bien représentés. Les colonies de Micractinium pusillum deviennent plus abondantes aux stations en aval du point 16 ( $10^5$   $\varnothing$ /l). Dans les stations suivantes, le nombre de cellules par colonies diminue et chez certaines les plastes présentent des altérations.

A partir de la station 18, le phytoplancton se trouve en mauvais état physiologique. Les coénobes de Pediastrum boryanum peu abondants, mais présents dans les pêches au filet des trois dernières stations présentaient presque tous des malformations. Il en allait de même des coénobes de Pediastrum biradiatum et P. clathratum amenés par la Deule à la station 20.

Les Volvocales sont très bien représentées aux deux avant dernières stations avec respectivement  $1,6 \times 10^6$   $\varnothing$ /l et  $10^5$   $\varnothing$ /l pour le genre Chlamydomonas alors qu'elles n'apparaissent que de façon sporadique aux autres points. Les Euglenophycées, moins abondantes, sont surtout développées en aval ( $10^5$   $\varnothing$ /l).

#### - Zooplancton

Contrairement aux échantillons récoltés à la saison froide et au printemps, ce zooplancton est dominé par la faunule rotiférienne jusqu'à la station 17. Les Ciliés ne relaient les Rotifères que dans les trois dernières stations.

Les Cladocères, essentiellement représentés par Moina rectirostris, voient croître leurs effectifs à la station 15 puis se raréfient pour disparaître au point 18. Les Copépodes sont également représentés sur un secteur plus important que durant la saison froide mais comme pour les récoltes de Mars, ils disparaissent à la station 19.

Les espèces rotifériennes les moins exigeantes sont encore en vie à la station 19 (brachions et bdelloïdes). On ne trouve plus que leurs cadavres à la station 20. En aval, les Ciliés (Vorticellidae et Paramecidae) constituent les seuls représentants vivants du monde animal. Oligoxybiontes ces Ciliés possèdent en outre une polluo-résistance plus élevée que celle des rotifères les plus tolérants. Ils présentent la même densité qu'aux stations précédentes (une centaine d'individus par litre, ce qui est très faible en regard de la nourriture bactérienne disponible).

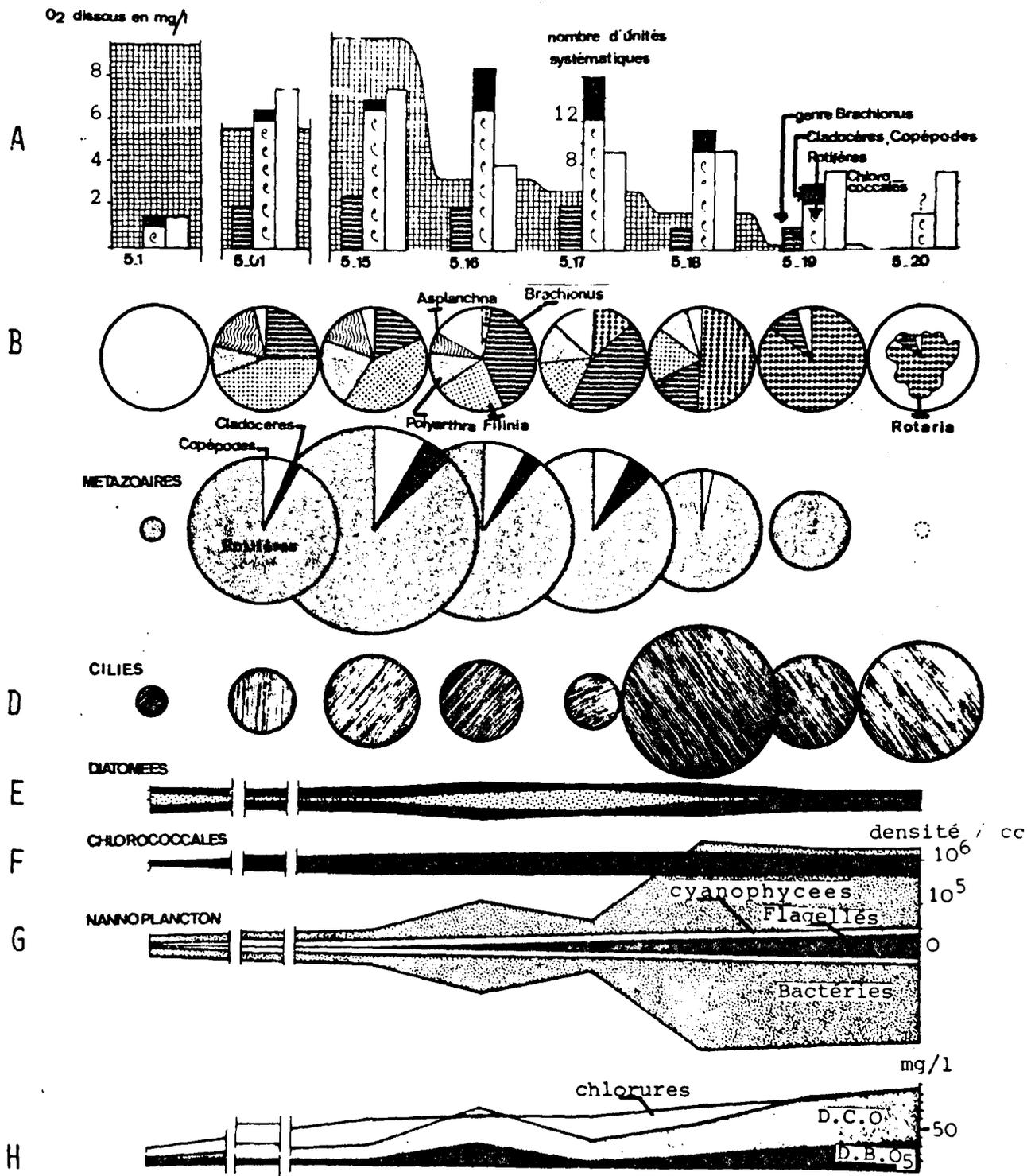
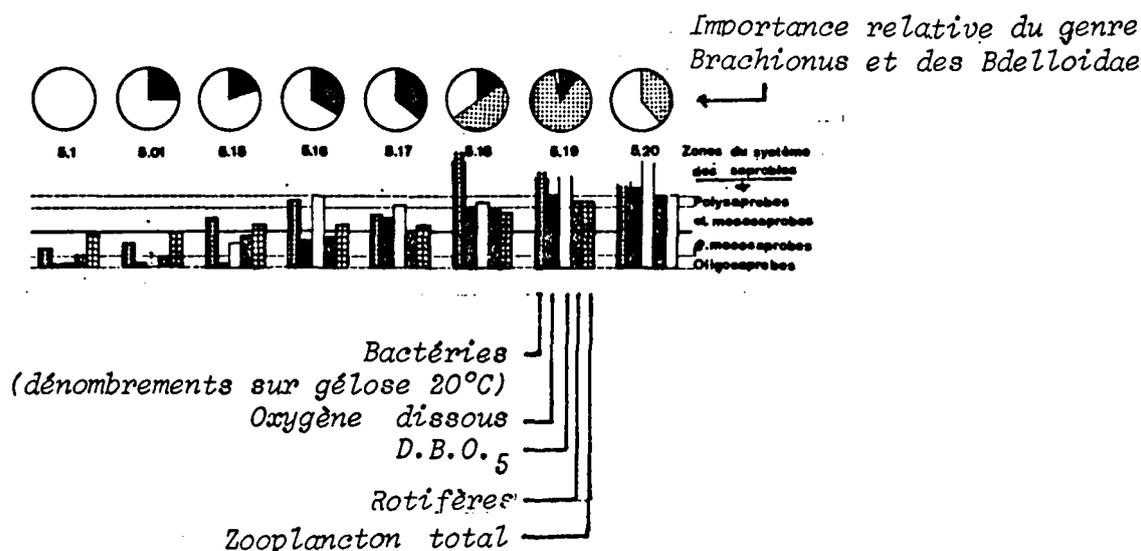


Fig . 14 : CANAL DE LA LYS (Juin 1970) : quelques aspects du profil biologique ;

- A : diversité du zooplancton ( nombre d'unités systématiques) et oxygène dissous.
- B : Pourcentage relatif des principaux genres rotifériens.
- C : Densité et pourcentage relatif des Rotifères, Cladocères et Copépodes. (le rayon des cercles est proportionnel à la racine carrée de la densité des organismes).
- D : densité des Ciliés ( même échelle que pour les métazoaires).
- E, F, G : Phyto et Bactérioplancton
- H : charge polluante appréciée par les mesures de chlorures, D.B.O5 et D.C.O.

SUS  
LILLE

Les valeurs relatives à l'indice de saprobité obtenu pour la densité bactérienne, l'oxygène dissous, la D.B.O<sub>5</sub>, les Rotifères et l'ensemble du zooplancton ont été reportées sur le graphique ci-dessous.



Evaluation du degré de "saprobité" des diverses stations.

Pour un même secteur, ces valeurs des indices de saprobité présentent encore des écarts assez sensibles, notamment aux stations 15 et 16, mais sont beaucoup moins discordants que pour les prélèvements du mois de Mars et reflètent davantage l'augmentation progressive du degré de pollution organique.

Nous constatons que le pourcentage relatif des brachions et des Bdelloïdes reflète assez bien l'évolution globale de la charge polluante. Ce qui avait déjà été observé sur le canal de Seclin. Les brachions et notamment Brachionus calyciflorus semblent jouir d'une polluorésistance très élevée surpassée par <sup>celle</sup> des Bdelloïdes. Ces derniers relaient progressivement les Brachions dans les stations où les concentrations en micro et macropolluants sont les plus fortes.

## C - PROFIL BIOLOGIQUE DU CANAL DE L'ESCAUT.

( fig 15 et 16 )

Les récoltes ont été effectuées durant une période très particulière pour ce canal.

Lorsque nous avons suivi cette campagne, une grève qui se prolongeait depuis une huitaine de jours bloquait toutes les péniches. Le trafic pratiquement nul permettait la décantation de la charge en matières en suspension, favorisant l'autoépuration et le développement du plancton. Ce profil est assez peu représentatif des conditions ambiantes régnant habituellement sur l'Escaut mais il est cependant intéressant de voir en absence de toutes perturbations physiques, quels sont les effets des rejets urbains et industriels sur le plancton d'un canal.

### - Facteurs abiotiques

#### . Charge organique

Très modérée aux stations situées en amont de Denain, cette charge atteint 10 mg/l en aval. Cette pollution organique sérieuse est relativement faible en comparaison des charges trouvées dans la basse Lys ou dans la Deule. D'après les données communiquées par l'Agence de Bassin Artois-Picardie, la charge polluante de l'Escaut est toujours assez modérée et la D.B.O<sub>5</sub> ne dépasse guère 15 mg.

Il semblerait d'autre part que le rapport D.B.O<sub>5</sub>/D.C.O reste relativement élevé (supérieur à 1/3), ce qui laisse supposer que les substances organiques déversées dans ce canal sont relativement dégradables.

#### . Oxygène dissous

Bien oxygéné jusqu'à Denain, l'Escaut ne contient plus que quelques ppm d'oxygène à l'aval. Ces faibles tensions qui ne descendent pas en-dessous de 2,5 ppm ne devraient cependant pas constituer un facteur limitant pour les espèces communes aux milieux eutrophes.

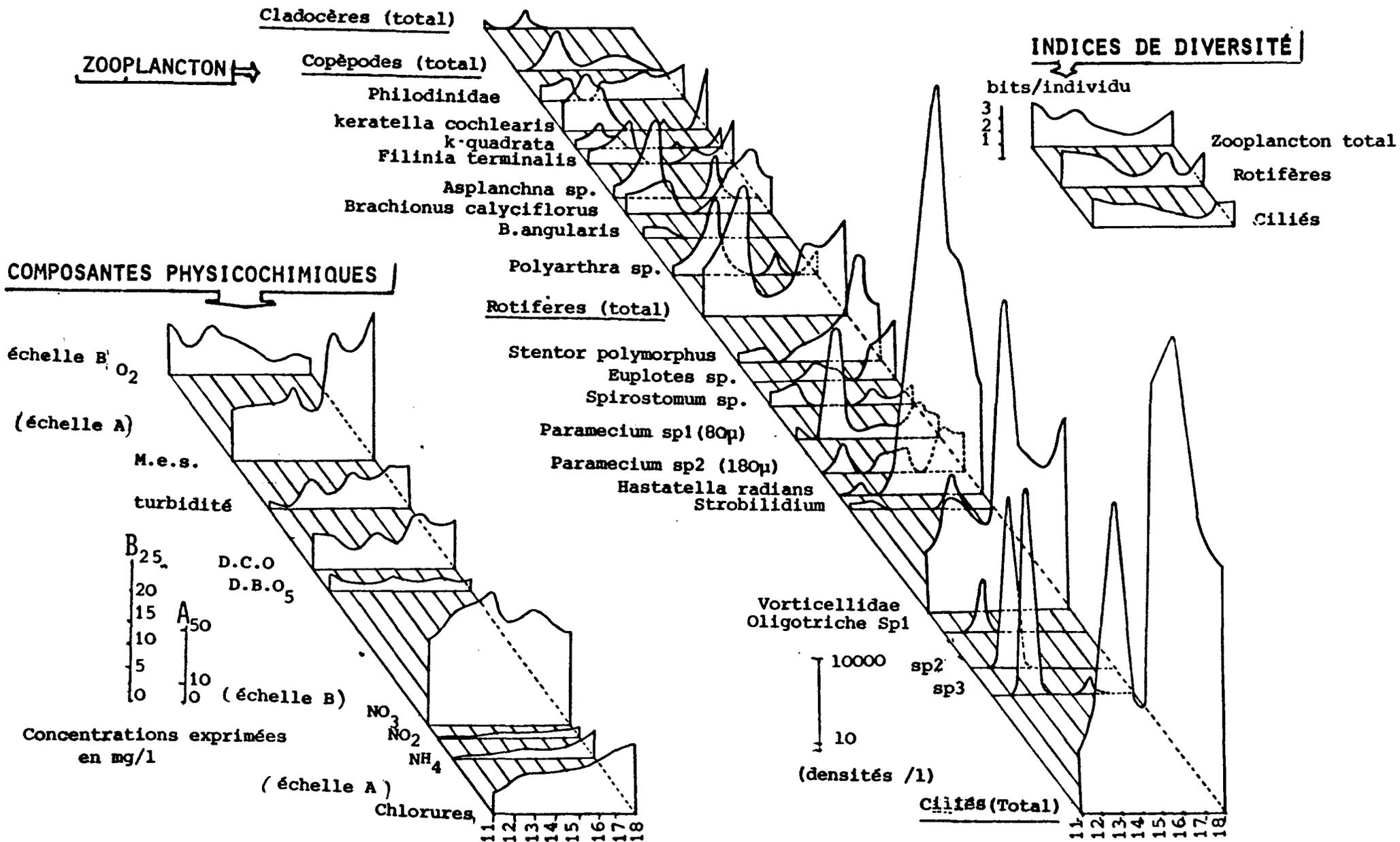


Fig. 15 : CANAL DE L'ESCAUT (Juin 1973) : profil physico-chimique et biologique



. L'azote minéral

Les teneurs en nitrates de l'ordre de 20 ppm sont sensiblement les mêmes en toutes stations alors que le taux des nitrites et de l'ammoniaque très modéré en amont (0,2 ppm) augmente progressivement pour atteindre respectivement à l'aval 1,7 et 7,7 ppm.

. Les chlorures

Leur taux passe très progressivement de 16 à 54 ppm, valeurs qui demeurent relativement faibles par rapport à celles relevées sur les autres canaux.

Dans l'ensemble l'influence des rejets polluants semble avoir été assez discrète durant cette période où l'Escaut échappait à la remise en suspension des sédiments.

- Facteurs biotiques

Nous sommes en présence d'un zooplancton à Ciliés dont les effectifs dominent très fortement ceux des Métazoaires. En individus, la richesse de ce plancton est de beaucoup supérieure à celle que nous trouvons dans le Canal de Seclin ou dans les stations de la Lys (3 à 10 fois plus de Rotifères, 10 à 40 fois plus de Ciliés).

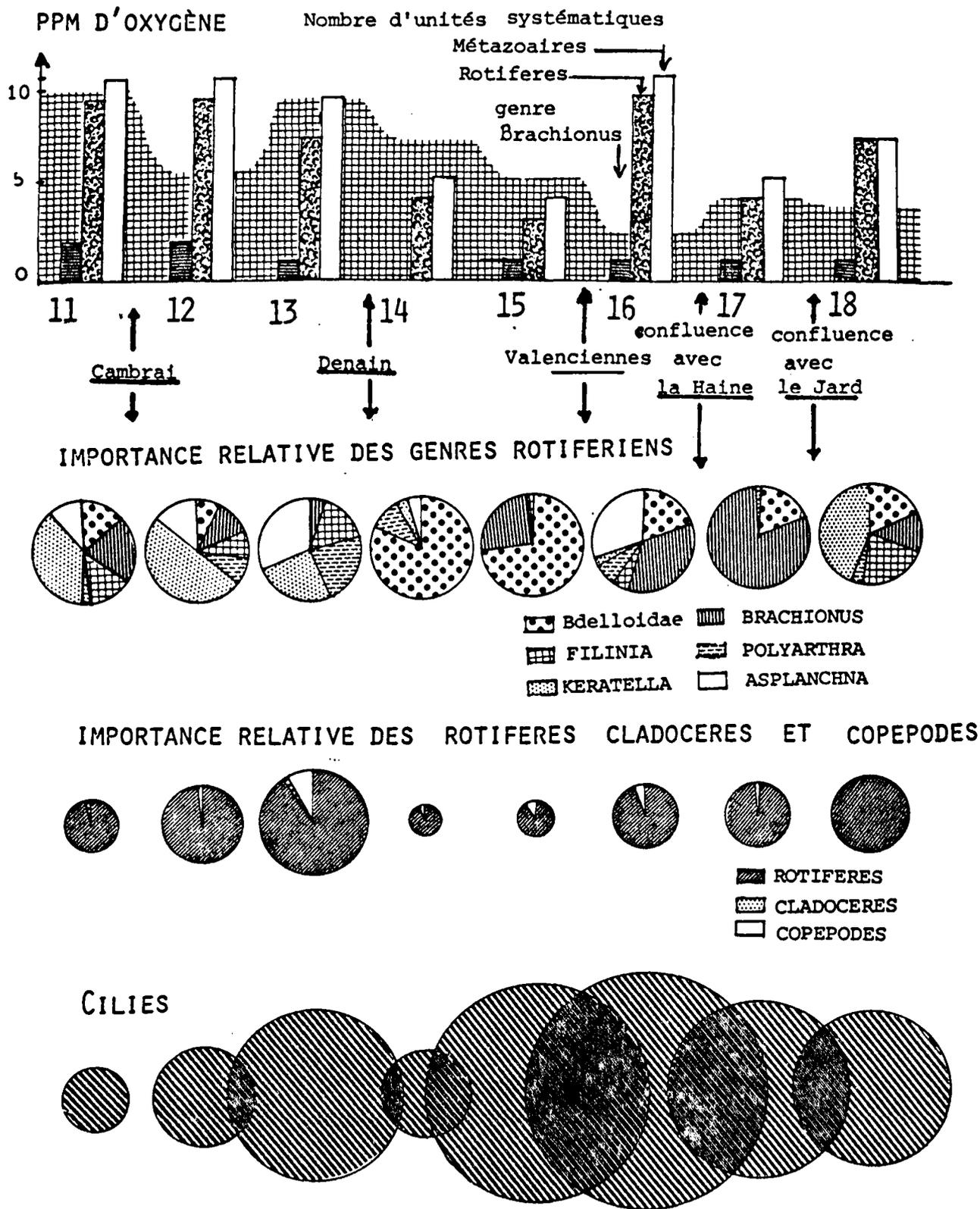
Ciliés et Rotifères voient leur densité s'élever progressivement de la station 11 à la station 13, pour diminuer brusquement en aval des effluents de Denain (on passe respectivement de 2 000 à 50 individus par litre pour les Rotifères et de 20 000 à 1 000 individus/l pour les Ciliés). Puis les effectifs des Rotifères croissent à nouveau très progressivement pour atteindre 1 250 individus/l en aval. Les Ciliés présentent une brusque augmentation entre la station 14 et la station 15 (passant de 1 000 à près de 40 000 individus par l). Ils diminuent ensuite sensiblement jusqu'à 10 000 individus/l à l'aval.

. Les Ciliés

Exception faite du genre Paramecium très abondant en eau profonde à la station 13 (1 600 C/1), les Ciliés les plus communs appartiennent essentiellement aux Vorticellidae et aux Strobilididae. Dominantes à l'amont et bien que très abondantes dans les stations suivantes, les espèces du genre Vorticella sont progressivement dépassées en nombre par Hastatella radians (dont les populations atteignent de 6 à 20 000  $\varnothing$ /1 en aval de Valenciennes) et par plusieurs espèces de Strobilididae à la station 13. Beaucoup moins nombreux mais comparativement de très grande taille, les Euplotidae voient s'accroître leurs populations de l'aval de Denain à la dernière station. Les Ciliés du genre Metopus (caractéristiques du sapropèle) sont représentés à raison de quelques individus à la station 12 alors qu'ils apparaissent en nombre beaucoup plus important dans les trois dernières stations. Ces excellents indicateurs biologiques (BICK 1957) que l'on rencontre exclusivement dans les eaux réductrices, ne furent jamais trouvés dans le plancton des autres canaux (alors qu'ils apparaissent dans les bassins de lagunage). Vivant normalement dans la zone tropholytique profonde ou dans les milieux fortement chargés en matière organique, les Ciliés du genre Metopus sont parfaitement adaptés aux fortes concentrations en  $\text{SH}_2$  et  $\text{NH}_4$ , ils semblent néanmoins bien peu résistants aux pollutions complexes sévissant sur les canaux.

Ce plancton observé en une période où le trafic fluvial était arrêté diffère passablement en nature et en densité de ce que nous avons rencontré sur les autres canaux mais offre de très grandes similitudes avec celui des eaux de la Lys après leur décantation dans le Bassin des Près Duhem (cf. 2ème partie de ce mémoire).

Si la détermination des Ciliés n'a pas été poussée jusqu'à l'espèce, les densités des cellules morphologiquement distinctes ont toutes été notées. La diversité spécifique a par suite pu être calculée à partir de la formule de SHANNON. Egale à 2,4 en amont, cette diversité diminue progressivement jusqu'à la station 16 (1,1 bits/individu) pour augmenter ensuite très sensiblement jusqu'à l'aval (2 bits/individu).



(Les diamètres des cercles sont proportionels à la racine cubique de la densité des organismes).



Fig. 16 : CANAL DE L'ESCAUT (Juin 1973) :

Evolution de la diversité du zooplancton ( nombre d'unités systématiques ), de l'importance relative des genres rotifériens et des grands groupes taxonomiques.

. Les Métazoaires.

Les Cladocères essentiellement représentés par Bosmina longirostris ne sont abondants (30 individus par litre) qu'à la station 13 puis disparaissent en aval. Les Copépodes également abondants à la station 13 (170 individus/l) voient leur population s'appauvrir en aval de Denain (2 à 3 individus/l) et croître à nouveau à la station 16, puis disparaître totalement à la station 18.

Les Rotifères relativement variés en amont (diversité = 2.8bits/Ind.) s'appauvrissent en nombre et en espèces à l'aval de Denain puis leur population initiale se restaure progressivement à mesure que l'on approche de la station 16 (augmentation du nombre d'individus et de la diversité spécifique). En aval, leur densité continue à croître mais la diversité spécifique chute à nouveau après la confluence avec les eaux très polluées de la Haine, pour retrouver finalement sa valeur initiale en aval de la confluence avec le Jard. Il semble en effet qu'en absence de toute perturbation physique par les péniches l'autoépuration se manifeste assez rapidement permettant une certaine restauration de la qualité des eaux au point 18.

On constate, comme pour les autres canaux, que les traumatismes infligés aux organismes se répercutent au niveau de la composition de la faunule rotiférienne par l'augmentation du pourcentage relatif des formes les plus tolérantes et spécialement les genres Bdelloïdae Filinia et Brachionus.

En aval de Denain puis de Valenciennes, le pourcentage relatif des Bdelloïdae et des Brachions augmente brusquement pour diminuer à nouveau en amont de la confluence avec la Haine où les eaux polluées venant de Belgique se répercutent à nouveau sur le plancton rotiférien. A la station 17, Brachions et Bdelloïdae dominent les autres Métazoaires.

Au niveau de la dernière station, l'autoépuration a semble-t-il pu se manifester (charge organique sensiblement plus faible) et les espèces dont la polluosensibilité semble moindre que celle des Brachions et Bdelloïdae viennent à nouveau relayer ces derniers.

## D - PROFIL BIOLOGIQUE DU CANAL DE LA DEULE.

(fig 17,18 et 19

### - Facteurs abiotiques

Ce canal présente les conditions ambiantes les plus défavorables à la vie.

#### . Oxygène et Hydrogène sulfuré

Les tensions d'oxygène sont extrêmement basses en toutes les stations (moins de 1,5 ppm). (Notons que les valeurs reportées sur le graphique des figures 17 ou 19 sont celles mesurées en surface. A un mètre de profondeur, on ne trouve plus aucune trace d'O<sub>2</sub>. L'hydrogène sulfuré est détecté en quantité importante dans les deux stations de l'aval où l'on trouve de 2 à 5 mg/l selon la profondeur. Dans ces stations, malgré un trafic intense, l'oxygène apporté par le passage des péniches ne compense pas la demande biochimique et se voit instantanément consommé par ce milieu réducteur. A l'amont, les conditions semblent être un peu moins mauvaises et le trafic des péniches permet de maintenir (au moins dans la journée) une oxygénation qui, bien que très basse, ne devrait pas constituer un facteur limitant pour le développement des espèces planctoniques les plus communes (comme cela a pu être constaté dans les bassins pilotes).

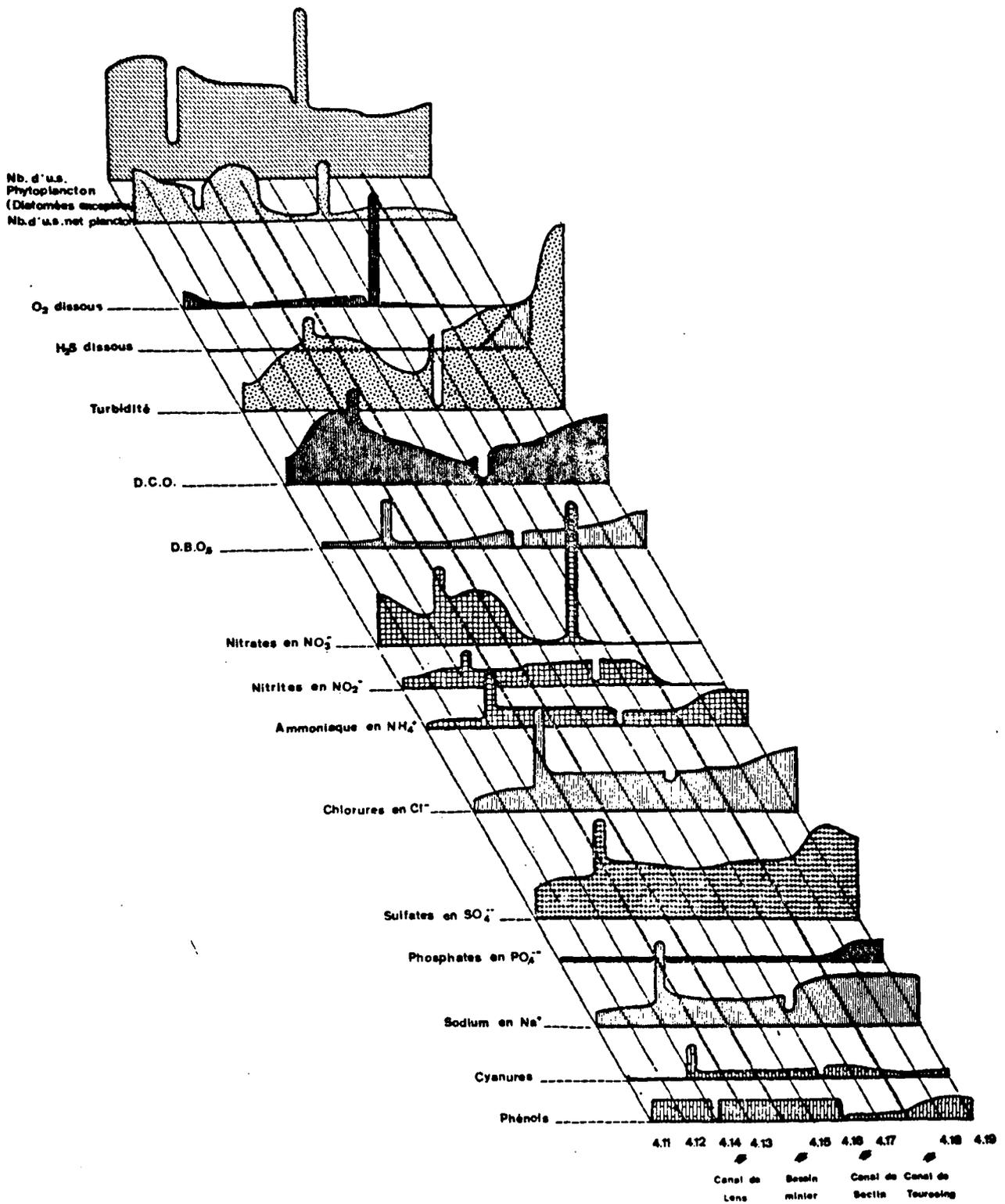


Fig. 17 : CANAL DE LA DEULE (Juin 1970) : Profil physico-chimique.



. D.B.O<sub>5</sub>, D.C.O

Pour les stations situées sur la Deule, la D.B.O<sub>5</sub> passe progressivement de 11 mg d'O<sub>2</sub>/l à 55 mg (selon SLÁDEČEK, 1969, de telles concentrations caractérisent un degré de saprobité proche de isosaprobité). La plus forte charge en D.B.O<sub>5</sub> est trouvée à la station située sur le Canal de Lens (90 mg/l d'O<sub>2</sub>). Le rapport D.B.O/D.C.O demeure extrêmement faible aux stations 4-11, 4-12 et 4-13, ce qui laisse supposer une très faible biodégradabilité des substances déversées dans ce secteur du bassin minier (l'examen microscopique du trypton révèle effectivement la présence de très nombreuses particules de charbon et de cendres). Le rapport D.B.O/D.C.O est trois fois plus élevé que dans les stations situées en aval de la ville de Seclin.

. Formes d'azote

Les concentrations en nitrates sont relativement élevées jusqu'à la station 4-15 (amont de la ville de Seclin). En aval, le milieu devient trop réducteur pour que l'on puisse trouver l'azote minéral sous sa forme la plus oxydée. Les nitrites présents en quantité importante (2 à 6 ppm) jusqu'au point 17, sont totalement réduits dans les deux dernières stations. Les plus fortes concentrations d'ammoniaque sont trouvées dans le Canal de Lens (12,5 ppm). D'après ce que nous avons pu constater dans les bassins pilotes, ces teneurs en ammoniaque ne constitueraient pas forcément un facteur limitant pour le développement des espèces très tolérantes qui colonisent les canaux du Nord.

. Sulfates, Chlorures

Ces paramètres voient généralement leurs valeurs augmenter parallèlement à la pollution globale du milieu. Sur les stations de la Deule, on passe progressivement de 22 ppm à 110 ppm de chlorures et de 50 à 144 ppm de sulfates. Ces derniers présentent un pic pour la station située sur le canal de Lens et l'avant dernière station de la Deule.



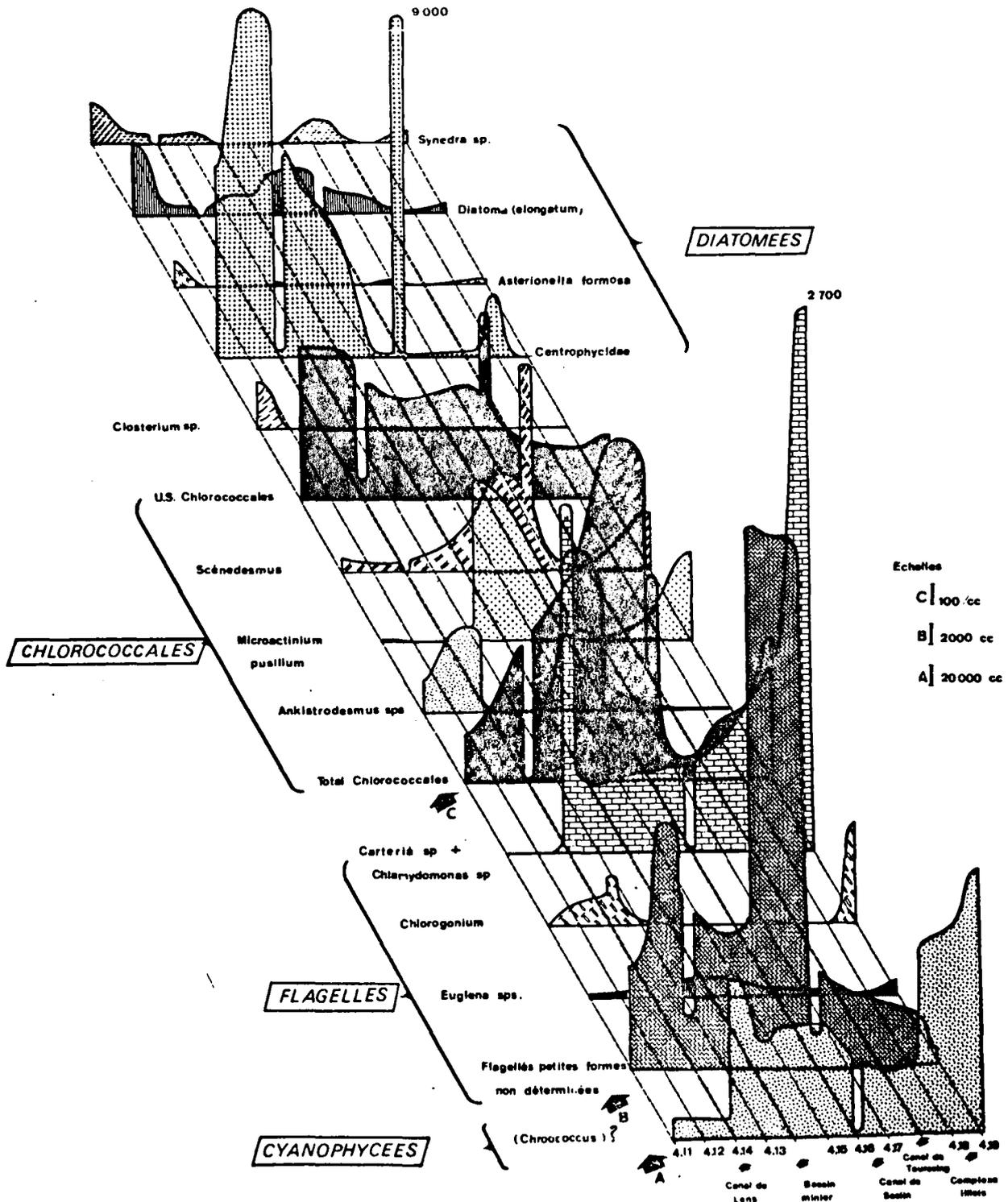


Fig. 18 : CANAL DE LA DEULE (Juin 1970)



Profil biologique (Phytoplancton)

### . Micropolluants

Seuls les cyanures, le fluor et les phénols ont été recherchés. Si le fluor n'est détecté que dans les deux dernières stations de l'aval (0,2 ppm), les cyanures et les phénols sont, par contre, trouvés dans toutes les stations de la Deule. Le taux le plus élevé est rencontré dans la station du canal de Lens (0,15 ppm).

### - Facteurs biotiques

#### . Bactérioplancton

La densité des germes dénombrés directement sous microscope ou après culture sur gélose à 20° C est de l'ordre de  $10^6$  à  $10^7$  (alors que dans les eaux moins chargées en polluants, les dénombrements sur gélose nutritive ne permettent généralement le développement que d'une faible partie de la flore bactérienne).

Ces densités élevées ne varient pas de façon significative entre les diverses stations de la Deule et du canal de Lens. Si l'on se réfère à SLÁDEČEK, 1969, les valeurs obtenues pour les dénombrements sur gélose sont celles d'une eau polysaprobe.

#### . Phytoplancton

Il est extrêmement délicat d'interpréter les fluctuations des espèces dominantes qui diffèrent très fortement d'une station à une autre. Comme pour la Lys, les petites cellules supposées appartenir au genre Chroococcus constituent en effectif les algues dominantes avec de  $10^7$  à  $10^8$   $\varphi$ /l. Leur densité présente un pic au niveau du canal de Lens et augmente très sensiblement de l'amont vers l'aval. Sur la Deule : les petits flagellés incolores ont des effectifs similaires à ceux rencontrés sur la Lys (les densités maximales de  $1,3 \times 10^7$  à  $5 \times 10^7$   $\varphi$ /l correspondent aux stations 4-12, 4-13 et 4-15).

Pour les autres algues, les proliférations de l'une ou l'autre espèce dominante étant localisées à une ou deux stations, il n'est guère possible d'établir une relation entre l'augmentation de la pollution et les variations quantitatives de ces organismes.

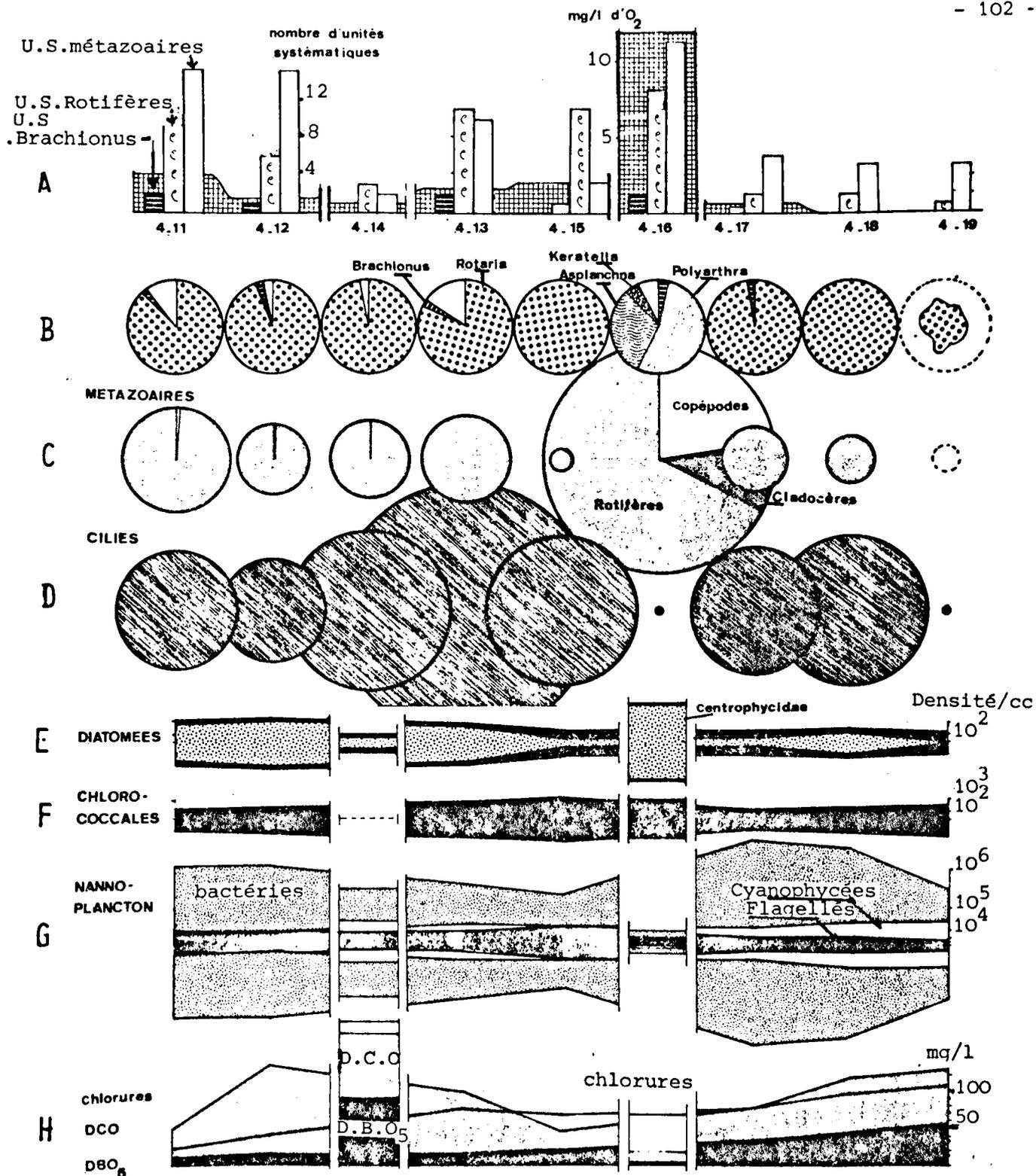


Fig.19 : CANAL DE LA DEULE (Juin 1970) : caractéristiques du profil biologique

- A : diversité du zooplancton (nombre d'unités systématiques) et oxygène dissous.
- B : pourcentage relatif des principaux genres rotifériens.
- C : densité et pourcentage relatif des Rotifères, Cladocères et Copépodes. (le rayon des cercles est proportionnel à la racine carrée de la densité des organismes).
- D : densité des Ciliés (même échelle que pour les métazoaires)
- E, F, G : phyto et bactérioplancton
- H : Charge polluante appréciée par les mesures de chlorures, D.B.O<sub>5</sub> et D.C.O.



L'influence des toxiques qui pourrait être amplifiée par les fortes teneurs en ammoniacque et les très faibles tensions d'oxygène apparaît ici comme le facteur déterminant capable de favoriser spécifiquement les quelques espèces dont la polluosensibilité à un cocktail donné de toxique est la plus faible.

Les eaux extrêmement dégradées de la Deule possèdent un phytoplancton certes extrêmement pauvre en espèces mais dont la densité d'individus est relativement importante.

Les associations à Volvocales qui caractérisent des eaux polytrophes offraient des densités de  $10^6$  à  $10^8$   $\varphi$ /l dans les stations les plus polluées du bassin pilote des Près Duhem. Dans la station du canal de Lens, malgré la présence en forte concentration de micropolluants (notamment des cyanures), les Volvocales sont représentées par trois espèces (Chlorogonium sp nettement dominant, Carteria sp, Chlamydomonas sp.) à raison de  $10^6$   $\varphi$ /l. Ce plancton très pauvre en espèces possède, malgré l'extrême dégradation de la qualité de l'eau, un effectif encore relativement important.

#### . Zooplancton

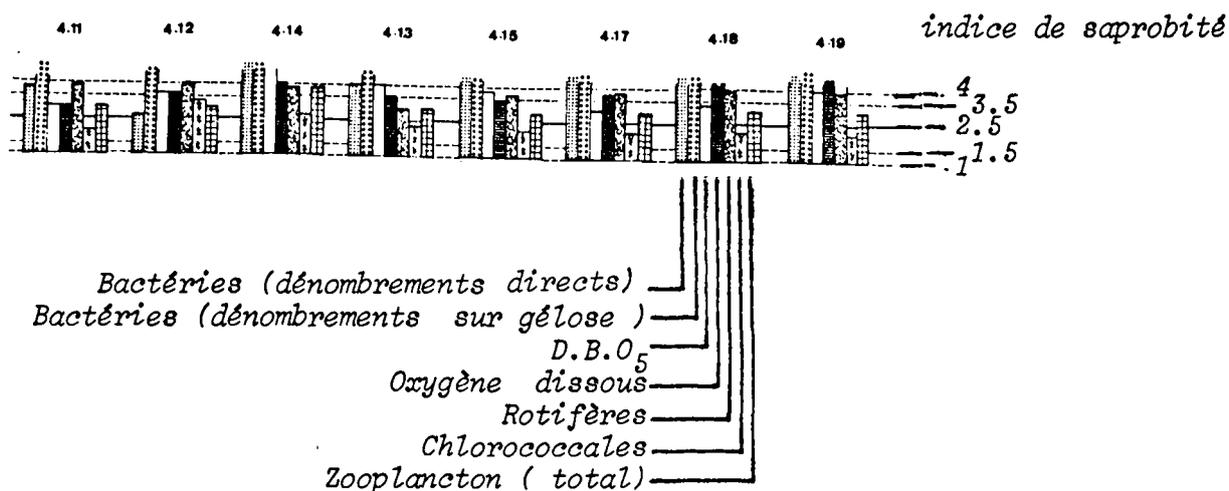
Malgré les très mauvaises conditions ambiantes, on trouve encore dans la Deule un plancton à Ciliés et Rotifères. Les densités de Ciliés (quelques centaines/l) sont assez comparables à celles trouvées dans les stations de la haute Lys bien que la charge organique soit<sup>14</sup> beaucoup plus élevée.

Les Cladocères n'ont pas été rencontrés (1), les Copépodes essentiellement représentés par des Cyclopidae ne sont trouvés en petits effectifs que dans les stations de l'amont.

Pour la faunule rotiférienne, on rencontre à l'amont quelques individus des espèces communément trouvées dans les secteurs les plus touchés par les polluants : Brachionus calyciflorus, B. angularis, Filinia terminalis, Asplanchna sp. mais ce sont les Bdelloidae qui dominent en toutes les stations.

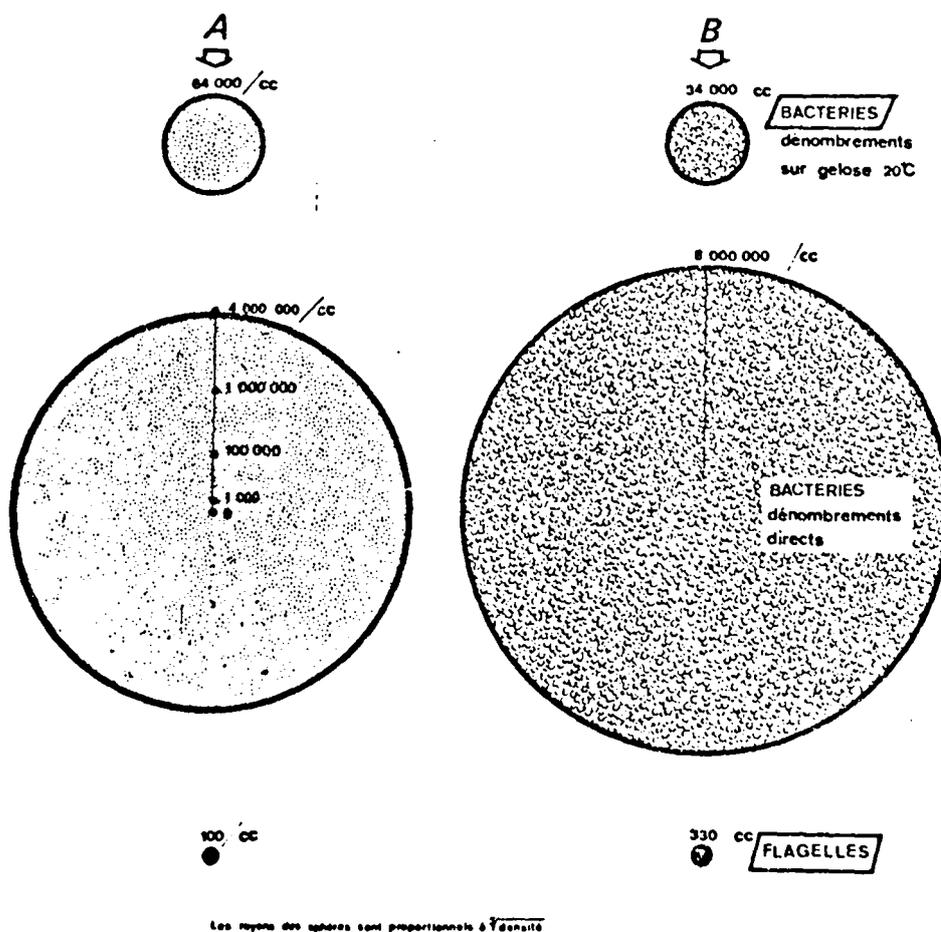
---

(1) - En fait Daphnia magna se développe dans les eaux de la Deule à proximité des stations 4-14, 4-15 durant le mois d'Août lors de la fermeture de nombreuses usines : c'est semble-t-il pour la Deule la seule période durant laquelle l'autoépuration peut se manifester de façon significative.



Estimation de l'indice de "saprobité" pour les diverses stations

Sur le graphique ci-dessus, sont représentées les valeurs de l'indice de saprobité obtenues respectivement à partir de la densité bactérienne (méthode directe et dénombrements sur gélose), de la D.B.O<sub>5</sub>, de l'oxygène dissous, des Rotifères, des Chlorococcales et de l'ensemble du zooplancton. Tous les secteurs étudiés présentent une pollution extrêmement sévère. Dès le premier secteur (4-11), la pollution atteint un degré équivalent à l'alpha-mésosaprobité voire la polysaprobité. On notera cependant que les valeurs obtenues pour les principaux paramètres sont bien plus discordantes que pour les eaux de la Lys. L'influence des micropolluants drainés au cours de la traversée du bassin minier rend difficile l'estimation du degré de pollution à partir des critères retenus par le système des saprobies.



5115  
LILLE

Fig. 20 : ETANG DU HAMELET (Aout 1970)

Densité du bactérioplancton et du phytoplancton hétérotrophe dans un milieu modérément eutrophe échappant à une pollution exogène .

A = station située en pleine eau.

B = station située au niveau d'un herbier.

### III - COMPARAISON DES CARACTERISTIQUES DU PLANCTON DES CANAUX AVEC CELLES DE BIOTOPES EXCLUSIVEMENT INFLUENCES PAR UNE POLLUTION NATURELLE.

#### A - ASSOCIATIONS PLANCTONIQUES D'UN ÉTANG MODÉRÉMENT EUTROPHE

(fig.20,21et 22)

##### - Facteurs abiotiques

Contrairement aux biotopes que nous venons de décrire, ce milieu présente des charges organiques (D.B.O, D.C.O) extrêmement faibles respectivement 2 et 3 mg/l pour la station située en pleine eau alors qu'au niveau des macrophytes, ces valeurs atteignent 8 et 10 mg/l. Les matières organiques sont en outre très biodégradables (rapport D.B.O/D.C.O élevé).

Le milieu jouit d'une très bonne oxygénation (96 % de la saturation en pleine eau et sursaturation très sensible au niveau des macrophytes : 114 %).

Comparativement aux diverses stations étudiées sur les canaux, les teneurs en nitrates (4 ppm) sont excessivement basses. Pour la haute Lys, le taux des nitrates atteint déjà 11 à 16 ppm alors que pour le canal de Seclin, seule la station située près des sources contient de 5 à 8 ppm. Dans les autres secteurs suffisamment oxygénés, il est courant de trouver plusieurs dizaines de ppm de nitrates.

Le titre alcalimétrique (T.A.C.) de l'étang (130 mg/l) est, par contre similaire à celui mesuré en amont des canaux de Seclin ou de la Lys (140 à 150 mg/l), alors que les plus fortes valeurs reportées pour la Deule ne dépassent pas 35 mg/l.

##### - Bactérioplancton

Les résultats des dénombrements directs et des estimations obtenues par culture sur gélose nutritive, qui étaient similaires pour les stations fortement polluées (cas notamment de la Deule), diffèrent ici de plusieurs ordres de grandeur. La première technique donne une estimation de  $10^6$  à  $10^7$  cell./cc, alors que l'on trouve une densité de  $10^4$  cell/ cc avec la seconde. Cet énorme écart entre les résultats des deux techniques recoupe les observations de PERSOONE (loc. cit) qui estime que la gélose nutritive ne permet souvent que le développement de 0.1 à 10% des germes totaux.

Ces densités bactériennes s'avèrent être plus faibles de deux à trois ordre de grandeur que celles observées dans le canal de Seclin ou dans les autres canaux.

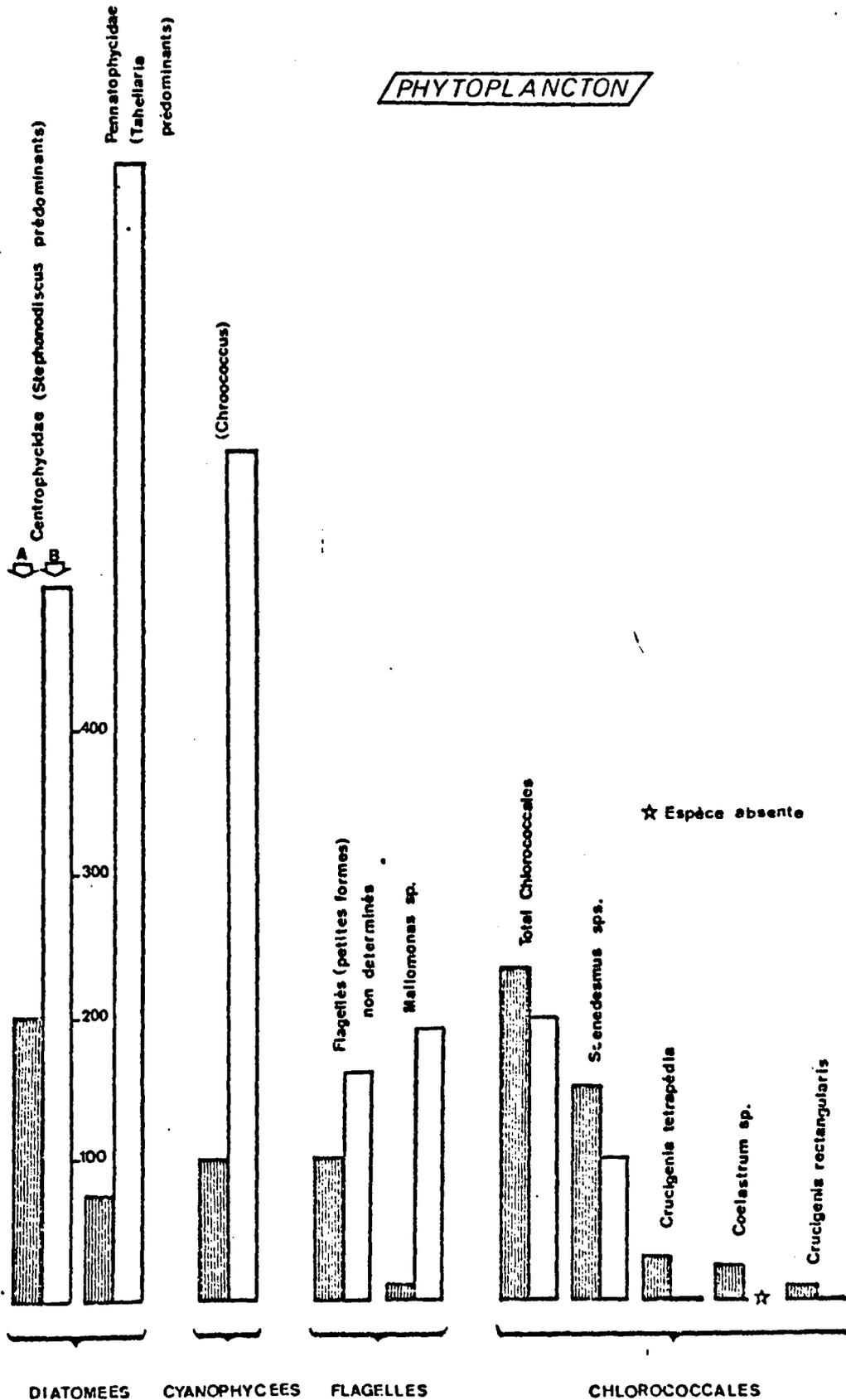
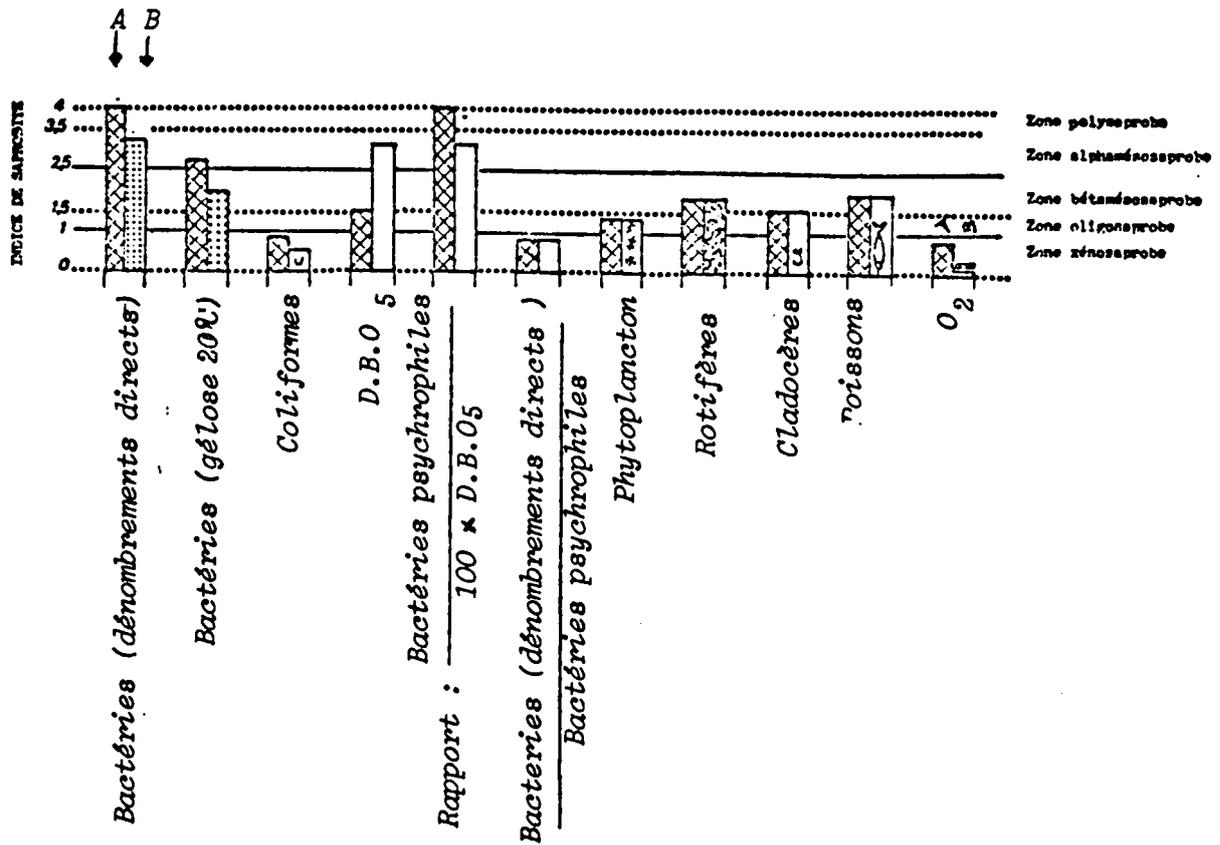


Fig. 21 : ETANGS DU HAMELET (Aout 1970)

Importance relative des principaux groupes d'algues dans un milieu modérément eutrophe échappant à toute contamination par des eaux usées d'origine domestique ou industrielle.

- A = station située en pleine eau.
- B = station située au niveau d'un herbier



Indices de "saprobité" estimés pour divers paramètres (stations A et B)

La plupart des paramètres physico-chimiques et biologiques correspondent à une eau oligo-betamesosaprobe. Toutefois, les valeurs obtenues à partir de la D.B.O<sub>5</sub> pour l'herbier et les dénombrements directs de bactéries sont relativement élevés.

- Phytoplancton

. Les Bacillariophycés

Les Centrophycidae avec le genre Stephanodiscus dominent très nettement le phytoplancton, phénomène que nous avons pu constater dans les secteurs les moins pollués des canaux. Toutefois, dans le cas de l'étang, la densité de ces algues reste inférieure à  $10^6$   $\mu$ /l alors qu'elle atteint et dépasse  $10^7$   $\mu$ /l dans les stations les plus saines du canal de Seclin.

. Les petits Flagellés

Particularité intéressante de ce plancton, les Chrysophycées représentent avec le genre Mallomonas 10 % des Flagellés rencontrés en pleine eau, 54 % de ceux trouvés dans l'herbier. Ces algues qui comptent nombre d'espèces reportées comme étant des autotrophes phototrophes stricts, attei-

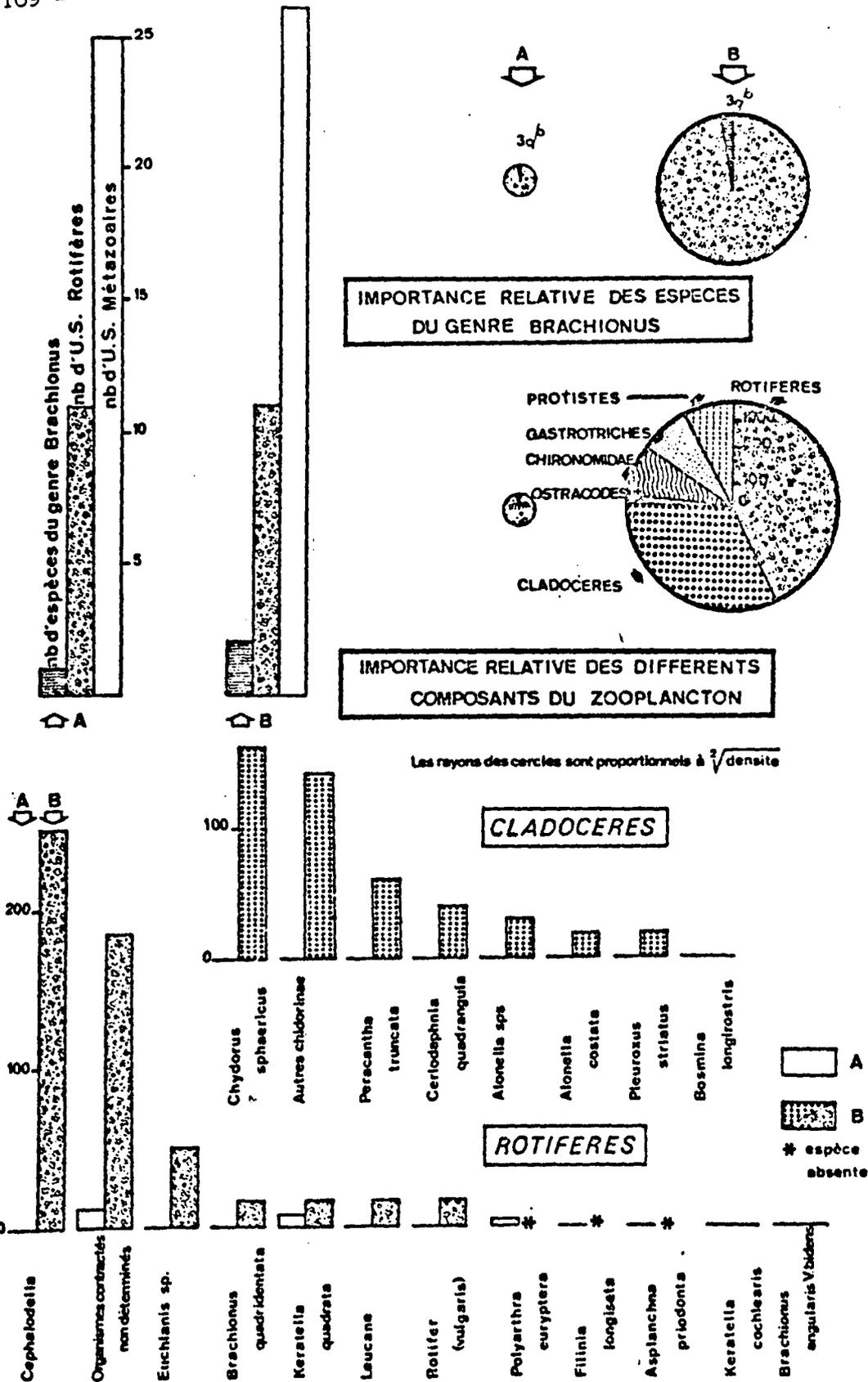


Fig. 22 : ETANG DU HAMELET (Aout 1970)

Caractéristiques du zooplancton d'un milieu modérément eutrophe ne subissant aucune contamination d'origine domestique ou industrielle.

A = station située en pleine eau  
 B = station située au niveau d'un herbier.

gnent dans l'étang la plus forte densité que nous ayons observée dans les milieux les moins touchés par la pollution. De fait, ces organismes ne se rencontrent guère (et de façon sporadique) qu'en amont du canal de Seclin.

Parmi les algues comptant essentiellement des espèces alloxotrophes ou hétérotrophes facultatifs (Volvocales, Euglenophycées, Chlorococcales), seules les chlorococcales sont bien représentées.

Ce phytoplancton à Diatomophycées dominantes, Chlorococcales et Chrysomonadines constitue la transition entre le phytoplancton des étangs de type II et III de WURTZ (1958) (étant mesotrophe à faiblement eutrophe).

#### - Zooplancton

##### . Les Ciliés

Leur rareté correspond assez bien à la qualité supposée de l'eau de l'étang.

##### . Les Métazoaires

La faunule rotiférienne domine nettement le zooplancton (99% en pleine eau), ce qui n'est guère surprenant dans un étang riche en poissons. La pression prédatrice exercée par le poisson sur le zooplancton favorise en effet le développement des Rotifères (CONTAG, 1931, HILLBRICHT-ILKOWSKA, 1964, GRYGIEREK et al. 1966), comme celui des Ciliés (NOVOTNA et KORINEK, 1966), ces organismes étant d'autant plus nombreux que le degré trophique est plus élevé et la pression prédatrice plus importante.

On note deux particularités pour ce zooplancton :

Les Rotifères du genre Brachionus d'autant plus nombreux dans les canaux que le degré trophique est plus élevé, ne représentent que 3 % de la faunule rotiférienne de l'étang.

En outre, les Copépodes Calanidae qui n'apparaissent guère (et de façon sporadique) que dans le plancton de la haute Lys, sont communs dans le plancton de cet étang (quelques individus/m<sup>3</sup>).

Comparativement aux stations les plus saines des canaux, (amont du canal de Seclin, première station sur la Lys), l'étang présente un degré d'eutrophisation moins avancé <sup>autre</sup> en les particularités constatées pour le plancton de ces stations sont ici plus accusées :

- plus grande diversité d'espèces compensant une plus faible densité d'individus ;

- très faible densité des petits flagellés hétérotrophes
- zooplancton comptant des Calanidae et plusieurs espèces de Clacodères alors que les Brachionidae et Bdelloidae ne constituent qu'un pourcentage très faible de la faunule rotiférienne.

## B - HÉLÉOPLANCTON D'UNE MARE POLYTROPHE (fig.23,24 et25)

### - Facteurs abiotiques

Nous nous trouvons ici en milieu réducteur. Des traces d'oxygène dissous peuvent être trouvées en surface, mais on commence à détecter l'hydrogène sulfuré à la profondeur de 0,2 m. Nitrates et nitrites sont totalement réduits (comme dans les dernières stations de la Deule ou de la Lys en Juin).

Dans ce milieu hypereutrophe, les valeurs de la D.B.O<sub>5</sub> atteignent respectivement 38 mg/l à proximité de la surface et 235 mg/l au voisinage des sédiments (charge organique caractérisant selon SLÁDEČEK une eau poly à isosaprobe). Les valeurs trouvées pour la pleine eau sont du même ordre de grandeur que celles reportées pour le canal de la Deule en aval de la station 4-16 ou de la Lys en aval du point 5-16. Eu égard à la charge polluante, ces stations les plus affectées par les effluents présentent des caractéristiques similaires à celles de la mare.

Il faut toutefois se souvenir que les canaux reçoivent outre une charge organique élevée, divers substances chimiques toxiques alors que ce milieu naturel polytrophe est uniquement influencé par les toxiques résultant de la décomposition des composés organiques. Enfin, dans la mare aucun agent ne vient inhiber la floculation des matières en suspension, alors que dans les canaux, le passage des péniches interdit toute diminution de la pollution physique durant le jour.

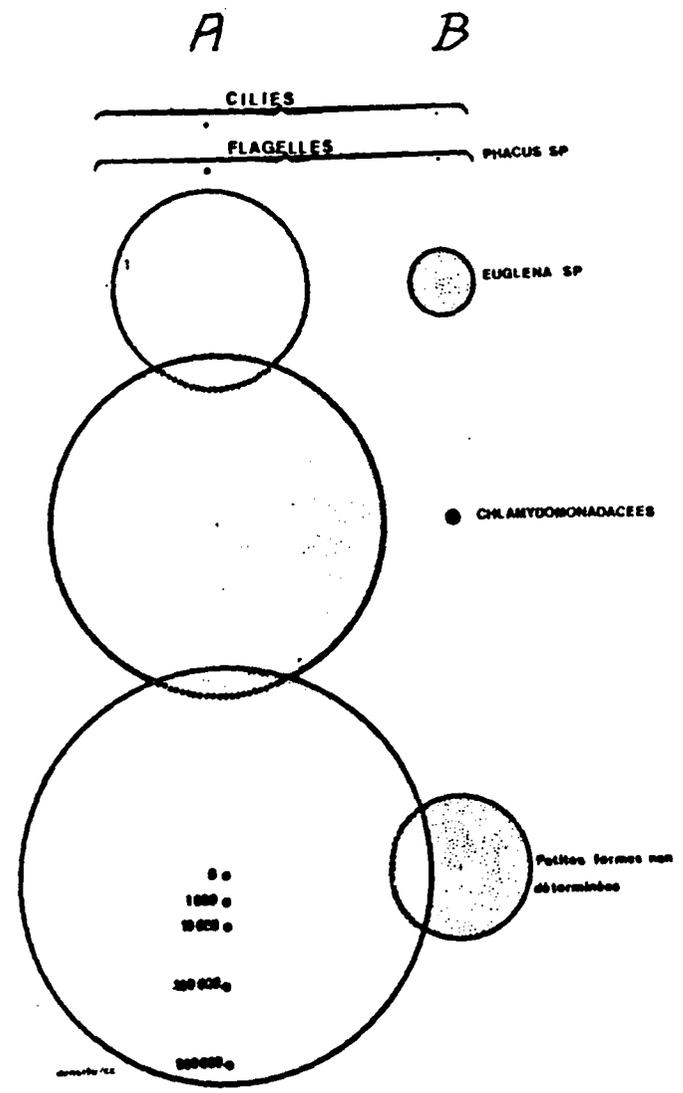
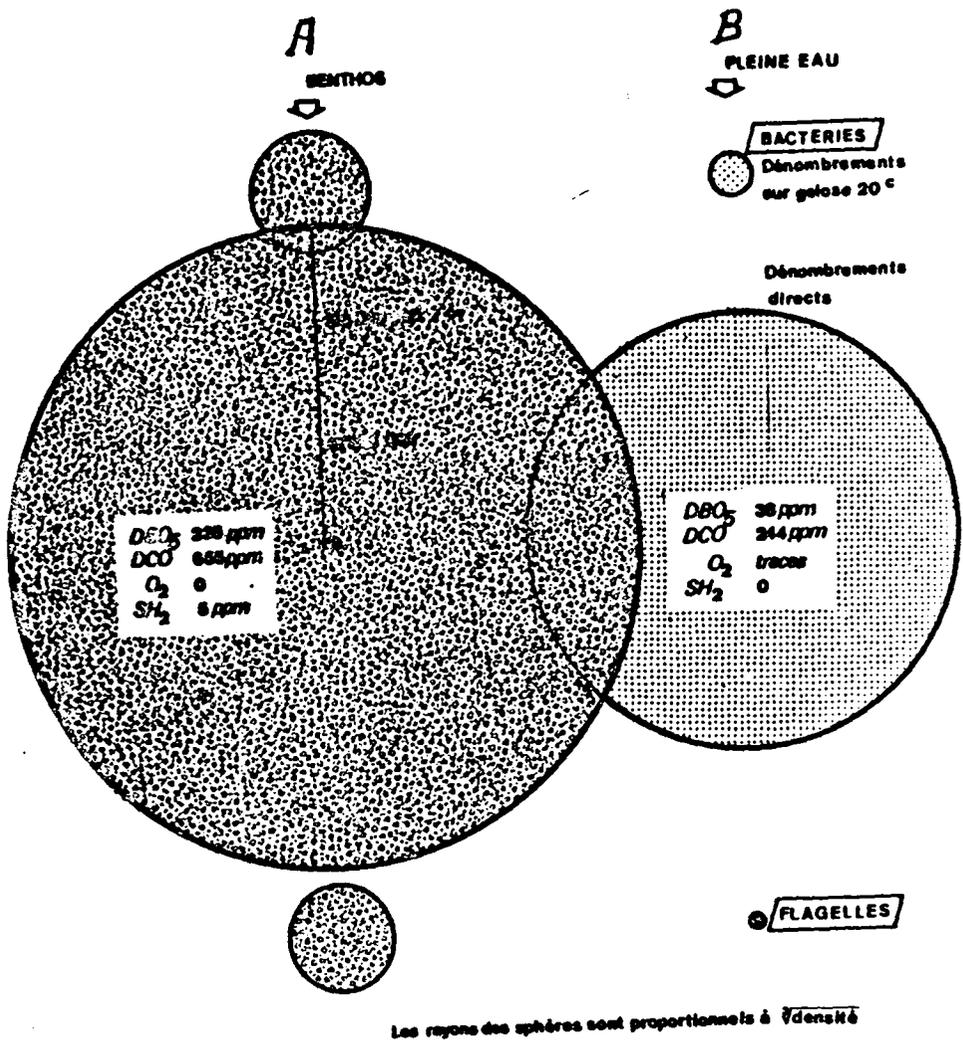


Fig. 23

MARE D'ENGLEBELMER

Fig. 24

Quelques caractéristiques physico-chimiques et biologiques (microorganismes) d'un milieu polytrophe influencé par une pollution naturelle.

- Phytoplancton

La quasitotalité du nanoplancton est constituée par les petits Flagellés incolores nettement dominants ( $2 \times 10^7$   $\varnothing/l$ ), les Eugléniens ( $3 \times 10^6$   $\varnothing/l$ ) et les Volvocales représentées par les genres Chlamydomonas et Carteria ( $4 \times 10^5$   $\varnothing/l$ ). Il s'agit là du plancton classique des eaux de type VI décrits par WURTZ 1958).

Les densités atteintes en pleine eau par les Chlamydomonadacées sont du même ordre de grandeur que dans le canal de la Deule aux stations 4-14 ou 4-19 ( $10^5$   $\varnothing/l$ ). Par contre, pour le groupe extrêmement bien représenté des Euglenophycées, les densités offertes par la mare sont supérieures de plusieurs ordres de grandeur à celles dénombrées dans les échantillons de la Deule ou de la Lys. La polluosensibilité des Euglenophycées aux toxiques industriels pourrait être plus élevée que celle des Chlamydomonadacées trouvées dans les diverses stations.

Pour le plancton de la mare, les effectifs des Diatomophycées sont extrêmement faibles. Or ce groupe<sup>qu</sup> compte quelques espèces polluorésistantes soupçonnées d'hétérotrophie (COSTE, 1978) est encore représenté à raison de  $10^5$   $\varnothing/l$  dans les stations de la Lys et de la Deule les plus touchées par la pollution.

- Zooplancton

Les microorganismes animaux rencontrés à proximité du benthos sont relativement variés en individus. La pleine eau présente une plus grande pauvreté de formes mais compte cependant un nombre d'espèces bien plus élevé que les stations de la Deule ou de la Lys dont la charge en matière organique est comparable à celle de la mare. En outre, la densité de ces organismes est de très loin supérieure à ce que l'on peut rencontrer dans les stations influencées par des pollutions chimiques et physiques. Dans la mare, on trouve respectivement pour les Rotifères et les Ciliés  $10^5$  et  $10^3$  organismes/l contre  $10^2$  organismes/l pour les échantillons de la basse Deule ou de la basse Lys.

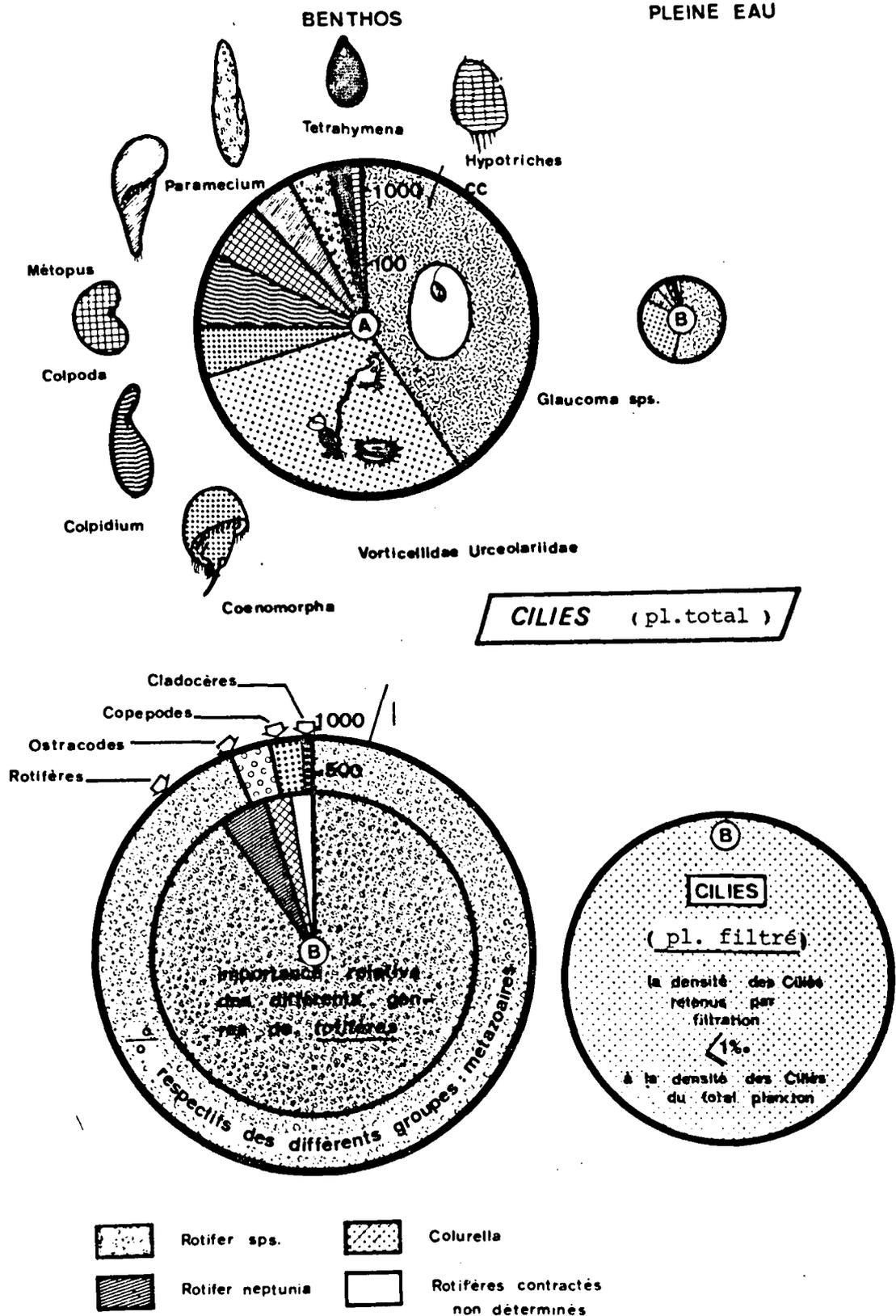


Fig. 25 : MARE D'ENGLERBELMER

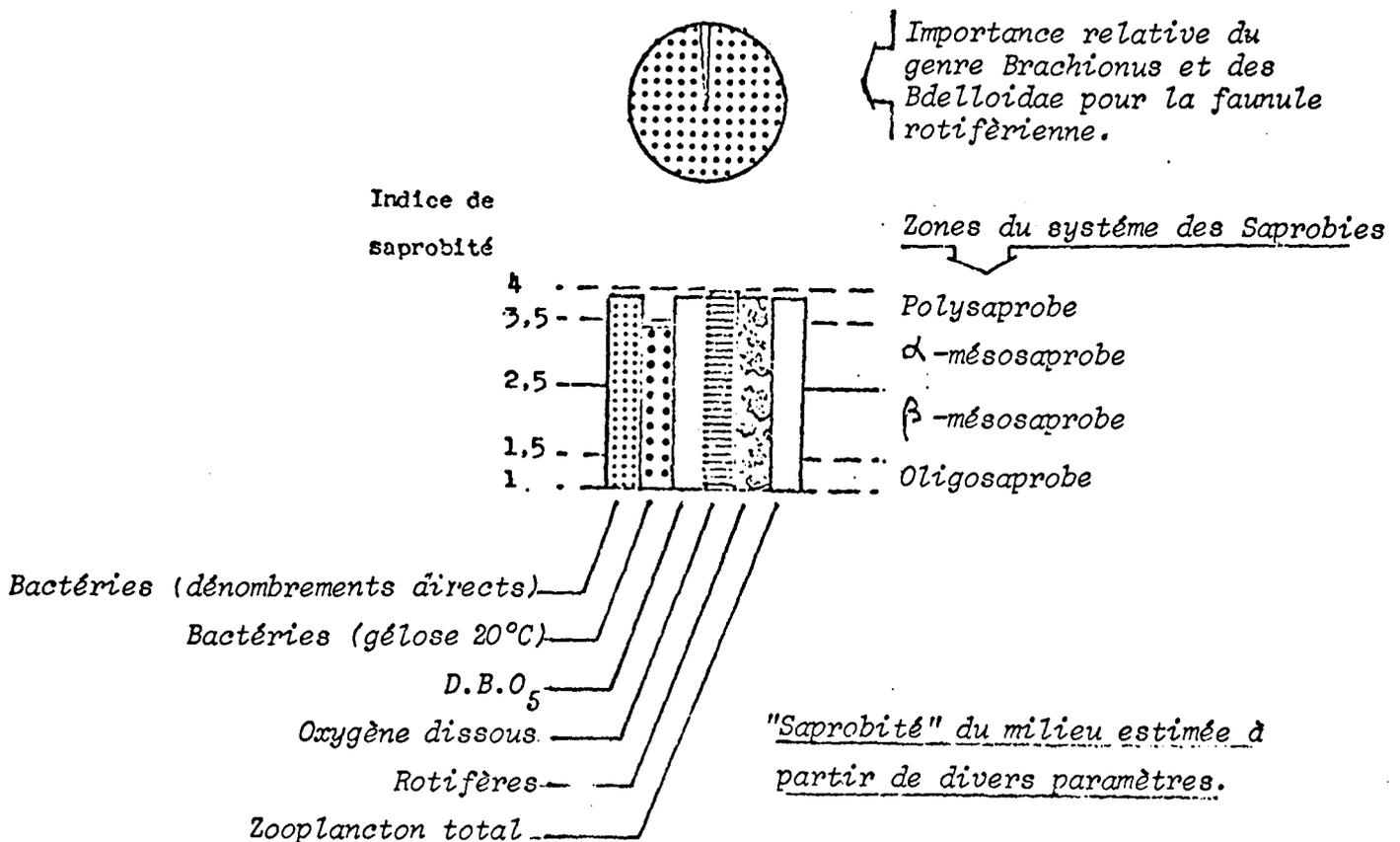


Microfaune planctonique et benthonique d'un milieu polytrophe influencé par une pollution organique naturelle : importance relative des principaux groupes taxonomiques et des principaux genres de protozoaires Ciliés.

Pourtant ici, les petites espèces de Ciliés (Metopus, Coenomorpha, Glaucoma Colpidium, Tetrahymena) sont soumises à une pression prédatrice de la part du grand Cladocère Daphnia pulex. En outre, pour la nourriture bactérienne, les Ciliés entrent vraisemblablement en compétition avec les juvéniles de ce Cladocère. Malgré ces deux facteurs susceptibles de limiter leur abondance, les Ciliés présentent dans la mare une densité de 2 à 3 ordres de grandeur plus élevés que dans les stations des canaux les plus comparables à ce milieu polytrophe.

Il en va de même de la densité de la faunule rotiférienne 10 à 100 fois plus élevée que dans la basse Lys ou la Deule.

Nous sommes pour la première fois en présence d'un plancton dont la composition spécifique correspond assez bien au degré de saprobité du milieu. Ainsi les espèces appartenant aux genres Colpidium, Glaucoma, Coenomorpha et Metopus si caractéristiques des milieux polysaprobés, se trouvent très largement représentées. L'indice de saprobité a été établi pour les paramètres suivants : densité bactérienne (dénombrements directs et ensemencements sur gélose), la D.B.O<sub>5</sub>, la teneur de l'eau en oxygène dissous, la population rotiférienne et l'ensemble du zooplancton. Dans ce cas très simple d'une pollution par apport de matières organiques, les valeurs obtenues à partir des différents paramètres considérés sont parfaitement concordantes.



## C - COMPARAISON DES ASSOCIATIONS PLANCTONIQUES CARACTÉRISTIQUES DES DIVERS BIOTOPES ÉTUDIÉS ET CONCLUSIONS.

Nous avons représenté dans les graphiques de la figure 26 la densité des principaux groupes de microorganismes planctoniques rencontrés successivement en été :

- dans l'étang mésotrophe à faiblement eutrophe (en pleine eau) ;
- dans le même étang, mais à proximité des macrophytes (Station 2) ;
- dans le canal de Seclin (milieu eutrophe) ;
- dans le canal de la Lys, Station 2 (eutrophe) ;
- dans le même canal, Station 3 (très eutrophe) ;
- dans le canal de la Deule : Station 5 (pollution complexe et sévère avec action de toxiques) ;
- dans le canal de Lens, Station 2 (pollutions physique et organique intenses, auxquelles s'ajoute l'action de divers toxiques) ;
- enfin, à titre de comparaison entre le plancton rencontré dans des milieux influencés par des pollutions mixtes et des milieux strictement soumis à des polluants organiques naturels, nous avons considéré les données relatives à la mare de village très riche en composés organiques dégradables.

### - Organismes ayant des affinités pour la matière organique

On constate deux phénomènes antagonistes :

- l'augmentation de la charge en matière dégradable (D.B.O.) entraîne une augmentation parallèle des Bactéries et Cyanophycées et une diminution de la diversité du phytoplancton.

Ainsi, dans l'étang mésotrophe, 57 formes différentes ont été distinguées alors que dans le canal de Lens ou dans la mare de village, on n'en compte plus qu'une dizaine.

- les Eugléniens et Volvocales n'apparaissent en abondance que dans les milieux les plus riches. La mare, qui a une D.B.O. plus faible que celle du canal de Lens mais qui n'est pas affectée par des polluants chimiques abrite des populations d'Eugléniens, de Ciliés et de Rotifères infiniment plus denses et plus riches en espèces que ce canal.

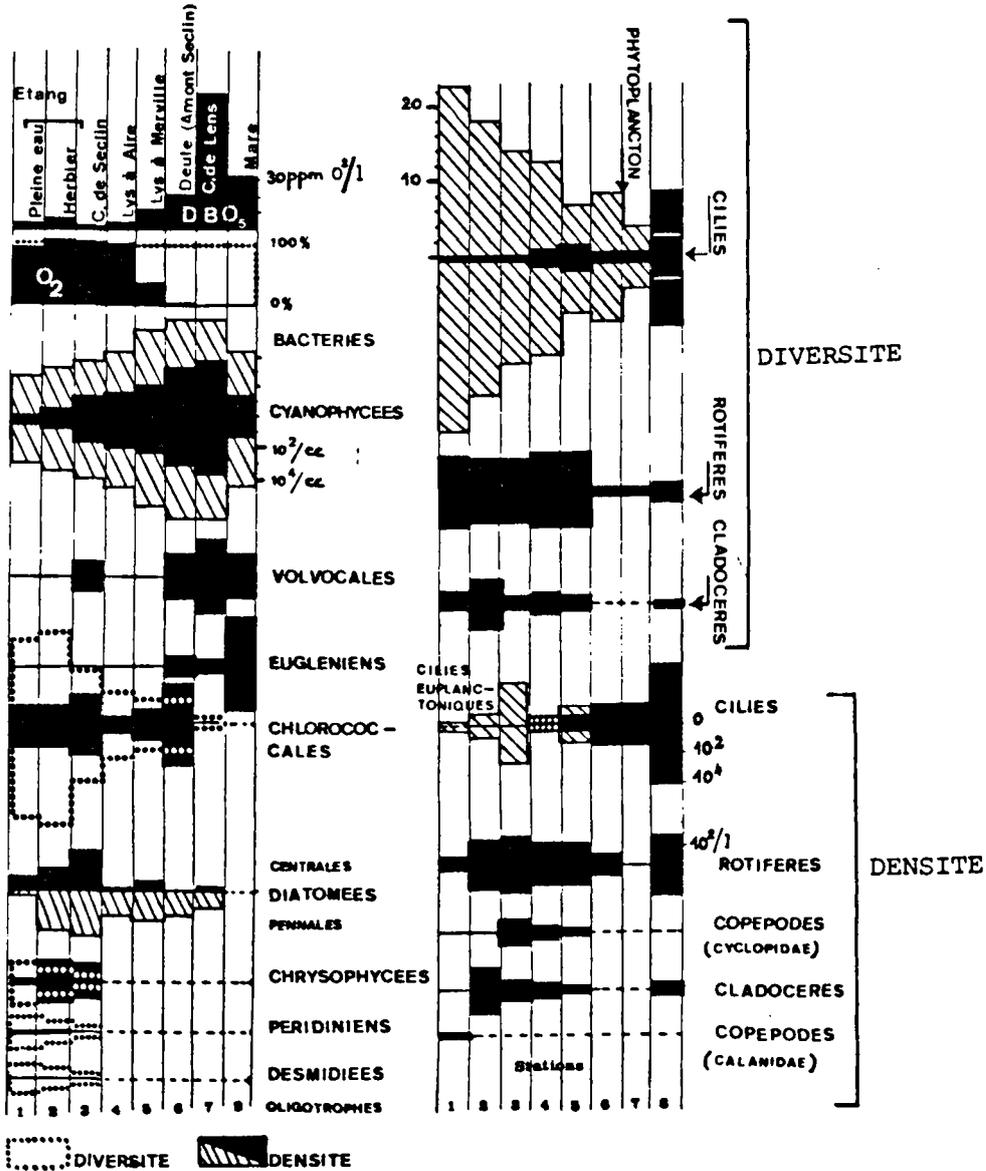


Fig 26 : DENSITE ET DIVERSITE DU PLANCTON DE QUELQUES BIOTOPES  
 DIVERSEMMENT INFLUENCES PAR LA POLLUTION.



On passe de gauche à droite des schémas d'un milieu "sain" modérément eutrophe aux milieux intensément pollués.

Les Cladocères apparemment très sensibles aux pollutions mixtes sont diversement tolérants aux pollutions organiques naturelles. Dans le cas de la mare de village, Daphnia magna est présente toute l'année et développe des populations florissantes au cours de l'été. Il s'agit en effet d'une espèce très caractéristique des eaux fortement chargées en matière organique (PACAUD 1933-1939, SCHEITAUER et BICK 1964).

Lorsqu'on passe des milieux mésotrophes ou nettement eutrophes aux milieux sévèrement touchés par la pollution, on voit que les Ciliés euplantoniques de la famille des Strobilidiidae (Halteria grandinella, Strobilidium gyrans), sont d'autant mieux représentés que le milieu est riche en phytoplancton (°). Dans les eaux polluées, ils disparaissent au profit des formes normalement inféodées au benthos et qui gagnent la pleine eau lorsque celle-ci présente une densité bactérienne capable de sustenter leur croissance.

D'une façon très générale, les Ciliés prolifèrent dans les milieux strictement influencés par des composés organiques. Dernières formes animales représentées dans le cas de pollutions complexes très sévères, ils voient leur population fortement réduite dès qu'interfèrent des polluants chimiques. La diversité spécifique de ces organismes est relativement élevée dans les cas de pollutions naturelles mais se réduit à quelques espèces très tolérantes dans le cas de pollutions mixtes (La variété des Ciliés pour les biotopes considérés dans la figure 26 varie en sens inverse de celle du phytoplancton).

. Associations caractérisant ces divers biotopes :

Dans ces stations qui vont du type mésotrophe au type hypereutrophe, on rencontre différentes associations planctoniques caractéristiques :

- 1°) Phytoplancton à Diatomées, Chlorococcales et Chrysophycées,  
Zooplancton à Entomostracés et Rotifères ;
- 2°) Phytoplancton à Chlorococcales prédominantes,  
Zooplancton à Rotifères, Entomostracés et Ciliés ;
- 3°) Phytoplancton à Flagellés hétérotrophes, Diatomées eutrophes et  
Volvocales,  
Zooplancton à Rotifères et Ciliés ;
- 4°) Phytoplancton à Flagellés hétérotrophes, Eugléniens, Volvocales,  
Cyanophycées,  
Zooplancton à Ciliés prédominants.

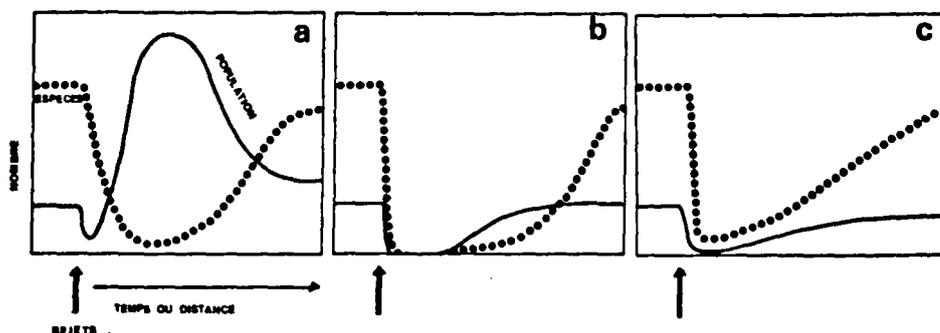
---

(°) - Ceci a été constaté pour le canal de l'Escaut et dans les bassins de maturation durant le printemps et l'été.

Dans le cas de pollutions mixtes intenses, on ne trouve plus que quelques espèces particulièrement résistantes aux conditions ambiantes (faibles tensions d'oxygène, taux d'ammoniaque et d'hydrogène sulfuré élevé, toxines bactériennes et action spécifique des toxiques des effluents industriels : cyanures, phénols, chrome). D'une façon générale et en dehors de quelques rares exceptions (quelques Diatomées et Chlorococcales), ces espèces figurent parmi les nombreux organismes spécifiques des milieux putrides et sont précisément adaptées à la vie dans des conditions ambiantes particulièrement sévères.

Mais alors que les milieux saprobes abritent des populations florissantes de nombreuses espèces de Ciliés, de Volvocales, de Cyanophycées et d'Eugléniens, les milieux soumis à l'action de polluants complexes ne possèdent plus qu'un plancton excessivement pauvre en espèces et en individus.

Comme pour la plupart des communautés aquatiques, les effets des polluants sur le plancton peuvent se résumer aux schémas de MACKENTHUN (1959) :



Schémas modifiés d'après MACKENTHUN, 1959 et transposés aux organismes planctoniques . On peut considérer trois types de réponse des microorganismes aux polluants :

- a : Les rejets organiques non toxiques éliminent les espèces les plus sensibles aux produits du métabolisme bactérien. Les autres trouvent une nourriture surabondante et prolifèrent.
- b : Les rejets toxiques éliminent les espèces sensibles sans augmenter la quantité de nourriture disponible et les espèces les plus tolérantes se maintiennent dans le milieu sans proliférer de façon spectaculaire.
- c : Cas des pollutions physiques ( les organismes sont entraînés par la "pluie" de trypton en décantation et disparaissent) ou des pollutions complexes. Dans le dernier cas, la présence concomitante de matière organique et de toxiques élimine les espèces dont la polluo-résistance ou la saprophilie est la plus faible, alors les espèces les plus tolérantes voient leur croissance ralentié par les toxiques.

Nous avons en outre pu constater à propos des profils biologiques que dans les canaux de la région du Nord, tous soumis à l'influence de pollutions complexes, l'augmentation de la pollution globale se traduit également par la disparition successive des Calanidae, puis des Cladocères et finalement des Copépodes. Enfin, au niveau de la faunule rotiférienne, l'augmentation progressive du pourcentage relatif des effectifs de Brachions, Filinia et des Bdelloidae traduit assez bien le degré de dégradation de la qualité de l'eau, les Bdelloidae remplaçant finalement les très résistantes espèces appartenant aux genres Filinia et Brachionus dans les secteurs les plus sévèrement touchés.

Ces instantanés du profil biologique de canaux diversement touchés par les polluants nous permettent de dégager quelques conclusions générales concernant l'influence globale des polluants industriels sur les éléments du plancton. Cependant, le nombre des facteurs abiotiques et biotiques étudiés est trop limité pour qu'il soit permis de dégager de ces observations des renseignements sur l'autoécologie des organismes rencontrés en vie dans les diverses stations prospectées

Un suivi biologique est en outre nécessaire pour pouvoir distinguer les effets de la pollution de ceux de la saison ou de ceux des variations journalières des chémo-clines. Enfin, il importe de pouvoir dissocier l'influence des polluants de la pollution physique entretenue dans les canaux par le passage des péniches.

Les suivis biologiques des trois campagnes effectuées sur des bassins pilotes de lagunage vont nous apporter ces divers renseignements complémentaires permettant d'apprécier l'étendue du spectre écologique des espèces les plus communes et de juger de la valeur d'indicateur biologique des associations planctoniques.

ETUDE DE LA DYNAMIQUE DES POPULATIONS ET DES INTERACTIONS  
PLANGTON / QUALITE DE L'EAU EN BASSINS EXPERIMENTAUX

DEUXIEME PARTIE

1 - Bassin pilote des Aménielles alimenté par les eaux  
de la Doule à Brest

2 - Bassin pilote des Trés Indes alimenté par les eaux  
de la Doule à Aménielles

ETUDE DE LA DYNAMIQUE DES POPULATIONS ET DES INTERACTIONS  
PLANCTON / QUALITE DE L'EAU EN BASSINS EXPERIMENTAUX  
DE LAGUNAGE

- 1 - Bassin pilote des Ansereuilles alimenté par les eaux de la Deule à Wavrin
  
- 2 - Bassin pilote des Prés Duhem alimenté par les eaux de la Lys à Armentières

## 1 - DÉFINITION ET CARACTERISTIQUES DU LAGUNAGE.

Le lagunage aéré naturellement (lagunage naturel ou lagunage simple) (1) est un procédé extensif de traitement des eaux résiduaires en bassins ou en étangs qui met en oeuvre des phénomènes intermédiaires entre les processus d'autoépuration des milieux naturels et ceux qui sont utilisés dans les traitements biologiques en stations compactes. Une tranche d'eau se trouve maintenue en permanence dans le milieu.

Bien qu'apparenté aux procédés biologiques conventionnels, le lagunage présente divers caractères distinctifs :

- . Contrairement à ceux-ci où ne se réalise qu'une partie des cycles biologiques et où les chaînes trophiques sont extrêmement courtes (bactéries minéralisantes, Protozoaires), ce procédé intègre des mécanismes plus complexes résultant de l'interaction de communautés dont les réseaux alimentaires sont beaucoup plus élaborés (benthos, plancton, périphyton) ;

- . La recirculation de l'effluent n'est pas nécessaire ;

- . On ne recourt à aucun système d'aération mécanique, l'oxygénation du milieu étant essentiellement assurée par la photosynthèse des microphytes ;

- . Selon les documents rassemblés par SAUZE (1973), moyennant un temps de rétention suffisant, les performances des lagunes peuvent être supérieures à celles des stations compactes (notamment pour la D.B.O. et les germes d'origine fécale). Le lagunage peut en effet fournir une eau d'une qualité sanitaire équivalente à celle résultant d'un traitement tertiaire avec filtration sur sable suivie de chloration.

- . Mais ce procédé extensif d'épuration est davantage soumis aux conditions climatiques du milieu environnant et requiert davantage d'espace (de l'ordre de 10 m<sup>2</sup> de plan d'eau/habitant pour un traitement intégral, 5 m<sup>2</sup>/habitant pour un traitement complémentaire (VAUCOULOUX, 1978).

Particularité intéressante, si le coût d'investissement est du même ordre de grandeur que celui de stations biologiques conventionnelles correspondantes, les frais occasionnés par l'exploitation des lagunes sont extrêmement faibles.

---

(1) - On distingue le lagunage "naturel" qui ne nécessite aucune intervention extérieure, une fois la mise en eau réalisée, du lagunage aéré dont les performances sont stimulées par des aérateurs disposés en un quadrillage régulier sur l'aire de la lagune.

Bien que devant normalement désigner les étendues d'eau saumâtres, ce terme de lagune, synonyme de bassin d'autoépuration, bassin ou étang de stabilisation (lorsque la charge organique est très élevée) ou encore d'étang ou de bassin de maturation (si la charge organique est plus faible et ne nécessite qu'un traitement tertiaire), est le plus généralement utilisé en France. Il tire son origine et son sens très spécifique de la terminologie anglosaxonne : "lagoons".

Ce vocable lagune désigne à la fois les lagunes à microphytes (où les seuls végétaux susceptibles de se développer sont constitués par les algues microscopiques comme dans le cas des bassins pilotes des Anneruilles ou des Prés Duham) et les lagunes à macrophytes dans lesquelles des végétaux flottants (jacinthes d'eau, Lemnées) ou enracinés (scirpes, phragmites, typhas) ont été introduits.

## II - HISTORIQUE

Les études ayant abouti au perfectionnement de cette technique extensive d'épuration sont relativement récentes. On s'était pourtant rendu compte depuis des temps très reculés que des effluents municipaux pouvaient être épurés tout en fertilisant les étangs récepteurs. Selon GLYONA (1972), ce principe était connu depuis l'Antiquité et utilisé pour l'élevage du poisson en Asie comme en Grèce. Il fut progressivement exploité au cours du Moyen Age dans les régions du pourtour méditerranéen puis dans de très nombreux pays au début du XXe siècle.

Une des premières piscicultures expérimentales de truites utilisant des effluents domestiques fut construite près de Berlin en 1887 (DEMOLL, 1937). Cette exploitation rationalisée des étangs "biologiques" d'abord appelée méthode de HOFER s'est développée en Allemagne puis en Union Soviétique vers les années 30 (KYSLOWA, 1973),

Sur le continent américain, les premières installations rationnelles conçues pour l'épuration ont vu le jour au Texas en 1901 (SAUZE, 1973). Il a cependant fallu attendre 1920 pour que le lagunage soit utilisé par des pays de climat très divers (Etats Unis, Canada, Afrique du Sud, Australie et Europe y compris les pays situés sous les plus hautes latitudes comme la Suède)

Ce procédé extensif a été peu en faveur en France jusqu'à cette dernière décennie et n'était guère utilisé que pour le traitement d'effluents d'industries alimentaires. La nécessité d'épurer les eaux usées en zone côtière, notamment dans le Languedoc Roussillon, et la réussite de l'installation du Grau du Roi (Gard) (1), ont conduit à envisager désormais ce type de traitement et contribué à lui donner une popularité croissante auprès des responsables du traitement et de la gestion des eaux de surface.

La très riche littérature technique relative au lagunage compte bien peu d'articles prenant en considération le rôle éventuel du zooplancton dans les processus d'épuration.

GYESECKE (1939), considéré par les auteurs américains comme le père de la technologie des étangs d'oxydation, a développé dans son premier rapport technique les concepts de base du fonctionnement des associations anaérobies, considérant l'autoépuration comme résultant de la seule action des algues et des bactéries. Cette idée demeura longtemps très vivace et justifia sans doute le peu d'intérêt soulevé par le plancton dans les multiples études relatives aux lagunes.

---

(1) - Première installation expérimentale de lagunage construite en France qui a fait l'objet de deux campagnes d'études en 1969 et 1970 (SAUZE, 1973).

Dans sa revue bibliographique sur le fonctionnement des lagunes, FITZGERALD (1958) ne fait aucune allusion à la présence du zooplancton. Dans les comptes-rendus du premier symposium "on wastes stables and lagoons", il est bien peu question du zooplancton et les brefs commentaires d'OSWALD y ayant trait déplorent la régulation des algues par les Cladocères et Rotifères colonisant ces milieux. Dans les rapports techniques, l'action du zooplancton est presque toujours considérée comme nuisible (SAMPSON, 1955, MERREL et al., 1965 ou récemment OSWALD et al., 1973).

En fait, à l'exclusion des travaux de PENNINGTON (1941) aux Etats-Unis ou de WENNSTROM (1955) en Suède, ce sont surtout les Hydrobiologistes d'Europe de l'Est et de Russie qui se sont intéressés aux microorganismes planctoniques ou benthoniques des lagunes; qu'il s'agisse de lagunes alimentées par des effluents municipaux (LOEDOLFF, 1964, SIVKO et SOKOLOVA, 1964, AROBA, 1966, KALISZ et al., BOZEK et al. (in KYSELOWA loc. cit.), UHLMANN, 1966, KLIMOWICZ, 1968) ou le plus souvent, des lagunes recevant des effluents d'industries alimentaires (SLÁDEČEK et al., 1958, PROSJANYIJ et al., 1965, SIVKO, LACHNOVIČ ou ILCHENKO et al. (in KYSELOWA loc.cit.)).

Peu d'auteurs ont cependant étudié en détail les successions des communautés algales (EWING et DORRIS, 1970), du zooplancton (KYSELOWA, 1973) ou du benthos (GRABACKA, 1971, 1973). Les interactions zoo-phytoplancton ou plancton-épuration restent encore à préciser.

## I-BASSIN PILOTE DES ANSEREUILLES ALIMENTE PAR LES EAUX DE LA DEULE

### A - DESCRIPTION ET FONCTIONNEMENT

La structure et la mise en service de cet ouvrage situé à Wavrin (Nord) sont dues à l'initiative de l'Agence de Bassin Artois-Picardie.

Mis en eau en Août 1970, ce bassin de 16,20 m sur 14 m et d'une profondeur de 1,95 m comprend, en plus d'une zone morte en amont, 12 compartiments transversaux de 1 m de largeur.

Le fond est constitué par une dalle de béton recouverte d'une feuille de plastique, elle-même surmontée par une épaisseur de sable d'une dizaine de centimètres destinée à faciliter l'évolution biologique. La séparation et l'étanchéité entre les compartiments sont réalisées par des plaques d'amiante-ciment munies d'une ouverture de communication, percée alternativement à droite et à gauche à l'une de leur extrémité. Une pompe de débit fixé à 2,6 litres par heure capte l'eau de la Deule pour alimenter cet ouvrage. L'eau passe dans un réservoir (débourbeur) où elle subit une première décantation et un déshuilage, puis s'écoule successivement dans chacune des travées.

Un système de déversoir à plusieurs positions permet de régler la hauteur d'eau.

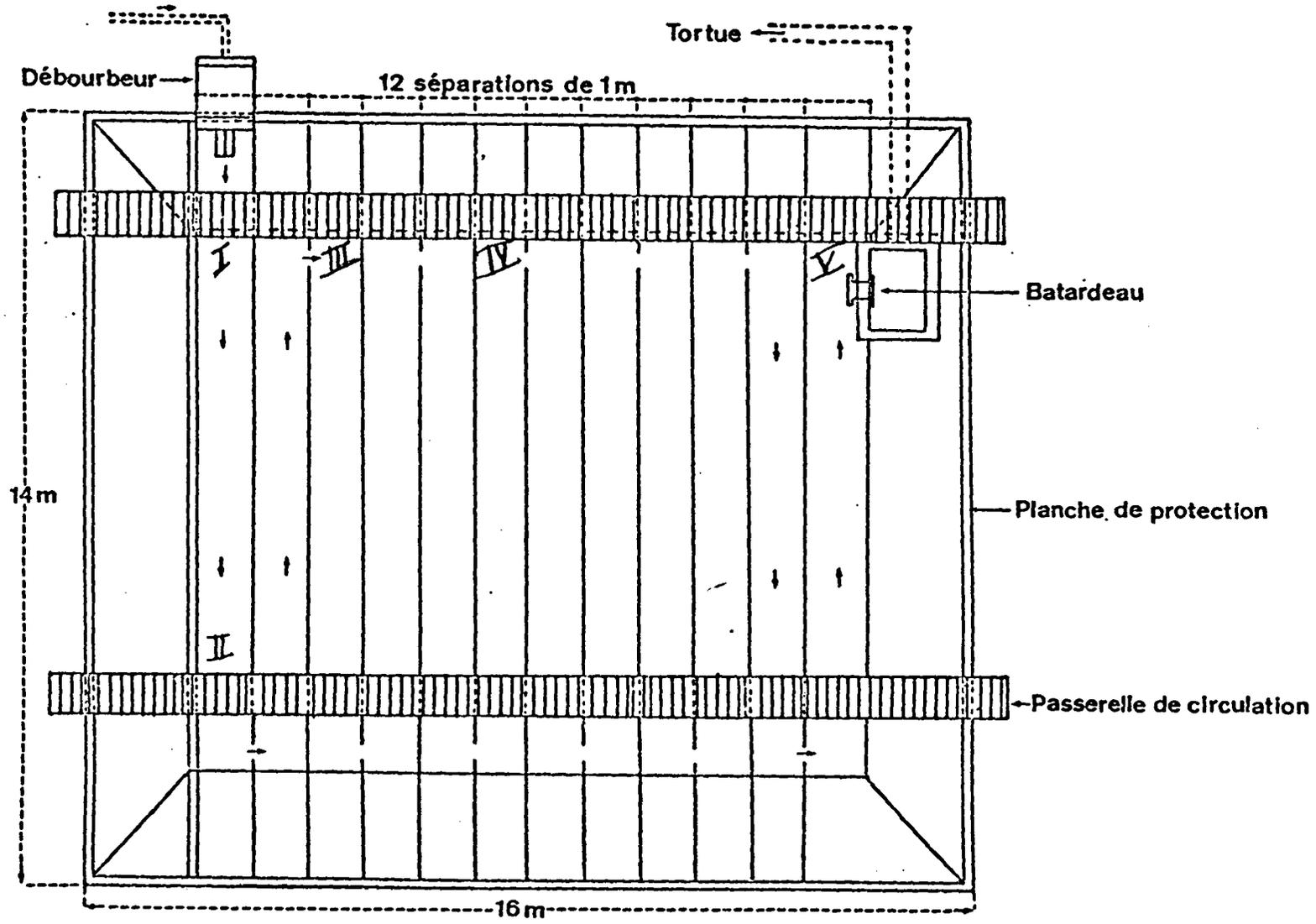
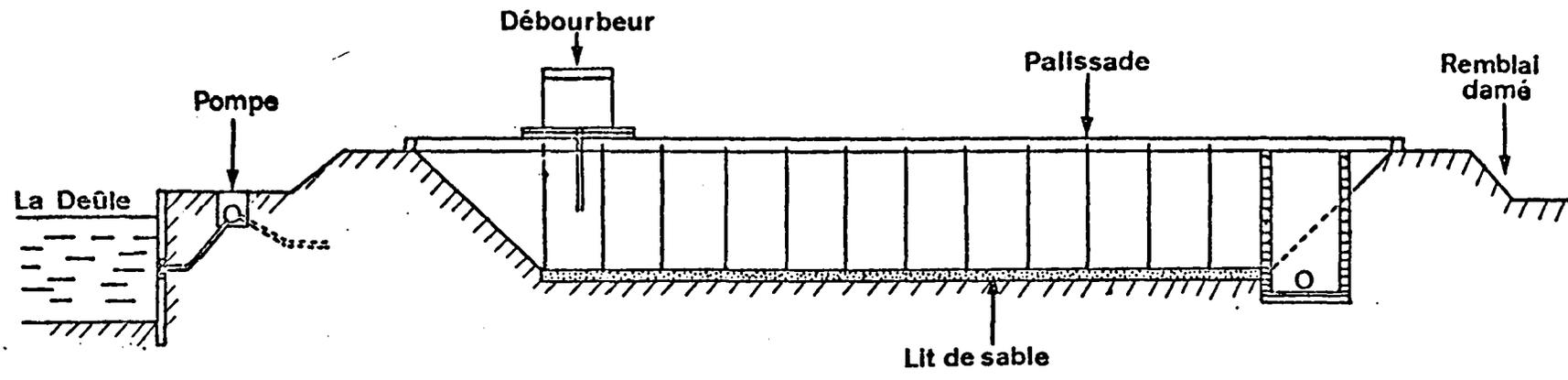
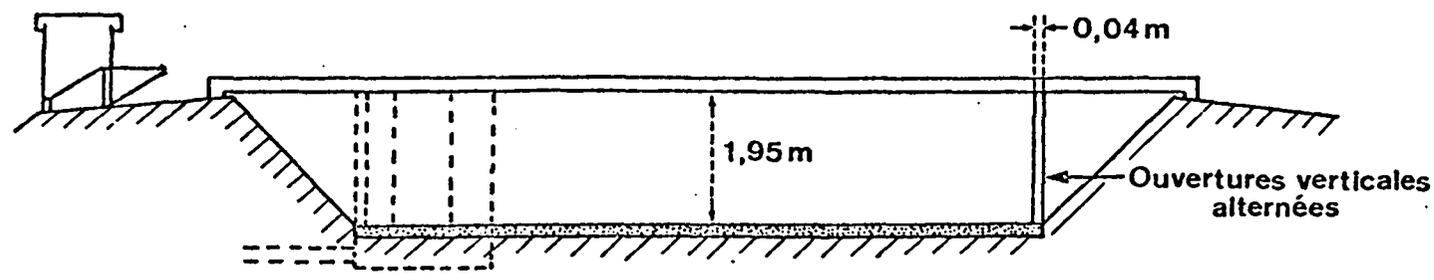


Fig. 27 : PLAN DU BASSIN PILOTE DES ANSEREUILLES



A



B

FIG : 28 : COUPES DU BASSIN PILOTE DES ANSEREUILLES

A longitudinale

B transversale



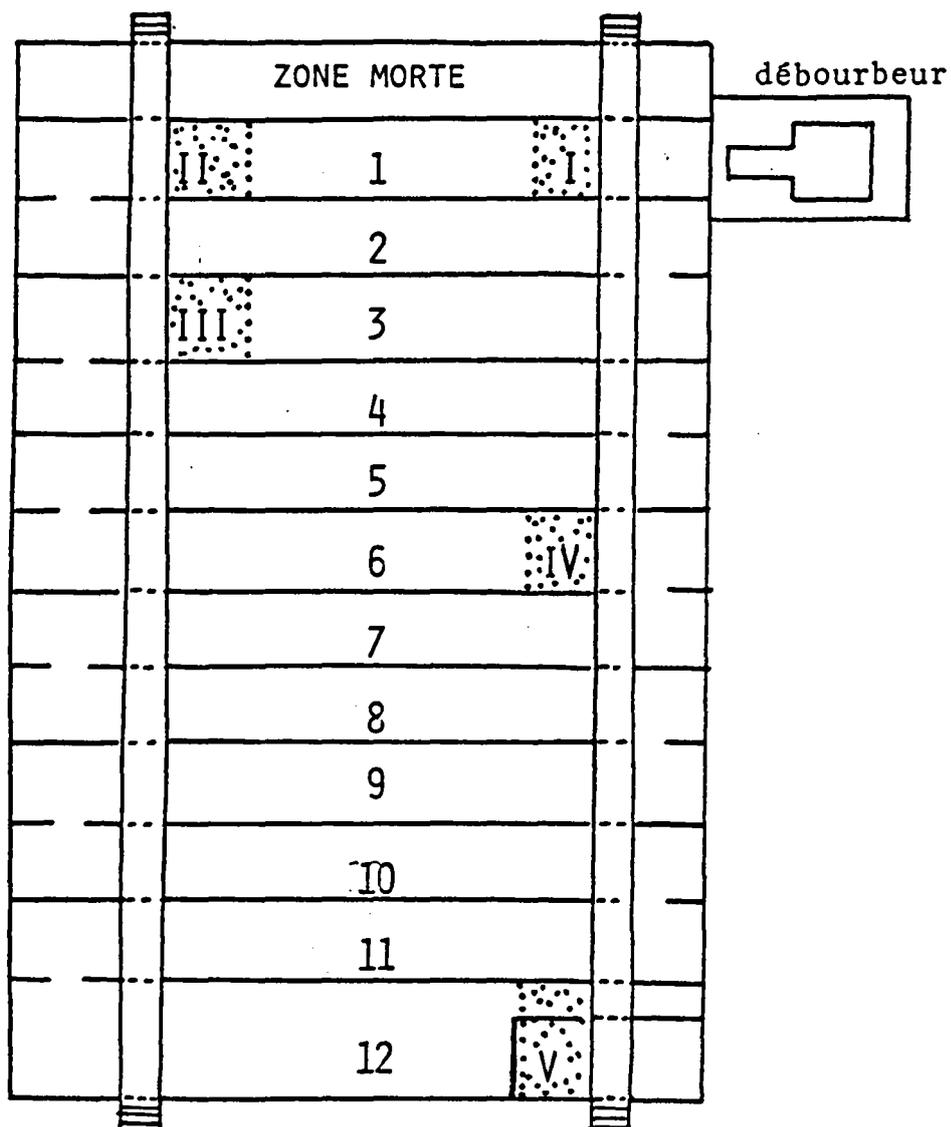


Fig. 29 : PLAN DE REPERAGE DES POINTS DE PRELEVEMENTS

 = aires de récoltes.



Les études biologiques ont porté sur deux suivis d'une année (Août 1971 à Juillet 1972), soit un an après la mise en eau, après quoi le bassin a subi une mise à sec durant plusieurs mois consécutifs avant d'être à nouveau alimenté vers Septembre 1972.

Un second suivi biologique de 12 mois fut entrepris en Décembre 1972.

De Août 1971 à juillet 1972, la hauteur d'eau a varié de 1,40 m à 1,60 m. Si l'on suppose que l'eau circule dans les travées à vitesse constante, cette hauteur d'eau permettait d'ajuster le temps de rétention de la masse d'eau totale à environ 60 jours. Les lentilles d'eau Lemna minor qui ont colonisé le bassin dès la mise en eau, se sont développées librement durant la première campagne.

De Décembre 1972 à Novembre 1973, l'adjonction d'une seconde pompe a permis de maintenir le niveau de l'eau au voisinage de 1,65 m, le débit étant réglé pour assurer un temps de séjour théorique de 25 à 30 jours. Au cours de ce 2ème cycle d'études, les Lemnées furent retirées manuellement dès que leurs populations couvraient 1/3 des travées.

## B - LOCALISATION DES POINTS DE PRÉLÈVEMENTS.

5 points de récoltes indiqués sur le plan de repérage (fig. 29) ont été choisis.

POINTS DE PRELEVEMENT	TEMPS DE RETENTION EVALUE EN JOURS	
	1ère année	2ème année
1	0	0
2	5,5	2,2
3	16,5	6,2
4	33	12,5
5	60 à 65	25 à 30

: Temps de séjour théorique de l'effluent à traiter en fonction du point de prélèvement.

## C - RÉSULTATS

Les variations des principaux paramètres sont illustrées dans les figures I à XII de l'annexe. Pour ces courtes séries chronologiques, nous avons largement recouru à la représentation par isoplèthes.

Les diverses stations sont portées en ordonnée (dans l'ordre amont-aval et les séries de relevés en abscisse, dans l'ordre chronologique).

Pour la clarté de l'illustration, nous avons retenu arbitrairement pour chaque variable 4 à 5 classes de valeurs, faisant en sorte, dans la mesure du possible, que les bornes des classes aient un sens, soit du point de vue écologique, soit vis à vis des classes du système des saprobies.

On peut formuler plusieurs critiques à propos de ce mode de représentation : d'une part, le choix des classes comporte une certaine subjectivité, d'autre part il peut influencer plus ou moins fortement l'allure des graphiques. Si l'on gagne en clarté en ne représentant qu'un nombre limité d'isoplèthes, on perd forcément une partie de l'information initiale portée par les données brutes. Enfin et surtout, à moins d'utiliser une table traçante, on est dans l'obligation de supposer que les variations entre deux points consécutifs sont progressives et arithmétiques, alors que certaines variables sont sujettes à des variations de type exponentiel ou logarithmique. Il s'ensuit que dans le cas de valeurs consécutives très hétérogènes les fortes valeurs vont occuper sur les graphiques des surfaces exagérément étendues donnant un poids différent aux valeurs élevées et aux valeurs faibles consécutives.

Malgré sa précision très relative, ce type de représentation nous est néanmoins apparu comme l'un des moins mal appropriés pour résumer des variations spatio-temporelles complexes dépendant de la vitesse de maturation de la masse d'eau et de sa progression au travers du bassin.

## 1 - FACTEURS ABIOTIQUES

### a - MESURES PHYSIQUES (tableau 28 et fig. I de l'annexe)

#### - température

L'impact d'un couvert végétal sur le régime thermique de petites collections d'eau peu profondes peut être extrêmement important, comme l'a démontré POURRIOT (1972). En limitant la pénétration de la lumière, les lentilles d'eau régulent la croissance du phytoplancton et atténuent très fortement la stratification thermique comme les variations journalières de température.

Ce facteur physique n'a malheureusement pas pu faire l'objet d'une étude détaillée dans le cas du Bassin des Ansereuilles. Les températures furent généralement relevées de façon très ponctuelle vers 8 heures du matin, soit postérieurement au refroidissement nocturne, ce qui ne permet pas de juger de l'amplitude maximale des variations verticales.

Durant la première campagne, les écarts thermiques matinaux entre le fond et la surface du bassin demeurèrent extrêmement faibles, n'excédant 1,5° C qu'en Mars 1972. Le début du Printemps 1972 connut en fait une insolation particulièrement intense alors même que les Lemnées accusaient un déclin momentané dans les deux tiers aval du bassin. A cette époque, les eaux très colorées du point 4 présentaient encore vers 8 heures une variation verticale de température de 4,4°C alors que l'on trouvait respectivement des écarts de 2,7° C au point 2, 3°C au point 3 et seulement 2°C dans le dernier compartiment recouvert d'une dense écume verdâtre constituée par une intense concentration de Chlamydomonas sp.

L'année suivante, la durée moyenne d'insolation du mois de Mars fut au contraire beaucoup plus faible (tableau III).

Bien que la surface ait alors été dégagée de tout macrophyte, le gradient vertical de température s'estompait totalement au cours de la nuit (écarts de 0,5°C à 8 heures). A l'encontre d'un mois de Mars relativement frais, l'année 1973 connut un printemps et un été chaud et ensoleillé (en Juin et en Août notamment, avec des insulations mensuelles respectives de 269 et 242 heures) et l'on notait alors aux points 4 et 5 des écarts de 3,5° C et 4,5° C en Juin (alors que les eaux étaient encore très turbides) et respectivement de 1 et 2,5°C en Août (lorsque les eaux du bassin retrouvèrent une grande limpidité).



Températures moyennes mensuelles en °C	ANNEES	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
	Moyenne des années 1946 à 1975	2.7	3.4	5.9	8.9	12.4	15.1	17.0	17.1	14.9	10.7	6.2	3.5
1971								17.5	14.6	10.7	5.7	5.1	
1972	2.3	4.2	7.2	8.3	11.7	13.3	17.2						
1973	3.1	3.4	6.0	7.1	12.3	16.3	17.0	19.1	15.8	9.8	5.8	3.7	
Durée d'insolation mensuelle en heures	Moyenne des années 1946 à 1975	53	75	120	163	196	212	198	187	154	114	55	41
	1971								182	207	167	67	33
	1972	53	64	184	124	174	172	188					
	1973	47	63	166	135	200	269	191	242	186	143	102	

TABLEAU III : Températures moyennes mensuelles et durée mensuelle d'insolation enregistrées à une vingtaine de km du bassin des Anserueilles (station météorologique de Lille Lesquin)

La configuration du plan d'eau est telle que les compartiments situés aux extrémités présentent un régime thermique particulier. L'eau d'alimentation est en effet toujours plus chaude de quelques degrés que celle du milieu récepteur. Il s'établit un gradient de température perceptible jusqu'au point 3. Quant au dernier compartiment, il doit à sa configuration (sections triangulaires) de ne posséder qu'un tiers de sa masse d'eau au-dessous de 80 cm et offre par suite une inertie thermique plus faible que les autres travées. Ces particularités qui furent plus accusées durant la seconde campagne, apparaissent sur les courbes graphiques de la figure I, gr.2 (annexe).

Il est à craindre que durant la saison chaude, l'eau brute déversée dans un milieu récepteur légèrement plus frais ne se soit écoulée plus ou moins longtemps de façon laminaire avant de se mélanger aux couches ayant déjà subi une certaine maturation, phénomène qui ne pouvait qu'être amplifié par la présence d'une stratification thermique (1). Le temps théorique de transit de la masse d'eau a pu être plus ou moins fortement réduit durant la saison chaude et varier journalièrement en fonction des modifications du gradient vertical des températures.

Le seul élément tangible qui permette de conforter cette supposition nous est donné par une expérience faite en Juin 1973 par WALKER (communication personnelle). Etudiant l'élimination des bactéries pathogènes au cours du transit de la masse d'eau, il avait constaté que des bactéries marquées introduites dans le décanteur commençaient à être détectées au point 5, moins d'une huitaine de jours après le début de l'expérience, alors que le temps de séjour théorique était estimé entre 25 et 30 jours.

Notons que la stratification thermique n'est pas le seul facteur qui puisse affecter la vitesse d'écoulement de la masse d'eau. Les eaux plus chaudes de la Deule sont très fortement chargées en chlorures et en sels dissous variés. Une différence de densité (2) peut également influencer le mélange de l'effluent au cours de son transit dans les premiers compartiments. Si tel était le cas, ce facteur tendrait toutefois à limiter l'impact de la stratification thermique durant l'été.

---

(1) - Les variations de densité de l'eau avec la température conditionnent la stabilité de la stratification thermique aux températures élevées. On peut déduire de ces variations qu'il faut pour homogénéiser deux masses d'eau ayant respectivement une température de 24 et 25° C, une énergie 30 fois supérieure à celle requise pour obtenir le mélange des mêmes masses d'eau qui auraient des températures de 4 et 5°C.

(2) - Vers 4°C, une différence de densité consécutive à une variation de 1 degré se trouve compensée par une variation de salinité de 10 mg/l. Dans la Deule, le taux des chlorures est de l'ordre de 100 mg/l. Celui des carbonates est de l'ordre de 30 mg/l et la densité de l'eau d'alimentation du bassin pourrait favoriser la formation de chémo-clines et éventuellement l'écoulement d'une eau plus chaude et cependant plus dense en-deçà de la surface du bassin. Problème qui n'a malheureusement pas pu être étudié à l'époque.

*-Turbidité / transparence*

Durant la première année, la turbidité fut appréciée à l'aide de la trousse H.A.C.H. En présence d'un dense couvert végétal, l'immersion d'un disque de Secchi perturbait en effet par trop le milieu. Les microphytes étant éliminés durant la seconde campagne, les deux techniques furent utilisées conjointement afin de pouvoir être comparées.

Les périodes de faible turbidité coïncident avec l'été et l'automne. Alors que les maxima surviennent durant la saison froide (spécialement dans le cas de la première campagne), au cours de la deuxième campagne, cette élévation de la turbidité s'est manifestée plus tardivement et plus discrètement qu'en 1972.

Les profils obtenus par les deux méthodes présentent, comme on pouvait l'espérer, d'assez grandes similitudes mais ne sont pas toujours parfaitement concordants. Des résultats paradoxaux sont obtenus en Avril, lorsque les faibles valeurs de la transparence constatées en amont, coïncident avec des valeurs extrêmement faibles du Secchi. Les deux méthodes intègrent, il est vrai, un ensemble de facteurs dont les composantes n'ont pas nécessairement la même importance selon la façon dont on les appréhende.

*-pH*

En présence des Lemnées, le pH demeure relativement bas, ne dépassant 8 unités qu'au cours d'une très brève période en Septembre et en Mars. Le premier pic qui survient en Octobre coïncide avec la régression des lentilles d'eau et le développement aussi bref qu'exubérant du périphyton. Le second pic coïncide par contre avec une "fleur d'eau" printannière. Au cours de la seconde campagne, la présence d'un phytoplancton beaucoup plus dense a favorisé le maintien d'une plus forte alcalinité du milieu (le pH de l'aval demeurant supérieur à 8 unités 5 mois durant, avec des maxima en Mai).

*-Résistivité*

(analyse confiée à l'Institut PASTEUR)

Ce paramètre ne fut suivi que durant la première campagne. L'augmentation de la résistivité que l'on peut considérer comme reflétant grossièrement l'évolution de la qualité de l'eau se manifeste rapidement en Septembre puis au cours du mois de Juillet. Les plus fortes résistivités trouvées à l'aval depuis Avril jusqu'à Juin dépassent 1 300  $\Omega$  /cm. Les plus faibles valeurs se rencontrent à l'amont durant le mois d'Août puis au cours de la saison froide. L'évolution se superpose assez bien à celle de la D.B.O. sauf en Mars-Avril quand manifestement une forte partie de la D.B.O. de l'aval résultait non pas de la charge en matière organique mais du métabolisme des algues.

b - MESURES CHIMIQUES ET BIOCHIMIQUES

(tableaux 28-29 et fig. II de l'annexe)

*-Oxygène*

En présence d'un couvert végétal, l'évolution de l'oxygène au cours du transit de la masse d'eau n'a été satisfaisante que durant une très courte période (Août et Septembre, puis Février et Mars). De Décembre à Janvier, puis en Juin-Juillet, les eaux superficielles contenaient moins de 2 mg/l d'oxygène dissous (moins de 0,5 mg/l en Décembre et en Juillet).

Au cours de la seconde campagne, la moitié aval du bassin a toujours présenté une teneur en oxygène dissous supérieure à 2 mg/l mais aux courtes périodes de très bonne oxygénation succédèrent très rapidement des périodes de forte sursaturation. En Mars puis en Mai et Juin 1973, on trouvait dès le matin aux points 3, 4 et 5 jusqu'à 24 ppm d'O<sub>2</sub>, soit une sursaturation de l'ordre de 200 % alors que la présence d'un couvert végétal avait très fortement atténué ces variations en 1972.

On constate qu'au cours des deux campagnes, l'oxygène a pu très souvent agir comme facteur limitant ; soit par des très faibles valeurs, soit au contraire par de très fortes sursaturations.

- Paramètres permettant d'apprécier la charge polluante (mesures confiées à l'Institut Pasteur de Lille).

. D.B.O.<sub>5</sub>

La charge en D.B.O.<sub>5</sub> parvenant en amont du bassin fut généralement plus élevée durant la première campagne (variant de 16 à 40 mg/l au cours de la saison froide 1971-1972 alors que les valeurs oscillent de 5 à 16 mg/l en 1972-1973. Au cours de la saison chaude, l'autoépuration se manifeste déjà dans la Deule et les charges qui parviennent dans le bassin sont considérablement allégées (8 à 10 mg/l en 1972, de 3 à 4 mg/l en 1973. Si nous nous reportons aux classes définies par SLÁDEČEK (1965), pour les milieux lenticques, ces premières valeurs correspondent à la limite des classes  $\alpha$  - mésosaprobe-polysaprobe, alors que les secondes se situent en-deçà de la classe  $\beta$ -mésosaprobe.

L'évolution de la charge organique au cours du transit de la masse d'eau fut très satisfaisante durant la première campagne. Ainsi, au point 4, (soit après un temps de séjour d'une trentaine de jours <sup>« quasi »</sup> assimilable à la maturité de l'eau parvenant au point 5 l'année suivante), la D.B.O. demeure inférieure à 4 mg/d'O<sub>2</sub>/l durant 10 mois sur 12. Février et Avril constituent toutefois deux périodes critiques pour le rendement de l'épuration. Cette période critique printannière qui avait duré de six à huit semaines durant la première campagne, a persisté quatre mois durant en 1973. On ne constate plus alors un ralentissement de l'épuration mais une nette aggravation de la qualité de l'eau.

Nous discuterons plus avant de ce phénomène paradoxal qui peut être en partie attribué au métabolisme du phytoplancton et à la décomposition post mortem des cellules sénescents. Celles-ci pouvaient contribuer à l'augmentation de la D.B.O. au même titre que les matières organiques, décantant sans être dégradées durant l'hiver pour entraîner lors de l'adoucissement de la température, une pollution endogène consécutive à la reprise de l'activité biologique.

L'évolution de la D.B.O et de la résistivité (deux critères très globaux d'appréciation de la qualité de l'eau) présentent de grandes similitudes, exception faite de la période de développement printannier du phytoplancton notamment en Mars et Avril. Les valeurs de la D.B.O. évoluent alors peu au cours du transit de l'eau mais on constate une très forte élévation de la résistivité à l'aval, coïncidant avec la prolifération des Volvocales puis des Chlorococcales.

. D.C.O.

Les analyses ne furent effectuées systématiquement que durant la seconde campagne. L'évolution suit celle de la D.B.O mais le taux d'élimination n'excède pas 50 %. Le rapport D.B.O/D.C.O demeure relativement faible. Nous avons pu constater effectivement dans la première partie de ce mémoire que la charge organique de la Deule était peu dégradable, caractéristique qui se retrouve au niveau du bassin pilote

. Azote minéral

La diminution de la charge organique apportée par la Deule durant la seconde campagne se répercute sur les teneurs en ammoniacque. Les valeurs relevées en amont varient de 8 à 20 mg/l entre Août 1971 et Juillet 1972, de 5 à 12 mg/l au cours de l'année 1973. On constate chaque fois que l'évolution spatiale de l'ammoniacque est rapide durant la saison chaude et la fin du printemps, très lente, voire nulle durant les mois les plus froids. Il se trouve en effet que les phénomènes de dénitrification, comme ceux de la nitrification, sont extrêmement ralentis par les basses températures (KEENEY, 1973).

Les nitrites essentiellement détectés à l'amont durant la première campagne apparaissent en quantités sensiblement plus élevées au cours de l'année 1973.

Les nitrates ne sont rencontrés qu'en très faible quantité durant la première campagne (0,5 à 1,5 mg/l lorsque l'eau présente une oxygénation supérieure à 2 mg/l). Alors qu'en 1973, leurs taux toujours supérieurs à 1 mg/l atteignent 3 à 5 mg/l durant le printemps puis l'automne.

Etant donné la nature du milieu, on peut considérer ces concentrations en nitrites et nitrates comme très basses. Si nous nous reportons en effet aux bornes des classes définies par NISBET et VERNEAUX (1970) (pour les milieux lotiques), les maxima relevés pour les nitrates et nitrites correspondraient à peine à une pollution sensible alors que les taux d'ammoniacque seraient 100 fois plus élevés que les limites retenues pour caractériser une pollution critique. Aux points 1 et 2, les valeurs correspondent en effet le plus souvent à une eau polysaprobe (classification selon ZELINKA et MARVAN, KUBIČEK, 1959 ou VON TUMPLING, 1969).

Il semble que la nitrification ne puisse pas se produire ou soit extrêmement faible dans ce bassin, ce que remarquait également WALKER (1972) à la suite d'une étude microbiologique entreprise au cours de l'hiver 1970.

Les faibles tensions d'oxygène qui régnaient dans le bassin durant les années 1971 et 1972 étaient telles que la majeure partie de la masse d'eau se trouvait en anaérobiose et ne présentait donc pas des conditions compatibles avec l'activité des bactéries nitrifiantes autotrophes. (Selon MORTIMER(1941-42), l'oxydation des nitrates serait inhibée en-deçà de 4 mg/l d'O<sub>2</sub>; celle des nitrites en-deçà de 0,4 mg/l d'O<sub>2</sub>. L'évolution spatiale et temporelle de ces limites a été reportée sur les graphiques de la Fig II . Durant la première campagne, l'oxygène aurait pu constituer un facteur limitant durant 7 mois sur 12.

Température et pH peuvent également se répercuter sur la nitrification. Si les Nitrosomonas présentent une grande tolérance à la température (1 à 37°C), les Nitrobacter sont par contre beaucoup plus sensibles aux basses températures et sont également inhibés par les fortes élévations du pH (ALEXANDER, 1965). Durant la seconde campagne, ce dernier facteur a pu devenir également limitant.

Les expériences de LAURENT (1972) prouvent en outre qu'en milieu riche en matière organique, la nitrification autotrophe par Nitrosomonas et Nitrobacter est insignifiante comparativement à l'activité des germes hétérotrophes (notamment Arthrobacter dont le seuil d'activité se situe au-dessus de 12°C). GODE et OVERBECK (1972) constataient également durant les périodes d'oxydation de l'ammoniaque que les bactéries hétérotrophes étaient quantitativement beaucoup plus abondantes que les germes autotrophes.

Quelque soit la flore impliquée, il semblerait que les conditions ambiantes régnant dans les milieux très eutrophes et spécialement dans les lagunes soient souvent défavorables à la nitrification . Divers auteurs en font la remarque. Le cas extrême est relaté par GANAPATI et al. (1961) à propos de lagunes situées en Inde près de Ahmedabad. L'eau à traiter présente des taux d'ammoniaque variant de 11 à 30 mg/l (soit sensiblement plus élevés que ceux trouvés lors de la première campagne de prélèvements) et quelque soit la saison et l'évolution de l'ammoniaque, ni les nitrites, ni les nitrates ne sont détectés dans ces lagunes. Ce phénomène fut également constaté par OSBORN (1968) en Afrique du Sud dans des étangs de stabilisation de Johannesburg. Il constatait que si l'ammoniaque traversait les lagunes sans aucune évolution durant la saison froide sa rapide diminution durant la saison chaude ne s'accompagnait d'aucune nitrification.

L'appréhension de ces facteurs dépasse très largement le cadre des études menées sur les bassins pilotes. Mais le contrôle des phénomènes d'épuration par lagunage implique une meilleure connaissance de l'importance respective de la dénitrification, de la fixation de l'azote et des rôles respectifs des algues et des bactéries de l'eau et du sédiment.

#### . *Les orthophosphates*

Le taux des orthophosphates parvenant dans ce bassin est extrêmement faible eu égard au degré de pollution de la Deule. En amont, les charges maximales en D.B.O. correspondent curieusement aux charges minimales en phosphates, caractéristique apparemment aberrante qui s'explique peut-être par la nature très complexe de la pollution qui sévit dans la Deule. Les phosphates présentent la particularité de former facilement des liaisons stables avec les métaux, ce qui favorise les phénomènes d'adsorption sur les éléments figurés présents dans l'eau ou les sédiments. Or, la Deule subit une forte pollution physique (forte charge en matières en suspension constituant d'importantes surfaces d'adsorption) interférant avec de très nombreux rejets d'ions métalliques, conjoncture qui est tout à fait favorable à la disparition des phosphates sous leur forme soluble.

Il est délicat de juger de l'évolution des orthophosphates dans le bassin au cours de la première campagne. Les concentrations détectées correspondaient en effet au seuil de sensibilité de la cassette utilisée pour les analyses de routine sur le technicon de l'Institut Pasteur.

Durant la seconde campagne par contre, les variations des concentrations plus élevées sont davantage significatives. On constate une diminution très sensible vers l'aval, d'Avril à Juillet, lors de la croissance exubérante du phytoplancton et de l'élévation consécutive du pH, deux facteurs ayant pu contribuer à la diminution des phosphates minéraux solubles. Durant l'été et l'automne au contraire l'évolution des phosphates au cours du transit devient extrêmement discrète.

## 2 - FACTEURS BIOTIQUES

### a - BACTERIOPLANCTON ( tableau 28 et fig. III de l'annexe) (mesures confiées à l'Institut Pasteur de Lille)

Une étude bactériologique détaillée avait été effectuée par WALKER et LECLERC (1973) au cours de la première année de mise en service du bassin. Leurs résultats rendaient compte du développement d'une flore bactérienne spécifique composée de plus de 80 % de *Pseudomonas*, d'*Achromobacter* et de germes pigmentés en jaune. Caractéristiques retrouvées pour les boues activées par ALLEN (1944) ou pour les lits filtrants (JAMES, 1964).

WALKER et LECLERC (Loc. cit.) constataient que les *Pseudomonas* colonisaient préférentiellement l'amont alors que les *Achromobacter* dominaient à l'aval. De fait, les premiers sont davantage caractéristiques de la florule des étangs de stabilisation à forte charge organique, les seconds des étangs de maturation.

Pour les germes fécaux, ces auteurs trouvaient une élimination supérieure à 99,5 % (ce qui n'est pas forcément élevé si la concentration initiale atteint  $10^4$  à  $10^5$ /100 ml). Cependant, dans 86 % des cas, les caractéristiques bactériologiques de l'effluent correspondaient à la norme d'une eau d'alimentation avant filtration et chloration (*Escherichia coli* < 50/100 mg). D'autre part, la valeur limite proposée pour la densité d'*E. coli* par l'Organisation Mondiale de la Santé (1 000 *E. coli*/100 ml) était toujours satisfaite après 33 jours de rétention.

Durant nos deux campagnes, les analyses de routine n'ont porté que sur les germes indicateurs de contamination fécale et les *Clostridium* sulfito-réducteurs.

#### *. Les Escherichia coli*

Ces bactéries sont supposées ne pas pouvoir proliférer en dehors de leur habitat naturel. On conçoit par suite que leur probabilité de survie soit inversement proportionnelle au temps de rétention. En 1971-72, les densités de ces germes sont relativement faibles dès le point 2 (soit après 3 jours de rétention) et généralement inférieures aux normes retenues pour les eaux d'alimentation avant filtration et chloration au niveau du point 4 (Août à Octobre, puis de Février jusqu'à la fin de l'été). Ces valeurs limites sont par contre dépassées d'Octobre à Février avec des densités allant de 50 à 100/100 ml. Durant la seconde campagne, leur élimination demeure très satisfaisante malgré un temps de rétention beaucoup plus court.

. *Les Coliformes et Clostridium sulfitoréducteurs*

Les Coliformes comptent des espèces beaucoup plus résistantes qu'E. coli et peuvent poursuivre leur multiplication dans le milieu naturel. Quant aux Clostridium, leur origine fécale serait plus douteuse. En outre, leur capacité de sporuler expliquerait leur maintenance.

Bien que le temps de séjour de l'eau ait été diminué de moitié durant la seconde campagne d'analyses, l'élimination de ces germes demeure très satisfaisante toute l'année et ils disparaissent même plus rapidement que durant la première campagne.

Les Clostridium qui ne sont généralement plus rencontrés en densité notable dès le point 2 furent retrouvés en abondance durant les périodes de très faibles tensions d'oxygène (phénomène tout à fait normal vu leur métabolisme). Ils présentaient alors aux points 3 et 4 des densités supérieures à  $10^2$  et même  $10^3/100$  ml durant la saison froide 1971-1972. L'année suivante, bien que ces germes aient été à peu près toujours détectés dans le bassin, leurs populations se sont maintenues à un taux très bas.

b- PHYTOPLANCTON

Pour des raisons pratiques, il nous était difficile de mener de front l'étude du phytoplancton et du zooplancton. Pour la première campagne d'analyses, nous avons néanmoins procédé à l'examen du phytoplancton (examen quantitatif assez succinct pour lequel nous nous sommes limitée au dénombrement des espèces dominantes, voire des unités systématiques (genres, familles ou classes). Par la suite, nous avons tenté de travailler en relation avec un laboratoire d'algologie susceptible de s'intéresser à la biologie de ces bassins pilotes et la seconde campagne fit l'objet d'une étude concertée avec le Laboratoire du Professeur BODART (DELANNOY, 1973), (DELROT - DELFOSSE, 1976, pour le bassin des Près Duhem) <sup>laboratoire</sup> qui assura l'examen détaillé du phytoplancton. Nous nous reporterons à ces travaux pour comparer les successions planctoniques saisonnières en

présence et en absence d'un couvert végétal et interpréter les successions du zooplancton et les interactions avec la qualité de l'eau.

α - VARIATIONS QUANTITATIVES DES EFFECTIFS AU COURS DES SAISONS  
ÉT DU TRANSIT DE LA MASSE D'EAU : première campagne ( fig. IV et V de l'annexe)

Bien que ne constituant pas un écran permanent à la lumière, les Lemnées qui tantôt couvraient le bassin par vent faible, tantôt se trouvaient concentrées aux extrémités des compartiments par vent fort, ont considérablement limité la croissance du phytoplancton.

Les variations des effectifs, illustrées dans les graphiques de la figure I présentent certaines similitudes avec celles observées au cours de l'année suivante par DELANNOY (valeurs reportées sur le graphique de droite). Toutefois, alors qu'en présence d'un couvert végétal, les effectifs ne dépassaient pas  $5 \times 10^6$   $\varnothing$ /l et demeuraient bien inférieurs à  $10^3$   $\varnothing$ /l durant la saison chaude. En 1973, DELANNOY trouve à peu près toujours des densités supérieures à  $10^5$   $\varnothing$ /l alors que les maxima avoisinent  $10^9$   $\varnothing$ /l.

Le développement maximal du phytoplancton survient sensiblement aux mêmes époques : d'abord durant les basses températures (Janvier, Février) puis au Printemps. Toutefois, alors qu'en 1972 la poussée printannière du phytoplancton se limitait à l'aval au mois d'Avril puis à l'amont au mois de Mai, ce phénomène de fleur d'eau fut intensément entretenu 4 mois durant l'année suivante, le déclin du phytoplancton ne survenant plus début Juin mais au cours du mois d'Août.

β - LES SUCCESSIONS

Sur les graphiques des figures IV et V nous avons représenté avec les mêmes symboles les variations de densité des grands groupes taxonomiques et celles des espèces dominantes.

Les Chlorophycées dominent très largement les formes pigmentées durant la presque totalité de l'année.

Les Volvocales, essentiellement représentées par deux espèces de Chlamydomonas offrent des densités supérieures à  $10^5$   $\varnothing$ /l en Septembre puis de Décembre à Mai. La première espèce de taille très petite est très vraisemblablement C. erenbergii, la seconde espèce de plus grande taille fut également rencontrée dans divers secteurs des canaux du Nord mais nous n'avons pu

l'identifier avec certitude. Ces deux organismes se développent successivement dans le bassin et dominent le plancton de l'aval en Février pour C. erenbergii, relayé en Mars et sur l'ensemble du bassin par la seconde espèce, laquelle est à nouveau remplacée en Mai par C. erenbergii qui présente alors un développement maximal à l'amont.

Les Chlorococcales peu abondantes jusqu'en Février voient leur croissance stimulée en Mars, Avril et Mai (avec un maximum de  $3 \times 10^6$   $\varnothing$ /l en Avril. Plus varié que celui des Volvocales, cet ordre n'est cependant représenté que par un nombre restreint d'espèces. Micractinium pusillum est nettement dominant en Avril du point 3 jusqu'à l'aval et décline ensuite progressivement à mesure de sa recolonisation de l'amont. Il présente des maxima successifs en Mai au point 3 puis au point 2 avant de péricliter et disparaître en Juin.

Ankistrodesmus spiralis et A. falcatus nettement moins abondants subissent une évolution similaire. Les quelques espèces du genre Scenedesmus rencontrées dans les échantillons (essentiellement S. quadricauda, S. falcatus, S. oblicus) apparaissent de façon plus sporadique. Leurs maxima surviennent à l'amont en Décembre puis en Avril et Mai, ils constituent finalement en Juin avec A. falcatus les quelques représentants d'un phytoplancton pauvre en espèces et en individus.

Les Bacillariophycées communes d'Octobre à Juillet sont exclusivement représentées par la sous-classe des Pennatophycidae avec cependant une exception en avril lorsqu'elles sont déplacées de façon fugace à l'aval par Stephanodiscus astrae. Les maxima des Pennatophycidae surviennent à l'aval avec un premier pic discret en Décembre et un second pic plus accusé en Février.

L'évolution dans l'espace et dans le temps des petits flagellés qui, en effectifs, dominent le nannoplancton, est assez semblable à celle des Pennatophycidae. Ces Flagellés développent des populations de plus en plus denses à l'aval durant la fin de l'automne et l'hiver puis régressent vers l'amont qu'ils colonisent massivement au cours du printemps pour disparaître finalement en Juin relayés par les Cryptophycées.

Le mois de Mars 1972 a connu une durée d'insolation exceptionnellement longue, et par suite une température moyenne plus élevée que la normale (7,2° C) entraînant semble-t-il une évolution plus rapide des successions. Une dense population d'Euglena sp. apparaît en aval durant une brève période relayée en Avril par les Chlorococcales (essentiellement Micractinium pusillum et en moindre abondance Ankistrodesmus spiralis et A. falcatus), une Cyanophycée (Phormidium sp.) et une Bacillariophycée (Stephanodiscus astrae) alors que l'amont présente un développement maximal de Volvocales (Chlamydomonas erenbergii).

Cette microflore subit ensuite un rapide déclin à partir de l'aval en Mai, puis sur l'ensemble du bassin en Juin, pour être finalement remplacée en Juillet par Cryptomonas sp. et Trepomonas sp. aux points 4 et 5, Ankistrodesmus falcatus au point 3 et Scenedesmus spp. en amont.

A l'exclusion des mois de Mars et d'Avril, ce phytoplancton est demeuré extrêmement peu diversifié avec souvent une seule espèce très fortement dominante.

#### Ø - COMPARAISON AVEC LES OBSERVATIONS FAITES PAR DELANNOY (loc.cit.) L'ANNEE SUIVANTE.

Les successions observées lors de la première campagne sont retrouvées à nouveau l'année suivante mais les populations représentent alors des effectifs beaucoup plus élevés (1 à 2 ordres de grandeur de plus).

Les Volvocales qui s'étaient maintenues 3 mois durant lors de la première campagne connurent en 1973 un développement plus exubérant mais aussi beaucoup plus limité dans le temps et dans l'espace. Des densités supérieures à  $10^5$   $\varnothing$ /l ne sont plus en effet retrouvées par DELANNOY qu'à l'aval en Avril puis, après une disparition momentanée de ces algues, à l'amont en Juin et Juillet. Durant la saison froide, les maxima apparaissent au point 4 en Janvier et évoluent en sens inverse du flot de la masse d'eau, migrant progressivement pour parvenir au point 2 en Avril, phénomène que nous avons également pu constater l'année précédente. Toutefois DELANNOY décrit un second pic qui s'amorce d'abord à l'aval en Juin pour toucher tout le bassin en Juillet après quoi ces populations déclinent très rapidement.

En présence des Lemnées, le développement des Volvocales avait sans doute été moins exubérant qu'en 1973, mais les associations s'étaient alors maintenues plus longtemps et sur des aires plus importantes. Il semblerait que le couvert végétal en modérant la croissance du phytoplancton ait favorisé le maintien de ces algues. Il en va de même semble-t-il des Cyanophycées que DELANNOY ne rencontre plus que de façon sporadique durant le printemps et l'été 1973 alors qu'en 1972 ces algues se rencontraient en abondance en Octobre, Janvier puis en Mars, Avril.

Les Chlorococcales connaissent également un développement plus exubérant lorsque sont éliminées les Lemnées mais contrairement aux Cyanophycées et aux Volvocales, elles se maintiennent durant une plus longue période en 1973 qu'en 1972.

Il en va de même des Cyanophycées. Celles-ci prolifèrent en Mars 1973 (comme l'année précédente), mais en colonisant la quasi-totalité du bassin et sont en outre retrouvées en abondance au point 5 en Mai-Juin puis en Octobre 1973.

La coexistence Chlorococcales-Cyanophycées au printemps 1972, lorsque les Lemnées se développaient librement et la très nette dominance des Chlorococcales lors du printemps et de l'été suivant évoquent les remarques faites par LEFEVRE (1948) à propos de la microflore des canaux de la Forêt de Rambouillet. Cet auteur constatait que le plancton à Chlorococcales fait rapidement place à un plancton à Cyanophytes lorsque le niveau de l'eau augmente et limite les variations journalières de température, alors qu'un abaissement du niveau de l'eau entraîne le phénomène inverse avec toutefois un passage du phytoplancton à Cyanophycées à un plancton à Chlorococcales plus lent et se réalisant par l'intermédiaire du plancton à Volvocales, Dinoflagellés et Flagellés.

Nous discuterons plus loin des effets de la pression prédatrice du zooplancton, laquelle a pu interférer avec l'absence ou la présence du couvert végétal. On peut néanmoins souligner dès à présent que le développement des Lemnées, comme l'avait démontré POURRIOT (1972), a fortement modifié le régime thermique du milieu, se répercutant non seulement sur la croissance mais encore semble-t-il sur l'évolution qualitative du phytoplancton.

C - QUELQUES INSTANTANES DE LA PRODUCTIVITE PRIMAIRE  
DE CE BASSIN. (fig. XI a et XI b)

En Février, Mars, Avril et Mai 1973, les mesures furent réalisées aux profondeurs respectives de 0,20 m, 0,75 m et 1,50 m.

Les graphiques de la figure XI b représentent l'évolution respective de la demande biochimique en oxygène de la biocénose et de la production "brute" en fonction de la profondeur et du temps de maturation de la masse d'eau. Les graphiques de la Figure XI a rendent compte des variations verticales ponctuelles de la D.B.O et de la productivité "brute". Divers facteurs capables d'influencer la productivité ont en outre été reportés dans le tableau qui accompagne ces graphiques : densités du phytoplancton et espèces dominantes aux niveaux 0,20 m et 1,60 m (selon les données de DELANNOY), charge organique moyenne, température et tensions d'O<sub>2</sub> lors de l'échantillonnage.

Les caractéristiques présentées par le milieu lors des mesures de productivité permettent d'opposer les mois de Février et Avril aux mois de Mars et Mai.

D'après DELANNOY, le phytoplancton atteint une densité plus élevée en Avril et Mai ( $10^7$  à  $10^8$   $\varrho$ /l) qu'en Février-Mars ( $10^5$  à  $10^6$   $\varrho$ /l). On constate néanmoins de très fortes sursaturations dans les premiers centimètres de la tranche d'eau aux points 4 et 5 en Mars, aux points 3,4 et 5 en Mai. Ces fortes sursaturations s'accompagnent d'une élévation également spectaculaire de la D.B.O en aval du bassin. A l'exclusion du point 1, les mesures de Février et d'Avril rendent compte d'un bilan en oxygène nettement excédentaire. Les valeurs estimées pour la productivité "brute" varient à 0,20 m de 3 à 4 mg d'O<sub>2</sub>/1/8 heures et les consommations d'oxygène ne dépassent pas 5 à 20 % de la productivité "nette". Malgré une charge organique relativement élevée sur tout le bassin (7 à 13 mg/l de D.B.O<sub>5</sub>, la teneur en oxygène du milieu demeure relativement bonne jusqu'au niveau du benthos. Les basses températures relevées à ces époques (6° C en Février, 8° C en Avril) favorisent il est vrai la circulation verticale de l'eau et les phénomènes de diffusion de l'oxygène.

Les mois de Mars et Mai, qui bénéficient tous deux de longues insulations succédant à des périodes de temps pluvieux et variable, correspondent à des réajustements de la composition qualitative du plancton, et présentent des similitudes du point de vue de la productivité primaire. On note de très fortes sursaturations en oxygène atteignant ou dépassant 200 % de la saturation et malgré un gradient vertical d'oxygène très fortement accusé, toute la tranche d'eau se trouve en aérobiose.

Si les productivités "brutes" des mois de Février, Mars et Avril sont très comparables, la productivité "nette" est par contre beaucoup plus faible en Mars (la consommation d'oxygène atteignant une moyenne de 1 à 1,5 mg/1/8 heures pour la colonne d'eau aux divers points). On notera qu'au point 5, la productivité "brute" ne compense pas la D.B.O, alors que dans les premiers centimètres de la colonne d'eau, la saturation en oxygène dissous dépasse 180 %.

Il est manifeste que le nombre d'échantillons utilisés est insuffisant pour cerner les phénomènes. Il est notamment à craindre qu'au niveau 0,20 m où furent incubés les échantillons les plus superficiels, on se soit déjà trouvé en-deçà de la zone de photosynthèse la plus active.

En Mai, la productivité nette est extrêmement élevée à 0,2 m. Cependant le gain d'oxygène résultant du bilan (photosynthèse nette moins D. B. O) qui est très important aux points 3 et 4 semble insuffisant pour compenser la demande biochimique en oxygène du benthos et l'on constate encore comme en Mars un assez important déficit en oxygène à 1,60 m.

La forte production d'oxygène constatée près du benthos au point V en Mai est surprenante. Cette époque de longues insulations fait suite à une période de temps pluvieux et couvert et s'accompagne de profonds remaniements des associations phytoplanctoniques. Au fond du bassin, aux points 4 et 5, DELANNOY constate l'apparition d'une Cyanophycée (Dactylococcopsis ascicularis) qui domine alors très nettement la microflore avec  $10^6$  à  $10^7$  cellules/l et se retrouve dans toute la colonne d'eau au point V, avec une densité plus élevée en surface. Certaines Cyanophycées sont susceptibles au même titre que les bactéries phototrophes d'utiliser de très faibles quantités d'énergie pour leur photosynthèse. Mais ce facteur ne suffit vraisemblablement pas à expliquer que l'on puisse trouver à 1,50 m au point 4 et dans une eau extrêmement turbide, une productivité aussi élevée.

Ces quelques essais d'appréciation de l'activité du phytoplancton sont beaucoup trop ponctuels pour permettre une analyse synthétique des phénomènes mais laissent supposer que la productivité de ces milieux peut atteindre des valeurs extrêmement élevées, lesquelles ne compensent pas nécessairement la D.B.O des sédiments.

Une étude plus détaillée de la productivité a été effectuée de façon systématique sur le Bassin des Près Duhem.

L'évolution spatio-temporelle des grands groupes taxonomiques: Ciliés, Rotifères, Cladocères et Copépodes est illustrée sur les graphiques de la Figure VI gr.33 à 37), celle des principaux éléments représentant cette faune sur les figures VII, VIII, IX et X.

La densité et la nature du zooplancton se trouvent fortement influencées par les variations spatiales de la qualité de l'eau, mais comme nous l'avons déjà remarqué à propos du phytoplancton, les variations saisonnières sont bien plus accusées que les variations spatiales.

Si nous considérons non pas la biomasse mais les effectifs, l'hiver, le printemps et l'été se trouvent successivement caractérisés par la dominance des Ciliés, des Rotifères puis des Cladocères. Ces derniers se maintiennent durant l'été et une partie de l'automne.

#### 2. Les Ciliés

Les espèces les plus communes ont fait l'objet d'un examen quantitatif distinct pour les échantillons de la première campagne de récoltes, alors que les Ciliés furent dénombrés globalement dans les échantillons de l'année 1973.

Les variations individuelles des cinq Ciliés les plus communs sont illustrées figure VII (Les graphiques 38 et 39 correspondent aux Ciliés nanoplanctoniques essentiellement représentés par un Oligotriche: Strobilidium sp 1 (12 x 20  $\mu$ ) et une très petite espèce (7 x 13  $\mu$ ) supposée être un Frontoniidae. De la fin de l'Automne au début de l'été, ces deux Ciliés atteignent des densités de  $10^5$  cell/l. D'une taille suffisamment faible pour être ingéré par les Cladocères (comme nous le verrons à propos du spectre alimentaire de ces derniers: p 163,164), ces petites espèces disparaissent rapidement lorsque les Entomostracés recolonisent le bassin à la fin du printemps. Strobilidium sp 1 apparaît au point 1 en Novembre et Janvier puis colonise le bassin jusqu'au point 3 en Mars-Avril. L'évolution dans l'espace et le temps de la seconde espèce se fait au contraire depuis l'aval avec une migration progressive des maxima vers l'amont, parallèlement à la réduction des secteurs présentant une forte charge organique.

Ces deux Ciliés du nanoplancton se relaient plusieurs fois dans le temps et dans l'espace (l'Oligotriche étant toutefois plus fréquent à l'amont) et ne sont guère rencontrés simultanément en très grande abondance que dans les eaux très riches de l'amont (Janvier).

Parmi les espèces pouvant être concentrées sur soie à bluter ("net plankton"), Vorticella spp., Paramecium caudatum, P. aurelia et un petit Oligotriche Lohmaniella sp.<sup>?</sup> (1) furent fréquemment rencontrées dans les échantillons.

On peut constater en se reportant aux graphiques 40 à 42 de la figure VII, qu'il y a bien peu de chevauchement entre les aires et les périodes de développement de ces espèces dominantes. Les paramécies se cantonnent dans les aires de concentrations bactériennes élevées, donc de forte charge organique, alors que les espèces à nage plus rapide, les Vorticellidae et la seconde espèce d'Oligotriche (Lohmaniella?) colonisent les secteurs du bassin présentant une charge organique plus modérée.

On remarquera que le développement des Vorticellidae coïncide avec les aires et périodes de très faibles tensions en oxygène dissous. Ces oligoxybiontes sont progressivement relayés par le Strobilidiidae au cours de la seconde poussée phytoplanctonique, laquelle s'accompagne cette fois d'une bonne oxygénation du milieu et de sursaturations diurnes. Cette espèce relaie les Vorticellidae en Janvier au point III, puis sur la totalité du bassin en Février pour décliner à son tour en Avril lorsqu'un petit Rotifère strictement algivore (Rhinoglena frontalis) faiblement représenté jusque là dans les eaux de l'amont, entre dans une phase de croissance active. La succession Vorticella spp/Lohmaniella (?)<sub>sp</sub> coïncide avec le relai des Flagellés incolores par les Volvocales (Chlamydomonas erenbergii) alors que le remplacement de l'Oligotriche par R. frontalis correspond à un remaniement du phytoplancton dont la diversité augmente de façon très sensible. Il est raisonnable de supposer à la lumière des travaux de GLIWICH et ILLBRICHT-ILKOWSKA, 1972, GLIWICH, 1975, 1976, 1977 que la pression prédatrice exercée début Avril par les très denses populations du petit rotifère strictement algivore (se nourrissant préférentiellement selon POURRIOT (1965) de Volvocales et de Chlorococcales) a favorisé, voire déclenché, le remaniement du phytoplancton. Ce phénomène se solde à plus ou moins brève échéance par de profondes modifications au sein du zooplancton.

---

(1) - Nous n'avons pas pu trancher la question de l'appartenance générique de ce Cilié également rencontré en grande densité dans les eaux bien oxygénées et riches en phytoplancton de l'Escaut, du bassin des Prés Duhem ou des bassins de lagunage alimentés près de Douai par une station d'épuration (PARENTY et ANGELI, 1977). Ce ou ces Ciliés (il y avait en fait deux populations de taille très différente, ce qui signifie nullement pour des Protozoaires que l'on soit en présence de deux espèces distinctes) correspondent aux descriptions de DAHL (1932.) pour le genre marin Lohmaniella.

FAURE-FREMIET (1967) insistait sur la tolérance extraordinairement étendue de nombreuses espèces de Ciliés vis à vis des facteurs abiotiques. De fait, en 1930 FINLEY démontrait déjà que nombre de Ciliés et Rhizopodes oligohalins peuvent donner d'excellentes cultures en eau de mer à condition d'être accoutumés progressivement à la salinité. La réciproque semble également possible puisque parmi leurs cultures de Ciliés entretenues à Gif-sur-Yvette, IFTOD et VERSAVEL (communication personnelle) maintenaient sur eau de Volvic et grain de blé plusieurs souches de Ciliés dont une espèce d'Euplotes provenant de la Baltique.

9. Les Métazoaires

Dans le Bassin des Ansereuilles, les Cyclopidae furent dénombrés globalement, de même que les cohortes de Cladocères appartenant au genre Daphnia. D. magna amenée par les eaux de la Deule au cours de l'été 1971 a colonisé le milieu durant la quasi totalité de la première campagne. Elle était alors accompagnée à l'amont de D. longispina et D. atkinsoni rencontrées de façon sporadique. Le bassin mis à sec au cours de l'été 1972 ne fut réalimenté que vers le mois d'Octobre et malgré les oeufs de durée qui pouvaient se trouver dans les sédiments, la recolonisation du bassin par les Daphnidae ne s'est produite qu'une fois D. magna développé dans la Deule puis déversée par suite dans le bassin avec l'eau d'alimentation. En 1973, cette espèce de grande taille n'a plus guère été accompagnée que par D. pulex.

Bien que la présence des Lemnées estompe les effets de la lumière et du réchauffement diurne, on observe dès le printemps 1972, une très nette succession saisonnière et spatiale des associations de Métazoaires. Ce phénomène se déroule l'année suivante selon le même schéma avec cette fois des étapes de transition beaucoup plus courtes.

Durant l'hiver, les Métazoaires représentés par de très faibles effectifs, sont nettement dominés par les Ciliés. Quelques individus de Philodinidae accompagnent ces Protozoaires à l'amont, alors que l'on ne rencontre sur l'ensemble du bassin que des populations très sporadiques de Lepadella spp, Keratella quadrata (1ère année) ou de Rhinoglena frontalis et Polyarthra dolichoptera (2ème campagne).

Une des caractéristiques du plancton de ce bassin réside dans le développement fulgurant au printemps de R. frontalis. La première année, ce rotifère entre en phase de développement rapide au mois de Mars dans le secteur amont où il est accompagné par Keratella quadrata et en moindre densité par Epiphanes senta, Brachionus calyciflorus et quelques individus de Synchaeta sp. (1). Cette prolifération exubérante de R. frontalis suit l'évolution de la "fleur d'eau". Au printemps 1972, lorsque le couvert végétal régulait la prolifération des algues, cette espèce strictement algivore s'est développée de façon aussi fulgurante que brève. Au cours du printemps 1973, par contre, en absence

---

(1) - S. pectinata fut toujours trouvé en petite quantité dans les échantillons qualitatifs lorsque R. frontalis commençait à se développer. Les Synchaetidae présentent une densité négligeable devant celle de R. frontalis. Par suite, ces deux espèces délicates à discerner sur des échantillons fixés, furent dénombrées globalement.

de tout facteur physique modérateur et en absence des grands filtreurs crustacéens, les algues ont pu se maintenir d'Avril à Juillet avec des densités supérieures à  $10^7$  cell/l.

Rhinoglena frontalis apparemment très résistant aux fortes sursaturations et aux métabolites excrétés par les algues, s'accommode parfaitement des conditions ambiantes très sévères qui règnent alors sur le bassin. N'entrant plus en compétition avec les Ciliés ou les Rotifères, cette espèce utilise avec profit l'abondante nourriture disponible. Ce n'est plus cette fois durant un mois, mais durant deux mois à l'amont, trois mois à l'aval que cet algivore atteint des densités de l'ordre de 1 000, voire 30 000 individus/l.

A défaut d'exercer une pression prédatrice suffisamment élevée pour entraîner le déclin du phytoplancton, la prédation de R. frontalis a pu réguler suffisamment la croissance algale pour éviter la sénescence des populations et favoriser ainsi la persistance de cette "fleur d'eau printannière" de très longue durée.

La première année, Rhinoglena frontalis se trouve rapidement déplacée par des Rotifères de plus grande taille, avanta-gés compétitivement par un rythme de filtration plus élevé et un spectre alimentaire plus étendu incluant le trypton.

R. frontalis est ainsi relayée à l'amont au point I par K. quadrata déjà très abondante le mois précédent et Brachionus angularis (points II et III). Puis ces deux espèces sont remplacées à leur tour par des filtreurs de plus grande taille : B. calyciflorus (point I) et B. rubens (points II et III) cependant qu'à l'aval D. magna représentée de façon très sporadique en Avril 1972, va se développer et entraîner très rapidement le déclin de R. frontalis. Après avoir appauvri le milieu en phytoplancton, la Daphnie gagne progressivement les eaux plus riches de l'amont où elle finit par exclure les brachions.

Cette série de relais et d'exclusions compétitives se reproduit de façon similaire au cours de l'année 1973. Mais R. frontalis se maintient cette fois dans des eaux bien plus douces que l'année précédente (les températures moyennes en Juin sont de  $15,3^{\circ}$  C alors que les moyennes des maxima journaliers atteignent  $21^{\circ}$ ). Il s'agit d'une espèce ne se développant pas au-delà de  $17^{\circ}$  C dans la nature (POURRIOT, 1965). Son déclin a pu se trouver favorisé cette fois par l'élévation des températures au cours de la journée alors que ce facteur ne pouvait pas être mis en cause en Mars 1972. Ce petit rotifère se trouve à nouveau déplacé à l'amont par les Brachions dont le développement de plus brève durée qu'en 1972 s'étend cette fois sur un large secteur du bassin et atteint des densités bien plus élevées (2 à 5 000 individus/l). Finalement D. magna amenée par la Deule<sup>(?)</sup> colonise d'abord l'aval comme l'année précédente et exclut rapidement R. frontalis puis les Brachions.

Ainsi, les successions observées au cours des deux campagnes procèdent d'un même schéma général mais divergent cependant par quelques-unes de leurs caractéristiques :

1 - durée et ampleur du développement "printannier" du phytoplancton et des Rotifères ;

2 - abondance en 1973 d'espèces plus ou moins détritivores qui n'apparaissent plus que, de façon sporadique l'année suivante. Le couvert de Lemnées et les microorganismes associés (périphytiques, épi ou hyponeustoniques), apportent à la mort de ces divers éléments constitutifs, une provende de nourriture pour le zooplancton et le benthos. Contrairement à l'année 1973, la faunule qui se développe au sortir de l'hiver 1972 est largement représentée par des espèces plus ou moins détritivores (1) : K. quadrata rencontrée toute l'année mais particulièrement abondante au cours du printemps, B. angularis, B. calyciflorus, Bosmina longirostris, Chydorus sphaericus, accompagnés de carnivores (en l'occurrence ici des Cyclopidae beaucoup mieux représentés lorsque les Lemnées étaient présentes). Exception faite des Brachions se développant également très bien à partir d'un seston riche en Volvocales et Chlorococcales (POURRIOT, loc. cit.), la plupart de ces espèces, qui se trouvaient compétitivement avantagées par les conditions ambiantes résultant de la présence du couvert végétal, ne réapparaissent plus que de façon sporadique en 1973.

3 - Enfin, Daphnia magna, présente durant la quasi-totalité de l'année lorsque le couvert végétal modérait le développement du phytoplancton, semble totalement incapable de coloniser le milieu en 1973 et n'y parvient finalement (2) que lorsque R. frontalis à l'aval, les Brachions à l'amont commencent à "maîtriser" quelque peu la croissance exubérante du phytoplancton. Le groupe des Cyclopidae (commun mais peu abondant durant la première année, exclusion faite d'une très courte période à l'amont en Septembre 1971) ne fut le plus souvent représenté de façon sporadique en 1973, n'apparaissant que lors du développement massif du zooplancton. Ces organismes ne constituent qu'une infime fraction de la biomasse. Il s'agit là semble-t-il d'une caracté-

---

(1) - Le spectre alimentaire des espèces rotifériennes dominantes est représenté dans le tableau VI (Extrait de POURRIOT, 1977).

(2) - Il est possible que cette espèce ait été réintroduite en Juin 1973 alors qu'elle commençait à se développer dans la Deule. Elle ne devient néanmoins commune dans le bassin qu'à la fin du mois de Juillet. On peut en outre supposer que si les conditions ambiantes avaient permis une réapparition plus précoce des Cladocères, ceux-ci auraient dû se développer à partir des oeufs de durée déposés l'été précédent.

ristique commune aux eaux polluées (GUILLARD, 1950 , DE SMET et EVENS 1972) et très particulière aux bassins de lagunage, comme le laissent supposer les travaux de SLÁDEČEK (1968), KYSELOWA (1973) ou la revue bibliographique jointe aux nombreuses observations personnelles de DINGES (1973).

Nous allons maintenant confronter ces observations sur les successions en relation avec la qualité de l'eau aux données de la littérature se rapportant à des biotopes comparables au Bassin des Ansereuilles, après quoi nous tenterons d'interpréter ces interactions plancton-qualité de l'eau en les considérant sous l'angle des capacités de filtration des diverses associations.

## D - INTERPRETATION ET DISCUSSION

### 1 - CARACTERISTIQUES DU RENDEMENT DU BASSIN

#### a) Analyse des phénomènes responsables de très mauvaises performances printannières du bassin

La Deule en amont des Ansereuilles ne reçoit guère d'effluents d'industries alimentaires à activité saisonnière. La majeure partie des sources de pollution se trouve en effet cantonnée à la zone du bassin minier. La pollution de la Deule au niveau des Ansereuilles, engendrée par un flux assez régulier, est la résultante de la dilution par les précipitations et de l'épuration qui a pu se manifester dans le canal. Nous avons vu que cette charge atteint un maximum durant l'automne et la saison froide puis tend à diminuer avec l'élévation de la température pour devenir modérée à très faible durant le printemps et l'été. Or c'est paradoxalement au cours des poussées algales printannières, en une période de charge extrêmement modérée que le rendement devient nul (première campagne) ou que l'on constate une nette dégradation de la qualité de l'eau (2ème campagne). On peut interpréter ces phénomènes comme suit :

Durant la période de basses températures (Fin Décembre- Fin Février : moyennes mensuelles variant de 3 à 5° C), l'activité biologique est extrêmement réduite (1) et par suite l'élimination de la charge organique résulte essentiellement de la floculation des particules en suspension et des

---

(1) - Dans la région, les gérants des stations d'épuration considèrent que le rendement très faible vers 7° C est pratiquement nul à 5° C, ce qui semble être confirmé par le monogramme de ZANKER (1973) ou le diagramme de LUDWIG (1973) (lesquels ne permettent de calculer un temps de rétention optimal de l'effluent à traiter en fonction de la charge initiale et de la température que pour des températures supérieures à 5° C).

colloïdes au cours du transit de la masse d'eau. La quantité de vases organiques ainsi accumulée, très peu dégradée durant l'hiver, devient au printemps le siège d'une fermentation active (1) qui va contribuer à augmenter le degré trophique du milieu et entraîner éventuellement les nuisances caractéristiques d'une prolifération algale anarchique (sursaturations, fortes variations journalières de pH et d'O<sub>2</sub> et apparemment forte augmentation de la D.B.O).

Cette période critique limitée au mois de Mars de la première année se prolonge 5 mois durant l'année suivante. Les Lemnées, bien que peu abondantes dans le secteur aval, ont très vraisemblablement joué un rôle modérateur vis à vis du phytoplancton, mais il est également possible que cette forme d'eutrophisation ("différée" ou "endogène"), résultant de la fermentation des vases ait moins influencé le milieu au cours de cette première année de mise en eau, alors que l'épaisseur des vases était encore peu importante. D'après les observations de MARAIS (1966) ou d'OSWALD (1964), il faut de nombreux mois avant que la quantité de substances libérées par la fermentation ne cesse d'être proportionnelle à l'épaisseur des dépôts (Un bassin récemment mis en eau n'atteindrait ainsi un certain état d'équilibre qu'après 4 à 5 années).

b) Interprétation de cette augmentation de la charge organique concomitante aux proliférations algales

On peut considérer que cette importante demande en oxygène qui accompagne le développement d'un abondant phytoplancton et de densités également élevées de phytophages peut résulter des facteurs suivants :

---

(1) - OSWALD (1964) a souligné l'importance de l'épaisseur des sédiments sur le rendement des bassins de lagunage, démontrant expérimentalement que l'intensité de la fermentation anaérobie des vases se trouve fortement influencée par la température. Pour chaque augmentation de 5° C, le volume de gaz produit par fermentation serait approximativement multiplié par 7.

$\alpha$  - D.B.O par les substances dégradables en solution

● Substances provenant de la lyse cellulaire: d'après STUMM et MORGAN (1970), 100 mg d'algues nécessitent 140 mg d'oxygène pour leur minéralisation post mortem.

● Métabolites : d'après FOGG (1971); le taux des produits extracellulaires provenant de la photosynthèse et de la respiration serait loin d'être négligeable. (atteignant 0.3% du carbone fixé par la photosynthèse pour des concentrations de l'ordre de 600 mg/m<sup>3</sup> de chlorophylle a, 8% pour des concentrations de 20 mg/m<sup>3</sup>, et jusqu'à 80% lorsque la densité algale est faible). En Avril 1972, lors de la prolifération de Rhinoglena frontalis sur l'ensemble du bassin, nous avons effectué en parallèle des mesures de D.B.O<sub>5</sub> sur eau brute et sur eau filtrée. Les résultats sont les suivants :

Stations	3 AVRIL 1972		14 AVRIL 1972	
	Eau brute	Eau filtrée	Eau brute	Eau filtrée
I	6.6	6	9.1	7.2
II	4.5	5	6.2	4
III	4.5	4.7	6.2	4.7
IV	6	5.6	8	4
V	4.6	4.7	6.6	4.4

tabl. XII: COMPARAISON DES VALEURS OBTENUES POUR LA D.B.O SUR EAU BRUTE ET SUR EAU FILTRÉE (mg d'O<sub>2</sub> / l / 5j ).

La D.B.O du seston n'est nullement négligeable, notamment au point IV mais celle du filtrat, donc des substances en solution représente néanmoins 50 à 100% de la D.B.O totale.

β - D.B.O par le zooplancton

En Mars et Mai, lorsque l'augmentation de la D.B.O<sub>5</sub> à l'aval du bassin est la plus élevée, dépassant 17 ppm d'O<sub>2</sub>, le zooplancton est exclusivement représenté par Rhinoglena frontalis. En extrapolant aux densités de ce Rotifère (rencontré alors dans la zone de plus forte concentration en algues (40 000 individus/l)), les résultats de POURRIOT (1970) sur les consommations d'oxygène par cette espèce vers 10-12° C (la température du bassin était de 7 à 13° C), nous obtenons pour les populations rotifériennes une D.B.O d'environ 0,5 mg/l<sup>/8h</sup>. Or la consommation d'oxygène de l'ensemble des populations planctoniques en eau superficielle, mesurée sur 8 heures, <sup>(F.g. x1)</sup> était au point V, de 4 ppm en Mars et de 2,5 ppm en Mai. Il semblerait que la plus forte contribution à la D.B.O. soit bien le fait de la microflore et des produits de dégradation.

2 - COMPARAISON DES SUCCESSIONS OBSERVEES DANS CE PILOTE AVEC CELLES DECRITES POUR DES ETANGS RECEVANT UNE FORTE CHARGE ORGANIQUE DURANT L'HIVER

Ce bassin pilote fonctionne en flot continu et nous n'avons guère trouvé dans la littérature d'études biologiques portant sur des bassins de lagunage alimentés de cette façon. Toutefois, étant donné que le bassin reçoit les charges maximales durant la saison froide et se trouve de moins en moins chargé à mesure que l'on se rapproche de l'été, on peut établir une comparaison entre les variations biologiques et physico-chimiques de ce milieu et celles étudiées par KYSELOWA (1973) dans des étangs de stabilisation. Les 4 étangs suivis deux années durant par cet auteur sont mis en charge une à deux fois par an (en Février ou en Décembre et Février) avec les effluents plus ou moins dilués d'une sucrerie. L'étang le plus fortement chargé reçoit une D.B.O<sub>5</sub> de 1 000 ppm d'O<sub>2</sub> (soit 100 à 150 fois celle du Bassin des Ansereuilles). L'élimination des 90 % de cette charge organique prend 5 à 6 mois. KYSELOWA (loc. cit.) distingue 4 phases successives dans cette épuration :

- la phase hétérotrophe : caractérisée par la dominance des flagellés incolores, des Volvocales et des Euglenophycées (essentiellement Chlamydomonas sp.). Le milieu est totalement désoxygéné et les métazoaires font défaut (la D.B.O<sub>5</sub> passe de 600 à 30 mg/d'O<sub>2</sub>/l). Ces plus faibles valeurs correspondent aux plus fortes D.B.O<sub>5</sub> observées en hiver dans le Bassin des Ansereuilles et dans ces étangs, comme dans le bassin pilote, les Volvocales atteignent leur maximum lorsque les Chlorococcales commencent à apparaître. Bien que les charges organiques de ces étangs et du bassin pilote

soient très différentes, nous retrouvons des successions de la même nature. En outre, les très faibles concentrations en oxygène observées durant la saison froide de la première année pourraient s'expliquer par le comportement de ces algues, capables lorsque le milieu est très riche en matière organique, de recourir à un mode de nutrition hétérotrophe [ Comme l'ont démontré DANFORTH, 1962, (pour certaines Chrysophycées) ou PRINGSHEIM, 1952, 1955, PRINGSHEIM et PRINGSHEIM, 1959 (pour des espèces du genre Ochromonas ), BRETHAUER, 1975 (pour le genre Chlamydomonas très caractéristique des étangs de stabilisation et des milieux anaérobies), EPPLEY et MARCIAS (1963), ont en outre prouvé que les espèces de ce genre pouvaient utiliser leurs pigments pour absorber par photorespiration l'acétate produit par les bactéries anaérobies]. Or, il se trouve qu'en 1972, le bassin recevait une charge plus élevée qu'en 1973 alors même que le couvert végétal limitait la croissance des espèces strictement autotrophes.

- la phase hyperautotrophe caractérisée par le développement des Chlorococcales et des Cryptophycées, phase qui s'accompagne de sursaturation et du développement d'un nombre de plus en plus important d'éléments du zooplancton et notamment des Rotifères.

Si la phase "hétérotrophe" est assez discrète dans le Bassin des Ansereuilles dont la charge est bien plus faible que celle des étangs décrits par KYSELOWA, cette phase "hyperautotrophe" se trouve par contre extrêmement accusée, notamment au printemps 1973 et correspond effectivement à une période où les Chlorococcales dominent les Volvocales (les concentrations observées par KYSELOWA:  $10^7$  à  $10^8$  cell/l sont également comparables à celles atteintes au printemps par le phytoplancton du bassin pilote).

- la phase de transition correspondant au déclin du phytoplancton et au développement des Clacodères

- la phase de stabilisation caractérisée par le développement d'espèces phyto- et zooplanctoniques typiques des étangs piscicoles.

Les D. magna et D. pulex dominant durant l'été dans le bassin pilote, ne permettent guère la colonisation du milieu par des espèces susceptibles d'entrer en compétition avec elles et la diversité spécifique du zooplancton demeure faible. On retrouve néanmoins, en aval du bassin pilote, cette phase finale de l'épuration ou de "stabilisation", de la fin du printemps au début de l'automne. Nous verrons que ces phénomènes sont beaucoup moins tranchés dans le cas du bassin des Près Duhem.

Pour les Protozoaires, KYSELOWA ne mentionne que le développement des Amoebiens. Nous ne possédons par suite aucun critère de comparaison pour les Ciliés. Par contre, il est intéressant de noter que les successions observées par cet auteur dans les étangs les plus fortement chargés et ne recevant pas de poisson présentent des points communs avec celles du Bassin des Ansereuilles. Le déclin du phytoplancton est également déclenché par le développement des Brachions en Juin-Juillet, relayés par divers Cladocères dont Daphnia pulex puis D. magna. Ces successions, très nettes dans l'étang recevant la plus forte charge, sont beaucoup moins caractéristiques dans les étangs ayant reçu un effluent dilué.

### 3 - INTERPRETATION DES INTERACTIONS PHYTO-ZOOPLANCTON, PLANCTON-QUALITE DE L'EAU ENVISAGEES SOUS L'ANGLE DES CAPACITES DE FILTRATION DU ZOOPLANCTON

Les travaux de GLIWICZ et HILBRICHT-ILKOWSKA (1972), GLIWICZ (1975, 1976 et 1977) mettent l'accent sur l'importance de la pression prédatrice exercée par le zooplancton dans les successions du phyto puis du zooplancton :

- d'une part, la prédation favorise un recyclage plus rapide des éléments nutritifs et stimule par suite la productivité primaire,
- d'autre part, la pression prédatrice entraîne lorsqu'elle devient trop forte, un déplacement et une modification de la distribution des classes de taille des éléments du seston (remplacement des espèces dont la productivité ne compense plus la perte par prédation par celles appartenant aux classes de taille les moins "broutées". Les successions ainsi déclenchées au niveau du phytoplancton font intervenir à leur tour un "feed-back" négatif qui aboutit à une modification des associations animales. Ces interactions peuvent entraîner au cours des saisons divers relais successifs de microphages à spectre alimentaire étroit, par des macrophages ou <sup>des</sup> espèces à spectre alimentaire très large et vice - versa.

L'estimation des capacités potentielles de filtration des diverses biocénoses qui se sont succédées dans le bassin facilitera l'interprétation des interactions existant entre les filtreurs les plus efficaces et les propriétés biologiques et physico-chimiques du milieu.

a - Ordre de grandeur des capacités de filtration  
des associations animales se succédant au fil des saisons.

Les espèces communément rencontrées dans le bassin se nourrissent pour la plupart en filtrant les éléments figurés en suspension dans le milieu. Quantifier ces capacités potentielles d'éclaircissement des espèces dominantes pourrait nous permettre de comparer l'efficacité respective des diverses associations et juger par suite de leur impact sur l'élimination des matières en suspension et de la D.B.O..

Pour les Cladocères et Copépodes, assez peu sélectifs vis à vis de la nature des particules ingérées, on dispose de très nombreuses données quantitatives, relatives au rythme de filtration déterminé in vitro à partir de cultures, ou in situ en présence d'un tout venant d'algues et de trypton.

Au contraire des Crustacés, les Rotifères et Ciliés se nourrissant par filtration comptent des espèces très diversement sélectives (1). Il s'ensuit qu'en dépit d'une riche littérature sur la nutrition de ces organismes et sur leurs préférences alimentaires (2), on dispose d'un nombre limité de données quantitatives sur leur aptitude à éclaircir le milieu.

Les renseignements que nous avons pu rassembler sur le rythme de filtration des espèces rencontrées dans le bassin (ou à défaut des formes affinées ou de taille similaire) sont présentés dans le tableau IV. Nous avons joint à cette compilation bibliographique les résultats de quelques-unes de nos propres mesures effectuées in vitro selon la technique décrite en détail par HANEY (1970) dans son mémoire de Thèse (exposée brièvement au chapitre I).

Il ressort du tableau IV que les valeurs obtenues pour une même espèce sont sujettes à d'importantes variations. De nombreuses études de laboratoire ont en effet montré que le rythme de filtration du

---

(1) - Sélectivité qui intervient non seulement au niveau spécifique mais encore peut-être dans de nombreux cas au niveau même de la race écologique ou de la souche, qu'il s'agisse des Rotifères (POURRIOT, 1965) ou des Ciliés (BARNA et WEIS, 1973). De nombreuses études sur les communautés de Protozoaires dont celles de PICKEN (1937), MAGUIRE (1963), FENCHEL (1969), GROLIÈRE et NJINE (1973) concluent à la coexistence de plusieurs espèces bactériophages. Ce qui, avec les résultats expérimentaux (tels que ceux de DIVE (1973, 1974), CURDS et VANDYKE (1966), SMALL (1973), TAYLOR et BERGER (1975) tend à conforter l'hypothèse d'une adaptation et d'une spécialisation des souches à la nourriture bactérienne en présence de laquelle elles se nourrissent et se développent (phénomène qui limiterait d'autant la compétition entre bactériophages).

(2) - Pour les Rotifères, on trouvera de nombreux éléments dans le travail de POURRIOT (1965) et sa mise au point de 1977, ainsi que dans les articles de STARKWEATHER et GILBERT (1977), GILBERT et STARKWEATHER (1977). Pour les Ciliés, on se reportera notamment à la mise au point de FAURE-FREMIET (1967) et à l'article de DIVE (1973) sur la sélectivité de Colpidium campylum où l'auteur passe en revue une abondante bibliographie.

ESPECES	ml/an/J	NOURRITURE UTILISEE	AUTEURS
DAPHNIA MAGNA	8	Chlorella pyrenoidosa	LEFEVRE (1942)
	25-73	lques vertes et diatomées	RYTHER(1954)
	7.2	Chlorella pyrenoidosa	SUSCHCHENYA(1958)
	6.4	Chlorococcus sp.	MONAKOV et SOROKIN (1960)
	5.4	bactéries	" " "
	62	Saccharomyces cervisiae	RIGLER (1961)
	1-9	Chlorella vulgaris ( culture scenescente)	MCMAHON et RIGLER (1965)
	2-100	(cultures en phase de crois- sance logarithmique)	" " "
	81	Escherichia coli	" " "
71	Tetrahymena pyriformis	BURNS (1969)	
D.PULEX  ( juvéniles)	0.9-5.2	Chlamydomonas reinhardi	RICHMAN (1958)
	6.4	Chlorococcus sp.	MONAKOV et SOROKIN (1960)
	7.2	Rhodotorula rubra	observations personnelles
	1.7	" "	" "
BOSMINA LONGIROSTRIS	3 0.09-0.9	Chlorella pyrenoidosa phytoplankton lacustre	SUSCHCHENYA (1958) . HANEY (1970)
CHYDORUS SPHAERICUS	0.03-0.42	phytoplankton lacustre	" "
DIAPTOMUS } ♀ TYRELLI } ♂ copepodites nauplii	2.2-2.5 0.4-1.2 0.05-0.7 0.001- 0.05	Rhodotorula rubra " " " " " "	observations personnelles " " "
BRACHIONUS RUBENS	0.011	Scenedesmus acuminatus	ERMAN (in POURRIOT 1977)
B. CALYCIFLORUS	0.01-0.08	Chlorella pyrenoidosa	HALBACH et HALBACH-KEUP (1974)
	0.01-1.20	Rhodotorula rubra	STARKWEATHER et GILBERT (1977)
	0.002-1.08	Euglena gracilis	GALWOVSKAJA (1963)
PHILODINIA ROSEOLA	0.024	populations mixtes	ERMAN (in POURRIOT 1977)
population mixte de rotifères	0.03-0.043	plancton lacustre	NAUWERCK (1959)
TETRAHYMENA PYRIFORMIS	6x 10 <sup>-5</sup>	suspension de peptone	RICKETTS (1966)
LOXODES MAGNUS	nb de cell. 9.6 à 312 /J	Scenedesmus spp.	GOULDER (1972)



Tableau IV : Ordre de grandeur des capacités de filtration des éléments du zooplancton.

zooplancton peut être fortement influencé par les facteurs ambiants, tels que la température (McMAHON (1962), BURNS et RIGLER (1967), GAVLENA (1967)), l'oxygénation de l'eau (HEISEY et PORTER (1977)), la concentration en nourriture (CONOVER (1956), MONAKOV et SOROKIN (1961), RIGLER (1961), REEVE (1963), HALBACH et HALBACHKEUP (1974), DIVE (1975), TAYLOR (1978, ..)), la dimension des particules (MALOVITSKAYA et SOROKIN (1961), BURNS (1968), McQUEEN (1970), GLIWICZ (1977)), la nature chimique de la nourriture ou son état physiologique (MULLINS (1963), REEVE (1963), McMAHON et RIGLER (1965), IVANOVA (1967), CROWLEY (1973) de même que la nature de la lumière, et d'une façon plus générale le cycle nyctéméral (HANEY, 1975).

Il est par suite extrêmement délicat d'extrapoler les valeurs obtenues in vitro ou in situ, dans des conditions ambiantes bien déterminées, à un milieu dont les composantes abiotiques sont sujettes à d'importantes variations journalières et saisonnières.

L'étude in situ des capacités de filtration des organismes des bassins de lagunage constitue l'une des suites à donner à notre travail. Pour l'instant, faute de disposer de données quantitatives précises, nous ne pouvons que nous livrer à une extrapolation permettant d'estimer un ordre de grandeur très théorique de l'activité supposée des organismes.

Si l'on retient pour une femelle mature de Daphnia magna une capacité moyenne de filtration de 50 ml/J, l'étendue de son spectre alimentaire étant mise à part, on peut raisonnablement supposer à partir du tableau IV que les capacités de filtration d'un seul individu femelle de cette espèce sont comparables à celui d'un effectif de l'ordre de :

- 7 à 55 Daphnia pulex ;
- 22 à 35 Copépodes algivores adultes tels que Diaptomus tyrelli ;
- 17 à 500 Bosmina longirostris ;
- 16 à 2 500 Chydorus sphaericus ;
- 625 à 5 000 Brachionus calyciflorus ;
- 1 000 à 16 000 Nauplii tels que celles de Diaptomus tyrelli ;
- 800 000 Tetrahymena pyriformis.

Or il se trouve que, si D. magna et D. pulex sont bien représentées durant la saison chaude, les densités maximales des Brachions, des Nauplii ou des Ciliés demeurent bien plus faibles que celles susceptibles de compenser l'activité d'une seule femelle adulte de D. magna.

Pour les densités maximales atteintes par les espèces dominantes (ou les unités systématiques les plus communes dans le bassin), les valeurs extrêmes relevées dans la littérature permettent d'estimer le volume journallement éclairci par litre de milieu à :

- 6 ml pour les Ciliés nanoplanctoniques (Leur taille étant en fait bien plus faible que celle de T. pyriformis, cette valeur doit être largement surestimée) ;

- 0,8 à 10 ml pour les stades juvéniles des Copépodes ;

- 100 à 150 ml pour les Ciliés du plancton filtré (Les plus gros Ciliés ayant une taille quatre à cinq fois plus grande que T. pyriformis, et les relations entre capacités de filtration et taille étant généralement de type quadratique (BURNS, 1969), il est permis de supposer que l'efficacité de ces populations atteignait au maximum 16 à 25 fois celle de T. pyriformis : valeurs que nous avons retenues pour le calcul) ;

- 90 à 300 ml pour Rhinoglena frontalis (dont la taille est de 3 à 5 fois plus faible que celle de B. calyciflorus, ce qui suppose une capacité de filtration de 9 à 25 fois plus faible ;

- 20 à 400 ml pour les Brachions (en supposant que les diverses espèces aient la même efficacité que l'espèce dominante B. calyciflorus;

- 500 à 2 500 ml pour D. magna.

Les variations spatio-temporelles de la quantité d'eau susceptible d'avoir été journallement éclaircie sont reportées sur les graphiques de la page suivante, en parallèle avec la D.B.O. et la densité algale.

L'étendue du spectre alimentaire des espèces dominantes n'a pas été prise en considération dans cette extrapolation. Or la succession : Ciliés → Rhinoglena frontalis → Keratella quadrata et (ou) B. calyciflorus → Daphnia magna + Daphnia pulex ] correspond à un relai d'espèces ayant, non seulement des capacités de filtration de plus en plus élevées, eu égard à leurs effectifs, mais encore un spectre alimentaire de plus en plus étendu au point de vue de la taille et de la diversité des proies (tableaux V et VI ). Le spectre alimentaire le plus étendu est rencontré chez D. magna capable d'utiliser avec profit des particules d'un diamètre de 1 à 80 microns (et de nature extrêmement variée comprenant colloïdes et éventuellement des substances organiques dissoutes non colloïdales), bactéries, levures, phytoplancton, petits Ciliés et Rotifères. On se reportera pour les références bibliographiques à la mise au point de CHAMP et POURRIOT (1977) qui passent en revue les nombreux travaux sur la nutrition des Cladocères. Parmi les espèces rotifériennes dominantes, si nous nous référons aux travaux de NAUMANN (1923), POURRIOT (1965), GLIWICZ (1969), le spectre alimentaire le plus large est vraisemblablement

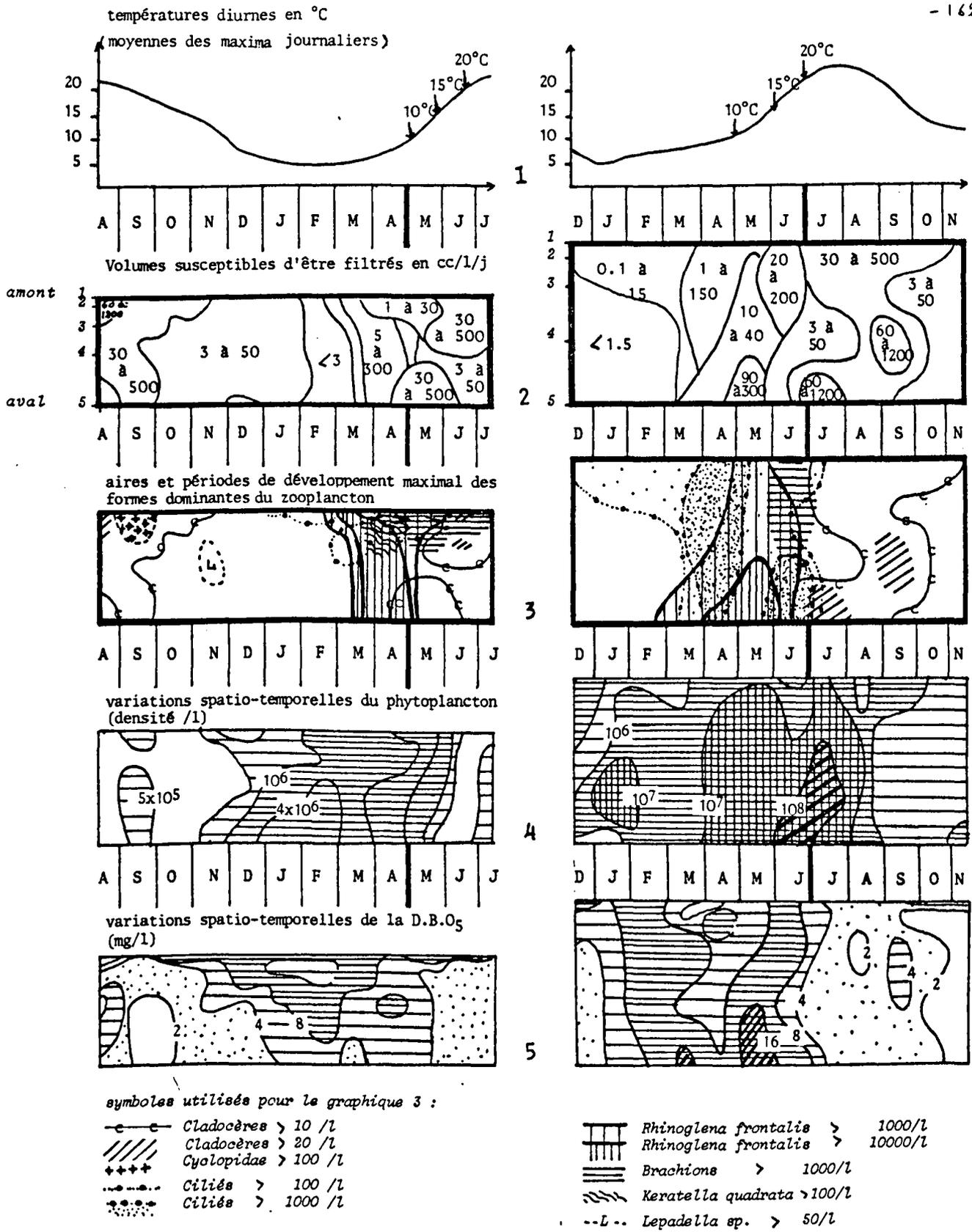


FIG. 30 : VARIATIONS SPATIO-TEMPORELLES DES CAPACITÉS POTENTIELLES DE FILTRATION DU ZOOPLANCTON. ON COMPARERA CES VARIATIONS SAISONNIÈRES AVEC CELLES DE LA NATURE DU ZOOPLANCTON, DE LA DENSITÉ ALGALE ET DE LA CHARGE ORGANIQUE.



ESPECES	Taille maximale des particules ingérées (µ)	AUTEURS
DAPHNIA MAGNA	80 <sup>(X)1</sup>	BURNS (1968)
D.PULEX	40	" "
Bosmina longirostris	20	" "
CHYDORUS SPHAERICUS	4 - 5	GLIWICZ (1969)
BRACHIONUS SPP.	17 - 18	POURRIOT (1965)
FILINIA SPP.	10 - 12	NAUMANN (1923)
KERATELLA QUADRATA	2 - 3	GLIWICZ (1969)
K.COCHLEARIS	2 - 3 <sup>(X)2</sup>	" "

TABLEAU V : Ordre de grandeur de la taille maximale des particules ingérées par les espèces communément rencontrées dans les bassins pilotes.

(X) 1 - TEZUKA (1974) observe une très bonne consommation de paramécies par des femelles adultes (la souplesse de la membrane plasmique des Ciliés favorisant peut-être l'ingestion de cellules de grande taille bien supérieure à 80 µ).

(X) 2 - POURRIOT (1965) a toutefois constaté que cette espèce était susceptible de recourir à une stratégie particulière pour ingérer ces cellules de taille bien plus grande, en l'occurrence des Cryptomonas de 16 x 48 µ que ce rotifère ingère après en avoir provoqué l'éclatement.

nourriture espèces	nourriture						
	Détritus	Chlorococcales	Volvocales	Eugléniens	Cryptomonadines	Chrysomonadines	Diatomées centrales
Brachionus angularis	++	++	+	-	-	-	+
Brachionus calyciflorus	+	++	++	++	-	-	+
Brachionus rubens	+	++	+	++	-	-	-
Keratella cochlearis	++	-	-	-	+	++	+
Keratella quadrata	+	++	++	+	+	+	+
Rhinoglena frontalis	-	++	++	+	++	-	-
Filinia longiseta	++	+	-	-	-	-	-

Tableau VI : Régime alimentaire des espèces rotifériennes les plus couramment rencontrées (d'après POURRIOT, 1977).



	Espèces	Concentrations critiques ou optimales en éléments figurés (densité/l)			Auteurs
		minimales	optimales	maximales	
CLADOCERES	Daphnia magna			<ul style="list-style-type: none"> <li>● <math>3 \times 10^9</math> (Escherichia coli)</li> <li>● <math>3 \times 10^8</math> <math>\mu^3</math> (Chlorella 34 <math>\mu^3</math>)</li> <li>● <math>1,2 \times 10^6</math> (Tetrahymena pyriformis 18000 <math>\mu^3</math>)</li> </ul>	Mc MAHON et RIGLER 1965
	Daphnia rosea (taille similaire à D.pulex)		$7.5 \times 10^7$		BURNS et RIGLER 1967
ROTIFERES	Brachionus rubens		$4.5 \times 10^9$ Scenedesmus acuminatus		ERMAN 1956, in POURRIOT (1977)
	Brachionus calyciflorus		$2.5 \times 10^9$	* $5 \times 10^9$ Chlorella pyrenoidosa	HALBACH et HALBACH-KEUP (1974)
				$10^9$	
Euchlanis dilatata		$5. \times 10^8$	* $1,5 \times 10^9$ Chlamydomonas reinhardii	KING 1967 (in POURRIOT 1977)	
CILIES	Colpidium campylum	$10^{10}$ bactéries	vers $10^{12}$		DIVE 1975
	Colpidium colpoda	$4 \times 10^9$ bactéries			TAYLOR 1978
	C. glaucoma				

● Seuil au dessus duquel le rythme de filtration devient constant.

★ Seuil au dessus duquel le rythme de filtration diminue.

Tableau VII : Ordre de grandeur des concentrations algales ou bactériennes pour lesquelles sont observés : une croissance minimale (Ciliés), ou un rythme optimal ou maximal de filtration (Cladocères et Rotifères).



celui de B. calyciflorus. Cette espèce peut filtrer des particules d'assez grande taille (jusqu'à 17 - 18 microns) et de nature relativement variée : algues (et notamment celles qui sont largement représentées dans les milieux hypereutrophes) mais aussi trypton et bactéries. Keratella quadrata possède également un spectre alimentaire assez large du point de vue qualitatif mais se trouve bien plus limitée que B. calyciflorus par la dimension des particules ingérées.

Ces particularités des espèces dominantes du zooplancton permettent d'expliquer les fluctuations des performances du bassin concernant l'élimination de la charge organique. Le rendement de ce filtre biologique constitué par la biomasse du zooplancton, qui est très faible durant l'hiver et le printemps, peut se trouver décuplé lors de l'apparition des Brachions, puis celle des Entomostracés (1).

On conçoit très bien dans ces conditions que ces espèces tour à tour dominantes aient pu relayer par exclusion compétitive les espèces moins efficaces et à spectre alimentaire plus étroit.

On peut s'interroger alors sur la nature des facteurs ayant empêché un développement plus précoce des espèces les plus opportunistes, telles que Brachionus calyciflorus, D. magna ou D. pulex.

## 2 - Facteurs susceptibles de retarder la colonisation du bassin par les grands filtreurs.

Parmi les facteurs susceptibles d'être évoqués, on peut retenir les paramètres suivants :

### a. Les fortes sursaturations

Lorsque la productivité est très élevée, il peut advenir que les Cladocères soient entraînés en surface par les microbulles d'oxygène libérées par leur nourriture algale. Or une fois captées par la surface, les Daphnies demeurent prisonnières des phénomènes de tension superficielle et meurent d'inanition.

(1) - La Deule, qui présente dans ce secteur de Juillet à Septembre de très denses populations de Cladocères (D. magna) concentrées le long des berges, est elle-même le siège d'une épuration importante et l'eau d'alimentation du pilote puisée au niveau des essais de Daphnies a déjà subi un important "traitement biologique" avant de parvenir dans le bassin (d'où les très faibles D.B.O. du point I, alors que les analyses de routine de l'Agence de Bassin qui portent sur un échantillon moyen réalisé au travers de l'ensemble de la section du canal, révèlent des D.B.O. beaucoup plus élevées pour ce secteur).

### β • Une concentration trop élevée en trypton.

Diverses expériences ont prouvé que les filtreurs crustacéens étaient capables d'ajuster dans une certaine mesure leur rythme de filtration à la concentration des aliments (RYTHER (1954), BURNS et RIGLER (1967), SUSCHENYA (1970), CHISHOLM et al. (1975)). Au-dessus d'un certain seuil, de fortes densités d'algues ou de trypton tendent néanmoins à être néfastes aux filtreurs en entraînant une diminution du coefficient d'assimilation (RYTHER (1954), MONAKOV (1972)).

Nous avons rassemblé dans le tableau VII p<sup>164</sup> quelques valeurs trouvées dans la littérature sur les concentrations critiques de bactéries ou d'algues pour lesquelles ont été constatés : la plus faible croissance (cas des Ciliés), le rythme de filtration optimal ou son déclin (Rotifères et Cladocères).

Il ne semble pas d'après ces valeurs que la densité du phytoplancton ait pu atteindre dans ce bassin un seuil critique pour les Cladocères (et encore moins pour les Brachions qui présentent un rythme de filtration maximal pour des concentrations algales bien plus élevées que celles rencontrées au cours du printemps).

### γ • Elevation du pH et augmentation concomitante du taux d'ammoniaque non dissocié et toxique.

Les observations de SCHEITHAUER et BICK (1963) montrent qu'au-dessous d'un pH de 8, Daphnia pulex est indifférente aux concentrations d'ammoniaque alors qu'au-delà de pH 8, cette espèce ne supporte plus que des concentrations inférieures à 0,5 ppm. D. magna semble par contre avoir une réponse beaucoup plus nuancée aux effets de l'ammoniaque (puisque retrouvée sporadiquement par ces auteurs dans des eaux de pH 8, contenant de 25 à 30 ppm d' $\text{NH}_4$  et de pH 9 contenant 7 ppm d' $\text{NH}_4$ ).

Lors du développement exubérant du phytoplancton, le taux d'ammoniaque dans le Bassin des Ansereilles variait entre l'amont et l'aval de 8 à 1 ppm, le pH oscillant entre 8 et 8,5 en eau superficielle n'excédant pas 8 en eau profonde. Ces facteurs n'auraient donc pas dû incommoder D. magna ni D. pulex qui pouvaient trouver au moins dans les eaux de l'aval un taux d'ammoniaque et un pH compatible avec leur développement. C'est effectivement à partir de l'aval que se fait la recolonisation par les Entomostracés, mais celle-ci ne survient que lorsque le déclin du phytoplancton est déjà fortement amorcé. Ceci nous conduit à envisager un dernier facteur : l'influence inhibitrice du phytoplancton,

§ • Effets toxiques des métabolites excrétés par les algues.

HARDY, dès 1936, remarquant en milieu marin l'absence de zooplancton et de necton dans les zones de denses populations phytoplanctoniques, émit l'hypothèse de l'"exclusion animale" par les algues. Cette hypothèse se trouve confortée par de nombreuses observations ultérieures (1). Ainsi les métabolites excrétés par des cellules âgées de Chlororoccales ont une action inhibitrice sur la nutrition, le taux de filtration et de reproduction des Crustacés tels que Daphnia magna (RYTHER, 1954 ; UHLMANN, 1961) et des Rotifères (ERMANN, 1962 *in* POURRIOT, 1965).

Parmi les facteurs que nous venons d'envisager, il semble que l'on ne puisse retenir que cet effet inhibiteur du phytoplancton pour expliquer la disparition des Cladocères ou leur recolonisation tardive.

Il reste à considérer un dernier paramètre pour lequel nous ne possédons pas d'informations directes :

c - Coefficient d'activité du phytoplancton

La vitesse de renouvellement des populations phytoplanctoniques ou coefficient d'activité de NAUWERCK (1963) (pourcentage de la biomasse renouvelée journallement), dépend du milieu, de la nature du phytoplancton et de son état physiologique. Ce coefficient peut varier de quelques dizaines de pour cent dans les lacs peu productifs à plusieurs centaines dans les milieux eutrophes, voire plusieurs milliers, dans les eaux hypereutrophes.

---

(1) - La littérature sur les métabolites externes et les interactions biochimiques chez les organismes aquatiques est passée en revue dans la mise au point de POURRIOT (1966) et dans celle de HELLEBUST (1974).

Tableau VIII

Données relevées dans la littérature sur le coefficient d'activité du phytoplancton dans des milieux de degré trophique croissant.

Pourcentage de la biomasse algale renouvelée journalièrement par photosynthèse	Lacs	Auteurs
En général de 10 à 60 % excédant rarement 90 %	lacs suédois	RODHE 1958
67 à 150 %	lacs polonais	JAVORNICKY 1966
2 à 400 % moyenne de 150 % (Les maxima correspondent à une productivité de 1 à 1,9 g C/m <sup>2</sup> /j)	Lac Majeur	GOLDMAN et al 1968
En été 115 %	lacs de haute montagne Port-Bielh	CAPBLANCO 1972
196 %	Gour Nere moyen	
245 %	Gourquet	
10 à 80 % avec un des maximum de 1370 % en période de productivité très intense	Lac salé très productif du Nord Dakota	JAVORNICKY 1966-

Pour qu'il y ait régulation de la croissance algale, la prédation doit au minimum compenser la production journalière. C'est à dire que le volume journallement éclairci par les filtreurs doit atteindre, d'après les valeurs rassemblées dans le tableau VIII, quelques dizaines de cc/litre de milieu, lorsque la productivité est très faible, à plusieurs litres, voire plus d'une dizaine de litres dans les milieux hyper-productifs tels que celui du lac salé du Nord Dakota. Les quelques valeurs obtenues pour la productivité primaire du bassin des Anserouilles et les mesures régulières faites sur le Bassin des Prés Duhem (Fig. XXIII bis et XXIII ter) permettent de classer ces bassins durant le printemps parmi les milieux hyper productifs dans lesquels une régulation active du phytoplancton suppose un taux de filtration journalier très élevé.

Les phénomènes d'autorégulation (1) qui permettent de modérer la croissance algale en dehors de toute prédation, s'avèrent insuffisants pour limiter les nuisances résultant du métabolisme de denses populations de microphytes. Dans les milieux recevant une charge organique, ces nuisances se trouvent en outre aggravées par le développement d'espèces capables de passer à un mode de nutrition plus ou moins strictement hété-

- (1) 1 - "self shading" qui régule la productivité primaire en réduisant l'épaisseur de la zone photique.  
 2 - Phénomènes d'auto et d'hétéro-antagonisme. (On trouvera les nombreuses références bibliographiques sur cette question abordée dès 1952 par LEFÈVRE et al. dans les mises au point de POURRIOT, 1966, FOGG, 1962-1966, 1971, HELLEBUST, 1974).  
 3 - Epuisement des substances nutritives (dans les eaux polluées le carbone constitue souvent un facteur limitant).

Ces divers effets se soldent par la sénescence des populations, leur déclin et la libération des substances nutritives, ce qui boucle le cycle et permet le développement éventuel d'une nouvelle "poussée algale".

rotrophe. On conçoit que dans ces conditions la nature et l'efficacité du filtre biologique constitué par le zooplancton puissent jouer un rôle décisif dans l'autoépuration en bassins de lagunage :

1) directement par floculation et digestion de la matière organique particulaire (particules inertes, algues ou bactéries)

2) indirectement, par le jeu de la prédation, en limitant les perturbations physicochimiques consécutives à un métabolisme algal trop intense (D.B.O élevées, importantes variations journalières des chémoclines...) ; nuisances que l'on sera à même d'apprécier à propos du bassin des Prés Duhem.

#### 4 - RESUME ET CONCLUSIONS

Deux alternatives sont à considérer durant la période printanière de très mauvais rendement de l'épuration :

a - Les grands filtreurs sont absents (ou présents en trop faible densité), lorsque les algues commencent à proliférer. Ils se trouvent rapidement éliminés par les modifications des composantes abiotiques résultant d'une croissance algale trop intense. Bien peu de phytophages sont alors capables de se développer. Dans le bassin des Ansereuilles nous ne rencontrons guère que de petits Ciliés Oligotriches (Strobilidiidae) et Rhinoglena frontalis. Ces espèces pionnières modérément efficaces pour contrôler la croissance des microphytes, favorisent cependant à plus ou moins brève échéance la recolonisation du milieu par des phytophages plus aptes à provoquer le déclin des populations algales. Dans le cas du bassin des Ansereuilles comme dans celui des étangs étudiés par KYSELOVA (loc. cit) les brachions sont les premiers à pouvoir recoloniser le milieu : filtreurs actifs, ils précipitent le déclin du phytoplancton et favorisent le retour des Cladocères.

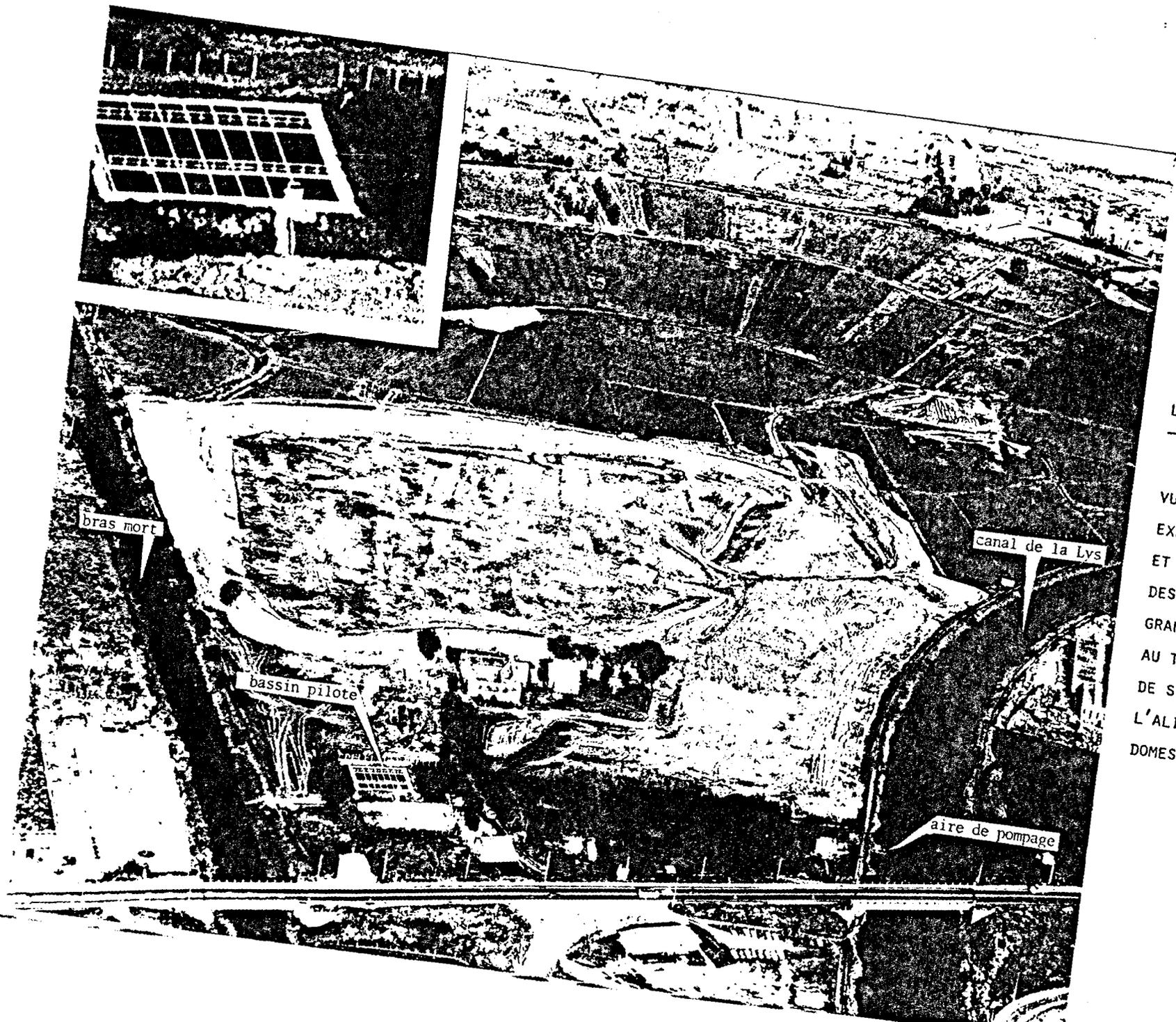
b - Les grands filtreurs sont déjà représentés et sont suffisamment abondants pour modérer la poussée du phytoplancton et éviter que l'activité métabolique des algues ne rende le milieu impropre à leur survie. Cette alternative ne s'est pas produite dans le bassin des

Ansereuilles mais a été par contre observée dans le pilote très profond des Prés Duhem.

Dans les nombreux bassins de lagunage du Texas, DINGES (1973) a constaté que les Cladocères (D. pulex ou D. similis) n'étaient rencontrés que lorsque la profondeur de la tranche d'eau dépassait 2 m. Il faut donc que la lumière joue déjà quelque peu le rôle de facteur limitant (par l'influence de la profondeur ou de la présence d'un couvert végétal) pour que les Daphnies, au lieu de se trouver exclues par l'activité des microphytes, puissent au contraire, s'implanter, contrôler la croissance de ces derniers et maîtriser indirectement les composantes abiotiques de l'environnement.

Les caractéristiques morphologiques des bassins de lagunage influencent donc très fortement la nature du plancton et par suite les successions biologiques, comme nous allons pouvoir le constater à propos du bassin très profond des Prés Duhem.

1970  
1970



LES PRES DUHEM A ARMENTIÈRES

VUE AÉRIENNE DU BASSIN  
EXPÉRIMENTAL DE LAGUNAGE  
ET DU SITE D'IMPLANTATION  
DES FUTURS BASSINS A  
GRANDE ÉCHELLE DESTINÉS  
AU TRAITEMENT DE L'EAU  
DE SURFACE EN VUE DE  
L'ALIMENTATION DU RÉSEAU  
DOMESTIQUE.

## II - BASSIN PILOTE DES PRES DUHEM ALIMENTE PAR LA LYS A ARMENTIERES

### A - CARACTERISTIQUES

#### 1 - DESCRIPTION

La structure et la mise en service de cet ouvrage situé à Armentières (Nord) sont dues à l'initiative de la Communauté Urbaine de Lille (Maître d'oeuvre) et de l'Agence de Bassin Artois-Picardie. La mise en eau définitive fut effectuée en Février 1975.

Ce bassin de 16 m sur 14 et d'une profondeur de 3,80 m comprend, en plus de deux zones mortes situées aux extrémités amont et aval 5 compartiments transversaux d'une largeur de 2 mètres. Le fond est constitué par une feuille de plastique surmontée d'une épaisseur de sable d'une dizaine de centimètres. La séparation et l'étanchéité entre les compartiments sont réalisés par des plaques d'amiante-ciment.

L'eau captée par pompage dans la Lys subit un dégrillage et un déshuilage dans le "débourbeur" avant de s'écouler successivement dans chacune des travées du bassin. Cette circulation s'effectue au travers des cloisons par une ligne verticale de petits orifices d'un diamètre de 2 cm, distants de 20 cm et ménagés alternativement à l'une ou l'autre des extrémités des plaques d'amiante-ciment.

Cet ouvrage de la même superficie que le pilote des Anse-ruilles se différencie de ce dernier par trois caractéristiques :

- une grande profondeur assez exceptionnelle pour un plan d'eau devant servir au lagunage ;

- des travées deux fois plus larges et laissant par suite davantage de prise au vent ;

- la présence en aval d'une zone morte faisant office de tampon et qui permet au dernier compartiment d'avoir la même configuration et par suite le même régime thermique que les autres travées.

## 2 - FONCTIONNEMENT ET TEMPS DE RETENTION

Le bassin devant théoriquement fonctionner en aérobiologie, il fut convenu que les lentilles d'eau seraient éliminées dès qu'elles couvriraient 50 % de la surface des compartiments. Ce nettoyage fut le plus souvent effectué en temps voulu sauf durant quelques semaines au cours des mois de Juin, Août puis Novembre 1976.

Deux problèmes majeurs se sont posés lors du fonctionnement de cet ouvrage.

### a - Problèmes d'étanchéité

L'utilisation de traceurs colorés dès les premiers essais de mise en eau a permis de déceler des fuites au niveau des scellements de béton qui assuraient la cohésion des feuilles de plastique et des plaques d'amiante-ciment. Malgré les réparations effectuées avant la mise en eau définitive, ces fuites ne furent jamais totalement colmatées comme le laissent supposer les importants écarts entre les débits d'entrée et de sortie (Fig.XII b ).

### b - Débit et temps de rétention

La Lys à Armentières fortement chargée en matières décantables fait plus ou moins office de décharge publique et reçoit de nombreux détritiques macroscopiques. Une crépine métallique fut donc mise en place pour protéger l'aire de pompage et éviter de trop fréquents colmatages de la pompe. Malgré un entretien régulier, la rapide accumulation des détritiques et l'intérêt qu'ils soulevèrent chez les rats ont valu de fréquentes détériorations du grillage se soldant par l'arrêt de la pompe. Il s'ensuit que le débit théoriquement fixé autour de 800 l/h pour permettre à l'effluent de séjourner un mois durant dans le bassin a subi de très fortes variations (illustrées dans le graphique XIIb ).

Notons que durant la saison chaude les débits de sortie sont de 20 à 50 % plus faibles que ceux de l'entrée, les écarts s'atténuant quelque peu durant la saison froide. Si l'on peut imputer à l'évaporation une part notable de ce déficit<sup>(1)</sup>, celui-ci est néanmoins trop élevé pour ne pas être attribué en grande partie à des pertes par infiltrations. Un hypothétique colmatage naturel des aires d'infiltration ne s'est semble-t-il jamais produit durant la campagne de prélèvements.

Bien que le fonctionnement de ce pilote se soit révélé extrêmement décevant, deux raisons nous ont incitées à poursuivre l'étude biologique :

- d'une part, il n'était pas possible à l'époque de trouver un ouvrage similaire dans un rayon de 200 km ;

- d'autre part, il nous semblait extrêmement intéressant de pouvoir étudier les successions et la dynamique des populations planctoniques de la Lys après maturation dans un bassin aussi profond (et par suite dans un milieu beaucoup plus hétérogène que le Bassin des Ansereuilles).

L'étude biologique fut entreprise par nos soins en Avril 1975, puis menée de concert à partir d'Octobre 1975 avec le Laboratoire d'Algologie de l'Université qui se chargea de l'analyse détaillée du phytoplancton (DELROT-DELFOSSÉ, 1976).

### 3- LOCALISATION DES POINTS DE PRELEVEMENTS ( fig 31 )

Les analyses biologiques portèrent systématiquement sur 4 puis 5 des 7 points représentés sur la carte de repérage. L'analyse détaillée du zooplancton fut tout d'abord effectuée pour les points I, III, V et VII (Avril 1975 à Janvier 1976) puis, vu l'instabilité de la zone d'alimentation, l'échantillonnage du point I fut abandonné au profit du point II; les examens quantitatifs du zooplancton portant dès lors sur les points III, IV, V, VII.

---

(1) - Pour les bassins du Grau-du-Roi, situés en région sèche et fortement éventée, la perte quotidienne durant le printemps a été estimée à 500 m<sup>3</sup> / ha. soit 1/3 du débit d'alimentation (SAUZE 1973). Dans les lagunes étanches où l'Agence de Bassin Artois-Picardie a effectué des mesures d'évaporation, les chiffres obtenus sont dix fois plus faibles et permettent d'estimer pour le bassin des Prés Duhem une perte par évaporation de l'ordre de 1 m<sup>3</sup> / J. (alors que le déficit entre le débit d'entrée et de sortie atteint des maxima de 8 m<sup>3</sup> / J).

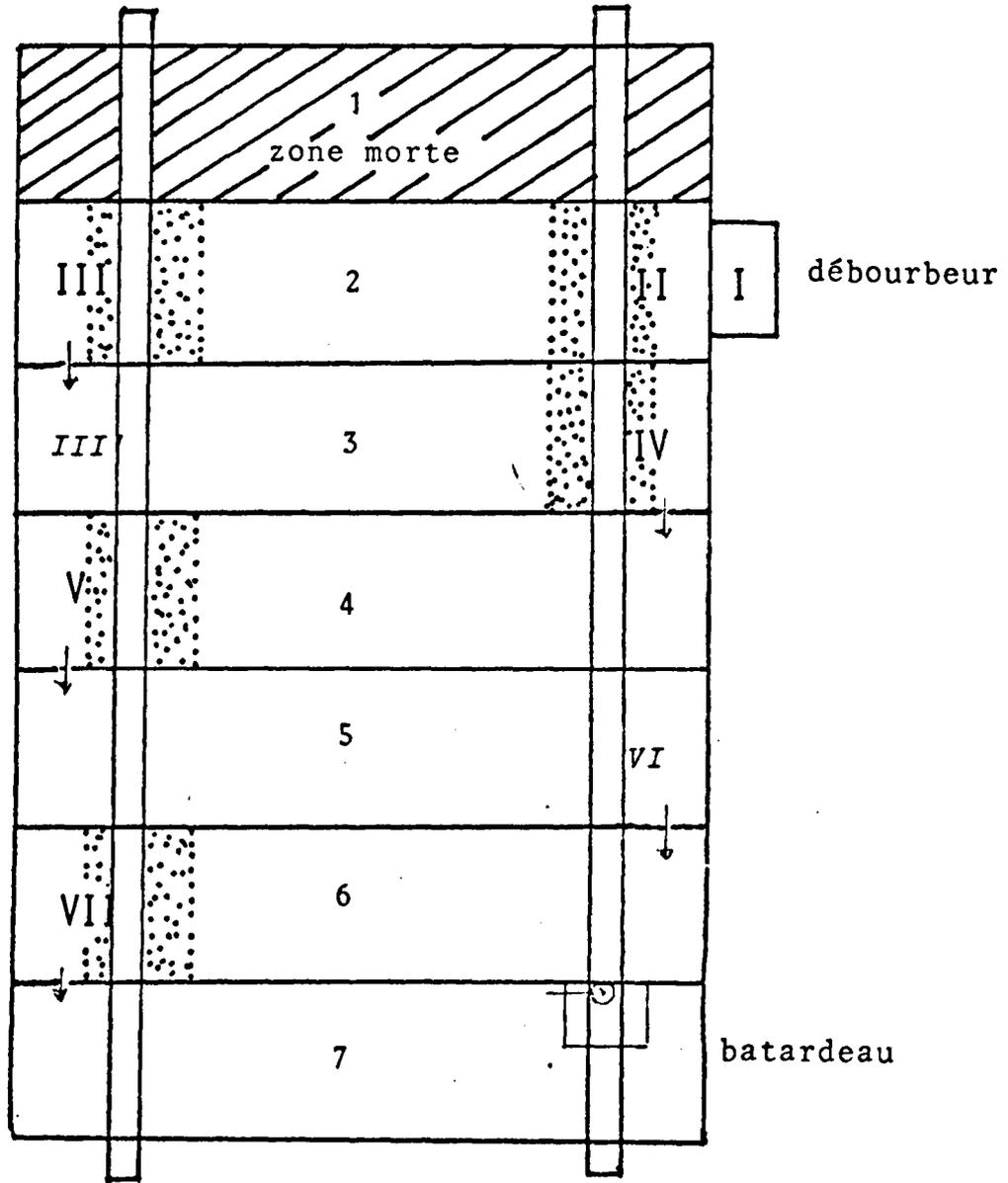


Fig. 31 ; BASSIN PILOTE DES PRES DUHEM

plan de repérage des points de prélèvements

 = aires de récoltes.



## B - RÉSULTATS

### 1 - FACTEURS ABIOTIQUES ( tableaux 42, 44 et 45 de l'annexe)

#### A - MESURES PHYSIQUES (fig.XIII à XV)

##### α • Température

La région du Nord jouit durant l'été 1975 d'une température et d'une durée d'insolation nettement supérieures à la moyenne et connut plusieurs mois durant en 1976 des conditions climatiques exceptionnelles comparables à celles d'une région subtropicale.

Une partie de cette étude biologique se trouve ainsi placée dans un contexte très particulier et sans doute peu représentatif d'une région au climat habituellement frais et humide. En contre partie, ces conditions ambiantes inhabituelles nous ont apporté un complément d'information sur la tolérance individuelle des éléments du zooplancton capable de se développer dans un environnement particulièrement sévère (températures, pH et taux d'ammoniaque exceptionnellement élevés, très faibles concentrations en oxygène dissous).

Les valeurs mensuelles des températures moyennes, de la durée d'insolation et des précipitations communiquées par la station météorologique de Lille Lesquin sont reportées dans le tableau VII où nous avons fait figurer à titre de comparaison les moyennes respectives de ces trois paramètres établies pour la période 1946-1975.

##### + Profils de température et régime thermique

Le profil vertical de température fut établi pour chaque série de récoltes vers 8 heures et 19 heures. Des mesures en continu ne purent malheureusement pas être réalisées et ces relevés ne rendent compte que de façon très ponctuelle des variations de la stratification thermique. Ces profils sont reportés pour la saison chaude 1976 sur les graphiques de la fig. XIV et les isothermes correspondantes sur le graphique de la fig. XV. Les variations spatiales et saisonnières des écarts thermiques enregistrés vers 19 heures entre 0 et 2 m sont illustrées sur le graphique de la fig. XVIII.

3717  
SAB

Températures moyennes mensuelles en °C		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
	Moyenne des années 1946 - 1975	2.7	3.4	5.9	8.9	12.4	15.1	17.0	17.1	14.9	10.7	6.2	3.5
	1975				8.3	11.4	14.9	18.1	19.6	15.4	9.5	5.5	2.7
	1976	4.6	3.5	4.2	8.2	13.4	<u>18.4</u>	<u>20</u>	18.7	14.4	11.8	6.6	1.5
Durée d'insolation en heure	Moyenne des années 1946 - 1975	53	75	120	163	196	212	198	187	154	114	55	41
	1975				143	175	260	234	252	121	108	46	44
	1976	58	82	<u>155</u>	<u>235</u>	<u>240</u>	<u>306</u>	<u>259</u>	<u>282</u>	137	80	43	63
Hauteur mensuelle des précipitations	Moyenne des années 1946 - 1975	46	42	39	42	47	59	59	61	59	53	62	53
	1975	69	21	<u>100</u>	61	33	40	55	<u>103</u>	<u>132</u>	27	<u>116</u>	26
	1976	32	34	34	<u>9</u>	33	<u>4</u>	<u>38</u>	<u>27</u>	84	48	82	55

TABEAU IX. : Relevés mensuels des températures moyennes, durées d'insolation, et précipitations, effectués par la station météorologique de Lille-Lesquin au cours des années 1975-1976.

(La station se trouve à une distance de 30 Km du bassin des Prés Duhem).

Les variations diurnes de température et de stratification thermique étant étroitement dépendantes de la turbidité de l'eau et de la présence d'un couvert végétal, nous avons également indiqué sur la première série de graphiques la profondeur de disparition du disque de Secchi et mentionné la présence éventuelle des lentilles d'eau lorsque celles-ci recouvraient le bassin. On constate que ce couvert végétal discontinu, loin d'être totalement opaque à la lumière, s'est pourtant avéré suffisant pour influencer très fortement le régime thermique, estomper la stratification diurne et entraîner indirectement une chute de l'oxygénation de l'eau (Fig.XIV et XVIII). Ce tapis clairsemé de Lemnées a pu en outre influencer indirectement la vitesse d'écoulement de l'eau brute et son temps de rétention.

On constate (fig.XIV )

que les écarts thermiques les plus importants sont le plus souvent relevés dans les eaux moins turbides de l'aval, les gradients les plus accusés apparaissant durant les mois d'Avril à Août. Au cours de la saison chaude 1975, ces variations verticales de température ne dépassaient guère 3° C pour les deux premiers mètres alors que les très longues insolation de 1976 ont favorisé l'établissement d'une stratification beaucoup plus accusée avec des écarts de 7 à 8° C sur une profondeur de 2 m.

On remarquera sur le graphique XIV que certains profils verticaux présentent deux inflexions successives de température. On passe d'une zone superficielle de "saut thermique" située entre 0 et - 0,5 ou - 1 m à une couche thermiquement plus stable entre - 0,7 à - 2 m qui fait suite à une tranche d'eau ayant à nouveau un gradient thermique très fortement accusé (Points 2 du 15 Juin, 3 et 4 du 6 Juillet). Ces variations supposent des discontinuités des propriétés optiques du milieu et ne semblent pas pouvoir être interprétées à l'aide des paramètres étudiés. Notons qu'il n'y a aucune corrélation entre ces profils et ceux de la chlorophylle a (reportés dans les graphiques de la fig.XXII)

†Importance du gradient thermique pour le temps de séjour de l'eau à traiter.

Des couches d'eau présentant une différence de plusieurs degrés se conduisent comme des liquides d'autant moins miscibles entr'eux que la température est plus élevée. Il est raisonnable de supposer qu'en période de stratification thermique, la masse d'eau subissait un écoulement laminaire (phénomène qui ne pouvait en outre que se trouver favorisé par l'emplacement de l'émissaire du bassin connecté à un orifice situé à une vingtaine de centimètres de la surface de l'eau.

Supposant un écoulement de ce type, nous avons calculé à titre indicatif pour diverses épaisseurs moyennes de la couche d'eau concernée par l'écoulement, quels seraient sur la base d'un débit moyen de 800 l/j les temps de séjour probables de l'effluent de la Lys.

Débit d'Entrée = 800 l/heure	:	:	:	:	:	:
	Epaisseur hypothétique de la tran-	:	:	:	:	:
	che d'eau capable de traverser le :	0,1 m :	0,5 m :	1 m :	1,5 m :	2 m :
	bassin sans se mélanger de façon :	:	:	:	:	:
	notable avec le milieu récepteur. :	:	:	:	:	:
	:	:	:	:	:	:
	Ordre de grandeur du temps de ré-	:	:	:	:	:
	tention théorique correspondant :	0,6 J :	3 J :	6 J :	9 J :	12 J :
	:	:	:	:	:	:
	Temps de rétention théorique en :	:	:	:	:	:
cas de mélange parfait. :	:	25 à 30 Jours		:	:	
:	:	:	:	:	:	

Il importe bien sûr de garder à l'esprit que dans la mesure où la vitesse d'écoulement de l'eau à traiter dépend de la stratification thermique, cette vitesse, de même que l'épaisseur de la couche d'eau concernée varie journallement au gré des modifications du profil vertical de température.

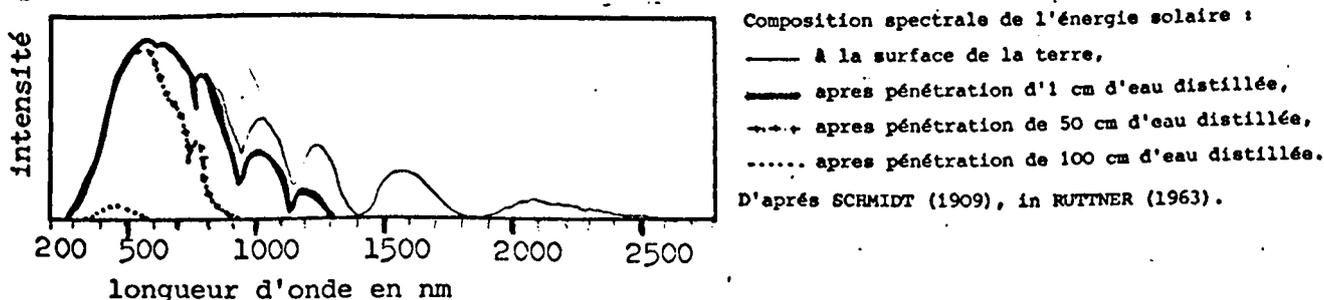
Les seules preuves tangibles d'une possibilité de passage extrêmement rapide de l'effluent au travers du bassin nous sont fournies par les brusques variations de l'oxygène dissous enregistrées à l'aval du bassin lorsque la pompe était remise en marche après un arrêt de plusieurs jours. Un profil vertical d'oxygène établi le matin du 21 Avril 1976 alors que le bassin n'était plus alimenté depuis une dizaine de jours, donnait 1,3 à 6 mg/l d'O<sub>2</sub> au point V, 6 à 16 mg/l au point VII. Le pompage reprit le 22 Avril, vingt-quatre heures plus tard, les taux d'oxygène variaient de 1,8 à 2 mg/l au point V, de 2,5 à 3,7 mg/l au point VII. Un phénomène similaire fut constaté le premier Juin 1976, une vingtaine d'heures après la remise en service de la pompe.

Le temps de maturation de l'eau constitue avec la température l'un des facteurs déterminants de l'autoépuration. Il serait indispensable, pour des plans d'eau servant au lagunage, d'établir des modèles permettant de définir à partir des variables dépendantes quelles sont, pour des conditions ambiantes données, les modalités d'écoulement et de mélange des masses d'eau. Ce problème relève de la dynamique des fluides mais l'approche des phénomènes est sans doute particulièrement délicate lorsqu'il s'agit d'étudier le déplacement de masses d'eau évoluant à vitesse extrêmement faible.

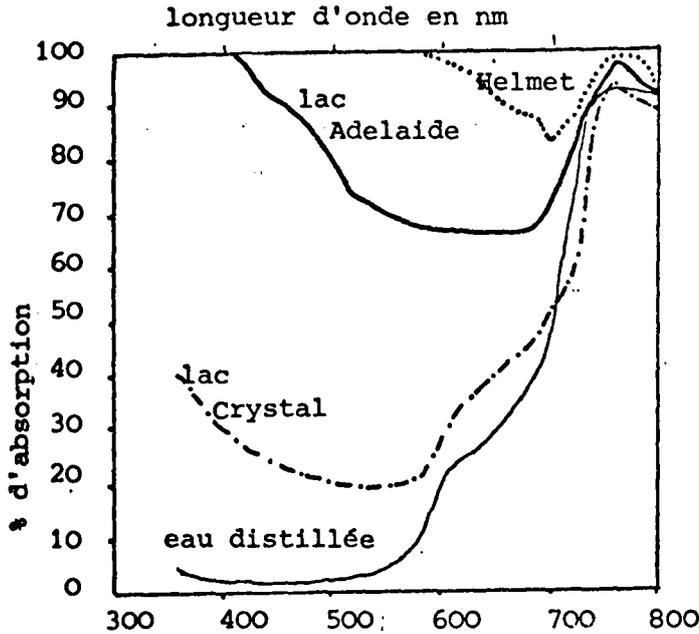
### $\beta$ • Propriétés optiques ( fig. XIII )

#### ✦ Turbidité et coefficient d'absorption

Les cellules photoélectriques utilisées sur le terrain possèdent une sensibilité dans la bande 380-700 nm, ce qui couvre approximativement la gamme des radiations utiles pour la photosynthèse, mais ne permet d'enregistrer qu'une infime fraction de l'énergie incidente. Le fait d'utiliser un matériel dont la sensibilité est limitée à une bande de longueur d'onde fort étroite, n'induit pas nécessairement un biais très important au niveau des mesures. L'eau agissant à la manière d'un monochromateur réduit en effet très rapidement l'énergie incidente à une étroite bande couverte par celle des appareils de mesure, comme le laissent supposer les données de SCHMIDT reportées ci-dessous :



Si l'épaisseur de la couche d'eau traversée influence la composition spectrale de la lumière, celle-ci se trouve en outre fortement modifiée par la présence d'éléments figurés, de substances organiques ou colorées, comme l'ont démontré les travaux de JAMES et BIRGE (1938) dont nous reportons ci-après un extrait :



D'après JAMES et BIRGE (1938) :  
 Pourcentage d'absorption de la lumière aux différentes longueurs d'onde par 1m d'eau décanté de ses éléments figurés. Les exemples reportés ici présentent une concentration croissante en matière organique et en sels minéraux. Le lac Adelaide occupe une position intermédiaire entre les eaux très faiblement minéralisées du lac Crystal et celles extrêmement colorées et riches en matière organique du lac Helmet.

L'intensité  $I_z$  d'un rayon monochromatique ayant traversé une épaisseur  $Z$  d'eau est d'après la loi de Lambert :

$$I_z = I_0 e^{-KZ} \quad (1)$$

$I_0$  = Energie disponible en surface

d'où

$$\frac{I_z}{I_0} = e^{-KZ} \quad (2)$$

$I_z/I_0$  = Densité optique dans le système C.G.S.

et

$$\frac{\ln I_0 - \ln I_z}{Z} = K \quad (3)$$

$K$  = Coefficient d'absorption (lorsque calculé en référence aux logarithmes népériens) ou coefficient d'extinction (quand le système de référence est celui des logarithmes de base 10).

Sous réserve que l'eau du bassin soit assimilable à un milieu homogène, on peut utiliser l'équation (3) pour calculer la constante  $K$  (pour la bande des radiations de 380 à 700 nm) à partir des mesures de répartition verticale de l'énergie lumineuse. Si nous nous reportons aux travaux d'ABERG et RODHE (1942), le coefficient  $K$  ainsi obtenu est alors la résultante des diverses composantes aux effets cumulatifs qui dépendent de l'eau ( $K_w$ ), de la densité des éléments figurés ( $K_p$ ), des substances dissoutes et de leur couleur ( $K_c$ ), de la longueur d'onde ( $K_\lambda$ )...

ainsi :  $K = K_w + K_p + K_c + \int_{\lambda=380 \text{ nm}}^{\lambda=700 \text{ nm}} K_\lambda$

On constate une excellente évolution de la transparence ( Fig.XIII ) comme de la charge sestonique ( Fig.XIII ) jusqu'au début de la période de sécheresse de l'année 1976. Alors que dès les premiers jours de Juin et jusqu'à la fin de Septembre, les eaux demeurent extrêmement turbides même à l'aval où la limite de visibilité du disque de Secchi oscille entre 0,5 et 1,5 m. Pour la gamme de sensibilité de nos cellules immergeables, les valeurs de K varient de 0.70 à 1.10 dans le secteur aval durant les périodes de faible charge organique alors qu'elles atteignent et dépassent 8 à l'amont durant les surcharges estivales de l'année 1976. ( Fig.XIII ). Comme on pouvait le supposer, les minima et maxima correspondent très souvent à ceux de la D.B.O<sub>5</sub>, de la D.C.O. et des pigments. (Fig.XVI et XXII).

Le tableau ci-dessous extrait de l'ouvrage de WETZEL 1975 permet de situer les valeurs trouvées pour le bassin des prés DUHEM par rapport à des eaux de degré trophique différent. (Le type de matériel utilisé pour calculer ce coefficient n'ayant pas été précisé par l'auteur on est amené à supposer qu'il s'agit de cellules photoélectriques banales du type des nôtres.

Type trophique	Productivité primaire moyenne (mg C m <sup>-2</sup> jour <sup>-1</sup> )	Chlorophylle a (mg m <sup>-3</sup> )	Coefficient d'absorption de la lumière (K m <sup>-1</sup> )
1 Hyper oligotrophe	50	0.01-0.5	0.03-0.8
2 Oligotrophe	50 - 300	0.3-3	0.05-1.0
3 Mesotrophe	250 - 1000	2-15	0.1-2.0
4 Eutrophe	1000	10-500	0.5-4.0

tableau X : Ordre de grandeur de la productivité primaire et de quelques caractéristiques qui lui sont liées dans des lacs de degré trophique croissant (extrait de WETZEL 1975)

Les valeurs les plus faibles observées en aval se situent légèrement en dessous de la borne inférieure pour les milieux eutrophes. Les valeurs les plus élevées obtenues pour l'amont demeurent quant à elles le plus souvent en deça de la valeur maximale portée dans ce tableau, mais dépassent largement cette limite dans les eaux très dégradées de l'amont au cours de l'été 1976.

Dans ce milieu très hétérogène où la loi de Lambert<sup>ne</sup> saurait toujours être appliquée en toute rigueur, il est vraisemblable que les résultats se trouvent biaisés et doivent être considérés avec une certaine réserve. On constate néanmoins que les variations de ce facteur intégrateur reflètent très bien les variations de la qualité globale de l'eau.

+ Niveau de compensation :  $Z_1$

Depuis PETERSSON et all. (1934), on estime que la profondeur de compensation (profondeur à laquelle l'oxygène produit par photosynthèse équilibre la perte par respiration) se situe au niveau recevant 1% de l'énergie disponible en surface (1). Les variations spatio-temporelles de ce paramètre sont reportées sur la fig. XIII . Jusqu'en Juin 1976, le pourcentage de lumière transmise parvenant au niveau du fond dépasse ce taux critique dans la moitié aval du bassin. A partir de Juin 1976, par contre ce niveau au dessous duquel les populations algales contribuent activement à la D.B.O du milieu se situe en deça de 2 m à l'aval, et entre 0,5 et 1 m à l'amont. Ce qui ne peut que se répercuter très fortement sur l'oxygénation de l'eau, en une période où la circulation verticale se trouve limitée par la stratification thermique.

+ Discussion

L'étude des propriétés optiques de l'eau dépassait largement notre propos. Néanmoins cette approche assez grossière de phénomènes d'autant plus délicats à appréhender que le milieu est hétérogène nous permet de souligner l'intérêt que peuvent présenter ces divers paramètres intégrateurs dans les études hydrobiologiques, qu'il s'agisse d'études à caractère écologique ou appliqué.

- *Intérêt écologique des caractéristiques optiques du milieu :*

Des variations qualitatives et quantitatives de la lumière diffusant dans la masse d'eau sont à même d'influencer la photosynthèse, les successions algales, l'activité et les migrations du zooplancton. Ainsi, des organismes comme les Daphnies qui possèdent une vision trichromatique dont le maximum spectral le plus sensible se situe dans le bleu-violet (vers 535 nm) réagissent fortement aux faibles variations d'intensité lumineuse survenant

---

(1) - Ce niveau varie au cours d'un nyctémère en fonction de l'énergie disponible en surface, il dépend en outre du degré d'adaptation de la florule algale aux très faibles énergies (TILZER et GOLDMAN en préparation). Ainsi, au lac Tahoe, cette compensation survient à une profondeur recevant seulement 0,1 % de l'énergie incidente (GOLDMAN et DE AMEZAGE, 1975). Il s'agit là d'un phénomène qui mériterait d'être étudié à propos de la flore des lagunes dont une partie importante des populations séjourne dans la zone aphotique.

dans ces longueurs d'onde (lesquelles influencent leurs migrations, McNAUGHT et al., 1966) comme aux très faibles intensités qui stimulent le rythme de filtration (HANEY et HALL, 1975).

Dans les milieux pollués où se trouvent sélectionnées les souches les plus tolérantes aux composantes chimiques de l'environnement, les propriétés optiques du milieu sont susceptibles d'influencer de façon notable le comportement, le métabolisme et par suite sur les successions d'espèces. Il s'agit là d'un domaine d'étude qui reste à explorer.

*-Intérêt pratique :*

Les propriétés optiques de l'eau ont fait l'objet d'études détaillées sur des lacs ayant retenu depuis longtemps l'intérêt des Limnologues mais ne sont guère appréhendées dans les milieux eutrophes ou les petites collections d'eau. Pourtant, dans la mesure où l'on peut assimiler ces paramètres intégrateurs à des constantes caractéristiques d'un environnement donné, leurs variations devraient présenter un intérêt certain en matière de surveillance de la qualité de l'eau. De fait, un essai de typologie des eaux marines fondé sur leurs propriétés optiques fut proposée par JERLOV (1968), mais il semblerait que les seuils retenus pour les classes, de même que le nombre de classes soit inadapté aux eaux douces (DEVAUX, 1976a).

Le double intérêt pratique et écologique de ces paramètres mériterait sans doute qu'ils soient plus souvent pris en considération dans les analyses biologiques comme dans celles de routine destinées à la surveillance des réserves en eau.

+ le pH

Les variations du pH relevées en eau superficielle et en fin de journée sont illustrées sur les graphiques de la fig. XVI bis en parallèle avec les valeurs relevées à la même profondeur pour l'oxygène dissous.

Pour faciliter les comparaisons avec les paramètres influençant le pH, nous avons également reporté sur cette figure les concentrations en chlorophylle. On comparera l'évolution de ces divers facteurs avec celle des concentrations en ammoniac non dissocié (et toxique) illustrées sur la fig. XVII. La table de dissociation de l'ammoniaque proposée par TRUSSEL (1972) a été utilisée pour calculer le pourcentage d'  $\text{NH}_3$  à partir des valeurs relevées en une même profondeur (0,5m) pour l'ammoniaque total, la température et le pH.

Les maxima journaliers du pH dans la tranche d'eau superficielle demeurent le plus souvent entre 7,5 et 8, ne dépassant pH8 que durant d'assez courtes périodes (en aval, en Juin et Juillet 1975, Janvier, Février, puis de la fin Mars à la fin Mai 1976 et sur la totalité des compartiments durant la fin Juin 1976).

Ces fortes élévations du pH, rapidement estompées en eau profonde, n'ont coïncidé que durant de brèves périodes avec des températures élevées, de fortes charges en  $\text{NH}_4$  et un important déficit en oxygène.

C'est sans doute vers la mi-Juin 1976 que l'action conjuguée de ces divers paramètres a pu être la plus critique pour le zooplancton.

La tranche d'eau présente une anaérobiose quasi totale à la fin de la nuit (fig. XXIII), alors que se maintient une forte stratification thermique (gr. IV et XV). Les espèces strictement aérobies se trouvent alors cantonnées, durant une partie du cycle nocturne dans une mince pellicule superficielle qui est :

- relativement chaude (20 à 21°C à la sortie de la nuit, 22 à 26°C le soir, fig. XIV et XV),

- chargée en  $\text{NH}_4$  dans les secteurs amont

- et dont le pH demeure nettement au dessus de 7.5 à la fin de la période nocturne dépassant 8.5 voire 9 l'après-midi.

B- CRITERES DE QUALITE DE L'EAU

d. Oxygène dissous

Les profils verticaux d'O<sub>2</sub> furent établis vers 8 heures et 19 heures de façon à estimer l'amplitude des variations diurnes.

+ Variations saisonnières (fig. XVIII)

L'évolution spatiotemporelle de l'oxygène a été reporté pour plusieurs profondeurs sur les graphiques de la figure XVIII.

Jusqu'au mois de Juin 1976, contrairement à ce que l'on pouvait craindre dans un bassin aussi profond, les taux d'oxygène du milieu demeurent le plus souvent satisfaisants (exclusion faite de quelques semaines en Août 1975).

Des périodes de sursaturation marquent le printemps 1975. De longue durée à l'aval (Mars à Juin), celles-ci sont très brèves à l'amont (Avril), comme cela s'est précédemment produit dans le Bassin des Ansereuilles. Ce phénomène se renouvelle durant le printemps 1976 mais avec cette fois bien plus d'ampleur. Du début Décembre au début Juin, soit 6 mois durant, l'aval présente à 1 m de profondeur une eau ayant plus de 15 mg/l. Les sursaturations atteignent près de 250 %, en Mars, début Avril puis début Mai, mais elles sont à nouveau de plus courte durée à l'amont et ne se manifestent que quelques semaines en Février puis en Mars-Avril. La remise en fonction de la pompe fin avril après un arrêt de 10 jours a pour résultat une rapide chute du taux d'oxygène dissous sur l'ensemble du bassin puis la situation se restaure à l'aval. Le 22 Mai, la pompe tombe à nouveau en panne. La réalimentation du bassin dès le 2 Juin entraîne une rapide chute de l'oxygène dissous dans tous les compartiments. Le débit qui se trouve alors brusquement triplé, a des répercussions catastrophiques sur la faunule planctonique. Celle-ci demeure quelque temps profondément remaniée au plus grand profit du phytoplancton qui développe une "fleur d'eau".

Cette prolifération des algues s'accompagne de très fortes sursaturations aggravées par une stratification thermique très accusée qui limite ou inhibe la circulation verticale de l'eau. On enregistrait respectivement le 15 Juin de l'amont vers l'aval 21, 14, 7 et 3 ppm d'O<sub>2</sub> à la surface du bassin et le 22 Juin, 13, 38,2, 12 et 8 ppm, soit une sursaturation proche de 400 % en fin de journée au point 4 où la "fleur d'eau" atteignait son développement maximal.

En Juillet 1976, les tensions d'oxygène vont à nouveau chuter très bas et ce pour de longs mois (De Juillet à la fin Novembre en amont, fin Juillet puis en Octobre et Novembre à l'aval). Le bassin ne retrouve une oxygénation satisfaisante qu'au cours du mois de Décembre, soit après une période critique de 7 mois à l'amont, 4 mois à l'aval.

+ Variations spatio-temporelles de l'épaisseur de la tranche d'eau dans laquelle le zooplancton peut évoluer,

Au-dessous de 1 ppm, l'oxygène dissous devient un facteur limitant pour de nombreux éléments du zooplancton et l'on peut considérer que seules les espèces oligoxybiontes sont encore susceptibles d'évoluer en-deçà de concentrations aussi faibles. Dans les graphiques de la fig XIX nous avons représenté pour cette période très critique de l'année 1976, l'évolution spatiotemporelle vraisemblable des niveaux 1 ppm enregistrés le matin (assimilables à l'épaisseur maximale de la tranche d'eau où évolue la majeure partie du zooplancton) et du niveau 0,15 ppm (qui semble constituer le seuil critique pour un pourcentage très élevé des populations d'oligoxybiontes et notamment des Rotifères les plus tolérants vis à vis de l'oxygène dissous). Il apparaît que l'activité du plancton extrêmement dense durant la période de très mauvaise oxygénation de l'eau se trouvait néanmoins confinée à une mince zone superficielle. Quelqu'élevée qu'ait pu être alors la pression prédatrice du zooplancton phytophage, son action se trouvait limitée à une fraction infime de la tranche d'eau, interdisant un contrôle efficace des populations algales.

+ Variations verticales journalières

On pourra juger de l'amplitude de ces variations sur les graphiques de la fig. XXIII où sont portés en parallèle les isoplèthes des variations diurnes de l'oxygène en fonction de la profondeur et des différentes stations ainsi que la distribution verticale de la chlorophylle a.

De Juillet à Novembre, une fraction très importante du bassin se trouvait en totale anaérobiose à la sortie de la nuit, des traces d'oxygène n'étant décelées que dans les premiers millimètres superficiels de la masse d'eau aux points 2 à 5. Seul le point 7 présentait alors quelques ppm d'O<sub>2</sub>. C'est durant la période de forte stratification thermique que les variations diurnes sont les plus accusées, atteignant souvent une dizaine de ppm en surface avec des maxima de 15 et 20 ppm (point VII, le 6 Mai).

+ Hétérogénéité spatiale dans un même compartiment

A cette très forte hétérogénéité en fonction du degré de maturation de l'eau et de la profondeur s'ajoute une hétérogénéité dans la section même de chacun des compartiments, laquelle est en rapport avec l'ombre portée des cloisons et avec l'abondance du périphyton.

Des mesures de la distribution de l'oxygène dans les sections des compartiments au niveau des aires d'échantillonnage furent effectuées de façon systématique durant les très fortes insulations de l'année 1976 (Avril à Août). Nous avons reporté sur les graphiques de la fig. XIX bis, les résultats correspondant aux plus fortes hétérogénéités horizontales ayant été rencontrées et qui coïncident au développement d'un important périphyton sur les parois des compartiments V et VII.

Cette hétérogénéité dans l'espace et au cours de la journée, de même que les variations concomitantes de l'état d'oxydoréduction des masses d'eau, permettent de supposer que les paramètres physico-chimiques retenus comme critères de pollution ont également pu varier très fortement dans le temps et avec la profondeur. Si pour le Bassin des Ansereuilles, les échantillons destinés aux analyses étaient constitués à partir d'échantillons moyens, pour ce bassin les analyses de routine assumées par le Laboratoire d'analyses de la station d'épuration de Marquette-lez-Lille ont par contre reposé sur des échantillons ponctuels prélevés à 8 heures au milieu des travées et à

0, 5 m de profondeur. C'est donc d'une information bien partielle dont nous disposons pour ces paramètres durant les périodes de stagnation de l'eau et spécialement durant l'été 1976.

*β • Charge polluante : D.B.O, D.C.O, formes d'Azote (analyses effectuées par le laboratoire d'analyse de la station d'épuration de Marquette).*

\* D.B.O - D.C.O (fig.XVI et XVII)

Nous avons vu à propos du Bassin des Ansereuil-les que la Deule draine les charges organiques les plus fortes durant l'hiver et le printemps, les plus faibles lors de la fermeture annuelle de nombreuses usines riveraines en Août et Septembre.

Il en va différemment de la Lys, jalonnée par des brasseries et qui reçoit en outre en amont d'Armentières les effluents d'importantes industries alimentaires dont l'activité a un caractère saisonnier (Féculerie, conserverie de petits pois). Les campagnes de surveillance de l'Agence de Bassin Artois-Picardie sont très parlantes pour la Lys : les D.C.O. à Armentières atteignaient respectivement 147 mg/l le 15 Juin 1976, 138 mg/l le 15 Juillet, 67 mg/l le 11 Août et seulement 36 mg/l le 15 Septembre. Les périodes les plus critiques correspondraient donc aux mois de Juin et Juillet.

> Variations saisonnières et charge admise.

Ces variations saisonnières furent relativement discrètes durant l'année 1975. De fait, l'été exceptionnellement humide de cette année-là avait favorisé la dilution des effluents drainés par la Lys. A l'entrée du bassin pilote, les D.B.O<sub>5</sub> oscillèrent entre 10 et 15 mg/l (ce qui situe cette eau d'après la classification de SLÁDEČEK, 1969) à la limite supérieure de la betamesosaprobité (9 mg/l) ou dans les premières classes de la polysaprobité.

En 1976, par contre, la grande sécheresse qui sévit d'Avril à Septembre a eu pour corollaire une aggravation de la pollution du réseau hydrographique. A l'entrée du bassin, les D.B.O<sub>5</sub> oscillèrent entre 18 et 40 mg/l avec un pic de 70 mg/l en Juillet (caractéristiques plus proches de l'isosaprobité que de la polysaprobité).

Pour pouvoir juger du rendement de ce bassin et de l'évolution des polluants au cours du transit de la masse d'eau il serait utile d'établir des comparaisons avec les valeurs reportées dans la littérature. Selon divers auteurs dont MARAIS et SHAW (1961) ou SAUZE (1973), la charge maximale journalière admise à l'hectare dans un bassin de lagunage ne devrait pas excéder 160 Kg. Il n'est guère possible d'estimer cette charge pour le bassin pilote étant donné que l'on se trouve dans l'incapacité de définir le mode d'écoulement de l'eau brute. En théorie, s'il y avait un mélange parfait de l'eau brute avec le milieu récepteur et un déplacement de l'eau en voie de maturation par cette eau brute, on pourrait estimer que 10 mg de D.B.O<sub>5</sub>/l entraînent une charge journalière à l'ha de 400 Kg de D.B.O<sub>5</sub>, c'est-à-dire que pour un débit moyen d'entrée de 1 000 l/jour, cette charge journalière aurait oscillé entre 800 et 1 600 Kg/j/ha avec des maxima de 2 800 Kg/j/ha.

Sous cette hypothèse, le bassin aurait perpétuellement fonctionné en état de surcharge. Si l'on retient par contre la possibilité d'un mélange très partiel de l'effluent de la Lys avec le milieu récepteur, cette charge à l'hectare est alors d'autant plus faible que la tranche d'eau concernée par l'écoulement est plus mince. Nous nous heurtons une fois de plus à cet épineux problème de l'ignorance des modalités de transit de l'eau à traiter, qui rend impossible l'estimation du bilan des divers paramètres retenus pour estimer la qualité de l'eau.

#### > Evolution spatiale de ces paramètres

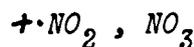
- - - - -

Bien que le bassin ait vraisemblablement fonctionné assez souvent en état de surcharge, l'évolution de la D.B.O fut généralement très satisfaisante avec des valeurs à peu près toujours inférieures à 4 mg/l à l'aval (classe betamesosaprobe) et souvent inférieure à 2,5 mg/l. (exclusion faite de deux périodes critiques : début Juin lorsque le débit fut momentanément triplé et du début septembre, les D.B.O<sub>5</sub> oscillant alors entre 5 et 12 mg/l).

La D.C.O évolue de façon moins spectaculaire. Nous nous sommes livrée à un calcul forcément biaisé (1) pour estimer l'ordre de grandeur de cette diminution de charge. Le taux d'élimination ainsi estimé laisse supposer pour la D.B.O une diminution de l'ordre de 70 à 90 % en période de très forte charge, de 50 à 70 % en période de plus faible charge. Alors que cette élimination se situerait le plus souvent pour la D.C.O entre 20 et 50 % atteignant parfois 50 à 70 % en période de forte charge.



Les plus fortes concentrations en  $\text{N-NH}_4$  qui évoluent de la même façon que les charges organiques sont beaucoup plus élevées durant l'été et l'automne 1976 que durant la saison chaude précédente. Elles demeurent inférieures à 2 mg/l à l'aval jusqu'en Juin 1976 puis oscillent entre 3 et 10 mg/l jusqu'en Janvier 1971. En 1976, ces charges sont assez comparables à celles rencontrées dans le Bassin des Ansereuilles bien que pour le Bassin des Près Duhem, les maxima coïncident non plus avec la saison froide, mais avec l'été.



Les teneurs en nitrites sont cette fois nettement plus élevées que dans le précédent bassin pilote, spécialement avant cette période critique qui débute en Juin 1976. On constate les mêmes phénomènes pour les nitrates qui ne dépassaient guère 3 à 5 mg durant la seconde campagne sur le Bassin des Ansereuilles et n'étaient qu'à peine détectés lors de la première campagne. Jusqu'en Juin 1976, leur taux dans le bassin des près Duhem

---

-(1) Effectuer ce calcul à partir d'analyses ponctuelles manque de rigueur puisque nous avons affaire à des séries chronologiques. A un instant donné les caractéristiques simultanées des divers points d'échantillonnage dépendent d'autant moins de celles de l'amont qu'ils s'en trouvent plus éloignés.

oscille de 1 à 5 mg de Juillet à Décembre, de 10 à 20 mg/l durant l'hiver et le printemps (période de bonne oxygénation). Les très faibles tensions d'oxygène qui caractérisent la période de Juin à Novembre 1976 explique la quasidisparition des nitrites et nitrates sur tout le bassin. A partir de Décembre par contre, dans ce milieu beaucoup plus riche en O<sub>2</sub>, les nitrates réapparaissent en abondance avec de 30 à 40 mg/l à l'amont et de 10 à 30 mg/l à l'aval.

La nitrification qui paraissait totalement inhibée dans le Bassin des Ansereuilles semble avoir été beaucoup plus active dans ce bassin profond des Prés Duhem et spécialement durant les périodes de très faibles charges organiques. Notons que les plus fortes concentrations en nitrates coïncident avec les plus faibles densités algales (DELROT-DELFOSSE, 1976).

## II - FACTEURS BIOTIQUES (tableaux 43 et 46 à 53 de l'annexe)

### a - Bacterioplancton (Analyses confiées à l'Institut Pasteur de Lille)

Les fluctuations des germes bactériens suivent d'assez près celles de la charge polluante et les maxima coïncident avec les minima enregistrés pour le zooplancton bactéricophage.

#### - Germes totaux (fig.XX )

En amont, au point III, leurs densités varient de 10<sup>4</sup> à 10<sup>5</sup> cell/cc durant l'année 1975, de 10<sup>5</sup> à 10<sup>6</sup> cell/cc l'année suivante. A l'aval, les concentrations bactériennes demeurent extrêmement faibles, le plus souvent inférieures à 10<sup>3</sup> cell/cc, ce qui laisse supposer une pression prédatrice élevée.

Le taux d'élimination des germes totaux atteint 3 à 4 ordres de grandeur, soit une élimination de 99,9 à 99,99 % et ce, même durant la période critique de Juin à Novembre.

Si l'on tient compte du fait que les cultures sur gélose nutritive permettent tout au plus le dénombrement de 10 % des germes totaux (pourcentage qui dépend de la nature des associations bactériennes et peut éventuellement descendre à 1% et même 0,1% selon PERSOONE, 1965, SLÁDEČEK, 1969), on peut estimer que les densités bactériennes réelles de l'aval

sont comprises entre  $10^3$  et  $10^5$  cell/cc. Ces densités se situent au-dessous des concentrations bactériennes critiques susceptibles d'assurer la survie de petits Ciliés bactériophages à nage lente tels que Colpidium campylum ou Tetrahymena (travaux de TAYLOR & BERGER 1975, LIVE, 1976) et d'une façon plus générale, les formes vivant normalement dans les sédiments riches en bactéries et qui ne peuvent coloniser la pleine eau que lorsque celle-ci leur offre une nourriture suffisante. Nous verrons effectivement que seuls les Ciliés euplanc-toniques généralement doués d'une nage puissante leur permettant de se déplacer rapidement à la recherche de leur nourriture constituent généralement les seules espèces capables de coloniser l'aval, alors que celles à nage lente sont nécessairement inféodées aux secteurs amont du bassin où leur abondance reflète la richesse bactérienne du milieu.

- Indicateurs de contamination fécale : Escherichia coli, Streptocoques fécaux (Fig. XXI)

Ces organismes se trouvent rapidement éliminés. Le bassin présente des caractéristiques bactériologiques compatibles avec celles requises pour l'eau de baignade (moins de  $10^3/100$  ml) dès le point V (jusqu'en Décembre 1975, dès le point III de Janvier à Mai 1976. En outre jusqu'en Juin 1976, le point VII répondait aux normes retenues pour l'eau d'alimentation avant filtration et chloration.

Nous constatons cette fois encore que du point de vue bactériologique, l'élimination de ces germes qui supportent une pression prédatrice élevée dans ces bassins riches en zooplancton constitue l'un des objectifs de qualité les plus faciles à atteindre par ce procédé de traitement extensif.

#### b- Phytoplancton

##### - Pigments

- . Chlorophylle a totale (Chlorophylle a active plus phéopigments a inactifs)

Ce paramètre permet dans une certaine mesure d'estimer la biomasse algale. Les variations spatio-temporelles sont illustrées sur les graphiques de la fig. XXII.

Dans la littérature relative au lagunage, les dosages de pigments figurent rarement au nombre des paramètres étudiés. Afin d'avoir des critères de comparaison pour juger de la richesse ou de la pauvreté en chlorophylle de l'eau du bassin pilote, nous nous référerons aux valeurs extrêmes caractérisant des lacs de degré trophique très différent dont les caractéristiques physico-chimiques et biologiques sont par ailleurs bien connues.

Dans les eaux extrêmement peu minéralisées du lac Tahoe (Californie), les taux de chlorophylle varient de 0,1 à 0,8 mg/m<sup>3</sup> pour des densités algales de l'ordre de 10<sup>4</sup> à 10<sup>5</sup>  $\varnothing$ /l (KIEFER et al., 1972). Les eaux également fort limpides mais plus minéralisées du Lac Pavin comme celles légèrement plus riches du Tazenat (France) offrent quant à elles des taux de chlorophylle a oscillant autour de 0,9 à 4,5 mg/m<sup>3</sup> pour des densités maximales de l'ordre de 10<sup>6</sup> à 10<sup>7</sup> cellules/l (DEVAUX, 1976a). Si nous considérons à l'opposé un milieu extrêmement riche et productif tel que le lac de Galilée (Lake Kinnereth), lac eutrophe semi-tropical, les taux de chlorophylle a varient de 2 à 5 mg/m<sup>3</sup> durant la fin de l'été à 400 mg/m<sup>3</sup> lors des périodes de poussées phytoplanctoniques (BERMAN et EPPLEY, 1974).

Les valeurs maximales observées pour le bassin des Près Duhem (notamment durant l'été exceptionnel de 1976) se rapprochent évidemment davantage de celles reportées pour le lac très eutrophe. Les maxima durant la saison chaude varient en effet de 30 à 60 mg/m<sup>3</sup> à l'amont en 1975, et de 100 à 200 mg/m<sup>3</sup> (avec un pic de 1 500 mg/m<sup>3</sup> le 22 Juin) l'année suivante. Les concentrations minimales en chlorophylle sont par contre beaucoup plus faibles que celles des eaux du lac semi-tropical avec souvent moins de 2 mg/m<sup>3</sup> durant la saison froide. Ces minima correspondent en effet à une eau d'excellente qualité (charge organique très faible), à des taux d'azote relativement bas, et si nous nous reportons aux observations de DELROT-DELFOSSÉ, à des concentrations algales inférieures ou égales à 10<sup>5</sup>, voire 10<sup>4</sup> cellules par litre.

En ce qui concerne les facteurs biotiques, les secteurs aval du bassin présentaient durant des périodes plus ou moins longues des caractéristiques très proches de celles des eaux du Tazenat ou même du Pavin. Ces données recourent les très fortes valeurs trouvées durant la saison froide pour la transparence ou le coefficient d'absorption.

Eu égard à la richesse du milieu en nutriments, les eaux de ce bassin sont souvent relativement pauvres en pigments. Ce paradoxe apparent s'explique en fait par la très forte pression prédatrice que les grands filtreurs crustacés sont à même d'exercer sur le nanoplancton.

. Pigments accessoires et indice de diversité pigmentaire ( fig. XXII )

Il n'existe pas de méthodes permettant une analyse détaillée et rapide de l'ensemble des pigments du phytoplancton mais la complexité structurale du système pigmentaire, qui selon MARGALEF va de pair avec la maturité de la population, peut être estimée par un indice :

$$I = \frac{D.O_{430}}{D.O_{665}} \quad \text{reposant sur la mesure de la densité optique}$$

de l'extrait acétonique des échantillons aux longueurs d'onde 430 et 665 (MARGALEF, 1960, 1961, 1963 et MARGALEF et RYTHER, 1960). Indépendamment de ces auteurs, IIZUKA et al. (1960) avaient également envisagé l'intérêt d'un rapport de densités optiques très voisines de 435 et 670 nm. Les absorptions à ces deux longueurs d'onde caractérisent l'importance respective de l'ensemble des pigments accessoires et de la chlorophylle a, principal pigment assimilateur.

On considère qu'une accumulation de caroténoïdes (absorption maximale vers 430 nm) est l'indice d'une nutrition déficiente (MEIER, 1929). Selon MARGALEF (1960), ces variations des taux des pigments reflètent celles de la composition chimique avec diminution des protides et augmentation des lipides. Ces changements caractérisent des successions dans le cas d'un plancton naturel ou l'évolution d'une souche en culture. De fait, lors des successions, la restructuration du système pigmentaire s'effectue toujours dans le même sens, qu'il s'accomplisse par modification d'une seule souche ou par sélection et concurrence entre plusieurs espèces. Il s'agit donc bien là d'un indice qui caractérise l'état physiologique des populations algales.

Cet indice est toutefois sujet à des biais plus ou moins importants par suite d'interférences avec la chlorophylle b (MARGALEF, 1974) et les produits de dégradation de la chlorophylle a présents dans les cellules scénescentes ou les "pelotes fécales" des Rotifères et Crustacés. Ces interférences entraînent dans les deux cas une erreur par excès, Il en va de même des substances détritiques. On peut également craindre dans les eaux très riches en zooplancton que les caroténoïdes des Crustacés n'interfèrent plus ou moins fortement avec ces valeurs lorsque l'on ne procède pas à une séparation préalable des pigments par chromatographie. Ces paramètres qui donnent pour les eaux oligotrophes à eutrophes de précieux renseignements sur l'état physiologique des populations, deviennent beaucoup plus délicats à appréhender et à interpréter dans des milieux où la biomasse du zooplancton est de beaucoup supérieure à celle du phytoplancton.

Dans des cultures sénescents, MARGALEF (1965) trouve des valeurs extrêmement élevées pour cet indice (5 à 20) alors qu'il relate pour des réservoirs espagnols des maxima oscillant entre 4 et 7 (MARGALEF, 1964).

Les variations spatio-temporelles des caroténoïdes et de l'indice de diversité pigmentaire sont illustrées dans les graphiques de la fig XII que l'on comparera à ceux relatifs à la chlorophylle a et à la charge en D.B.O. L'évolution des caroténoïdes suit de très près celle de la chlorophylle a mais ne semble pas avoir été trop fortement influencée par la densité des Crustacés ( Fig. XXV ).

Les valeurs de l'indice de diversité pigmentaire évoluent en sens contraire des concentrations en chlorophylle a et les deux paramètres se trouvent très fortement influencés par la charge organique, notamment jusqu'en Juin 1976. A partir de cette période, les valeurs de l'indice de diversité pigmentaire demeurent souvent très basses, laissant supposer que le phytoplancton se trouve en bon état physiologique et en phase de croissance active. Il s'agit là d'un phénomène pour le moins surprenant, puisqu'aux valeurs minimales de l'indice de diversité pigmentaire correspondent paradoxalement des conditions ambiantes extrêmement sévères (1) : Cette conjoncture laisse supposer de la part des espèces algales présentes une tolérance élevée aux composantes chimiques de l'environnement et une polluo-sensibilité extrêmement basse.

---

(1) - Signalons en outre que l'indice de diversité pigmentaire des algues colonisant les couches d'eau anaérobies n'est pas significativement plus élevé que celui des populations récoltées en eau superficielle où l'on détecte quelques traces d'oxygène.

- Estimation de la productivité primaire

Les profils verticaux de la demande biochimique (1) en oxygène, de la productivité brute et de la productivité nette sont illustrés sur les graphiques des figures XXII b et XXII c. L'apport d'oxygène au milieu, assuré par la productivité nette étant plus spécialement intéressant dans le cas des lagunes, ces variations spatiotemporelles ont été reportées sur la figure XXII (productivité nette en  $\text{mg/d'O}_2/\text{m}^2/\text{J}$ ).

En absence de toute interférence, la sensibilité de cette méthode se situe autour de  $20 \text{ mg d'O}_2/\text{m}^3/\text{J}$  (WETZEL, 1975), ce qui équivaudrait pour un plan d'eau de la profondeur du bassin des Prés Duhem à  $80 \text{ mg/m}^2/\text{J}$ . Mais, étant donné la variance des valeurs obtenues pour les flacons clairs et les multiples sources d'interférences, il nous semble raisonnable de situer ici le seuil de sensibilité de la méthode vers  $250 \text{ mg/m}^2/6\text{heures}$ . Cette sensibilité ne permet de déceler que des productivités déjà très élevées, comme on pourra en juger en se référant au tableau ci-dessous extrait de MARGALEF (1974). Pour qu'il soit possible d'établir une comparaison entre les ordres de grandeur de la productivité primaire pour divers milieux aquatiques et terrestres avec les valeurs trouvées par la méthode de l'oxygène, nous avons porté en regard des données de MARGALEF, la production correspondante d'oxygène calculée sur la base d'un quotient photosynthétique moyen de 1,25.

Tableau XI : Productivité primaire de diverses communautés aquatiques et terrestres (MARGALEF 1974)

		Productivité moyenne en $\text{mg/m}^2/\text{j}$	Production correspondante d'oxygène calculée sur la base d'un quotient moyen de Photosynthèse égal à 1,25
Eaux douces	Lacs oligotrophes et dystrophes	80 à 400	270 à 1300
	Lacs meso et eutrophes	300 à 3000	1000 à 10 000
	Culture d'algue à l'air libre	2000 à 5000	6700 à 17 000
	Culture en laboratoire	3000 à 10 000	10 000 à 33 000
	Plancton et benthos du lac Tchad	2100	7000
Milieu terrestre	Riz cultivé en lumière continue	1300 à 2200	4300 à 7000
	cultures hydroponiques	10 000	33 000

(1) Ou du moins l'estimation qui en est faite, puisque par cette méthode l'interférence de la respiration algale avec la demande biochimique d'origine biologique ou chimique entraîne une erreur par défaut.

Nous avons souligné au chapitre "méthodologie" qu'il s'agit là d'une tentative d'estimation d'un phénomène délicat à mesurer dans des milieux riches en phytophages et en substances réductrices. En conséquence, les résultats ne peuvent être considérés qu'avec prudence et en tenant compte des restrictions formulées.

Durant l'année 1975, ces mesures n'ont pas permis de déceler fréquemment des variations significatives sauf à l'aval en Janvier, et sur l'ensemble du bassin en Octobre-Novembre. En 1976, par contre, la productivité fut extrêmement élevée durant le printemps et le début de l'été. On constate un premier pic en Avril à l'amont correspondant effectivement à de très fortes concentrations en chlorophylle et à un indice de diversité pigmentaire très faible. Il n'en va pas de même de l'aval où les maxima (Avril-Mai) coïncident avec des teneurs en chlorophylle extrêmement faibles et un indice de diversité pigmentaire modérément élevé (Biocénose mieux structurée et plus efficace ?).

Durant la panne d'alimentation du 22 Mai au 2 Juin, les mesures ne furent pas effectuées. Reprises à partir du 15 Juin, elles révèlent des valeurs extrêmement élevées (plus de  $2\text{g}/\text{m}^2/6$  heures au point II à V et un maximum aux points II et III le 22 Juin avec des valeurs atteignant 10 à 13  $\text{g}/\text{m}^2/6$  heures). A partir du mois d'Août, ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celles obtenues en laboratoire à partir de cultures pures (tableau XI) et elles correspondent, comme on pourrait le supposer, aux maxima enregistrés pour la concentrations en chlorophylle a et aux valeurs minimales de l'indice de diversité pigmentaire.

Ces mesures, bien que présentant un seuil de sensibilité très bas, se prêtent mal à l'étude détaillée des variations spatio-temporelles de la production primaire. Elles ont néanmoins le mérite de confirmer les conclusions assez paradoxales auxquelles nous font aboutir l'examen des variations de l'indice de diversité pigmentaire: Durant les périodes critiques de surcharge organique, de basses tensions d'oxygène, de fortes concentrations en ammoniacque, le phytoplancton (du moins celui de la tranche d'eau concernée par les mesures de productivité) se trouvait effectivement en phase active de développement, donc vraisemblablement en bon état physiologique.

- Nature du phytoplancton (résultats communiqués par DELROT-DELFOSSÉ) et interactions phytoplancton-facteurs abiotiques

Cette situation très paradoxale mérite que l'on s'interroge sur l'extraordinaire tolérance et la physiologie d'un phytoplancton présentant précisément une croissance anarchique lorsque le bassin offre les conditions ambiantes les plus défavorables à la vie. La seule conjoncture favorable pour les algues tient alors au fait que les très faibles tensions d'oxygène dissous confinent la majeure partie du zooplancton dans une tranche d'eau superficielle souvent très mince, ce qui permet de supposer que la pression prédatrice est alors extrêmement faible, voire nulle dans les 4/5, ou même les 9/10 de la masse d'eau.

Avec la permission de M. A. DELROT-DELFOSSÉ, nous avons reporté dans les graphiques XXI bis l'évolution spatiotemporelle de la densité algale totale et celle des trois espèces les plus communes : Chlamydomonas globosa, Chlorella vulgaris et Ankistrodesmus falcatus.

Comme cela avait également été le cas dans le Bassin des Ansereuilles, DELROT-DELFOSSÉ constate que les Chlorophycées constituent le groupe le mieux représenté (plus de 80 % des effectifs durant les périodes de très denses fleurs d'eau).

Les densités rapportées au litre pour les 50 premiers cm de la tranche d'eau sont tout à fait comparables à celles trouvées dans le Bassin des Ansereuilles en absence des Lemnées (maxima de  $10^7$  à  $10^8$  cell/l). Mais durant la saison chaude très particulière de 1976, les "fleurs d'eau" qui se manifestaient généralement au cours du mois d'Avril et duraient quelquefois jusqu'en Juin, évoluent ici en parallèle avec les charges polluantes et atteignent leur maximum en Juin sur tout le bassin (lorsque le débit décuplé permet à la masse d'eau de transiter durant un temps beaucoup plus court) puis à l'amont en Juillet et Août et à nouveau sur l'ensemble du bassin en Septembre.

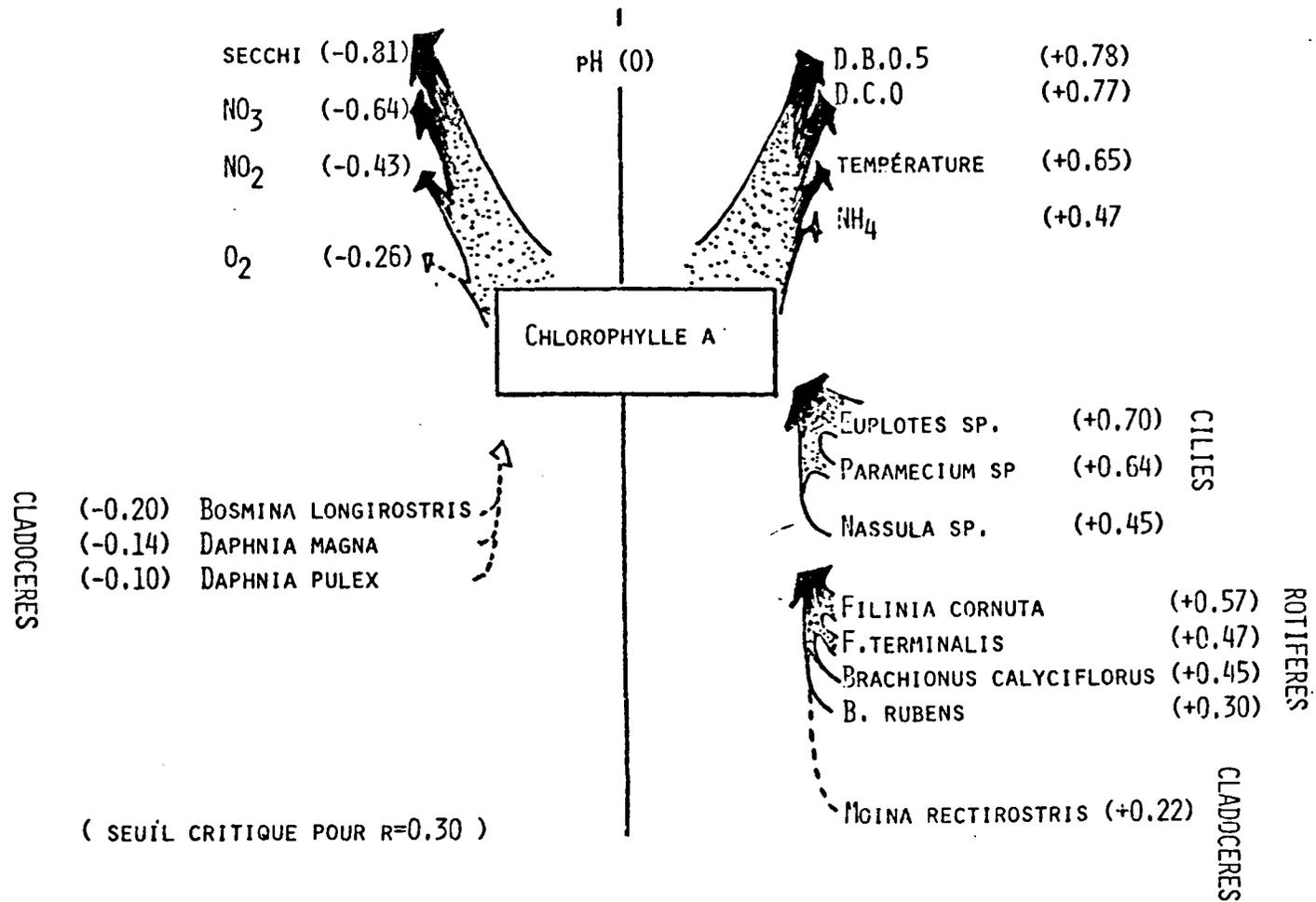
Durant les mois de forte charge en matière organique, ce phytoplancton développé dans un milieu très hétérogène est relativement riche en espèces adominantes (espèces présentant un effectif de 0,1 à 10 % de la population totale). Ces caractéristiques diffèrent profondément de celles du Bassin des Ansereuilles où les conditions ambiantes beaucoup plus homogènes ne favorisaient pas le développement d'un phytoplancton diversifié.

Il faut toutefois considérer que les relations phyto-zooplancton ont également joué de façon différente dans ces deux bassins. Dans le cas du pilote des Ansereuilles, la densité algale se trouvait sévèrement contrôlée dès la fin du printemps ou le début de l'été par le zooplancton phytophage. En effet, si le pilote fonctionnait en état de surcharge durant la saison froide, il ne recevait plus durant l'été et notamment durant les mois de Juillet, Août et Septembre que des charges extrêmement faibles permettant une rapide restauration des conditions favorables à la colonisation de l'ensemble de la tranche d'eau par le zooplancton. Dans le Bassin des prés Duhem et notamment durant l'année 1976, les conditions ambiantes sont totalement différentes. La florule composée d'organismes volontiers hétérotrophes ou d'hétérotrophes obligatoires prouve en se développant en abondance dans ce bassin durant l'été, que les associations rencontrées se composent : d'espèces extraordinairement résistantes aux conditions réductrices et aux fortes concentrations d'ammoniaque. Ces espèces très opportunistes se trouvent en présence d'une nourriture minérale et organique surabondante, alors même qu'elles bénéficient d'insolations intenses et de longue durée. Les phytophages, confinés dans la très mince tranche d'eau superficielle peuvent difficilement réguler la croissance algale. L'anaérobiose est ainsi entretenue par la charge organique du bassin et par le métabolisme des très denses populations algales, en une période où la stratification thermique limite ou inhibe toute circulation verticale de l'eau et par suite toute réoxygénation par d'autres processus que la photosynthèse. Or, cet abondant phytoplancton provoque une très rapide extinction de l'énergie incidente, réduisant considérablement la zone photique.

BUS  
LILLE

Les coefficients de corrélation linéaire calculés à partir du logarithme des valeurs recueillies durant l'année 1976 pour les paramètres <sup>biologiques,</sup> physico-chimiques et la concentration en pigments résument les observations que l'on peut faire en comparant les isoplèthes correspondant à ces diverses variables.

Sous réserve de normalité, les corrélations existant entre les composantes biotiques et abiotiques, d'une part et le phyto-plancton d'autre part, peuvent être résumées dans le schéma de la page suivante. Le coefficient de corrélation linéaire utilisé est celui de BRAVAIS PEARSON calculé après transformation  $\log (x + 1)$  des données brutes recueillies entre Mars 1976 et Février 1977.



B A S S I N   D E S   P R E S   D U H E M

Fig. 32 : Correlations obtenues pour l'année 1976 ( 63 observations) entre la chlorophylle a et les principaux paramètres physicochimiques et biologiques étudiés.

c - Zooplancton

Avant de décrire et d'interpréter les variations du zooplancton, nous rappellerons brièvement l'une des différences essentielles existant entre le mode de fonctionnement des deux bassins expérimentaux.

Lorsque le pilote des Près Duhem se trouve en surcharge, celui des Ansereuilles reçoit les plus faibles charges polluantes et vice versa. En outre, dans le Bassin des Ansereuilles, les fortes charges organiques déversées durant la saison froide, faute de pouvoir être immédiatement attaquées par les bactéries, décantent progressivement au cours du transit de la masse d'eau. Ce processus d'accumulation entraîne à la sortie de l'hiver une eutrophisation différée (endogène) caractérisée par d'exubérantes poussées algales et un développement non moins spectaculaire de Rhinoglena frontalis associé à des petits Oligotriches euplanctoniques. Ces derniers remplacent les associations hivernales composées de grands Ciliés bactériophages et détritivores et se trouvent ensuite exclus par compétition puis prédation lors du développement successif des Brachions et des Cladocères. Finalement, au cours de l'été et le début de l'automne, l'excellente qualité de l'eau du bassin ne permet plus que le développement d'un plancton assez pauvre en individus.

Il en va différemment du piloté des Près Duhem pour lequel les périodes de très faibles mises en charge coïncident avec les plus fortes précipitations. Le processus d'accumulation de substances organiques décantables durant la saison froide, y est beaucoup plus discret et n'entraîne pas au cours du printemps de "poussées" algales aussi spectaculaires.

En outre, la pérennité des grands Cladocères dans le milieu permet une régulation printannière des microphytes. Celle-ci intervient avec suffisamment de rapidité pour que le développement intense des algues ne modifie pas le milieu au point de le rendre incompatible avec la survie des phytophages.

Le Bassin des Près Duhem ne fonctionne en surcharge que durant la saison chaude, c'est-à-dire lorsque les températures élevées permettent la dégradation et la floculation simultanée des matières organiques en suspension. Les substances nutritives rapidement libérées maintiennent en amont un niveau trophique extrêmement élevé (polytrophie). Ces variations de la richesse du milieu se surimposent aux phénomènes saisonniers et rendent beaucoup plus complexe l'évolution temporelle des associations planctoniques.

c<sub>1</sub> - Variations spatio-temporelles des effectifs des principaux groupes taxonomiques

La profondeur et la forte hétérogénéité verticale du milieu favorisent le maintien des Cladocères l'année durant avec des densités moyennes comprises entre 10 et 100 individus/l et des densités maximales de 2 à 3 ordres de grandeur plus élevés que dans le pilote alimenté par la Deule. Avantagés par l'étendue de leur spectre alimentaire et leur capacités élevées de filtration, ces crustacés ne sont guère accompagnés par les Ciliés et les Rotifères que dans les secteurs les plus fortement pollués. C'est-à-dire là où la compétition est très faible par suite de :

- 1) de la surabondance de la nourriture ;
- 2) et (ou) du mauvais état physiologique des grands filtreurs momentanément en déclin ;
- 3) et (ou) d'une épaisseur extrêmement réduite de la tranche d'eau aérobie.

Dans le dernier cas, la distribution verticale des espèces oligoobiontes, mais strictement aérobies, comme les Daphnies, se trouve limitée, alors que les Ciliés et les quelques Rotifères capables de supporter une anaérobiose plus ou moins prolongée peuvent "exploiter" la nourriture bactérienne et algale des strates plus profondes sans entrer en compétition avec les Cladocères.

Les caractéristiques du milieu sont telles que les phénomènes saisonniers se manifestent de façon beaucoup plus discrète que dans le cas du pilote des Ansereuilles. On constate plusieurs pics pour les Ciliés. Aux deux maxima (caractérisés par des bactériophages durant l'hiver, des algivores au cours du printemps), s'ajoute un troisième pic de grande ampleur et de durée plus ou moins longue, marqué par la prédominance des bactériophages et des espèces carnivores. Cette prolifération "estivale" des Ciliés, liée à l'augmentation de la charge organique du bassin, ne touche que le secteur amont en 1975 mais s'étend à tous les compartiments l'année suivante, persistant bien au-delà de l'été.

Les fluctuations saisonnières des Rotifères sont également masquées ici par les importantes variations de la charge polluante. La prolifération printannière, fort spectaculaire dans le cas des eaux de la Deule, est extrêmement discrète dans ce milieu. Cette faune comme celle des Ciliés atteint par contre des densités extrêmement élevées durant l'été 1975 et se maintient jusqu'en Novembre l'année suivante lorsque les très faibles pluviosités aggravèrent la pollution organique de la Lys.

Les Cladocères abondants toute l'année contrôlent simultanément durant le printemps, le développement du phytoplancton (taux de chlorophylle extrêmement bas) et celui des algivores, détritivores ou bactériophages.

Les Copépodes, qui constituent le groupe le moins bien représenté sont ici plus abondants que dans le Bassin des Ansereuilles. On constate leur totale disparition durant les périodes de surcharge alors qu'en hiver et au printemps, leurs effectifs sont comparables à ceux des Cladocères.

Signalons l'apparition à deux reprises du Copépode Calanidae Arctodiaptomus sp. rencontré lors des premiers essais de mise en eau du bassin en Février 1975, et retrouvé en très faible abondance en Mars, Avril et Mai 1976. Les seules populations, dont l'importance n'est pas négligeable au regard des autres groupes faunistiques, sont apparues fin Mai, lorsque le bassin momentanément déconnecté de la Lys, offrait en aval une eau d'excellente qualité. Disparu le 2 Juin, lorsque le bassin est mis en surcharge, ce crustacé ne réapparaît plus au cours du suivi biologique.

## C<sub>2</sub> - Variations spatio-temporelles de la biomasse relative des principaux groupes taxonomiques

Les données quantitatives exprimées sous forme d'effectifs sont beaucoup moins représentatives de la structure de la communauté et de l'importance individuelle de ses éléments que celles reposant sur des biomasses. Pour les séries d'échantillons récoltés de Mars 1976 à Février 1977, nous avons donc estimé la biomasse de chacune des espèces (ou à défaut de chacune des unités systématiques morphologiquement reconnaissables) en distinguant au besoin, les sexes, les principaux stades ou les formes caractéristiques des diverses phases d'une cyclomorphose.

Les variations spatio-temporelles de la biomasse globale des principaux groupes taxonomiques et de leur pourcentage relatif sont reportées sur les graphiques de la Figure XXVI.

Exception faite d'une très brève période en Janvier, les Cladocères demeurent fortement dominants avec une biomasse oscillant entre 85 et 99,9 % du zooplancton total. Les Cyclopidae bien qu'abondants en Mars Avril, fin Mai et début Juin sont surtout représentés par les stades naupliens (mortalité élevée ?). Leur biomasse demeure le plus souvent extrêmement faible devant celle des autres éléments du zooplancton.

Les Rotifères et Ciliés ne dominent les Daphnies que dans les secteurs amont et durant les périodes de surcharge, quand l'épaisseur de la zone aérobie se trouve limitée à quelques centimètres (on comparera l'évolution spatio-temporelle de leur biomasse (Fig. XXVI) avec celle relevée pour les niveaux ayant de 0,15 à 1 ppm d'O<sub>2</sub> (Fig. XIX)).

### c<sub>3</sub> - Caractéristiques des espèces dominantes

#### . CILIES

Les Ciliés dénombrés globalement dans les échantillons d'Avril 1975 à Février 1976 ont fait l'objet d'une étude quantitative et qualitative détaillée pour les récoltes de Mars 1976 à Février 1977.

Dix pour cent des échantillons choisis parmi les plus riches en Ciliés nanoplanctoniques, ont été examinés en parallèle pour leur plancton "filtré" et leur "plancton total". Nous avons pu constater que malgré des effectifs souvent très élevés, les Ciliés de très petite taille - qui ne peuvent être retenus sur soie à bluter (majorité d'Oligotriches), ne constituent dans ces échantillons qu'une fraction infime (0,01 à 3 %) de la biomasse totale de cette taxocénose.

Considérant que nous pouvions sans inconvénient négliger ce nanoplancton pour lequel les dénombrements sont extrêmement dispendieux en temps, nous n'avons poussé l'étude quantitative que sur la fraction des Ciliés retenus sur soie à bluter. Les variations spatio-temporelles des espèces les plus communes sont illustrées sur les graphiques des figures XXVII et XXVIII.

#### . Printemps

Si la poussée printannière du phytoplancton, des algivores et détritivores se produit de façon beaucoup plus discrète que dans le Bassin des Ansereuilles, on retrouve néanmoins des associations similaires, caractérisées par des formes euplanctoniques dont les plus communes sont les Strobilidiidae (Lohmaniella? sp 1 et Lohmaniella ? sp 2),

(ceux-ci constituaient la majorité des effectifs printanniers de Ciliés dans le Bassin des Ansereuilles). Ces espèces sont accompagnées à l'amont de Vorticella spp. et de Ciliés plus ou moins strictement prédateurs (Prorodon spp., Didinium spp.) ou à spectre alimentaire très large (incluant, algues, bactéries, petits Ciliés) tels que Paramecium gr. caudatum, Euplotes sp.). On note également l'apparition en petit nombre d'Astylozoon faurei (Cilié euplanctonique proche des Vorticellidae) et de petits Gymnostomes du genre Chilodonella.

#### . Saison chaude

Il convient de distinguer le mois de Juin de la période allant de Juillet à Octobre. Le 2 Juin correspond, comme nous l'avons déjà signalé à propos des paramètres physico-chimiques, à une période de profondes perturbations caractérisée par d'importants remaniements des associations animales. Les Ciliés relaient momentanément les Métazoaires

sur la moitié amont du bassin (Fig. XXVI et XXVIII). Ce remaniement de la faune, favorise le développement du phytoplancton qui, en absence des grands filtreurs, développe une "fleur d'eau" extrêmement dense (concentrations en chlorophylle de 200 à 1 400 mg/m<sup>3</sup> le 15 Juin). Le milieu presque totalement désoxygéné début Juin, présente une dizaine de jours plus tard de très fortes sursaturations en surface (Fig. XXIII).

Une faunule de Ciliés euplanctoniques accompagne cette poussée algale (comme cela fut généralement constaté dans le Bassin des Ansereuilles). Les Oligotriches (Lohmaniella ? sp 2 relayé par Lohmaniella ? sp 1) réapparaissent en amont en compagnie d'une espèce nouvelle pour ce bassin (Astylozoon fallax). Dans ces eaux polytrophes, ce sont néanmoins les espèces caractéristiques de la pollution organique qui dominent les associations de Ciliés : Paramecium gr. caudatum, Euplotes sp 2 (algivore, bactériophage éventuellement prédateur) accompagnées de divers prédateurs : Prorodon spp. (largement dominant en amont), Didinium sp., et en moindre abondance Stentor coeruleus. On rencontre également de petits effectifs de Metopus spp. et Coenomorpha spp. caractéristiques des conditions réductrices régnant dans une large fraction de la tranche d'eau. Cette faunule "sapropélique" est rencontrée dans le plancton durant tout l'été.

Les grands ciliés bactériophages et algivores sont relayés en aval début Juin par des espèces du genre Nassula. Ces organismes présentent sans doute le spectre alimentaire le plus étroit qui soit. Attirés par chimiotactisme par les Cyanophycées (Lymbia, Phormidium) les Nassula se nourrissent généralement que d'une seule espèce algale (expériences

de POLIVERT (1959), in FAURE-FREMIET (1967)).

La charge organique du bassin s'allège fin Juin et s'accompagne d'un bref déclin des Protozoaires. Ceux-ci recolonisent massivement le milieu courant Juillet lorsque débute une longue période de surcharge. Les associations de Ciliés ne diffèrent guère de celles rencontrées en Juin, mais sont beaucoup plus riches en individus et présentent un gradient amont aval qui reflète l'évolution spatiale de la charge organique.

Chilodonella sp. apparue en amont au cours du printemps puis début Juillet est assez communément rencontrée en tous les secteurs du bassin durant l'été et l'automne. Les espèces de ce genre, normalement inféodées au benthos, comptent quelques formes ayant une préférence très marquée pour les bactéries sulfuraires (FAURE-FREMIET, 1967). Cette nourriture bactérienne également très prisée par les Rotifères (NORTHCOTE et HASLEY, 1969) ou les Crustacés (SOROKIN, 1959-1965) demeure extrêmement abondante durant les périodes de surcharge et d'anaérobiose.

Les populations florissantes de Ciliés (notamment celles rencontrées dans la moitié amont du bassin) témoignent d'une extraordinaire tolérance vis à vis des tensions extrêmement faibles d'oxygène dissous et des taux élevés d'ammoniaque. NOLAND (1925) estimait que "de tous les facteurs écologiques, la Nourriture est le facteur le plus important influençant la distribution des Ciliés". Ces organismes micro ou macrophages se nourrissent nécessairement de bactéries, algues ou Flagellés hétérotrophes dont le développement se trouve précisément étroitement lié aux conditions physico-chimiques caractérisant des milieux très riches en matière organique. Comme le soulignait FAURE-FREMIET (1967) à la suite de ses propres observations et des travaux de BAMFORTH, HAIRSTON et CURDS, "la zone de développement préférentielle de ces Protozoaires se trouve limitée par le seuil de tolérance des microorganismes à partir desquels ils se nourrissent". Précisons que ces Ciliés opportunistes, polluo-résistants, oligoxybiontes (ou oligosténocxybiontes selon les espèces) peuvent, grâce à leurs très faibles exigences, aller exploiter la nourriture se trouvant précisément dans des aires plus difficilement accessibles aux Métazoaires moins tolérants et échapper ainsi à toute exclusion compétitive par ces derniers.

. ROTIFERES

Les variations saisonnières se trouvent fortement masquées par celles de la charge organique et la prolifération concomitante d'un phytoplancton plus ou moins hétérotrophe. On peut tout au plus distinguer dans ce milieu la faunule hivernale de celle se développant du mois d'Avril à l'automne.

. Saison froide

D'octobre 1975 à la fin Mars 1976, la faunule rotiférienne, extrêmement pauvre en espèces et en individus, n'est guère représentée que par Rhinoglena frontalis et des Bdelloidae accompagnés de façon plus sporadique par Polyarthra dolichoptera, Brachionus calyciflorus et Keratella quadrata. A l'exception de R. frontalis qui se comporte généralement en stenotherme d'eau froide (POURRIOT, 1965), ces associations ne sont nullement caractéristiques de la saison froide.

. Printemps

Si l'on en juge par les pigments chlorophylliens, la biomasse algale présente un premier pic en Mars-Avril, un bref déclin fin avril ou début Mai puis un développement beaucoup plus important et de longue durée au cours de l'été et du début de l'automne.

La poussée algale printannière, brève et de faible amplitude, s'accompagne d'un développement assez discret de la faunule rotiférienne avec comme espèces dominantes : Brachionus calyciflorus et Rhinoglena frontalis accompagnées en moindre nombre à l'amont par Polyarthra dolichoptera, Filinia terminalis, F. cornuta<sup>brachiata</sup>, quelques individus de B. angularis et de Bdelloidae.

On rencontre également à cette époque quelques espèces beaucoup plus rares pour ce bassin : Cephalodella sp., Notholca labis. Cette association essentiellement caractéristique de l'amont se trouve relayée à l'aval par quelques individus de Keratella quadrata. Ce dernier est rencontré plus communément en Mai alors que R. frontalis présente un second pic à l'amont et que P. dolichoptera est momentanément remplacé par d'abondantes populations de B. urceolaris, B. angularis, B. leydigii, B. rubens, F. terminalis, F. gr. cornuta-brachiata et de Bdelloidae.

Notons que l'évolution saisonnière de Keratella quadrata et Rhinoglena frontalis dans les deux bassins pilotes, présente certaines similitudes. Le développement de K. cochlearis a chaque fois été plus marqué durant le printemps qui suivait la mise en eau alors que Rhinoglena frontalis se développait en plus grande abondance durant le printemps de la seconde année. Cette convergence en 1976 pourrait être en rapport avec le degré de maturité des lagunes ( ? ).

#### . Plancton estival et automnal

Du point de vue qualitatif, le plancton qui se développe postérieurement au 2 Juin n'est guère caractérisé par l'apparition d'espèces nouvelles. On note au contraire la rapide régression de R. frontalis et K. quadrata (comme cela avait déjà été constaté à la fin du printemps dans l'autre pilote). Le plancton estival est essentiellement dominé en effectif par B. calyciflorus, B. angularis, qui présentent un maximum à l'amont, B. rubens, P. dolichoptera, F. terminalis et F. cornuta, plus abondants dans les deux tiers aval du bassin.

Le développement estival et automnal des Rotifères est de plus grande ampleur et de plus longue durée en 1976 mais présente les mêmes caractéristiques que l'année précédente : développement concomittant et paradoxal dans un même secteur de plusieurs espèces représentées en quantité similaire.

Les préférences alimentaires des espèces estivales ( résumées dans les tableaux des pages 163 et 164 ), permettent de comprendre la présence concomittante de ces diverses organismes.

Primitivement détritviores et bactériophages, les microphages comme Filinia terminalis ne peuvent pas ingérer des particules d'une taille supérieure à 10-12 microns, alors que les brachions algivores pour la plupart ingèrent aisément des cellules entières d'un diamètre de 17-18 microns. Polyarthra dolichoptera est un microphage comme Filinia terminalis mais se nourrit essentiellement d'algues alors que les Filinia sont détritviores. Les deux espèces n'entrent donc pas nécessairement en compétition. Le spectre alimentaire de Brachionus calyciflorus et B. angularis présente davantage de similitude. Cependant B. calyciflorus ne dédaigne pas les Volvocales et se nourrit plus volontiers d'une nourriture algale alors que B. angularis peut utiliser indifféremment une nourriture algale ou du trypton. La coexistence est donc possible pour ces deux brachions. De fait, HALBACH (1973a), étudiant le degré d'affinité entre diverses espèces rotifériennes communes aux étangs à poissons, trouve pour ces deux rotifères un coefficient d'affinité très élevé.

Keratella quadrata et Brachionus calyciflorus, dont les spectres alimentaires paraissent similaires, ne furent rencontrés de façon concomitante que dans les aires de très forte charge organique, là où les phénomènes de compétition se trouvaient fortement estompés par la richesse et la diversité de la nourriture disponible.

Ce développement massif des Rotifères durant l'été 1976 s'accompagne de celui de leur prédateur Asplanchna brightwelli (sensus lato (°)), Cannibale éventuel (GILBERT, 1976 a et b, 1977 a,b et c et GUISET, 1977), cet Asplanchna a un spectre alimentaire étendu et ingère au hasard des collisions de nombreuses espèces planctoniques. Selon GUISET (loc. cit.), la nourriture préférée s'étendrait des algues (Cyanophycées, Volvocales, Chlorococcales) aux Rotifères (dont Polyarthra dolichoptera, Filinia spp., Keratella cochlearis, Brachionus spp., Asplanchna spp....) et aux Crustacés. On peut sans doute ajouter les Ciliés à cette liste, A. brightwelli donnant d'excellents élevages avec Paramecium aurelia (GILBERT, 1968).

L'abondance en Juin et Juillet de l'Asplanchna dans des eaux presque totalement désoxygénées et chargées d'ammoniaque témoigne d'une polluerésistance élevée et tout aussi spectaculaire que celle de ses proies. A. seiboldi a en effet été rencontré en abondance dans des eaux fortement polluées : dans les canaux (ou rivières) recevant des effluents industriels (KLIMOWICZ, 1961, RAMADAN, KLIMOWICZ et SWELIM, 1963 (l'espèce n'étant toutefois trouvée par ces auteurs que dans des eaux présentant plus de 3 ppm d'oxygène) ; DE SMET et EVENS, 1972) ou dans des étangs servant à l'épuration d'effluents domestiques (KLIMOWICZ, 1968).

---

(°) - Sous ce terme spécifique, POURRIOT (1975) range A. seiboldi (des auteurs anglo-saxons réservant le nom de seiboldi à la forme géante).

. Quelques particularités de ce plancton rotiférien

- Filinia gr. cornuta-brachiata

L'une des particularités du zooplancton du Bassin des Ansereuilles résultait du développement spectaculaire de R. frontalis. La faunule du Bassin des Près Duhem se singularise quant à elle par le développement massif de F. gr. cornuta-brachiata.

Les espèces de ce groupe sont rarement signalées dans les travaux limnologiques relatifs aux milieux naturels (elles ne figurent pas dans les longues listes d'espèces rotifériennes récoltées par PAWŁOWSKI (1956, 1958, 1972) dans la rivière Grabia en Pologne, DE RIDDER (1960, 1967, 1971) dans les collections d'eau de Camargue, d'Islande et de Thaïlande ou PELJER (1965) dans les lacs suédois. Ces petits Filinia, et en l'occurrence F. brachiata, ont par contre été rencontrés à plusieurs reprises par des auteurs étudiant des milieux influencés par la pollution. GUILLARD, (1950), KLIMOWICZ (1968), ont observé ce dernier dans les échantillons qualitatifs alors que DE SMET et EVENS (1972), trouvent ce rotifère en abondance dans un secteur très pollué de la Rivière Lieve, en aval des rejets d'une usine de produits chimiques, d'une papeterie et d'une distillerie..

Nous n'avons personnellement trouvé F. gr. cornuta-brachiata que dans le Bassin des Près Duhem, l'aval du Canal de Seclin et des étangs très pollués de la région de Douai (les populations les plus florissantes étant chaque fois observées lorsque le milieu supportait en été une très forte charge organique, entraînant l'anaérobiose de la quasi-totalité de la tranche d'eau).

Il semblerait que l'espèce présente dans nos échantillons soit F. cornuta mais nous ne saurions nous montrer trop affirmatifs pour la détermination spécifique de ces petites formes. D'une part, celles-ci sont assez sommairement décrites dans les ouvrages de systématique, d'autre part, nos spécimens sont sujets à des variations morphologiques et à des fluctuations de la taille des appendices sétiformes, allant dans quelques cas extrêmes jusqu'à la totale régression de ces appendices.

- Brachionus calyciflorus

De BEAUCHAMP (1952), cité par POURRIOT (1975), a montré que la présence des prédateurs Asplanchna brightwelli et A. girodi déclenche la production d'épines chez l'une de leur proie B. calyciflorus.

Cette réaction de défense contre le prédateur (1) est induite par la présence d'une substance protéique. Celle-ci agit à très basses concentrations sur la descendance (2) des brachions, provoquant l'apparition de femelles à longues épines postéro-latérales et lombaires. D'après les observations de GILBERT (1967), cette substance entraîne en outre l'allongement des épines occipitales et une augmentation de la taille du corps.

La longueur des épines dépend de l'abondance des prédateurs et des réactions individuelles des diverses souches (HALBACH et JACOBS, 1971). Les travaux de ces auteurs permettent de supposer que la pression prédatrice de l'Asplanchna agit sélectivement sur les souches génétiquement différentes, décimant celles qui réagissent le plus faiblement.

Cette substance inductrice n'est toutefois pas le seul facteur responsable de l'apparition d'individus porteurs d'épines postéro-latérales. La diète, comme les basses températures, peuvent également induire cette "cyclomorphose particulière" (DE BEAUCHAMP et SCHNEIDER, 1937, cités par POURRIOT, 1964 ; HALBACH, 1970). Toutefois, l'action de ces facteurs n'induit pas une croissance allométrique aussi importante que la substance "A". En outre, selon HALBACH (loc. cit), leur influence dans la nature serait plus limitée que celle du prédateur.

Dans les bassins des Prés Duhem, les brachions, diversement "armés" contre leurs prédateurs éventuels, n'ont pas les mêmes aires de répartition horizontale et verticale et il semble que l'on soit en présence d'écotypes différents (cf fig. XXX et XXXVI bis ).

---

(1) - Elle est également constatée chez Filinia mystacina, B. urceolaris f. sericus (POURRIOT, 1964) et B. bidentata (POURRIOT, 1974) mais c'est sans doute chez B. calyciflorus que cette réaction adaptative est la plus efficace (GILBERT, 1967, HALBACH, 1970, 1971).

(2) - L'induction se produit avant que les oeufs ne soient déposés par les femelles.

On notera également que les effectifs d'individus (à épines latéro-postérieures et (ou) postérieures bien développées) sont encore rencontrés dans le bassin lorsque la présence du prédateur n'est plus décelée.

Ce phénomène peut résulter de l'influence de facteurs indépendants de la présence de l'Asplanchna mais peut également s'expliquer, comme le suggère HALBACH (1971) par des différences génétiques de souches recolonisant successivement le milieu à partir d'oeufs de durée.

- Polyarthra dolichoptera

Cette espèce, que nous n'avons pas toujours pu distinguer avec certitude de P. vulgaris, a présenté une certaine variabilité morphologique oscillant entre la forme typique et une forme proche de P. vulgaris.

Un cas extrême de réduction des ailettes natatoires (dont l'épaisseur et la longueur différaient passablement selon la provenance des échantillons) a été observé aux stations III et IV en Avril 1973, un tiers des individus étant totalement dépourvus de ces appendices. POURRIOT (1965) a pu constater expérimentalement pour P. dolichoptera que la réduction des ailettes natatoires était fréquente chez les premiers descendants d'individus mis en élevages, donc subissant un brusque changement de vie. L'amont d'un bassin de lagunage est précisément un milieu sujet à d'importantes variations des composantes abiotiques, lesquelles sont susceptibles de sélectionner les divers écotypes ou d'induire des modifications morphologiques indépendantes du patrimoine génétique des individus.

. LES CLADOCERES

D. magna et D. pulex ont le plus souvent constitué les uniques représentants de ce groupe. Chydorus sphaericus et Bosmina longirostris sont communes, sinon abondantes, durant le printemps et l'été 1975. En 1976, B. longirostris n'est plus guère rencontrée que de façon sporadique au cours du printemps alors que C. sphaericus apparaît fréquemment à l'aval durant la saison chaude.

Une panne de la pompe durant une dizaine de jours à la fin du mois de Mai 1975 a favorisé une rapide restauration de la qualité de l'eau dans tous les secteurs du bassin, permettant le développement fugace d'espèces inhabituelles pour ce bassin. Nous avons déjà signalé l'apparition des Calanidae et du Rotifère Notholca labis. Leur présence coïncide avec celle du Cladocère Simocephalus vetulus. Ce Crustacé connaît un développement de très courte durée. La réalimentation du bassin le 2 Juin avec un débit triplé entraîne une surcharge qui remet en cause l'équilibre dynamique du peuplement et entraîne de profondes modifications au sein du zoo-comme du phytoplancton (brusque chute de l'indice de diversité pigmentaire) (1). S. vetulus disparaît totalement. D. pulex n'est plus rencontré qu'à l'aval, alors que D. magna se maintient dans les deux tiers aval du bassin.

Une espèce nouvelle: Moina rectirostris apparaît alors et présente un développement fulgurant durant quelques semaines (2).

Ce relai de faune avec remplacement des grands filtreurs par des espèces de petite taille favorise la prolifération du phytoplancton. Les Daphnidae se trouvent momentanément exclues de l'amont, ne réapparaissant finalement en petits nombres qu'au cours du mois de Juillet, cependant que M. rectirostris disparaît. Malgré des conditions ambiantes extrêmement défavorables dans le tiers amont du bassin durant l'été, D. pulex parvient à se maintenir en effectifs assez élevés (10 à 100 individus/l). D. magna qui dominait nettement D. pulex durant le printemps n'est plus rencontré en amont que de façon sporadique (cf. les variations spatio-temporelles des biomasses de D. magna et D. pulex sur la fig. XXXIV). Il s'agit pourtant, comme l'ont démontré

---

(1) - Ce qui suppose pour le phytoplancton le retour au stade 1 (stade juvénile de très faible organisation caractérisé, comme l'a défini MARGALEFF (1967) pour les successions en milieu marin, par la présence de cellules de petite taille à multiplication potentielle importante ayant une production élevée).

(2) - DINGES (1973) observe dans les bassins de lagunage du Texas le remplacement des Daphnidae par des Moinidae lorsque le pH et (ou) la concentration en ammoniaque deviennent trop élevés et considère que les Moinidae présentent une polluo-résistance plus élevée que D. pulex. Notre expérience personnelle pour les espèces de ce genre se limite à ce pilote et à des étangs très pollués alimentés par une station d'épuration sous dimensionnée. Dans le milieu fortement désoxygéné dès le printemps, le pH avait été momentanément élevé jusqu'à 12 par des rejets provenant d'une verrerie. Daphnia magna, présente jusque là en abondance, fut très rapidement remplacée par une Moinidae : Moina macrocopa, relayée à nouveau par D. magna lorsque le pH redescendit vers 8 unités.

SCHEITHAUER et BICK (1964), d'une espèce bien plus tolérante aux élévations du pH et aux fortes concentrations d'ammoniaque que ne l'est D. pulex. Mais durant l'été 1976, les conditions ambiantes sont extrêmement sévères pour les espèces aérobies. La totale anaérobiose de la tranche d'eau à l'amont (Fig. XIX et XXIII) oblige les Cladocères à se cantonner dans les premiers millimètres superficiels où ils activent vraisemblablement les phénomènes de diffusion de l'oxygène, par le battement de leurs antennes.

Il s'agit là d'espèces passablement opportunistes et bien adaptées aux rudes conditions susceptibles de régner dans les milieux pollués. Ces organismes constituent de précieux agents d'épuration ; encore faut-il que le bassin de lagunage ne reçoive pas une charge incompatible avec ses capacités.

C<sub>5</sub> - Distribution verticale des organismes en relation avec le gradient vertical d'Oxygène. (fig.XXXVbis)

Les données que nous avons examinées jusqu'ici portent sur des échantillons moyens et n'apportent pas par suite, la preuve décisive de la résistance de certains éléments du zooplancton vis à vis des conditions réductrices ou des très faibles tensions d'oxygène. A cet égard, la distribution verticale des organismes est beaucoup plus convaincante. Nous prendrons comme exemple les relevés du début Août.

Le matin, en cette période de température élevée et de forte charge en matière organique, les points II, III et IV se trouvent en totale anaérobiose. On ne détecte pas la moindre trace d'oxygène dans les premiers millimètres superficiels de la tranche d'eau. La densité des Thiorhodobactéries caractéristiques de ces conditions réductrices confère une teinte rougeâtre aux premiers compartiments desquels se dégage une forte odeur d'hydrogène sulfuré.

En fin de journée, le point III se trouve toujours en totale anaérobiose mais on détecte de 0,5 à 3 ppm d'O<sub>2</sub> entre 0,5 m et la surface au point IV. L'oxygénation s'est également élevée de façon sensible au point V (0,7 à 1,2 ppm entre 0 et 1 m) et atteint la saturation dans les strates les plus superficielles du point VII.

Dans le secteur qui demeure en anaérobiose durant la totalité du nyctémère, le zooplancton beaucoup moins abondant qu'aux points IV et V, est loin d'être pauvre (on trouve en effet selon les strates considérées, de 20 à 50 Rotifères et de 1 000 à 20 000 Ciliés par litre).

Les points IV et V en anaérobiose totale ou partielle durant une partie du nyctémère, abritent quant à eux un zooplancton extrêmement dense, variant selon la profondeur de 300 à 20 000 Rotifères et de 1 000 à 120 000 Ciliés par litre. Au point VII, où l'on trouve en permanence quelques ppm d'oxygène, Rotifères et Ciliés sont distribués de façon plus homogène dans la masse d'eau. Dans ce secteur, l'oxygène ne constitue plus un facteur limitant pour la distribution verticale des Cladocères et les phénomènes de compétition sont à même de modérer le développement des populations de Ciliés et de Rotifères (1 000 à 1 600 Rotifères/l, 5 000 Ciliés/l).

La distribution verticale et horizontale des espèces les plus communes est illustrée par les graphiques de la Fig. XXXV bis. Dans le secteur demeurant en anaérobiose prolongée, les Ciliés sont encore abondants en-deçà de 2,50 m (1 000 à 5 000 Paramecium gr. caudatum, plusieurs centaines d'Euplotes sp.) et les Rotifères sont encore représentés en eau profonde par quelques individus de Brachionus calyciflorus f. typica.

Dans les eaux sans doute moins réductrices mais également désoxygénées de la zone comprise entre 1,5 m et 2,5 m, on trouve en outre des individus de F. cornuta et Lepadella sp.

A la Station IV, qui présente une légère oxygénation durant une faible partie du nyctémère, la faunule rotiférienne est bien développée et l'on rencontre en eau profonde 300 individus/l de B. calyciflorus, 70 Filinia gr. cornuta brachiata (dont 20 % de femelles ovigères) et quelques spécimens de Filinia terminalis. Chez les Ciliés, les genres les mieux représentés, Prorodon, Paramecium, Euplotes, comptent plusieurs centaines d'individus par litre et sont accompagnés de petites populations de Monodinium sp 1, Lacrymaria sp., Telotrochidium sp. et en moindre abondance de plusieurs espèces de Metopus et Coenomorpha.

On remarquera que ce ne sont pas chez les Ciliés les formes "sapropéliques" (Coenomorpha, Metopus, éventuellement Lacrymaria ou Telotrochidium) qui se développent le mieux dans ce milieu réducteur mais, des Ciliés assez banaux également rencontrés en des périodes où toute la tranche d'eau présentait une bonne oxygénation. C'est donc moins la saprophilie, que la polluo-résistance aux effluents drainés par la Lys, qui déterminent la composition des bactériophages. Dans les canaux recevant une forte pollution organique mais également influencés par les polluants industriels, nous n'avons en effet jamais rencontré les espèces caractéristiques des milieux putrides, alors que les Paramecidae et Vorticellidae constituaient le plus souvent les uniques représentants des Ciliés.

Pour les espèces communes aux bassins de lagunage, espèces très ubiquistes, la nourriture disponible et l'absence de compétition constituent semble-t-il des facteurs écologiques beaucoup plus décisifs que les composantes abiotiques du milieu.

L'extrême tolérance de ces organismes vis à vis des conditions réductrices, est beaucoup plus surprenante pour les Métazoaires que pour les Ciliés, dont un certain nombre d'espèces s'avère capable d'utiliser l'hydrogène sulfuré comme donneur d'électrons. Il ne semble pas que cela puisse être le cas chez les Rotifères, leurs populations demeurant relativement rares dans les secteurs subissant une anaérobiose prolongée. On peut néanmoins s'interroger sur la physiologie de ces oligoocybiontes dont le métabolisme semble pouvoir être extrêmement réduit. Dans les collections d'eau où la présence fréquente ou pérenne de populations rotifériennes a été constatée en zone anaérobie (CAMPBELL, 1941; MENZEL, 1968 ; PENNAK, 1968 ; RUTTNER-KOLISKO, 1975), on peut supposer que, bien que n'étant pas détectable, l'oxygène pouvait néanmoins être utilisé à mesure de sa diffusion. Ce raisonnement peut difficilement être tenu à propos du Bassin des Prés Duhem . D'une part, la diffusion de l'oxygène est un phénomène extrêmement lent, qui ne s'avère efficace qu'en cas de brassage des eaux, d'autre part la D.C.O. était beaucoup trop élevée en Août pour qu'une éventuelle diffusion de l'oxygène puisse être évoquée à propos de l'eau profonde. Deux paramètres sont alors à considérer : d'une part l'activité métabolique de ces populations et d'autre part la durée de leur séjour en milieu désoxygéné (ce qui revient à étudier leurs migrations), facteurs que nous n'avons pas encore eu la possibilité d'examiner.

#### C<sub>6</sub> - Relations entre la diversité spécifique et les propriétés de l'environnement

L'indice de diversité de SHANNON  $I_{Sh}$  a été calculé pour les échantillons de Mars 1976 à Février 1977 à partir des biomasses spécifiques par unité de volume. Seules les espèces constituant au moins 1 % de la biomasse ont été prises en compte dans le calcul.

A moins de décupler les échantillons, il est fort délicat d'apprécier le nombre total N d'espèces représentées dans le milieu. Pour tourner la difficulté, nous avons retenu arbitrairement au nombre des espèces, toutes les unités systématiques morphologiquement discernables, dont la biomasse constituait plus de 1 % de la biomasse totale, ce qui nous mène à une estimation biaisée de l'équitabilité théorique.

Ce rapport, entre la diversité calculée  $I_{Sh}$  et la diversité maximale ( $\log_2 N$ ), atteint les valeurs les plus élevées sur l'ensemble du bassin en période de très faible charge organique, c'est-à-dire lorsque le milieu offre une eau d'assez bonne qualité (saison froide et début du printemps). Les valeurs élevées de l'"équitabilité" correspondent sur les diagrammes rang/fréquence (ou plus exactement rang/biomasse) de la figure XXXVII à un renflement de la courbe de gauche à droite, ce que FRONTIER (1969) ou TRAVERS (1971) considèrent comme le passage d'un stade I (espèces pionnières à développement rapide) vers un stade II (espèces à développement plus lent, communauté plus mature et mieux structurée avec forte augmentation de la diversité). Toutefois, ces diagrammes se rapportant ici à des échantillons moyens, issus d'un milieu relativement homogène durant la période de circulation des eaux, mais très hétérogène durant les périodes de stratification thermique, sont d'un maniement assez délicat. Ils reflètent en effet, au même titre que les indices de diversité ou d'équitabilité, soit la réelle diversité d'un milieu homogène, soit une diversité "apparente" due à l'hétérogénéité des conditions ambiantes.

Les valeurs minimales de  $I_{Sh}$  pour les diverses taxocénoses, comme pour l'ensemble du zooplancton, coïncident avec les périodes de forte stratification thermique, de très faibles tensions en oxygène dissous et de fortes concentrations en  $NH_3$ .

Durant le printemps et la saison chaude, les valeurs les plus élevées de  $I_{Sh}$ , relatives aux seuls Protozoaires Ciliés, se cantonnent aux secteurs les plus pollués.

Pour les Rotifères, les plus fortes valeurs correspondent au contraire aux aires et périodes de bon rendement de l'épuration et de très faible charge en matière organique. On notera la chute de la diversité spécifique de cette taxocénose durant les périodes d'intense insolation, lorsque la température, le pH et les fortes concentrations d'ammoniaque favorisaient une élévation importante du taux d' $NH_3$  (Juin et Août). Ce phénomène affecte par contre beaucoup moins la structure de l'ensemble des taxocénoses Ciliés + Rotifères.

Au niveau non plus des taxocénoses, mais de l'ensemble du zooplancton, on constate que la diversité est très fortement influencée par la biomasse des Cladocères. Nous avons placé en regard de la figure XXXVII la charge en  $D.B.O_5$  et les volumes susceptibles d'être filtrés par Daphnia magna et D. pulex (volumes calculés à partir de la distribution des classes de taille de ces deux Cladocères). Il y a opposition entre les fortes concentrations en grands filtreurs et la diversité du zooplancton. Les valeurs maximales de l'indice de diversité sont en outre le plus souvent atteintes au niveau du point IV, c'est-à-dire dans une eau déjà partiellement épurée, mais encore capable de sustenter une active croissance bactérienne et algale. Les secteurs présentant une eau d'assez bonne qualité se trouvent au contraire dominés en permanence par les Cladocères (comme on peut le constater en se reportant aux diagrammes rang/biomasses de la figure XXXVIII) et

Pour les espèces ubiquistes, la nourriture semble-t-il des facteurs abiotiques du milieu. L'extension des trices, est beaucoup un certain nombre donner d'Rotifères subspécifiques

Plus élevées sur l'ensemble du

diversité calculée  $I_{Sh}$  et la

grammes rang/fréquence

lorsque le milieu

Les

Le

comme le

la courbe

Le

un stade II

ici à

- 217 -

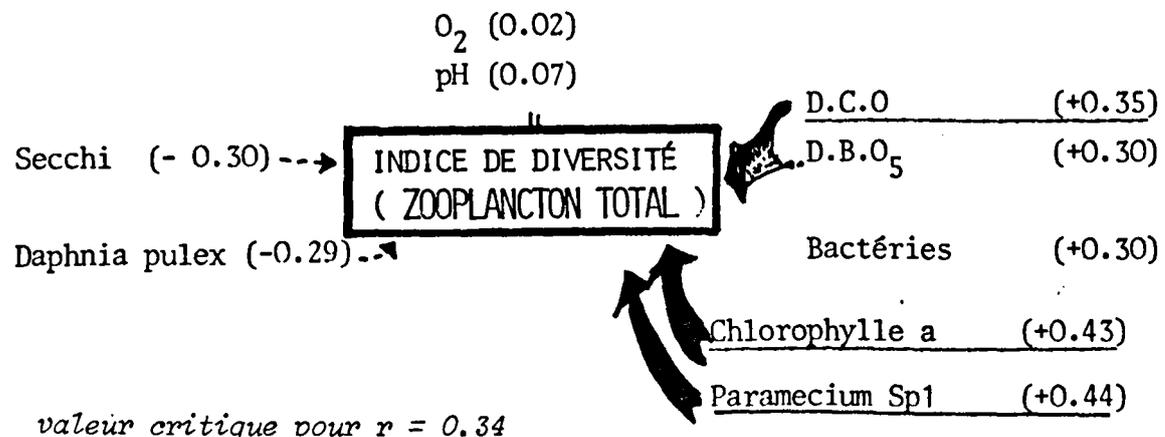
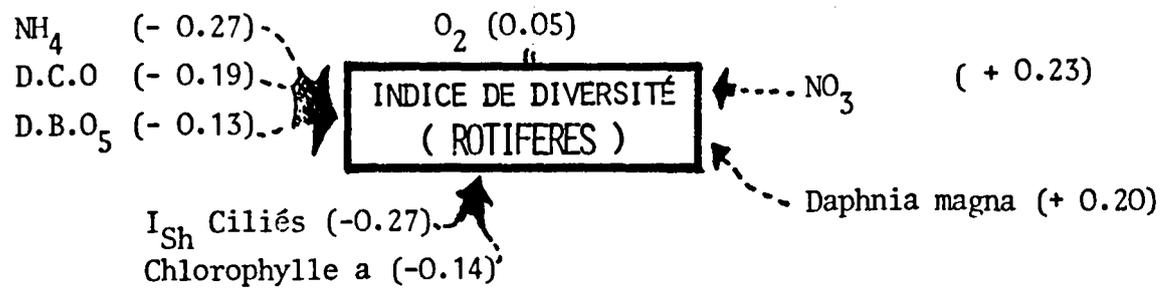
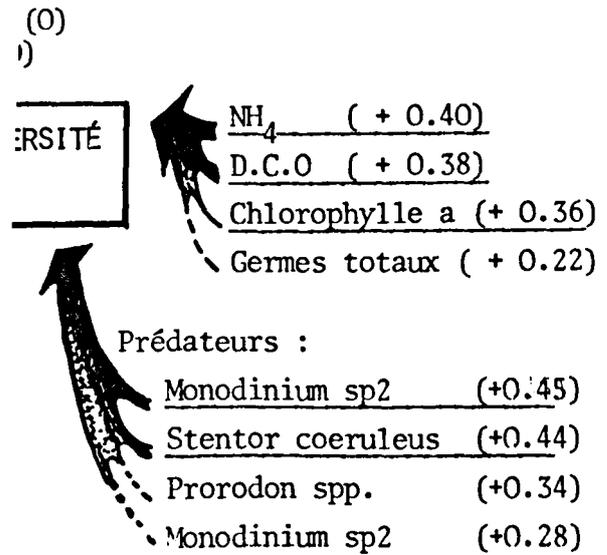


Fig 33 : Bassin des Prés Duhem : relations entre les indices de diversité et les composantes du milieu . (extrait du tableau XII)

On ne décèle pas de fortes corrélations entre ces paramètres et les composantes physicochimiques ou biologiques. Sous réserve de normalité, il existerait néanmoins une corrélation positive significative entre d'une part, la diversité des Ciliés et l'abondance des algues (Chlorophylle a), des bactéries, de la matière organique et des prédateurs et d'autre part, entre la richesse en phytoplancton (chlorophylle a) et la diversité spécifique du zooplancton total.

possèdent généralement les plus faibles indices de diversité. Cette caractéristique s'explique par l'étendue du spectre alimentaire des grandes Daphnies, lesquelles en absence de poisson et pourvu que le milieu ne soit pas en anaérobiose, se trouvent compétitivement avantagées, excluant rapidement les autres éléments du zooplancton et contrôlent ainsi les composantes biologiques du milieu.

Cette notion de diversité est délicate à manipuler. Il est possible que la phase de stabilisation de l'eau à traiter, caractérisée par le développement de populations modérément abondantes de Cladocères, corresponde à un changement d'échelle de la diversité. Celle-ci ne pourrait alors être perçue qu'au niveau d'associations composées par des espèces de plus grande taille, incluant non seulement le zooplancton mais encore des macroinvertébrés, consommateurs primaires ou prédateurs, tels que Gastéropodes, Chaoboridae ou Coryxidae communs à l'aval du bassin. Il est assez difficile d'utiliser cette notion (du moins de la façon dont nous l'avons abordé) comme critère d'estimation de la qualité de l'eau. Les diverses taxocénoses représentées dans le zooplancton peuvent en effet présenter tour à tour une diversité maximale pour des combinaisons paramétriques très différentes et notamment pour les divers stades de l'épuration.

C<sub>7</sub> - Relations entre la densité des espèces euryèces et les combinaisons paramétriques : NH<sub>4</sub>/pH, O<sub>2</sub>/D.B.O<sub>5</sub>

Les données relatives aux Ciliés et aux Cladocères portent essentiellement sur les récoltes de Mars 1976 à Février 1977, celles sur les Rotifères sur les 4 campagnes de récoltes.

. NH<sub>4</sub>/pH

Les Cladocères ~

On peut se reporter pour Daphnia magna et D. pulex aux travaux de SCHEITHAUER et BICK (1964). Ces auteurs constatent pour les souches de D. pulex une indifférence totale à l'ammoniaque en deçà de pH 8 - 8,2. Au-delà de cette limite, D. pulex n'est plus rencontrée que dans des eaux dont la concentration en NH<sub>4</sub> demeure inférieure à 0,5 ppm.

Il semble que le ou les écotypes présents dans le Bassin des Prés Duhem soient beaucoup plus tolérants vis à vis de l'ammoniaque. Au-delà de pH 9, on retrouve encore des populations de 10 à 100 individus par litre pour des concentrations en ammoniaque de 3 à 4 ppm.

Pour Daphnia magna, SCHEITHAUER et BICK observaient une réponse beaucoup plus nuancée que pour D. pulex ; phénomène que nous constatons également et pour des concentrations en ammoniaque beaucoup plus élevées que celles relevées par ces auteurs. Entre pH 8 et pH 8,5, des teneurs en ammoniaque de 30 à 70 ppm ne semblent nullement incommoder cette espèce trouvée en densité de 100 à 1 000 individus par litre. Nous ne possédons malheureusement pas de données sur sa résistance aux fortes concentrations d'ammoniaque pour des valeurs <sup>du pH</sup> supérieures à 8,5.

Les Rotifères (Fig. XXXXI)

Pour ce groupe taxonomique, nous n'avons pas trouvé de références dans la littérature concernant les limites de tolérance à la combinaison de ces deux paramètres.

La plus grande indifférence aux pH élevés et aux fortes concentrations en ammoniacque est témoignée par Brachionus calyciflorus, Brachionus angularis et les Bdelloïdæ. Viennent ensuite les Filinia. On notera que Filinia gr. cornuta-brachiata a été trouvé en très grande densité dans des eaux de pH 9 et de concentration en ammoniacque allant de 3 à 4 ppm, alors qu'en deçà de pH 8.3, ce rotifère pouvait devenir très abondant malgré un taux d' $\text{NH}_4$  atteignant jusqu'à 50 ppm. Il faut considérer que les températures élevées agissent également très fortement sur les équilibres ioniques. Pour ces valeurs élevées de  $\text{NH}_4$ , si l'on tient compte non seulement du pH, mais encore de la température (1), il apparaît que les populations prospères de F. gr. brachiata-cornuta se trouvaient en présence de 3 à 3,5 ppm d' $\text{NH}_3$ . Or, dans les eaux où cette espèce était extrêmement dense malgré un pH de 9 unités, le taux de dissociation, bien qu'atteignant de 23 à 28 % ne correspondait plus qu'à une concentration en  $\text{NH}_3$  de 0,8 à 1 ppm.

Pour Keratella quadrata et Polyarthra dolichoptera, la sensibilité à l'ammoniacque est faible en-deçà de pH 7,8 pour le premier, pH 8 pour le second, très nette au-delà de ces valeurs (ces espèces n'étant alors plus retrouvées que pour des concentrations inférieures à 2 ou 3 ppm).

Les Ciliés (Fig. XXXIX et XXXX)

Nous n'avons reporté les diagrammes relatifs à ce groupe taxonomique qu'à titre indicatif. Les données portent en effet sur un nombre limité d'observations.

Ces organismes n'ont été rencontrés en abondance que pour des concentrations en ammoniacque n'excédant pas 7 ppm. Si l'on tient compte des interactions température/pH, les concentrations maximales en  $\text{NH}_3$  se situent pour les espèces considérées entre 0,5 et 1 ppm.

Prorodon sp., Paramecium gr. caudatum et les Euplotes semblent être assez indifférents aux fluctuations du pH. Par contre, les Strobilidiidae n'ont été rencontrés que dans des eaux faiblement chargées en

---

(1) - A partir des valeurs du pH, de la température et du taux d' $\text{NH}_4$ , la table de TRUSSEL (1972) donne le pourcentage d' $\text{NH}_3$ .

ammoniaque et pour des pH inférieurs à 8,5 unités.

.  $O_2/D.B.O_5$  (Fig. XXXXII)

La distribution de Daphnia pulex et des Filinia ne semble guère influencée par le taux de l'oxygène dissous ou par la D.B.O. Ces espèces sont indifféremment rencontrées dans des eaux chargées ou non en matière organique, ne contenant que d'infimes traces d'oxygène, comme dans des eaux fortement sursaturées. Pour D. magna, peut-être moins euryoxybionte, on remarquera que les populations les plus denses sont rencontrées dans des eaux dont la teneur en  $O_2$  est inférieure à 5 ppm.

Ces données relatives à des échantillons moyens ne permettent cependant pas de réaliser une analyse autoécologique très fine. Celle-ci suppose une étude de la distribution verticale des organismes et de leur temps de séjour au cours d'un nyctémère dans des strates offrant des combinaisons paramétriques très différentes. Il serait en outre nécessaire de réaliser l'analyse des données non pas en examinant les paramètres trois par trois mais en tenant compte simultanément des divers facteurs. C'est davantage dans cette optique que nous allons maintenant discuter de ces relations plancton-qualité de l'eau en considérant quelques-uns des résultats préliminaires du traitement des données.



# III - RELATIONS ENTRE LES COMPOSANTES DU MILIEU : INTERPRETATION DE MATRICES DE SIMILITUDE

## A - EXPLOITATION D'UNE MATRICE DE CORRÉLATION

Le coefficient de corrélation utilisé est celui de BRAVAIS-PEARSON, calculé après transformation préalable des données brutes. La transformation  $\log(x + 1)$  que nous avons utilisée, est celle qui donne généralement les moins mauvais résultats en planctonologie. Elle ne permet toutefois pas la normalisation (même approximative) des variables dont la fréquence des valeurs nulles est élevée, variables qui n'ont pu être retenues pour constituer la matrice de corrélation du tableau XII

### 1) Relations entre les composantes du milieu et quelques facteurs primordiaux

Ces relations sont résumées sur les schémas des figures suivantes :

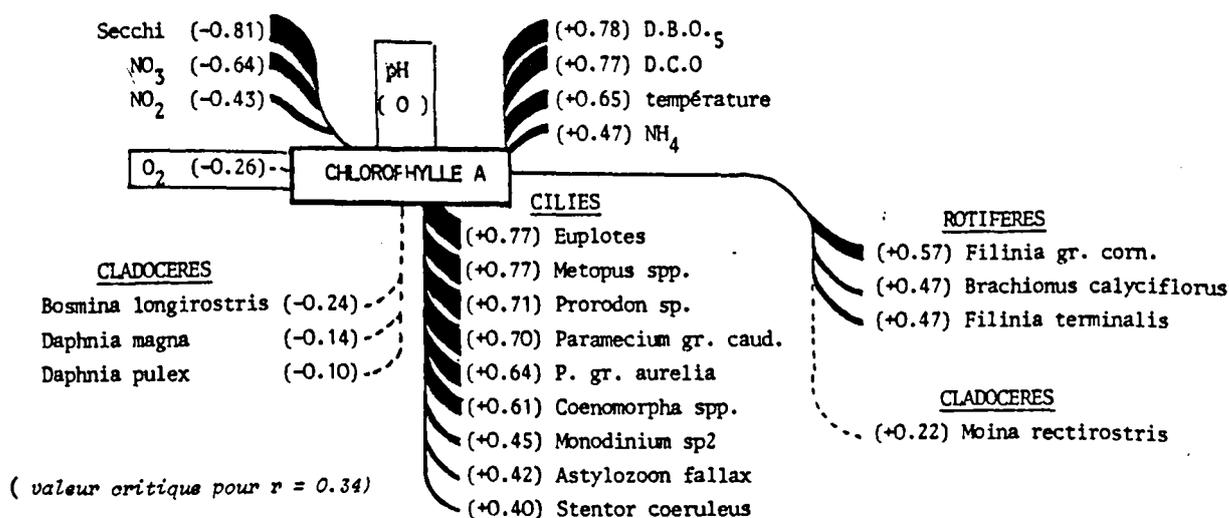


Fig 34 : Coefficients de corrélation entre la Chlorophylle A et les variables biologiques et physicochimiques. On remarquera l'absence de corrélation avec le pH et la corrélation négative avec l'oxygène, phénomène qui serait aberrant dans le cas d'associations algales autotrophes mais qui s'explique ici par la prédominance de Volvocales et Chlorococcales représentées par de nombreuses espèces capables d'utiliser le carbone organique.

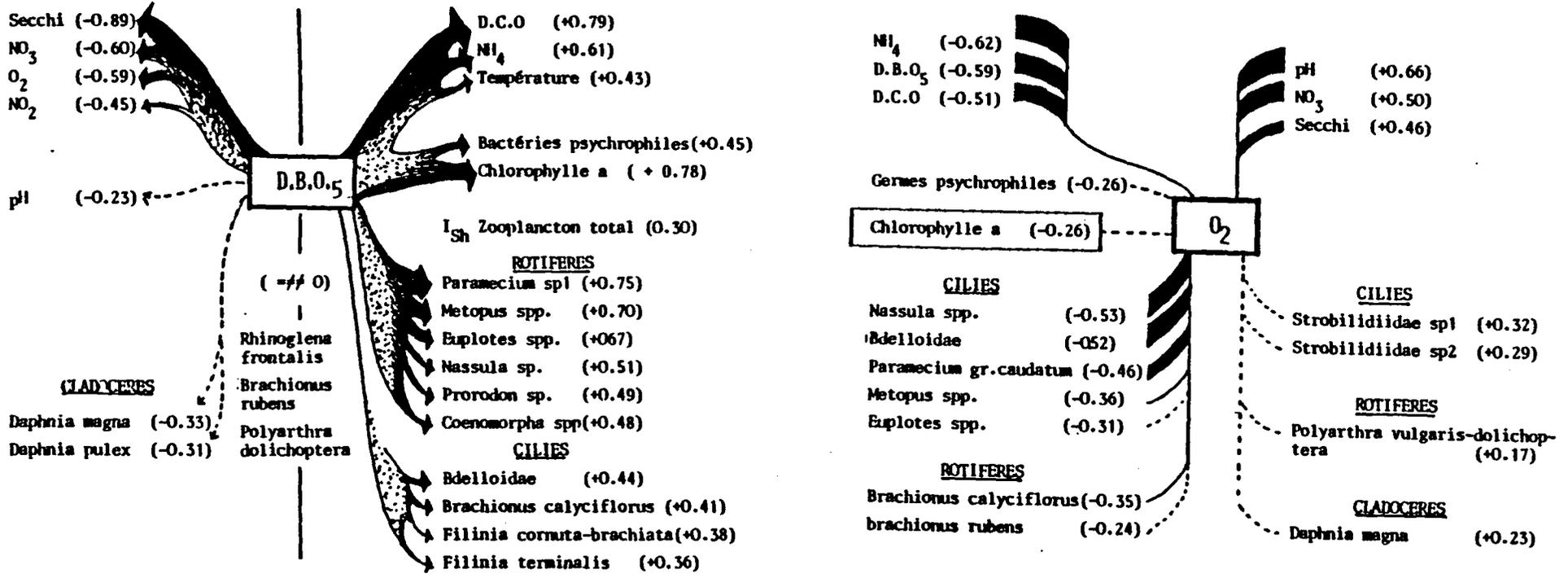


fig 35 : Corrélations existant entre les composantes du milieu et la D.B.05 ou l'oxygène.  
 D.B.05 : On constate à nouveau l'opposition existant entre les associations caractéristiques d'une forte pollution organique et le genre Daphnia .  
 O<sub>2</sub> : Les corrélations positives entre les espèces animales et l'oxygène sont très faibles ( majorité d'oligooxybiontes).

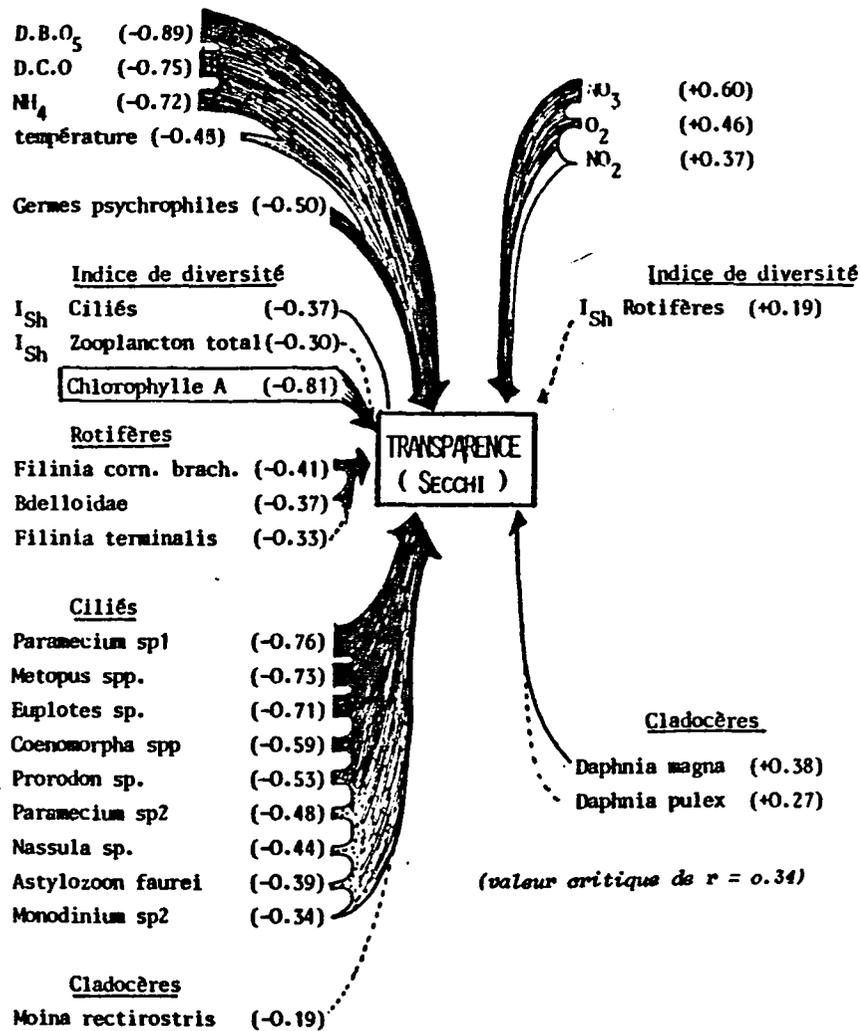


Fig 36 : Corrélations existant entre la transparence et les variables biologiques ou physicochimiques.

On notera l'opposition existant entre transparence et charge polluante, ainsi que l'opposition entre le genre Daphnia et les Rotifères et Ciliés, entre le genre Daphnia et les variables relatives à la charge polluante ( D.B.O, Germes totaux, espèces bactériophages.

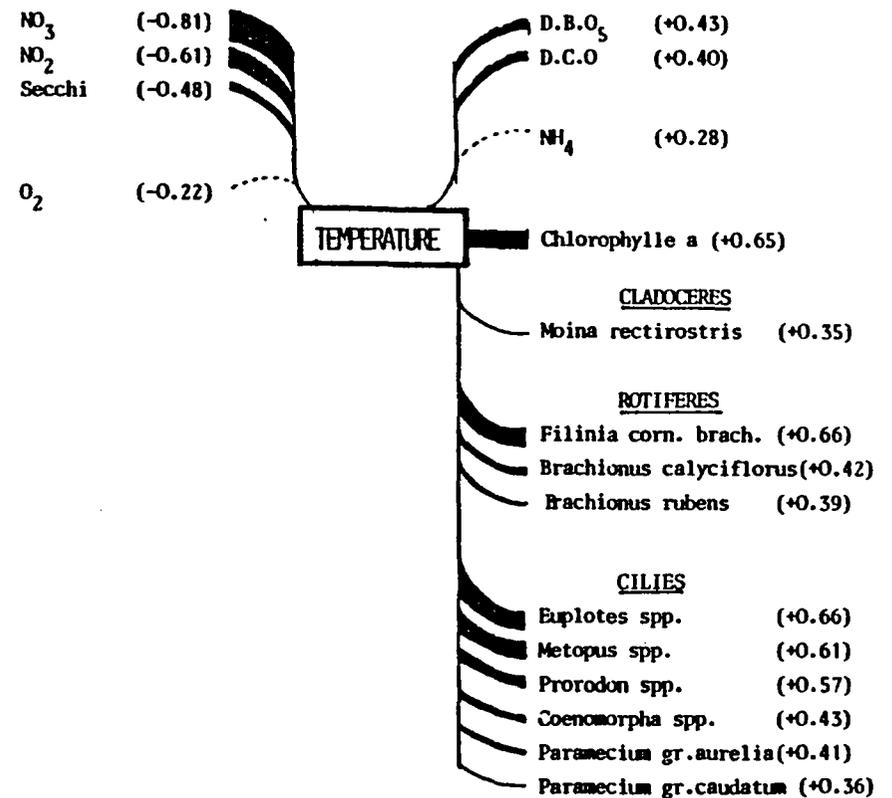


Fig. 37 : corrélations existant entre les variables physicochimiques ou biologiques et la température.

Dans le bassin des prés Duhem, les fortes charges organiques et le développement des espèces saprophytes coïncide avec la saison estivale, les périodes de moindre charge et de bon rendement de l'épuration avec la saison froide ( valeurs élevées de l'O<sub>2</sub>, de la transparence et du taux des nitrates).



- Relations interspécifiques (espèces fondamentales) .

La matrice d'inter-corrélation du tableau XII donne les différentes valeurs de  $r$  pour 29 des espèces ou unités taxonomiques les plus fréquentes.

Nous avons utilisé dans un premier temps la méthode des polygones inscrits décrite par BONNET (1964) pour mettre en évidence les noyaux "d'affinité" (\*) entre les espèces (diagramme de la Figure LVI B). La construction d'un dendrogramme permet une visualisation plus schématique et par suite plus claire de ces "noyaux d'affinité". C'est ce que nous avons réalisé dans un second temps en utilisant l'algorithme préconisé par LANCE et WILLIAMS, 1967 (in DAGET, 1976) (Figure L A).

Principaux noyaux d'affinité ;

. Groupe I : composé exclusivement de Ciliés et plus spécialement d'espèces dont le dénominateur commun est l'extrême tolérance vis à vis de l'anaérobiose. Il s'agit de microphages (Coenomorpha et Metopus spn), d'organismes dont la large cavité buccale permet l'ingestion d'une gamme étendue d'éléments figurés (Paramecium, Euplotes) et d'un prédateur gymnostome (Prorodon sp.).

Cette association est caractéristique des aires et périodes de très forte pollution organique.

. Groupe II : constitué par des Rotifères saurophiles (Filinia terminalis, F. gr. cornuta brachiata et Brachionus rubens) auxquels pourrait se rattacher un Cilié prédateur de grande taille Didinium spl (le niveau de corrélation se situe en-deçà de la valeur critique pour  $r$ ). On constate sur la figure LVI, que les composantes de ce noyau sont en fait beaucoup moins isolées que ne le laissent supposer le dendrogramme et présentent une corrélation positive assez élevée avec les éléments du groupe I.

---

(\*) - Cette notion d'affinité repose sur le postulat que les espèces dont les effectifs varient conjointement dans le relevés ont des exigences écologiques communes. Ces exigences étant très insuffisamment connues pour les organismes planctoniques, ce postulat doit être utilisé avec prudence.

. Groupe III : Cladocères et Brachionus rubens.

. Brachionus rubens se trouve étroitement corrélé avec Daphnia pulex qui lui sert souvent de substrat à un moindre titre que Daphnia magna. Moina rectirostris semble rattachée à ce groupe, mais bien en-deçà du seuil de significativité de r.

. Groupe IV : Rhinoglena frontalis et Brachionus angularis auxquels pourrait se rattacher Stentor coeruleus. Les deux Rotifères sont plus spécialement rencontrés au printemps lorsque la charge organique est faible à modérée.

. Groupe VI : Bdelloidae et Chilodonella spp., Rotifères et Ciliés volontiers bactériophages.

. Groupe VII : Bosmina longirostris et le petit Oligotriche Lohmaniella (?) sp 2; deux microphages n'utilisant vraisemblablement pas la même classe de taille d'éléments figurés.

. Groupes VII à XIII : constitués par des organismes ne présentant pas de corrélations positives significatives avec les 28 autres espèces ou unités systématiques.

Si la méthode de classification utilisée permet d'aboutir à une visualisation très schématique des relations inter-spécifiques, on constatera néanmoins qu'il en résulte une importante perte d'informations. Le graphique de la figure LVI B rend à notre avis beaucoup mieux compte de la complexité des relations entre les espèces que ne le fait le dendrogramme.

## B - ANALYSE FACTORIELLE DES CORRESPONDANCES

### Caractéristiques

Cette analyse due à CORDIER (1965) et développée par BENZECRI (1973) ne nécessite aucune normalisation des données brutes et peut s'appliquer moyennant certaines précautions à des matrices de données contenant des lignes ou des colonnes avec de nombreux zéros (DAGET, loc. cit.) : caractéristique qui en fait un outil mathématique fort précieux.

Cette technique appartient à un groupe de méthodes, ayant pour principal objectif, de condenser l'essentiel des informations apportées par un certain nombre de variables observées, plus ou moins interdépendantes, en un nombre restreint de variables fondamentales, le plus souvent indépendantes. Dans le cas de l'analyse factorielle des correspondances, les  $p$  variables observées, sont transformées en  $p$  variables fondamentales, de variance progressivement décroissante, dont seules les premières sont en général considérées.

L'informatique permet d'utiliser des méthodes très complexes sans qu'il soit pour autant nécessaire d'en connaître parfaitement le processus mathématique. Toutefois, l'exploitation convenable des résultats suppose que les principes de la méthode ne soient pas ignorés. Nous rappellerons donc très succinctement les principales caractéristiques de l'analyse factorielle des correspondances que l'on pourra trouver exposées en détail dans le Mémoire de Thèse de CORDIER (loc. cit.) ou dans l'ouvrage de LEBART et FENELON (1971).

Deux ensembles  $I$  et  $J$  sont en correspondance s'il existe des relations entre les éléments de ces ensembles, c'est à dire si les éléments s'associent par couples  $(i, j)$  avec  $i \in I$  et  $j \in J$ . Ce qui est en particulier le cas d'un tableau à double entrée où l'on porte les relevés dans les colonnes de  $1$  à  $j$  et les variables sur les lignes de  $1$  à  $i$ . A tout couple  $(i, j) \in I \times J$  correspond un nombre  $k(i, j)$  qui est la valeur de la variable  $i$  dans le relevé  $j$ . On peut ainsi envisager une notion de "proximité" entre deux ensembles en correspondance. Deux éléments de  $I$  et  $I'$  de  $I$  seront d'autant plus proches l'un de l'autre qu'ils s'associeront de la façon la plus semblable aux éléments de  $J$  et vice-versa. On pourra de même comparer la proximité des éléments de  $J$  et ceux de  $I$ , un élément  $i \in I$  étant plus proche des éléments de  $j \in J$  auxquels il s'associe le plus étroitement. Le problème consiste donc à rechercher les proximités entre les lignes et les colonnes d'un tableau pondéré. Il faut pour cela transformer la matrice de départ, de manière à remplacer les valeurs  $k(i, j)$  par des probabilités conditionnelles qui sont des nombres compris entre 0 et 1.

soit  $K = \sum_{(i,j)} k(i,j)$ , on aura  $p(i,j) = \frac{k(i,j)}{K}$  où  $p(i,j)$  est une estimation de la probabilité de rencontrer l'espèce  $i$  dans le relevé  $j$ .  
 $p(i) = \sum_{j \in J} \frac{k(i,j)}{K} = \sum_{j \in J} p(i,j)$  où  $p(i)$  sera la masse de la variable  $i$ , de même que  $p(j) = \sum_{i \in I} p(i,j)$  sera la masse du relevé.

Les valeurs des  $i$  variables biologiques étudiées pour les  $j$  relevés peuvent être représentées dans un espace à  $j$  dimensions, les coordonnées d'une espèce ou d'un facteur édaphique étant les densités de l'espèce ou les valeurs du facteur dans les  $j$  relevés considérés. On a ainsi un ensemble de points dans un espace à  $j$  dimensions. Dès que  $j \geq 3$ , celui-ci ne peut évidemment plus être visualisé. Le but de l'analyse est donc de trouver la meilleure représentation de cet ensemble dans un espace de dimensions  $n < j$ , c'est à dire l'espace de dimension  $n$  où la projection du nuage de points sera la moins déformée possible. On définit pour cela une distance entre les variables =

$$d^2(i, i') = \sum_{j \in J} \frac{1}{p(j)} \left[ \begin{array}{cc} p(i, j) & p(i', j) \\ p(i) & p(i') \end{array} \right]^2, \text{ chaque variable étant affectée de sa masse } p(i).$$

Cet espace E, de dimension n, est choisi de telle façon que l'inertie du nuage par rapport à cet espace (somme des carrés des n points à E, pondérés par le poids de chaque point), soit minimale. Ce qui revient à chercher les valeurs propres et les vecteurs propres d'une certaine matrice. Si  $\lambda_1, \lambda_2, \dots, \lambda_n$ , désignent les valeurs propres (par ordre décroissant) et  $k_1, k_2, \dots, k_n$ , les vecteurs propres correspondants, l'espace E est l'espace passant par le centre de gravité du nuage et dont les axes sont les vecteurs propres. Son moment d'inertie est égal à :  $\sum_{i=1}^{i=k} \lambda_i$ .

On aurait pu considérer de même la représentation des j relevés dans un espace à i dimensions et procéder de la même façon. Il y a en effet correspondance entre les deux analyses et l'on peut passer de l'une à l'autre.

Un sous-programme permet de rechercher les contributions absolues et relatives des variables i (ou des relevés j) à un axe (Ces contributions sont respectivement indiquées CTR et COR sur les sorties d'ordinateur)

CTR =  $p(i)G^2(i)$  où p(i) est la masse de la variable i et  $G_\alpha(i)$  sa composante sur l'axe  $\alpha$ . Cette contribution absolue étant le moment d'inertie de la variable i par rapport à l'axe orthogonal  $\alpha$ . La contribution totale est ainsi :

$$\sum_{\alpha=1}^{\alpha=n} p(i)G^2(i) = \text{variance de } i, \text{ et par rapport à l'axe } \alpha:$$

$$\text{COR} = \frac{d(i) G_\alpha^2(i)}{\text{var. } (i)} = \cos^2(i, \alpha)$$

C'est à dire que si le cosinus est très grand, voisin de 1, la variable i se trouve pratiquement sur l'axe  $\alpha$ . Cette contribution relative est assimilable à une corrélation avec l'axe  $\alpha$ .

Ainsi, par suite de la pondération du tableau initial, deux points j sont proches l'un de l'autre si les profils des colonnes qu'ils représentent sont similaires (deux relevés sont proches si leurs profils physicochimiques et spécifiques sont semblables).

On peut considérer de la même façon que deux variables sont proches si leurs valeurs varient de façon identique dans les j relevés.

Par suite de la correspondance existant entre l'analyse des variables et celle des relevés, on peut représenter sur un même graphique les positions des espèces et celle des relevés par rapport aux axes choisis (un relevé j étant d'autant plus proche d'une espèce i que celle-ci intervient fortement dans le profil de ce relevé).

La difficulté résultant du fait que les variables biologiques et édaphiques sont des variables continues d'une part, extrêmement hétérogènes d'autre part peut-être tournées par un codage approprié des données brutes.

Un découpage en classes de valeurs permet d'homogénéiser le tableau de données et de faire en sorte que les variables ayant nécessairement une faible variance dans les unités où elles sont exprimées (pH par exemple) ne prennent pas après pondération du tableau (division des i, j par la somme des lignes et des colonnes) une valeur négligeable devant celle des variables dont la variance est très importante.

Un découpage en classes équi-pondérées permet en outre de donner autant de poids dans l'analyse aux différentes classes retenues.

### - Résultats

Grâce à l'extrême obligeance de Monsieur TOMASSONE et de sa collaboratrice Madame ROUX (Laboratoire de l'I.N.R.A. de Jouy en Josas), nous avons pu être initiée à l'analyse factorielle des correspondances et utiliser en outre le programme STEAK (ROUX et ROUX, 1975) pour le traitement de nos données.

Ce programme destiné à homogénéiser un tableau de données et à passer ensuite à l'analyse factorielle permet (parmi diverses options), le découpage des données brutes et l'éclatement du tableau initial en autant de nouvelles variables ou modalités qu'il y a de classes. On peut ainsi juger non seulement de la proximité entre les variables initiales mais encore conserver un maximum d'informations sur les relations entre les classes de valeurs des variables.

Le traitement de nos données n'ayant guère dépassé le stade préliminaire de la recherche d'une sélection optimale des variables, nous ne présenterons dans ce Mémoire que les résultats de deux analyses portant sur les campagnes qui offrent les caractéristiques les plus accusées : Campagne de Décembre 1971 à Novembre 1972 sur le Bassin des Ansereuilles, Campagne de Mars 1976 à Février 1977 sur le Bassin des Prés Duhem.

Le nombre des relevés par fichier se limitant entre 50 et 60, l'analyse ne gardait de sens que dans la mesure où le nombre de classes était suffisamment petit. Pour les variables biologiques qui comportent une fréquence de valeurs nulles  $\gg$  50 %, le découpage a été fait en deux classes (absence-présence), pour celles présentant une fréquence plus élevée de valeurs non nulles, 3 classes ont été retenues après examen de la distribution des effectifs. Pour les variables édaphiques dont le découpage en classes équipondérées est souvent plus facile, nous avons généralement retenu 3 classes.

La nature des variables analysées ainsi que le nombre de classes par variables est précisée dans le tableau XIII. 123 modalités relatives à 23 espèces et groupes taxonomiques et 26 variables édaphiques sont analysées pour la seconde campagne sur le Bassin des Ansereuilles, 123 modalités relatives à 18 espèces ou groupes taxonomiques et 19 variables édaphiques sont analysées pour la 2ème campagne sur le Bassin des Prés Duhem.

variables analysées	nombre de modalités par variable		A		D	
	classes équilibrées	absence-présence	classes équilibrées	absence-présence	classes équilibrées	absence-présence
CILIES	4		3			
ROTIFERES	4		3			
CLADOCERES	3		3			
CYCLOPIDAE	4		3			
CALANIDAE					2	
Rhinoglena frontalis	3				2	
Epiphanes senta		2			2	
Asplanchna spp.		2			2	
Brachionus urceolaris		2			2	
Brachionus rubens		2	3			
Brachionus calyciflorus		2	3			
Brachionus angularis	3				2	
Keratella quadrata		2			2	
Keratella cochlearis					2	
Polyarthra dolichoptera		2			2	
Filinia terminalis			3			
Filinia gr. corn. brach.			3			
Rotifères benthoniques	3		3			
Bdelloidae	3		3			
Daphnia spp.	3		3			
MOINA RECTIROSTRIS			2			
Bosmina longirostris		2			2	
Chydorus sphaericus		2			2	
Coliformes	4		3			
Escherichia coli	4		3			
Streptocoques fécaux	4		3			
Germes totaux (22°C)			3			
Germes totaux (37°C)			3			
Température (surface)	4		3			
pH (surface)	4		3			
Oxygène (surface)	4		3			
var. d'O2 de 0 à 2m	4		3			
D.B.O.5	4		3			
D.C.O	4		3			
NH4	4		3			
NO3	4		3			
NO2	4		3			
Turbidité (HACH)	3					
Secchi	4		3			
P-PO4	4					
NO3 / PO4	4					
Résistivité	4					
% éliminat. DBO5	4		3			
% éliminat. DCO	4		3			
var. de température			3			
Chlorophylle a moy.			3			
Carotenoides moy.			3			
DO 430/ DO 665			3			
niveau 1 ppm d'O2			3			
Poids sec (trypton)			3			
M.E.S			3			
Turbidité (N.T.U)			3			
Azote total			3			

Tableau XIII

Variables et nombre de classes retenues dans l'analyse factorielle des correspondances:

A = relevés de la 2° campagne sur le bassin des Ansereuilles

B = relevés de la 2° campagne sur le bassin des prés Duhem.



. Bassin des Ansereuilles (2<sup>o</sup> campagne)

( fig. XXXXV et XXXXVI de l'annexe)

Le pourcentage d'inertie expliquée par les premiers axes est souvent d'autant plus faible que le nombre de variables analysées est élevé. L'analyse portant ici sur 135 modalités, on ne pouvait espérer obtenir pour les deux premiers axes un pourcentage d'inertie très important. L'axe I explique 12.6 % de l'inertie totale, l'axe II, 10.3 % et l'axe III, 6.7 %, soit pour ces trois premiers axes un total de 30 %. La décroissance des valeurs propres est ensuite assez lente, les 7 premiers axes n'expliquant que 50 % de l'inertie totale (caractéristique qui dépend moins du nombre élevé des variables analysées que de la complexité des relations existant entre ces variables).

Pour rechercher la signification des premiers axes, nous considérerons les modalités des variables écologiques et biologiques dont les contributions sont les plus élevées (tableau 55 de l'annexe)

Axe I

Les variables les mieux représentées sur l'axe I, par ordre de contribution relative décroissante, sont, le genre Daphnia, la densité totale des Cladocères, (classes 1 et 3), Rhinoglena frontalis, (classes 1 et 3), les Ciliés (classes 1 et 4) d'une part et d'autre part, l'O<sub>2</sub> (classe 4), la transparence (classe 1), les variations journalières d'oxygène (classe 4) et le pH (classe 4) ainsi que les D.C.O et D.B.O (classe 1).

Si l'on considère maintenant les contributions absolues des modalités, l'axe I oppose :

- les périodes d'intense prolifération algales caractérisées par un pH élevé, une très forte oxygénation, des écarts journaliers importants de l'oxygène dissous, de fortes concentrations en nitrites et une très faible résistivité (caractéristique qui correspond en fait à une eutrophication endogène entraînant une détérioration de la qualité de l'eau).

- aux périodes de très faible charge organique et de teneur modérées en oxygène dissous.

Au niveau des variables biologiques dont la contribution absolue est beaucoup plus forte que celle des variables physicochimiques, on peut considérer que l'axe I oppose le plancton crustacéen au plancton à Rotifères et Ciliés. Cet axe qui peut être interprété à la fois comme un gradient de charge polluante et de richesse en Cladocères, associe la nature du zooplancton et la

qualité de l'eau. Il s'agit d'une relation de cause à effet que laissent supposer à la fois les capacités de filtration des daphnies et l'examen des isoplèthes relativement facile à interpréter pour cette seconde campagne sur le bassin des Ansereuilles.

### Axe II

Les modalités les mieux représentées sur l'axe II sont essentiellement :

- pour les variables biologiques : Keratella quadrata (absence - présence), Brachionus angularis et Cyclopidae (classe 3), Polyarthra dolicoptera (classe 4).

- pour les variables écologiques : la température, classe 1 et 4),  $\text{NO}_3$  et  $\text{NO}_2$  (classe 1), le taux d'élimination de la D.C.O, (classe 1) et les variations d'oxygène dissous (classe 2).

Cet axe représente un gradient de température, de rendement, d'élimination de la charge polluante et de densité de l'association Cyclopidae-Keratella quadrata-Polyarthra dolicoptera-Bosmina longirostris. Il s'ensuit une disposition en couronne dans le plan des axes I et II, des groupes de modalités caractéristiques des divers degrés de pollution, et des classes de valeurs des variables biologiques correspondant à ces qualités d'eau.

La distribution des stations dans le plan des axes I et II illustre cette évolution saisonnière des caractéristiques de fonctionnement et de rendement du bassin. On passe ainsi successivement des séries des relevés de la saison froide (lesquels s'étirent horizontalement en bas du graphique) aux relevés printaniers (fortement regroupés dans la partie droite), puis à ceux de la saison chaude (quadrant supérieur gauche) dont les points sont beaucoup plus étirés. On remarquera que la ligne brisée qui relie les diverses stations d'une même série de relevés, est d'autant moins déployée, que la période considérée correspond à un rendement plus faible du bassin. Le cas extrême est présenté par les relevés d'Avril, Mai et Juin, lorsque les intenses proliférations algales entraînaient une dégradation de la qualité de l'eau. Les séries de relevés pour lesquels les critères de qualité de l'eau évoluaient rapidement de l'amont à l'aval sont au contraire relativement déployées sur les diagrammes (Aout à Octobre, Décembre).

Axe III

Les modalités les mieux représentées sur l'axe III sont : Présence / absence de Brachionus calyciflorus et d'Asplanchna spp, fortes températures, fortes concentrations en  $\text{NH}_4$  (COR > 0), ainsi que les très faibles concentrations d'Escherichia coli (COR < 0).

Si nous considérons maintenant les contributions absolues, cet axe oppose :

- les fortes températures et les densités maximales de Brachionus calyciflorus, d'Asplanchna et de B. angularis et les densités moyennes de Cladocères,

- aux températures moyennes, faibles concentrations en germes pathogènes, fortes concentrations en  $\text{NO}_3$ , densités moyennes des Bdelloïdæ et de Rhinoglena frontalis.

L'axe III est assimilable au gradient de nitrification et de germes indicateurs de contamination fécale.

Dans le plan des axes I et III, on trouve cette fois les modalités ayant les plus fortes contributions absolues à l'un ou l'autre axe, disposées selon une courbe en  $\nabla$  renversé avec dans la partie inférieure gauche, les modalités caractérisant une eau de très bonne qualité et un excellent rendement de l'épuration ; au sommet, celles caractérisant un rendement moyen pour la charge organique, nul, pour l'élimination des germes pathogènes, alors que se trouvent regroupées à l'extrémité droite de cette courbe, les modalités caractérisant un très mauvais rendement de l'épuration.

La disposition des séries de relevés dans ce plan des axes I et III suit cette courbe qui oppose au printemps, la saison chaude et l'automne.

On remarquera que les lignes brisées reliant chaque série de relevés sont disposées verticalement (amont vers le haut, aval vers le bas) leur étirement et leur orientation semble pouvoir être interprétés comme la rapidité d'évolution de l'azote et des germes indicateurs de contamination fécale. Ainsi, la ligne reliant les relevés de Juin, se trouve très étirée dans le plan des axes I et III, alors qu'elle était fortement repliée sur elle-même dans le plan des axes I et II. Ceci traduit parfaitement pour Juin l'évolution à peu près nulle de la D.B.O, alors que celle de l'azote et des germes pathogènes était par contre extrêmement rapide.

. Bassin des Prés Duhem (2e campagne)

(fig. XXXXVI et XXXXVII de l'annexe)

La décroissance des valeurs propres dans cette analyse est beaucoup plus rapide que dans la précédente: le premier axe représente 19 % de l'inertie expliquée, le second 8 %, le troisième 6.8 %, soit un total de 34.6 % de l'inertie totale.

Pour ce bassin, les périodes de fortes charges organiques coïncident avec une intense activité biologique. Les successions saisonnières se trouvent fortement estompées et la température influence beaucoup moins l'analyse (les contributions relatives de ce paramètre ont les mêmes valeurs élevées sur les deux premiers axes).

AXE I

Dans cette analyse, les classes de valeurs extrêmes de la charge organique, du Secchi, de la Chlorophylle a et des matières en suspension ont une très forte contribution relative à l'axe I. Cet axe peut être assimilé à un gradient de pollution (pollution organique et charge en  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{NO}_2^-$ ). Faibles et fortes pollutions opposent ici les faibles concentrations en chlorophylle et l'abondance des Copépodes (Cyclopidae et Calanidae) aux fortes concentrations en chlorophylle et aux densités élevées de Brachionus calyciflorus et de Ciliés.

AXE II

Les modalités les mieux représentées sur cet axe sont celles des variables biologiques : Cladocères (classe 4), Daphnia spp. (classe 1 et 3) et Filinia gr. cornuta-brachiata (classe 1 et 3). L'axe II peut essentiellement être assimilé au gradient de densité de ces espèces.

AXE III

Cet axe présente une forte corrélation positive avec les modalités correspondant aux classes de valeurs moyennes des paramètres caractérisant la charge polluante, la charge en M.e.S et en bactéries, auxquelles ne sont guère opposées que les modalités relatives aux fortes concentrations en ammoniacque et à une épaisseur très faible de la tranche d'eau aérobie. Il s'ensuit, qu'ici encore dans le plan des axes I et III, les classes des variables se trouvent regroupées le long d'une "courbe structurale" ayant une forme de V renversé avec à chaque

extrémité, les modalités caractérisant des degrés extrêmes de la qualité de l'eau et au sommet, les classes de valeurs intermédiaires. On remarquera, que dans le cas de ce bassin où les Cladocères ont atteint des densités extrêmement élevées, le bon rendement de l'épuration se trouve associé non pas à la classe 3 pour les Daphnies mais à la classe 2. Si le rendement de l'épuration est faible dans le cas d'un zooplancton pauvre en Cladocères, une très forte densité de Daphnies est néanmoins révélatrice d'un degré élevé de pollution organique.

Disposition des stations et des relevés dans les plans des axes I et II et I et III : Le pourcentage d'inertie expliqué par les axes II et III étant beaucoup plus faible que celui de l'axe I, les relevés des diverses séries se trouvent ici beaucoup moins séparés que dans l'analyse précédente. L'étirement de la ligne joignant les stations d'une même série, reflète très bien ici encore, la rapidité d'évolution amont-aval des composantes du milieu : très faible évolution début Juin, en Août et Septembre, alors que le bassin est en surcharge (stations groupées dans le quadrant IV), de même, à l'opposé (quadrant II), se regroupent les relevés ayant eu une faible évolution par suite d'une très faible mise en charge du bassin (séries de Décembre, Janvier et Février). Pour les séries caractérisées par une rapide évolution des paramètres physicochimiques et biologiques la ligne brisée, très allongée horizontalement, s'étire d'autant plus loin vers la droite dans le quadrant I, que la qualité de l'eau de l'aval est meilleure (Mars, Avril, Mai et fin Juillet). On remarque les mêmes caractéristiques sur le diagramme relatif au plan des axes I et III où la température n'a plus un effet discriminant sur la distribution des relevés.

Les séries correspondant aux températures basses et moyennes se trouvent regroupées et disposées essentiellement en fonction de la qualité respective de l'eau pour chacun des relevés. Ainsi, pour l'aval du bassin, la meilleure qualité de l'eau est observée en Février, Mars, Avril et Mai (points regroupés à l'extrémité droite de la courbe).

Bien que la méthode d'analyse factorielle des correspondances, n'ait pas pour objectif principal une classification des variables, elle permet néanmoins une certaine visualisation des "noyaux d'affinité" interspécifiques, ce que l'on peut constater sur le diagramme de la figure XXXXVIII relatif à une analyse portant cette fois sur les modalités des espèces dont la fréquence des valeurs non nulles est supérieur à 20 %. Nous ne commenterons pas les résultats globaux de cette analyse, qui sont très proches de ceux obtenus à partir d'un nombre plus limité de variables biologiques, mais nous insisterons sur les groupements d'espèces supposées être affines.

On retrouve le groupe I (Ciliés) séparé par l'axe II du groupe II (Filinia gr. Cornuta-brachiata, F. terminalis et Brachionus calyciflorus). Les affinités entre ces deux groupements, qui n'apparaissent pas sur le dendrogramme sont révélées ici par la relative proximité des espèces sur les diagrammes des différents plans. Pour le groupe III, par contre, il semble bien que contrairement à ce que laissait supposer la matrice de corrélations, Daphnia pulex soit beaucoup plus proche de Daphnia magna que Brachionus rubens. On constate la même divergence de résultats pour Bosmina longirostris et la plus petite espèce d'Oligotriche. Pour ces deux organismes, l'absence concomitante dans les échantillons (modalité 1) semble être plus significative que leur présence commune.

---

Bien que ce traitement des données n'ait pas dépassé un stade très préliminaire de recherche d'un codage approprié et d'une sélection optimale des variables, les analyses que nous venons d'exposer permettent néanmoins de faire une bonne synthèse des événements majeurs ayant caractérisé le fonctionnement des deux bassins. Elles résument et mettent assez bien en évidence l'évolution spatiale des paramètres étudiés ou les relations plus intéressantes sur le plan écologique, entre les modalités des groupes taxonomiques ou des espèces et celles des composantes bactériologiques ou physicochimiques.

Les facteurs écologiques dominants sont évidemment la charge polluante et la saison, facteurs qui sont responsables d'une part importante de l'inertie des premiers axes. C'est donc, soit en analysant les axes suivants (porteurs d'un pourcentage beaucoup plus faible d'information), soit en éliminant de l'analyse les variables ayant les plus fortes contributions relatives ou absolues, que l'on pourra espérer obtenir des informations complémentaires sur l'auto ou la synécologie des espèces.

On peut raisonnablement espérer aboutir à une interprétation plus fine des données par une recherche appropriée des traitements. Il faut néanmoins considérer que pour ces données portant sur des cycles annuels et sur des milieux présentant un gradient de pollution, quelque astucieux que puissent être le codage ou la sélection des variables et des relevés, il sera toujours difficile d'atténuer l'influence des facteurs pollution et température de façon à pouvoir dégager celle des facteurs écologiques.

C'est en effet davantage au niveau de l'échantillonnage que l'on peut le mieux minimiser l'importance de ces deux facteurs primordiaux, en groupant les séries de relevés sur un laps de temps suffisamment court et en choisissant des stations dont les paramètres caractérisant la qualité de l'eau présentent une faible variance.

Toute fois, notre propos avait essentiellement pour objectif l'étude globale et descriptive des interactions organismes-milieu et des paramètres responsables du rendement de l'épuration. Il est manifeste que pour une étude plus spécialement orientée vers l'autoécologie ou la synécologie, le protocole d'échantillonnage doit être établi de façon fort différente.

# MODELE DESCRIPTIF DES INTERACTIONS PLANCTON / QUALITE DE L'EAU EN FACES LENTIQUE

Les données disponibles sur les bassins expérimentaux ont permis d'observer des situations biologiques et physicochimiques très diverses, correspondant à des conditions de pollution variées sur un axe de la distance de la zone de la source à l'aval. Les résultats ont permis de caractériser les situations biologiques des bassins et les modalités de transit de l'eau à l'aval.

Cette diversité des conditions a permis :

- 1) de distinguer l'influence de la saison de celle de la charge polluante sur les successions planctoniques ;
- 2) de distinguer dans une certaine mesure les espèces dominantes associées à ces conditions ;
- 3) d'apprécier les interactions existant entre ces conditions et les

## CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Il a été constaté que la saison joue un rôle déterminant dans la composition de la communauté planctonique, indépendamment de la charge polluante. Les résultats ont permis de distinguer les espèces dominantes associées à ces conditions et les modalités de transit de l'eau à l'aval.

Les données disponibles sur les bassins expérimentaux ont permis d'observer des situations biologiques et physicochimiques très diverses, correspondant à des conditions de pollution variées sur un axe de la distance de la zone de la source à l'aval. Les résultats ont permis de caractériser les situations biologiques des bassins et les modalités de transit de l'eau à l'aval.

Les données disponibles sur les bassins expérimentaux ont permis d'observer des situations biologiques et physicochimiques très diverses, correspondant à des conditions de pollution variées sur un axe de la distance de la zone de la source à l'aval. Les résultats ont permis de caractériser les situations biologiques des bassins et les modalités de transit de l'eau à l'aval.

## I - MODÈLE DESCRIPTIF DES INTERACTIONS PLANCTON / QUALITE DE L'EAU EN FACIÉS LENTIQUE

Les diverses campagnes sur les bassins expérimentaux nous ont amenée à observer des situations biologiques et physicochimiques fort diversifiées, résultant de la complexité des pollutions infligées aux canaux de la Deule et de la Lys, de la saison à laquelle se produisent les surcharges, ainsi que des caractéristiques morphologiques des bassins et des modalités de transit de l'eau à épurer.

Cette diversité des conditions ambiantes a permis :

1) de distinguer l'influence de la saison de celle de la charge polluante sur les successions planctoniques.

2) de distinguer dans une certaine mesure, pour les espèces dominantes, saprophilie et polluo-résistance.

3) d'apprécier l'extraordinaire résistance aux rudes conditions ambiantes, des écotypes sélectionnés dans ces milieux et de préciser quelques caractéristiques de leur spectre écologique.

4) de constater le rôle modérateur joué par le zooplancton et de reconsidérer et discuter une conception largement répandue, postulant sans faire aucune nuance que le phytoplancton est un des facteurs clef de l'épuration.

Nous ne discuterons pas de l'action bénéfique éventuelle du phytoplancton comme agent bactériostatique. Ses métabolites peuvent stimuler ou inhiber spécifiquement la croissance bactérienne. Les algues sont donc à même de jouer un rôle important dans l'épuration bactériologique, rôle également assumé par de nombreux éléments animaux de la biocénose.

Nous contesterons plutôt la validité de cette assertion trop peu nuancée, selon laquelle le phytoplancton (considéré globalement), constitue grâce à son activité chlorophyllienne, un des éléments clef de l'épuration, en stimulant la minéralisation des composés organiques par sa production d'oxygène, et en éliminant du milieu les substances eutrophisantes. Le phytoplancton peut effectivement jouer ce rôle bénéfique avec plus ou moins de bonheur, selon les associations algales mises en cause, cependant, dans les milieux déséquilibrés par des apports de substances nutritives organiques ou minérales, l'évolution des

associations algales, se fait généralement dans le sens d'une colonisation par des espèces capables de développer des stratégies qui leur permettent de contrôler les propriétés du milieu.

Volvocales, Chlorococcales, Euglénophycées, groupes largement représentés en eau polluée, comptent de nombreuses espèces capables d'utiliser le carbone organique (fixation plus ou moins facultative, dépendant ou non des Chlorophylles et pigments accessoires). Certaines espèces sont ainsi capables de présenter une croissance florissante à l'obscurité, pourvu que le milieu soit suffisamment riche en molécules organiques de faible poids moléculaire ou, (comme cela a été démontré par EPPLEY et MARCIASR (1963) pour Chlamydomonas mundana), peuvent passer rapidement d'une photosynthèse typique (productive d'oxygène) à une "photorespiration" de l'acétate (non productive d'oxygène) dès que la concentration de cette substance organique devient suffisamment élevée. Ce phénomène encore assez peu étudié serait comparable dans ses effets à la photosynthèse bactérienne.

Or, dans un milieu déséquilibré par les polluants, ces algues très caractéristiques des eaux polluées, ont tôt fait d'exclure les espèces plus strictement autotrophes. Il en résulte diverses nuisances qui se manifestent différemment selon les caractéristiques du milieu ambiant.

Nous avons pu constater que :

1) Dans le bassin peu profond des Ansereuilles où prédominaient les Chlorococcales, une photosynthèse très active (ayant pour corollaires des sursaturations très importantes, une élévation concomitante du pH et de la toxicité de l'ammoniaque), entraînait une série de réactions en chaîne se soldant par la disparition des espèces animales capables d'exercer la plus forte "pression prédatrice", phénomène qui s'accompagnait d'une rapide dégradation de la qualité de l'eau.

2) Dans le bassin profond des Prés Duhem, les surcharges estivales qui stimulaient la croissance des Volvocales et Chlorococcales, ont généralement eu pour conséquences l'établissement de conditions réductrices. Dans ce cas, les algivores les plus efficaces, n'étaient pas éliminés, mais se trouvaient confinés dans la mince tranche d'eau aérobie superficielle où leur action régulatrice devenait totalement négligeable.

Ainsi, quelle que soit les stratégies utilisées par les associations algales pour mettre en échec les "feed-back" négatifs, le développement anarchique du phytoplancton a chaque fois résulté en une chute importante du rendement global de l'épuration (épuration bactériologique exceptée), voire d'une aggravation de la pollution.

Il faut en outre considérer le fait que les associations algales capables de maintenir le milieu en anaérobiose, stimulent précisément la production d'acétate par les bactéries anaérobies ( EPPLEY et MARCIASR loc. cit.), ce qui par rétroaction stimule la croissance des algues capables d'utiliser ce composé par voie hétérotrophe ou par "photorespiration". Les "feed-back" sont alors établis pour assurer la stabilité de l'association algues-bactéries et le maintien des conditions réductrices. Conditions qui sont justement propices à la fixation d'azote atmosphérique par certaines bactéries et Cyanophycées. Les associations saprophytes mises en cause peuvent dans ce cas contribuer directement et indirectement :

- au maintien de la charge organique ( intra ou extra-cellulaire, laquelle en absence de consommateurs est en permanence recyclée et restituée au milieu),

- à l'augmentation de la charge azotée,

- à la formation pour les phosphates, le fer, la silice, le manganèse, d'espèces chimiques solubles capables de passer des sédiments à la phase aqueuse, d'où élévation également probable de la charge en substances nutritives non azotées.....

-----

L' étude des relations plancton-qualité de l'eau en bassin de lagunage, a ainsi permis de constater diverses nuisances liées à la nature et au métabolisme des associations algales et de souligner le rôle régulateur, généralement bénéfique du zooplancton dans ce procédé extensif d'épuration.

L'expérience acquise sur ces bassins pilotes, confrontée à la littérature limnologique, permet d'établir un modèle descriptif partiel des interactions entre les composantes biotiques et abiotiques du milieu. Ce modèle est présenté dans le schéma de la page suivante, avec en vis-à-vis un résumé de l'impact des diverses composantes de la biocénose, sur les paramètres retenus comme critères d'estimation de la qualité de l'eau.

SELON LES OBJECTIFS DE QUALITE QUE L'ON DESIRE ATTEINDRE, L'EFFLUENT DES BASSINS DOIT RÉPONDRE À UN CERTAIN NOMBRE DE CRITERES QUI PORTENT SUR LES PARAMÈTRES SUIVANTS :

**A - LES GERMES PATHOGÈNES :** Leur élimination est assurée par le concours ou le relais de diverses associations planctoniques. Le phytoplancton peut agir par l'intermédiaire de ses métabolites. Les éléments bactériophages et détritivores du zooplancton assurent quant à eux une élimination très efficace des germes pathogènes sur lesquels ont porté les analyses de routine. Quelle que soit la nature des associations planctoniques présentes, ce paramètre semble être à peu près toujours satisfait dans les effluents des bassins.

**B - LES MACRONUTRIENTS : FORMES D'AZOTE ET PHOSPHORE :** leur élimination fait intervenir les associations planctoniques végétales, périphtiques, planctoniques ou benthoniques. Qu'il s'agisse d'algues microscopiques ou de macrophytes, il y a généralement compétition et antagonisme entre ces diverses associations. Ainsi, le développement d'un zooplancton phytophage très actif (espèces à large spectre alimentaire et capacités élevées de filtration) favorise - t - il indirectement le développement du périphyton (en régulant sévèrement la croissance du phytoplancton, ces organismes agissent indirectement sur la transparence de l'eau, d'où une meilleure pénétration de la lumière utile pour la photosynthèse favorisant l'exclusion compétitive du phytoplancton par le périphyton).

Lorsqu'au contraire, le milieu est pauvre en grands filtreurs, toute intervention au niveau du périphyton (nettoyage des parois du bassin par exemple) entraîne dans les jours qui suivent un développement exubérant du phytoplancton qui déclenche une série de perturbations en chaîne et une brusque chute du rendement de l'épuration voire une dégradation de la qualité de l'eau. ( cf . schéma )

**C - CAS PARTICULIER DES TOXIQUES MÉTALLIQUES :** Le phytoplancton contribue indirectement à leur élimination. Un pH élevé, supérieur à 8 unités entraîne en effet la précipitation des ions multivalents et une détoxification de l'eau à traiter. La condition sine qua non à cette action bénéfique du phytoplancton étant une photosynthèse très active, il importe que diverses situations ambiantes soient réalisées : caractéristiques physiques du milieu récepteur, charge modérée en matière organique, fort ensoleillement ... Mais il est impossible d'obtenir simultanément cette détoxification et l'élimination de la charge organique. Deux biocénoses doivent se relayer pour assumer ces deux fonctions distinctes et antagonistes : un phytoplancton phototrophe ne subissant pas une trop forte pression prédatrice puis un zooplancton à grands filtreurs, ce qui suppose une augmentation de la profondeur de l'eau donc une succession d'au moins deux bassins aux caractéristiques morphologiques différentes.

**D - MATIÈRES EN SUSPENSION ( M.E.S ), DEMANDES BIOCHIMIQUES ET CHIMIQUES EN OXYGÈNE ( D.B.O , D.C.O ) :**

Les filtreurs du zooplancton assurent d'autant plus efficacement l'élimination des éléments figurés ( bactérioplancton compris) et la diminution de la charge en D.B.O, D.C.O, que leur spectre alimentaire est plus étendu et que leurs capacités de filtration sont plus grandes (relation de type quadratique entre taille et capacités de filtration d'où efficacité accrue des espèces de grande taille). Il faudrait en effet de l'ordre de  $10^5$  à  $10^9$  Ciliés pour atteindre l'efficacité d'une femelle adulte de Daphnia pulex. Or Daphnia pulex et D. magna forment communément à l'amont des bassins de lagunage des populations de  $10$  à  $10^3$  individus / l alors que les plus fortes densités rencontrées pour les Ciliés n'ont pas dépassé à ce jour  $10^5$  cellules /l. par suite, on peut présumer que lorsque les associations à Ciliés remplacent celles à Cladocères, les capacités d'éclaircissement du milieu par le zooplancton chutent de plusieurs ordres de grandeur.

Ce paramètre extrêmement important suppose que nous lui consacrons une attention particulière dans nos études ultérieures.

En présence de poissons, le milieu se trouve mieux équilibré, mais :

- La concentration bactérienne ↘ (10)
- L'élimination de la D.C.O ↘ (10, 13)
- Les fongisseurs de fond favorisent la régénération du phosphore (7)
- Une plus grande quantité de matière organique produite par les algues se trouve utilisée par l'ensemble de la communauté lorsque l'on augmente le cheptel piscicole. (10)
- Le degré trophique ↗ (7, 8)

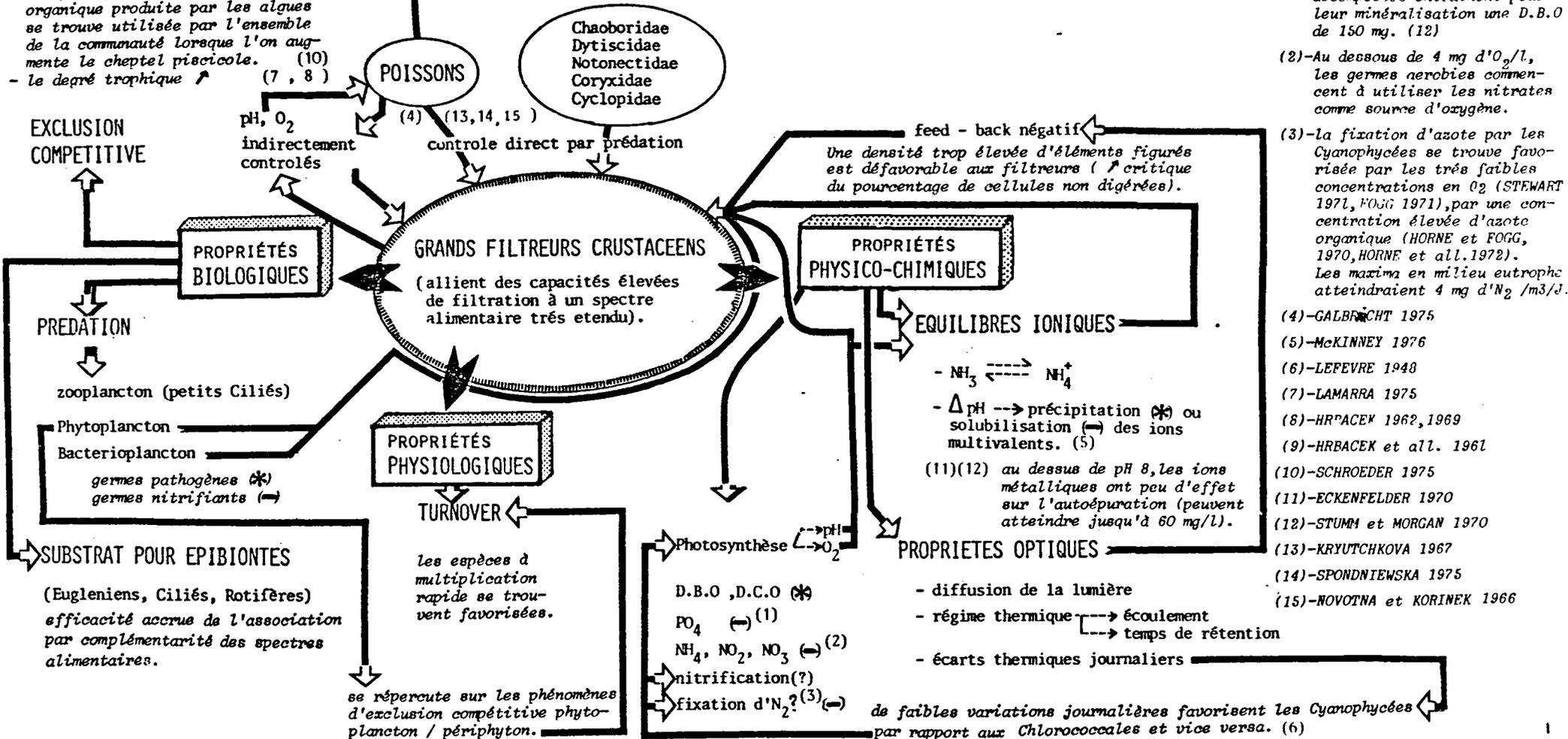


FIG.33 : MODÈLE DESCRIPTIF PARTIEL DES INTERACTIONS PLANCTON - QUALITÉ DE L'EAU EN BASSIN DE LAGUNAGE. LES INTERACTIONS SONT ENVISAGÉES ICI SOUS L'ANGLE DE L'IMPACT DES GRANDS FILTREURS SUR LES COMPOSANTES PHYSICO-CHIMIQUES, PHYSIOLOGIQUES ET BIOLOGIQUES DU MILIEU.

(\*) = rôle bénéfique du zooplancton et notamment des Cladocères (active l'épuration).  
 (-) = rôle défavorable pour certains paramètres (ralentit notamment l'évolution des substances nutritives).

Ainsi, en fonction des conditions ambiantes et des caractéristiques des bassins, (nature des pollutions, profondeur des bassins, exposition aux vents dominants, présence ou absence de poissons, présence ou absence d'un couvert végétal, on peut définir un certain nombre de scénarii susceptibles de se dérouler dès que l'on modifie un des facteurs ayant une incidence sur la productivité primaire et sa régulation par le zooplancton.

Dans la littérature spécialisée sur le lagunage, lorsqu'il est fait allusion au zooplancton, c'est généralement pour déplorer qu'il limite le développement des algues. Or dans les bassins pilotes ce rôle modérateur lié aux capacités de filtration des associations animales a non seulement le plus souvent une action bénéfique, mais conditionne directement l'élimination de la charge organique et la diminution de la pollution physique et bactériologique.

Les grands Cladocères tels que Daphnia magna et D.pulex, capables d'exercer une importante pression "prédatrice" sur le bactériote comme sur le phytoplancton, présentent en outre diverses particularités qui justifient que l'on favorise leur développement dans les bassins de lagunage. Ils possèdent en effet un spectre alimentaire étendu, allié à une capacité de filtration (d'épuration) extrêmement élevée, cependant que leur grande tolérance vis à vis des composantes abiotiques du milieu, permet leur maintien dans des eaux très diversement affectées par les pollutions physiques et organiques. Autre caractéristique intéressante, la majeure partie de leur biomasse étant constituée de chitine, post mortem, ces organismes ne restituent au milieu qu'une faible partie des substances assimilées. On peut en fin, considérer ces Cladocères comme une excellente nourriture pour nombre d'espèces aquatiques. Faciles à collecter, Daphnia pulex comme Daphnia magna, pourraient être commercialisées pour les aquariophiles (marché qui serait rapidement saturé) ou utilisées comme apport substantiel de nourriture dans le cas de stations d'aquacultures couplées à des bassins de lagunage.

## II - APPLICATION DES PARTICULARITÉS DES RELATIONS PLANCTON-QUALITE DE L'EAU À LA DÉTECTION DES POLLUTIONS : ESQUISSE D'UNE MÉTHODE DE CALCUL D'"INDICES BIOTIQUES" EN CANAUX ET RIVIÈRES À COURS LENT.

Les campagnes d'analyses des divers organismes chargés de la surveillance du réseau hydrographique portent sur un nombre élevé de paramètres physicochimiques, mais ne sauraient inclure, la recherche de la vaste gamme des toxiques déversés par l'industrie. Etant donnée la difficulté d'apprécier le degré global de pollution des canaux et rivières à cours lent et le nombre fort restreint de méthodes biologiques applicables à ces biotopes, il pourrait être intéressant, d'utiliser les réactions du plancton aux pollutions complexes, comme critère complémentaire de diagnose et d'appréciation de la valeur biogénique du milieu.

Dans les canaux de la région du Nord, les pollutions complexes interfèrent avec une forte pollution physique, résultant en partie d'un intense trafic fluvial. Le milieu est ainsi partiellement stérilisé par l'élimination des formes polluosensibles et sténooxybiontes. Le nombre d'espèces capables de se développer dans ces biotopes se trouve fort limité, cependant que l'évolution des associations planctoniques, résultant d'une augmentation et d'une complexité croissante de la pollution à mesure que l'on progresse vers l'aval des canaux, procède d'un même schéma général:

-l'élévation de la toxicité entraîne la disparition successive des Calanides, des Cladocères, des Cyclopidés et finalement celle des formes rotifériennes les plus résistantes, incluant Brachionus calyciflorus et les Filinia (rotifères qui témoignent d'une extraordinaire rusticité, mais dont la pollueurésistance est plus faible que celle des Bdelloïdes ou de certains Ciliés).

-l'augmentation de la charge organique et de la charge en matières décantables, se traduit quant à elle, par une augmentation du pourcentage relatif des espèces saprophytes et oligooxybiontes, ce qui se manifeste au niveau des associations rotifériennes par une augmentation progressive du pourcentage relatif des genres Filinia et Brachionus, puis du pourcentage relatif des Bdelloïdes, qui relaient finalement les métabolites les plus tolérants.

- parallèlement à ces modifications de la faunule rotiférienne, se produit une augmentation du pourcentage relatif des Ciliés bactériophages, qui comptent des espèces extraordinairement résistantes à la pollution organique et aux toxiques.

INDICE BIOTIQUE "BRUT" ESTIMÉ À PARTIR DES CARACTÉRISTIQUES DU ZOOPLANCTON.						
Caractéristiques de la faunule rotiférienne Caractéristiques des autres éléments du zooplancton.		Fréquence relative des <i>Bdelloidea</i> (B) et des genres <i>Brachionus</i> et <i>Filinia</i> (A)				
		A+B < 25%	25% < A+B < 50%	A + B > 50%		
				B < A	B > A	
CALANIDAE PRESENTS	$C^* < R$	9	8	7	6	
	$C > R$	8	7	6	5	
CALANIDAE ABSENTS	CLADOCERES PRESENTS	$C < R$	8	7	6	5
		$C > R$	7	6	5	4
	CLADOCERES ABSENTS	$C < R$	6	5	4	3
		$C > R$	5	4	3	2

\* :C= densité des Ciliés (plancton filtré) n'incluant pas les Oligotriches (*Strobilidiidae*, *Tintinnidae*..), R = densité des Rotifères.

CRITÈRES RETENUS POUR CALCULER UN INDICE BIOTIQUE "PONDÉRÉ" À PARTIR DES CARATÉRISTIQUES DU PHYTOPLANCTON.	
A - densité des Diatomées > densité des Chlorococcales et Volvovales-	+ 1
B - plus de $10^5$ Flagellés incolores par litre, ces organismes étant plus nombreux que les formes pigmentées -----	- 2
C - densité des Volvocales et Euglèniens supérieure à celle des autres formes pigmentées -----	- 1
D - Chrysophycées représentées ( $\geq 10^4$ cell./l)-----	+ 1

L'indice "pondéré" s'obtient en faisant la somme algébrique de la valeur de l'indice biotique "brut" et des points obtenus pour les paramètres A,B, C et D. Un indice pondéré de 8 à 11 permet de supposer que l'on a affaire à une eau de très bonne qualité, un indice proche de 5 indiquant une eau sévèrement touchée, un indice inférieur à 2, une très forte charge polluante.

TABEAU XIV :

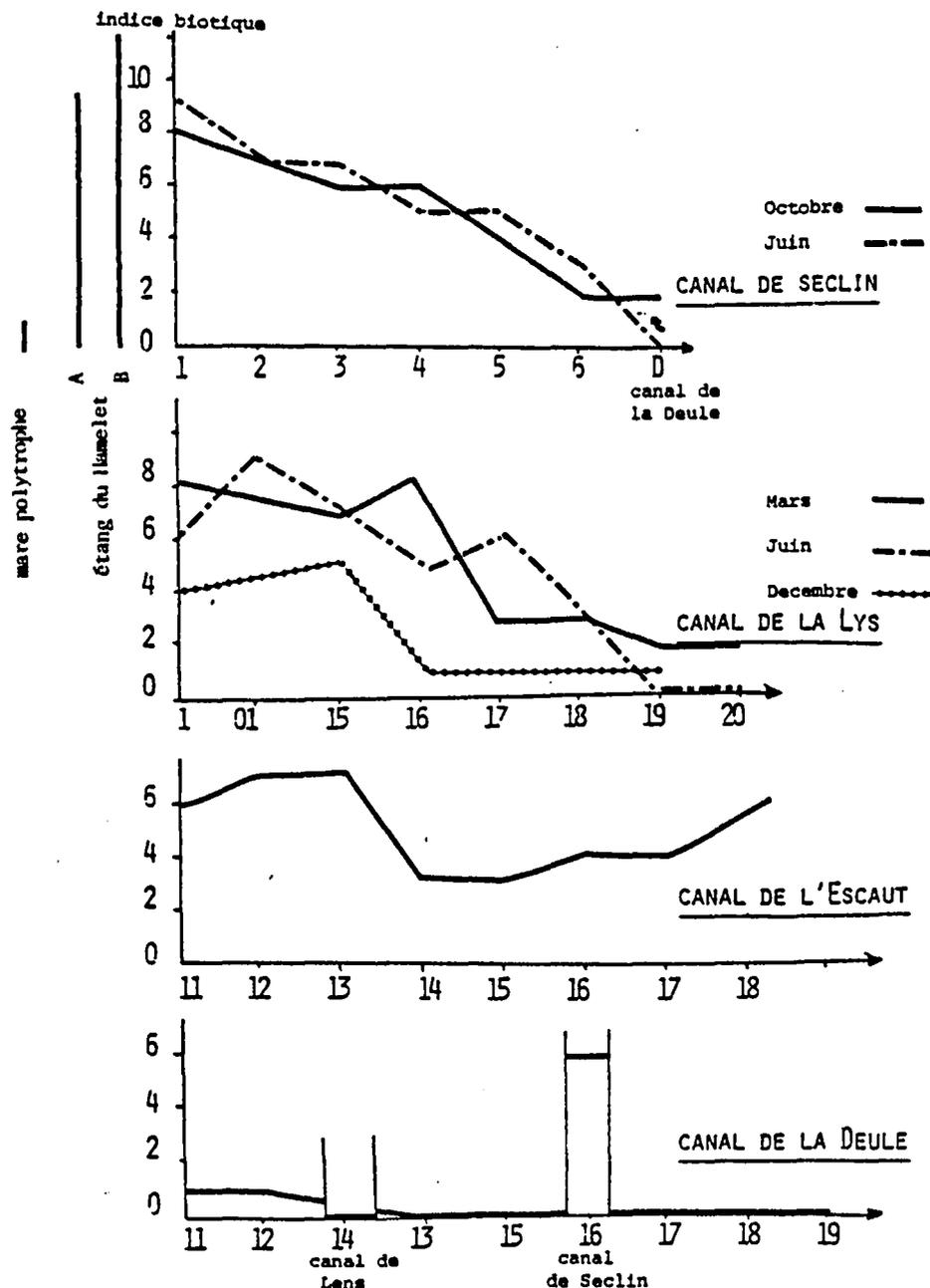
Elements de calcul d'un indice biotique en canaux et rivières à cours lent.



Ne retenant que les effets les plus marquants des pollutions complexes sur les associations planctoniques, nous avons rassemblé dans le tableau ci-contre, un certain nombre d'éléments susceptibles d'être utilisés pour le calcul d'un indice biotique. On pourrait ainsi définir un indice brut, reposant sur les caractéristiques du zooplancton ( indice déduit des combinaisons retenues dans le tableau à double entrée), puis pondérer cette valeur en lui ajoutant ( somme algébrique) les points totalisés à partir des caractéristiques retenues pour le phytoplancton.

Les paramètres pris en compte dans ce tableau, ont été testés sur les relevés des campagnes sur les canaux. Les résultats illustrés sur les graphiques ci-dessous rendent compte de la sensibilité de cet indice aux variations de la qualité de l'eau.

Fig 39 :  
Eléments de calcul de l'indice biotique appliqués aux relevés sur les canaux du Nord.



Les suivis biologiques des bassins expérimentaux alimentés par la Lys et la Deule, dans des secteurs où ces canaux sont très sévèrement touchés par les polluants, ont permis de constater le rôle déterminant de la pollution physique dans la structure des associations planctoniques. Les éléments que nous proposons de prendre en compte comme base d'une méthode simple d'estimation de l'indice biotique en canal, se trouvent influencés partiellement par la saison et la pollution physique. Sous cette forme, la méthode trouve donc ses limites d'application durant la saison froide ( le coefficient utilisé pour les Flagellés incolores entraînant notamment une sous-estimation de l'indice biotique en hiver ) et s'applique essentiellement aux canaux ou rivières à cours très lent, supportant un trafic régulier.

Il est bien évident que, dans cette tentative d'application pratique des observations réalisées dans la région du Nord, les éléments pris en considération, de même que le choix des coefficients destinés à pondérer l'indice biotique, résultent d'une appréciation toute subjective. Nous ne proposons que les éléments d'une méthode susceptible d'être perfectionnée et dont la robustesse demande à être plus amplement éprouvée.

### III - PERSPECTIVES

L'instabilité et la rusticité de ces écosystèmes ouverts, maintenus à un stade juvénile par d'incessants apports extérieurs, rend certe délicate l'étude des interactions organismes/milieu, mais constitue précisément l'originalité et l'intérêt écologique de biotopes sur lesquels, au contraire des écosystèmes plus stables et plus matures, les limnologues se sont encore peu attardés.

La rédaction du mémoire de thèse ne clôt en aucune façon, l'étude biologique de ces milieux lénitiques très particuliers. Notre approche descriptive des interactions organismes - composantes de l'environnement ne constitue qu'un préalable à l'étude expérimentale qualitative et quantitative du spectre écologique des espèces fondamentales et de la quantification de leur impact sur les propriétés de l'environnement.

Les divers suivis biologiques sur les bassins expérimentaux, ont soulevés de très nombreuses questions de limnologie appliquée et théorique. Mis à part le très vaste domaine d'étude sur les facteurs régissant les échanges eau-vase, lié à l'écologie bactérienne des eaux douces (domaine de recherche encore quasiment vierge et du ressort d'une équipe pluridisciplinaire), nous retiendrons essentiellement trois directions de recherches extrêmement importantes pour la compréhension de la dynamique des populations planctoniques et de leur rétroaction sur les composantes du milieu.

#### A - ACTIVITE HETEROTROPHIQUE ET PHOTOSYNTHETIQUE DU PHYTOPLANCTON : ETUDE QUALITATIVE ET QUANTITATIVE, REGULATIONS, INCIDENCE SUR LES PROPRIETES PHYSICOCHIMIQUES ET BIOLOGIQUES DU MILIEU.

Nombreuses sont les espèces algales susceptibles d'utiliser des petites molécules organiques comme source carbonée. Il est par suite important de déterminer pour les espèces dominantes quels sont, en fonction des variations journalières ou saisonnières des conditions ambiantes, les rapports entre photosynthèse et hétérotrophie (ou les éventuels phénomènes de "photorespiration").

L'activité métabolique des algues étant capable de varier en fonction du temps et des éventuelles migrations verticales, il serait intéressant de pouvoir déterminer l'impact de facteurs tels que :

. quotient de photosynthèse, rapport productivité / Biomasse, nature et densité des associations, pression "prédatrice" du zooplancton, excréctions par les métazoaires et les bactéries...

. nature spectrale de la lumière, intensité des radiations, composantes chimiques ( variations journalières des chémo-clines); saison...

Des espèces algales appartenant à une même famille ou à un même genre sont capables de présenter d'importantes divergences au point de vue de leur métabolisme, Ce sujet de recherches devrait donc être abordé de telle façon qu'il permette de quantifier les phénomènes de photosynthèse, d'hétérotrophie ou de "photorespiration" des composés organiques non seulement au niveau des communautés, ou des classes de taille des éléments du phytoplancton, mais encore au niveau spécifique, ce qui suppose de recourir à l'autoradiographie après marquage préalable par des composés carbonés radioactifs.

## B - CONTRIBUTION DES COMMUNAUTES ANIMALES A LA REGENERATION DES SUBSTANCES NUTRITIVES ( NOTAMMENT P-PO<sub>4</sub> et N-NH<sub>4</sub>).

Cette approche suppose l'étude de divers aspects des relations entre producteurs primaires et consommateurs :

- rôle respectif des diverses communautés animales dans la régénération des substances nutritives et leur transfert éventuel des sédiments à la phase acqueuse, (ou en eau profonde, de la zone tropholytique à la zone photique),

- nature et importance des facteurs biotiques et abiotiques ayant un impact sur les phénomènes d'excrétion,

- incidence de cette régénération sur les phénomènes de compétition et d'exclusion au sein des associations végétales, et rétroaction sur les communautés animales.

C - ASPECTS QUALITATIFS ET QUANTITATIFS DE LA  
FILTRATION CHEZ LES ANIMAUX PLANCTONIQUES :  
INTERACTIONS AVEC LES COMPOSANTES DU MILIEU.

Sous les conditions optimales de croissance, qui peuvent être obtenues en culture monoxéniques, les espèces planctoniques de petite taille, Ciliés ou Rotifères, ont une productivité similaire, voire supérieure à celles des organismes de plus grande taille à croissance plus lente. Il en va différemment dans la nature où interviennent des phénomènes de compétition, de prédation, d'antagonisme. Dans les milieux eutrophes à polytrophes, nous avons pu constater que les éléments de petite taille, représentés dans le zooplancton, ne compensaient que très exceptionnellement leur faible biomasse individuelle par leur très grande productivité potentielle. Etant donné qu'il existe une relation de type quadratique, entre la taille et le rythme de filtration, les grandes espèces de Cladocères et de Rotifères sont à même d'exercer la plus forte pression "prédatrice" sur les éléments du nanoplancton et d'avoir par suite, une incidence prépondérante sur les propriétés physicochimiques de leur environnement.

Une meilleure compréhension des facteurs régissant les successions planctoniques et leur interaction avec les composantes du milieu suppose parmi divers impératifs, que l'on dispose de données qualitatives et quantitatives sur la nourriture absorbée par les espèces dominantes et que l'on puisse en outre, déterminer la nature et l'importance des paramètres influençant la filtration. Si l'utilisation de nourriture marquée mélangée en faible quantité aux populations naturelles de bactéries et d'algues, permet une assez bonne estimation des capacités de filtration des Cladocères et Copépodes, il en va autrement des espèces capables, à des degrés variés, de sélectionner de façon plus ou moins active les particules ingérées. Une recherche s'impose donc en premier lieu au niveau de la méthodologie à employer.

---

L'un ou l'autre des thèmes évoqués pourraient constituer une suite logique à l'étude descriptive des relations plancton-qualité de l'eau. Il s'agit là, d'aborder des phénomènes dont l'intérêt dépasse très largement le cadre de la saprobiologie. A l'occasion d'une étude menée en collaboration avec l'équipe du Professeur C.R.GOLDMAN (Université de Californie), sur les conséquences de l'introduction d'un crustacé prédateur (Mysis relicta) au lac Tahoe, nous avons été confrontée à ces problèmes fondamentaux sur un

biotope présentant des propriétés totalement opposées à celles des lagunes.

L'introduction de cette espèce "fourrage" à généralement permis d'augmenter la production des Salmonidés dans les lacs où l'expérience a été tentée. Pourtant, dans les eaux extrêmement profondes et limpides du Tahoe, les Mysis se cantonnent sur le benthos durant le jour (entre 300 et 500 m de fond). Elles ne traversent qu'à la nuit tombée, les aires de distribution des Salmonidés, pour venir capturer le zooplancton de l'épilimnion. Le comportement inhabituel de ce crustacé, se répercute de diverses façons sur le plancton et par suite sur l'écosystème : cette espèce opportuniste exploite la nourriture benthique, utilise en outre une partie de la nourriture primitivement disponible pour le poisson, tout en mettant en échec ses prédateurs. Sa pression prédatrice sur les Cladocères a entraîné la disparition de deux plus grandes espèces, Daphnia pulex et D. magna (GOLDMAN et al. 1979). Or, Les travaux menés dans le laboratoire du Professeur GOLDMAN ont précisément mis en évidence depuis quelques années, le développement inhabituel d'un dense nanno plancton dans la zone occupée antérieurement par les Cladocères, et parallèlement, une augmentation très sensible de la productivité primaire et une diminution non moins sensible de la transparence (GOLDMAN et al. 1975). Les mesures in vitro que nous avons pu effectuer sur les capacités de filtration du plancton crustacéen, laissent supposer qu'en décimant les grandes Daphnies, Mysis relicta a fait chuter de plusieurs ordres de grandeur, la pression "prédatrice" des phytophages sur le phytoplancton. Il semble bien que cette introduction malheureuse d'une espèce nouvelle, en modifiant les associations planctoniques en place, a non seulement manqué son but concernant la productivité piscicole, mais encore indirectement aggravé ou accéléré un lent processus d'eutrophisation lié à la déforestation, à l'érosion des sols et à l'extension de l'urbanisation qui menacent la remarquable limpidité de ce grand lac.

Cet exemple de rétroaction des organismes sur les propriétés de leur environnement, nous permet pour conclure, d'insister sur l'intérêt, d'un point de vue théorique et appliqué, des recherches relatives aux facteurs qui régissent les interactions phyto-zooplancton. Loin d'avoir une incidence écologique limitée aux caractéristiques "microscopiques" de l'écosystème, les perturbations les plus légères, capables de modifier la nature des associations de microorganismes et les rapports entre producteurs et consommateurs, se répercutent à plus ou moins brève échéance sur les caractéristiques "macroscopiques" des plus modestes collections d'eau, comme sur celles des grands lacs ou du domaine marin.

## BIBLIOGRAPHIE

A

- ABERG B. et RODHE W. (1942) - Über die Milieufaktoren in einigen südschwedischen Seen.  
Symbol. Bot. Upsalien, 5 (3), 1-256.
- AGENCE DE BASSIN ARTOIS-PICARDIE (1971) - Deuxième programme d'interventions 1972-1975.
- AGENCE DE BASSIN ARTOIS-PICARDIE (1974) - Etat de pollution des cours d'eau Mars 1974.
- ALEXANDER A. (1965) - Nitrification.  
Agronomy 10, 307-343.
- ALLEN L. A. (1944) - The bacteriology of activated sludge.  
J. Hyg. Camb. 43, 424-431.
- ALLORGE P. (1921-1922) - Les associations végétales du Vexin français.  
A Lesot Edts Nemours (1922) et Rev. Gle. Bot. 33, 589-591 (1921).
- ALLORGE P. (1923) - Une pêche planctonique dans l'Erdre.  
Bull. Soc. Mayenne.
- ALLORGE P. (1926) - Le plancton végétal de la Seine à Anfreville-sous-les-Monts (Eure).  
Bull. Soc. Lill. Norm. VII (9), 62-64.
- AMOSSE A. (1932) - Diatomées de la Loire inférieure.  
Bull. Soc. Nat. Ouest, 5° ser. 2, 57 p.
- ANGELI N. (1975) - Migrations verticales : données sur le comportement automnal du zooplancton d'un canal de navigation.  
Ann. Limnol. 11 (3), 239-253.
- A.P.H.A. (1971) - Standard methods for the examination of water and wastewater.  
13°ed. Joint ed. bd. ANWA, APHA, WPCF. Pub. Office American Health Association 874 pp.
- ARORA H. C. (1966) - Rotifera as indicators of trophic nature of environments.  
Hydrobiologia (27), 146-159.

B

- BARNA I. et WEIS D. S. (1973) - The utilization of bacteria as food for Paramecium bursaria.  
Trans. Am. Microsc. Soc. 92, 434-440.
- BARTSCH A. F. et INGRAM W. M. (1966) - Biological analysis of water pollution in North.  
American Verh. Internat. Verein. Limnol. 16, 786-800.
- BEAUCHAMP P. de (1947) - Sur la répartition de quelques brachions (Rotifères).  
C. R. Soc. Biogeogr. 280, 40-43.
- BEAUCHAMP P. de (1963) - Mizukawari. Rotifères contre anguilles.  
Bull. Fr. Piscic. 208, 96-97.
- BECK W. M. (1955) - Suggested method for reporting biotic data.  
Sew. ind. Wastes 27, 1193-1197.

- BELL D. A. (1956) - On the identity of information and negative entropy.  
Methodos 7, 289-299.
- BENZECRI J.P. et coll.(1973) - L'analyse des données. Tome 2 : l'analyse des correspondances.  
Dunod Edit.,Paris , 624 pp.
- BERMAN T. et EPPLEY R. W. (1974) - The measurement of phytoplankton parameters in nature.  
Sci. Prog. Oxf. 61, 219-239.
- BERTHELEMY C. (1966) - Recherches écologiques et biogéographiques sur les Plécoptères d'eau courante  
(Hydraena et Elminthidae) des Pyrénées.  
Annls. Limnol. 2 (2), 227-458.
- BICK H. (1957) - Beiträge zur Ökologie einiger Ciliaten des Saprobiensystems.  
Vom Wasser 24, 224-246.
- BICK H. (1963) - A review of central european methods for the biological estimation of water pollution levels.  
Bull. W.H.O. 29, 401-413.
- BLUNT J. S. (1965) - Measurements of photosynthesis and respiration in a marine diatom with the mass spectrometer and with carbon-14.  
Nature 207, 1373-1375.
- BONNET L. (1964) - Le peuplement thecamoebien des sols.  
Rev. Ecol. Biol. sols., 1, 123-408.
- BOURRELLY P. (1966) - Les algues d'eau douce. I - Les Algues vertes, 551 pp.  
Ed. N. Boubée et Cie, 3 Place Saint André des Arts, PARIS 6e.
- BRILLOUIN L. (1951) - Maxwell's demen cannot operate : information and entropy.  
J. appl. Phys. 22, 334-342.
- BURNS C. W. (1968) - The relationship between body size of filter-feeding Cladocera and the maximum size of particles ingested.  
Limnol. Oceanogr. 13, 675-678.
- BURNS C. W. (1969) - Relations between filtering rate, temperature and body size in four species of Daphnia.  
Limnol. Oceanogr. 14, 693-700.
- BURNS C. W. et RIGLER F. H. (1967) - Comparison of filtering rate of Daphnia rosea in lake water and in suspensions of yeast.  
Limnol. Oceanogr. 12 (3), 492-502.

## C

- CAIN S. A. (1932) - Concerning certain phytosociological concepts.  
Ecol. Monogr. 2, 475-508.
- CAIRNS J., ALBAUGH D. W., BUSEY F. et CHANAY M. D. (1968) - The sequential comparison index. A simplified method for non biologists to estimate relative differences in biological diversity in stream pollution studies.  
J. Wat. Pollut. Control. Fed. 40 (9), 1607-1613.

- CAMPBELL R. (1941) - Vertical distribution of plankton rotifera in Douglas Lake Michigan.  
Ecol. Monogr. 11, 1-19.
- CAPBLANCQ J. (1972) - Phytoplankton et productivité primaire de quelques lacs d'altitude dans les Pyrénées.  
Annls. Limnol. 8 (3), 231-321.
- CHAMP P. et POURRIOT R. (1977) - L'alimentation des Cladocères planctoniques dulcaquicoles.  
Ann. Biol. 16 (7-8), 317-342.
- CHATTON E., LWOFF A. (1936) - Technique pour l'étude des Protozoaires, spécialement de leurs structures superficielles (cinétosomes et argyrome).  
Bull. Soc. Fr. Microscopie 5, 25-39.
- CHISHOLM S. W., STROSS R. G. et NOBBS P. A. (1975) - Environmental and intrinsic control of filtering and feeding rates in arctic Daphnia.  
J. Fish. Res. Bd. Can. 32, 219-226.
- CILLEULS J. des (1926) - Le phytoplankton de la Loire.  
C. R. Acad. Sci. Paris 182, 651-653.
- CILLEULS J. des (1927) - Le phytoplankton du Thouet, affluent de la Loire.  
C. R. Acad. Sci. Paris, 389-391.
- CILLEULS J. des (1928 a) - Revue générale sur le plancton des grands fleuves ou rivières.  
Int. Rev. ges. Hydrobiol. Hydrogr. 20 (1/2), 174-206.
- CILLEULS J. des (1928 b) - Le phytoplankton de la Loire dans la région saumuroise.  
Int. Rev. ges. Hydrobiol. Hydrogr. 21, 217-267.
- CILLEULS J. des (1929) - Le phytoplankton de la Loire et de ses affluents dans la région saumuroise.  
Int. Rev. ges. Hydrobiol. Hydrogr. (21-22).
- CILLEULS J. des (1930) - Contribution nouvelle à l'étude du phytoplankton de la Loire. Observations faites au cours des années 1928, 1929, 1930.  
Int. Rev. ges. Hydrobiol. Hydrogr. 27, 120-129.
- CLARKE G. L. (1941) - Observations on transparency in the southwestern section of the North Atlantic Ocean.  
J. Mar. Res. 4 (3), 221-230.
- COHN F. (1853) - Über lebende Organismen im Trinkwasser.  
Z. Klin. Medizin. 4, 229-237.
- CONOVER R. J. (1956) - Oceanography of Long Island Sound, 1952-1954. VI. Biology of Acartia clausi and A. tonsa.  
Bull. Bingham Oceanogr. Coll. 15, 156-233.
- CONTAG E. (1931) - Der Einfluss verschiedener Besatzstärke auf die Natürliche Ernährung zweisömrigiger Karpfen und auf die Zusammensetzung der Tierwelt ablassbarer Teiche.  
Z. Fischerei 29, 569-597.
- CORDIER B. (1965) - L'analyse des correspondances.  
Thèse de 3<sup>e</sup> cycle, Rennes - 66pp.

- COSTE M. (1978) - Sur l'utilisation des diatomées benthiques pour l'appréciation de la qualité biologique des eaux courantes. Méthodologie comparée et approche typologique.  
Thèse Doc. n° 287, Université de Franche Comté, 145 pp.
- COSTE M. et LEYNAUD G. (1974) - Etudes sur la mise au point d'une méthode biologique de détermination de la qualité de l'eau en milieu fluvial.  
Rapport CTGREF et AFBSN, Paris, 80 pp.
- COZETTE P. (1903) - Catalogue des algues terrestres et d'eau douce du Nord de la France.  
C. R. du Congrès des Sociétés Savantes, 1903.
- CROWLEY P. H. (1973) - Filtering rate inhibition of Daphnia pulex in Wintergreen lake water.  
Limnol. Oceanogr. 18 (3), 394-402.
- CURDS C. R. et VANDYKE J. M. (1966) - The feeding habits and growth rates of some fresh water Ciliates found in activated sludge plants.  
J. Appl. Ecol. 3, 127-137.
- CYRUS B. et CYRUS Z. (1947) - A map of the purity of flows in the catchment areas of the Elbe, Danube and Oder.  
Práce a studie S.H.Ú. 64, 1-11 (En Tchèque, résumé anglais).

## D

- DAHL (1930-1935) - Wimpertiere oder Ciliates Vol. I. F. Dahl.  
Die Tierwelt Deutschlands, 886 pp.
- DANFORTH W. F. (1962) - Substrate assimilation and heterotrophy.  
In "Physiology and Biochemistry of Algae, ed. Lewin R. A., p. 99-123.  
Academic Press, New York and London.
- DELANNOY M. C. (1973) - Etude du phytoplancton dans les bassins d'autoépuration de la Station de Wavrin.  
Rapport du Laboratoire d'Algologie, U. E. R. de Biologie, Université de Lille I, 83 pp.
- DELROT-DELFOSSÉ M. A. (1976) - Etude spatio-temporelle de la répartition des algues dans le bassin de lagunage des Près Duhem.  
D. E. A. de Biologie cellulaire. Université des Sciences et Techniques de Lille, 87 pp.
- DEMOLL R. (1937) - Die Reiningung von Abwässern in Fischteichen.  
Handbuch d. Binnenfisch. Mitteleuropas 6, 223-262.
- DESCY J. P. (1973) - La végétation algale benthique de la Meuse belge et ses relations avec la pollution des eaux.  
Lejeunia. Rev. Bot. 66, 1-62.
- DESCY J. P. (1975) - Etude quantitative du peuplement algal benthique en vue de l'établissement d'une méthodologie d'estimation biologique de la qualité des eaux courantes. Application au cours belge de la Meuse, de la Sambre et de la Somme.  
Mem. Doc. Sci. Bot. Univ. Liège, 173 p.
- DEVAUX J. (1976) - Intérêt de l'utilisation des diagrammes de Frontier pour délimiter les stades de successions phytoplanctoniques.  
C. R. Acad. Sci. Paris 283, ser. D, 1449-1501.
- DEVAUX J. (1976 a) - Dynamique des populations phytoplanctoniques dans deux lacs du Massif central français.  
Ann. Stat. Biol. Besse en Chandesse 10, 1 - 185 + A8.
- DINGES W. R. (1973) - Ecology of Daphnia in stabilization ponds.  
Texas Department of Health Resources. Division of Wastewater Technology and Surveillance IX + 155 pp.

- DIVE D. (1973) - La nutrition holozoïque des Protozoaires Ciliés. Ses conséquences dans l'épuration naturelle et artificielle.  
Ann. Biol. 9, 343-380.
- DIVE D. (1974) - Nutrition holozoïque de Colpidium campylum aux dépens de bactéries pigmentées ou synthétisant des toxines.  
Protistologica 10, 517-525.
- DIVE D. (1975) - Influence de la concentration bactérienne sur la croissance de Colpidium campylum.  
J. Protozool. 22 (4), 545-550.
- DOOHAN M. (1973) - An energy budget for adult Brachionus plicatilis Müller (Rotatoria).  
Oecologia (Berl.) 13, 351-362.
- DOOHAN M. et RAINBOW V. (1971) - Determination of dry weights of small Aschelminthes (less than 0.1 µg).  
Oecologia (Berl.) 6, 380-383.
- DRESSCHER G. N. et VAN DER MARK H. (1976) - A simplified method for the biological assessment of the quality of fresh and slightly brackish water.  
Hydrobiologia 48 (3), 199-201.
- DUMONT H. J. (1967) - A five study of patchiness in Bosmina coregoni Baird in a shallow eutrophic lake.  
Mem. Ist. ital. Idrobiol. 22, 81-103.
- DUMONT H. J. (1968) - A study of man-made freshwater reservoir in Eastern Flanders (Belgium) with special reference to the vertical migration of the zooplankton.  
Hydrobiologia 32, 97-130.
- DUMONT H. J. (1972) - A competition based approach of the reverse vertical migration in zooplankton and its implications, Chiefly based on a study of the interaction of the Rotifer Asplanchna priodonta (Gosse) with several Crustacea Entomostraca.  
Int. Rev. ges. Hydrobiol. 57 (1), 1-38.
- DUMONT H. J., VAN DE VELDE I. et DUMONT S. (1975) - The dry Weight Estimate of Biomass in a selection of Cladocera Copepoda and Rotifera from the Plankton, Periphyton and Benthos of continental waters.  
Oecologia (Berl.) 19, 75-97.

## E

- ECKENFELDER W. JR. (1970) - Water quality Engineering for practising Engineers.  
Barnes et Noble, New-York, 223 pp.
- EMPAIN A. (1973) - La végétation bryophytique, aquatique et subaquatique de la Sambre belge, son déterminisme écologique et ses relations avec la pollution des eaux.  
Lejeunia, nouv. ser. 69, 1-58.
- EMPAIN A. (1974) - Relations quantitatives entre les bryophytes de la Sambre belge et leur fréquence d'immersion : distribution verticale et influence de la pollution.  
Bull. Soc. Roy. Bot. Belg. 107, 361-374.
- EPPLEY R. W. et MARCIASR F. M. (1963) - Role of the alga Chlamydomonas mundana in anaerobic waste stabilization lagoons.  
Limnol. Oceanogr. 8, 411-416.
- EVENS F. (1954) - Etude sur le plancton du Vivier de Hamme (Belgique).  
Dodonaea (21), 47-195.

EWING M. S. (1964) - Structure of littoral insect communities in a limiting environment, oil refinery effluent holding ponds.  
Masters thesis, Okla. State Univ.

EWING M. S. et DORRIS T. C. (1970) - Algal community structure in artificial ponds subjected to continuous organic enrichment.  
Amer. Midland Natur. 83 (2), 565-582.

## F

FAURET-FREMIET E. (1967) - Chemical aspects of Ecology.  
In "Chemical Zoology" Academic Press Inc. N.Y., Vol. I, 21-54.

FENCHEL T. (1969) - The ecology of the marine microbenthos. IV - Structure and function of the benthic ecosystem, its chemical and physical factors and the microfauna communities with special reference to the Ciliated Protozoa.  
Ophelia 6, 1-182.

FINLEY H. E. (1930) - Toleration of fresh-water Protozoa to increased salinity.  
Ecology 11 (2), 337-347.

FITZGERALD G. P. et ROHLICH G. A. (1958) - A evaluation of stabilisation pond litterature.  
Sew. ind. wastes 30 (10), 1213-1224.

FJERDINGSTAD E. (1964) - Pollution of streams estimated by benthic phytomicro-organisms. I. A saprobic system based on communities of organisms and ecological factors.  
Internat. Rev. Hydrobiol. 49, 63-131.

FJERDINGSTAD E. (1965) - Taxonomy and saprobic valency of phyto microorganisms.  
Internat. Rev. Hydrobiol. 50, 475-604.

FJERDINGSTAD E. (1971) - Microbial criteria of environment qualities.  
In Environment and Man, 563-582.

FOGG G. E. (1962) - Extracellular products.  
In Physiology and Biochemistry of Algae, ed Lewin R. A., p. 475-489.  
Academic press, New York et Londres.

FOGG G. E. (1966) - The extracellular products of algae.  
In Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 4, 195-212.

FOGG G. E. (1971) - Extracellular products of algae in freshwater.  
Archiv. Hydrobiol. 5, 1-25.

FOGG G. E. (1971) - Nitrogen fixation in lakes ; in T. A. Lie and E. G. Mulder (Editors).  
Biological nitrogen fixation in natural and agricultural habitats.  
Plant. Soil., Spec. Vol., 393-401.

FOREL F. A. (1892) - Le Léman : Monographie limnologique. Tome I. Géographie, Hydrographie, Géologie, Climatologie, Hydrobiologie. Lausanne, F. Rouge, 553 pp.  
(réimprimé à Genève, Stalkine Reprints, 1969).

FOREL F. A. (1895) - Le Léman : Monographie limnologique. Tome II . Mécanique hydrolique, Thermique, Optique, Acoustique, Chimie.  
Lausanne, F. Rouge, 651 pp (réimprimé à Genève, Stalkine Reprints, 1969).

FOREL F. A. (1904) - Le Léman : Monographie limnologique. Tome III. Biologie, Histoire, Navigation, Pêche.  
Lausanne, F. Rouge, 715 pp (réimprimé à Genève, Stalkins Reprints, 1969).

FRONTIER S. (1969) - Méthodes d'analyse statistique applicables à l'écologie du plancton.  
Doc. Sci. Centre O.R.S.T.O.M. Nosy Be, 7, multigr. 45 pp.

FRONTIER S. (1977) - Reflexions pour une théorie des écosystèmes.  
Bull. Ecol. 4, 446-464.

## G

GAARDER T. et GRAN H. H. (1927) - Investigations of the production of plankton in the Oslo Fjord.  
Rapp. et Proc. Verb., Cons. Inst. Explor. Mer. 42, 1-48.

GABRIEL J. (1946) - Principles of biological evaluation of Water.  
Čas. lék. českých. 85, 1425-1431 (en Tchèque).

GALBRAITH M. J. Jr. (1975) - . Size selective predation : an experimental test of the size-efficiency hypothesis.  
Ecology 55, 605-613.

GAMRASNI M. et PHELIPPOT S. (1976) - Le lagunage.  
A.F.E.E., 23 rue de Madrid, 75 008 - PARIS. Synthèse bibliographique effectuée sous contrat B.N.I.S.

GANAPATI S. V., PRASADARAO I. P. S., GODBOLE S. H., KOTHANDARAMAN V. et KOSHY T. (1961) - The ecology of solar sewage drying beds in the Pirana sewage farm at Ahmedabad.  
Limnol. Oceanogr. 6, 242-270.

GAVLENA F. K. (1967) - Quantitative indices of feeding in Daphnia magna Strauss.  
Biol. Vnutren. vod. inform. Bull. 1, 34-37 (En Russe : in Haney 1970).

GERARDIN (1873) - Rapport sur l'altération, la corruption et l'assainissement des rivières.  
Archives des Missions scientifiques et littéraires. Choix des rapports et instructions publiées sous les auspices du Ministère de l'Instruction Publique, de la Culture et des Beaux-Arts, 3.

GIESECKE F. E. et ZELLER P. J. (1939) - Treatment of Settled Sewage in Lakes.  
Agricultural and Mechanical College of Texas, College Station, Bull. 47.

GILBERT J. J. (1967) - Asplanchna and postero-lateral spine production in Brachionus calyciflorus.  
Arch. Hydrobiol. 64, 1-62.

GILBERT J. J. (1968) - Dietary control of sexuality in the Rotifer Asplanchna Brightwelli, Gosse.  
Physiol. Zool. 41, 14-43.

GILBERT J. J. (1976 a) - Sex-specific cannibalism in the Rotifer Asplanchna seiboldi.  
Science 194, 730-732.

GILBERT J. J. (1976 b) - Selective cannibalism in the Rotifer Asplanchna seiboldi : contact recognition of morphotype and clone.  
Proc. Nat. Acad. Sci. U. S. A. 73, 3233-3237.

GILBERT J. J. (1977 a) - Selective cannibalism in the Rotifer Asplanchna seiboldi.  
Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 8, 267-269.

GILBERT J. J. (1977 b) - Control of feeding behaviour and selective cannibalism in the Rotifer Asplanchna seiboldi.  
Freshwat. Biol. 7, 337-341.

GILBERT J. J. (1977 c) - Selective cannibalism in the Rotifer Asplanchna seiboldi.  
Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 8, 267-269.

GILBERT J. J. et STARKWEATHER P. L. (1977) - Feeding in the Rotifer Brachionus calyciflorus I. Regulatory Mechanisms.  
Oecologia (Berl.) 28, 125-131.

- GLEASON H. A. (1922) - On the relation between species and area.  
Ecology 3, 158-162.
- GLIWICZ Z. M. (1969) - Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophic.  
Ekol. Pol. 36, 663-708.
- GLIWICZ Z. M. (1975) - Effect of zooplankton grazing on photosynthetic activity and composition of phytoplankton.  
Verh. Internat. Verein. Limnol. 19, 1490-1497.
- GLIWICZ Z. M. (1976) - Plankton photosynthetic activity and its regulation in two neotropical man-made Lakes.  
Pol. Arch. Hydrobiol. 23 (1), 61-93.
- GLIWICZ Z. M. (1977) - Food size selection and seasonal succession of filter-feeding zooplankton in an eutrophic lake.  
Ekol. Pol. 25 (2), 179-225.
- GLIWICZ Z. M. et HILLBRIGHT ILKOWSKA A. (1972) - Efficiency of the utilization of nannoplankton primary production by communities of filter feeding animals measured in situ.  
Verh. Internat. Verein. Limnol. 18, 197-203.
- GLYONA E. F. (1972) - Bassins de stabilisation des eaux usées.  
O.M.S. Genève, 187 pp.
- CODE P. et OVERBECK J. (1972) - Untersuchungen zur heterotrophen Nitrifikation im See.  
Z. Allg. Mikrobiol. 12, 567-574.
- GOLDMAN C. R. et de AMEZAGA E. (1975) - Spatial and temporal changes in the primary productivity of Lake Tahoe, California Nevada between 1959 and 1971.  
Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. Verh. 19, 812-825.
- GOLDMAN C. R., GERLETTI M., JAVORNICKY P., MELCHIORRI-SANTOLINI U. et DE AMEZAGA E. (1968) - Primary productivity, bacteria, phyto and zooplankton in Lake Maggiore : correlations and relationships with ecological factors.  
Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 23, 49-127.
- GOLDMAN C.R., MORGAN M.D. et ANGELI N. (1979) - An examination of the factors responsible for the Cladoceran disappearance from Lake Tahoe, with an emphasis on Mysis relicta.  
Limnol. Oceanogr. ( sous presse)
- GOPHEN M. (1971) - Zooplankton distribution in Lake Kinneret.  
Progress report 4, Kinneret. Limnolog. Lab., 1-17.
- GOULDER R. (1972) - Grazing by the ciliated protozoan Loxodes magnus on the alga Scenedesmus in an eutrophic pond.  
Oikos 23, 109-115.
- GRABACKA E. (1971) - Ciliata of the bottom of rearing fishponds in the Golysz complex.  
Acta Hydrobiol. 13 (1), 5-28.
- GRABACKA E. (1973) - Protozoans in ponds filled with sugar factory wastes.  
Acta Hydrobiol. 15 (1), 97-111.
- GREGORY R.R.F. (1971) - Biochemistry of photosynthesis.  
Wiley-Interscience, London, 202 pp.

- GROLIERE C. et NINJE T. (1973) - Etude comparée de la dynamique des populations de Ciliés dans différents biotopes d'une mare de Forêt pendant une année.  
Protistologica 9, 5-16.
- GRYGIEREK E., HILLBRICHT-ILKOWSKA et SPONDNIIEWSKA I. (1966) - The effect of fish on plankton community in ponds.  
Verh. Int. ver. Limnol. 16 (3), 1359-1366.
- GUILLARD A. (1950) - Contribution à l'étude des microorganismes de la Lys et de l'Escaut à Gand.  
Biol. J. 17, 111-161.
- GUILLARD I. A. (1967) - Onderzoekingen over het leven der stromen.  
Biol. J. 14, 57-62.
- GUISET A. (1977) - Stomach content in Asplanchna and ploesoma.  
Arch. Hydrobiol. Beich. Ergebn. Limnol. 8, 126-129.

## H

- HALBACH H. (1970 a) - Die Ursachen der Temporalvariation von Brachionus calyciflorus Pallas (Rotatoria).  
Oecologia (Berl.) 4, 262-318.
- HALBACH H. (1971) - Zum Adaptivwert der zyklomorphen Dornenbildung von Brachionus calyciflorus Pallas (Rotatoria).  
I. Räuber-Beute-Beziehung in Kurzzeit-Versuchen.  
Oecologia (Berl.) 6, 267-288.
- HALBACH U. (1973 a) - Quantitative Untersuchungen zur Assoziation von planktischen Rotatorien in Tischen.  
Arch. Hydrobiol. 71 (2), 233-254.
- HALBACH U. et HALBACH-KEUP G. (1974) - Quantitative Beziehungen zwischen Phytoplankton und der Populationsdynamik des Rotators Brachionus calyciflorus Pallas. Befunde aus Laboratoriumsexperimenten und Frililanduntersuchungen.  
Arch. Hydrobiol. 73 (3), 273-309.
- HALBACH U. et JACOBS J. (1971) - Seasonal selection as a factor in Rotifer cyclomorphosis.  
Naturwissenschaften 6 : 2, 326-327.
- HANEY J. F. (1970) - Seasonal and spatial changes in the grazing rate of limnetic zooplankton.  
PhD. Thesis, Univ. Toronto, Ontario, 176 pp.
- HANEY J. F. et HALL D. J. (1975) - Diel vertical migration and filter feeding activities of Daphnia.  
Archiv. f. Hydrbiologie, Bd. 75 (4), 413-441.
- HARDY A. C. (1936) - Plankton ecology and the hypothesis of animal exclusion.  
Proc. Limn. Soc. London, Part. II 148, 64-70.
- HEISEY D. et PORTER K. G. (1977) - The effect of ambient oxygen concentration and respiration rates of Daphnia galeata and Daphnia magna.  
Limnol. Oceanogr. 22 (5), 839-945.
- HELLEBUST J. A. (1974) - Extracellular products. In "Algal physiology and biochemistry".  
Ed. W. D. P. STEWART, University of California Press, Berkeley et Los Angeles, 838-863.
- HERZIG A. (1974) - Some population characteristics of planktonic crustacea in Neusiedler See.  
Oecologia (Berl.) 15, 127-141.

- HILLBRICHT-ILKOWSKA A. (1964) - The influence of the fish population on the biocenosis of a pond, using Rotifera fauna as an illustration.  
Ekol. Polsk. A 12 (28), 453-503.
- HOESTLAND H. (1964) - Carte piscicole du Département du Nord (avec une hydrologie piscicole du département).  
Ed. Conseil Supérieur de la Pêche, 1-36.
- HOESTLAND H. (1969) - Examen hydrobiologique d'eaux douces de la Flandre maritime française.  
Bull. Français de Pisciculture (232), 73-82.
- HORASAWA I. (1956) - A preliminary report on the biological index of water pollution.  
Zool. mag. (Tokyo) 54 (1).
- HORNE A. J. et FOGG G. E. (1970) - Nitrogen fixation in some english lakes.  
Proc. r. Soc. lond. ser. d 175, 351-366.
- HORNE A. J., DILLARD J. F., FUJITA D. K. et GOLDMAN C. R. (1972) - Nitrogen fixation in Clear Lake, California.  
II. Cynoptic studies on the autumn Anabaena bloom.  
Limnol. Oceanogr. 17, 693-703.
- HRBÁČEK J. (1962) - Species composition and the amount of zooplankton in relation to the fish stock.  
Rozpravy ČSAV, řada mat. a přír. ved. 72 (10), 1-116.
- HRBÁČEK J. (1969) - Relations between some environmental parameters and the fish yield as a basis for a predictive model.  
Verh. Internat. Verein. Limnol. 17, 1069-1081.
- HRBÁČEK J., DVORÁKOVÁ M., KORÍNEK et PROCHÁSOVÁ L. (1961) - Demonstration of the effects of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton associations.  
Verh. Internat. verein. Limnol. 14, 192-195.

## I

- IIZUKA S., SIMIZU T., KAZIHARA T. et IRIE H. (1960) - Spectrophotometric investigation of the plankton pigments.  
1. Spectral absorption curves of absolute acetone extracts of natural plankton collections.  
Bull. Fac. Fish. Nagasaki Univ. 9, 52-55.
- IVANOVA M. B. (1967) - Influence of caloric value of filtered suspension on the rate of filtration in Daphnia magna Straus.  
Biol. Vnutren.Vod. inform. Bull. 1, 37-40.  
(en Russe : in HANEY 1970).

## J

- JAMES A. (1964) - The bacteriology of trickling filters.  
J. appl. Bact. 27, 197-207.
- JAMES H. R. et BIRGE E. A. (1938) - A laboratory study of the absorption of light by lake water.  
Trans. Wisc. Acad. Sci. Arts Lett. 31, 1-54.
- JAVORNICKÝ P. (1966) - Measurements of production and turnover of phytoplankton in four localities of Poland.  
Ekol. Polska, s. A 14, 203-214.
- JERLOV N. G. (1968) - Optical Oceanography.  
Elsevier Publishing Company Amsterdam London, New York, 194 pp.

K

- KEENEY D. R. (1973) - The nitrogen cycle in sediment - Water systems.  
J. Environ. Quality 2, 15-29.
- KIEFFER A. D., HOLM-HANSEN O., GOLDMAN C. R., RICHARD R. et BERMAN T. (1972) - Phytoplankton in lake Tahoe : deep living populations.  
Limnol. Oceanogr. 17 (3), 418-422.
- KLIMOWICZ H. (1961) - Rotifers of the Nile canals in the Cairo environs.  
Pol. Arch. Hydrobiol. 9 (22), 203-221.
- KLIMOWICZ H. (1968) - Occurrence of Rotifers (Rotatoria) in sewage ponds.  
Pol. Arch. Hydrobiol. 15 (28)3, 225-235.
- KNÖPP H. (1954-55) - Ein neuer Weg zur Darstellung biologischer Vorfluteruntersuchungen erläutert an einem Gütelängsschnitt des Mains.  
Die Wasserwirtschaft 45, 9-15.
- KOLKWITZ R. (1935) - Pflanzenphysiologie.  
3 Aufl., G. Fischer Verl., Jena 310 p.
- KOLKWITZ R. (1950) - Ökologie der Saprobien.  
Sch. R. Ver. Wasser, Boden-u. Lufthygiene 4, 1-64.
- KOLKWITZ R. et MARSSON M. (1908) - Ökologie der pflanzlichen Saprobien.  
Ber. dt. Bot. Ges. 26 A, 50-519.
- KOLKWITZ R. et MARSSON M. (1909) - Ökologie der tierischen Saprobien.  
Internat. Rev. Hydrobiol. 2, 126-152.
- KRYUTCHKOVA N. M. (1967) - The role of zooplankton on the self purification in Water Bodies.  
Hydrobiol. 31, 585-596.
- KYSELOWA K. (1973) - The plankton of ponds enriched with wastes from beet sugar factories.  
Acta Hydrobiol. 15 (1), 51-88.

L

- LAMARRA V. A. (1975) - Digestion activities of a Carp as a major contributor to nutrient loading of lakes.  
Verh. Intern. Verein. Limnol. 19, 2461-2468.
- LAURENT M. (1972) - Cycle biologique de l'azote au sein des étangs : rôle des facteurs écologiques.  
Thèse Doc. Univ. de Bordeaux I, 204 pp.
- LEBART L. et FENELON J.P. (1971) - Statistique et informatique appliquées.  
Dunod, Paris, p 462.
- LEENTVAAR P. (1963) - De hydrobiologische toestand van het Laarder Nasmer in 1961.  
Dodonaea (31), 284-300.
- LEFEVRE M. (1925) - Contribution à la flore d'eau douce du Nord de la France.  
Bull. Soc. Bot. France 72 (5) 1, 689-700.

- LEFEVRE M. (1941) - Recherches hydrobiologiques sur les rivières, mares et étangs du domaine national de Rambouillet.  
Bull. Franç. Pisc. 122, 89-147.
- LEFEVRE M. (1942) - L'utilisation des algues d'eau douce par les Cladocères.  
Bull. Biol. 76 (3), 250-276.
- LEFEVRE M. (1948) - Influence des variations de niveau d'un étang sur la nature de son phytoplancton : intérêt économique et piscicole.  
Ann. Stat. Centr. Hydrob. appl. 2, 43-50.
- LEFEVRE M. et FARRUGIA G. (1958) - De l'influence sur les algues d'eau douce, des produits de décomposition spontanée des substances d'origine animale et végétale.  
Hydrobiologia 10, 49-65.
- LEFEVRE M., JAKOB H. et NISBET M. (1950) - Sur la sécrétion par certaines Cyanophytes, de substances algostatiques dans les collections d'eau naturelles.  
C. R. Acad. Sci. Paris 230, 2226-2227.
- LEFEVRE M., JAKOB H. et NISBET M. (1952) - Auto-et hétéro-antagonisme chez les algues d'eau douce in vitro et dans les collections d'eau naturelles.  
Ann. Stat. cent. Hydrobiol. appl. 4, 5-198.
- LEFEVRE M., LAPORTE G. et FLANDRE O. (1963) - Sur la sécrétion par certaines Cyanophycées de substances stimulant la multiplication cellulaire.  
C. R. Acad. Sci. Paris 256, 254-256.
- LEFEVRE M., NISBET M. et JACOB E. (1949) - Action des substances excrétées en culture par certaines espèces d'Algues sur le métabolisme d'autres espèces d'Algues.  
Verh. int. Ver. Limnol. 10, 259-264.
- LEFEVRE M., SPILLMAN J. et DUCHE J. (1945) - Recherches hydrobiologiques sur les étangs de Sologne.  
Ann. St. Cent. Hydrobiol. appl. 1, 23-89.
- LIEBMANN H. (1951) - Handbuch der Frischwasser und Abwasserbiologie.  
Bd. I. Verl. Oldenbourg, München, 1-539.
- LIEBMANN H. (1958-1960) - Handbuch der Frischwasser und Abwasserbiologie.  
Bd. II. G. Fischer Verl., Jena, 1-1149.
- LIEBMANN H. (1962) - Handbuch der Frischwasser und Abwasserbiologie.  
Bd I, 2 Aufl. G. Fischer verl. Jena, 1-588.
- LOEDOLFF C. J. (1964) - Die role der Cladoceren in oxydationsteichen.  
Vort. II Internat. Abw. Konf. Tokyo, 24-28.
- LOHMANN H. (1908) - Untersuchungen zur Feststellung des Vollständigen Gehaltes des Meeres an Plankton.  
Wiss Meeresunters, Abt. Kiel N.F. 10, 132-171.
- LUDWIG R. G. (1972) - Lagoas de estabilização : parâmetros de projeto.  
Saneamento 44, 22-38.
- LUND J. W. G., KIPLING C. et LE CRENNE D. (1958) - The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting.  
Hydrobiologia 11 (2), 143-170.

- MACKENTHUN K. M. (1969) - The practice of water pollution biology.  
FWPCA, Washington XI, 1-281.
- MAGUIRE B., Jr. (1963) - The passive dispersal of small aquatic organisms and their colonization of isolated bodies of water.  
Ecol. Monogr. 33, 161-185.
- MALOVITSKAYA L. M. et SOROKIN Yu. I. (1961) - An experimental study of the feeding of Diaptomus.  
Tr. Inst. Biol. Vodokhr. 4, 262-272.  
(en. Russe : in HANEY, 1970).
- MANGEREL P., MAZOIT L. et DUPUY J. (1961) - Observations sur la microflore d'un canal de navigation.  
Verh. Internat. Verein. Limnol. XIV, 471-474.
- MANGUIN E. (1941) - Contribution à l'étude des diatomées de quelques stations de la région parisienne.  
Cah. Commn. Bassin Seine, rub. Biol. 2, 7-13.
- MANGUIN E. (1949) - Recherches sur l'origine du phytoplancton de la Seine en 1943 et 1944.  
Cah. Commn. Bassin Seine 11, 37-46.
- MARAIS G. V. R. (1966) - New factors in the design, operation and performance of Waste-stabilization ponds.  
Bull. Org. Mond. Santé 34, 737-763.
- MARAIS S., SHAW V. A. et ASCE M. (1961) - A rational theory for the design of sewage stabilization ponds in Central South Africa.  
Trans. S. Afr. Instn. civ. Engrs. 3 (11), 205-273.
- MARGALEF R. (1960) - Valeur indicatrice de la composition des pigments du phytoplancton sur la productivité, composition taxonomique et propriétés dynamiques des populations.  
Rapp. P. v. Reun. Commn. int. Explor. scient. Mer Méditerran. 15 (2), 277-281.
- MARGALEF R. (1961) - Correlations entre certains caractères synthétiques des populations de phytoplancton.  
Hydrobiologia 18, 155-164.
- MARGALEF R. (1963) - Modelos simplificados del ambiente marino para el estudio de la sucesión del fitoplancton y del valor indicador de sus pigmentos.  
Investigación pesq. 23, 11-52.
- MARGALEF R. (1964) - Correspondance between the classic types of lakes and the structural and dynamic properties of their populations.  
Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 15, 169-175.
- MARGALEF R. (1965) - Ecological correlation and the relationship between primary productivity and plankton structure.  
Mem. Ist. Ital. hydrobiol. 18 (suppl.), 355-364.
- MARGALEF R. (1967) - Some concepts relative to the organization of plankton.  
Oceanogr. Mar. Biol. 5, 257-289.
- MARGALEF R. (1974) - Ecologia.  
Ed. Omega, S. A. Barcelona, 951.
- MARGALEF R. et RYTHER J. H. (1960) - Pigment composition and productivity as related to succession in experimental population of phytoplankton.  
Biol. Bull. mar. Biol. Lab. Woods Hole 119, 326-327.
- MARVAN P. et ZELINKA M. (1964) - Comparaison of toxicity of waste waters.  
Vodni hospodárství 14, 107-109 (en Tchèque).

- McKINNEY R. E. (1976) - Functionnal characteristics unique to ponds. Ponds as waste water treatment alternative. Center for Research in Water resources.  
Wat. res. symp. number 9. E. F. Glyona, Malina J.F. jr. et Davis. E., University Press Texas ed.
- McMAHON J. W. (1962) - The feeding behaviour and feeding rate of Daphnia magna in different concentrations of foods.  
Ph. D. Thesis. Univ. Toronto, Ontario, 91 pp.
- McMAHON J. W. et RIGLER F. H. (1965) - Feeding rate of Daphnia magna Strauss in different foods labelled with radioactive phosphorus.  
Limnol. Oceanogr. 10, 105-113.
- McNAUGHT D. et HASLER A. D. (1964) - Rate of movment of population of Daphnia in relation to changes in light intensity.  
J. Fish. Res. Bd. Canada 21, 291-318.
- McQUEEN D. J. (1970) - Grazing rates and food selection in Diaptomus oregonensis (Copepoda) from Marion Lake, british Columbia.  
J. Fish. Res. Bd. Canada 27, 13-20.
- MEIER F. E. (1929) - Recherches expérimentales sur la formation de la carotene chez les algues vertes unicellulaires et sur la production de la gelée chez un Stichococcus (S. mesenteroides).  
Bull. Soc. Bot. Genève 2° s. 21, 11-197.
- MENZEL R. (1968) - Zur Okologie eines Kolkes Während der Stagnation.  
Arch. Hydrobiol. 65, 100-123.
- MERREL J. C. Jr., KATKO A. et PINTLER H. E. (1965) - "The Santee Recreation project - Santee, California, Summary Report 1962-1964".  
U. S. Department of health, Education and Welfare, San Francisco, 69 pp.
- MONAKOV A. V. (1972) - Review of studies on feeding of aquatic invertebrates conducted at the Institute of Biology of Inland Waters.  
Acad. Sci. U. R. S. S., J. fish. Res. Bd. Can. 29, 363-383
- MONAKOV A. V. et SOROKIN Yu. I. (1960) - An experimental investigation of Daphnia using  $C^{14}$ .  
Dolk. Biol. Sci. Sect. 135, 925-926. (en Russe : in HANEY, 1970).
- MONAKOV A. V. et SOROKIN Yu. I. (1961) - Quantitative data on the feeding of Daphnia.  
Trudy inst. biol. Vodokhr. 4 (7), 251-261 (en Russe : in HANEY, 1970).
- MORTIMER C. H. (1941) - The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes (part I and II).  
J. Ecol. 29, 280-329.
- MORTIMER C. H. (1942) - The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes (Parts III, IV, summary and references).  
J. Ecol. 30, 147-201.
- MULLINS M. M. (1963) - Some factors affecting the feeding of marine copepods of the genus Calanus.  
Limnol. Oceanogr. 8, 239-251.

## N

- NAUMANN E. (1923) - Über den Nahrungserwerb und die natürliche Nahrung der Copepoden und der Rotiferen.  
Lunds. univ. Arsskr., n. s. 2 (19), 3-17.
- NAUWERCK A. (1959) - Zur Bestimmung der filtrierate limnischer Planktontiere.  
Arch. Hydrobiol., Suppl. 25 (4), 83-101.

- NAUWERCK A. (1963) - Die Beziehungen zwischen Zooplankton und Phytoplankton im See Erken.  
Symb. bot. Upsal. 17, 1-63.
- NIHEI T., SASA T., MIYACHI S., SUZUKI K. et TAMIYA H. (1954) - Change of photosynthetic activity of Chlorella cells during the course of their normal life cycle.  
Archiv. Mikrobiol. 21, 156-166.
- NISBET M. et VERNEAUX J. (1970) - Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques.  
Ann. Limnol. 6 (2), 161-190.
- NOLAND L. E. (1925) - Factors influencing the distribution of freshwater ciliates.  
Ecology 6, 437-452.
- NORTHCOTE T. C. et HASLEY T. G. (1969) - Seasonal changes in the limnology of some meromictic lakes in southern British Columbia.  
J. Fish. Res. Bd. Canada 26, 1763-1787.
- NOVOTNÁ M. et KORIŇEK V. (1966) - Effects of the fish stock on the quantity and species composition of the zooplankton of two backwaters.  
Hydrobiol. Studies 1, 297-322.

## O

- ODUM E. P., CANTON J. E. et KORNICKER L. S. (1960) - An organizational hierarchy postulate for the interpretation of species individual distribution, species entropy, ecosystem evolution and the meaning of a species variety index.  
Ecology 41, 395-399.
- OSBORN D. W. (1968) - The performance of maturation ponds in Johannesburg.  
Effluent wat. treatment J., 596-603.
- OSYERA S. (1966) - Zur Methode der Festsetzung der Biomasse einiger Plankton Krebstiere.  
Zool. Listy 15, 79-83.
- OSWALD W. J. (1964) - Advances in stabilization pond design.  
In "Proceeding of the third sanitation Engineering Conference, Vanderbilt Univ., Nashville, Tennessee"
- OSWALD W. J., TSUGITA R. A., GOLJEKE C. C. et COOPER R. C. (1973) - Anaerobic ponds for Beet sugar Waste Treatment.  
U. S. EPA report 20460, 153 pp.

## P

- PACAUD A. (1933) - Répartition de deux Cladocères communs et teneur des eaux en matière organique dissoute.  
Bull. Soc. Zool. Fr. Belg. 58, 319-330.
- PACAUD A. (1939) - Contribution à l'écologie des Cladocères.  
Bull. Biol. suppl. 25, 1-260.
- PANTLE R. et BUCK H. (1955) - Die Biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse.  
Gas und Wasserfach. 96, 604.
- PARENTY M. D. (1977) - Variations spatio-temporelles du plancton des bassins de lagunage alimentés par la Station d'épuration d'Aniche-Auberchicourt Nord.  
D. E. A., Université des Sciences et Techniques de Lille I, 65 pp.
- PARENTY M. D. et ANGELI N. (1977) - Rapport final du Laboratoire de Biologie animale sur le suivi biologique des bassins d'épuration tertiaire alimentés par l'effluent de la Station d'Aniche-Auberchicourt, 30 pp.

- PARSONS T. R. et TAKAIYASHI M. (1973) - Biological oceanographic processes.  
Pergamon Press, 186 pp.
- PATRICK R. (1949) - A proposed biological measure of stream conditions based on a survey of the Conestoga basin, Lancaster country, Pennsylvania.  
Proc. Acad. Nat. Sci. Philadelphia 101, 227-341.
- PATRICK R., HOHN M. H. et WALLACE J. M. (1954) - A new method for determining the pattern of the Diatom flora.  
Not. Nat. Acad. Nat. Sci., Philadelphia 259, 1-12.
- PAWŁOWSKI L. K. (1956) - Première liste des Rotifères trouvés dans la rivière Grabia.  
Bull. Sci. Łódź 7 (4), 1-54.
- PAWŁOWSKI L. K. (1958) - Wrotki (Rotatoria) rzeki Grabia.  
Cz. I. Faunistyczna. Prace Wydz. III Nauk. Mat. Przyrod. LTN 50, 1-439.
- PAWŁOWSKI L. K. (1972) - Liste supplémentaire des Rotifères trouvés dans la rivière Grabia.  
Bull. Sci. Łódź. 21, 1-10.
- PEARSON E. S. et HARTLEY H. O. (1954) - Biometrika tables for statisticians.  
Cambridge Univ. Press., vol. 1, XIV + 238 pp.
- PELJER B. (1965) - Regional-ecological studies of Swedish fresh-water zooplankton.  
Zool. Bidrag., Uppsala Bd. 36 (4), 407-515.
- PENNAK R. (1944) - Diurnal movements of zooplankton in some Colorado Mountain lakes.  
Ecology 25, 387-403.
- PENNINGTON W. (1941) - The control of the number of freshwater phytoplankton by small invertebrates animals.  
J. Ecology 29, 204.
- PERSOONE G. (1965) - Contribution à l'étude des bactéries marines du littoral belge.  
II - Comparaison de plusieurs méthodes pour détacher et obtenir en suspension les bactéries contaminant des surfaces.  
Bull. Inst. R. Sci. nat. Belg. 41 (12), 1-12.
- PETTERSSON H., HÖGLUND H. et LANDBERG S. (1934) - Submarine daylight and the photosynthesis of phytoplankton.  
Medd. Oceanogr. Inst. Göteborg 10, 1-17.
- PICKEN L. E. (1937) - The structure of some Protozoan communities.  
J. Ecol. 25, 368-384.
- PIERRE J. F. (1968) - Etude hydrobiologique de la Meurthe. Contribution à l'écologie des populations algales.  
Bull. Acad. Soc. Lorraine Sci. 7 (E), 261-412.
- PIERRE J. F. (1972) - Hydrobiologie de la Meurthe. Les populations diatomiques du Bassin de la Meurthe : essai de synthèse biologique.  
Ann. Hydrobiol. 3 (1), 5-19.
- POURRIOT R. (1957) - Contribution à la connaissance des Rotifères et des Cladocères de la région parisienne.  
Hydrobiol. 9 (1), 38-49.
- POURRIOT R. (1964) - Etude expérimentale de variations morphologiques chez certaines espèces de Rotifères.  
Bull. Soc. Zool. Fr. 89, 555-561.
- POURRIOT R. (1965) - Recherches sur l'écologie des Rotifères.  
Vie et Milieu 21 (suppl.), 224 pp.

- POURRIOT R. (1966) - Métabolites externes et interactions biochimiques chez les organismes aquatiques.  
Ann. Biol. 5 (7-8), 338-374.
- POURRIOT R. (1970) - Sur la consommation d'oxygène par les Rotifères.  
Ann. Limnol. 6 (2), 229-248.
- POURRIOT R. (1972) - Etudes hydrobiologiques de deux petits étangs de prairie. Observations sur la distribution de la température et du plancton et de l'influence du couvert végétal à Lemna minor.  
Ann. Hydrobiol. 3 (1), 33-46.
- POURRIOT R. (1974) - Relations prédateur-proie chez les Rotifères : influence du prédateur (Asplanchna brightwelli) sur la morphologie de la proie (Brachionus bidentata).  
Ann. Hydrobiol. 5 (1), 43-55.
- POURRIOT R. (1975) - Relations prédateur-proie : réactions adaptatives et fluctuations des populations de zooplancton sous l'influence d'une pression sélective.  
Ann. Biol. 14 (1-2), 69-85.
- POURRIOT R. (1977) - Food and feeding habits of Rotifera.  
Arch. Hydrobiol. Beih. Erbegn. Limnol. (8), 243-260.
- POURRIOT R., TASSIGNY M. et JUNQUA S. (1969) - Etude des variations saisonnières de 3 biotopes aquatiques et de leurs biocénoses planctoniques.  
Rech. Hydrobiol. contin. I.N.R.A. 1, 61-95.
- PRINGSHEIM E. G. (1952) - On the nutrition of Ochromonas.  
Q. Jl. Microsc. Sci. 93, 71-96.
- PRINGSHEIM E. G. (1955) - Kleine Mitteilungen über Flagellaten und Algen. II. Euglena gracilis var saccharophila n. var. und einer vereinfachten Nährlösung zur Vitamin B<sub>12</sub> Bestimmung.  
Arch. Mikrobiol. 21, 414-419.
- PRINGSHEIM E. G. et PRINGSHEIM O. (1959) - Die Ernährung Koloniebildender Volvocales.  
Biol. Zbl. 78, 937-971.
- PROSJANYJ V. S., MAKINA Z. A. et FRANCUZOVA F. M. (1965) - Ispolzovanie vodoemov stočnych vod sacharnych zavodov dja vyraščivanija.  
Ryby. Rybn. Chozjaj. 2, 21-25.
- R
- RAMADAN F. M., KLIMOWICZ H. et SWELIM A. A. (1963) - The pollutional effect of industrial wastes on Rotifers.  
Pols. Arch. Hydrobiol. 11 (1), 97-105.
- RASUMOV A. S. (1932) - Mikrobiologiya 1, 131-146.
- REEVE M. R. (1963) - The filter feeding of Artemia. II. In suspension of various particles.  
J. Exptl. Biol. 40, 207-214.
- RICHMAN S. (1958) - The transformation of energy by Daphnia pulex.  
Ecol. Monogr. 28, 273-291.
- RICKER W. E. (1937) - Statistical treatment of sampling processes useful in the enumeration of plankton organisms.  
Arch. Hydrobiol. (Plankt.) 31, 68-84.

- RICKETTS T. R. (1971) - Endocytosis in Tetrahymena pyriformis.  
The selectivity of uptake of particles and the adaptative increase in cellular acid phosphatase activity.  
Exptl. Ccell. Res. 66, 48-58.
- RIDDER De M. (1960) - Ecologisch faunistische Studie van de Radiertjes van de Camargue (Zuid-Frankrijk). Met beschouwingen over de Taxonomie en Beschrijving van vijf nieuwe soorten.  
Koninklijke vlaamse Academie Voor Wetenschappen, Letteren en schone Kunsten van België.  
Ed. Pale is der Akademien - Brussel Verhandeling n° 65, 1-201.
- RIDDER De M. (1967) - Rotatoriën van Ysland II.  
Natuurw. Tijdschr. Jg. 49, 216-228.
- RIDDER De M. (1971) - Raderdieren uit het verre Oosten.  
Biol. Jaarb. 39, 361-391.
- RIGLER F. H. (1961) - The relation between concentration of food and feeding rate of Daphnia magna Straus.  
Canad. J. Zool. 39, 857-868.
- RODHE W. (1958) - Primärproduktion und Seetypen.  
Verh. Int. Ver. Limnol. 13, 121-141.
- ROUX C. et ROUX M. (1975) - Programme steak. Pour rendre homogène un tableau de données et en faire l'analyse factorielle des correspondances (Avril 1975). Polycopié 15pp (+ 14 pp version du 2 Octobre 1975).  
Laboratoire de Biométrie du CNRZ 78350 Jouy-en-Josas.
- RUTTNER F. (1963) - Fundamentals of Limnology.  
3° ed traduit par D. G. FREY et F.E.J. FRY, University of Toronto press, pp. 307.
- RUTTNER-KOLISKO A. (1975) - Vertical distribution of plankton rotifers.  
Verh. Internat. Verein. Limnol. 19, 745-754
- RUTTNER-KOLISKO A. (1975) - The vertical distribution of <sup>plankton</sup> rotifers in a small alpine lake with sharp oxygen depletion (Lunzer Obersee).  
Verh. Internat. Verein. Limnol. 19, 1286-1294.
- RUTTNER-KOLISKO A. (1977) - Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers.  
Arch. Hydrobiol. Beich. Ergebn. Limnol. 8, 71-76.
- RYTHER J. H. (1954) - Inhibitory effects of phytoplankton upon the feeding of Daphnia magna with reference to growth reproduction and survival.  
Ecology 35 (4), 522-533.
- RYTHER J. H. et GUILLARD R. R. L. (1962) - Studies of marine planktonic diatoms. III - Some effects of temperature on respiration of five species.  
Can. J. Microbiol. 8, 447-453.
- S
- SAMPSON E. O. (1955) - A double duty oxydation pond.  
Sewage ind. wastes 27 (12), 1410.
- SAUZE F. (1973) - Etude du pouvoir épurateur dans les étangs de stabilisation d'eaux usées.  
C.E.B.E.D.E.A.U., Avril, 161-177.
- SCHEITHAUER E. et BICK H. (1964) - Ökologische Untersuchungen an Daphnia magna und Daphnia pulex im Freiland und im Laboratorium.  
Sci. Pap. Inst. Chem. Technol. Prague Technology of Water 8, 439-478.

- SCHODDUYN R. (1909) - Contribution à l'étude biologique de la Colme.  
Congr. Assoc. Franc. Sciences Lille, 4 p.
- SCHODDUYN R. (1923) - Matériaux pour servir à l'étude biologique des cours d'eau de la Flandre française : Haute Colme, Canal de Bergues, Rommelaere.  
Ann. Biol. Lac. 12, 121-215.
- SCHODDUYN R. (1925) - Matériaux pour servir à l'étude biologique des cours d'eau de la Flandre française : Wateringues, Fossés, Watergangs.  
Grachts. Ann. Biol. Lac. 14, 281-350.
- SCHROEDER G. (1975) - Some effects of stocking fish in waste treatment ponds.  
Wat. Res. 9, 591-593.
- (S.C.O.R.) U.N.E.S.C.O. (1966) - Détermination of photosynthetic pigments in sea water.  
S.C.O.R. - U.N.E.S.C.O., 69 pp.
- SEBESTYEN O. (1955) - Quantitative plankton studies on Lake Balaton. V. Calculation on plankton crustacea.  
Ann. Inst. Biol. Tihany 23, 75-94.
- SEBESTYEN O. (1958 a) - Quantitative Plankton studies on lake Balaton. VIII. Biomass calculation on open water Rotatoria.  
Ann. Inst. Biol. Thiany 25, 267-279.
- SEBESTYEN O. (1958 b) - Quantitative plankton studies on Lake Balaton. IX. Summary of the biomass studies.  
Ann. Inst. Biol. Tihany 25, 281-292.
- SHANNON C. E. et WEAVER W. (1948-1963) - The mathematical theory of communication.  
Urbana Univ. Press, Illinois, 117-127.
- SHAPIRO J., LUNDQUIST J. B. et CARLSON R. E. (1975) - Involving the public in Limnology - an approach to communication.  
Verh. Internat. Verein. Limnol. 19 (2) 866-874.
- SIVKO T. N. et SOKOLOVA T. A. (1964) - Mass growth of plankton algae during self-purification of sewage in biological ponds.  
Microbiologie 34 (4), 699-704. (En Russe, résumé anglais).
- SLÁDEČEK V. (1965) - The future of the Saprobity system.  
Hydrobiologia 25, 518-537.
- SLÁDEČEK V. (1966) - Water quality system.  
Verh. Int. Ver. Limnol. 16, 809-816.
- SLÁDEČEK V. (1969) - The measures of saprobity.  
Verh. Internat. Verein. Limnol. 17, 546-559.
- SLÁDEČEK V. (1973) - System of water quality from the biological point of view.  
Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 7 (I-IV), 1-218.
- SLÁDEČEK V., CYRUS Z. et BOROVICKOVA A. (1958) - Hydrobiological investigations of a treatment of beet sugar factory's wastes in an experimental lagoon.  
Sb. Vys. S Chem. Techn. 2, 7-120.
- SMALL E. B. (1973) - A study of the Ciliate Protozoa from a small polluted stream in east - central Illinois.  
Am. Zool. 13, 225-230.
- SMET De W. H. O. et EVENS F. M. J. C. (1972) - A hydrobiological study of the polluted river Lieve.  
Hydrobiologia 39 (1), 91-154.

- SOROKIN Y. I. (1959) - The role of chemosynthesis in the production of organic matter in reservoirs. 4 : Feeding of aquatics invertebrates on methane and hydrogen oxidizing autotrophic bacteria.  
Microbiology 28, 856-860.
- SOROKIN Y. I. (1965) - On the trophic role of chemosynthesis and bacterial biosynthesis in water bodies.  
Mem. Inst. Ital. Idrobiol. 18 (suppl.) 187-205.
- SPONDNIIEWSKA I. (1975) - Effect of an experimentally changed fish stock on phytoplankton structure biomass and production in the pond type lake Warniak.  
In Limnology of Shallow Waters J. Salanki et J. E. Panyi Akademiai Budapest, 103-108.
- STARKWEATHER P. L. et GILBERT J. J. (1977) - Feeding in the Rotifer Brachionus calyciflorus. II. Effect of food density on feeding rates using Euglena gracilis and Rhodotorula glutinis.  
Oecologia (Berl.) 28, 133-139.
- STAUB R., APPLING J. W., HOFSTETTER A. M. et HAAS I. J. (1970) - The effects of industrial wastes of Memphis and Shelby County on primary plankton producers.  
Bioscience 20, 905-912.
- STEMMANN NIELSEN E. (1952) - The use of radioactive carbon ( $^{14}\text{C}$ ) for measuring organic production in the sea.  
J. Cons. Perm. Inst. Explor. Mer. 18, 117-140.
- STEWART W. P. D. (1971) - Physiological studies on nitrogen fixing Blue green algae.  
Plant. Soil., Spec. Vol., 377-391.
- STRICKLAND J. D. H. (1960) - Measuring the production of marine phytoplankton.  
Bull. Fish. Res. Bd. Can. 122, 1-172.
- STRICKLAND J. D. H. et PARSONS T. R. (1972) - A practical handbook of Seawater analysis.  
Fisheries Res. Bd. Canada, bull. 167 (2<sup>o</sup> ed.), 310 pp.
- STUMM W. et MORGAN J. J. (1970) - Aquatic chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters.  
Wiley Interscience, publ. 583 pp.
- SUSHCHENYA L. M. (1958) - Quantitative data on the filter feeding of planktonic crustacea.  
Dokl. Vish. Shkoli. Biol. Sci. I, 16-20. (En Russe : cité in HANEY, 1970).
- T
- TASSIGNY M., MAILLARD R. et POURRIOT R. (1970) - Etude hydrobiologique d'un étang de Sologne : l'étang de Pommeau.  
Bull. Assoc. Natur. Orléans 51, 1-36.
- TAYLOR W. D. et BERGER J. (1975) - Growth responses of cohabiting ciliate Protozoa to various prey bacteria.  
Can. J. Zool. 2, 54, 1111-1114.
- TAYLOR W. D. (1978) - Growth responses of Ciliate Protozoa to the abundance of their bacterial prey.  
Microb. Ecol. 4, 207-214.
- THIENEMANN A. (1912) - Aristoteles und die Abwasserbiologie.  
Festschrift d. Med. Naturwiss. Gesellsch. Münster 84, 175-181.
- TILZER M. M., HILLBRICHT-ILKOWSKA A., KOWALCZEWSKI A., SPODNIIEWSKA I. et TURCZYŃSKA J. (1977) - Diel plankton periodicity in Mikołajskie Lake, Poland, as determined by different methods in parallel.  
Int. Revue ges. Hydrobiol. 62 (2), 279-289.
- TRAVERS M. (1971) - Diversité du microplancton du Golfe de Marseille en 1964).  
Mar. Biol. 8 (4), 308-343.

- TRUSSEL R. P. (1972) - The percent un-ionised Ammonia in aqueous ammonia solutions at different pH levels and temperature  
J. Fish. Res. Bd. Canada 29, 1505-1507.
- TUFFERY G. (1976) - Incidences écologiques de la pollution des eaux courantes. Révélateurs biologiques de la pollution.  
In PESSON : la pollution des eaux continentales. Gauthier-Villars ed., 183-220.
- TUFFERY G. et VERNEAUX J. (1967) - Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Exploitation codifiée des inventaires de la faune de fond.  
Trav. Sect. Tech. O. et P., E.R.A.F.E.R., Paris, 1-23.
- TUFFRAU M. (1967) - Perfectionnement et pratique de la technique de l'imprégnation au protargol des infusoires ciliés.  
Protistologica 3 (1), 91-98.
- TUPLING Von W. (1965) - Die Biologische und chemische Gewässer analyse - Ein Vergleich.  
Forschritte d. Wasserchemie 2, 232-237.
- TYLER J. E. (1968) - The Secchi disc.  
Limnol. Oceanogr. 13 (1), 1-6.

## U

- UEHLINGER V. (1964) - Etude statistique des méthodes de dénombrement planctonique.  
Arch. Sci. 17, 121-223.
- UHLMANN D. (1961) - Über den einfluss von Plankton organismen auf ihr Milieu.  
Int. Rev. ges. Hydrobiol. 46 (1), 115-129.
- UHLMANN D. (1966) - Beitrag zur Limnologie extrem nährstoffreicher Flachgewässer. II. Plankton-Massenwechsel.  
Wissensch. Atsch. d. Karl Marx. Univ. 2, Leipzig, 373-423.
- UHLMANN D. (1967) - Beitrag zur Limnologie saprothropher Flagchgewässer.  
Arch. Hydrobiol. 63, 1-85.

## V

- VAN DER MAAREL E. (1975) - Man made natural ecosystems in environmental management and planning.  
"In Unifying concepts in ecology" ed. W. H. van Dobben et R. H. Lowe-McConnel, 263-274.
- VAN OYE P. (1936) - Recherches sur les rotateurs de Belgique I.  
Ann. Soc. Roy. Belg. 73, 16-32.
- VAN OYE P. (1938) - Rotateurs du district subalpin de Belgique. Recherches sur les rotateurs de la Belgique II.  
Ann. Soc. Roy. Belg. 69, 53-64.
- VAN OYE P. (1942) - Rotateurs du district flandrien de la Belgique. Recherches sur les Rotateurs de la Belgique III.  
Ann. Soc. Roy. Zool. Belg. 73, 16-32.
- VAN OYE P. (1945) - Recherches sur les rotateurs de Belgique IV. Rotateurs des étangs d'Overmeire et du Kraenepoel.  
Ann. Soc. Roy. Belg. 75, 110-130.
- VAN OYE P. (1947) - Recherches sur les rotateurs de la Belgique V. Données diverses.  
Ann. Soc. Roy. Zool. Belg. 78, 5-23.
- VAUCOULOUX M. (1978) - Les procédés extensifs de traitement des eaux usées domestiques mettant en oeuvre des cycles biologiques en milieu aquatique ou semi-aquatique.  
Session de formation continue sur le traitement complémentaire des eaux usées (Mars 1978), E.N.G.R.E  
Département Formation continue, 19 Avenue du Maine - 75015 Paris.

VERNEAUX J. (1973) - Cours d'eau de Franche-Comté (Massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs. Essai de biotypologie.

Thèse Annls. Scient. Univ. Besançon, Zool. Physiol. Biol. Anim. 3 (9), 260 p, 27 tbl., 61 fig.

VERNEAUX J. (1976) - Fondements biologiques et écologiques de l'étude de la qualité des eaux continentales. Principales méthodes.

In PESSON : la pollution des eaux continentales, 229-285.

VIVIER P., URBAIN P., MAGUIN E. et PAQUET J. (1943-1945) - Etude hydrobiologique piscicole sur les étangs de la Haute Somme. (Compte-Rendu d'une première année d'études).

Extraits Bull. Fr. Pisc. 130 (5-16), 131 (79-84), 133 (196-210), 134 (43-50), 137 (190-208).

## W

WALKER J. (1972) - Aspects microbiologiques de l'épuration dans un bassin de stabilisation expérimental.

D. E. A. de Biochimie, Université des Sciences et Techniques de Lille, 49 pp + V.

WALKER J. et LECLERC H. (1973) - Traitement expérimental d'épuration d'une eau de surface par lagunage : aspects chimiques et microbiologiques.

Water Research. 7, 707-728.

WATTEZ J. R. et VIGNON F. (1975) - Informations apportées par les bryophytes aquatiques et sub-aquatiques dans l'appréciation de la qualité des eaux courantes. Application au canal de la Somme.

100<sup>e</sup> Congrès National des Sociétés Savantes de Paris, Mars 1975.

WENNSTROM M. (1955) - Oxydation ponds in Sweden. A study of the pond system at Lund.

Lunds Univ. Arksskrift Hakan Ohllossons Boktryckeri Lund (Sweden), 56 pp.

WETZEL R. (1975) - Limnology.

W. B. Saunders comp. Philadelphia London, Toronto, 743 pp.

WHILM J. (1972) - Graphic and mathematical analysis of biotic communities in polluted streams.

Ann. Rev. Entom. 17, 223-252.

WHILM J. L. et DORRIS T. C. (1966) - Species diversity of benthic macroinvertebrates in a stream receiving domestic and oil refinery effluents.

Am. Midl. Nat. 76, 427.

WIENER N. (1948) - Cybernetics .

New York Wiley and Sons, 194 pp.

WOODIWISS F. S. (1964) - The biological system of stream classification used by the Trent River Board.

Chem. Ind., 443-447.

WURTZ A. (1948) - Essai d'hydrobiologie comparée appliquée aux étangs. I. Relations entre le phytoplancton et les méthodes de culture des étangs.

Ann. Stat. Centr. Hydrobiol. appl. 2, 93-126.

WURTZ A. (1958) - Peut-on concevoir la typification des étangs sur la même base que celle des lacs.

Verh. Internat. Ver. Limnol. 13, 381-393.

Y

- YOUNT J. L. (1956) - Factors that control species numbers in Silver springs, Florida.  
Limnol. Oceanogr. 1, 286-295.

Z

- ZADIN V. I. (1964) - Biocénoses benthiques de la rivière Oka et leurs modifications après 35 années.  
In : Zagrjaznenije i samoočišćenije reki Oki, 226-288 (En Russe).
- ZANKER A. (1973) - Détermination of stabilization pond retention time.  
Deeds and data, p. D 2 et D 7.
- ZELINKA A. et MARVAN P. et KUBIČEK F. (1959) - L'évaluation de la pureté des eaux superficielles (En Tchèque).  
Slezský ústav. Opava, 1-155.

## OUVRAGES D'IDENTIFICATION

- BARTOŠ E. (1959) - Virnici-Rotatoria - Fauna ČSR 15.  
NAK Ladatelst Vt Československé Akademie Věd. Praha, 965 pp.
- BICK H. (1972) - Ciliated Protozoa. An illustrated guide to the species used as a biological indicators in freshwater biology.  
Wld. Hlth. Org. Geneva, 198 pp.
- BOURRELLY P. (1966) - Les algues d'eau douce. I - Les algues vertes.  
Boubée ed. Paris, 511 pp.
- BOURRELLY P. (1968) - Les algues d'eau douce. II - Les algues jaunes et brunes.  
Boubée ed. Paris, 438 pp.
- BOURRELLY P. (1970) - Les algues d'eau douce. III - Eugléniens péridiniens, algues rouges et bleues.  
Boubée ed. Paris, 512 pp.
- CURD C. R. (1969) - An illustrated key to the british Freshwater Ciliated Protozoa commonly found in activated sludge.  
W. P. R. Technical paper n° 12, H. M. Stationery Office, London, 90 pp.
- DUSSART B. (1967) - Les copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale. Tome I : Calanoides et Harpacticoides.  
Boubée Ed. Paris, 500 pp.
- DUSSART B. (1969) - Les Copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale. Tome II : Cyclopoïdes, biologie.  
Boubée Ed. Paris, 292 pp.
- GOULDEN C. E. (1968) - The systematics and evolution of the Moinidae.  
Trans. Amer. Phil. Soc. Philadelphia, 101 pp.
- HERBST H. V. (1962) - Blattfusskrebse.  
Kosmos Verlag. Franckh. Stuttgart, 130 pp.
- HUBER PESTALOZZI G. (1938) - Das phytoplankton des süßwassers in die "Binnengewässer von Thienemann" 16 - I :  
allgemeiner Teil. Blaualgen, Bacterien, Pilze.  
E. Schweizerbart'sche Verlag. Stuttgart, 342 pp.
- HUBER PESTALOZZI G. (1941) - Das phytoplankton des süßwassers in die "Binnengewässer von Thienemann".  
16 - II - Chrysophyceae. Farblose flagellaten Heterokonten.  
E Schweizerbart'sche Verlag Stuttgart, 365 pp.
- HUBER PESTALOZZI G. (1968) - Das phytoplankton des süßwassers in die "Binnengewässer von Thienemann". -  
16 - III - Cryptophyceae chloromonadophyceae, Dinophyceae, 2nd ed.  
E. Schweizerbart'sche Verlag Stuttgart, 322 pp.
- HUBER PESTALOZZI G. (1955) - Das phytoplankton des süßwassers in die "Binnengewässer von Thienemann".  
16 - IV - Euglenophyceae.  
E. Schweizerbart'sche Verlag Stuttgart, 606 pp.
- HUBER PESTALOZZI G. (1961) - Das phytoplankton des süßwassers in die "Binnengewässer von Thienemann".  
16 - V - Chlorophyceae.  
E. Schweizerbart'sche Verlag Stuttgart, 744 pp.

- KAIL A. (1930-1935) - Wimpertiere oder Ciliata, Vol. I of F. Dahl.  
Die tierwelt Deutschlands, 886 pp.
- KOMAREK J. et Ettl H. (1958) - Algologische Studien.  
Verlag der Tschechoslowakischen Akademie der Wissenschaften, 358 pp.
- KUDO R. R. (1950) - Protozoology, 3th ed. Thomas Springfield, Illinois, 778 pp.
- NEEDHAM J. G. et NEEDHAM P. R. (1962) - 5 th ed. A guide to the study of fresh water biology.  
Holden day, Inc., San Francisco, 108 pp.
- PASCHER A. (1915) - Die Süßwasser flora.  
Heft 5 : chlorophyceae II.  
Jena Verlag von Gustav Fischer, 250 pp.
- PENNAK A. W. (1953) - Fresh water invertebrates of the United States.  
Ronald Press, New York, N. Y., 769 pp.
- RUTTNER KOLISKO A. (1974) - Plankton rotifers. Biology and Taxonomy.  
Schweizerbart'sche Verlag Stuttgart, 146 pp.
- SCOURFIELD D. J. et HARDING J. P. (1958) - A key to the british species of fresh water Cladocera with notes on their ecology (2nd ed.).  
Sci. publ. Freshw. Ass. n° 5, p. 1-55.
- SRÁMEK HUŠEK R. (1962) - Lupenonožci Branchiopoda fauna Č S S R 16.  
Nakladatelství Československé Akademie Věd Praha, 470 pp.
- UHERKOVICH G. (1966) - Die Scenedesmus Arten ungarns.  
Akademiai kiadó, Budapest, 173 pp.
- VOIGT M. (1957) - Rotatoria. Die Radertiere Mitteleuropas.  
Greb. bozntraeger, Berlin.  
I - Textband, 508 pp.  
II - Tafelband, 113 Tf.
- WARD H. B. et WHIPPLE G. C. (1959) - Freshwater biology, 2nd ed.  
Edited by W. T. Edmonson, John Wiley & Sons, New-York, N. Y., 1248 pp.

