

n° d'ordre 849

50376
1980
98

50376
1980
98

UNIVERSITÉ DES SCIENCES ET TECHNIQUES DE LILLE

T H E S E

présentée à

L'UNIVERSITE DES SCIENCES ET TECHNIQUES DE LILLE

pour obtenir le grade de

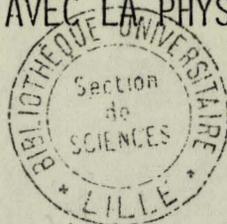
DOCTEUR DE 3^{ème} CYCLE

en Biologie de la Reproduction et du Développement
option : Parasitologie et Protistologie

par

MARIE-ANDRÉE DELROT-DELFOSSE

ANALYSE SPATIOTEMPORELLE DE L'EVOLUTION DU
PHYTOPLANCTON DANS LE BASSIN DE LAGUNAGE DES
PRES DUHEM EN RELATION AVEC LA PHYSICO-CHIMIE DU MILIEU



Membres du Jury : MM.	M. DURCHON	Président
	M. BODARD	Rapporteur
	E. VIVIER	Examinateur
	Mlle N. ANGELI	Examinateur

Soutenue le 10 octobre 1980

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION	1
C H A P I T R E I	
LES ALGUES DANS LES BASSINS DE LAGUNAGE. RAPPELS HISTORIQUES	3
I ₁ - ORGANISMES VIVANTS DANS LES EAUX POLLUÉES EN COURS D'AUTOÉPURATION	3
I ₂ - RÔLE DES ALGUES DANS L'AUTOÉPURATION	4
I ₃ - APPRÉCIATION DE L'EUTROPHISATION ET DE LA POLLUTION DE L'EAU	6
I ₃₁ - DETERMINATION DU DEGRE D'EUTROPHISATION DES EAUX PAR L'ETUDE DES ASSOCIATIONS PLANCTONIQUES	6
I ₃₂ - ESSAI D'EVALUATION DU DEGRE DE POLLUTION DES EAUX PAR LA METHODE DES SAPROBIES	9
I ₃₃ - CHOIX DES ESPECES INDICATRICES	13
I ₄ - INFLUENCE DES APPORTS ALLOGÈNES DIVERS SUR LES POPULA- TIONS PHYTOPLANCTONIQUES DES EAUX COURANTES	15
I ₄₁ - LES APPORTS ORGANIQUES	15
<u>Les systèmes ouverts (rivières)</u>	15
<u>Les systèmes fermés naturels (étangs-lacs)</u>	16
<u>Les systèmes fermés artificiels (bassins de lagunage)</u>	22
I ₄₂ - LES APPORTS INDUSTRIELS NON ORGANIQUES ; LES POLLUTIONS MIXTES	23

I ₅ - LES REMÈDES ENVISAGÉS	28
I ₅₁ - CAS DES EAUX ORGANIQUES	28
I ₅₂ - LE TRAITEMENT DES EFFLUENTS INDUSTRIELS	29

C H A P I T R E II

SITUATION GEOGRAPHIQUE ET TECHNIQUES UTILISEES	31
--	----

II ₁ - LA LYS	31
--------------------------------	----

II ₁₁ - PRESENTATION DU COURS D'EAU	31
--	----

II ₁₂ - LES REJETS	31
-------------------------------------	----

II ₁₃ - PROJETS D'AMELIORATION DE LA QUALITE DE L'EAU DE LA LYS ET AMENAGEMENT DE SON BASSIN HYDROGRAPHIQUE	36
---	----

II ₂ - DESCRIPTION DU BASSIN D'AUTOÉPURATION ET SON FONCTIONNEMENT	36
--	----

II ₃ - PRÉLÈVEMENTS ET OBSERVATIONS	39
--	----

II ₃₁ - RECOLTE ET MATERIEL UTILISE	39
--	----

II ₃₂ - DETERMINATION DU PHYTOPLANCTON ET COMPTAGE	41
---	----

<i>Méthodes possibles d'observation des algues</i>	41
--	----

<i>Détermination exacte de certaines Diatomées</i>	46
--	----

II ₃₃ - CALCUL DE LA BIOMASSE	47
--	----

II ₃₄ - ETUDE DE LA DIVERSITE SPECIFIQUE	47
---	----

II ₃₅ - METHODE DES INDICES BIOTIQUES	52
--	----

II ₃₆ - AUTRES METHODES D'EVALUATION DU DEGRE DE POLLUTION DES EAUX	52
---	----

II ₄ - MISE EN ÉVIDENCE DES ASSOCIATIONS PAR L'ANALYSE STATISTIQUE	55
--	----

II ₄₁ - TRAVAUX PRELIMINAIRES	57
--	----

II ₄₂ - BREFS RAPPELS THEORIQUES SUR LES MATRICES DE SIMILITUDES ET DE DISTANCES	59
--	----

II ₄₃ - LES MATRICES DE CORRELATIONS	61
---	----

<u>Matrice de BRAVAIS-PEARSON</u>	61
---	----

<u>Coefficient de corrélation de rang</u>	62
---	----

<u>Coefficient de corrélation de point</u>	63
--	----

<u>Représentation graphique des associations dégagées par l'étude des matrices de corrélation</u>	63
a) rangement de la matrice par classe d'amplitude	63
b) système des polygones inscrits	64
γ) les dendogrammes	64
II ₄₄ - ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES	65
II ₄₅ - L'ANALYSE DES CORRESPONDANCES	68

C H A P I T R E III

ANALYSE DES RESULTATS	70
-----------------------------	----

III ₁ - ANALYSE PHYSICO-CHIMIQUE DU MILIEU ÉTUDIÉ	70
--	----

III ₁₁ - TEMPERATURE	70
---------------------------------------	----

III ₁₂ - LE pH	70
---------------------------------	----

III ₁₃ - LUMINOSITE ET TRANSPARENCE DE L'EAU	73
---	----

<u>Turbidité</u>	73
------------------------	----

<u>Matières en suspension (MeS)</u>	73
---	----

<u>Evaluation de la luminosité dans l'eau par la mesure des radiations lumineuses et l'observation au disque de Secchi</u> ..	77
---	----

III ₁₄ - BILAN EN OXYGENE	79
--	----

<u>Oxygène dissous</u>	79
------------------------------	----

<u>Etude de la DBO₅ et de la DCO</u>	83
---	----

III ₁₅ - LES FORMES D'AZOTE	88
--	----

III ₁₆ - LES PHOSPHATES	95
--	----

III ₁₇ - LES SULFATES	95
--	----

III ₁₈ - LES AUTRES IONS	98
---	----

<u>Les ions silicium</u>	98
--------------------------------	----

<u>Les ions chlorures</u>	98
---------------------------------	----

III ₂ - ÉVOLUTION DES FACTEURS BIOTIQUES	101
---	-----

III ₂₁ - LES CHLOROPHYCEES	101
---	-----

III ₂₂ - LES CYANOPHYCEES	105
--	-----

III ₂₃ - LES DIATOMEES	108
---	-----

III ₂₄ - LES EUGLENOPHYCEES	109
III ₂₅ - LES CRYPTOPHYCEES	115
III ₂₆ - LE BACTERIOPLANCTON	115

C H A P I T R E I V

ESSAI D'INTERPRETATION DES PHENOMENES BIOLOGIQUES ET PHYSICO- CHIMIQUES OBSERVES DANS LES LAGUNES DES PRES DUHEM - CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES	117
--	-----

B I B L I O G R A P H I E	151
---------------------------------	-----

TABLE DES TABLEAUX

TABLEAU I	- CLASSIFICATION DES ETANGS EN FONCTION DES BIOCOENOSES PLANCTONIQUES	8
TABLEAU II	- VALEURS COMPARATIVES ENTRE LES DEGRES DE SAPROBITE, LA DBO ₅ ET LE NOMBRE DE COLIFORMES	12
TABLEAU III	- QUELQUES EXEMPLES DE VARIABILITE ECOLOGIQUE DES ORGANISMES INDICATEURS	14
TABLEAU IV	- EVOLUTION DES POPULATIONS EN FONCTION DE L'AUTOEPUARATION DANS UN ETANG AYANT ETE ENRICHI PAR UN EFFLUENT DE SUCRERIE.	18
TABLEAU V	- INFLUENCE DE DEVERSEMENTS D'EAUX DE SUCRERIES SUR LA PRODUCTIVITE DE DEUX ETANGS	20
TABLEAU VI	- COMPARAISON DES 30 RELEVES PHYTOPLANCTONIQUES ENTRE UN ETANG POLLUE ET UN ETANG SAIN	21
TABLEAU VII	- PARTICIPATION DES DIFFERENTES INDUSTRIES DANS LA POLLUTION DE L'EAU	24
TABLEAU VIII	- LES DIFFERENTS TYPES POSSIBLES DE TRAITEMENT DES EAUX POLLUEES	25
TABLEAU IX	- DEBITS MOYENS MENSUELS DE 1970 à 1976 EN m ³ .s ⁻¹	33
TABLEAU X	- PRINCIPALES SOURCES DE POLLUTION DU BASSIN DE LA LYS D'APRES LES DECRETS D'OBJECTIFS DE QUALITE DES EAUX DE LA LYS PROPOSES PAR L'AGENCE DE BASSIN ARTOIS-PICARDIE	34
TABLEAU XI	- APPRECIATION DE L'ERREUR FAITE LORS DES COMPTAGES PAR LUND, KIPLING ET LECREN (1958)	45
TABLEAU XII	- LISTE DES ESPECES D'ALGUE IDENTIFIEES DANS LES BACS DES PRES DUHEM (289 ESPECES)	48-49
TABLEAU XIII	- INDICES BIOTIQUES ETABLIS A PARTIR DE L'ANALYSE FACTORIELLE DES CORRESPONDANCES	53

TABLEAU XIV - INDICES BIOTIQUES ETABLIS PAR LA COMPARAISON DE L'INDICE DE DIVERSITE \bar{d} ET DE L'INDICE DE SAPROBIE S D'APRES COSTE ET LEYNAUD (1974)	54
TABLEAU XV - CLASSIFICATION DES EAUX EN FONCTION DE LA DBO_5 SELON KLEIN (1959) ① et SLÁDEČEK (1973) ②	89

TABLE DES FIGURES

FIGURE 1 -	(A) SUCCESSION DES ORGANISMES AU COURS DE L'ELIMINATION DES MATIERES ORGANIQUES 7 (B) RELATION ENTRE LES COMPOSANTES BIOTIQUES ET ABIOTIQUES AU COURS DE LA DEGRADATION DES MATIERES ORGANIQUES 7	7
FIGURE 2 -	ZONES DE SAPROBIES D'APRES LES TRAVAUX DE SLÁDEČEK (1965) ...	10
FIGURE 3 -	RELATIONS EXISTANT ENTRE LA LYS ET LE RESTE DU RESEAU HYDROGRAPHIQUE CANALISE DU NORD ET LES PRINCIPAUX POINTS DE REJETS	32
FIGURE 4 -	PLAN DU BASSIN PILOTE DES PRES DUHEM (A) ET COUPE LONGITUDINALE (B)	37
FIGURE 5 -	CORRELATIONS SCHEMATIQUES ENTRE LES CONCLUSIONS DE L'ANALYSE BIOLOGIQUE ET QUELQUES RESULTATS DE L'ANALYSE PHYSICO-CHIMIQUE D'APRES HUET ET COLL. (1955)	56
FIGURE 6 -	RELEVÉ DES TEMPERATURES MATINALES ● ET DE LA SOIRÉE ○ DANS LES BACS 3, 5 et 7 LE 15 JUIN (EN HAUT) ET LE 6 JUILLET (EN BAS)	71
FIGURE 7 -	EVOLUTION DES VALEURS DU pH DANS LES BACS 3 ET 7 D'OCTOBRE A MARS 1977	72
FIGURE 8 -	EVOLUTION DE LA TURBIDITE DANS LES BACS 3 ET 7 D'OCTOBRE 1975 A MARS 1977	74
FIGURE 9 -	EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DE LA QUANTITE DE MATIERES EN SUSPENSION (MeS) EN HAUT ET DE LA TURBIDITE (EN BAS) EN mg.l ⁻¹ , D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977	75
FIGURE 10 -	EVOLUTION DE LA QUANTITE DE MATIERES EN SUSPENSION DANS LES BACS 3 ET 7 D'OCTOBRE 1975 A MARS 1977	76
FIGURE 11 -	LIMITE DE VISIBILITE DU DISQUE DE SECCHI - PROFONDEUR A LAQUELLE PARVIENT 10 % DES RADIATIONS LUMINEUSES MEASUREES EN SURFACE, D'APRES LE RAPPORT DE N. ANGELI (1979) D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977	78

FIGURE 12 - EVOLUTION DE LA QUANTITE D'OXYGENE DISSOUS DANS LES BACS 3 ET 7 EN SURFACE ET A 3 M DE PROFONDEUR D'OCTOBRE 1975 A MARS 1977	80
FIGURE 13 - EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DE LA TENEUR EN OXYGENE DISSOUS DE L'EAU EN SURFACE (EN HAUT) ET A 3 M DE PROFONDEUR (EN BAS) EN mg.l^{-1} D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977	81
FIGURE 14 - INTERPRETATION DES TENEURS EN O_2 EN FONCTION DES CLASSES DEFINIES PAR SLÁDEČEK (1968) A 3 M (EN BAS) ET EN SURFACE (EN HAUT) D'OCTOBRE 1975 A JANVIER 1977 (EN mg.l^{-1})	84
FIGURE 15 - EVOLUTION DE LA DEMANDE BIOCHIMIQUE EN OXYGENE APRES 5 JOURS A 20°C A L'OBSCURITE DANS LES BACS 3 ET 7 D'OCTOBRE 1975 A MARS 1977	85
FIGURE 16 - EVOLUTION DE LA DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE (DCO) DANS LES BACS 3 ET 7 D'OCTOBRE 1975 A MARS 1977	86
FIGURE 17 - EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DE LA DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE (DCO) EN HAUT ET DE LA DEMANDE BIOCHIMIQUE EN OXYGENE (DBO_5) EN BAS D'OCTOBRE 1975 A MARS 1977 en mg.l^{-1} ..	87
FIGURE 18 - INTERPRETATION DE LA DBO_5 EN FONCTION DES CLASSES DEFINIES PAR SLÁDEČEK (1973) EN HAUT ET KLEIN (1959) EN BAS D'OCTOBRE 1975 A JANVIER 1977	90
FIGURE 19 - EVOLUTION DE LA TENEUR EN IONS NO_3^- DES BACS 3 ET 7 D'OCTOBRE 1975 A MARS 1977	91
FIGURE 20 - EVOLUTION DE LA TENEUR DE L'EAU DES BACS 3 ET 7 EN IONS AMMONIUMS (NH_4^+) ET EN IONS NITRITES (NO_2^-) D'OCTOBRE 1975 A MARS 1977	92
FIGURE 21 - EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DE LA TENEUR DE L'EAU EN IONS NH_4^+ (EN HAUT) ET EN IONS NO_3^- (EN BAS) D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977 en mg.l^{-1}	94
FIGURE 22 - EVOLUTION DE LA TENEUR EN PHOSPHATE DANS LES BACS 3 ET 7 (EN HAUT) ET DANS L'ENSEMBLE DU BASSIN (EN BAS) DE MAI 1976 A MARS 1977	96
FIGURE 23 - EVOLUTION DE LA TENEUR EN SULFATE DES BACS 3 ET 7 DE MAI 1976 A MARS 1977	97
FIGURE 24 - EVOLUTION DE LA TENEUR EN SILICIUM DANS LES BACS 3 ET 7 DE MAI 1976 A MARS 1977	99
FIGURE 25 - EVOLUTION DE LA TENEUR EN IONS CHLORE DANS LES BACS 3 ET 7 DE MAI 1976 A MARS 1977	100

FIGURE 26 - EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DU NOMBRE TOTAL D'ALGUES, EN ind.l ⁻¹ (1) DU NOMBRE TOTAL DE CHLOROPHYCEES (ind.l ⁻¹) (2) ET DU POURCENTAGE DE CHLOROPHYCEES PAR RAPPORT A L'ENSEMBLE DU PHYTOPLANCTON (3), D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977	102
FIGURE 27 - EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DES VOLVOCALES (EN HAUT) ET DES CHLOROCOCCALES (EN BAS) EN ind.l ⁻¹ AUTRE QUE CHLORELLA VULGARIS, D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977	103
FIGURE 28 - EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DE CHLAMYDOMONAS GLOBOSA (VOLVOCALE) EN HAUT ET DE CHLORELLA VULGARIS (CHLOROCOCCALE) EN BAS EN ind.l ⁻¹ , D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977	104
FIGURE 29 - EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DU GENRE SCENEDESMUS (EN HAUT) ET DE ANKYSTRODESMUS FALCATUS (EN BAS) EN ind.l ⁻¹ , D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977	106
FIGURE 30 - EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DES CYANOPHYCEES EN ind.l ⁻¹ (EN HAUT) ET DE LEUR POURCENTAGE PAR RAPPORT AU NOMBRE TOTAL D'ALGUES (EN BAS) D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977	107
FIGURE 31 - EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DES DIATOMEES EN ind.l ⁻¹ (EN HAUT) ET DE LEUR POURCENTAGE PAR RAPPORT AU NOMBRE TOTAL D'ALGUES (EN BAS) D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977	110
FIGURE 32 - EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DES DIATOMEES PENNALES (EN HAUT) ET CENTRALES (EN BAS) EN ind.l ⁻¹ D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977	111
FIGURE 33 - EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DES EUGLENOPHYCEES (EN HAUT) EN ind.l ⁻¹ ET DU POURCENTAGE D'EUGLENOPHYCEES PAR RAPPORT AU PHYTOPLANCTON TOTAL (EN BAS) D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977 ..	112
FIGURE 34 - EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DES CRYPTOPHYCEES EN ind.l ⁻¹ (EN HAUT) ET DE LEUR POURCENTAGE (EN BAS) PAR RAPPORT AU NOMBRE TOTAL D'ALGUES D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977	113
FIGURE 35 - EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977 DU BACTERIOPLANCTON INDICATEUR DE CONTAMINATION FECALE	114
FIGURES 36 A 39 - EVOLUTION TYPIQUE AMONT-AVAL DES DIFFERENTS GROUPES D'ALGUES EN PERIODES HIVERNALES	
- FIG. 36 - décembre 1975, bac 3 (0,5 m)	121
- FIG. 37 - décembre 1975, bac 5 (0,5 m)	122
- FIG. 38 - décembre 1975, bac 7 (0,5 m)	123
- FIG. 39 - décembre 1975, bac 7 (3 m)	124

FIGURES 40 à 42 - EVOLUTION TYPIQUE DES DIFFERENTS GROUPEs D'ALGUES D'AMONT VERS L'AVAL EN PERIODE CRITIQUE	
- FIG. 40 - juin 1976, bac 3 (0,5 m)	127
- FIG. 41 - juin 1976, bac 5 (0,5 m)	128
- FIG. 42 - juin 1976, bac 7 (0,5 m)	129
 FIGURES 43 à 49 - PHASE 1 : QUALITE EAU SATISFAISANTE - Prés Duhem, profil biologique et physico-chimique	
- FIG. 43 - octobre 1975	132
- FIG. 44 - décembre 1975	133
- FIG. 45 - janvier 1976	134
- FIG. 46 - février 1976	135
- FIG. 47 - mars 1976	136
- FIG. 48 - avril 1976	137
- FIG. 49 - mai 1976	138
 FIGURES 50 à 55 - PHASE 2 : QUALITE EAU CRITIQUE - Prés Duhem, profil biologique et physico-chimique	
- FIG. 50 - juin 1976	140
- FIG. 51 - juillet 1976	141
- FIG. 52 - août 1976	142
- FIG. 53 - septembre 1976	143
- FIG. 54 - octobre 1976	144
- FIG. 55 - novembre 1976	145
 FIGURES 56 à 59 - PHASE 3 : INTENSE NITRIFICATION - Prés Duhem, profil biologique et physico-chimique	
- FIG. 56 - novembre 1975	147
- FIG. 57 - décembre 1976	148
- FIG. 58 - janvier 1977	149
- FIG. 59 - février 1977	150

TABLE DES PHOTOS

PHOTO 1 -	Vue d'ensemble du bassin de lagunage	35
PHOTO 2 -	Débourbeur	35
PHOTO 3 -	Bouteille à prélèvement RUTNER	38
PHOTO 4 -	Vue d'ensemble du microscope à contraste de phase et des colonnes à sédimentation	40

I N T R O D U C T I O N

Depuis des millénaires, l'activité humaine s'exerce aux dépens de la nature. Le milieu naturel, qui pourtant nous apporte les éléments nécessaires à notre survie, souffre beaucoup de l'ingratitude de l'homme, des déchets que ce dernier déverse de façon inconsciente et anarchique. La pollution aquatique, dont il sera question dans cet exposé, représente seulement un des aspects des sévices innombrables que nous (car nous sommes tous responsables) infligeons à la nature. L'environnement a été peu modifié tant que le développement industriel et la densité humaine sont restés modérés. Depuis quelques décennies, l'avènement de la civilisation industrielle (ères du charbon, du pétrole, puis ères atomique et nucléaire) s'accompagne d'une augmentation considérable des rejets d'eaux usées, chargées de toxiques, de détergents ou polluées thermiquement. Les réserves en eau douce sont menacées à cause de la consommation hydrique croissante, la dégradation de la couverture végétale qui emmagasinait auparavant l'eau et la redistribuait au fur et à mesure des besoins. L'opinion publique s'émeut à juste titre des effets déplorables et spectaculaires d'effluents toxiques (cyanure - phénol - métaux lourds) sur le cheptel piscicole. Mais il ne faut pas pour autant négliger les pollutions insidieuses, qui tendent à devenir chroniques parce qu'"elles ne se voient pas". L'approvisionnement direct en eau dans les réserves hydriques naturelles (lacs, cours d'eau) sans préparation préalable est devenu impossible. Il importe donc de mettre au point des systèmes d'épuration peu onéreux qui permettent une réutilisation continue de l'eau sans en affecter les propriétés biologiques et organoleptiques. La biodégradation des déchets par les populations aquatiques naturelles de microorganismes (bactéries, algues et protistes) constitue une voie intéressante à cet égard mais elle est à un stade que l'on peut encore qualifier d'expérimental, étant donné notre manque d'informations sur le fonctionnement de tels systèmes. Le but de ce travail consistait précisément à tenter de corréler la dynamique des populations algales présentes dans un bassin expérimental de lagunage (bassin des prés Duhem) avec les propriétés physico-chimiques de l'eau.

Quelques questions importantes pour un hydrobiologiste méritent d'être posées avant d'aborder cette étude. A partir de quel seuil peut-on parler de pollution ? Quels sont les critères d'une eau polluée ? Quand et comment faut-il intervenir ?

Les eaux stériles n'existent pas dans la nature. Des apports naturels nutritifs variés et modérés, assurés par l'érosion des sols, la dissolution

des ions dans l'eau de ruissellement, la biodégradation des organismes morts sont souhaitables pour maintenir une bonne valeur biogénique du milieu aquatique. Au terme d'"eau pure", il faut donc préférer celui d'"eau saine", étant entendu que l'eau saine constitue un milieu vivant doté d'un certain degré d'eutrophisation et abritant des populations de microorganismes sélectionnées et adaptées à la composition du milieu. Selon MARGALEF (1963), tout système aquatique ouvert tend à évoluer dans le sens d'une complexité croissante de son organisation, en fonction des apports exogènes (affluents, apports minéraux des terrains traversés). Après une perturbation momentanée, l'équilibre tend à se rétablir au cours d'un laps de temps d'autant plus long que l'atteinte aura été forte. La potentialité naturelle d'autoépuration de l'eau permet à ce système de fonctionner comme un homéostat. Le terme de pollution devrait être réservé aux cas où les apports toxiques, chimiques et organiques entraînent une insuffisance ou une inhibition des phénomènes d'autoépuration.

Les biocoenoses habituelles font alors place à d'autres populations mieux adaptées aux nouvelles conditions. Les espèces plus sensibles sont éliminées au profit d'autres plus ubiquistes ou plus résistantes et la dominance est modifiée jusqu'au retour des conditions initiales. Si les apports exogènes se succèdent trop rapidement ou sont trop importants, la pollution devient chronique, et c'est à ce moment que l'intervention de l'homme devient nécessaire pour compenser la "défaillance immunitaire" du milieu aquatique. Dans divers domaines la lutte biologique contre les pollutions s'est révélée comme le moyen le plus efficace et le plus économique. Ceci explique les motivations de notre travail puisqu'une meilleure connaissance de la dynamique des populations algales s'impose avant de pouvoir envisager une épuration biologique des eaux polluées.

C H A P I T R E I

LES ALGUES DANS LES BASSINS DE LAGUNAGE.

RAPPELS HISTORIQUES

I₁ - ORGANISMES VIVANTS DANS LES EAUX POLLUÉES EN COURS D'AUTOÉPURATION

Les groupes planctoniques les plus souvent retrouvés au cours des études des phénomènes d'autoépuration dans les eaux courantes polluées et dans les systèmes de lagunage (SIVKO et SOKOLOVA 1964, WIEDEMAN 1965, HUTCHINSON 1967, DELANNOY 1972, KYSELOWA 1973, ANGELI 1976) sont les Cyanophycées, les Chlorophycées, les Euglénophycées et les Diatomées.

- Les Cyanophycées sont des algues autoauxotrophes (phototrophes strictes, HUTCHINSON 1967) pour la plupart, mais certaines nécessitent la présence de vitamines (allauxotrophes) ou de matières organiques pour leur croissance (hétérotrophes obligatoires). *Oscillaria* et *Anabaena* sont les espèces les plus répandues.

- Les Chlorophycées sont représentées par 3 familles dont la majeure partie des espèces sont capables d'hétérotrophie dès que la lumière fait défaut : les Volvocales (espèce-type : *Chlamydomonas*), les Chlorococcales (ex. : *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Ankistrodesmus*), les Desmidiées (ex. : *Cosmarium*, *Closterium*).

- Les Euglénophycées, groupe allauxotrophe et souvent hétérotrophe facultatif, n'utilisent que l'azote ammoniacal. Les genres les plus fréquents sont *Euglena*, *Phacus*, *Trachelomonas*.

- Les Diatomées, autoauxotrophes phototrophes strictes exigent la présence de vitamines dans le milieu où elles vivent. Selon le degré trophique des eaux douces, les espèces dominantes seront les Diatomées centrales (ex. : *Melosira*) ou les Diatomées pennales (ex. : *Navicula*), ces dernières formant un groupe plus varié.

En plus de ces groupes, WIEDEMAN (1965), KYSELOWA (1973) notent la présence des Cryptophycées, qui se développent assez bien au stade hyperautotrophe, en même temps que les Chlorococcales. L'apparition des Cryptophycées témoigne d'une diminution de la DBO_5 , de la DCO et d'une teneur assez élevée en oxygène (KYSELOWA 1973). DELANNOY (1972) signale la présence de Cryptophycées dans un bassin de lagunage sur la Deûle, en été, lorsque l'autoépuration fonctionne bien et lorsque la charge en polluants est diminuée du fait de la réduction de l'activité industrielle pendant la période estivale.

D'autres algues peuvent parfois être observées (Chrysophycées, Dinophycées, Xanthophycées) mais elles sont défavorisées lors des pollutions organiques et physiques (HUTCHINSON 1967, ANGELI 1976), car elles sont phototrophes en général. Ces organismes disparaissent les premiers lors d'une arrivée massive de polluants mixtes.

I₂ - RÔLE DES ALGUES DANS L'AUTOÉPURATION

Le pouvoir d'épuration des algues est essentiellement lié à la photosynthèse. Selon CABRIDENC et LEPAILLEUR (1969), EDELINE (1970), la photosynthèse assurée par le phytoplancton constitue le facteur le plus déterminant pour le bilan en oxygène des eaux courantes. En effet, la ré-aération superficielle par agitation et les remous naturels contribueraient faiblement à l'apport d'oxygène dissous. 1 gramme de chlorophylle produirait jusqu'à 0,44 gramme $O_2 \cdot h^{-1}$. La plupart des mesures réalisées en eau superficielle donnent pour 10^4 cellules. mm^{-3} (soit 1 mg de chlorophylle. l^{-1} d'eau) ; ces cellules produisant 0,1 à 0,9 g O_2 ($m^2 \cdot h^{-1}$). ANGELI (1976) remarque également le rôle des algues dans le bilan en oxygène : dans un bassin de lagunage, l'eau reste pauvre (1 à 6 mg. l^{-1}) en oxygène dissous en dehors des périodes de "floraisons d'algues". Les multiplications très rapides dont les algues assimilatrices des eaux douces sont capables s'accompagnent donc d'un enrichissement du milieu en oxygène.

Outre cet effet sur l'oxygénation de l'eau, la photosynthèse due aux algues influence plusieurs caractéristiques physico-chimiques de l'eau. Le CO_2 provient des bicarbonates dissous dans l'eau, ou du métabolisme des bactéries. La consommation du CO_2 provoque une élévation du pH et l'utilisation accrue des bicarbonates, ce qui entraîne une diminution du TAC¹⁾. Dans les eaux stagnantes, si l'alcalinisation est trop importante, en surface surtout (pH 11 parfois), la différence entre le pH en surface et le pH en profondeur s'accompagne de variations du taux d'oxygène dissous.

L'activité photosynthétique dépend de la densité des algues par unité de volume, de la température, de la longueur d'onde et de l'intensité des rayonnements incidents. Seules les algues présentes dans la couche d'eau superficielle peuvent réaliser l'assimilation chlorophyllienne. Il existe

1) TAC. - Titre alcalimétrique servant d'unité de dosage du calcaire, dureté carbonatée.

une zone euphotique en dessous de laquelle la photosynthèse est nulle. La limite de cette zone est considérée comme étant celle où l'intensité lumineuse n'atteint plus que 1 % de l'intensité du rayonnement incident en surface. Cette limite est liée à la transparence du milieu qui dépend elle-même de la turbidité (particules de toute nature en suspension dans l'eau). La productivité nette d'une eau est la différence entre la production (photosynthèse) et la consommation (respiration) de l'oxygène par les algues. Dans une rivière saine, la demande d'oxygène pour la minéralisation des matières organiques et la respiration des êtres vivants est équilibrée par la production d'oxygène grâce à la photosynthèse. La teneur en oxygène se maintient autour de la saturation. Cet oxygène sera utilisé d'une part pour la respiration des êtres vivants, d'autre part pour les dégradations chimiques (oxydo-réduction) et biochimiques (transformation par les bactéries hétérotrophes de la matière organique en sels minéraux tels que les phosphates, les nitrates... utilisables par les végétaux qui synthétisent alors de la matière vivante (glucides) et de l'oxygène).

Dans les eaux eutrophes prédomine un système très différent. Malgré les sursaturations en oxygène fréquentes en fin de journée, la nuit le taux d'oxygène peut diminuer jusqu'à être nul car la DBO_5 est très élevée. La sursaturation est causée par une augmentation considérable des unités photosynthétisantes consécutive à la richesse de l'eau en éléments nutritifs, en particulier le phosphate (1 mg de phosphore PO_4^{--} permet la croissance de 100 mg d'algues). Toutefois cette activité photosynthétique diurne intense est insuffisante pour satisfaire la demande nocturne en oxygène, liée à la minéralisation de quantités importantes en matières organiques et à la respiration, à un moment où la photosynthèse s'est arrêtée. En outre, à leur mort, les algues augmentent la charge organique, sauf si elles sont consommées par des prédateurs primaires. D'autres inconvénients sont provoqués par une densité algale trop élevée. Les fortes variations nycthémérales du pH et de l'oxygène dissous rendent le milieu impropre à la survie des poissons (ANGELI 1972).

Toutefois les avantages présentés par la photosynthèse estompent ces inconvénients. En particulier EDELINE (1970) souligne que c'est une source gratuite d'oxygène et un taux de photosynthèse même faible entraîne des augmentations substantielles de la teneur en oxygène dissous. En outre le maximum d'intensité de l'assimilation chlorophyllienne correspond au moment (l'été) où les conditions favorables à l'autoépuration sont critiques (faible débit, forte température).

L'intérêt de la photosynthèse comme méthode d'épuration naturelle simple et efficace, a été exploité par les chercheurs américains dans des lagunes peu profondes où la lumière pénètre (BEBIN 1970). Depuis quelques années cette méthode se développe en France (WALKER et LECLERC 1972). Le principe en est simple, fondé sur l'installation d'une chaîne alimentaire aboutissant à un équilibre biologique (fig. 1).

I₃ - APPRÉCIATION DE L'EUTROPHISATION ET DE LA POLLUTION DE L'EAU

I₃₁ - DETERMINATION DU DEGRE D'EUTROPHISATION DES EAUX PAR L'ETUDE DES ASSOCIATIONS PLANCTONIQUES

L'eutrophisation correspond à un enrichissement modéré du milieu en matières nutritives (jusqu'au stade β mésosaprobe). La prolifération des bactéries pour des enrichissements plus forts (stade α mésosaprobe et suivants) traduit le moment où la pollution devient non négligeable.

Le degré trophique d'une eau est une valeur indicatrice de son aptitude à produire une plus ou moins grande biomasse végétale et animale selon la quantité d'éléments nutritifs minéraux et organiques à leur disposition dans l'eau (ANGELI 1976).

La figure 1 montre qu'à une composition chimique déterminée de l'eau correspond une microflore et une microfaune précises. En effet, les espèces qui peuvent s'adapter aux conditions physico-chimiques de chaque station évincent les autres. WURTZ (1958) et HUTCHINSON (1967) définissent jusqu'à 13 associations algales pour six types d'étangs classés selon leurs possibilités nutritives (tab. I).

Cette distinction des associations est fondée en premier lieu non sur les caractéristiques physico-chimiques de la pleine eau mais sur les nombreux échanges eau-vase qui jouent un rôle déterminant sur la productivité potentielle des étangs. Le tableau I résume brièvement les propriétés des six types d'étangs observés par WURTZ (1958).

L'échelle saprobiale des eaux établie par KOLWITZ et MARSSON en 1908 peut être mise en parallèle avec l'échelle trophique de WURTZ (1958) :

(A)

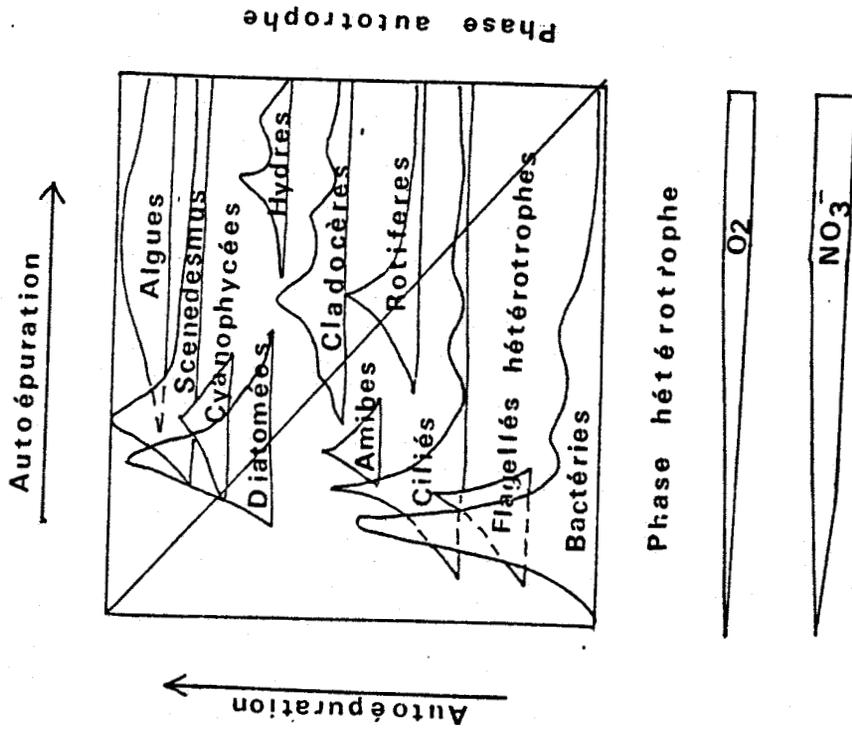


Fig. 1 d'après BICK (1964)

- (A) Succession des organismes au cours de l'élimination des matières organiques
- (B) Relations entre les composantes biotiques et abiotiques au cours de la dégradation des matières organiques

(B)

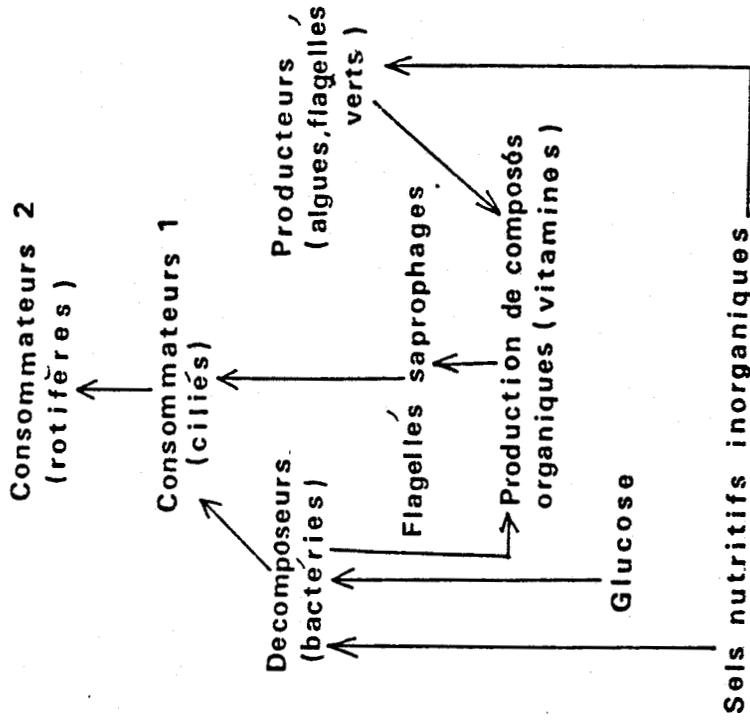


TABLEAU I

CLASSIFICATION DES ETANGS EN FONCTION DES BIOCOENOSES PLANCTONIQUES

TYPE	OLIGOTROPHE	OLIGOMESOTROPHE	Faible	EUTROPHE moyen	fort	HYPEREUTROPHE POLYTROPHE
Variation de la teneur en oxygène dissous et caractéristiques générales	- profondeur - productivité faible - forte minéralisation	- faible production de vase organique	- apparition des phénomènes de stratifications journalières			- H ₂ S - sursaturation diurne - stratification très marquée - désoxygénation sur une plus ou moins grande hauteur de la colonne d'eau
Groupes dominants	- sur sable et gravier tous les groupes mais individus isolés - sur sable et argile Desmidiées puis Chlorococcales, Périidiniens et Chrysophycées en % égal - sur tourbe Desmidiées et Diatomées pennées (stabilité)	soit : (1) - Chryomonadines (<i>Mallomonas-Synedra chromulina-Dynobryon bivarium</i>) soit : (2) - Chryomonadines - Diatomées - Périidiniens	- Périidiniens et Diatomées (60 à 70 % de la population totale)	- Chlorococcales 25 % - Diatomées 25 % - Chrysophycées 25 % - Périidiniens 25 %		soit : (1) - Volvocales - Chlorococcales - Cyanophycées soit : (2) - Eugléniens - Volvocales soit : (1) - bactéries sulfureuses (<i>Chromatium</i>)
Groupes associés	- sur tourbe seulement Chlorococcales, Périidiniens et Cyanophycées	soit : (1) - Chlorococcales - Périidiniens - Desmidiées - Eugléniens soit : (2) - fleurs d'eau à <i>Botryococcus braunii</i>	- Desmidiées - Chlorococcales - Chrysophycées (30 à 40 %)	- fleurs d'eau à Cyanophycées (printemps) et à Volvocales (automne)	- Diatomées - Eugléniens - Volvocales	pour : (1) - fleurs d'eau à <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> pour : (2) et (3) : - il y a élimination des autres groupes
Zooplancton	- très pauvre, quelques Rotifères et Copépodes		- Copépodes - Calanides - Cyclopidos - Rotifères et Cladocères possibles		- Rotifères, Ciliés et Cladocères possibles - bon étang piscicole	(1) - Ciliés et Rotifères possibles - danger pour le poisson

selon WURTZ (1958)



- eau xénosaprobe	}	—————→	oligotrophe
- eau oligosaprobe			
- eau oligo-βmésosaprobe		—————→	mésotrophe (faiblement eutrophe)
- eau βmésosaprobe		—————→	eutrophe
- eau β-αmésosaprobe		—————→	très eutrophe
- eau αmésosaprobe	}	—————→	hypereutrophe, polytrophe
- eau polysaprobe			

Toutes ces observations montrent que l'évaluation du degré d'eutrophisation d'une eau peut être réalisée par la détection des espèces dominantes (Tab. I). Selon ANGELI (1976) la composition des associations algales, leur diversité, l'abondance ou la disparition de certaines d'entre elles dépendent des facteurs suivants :

- l'exigence nutritionnelle des algues,
- leur aptitude à se multiplier rapidement,
- leur faculté d'adaptation,
- l'activité et le nombre de leurs prédateurs.

I₃₂ - ESSAI D'EVALUATION DU DEGRE DE POLLUTION DES EAUX PAR LA METHODE DES SAPROBIES

Cette méthode a été développée depuis les travaux de KOLWITZ et MARSSON (1908) qui suggéraient d'utiliser les espèces planctoniques en tant qu'indicatrices du degré de pollution organique des eaux.

LIEBMANN (1962), ZELINKA et MARVAN (1961) donnent des listes de ces algues indicatrices. SLADCEK (1965-1969) définit plus précisément des zones de saprobies différentes (fig. 2) et il attribue une valeur saprobiale *s* allant de 0 à 4 à chaque algue, selon l'aptitude, plus ou moins grande, à se développer dans ces zones. DE SMET et EVENS (1970) étudiant l'influence de l'éclaircissement et de l'oxygénation sur la purification des eaux rappellent ces valences : saprobiales des algues mais toutes ne sont pas codifiées.

PANTLE et BUCK (1955) ont mis au point une formule simple, d'emploi facile qui a été longtemps utilisée pour calculer l'indice saprobique *S* d'une eau :

$$S = \frac{\sum (h \cdot s)}{\sum h}$$

ou *S* : indice saprobique

s : valence saprobiale de chaque espèce observée

h : classe d'abondance de 1 à 5 ou de 1 à 9 selon les auteurs.

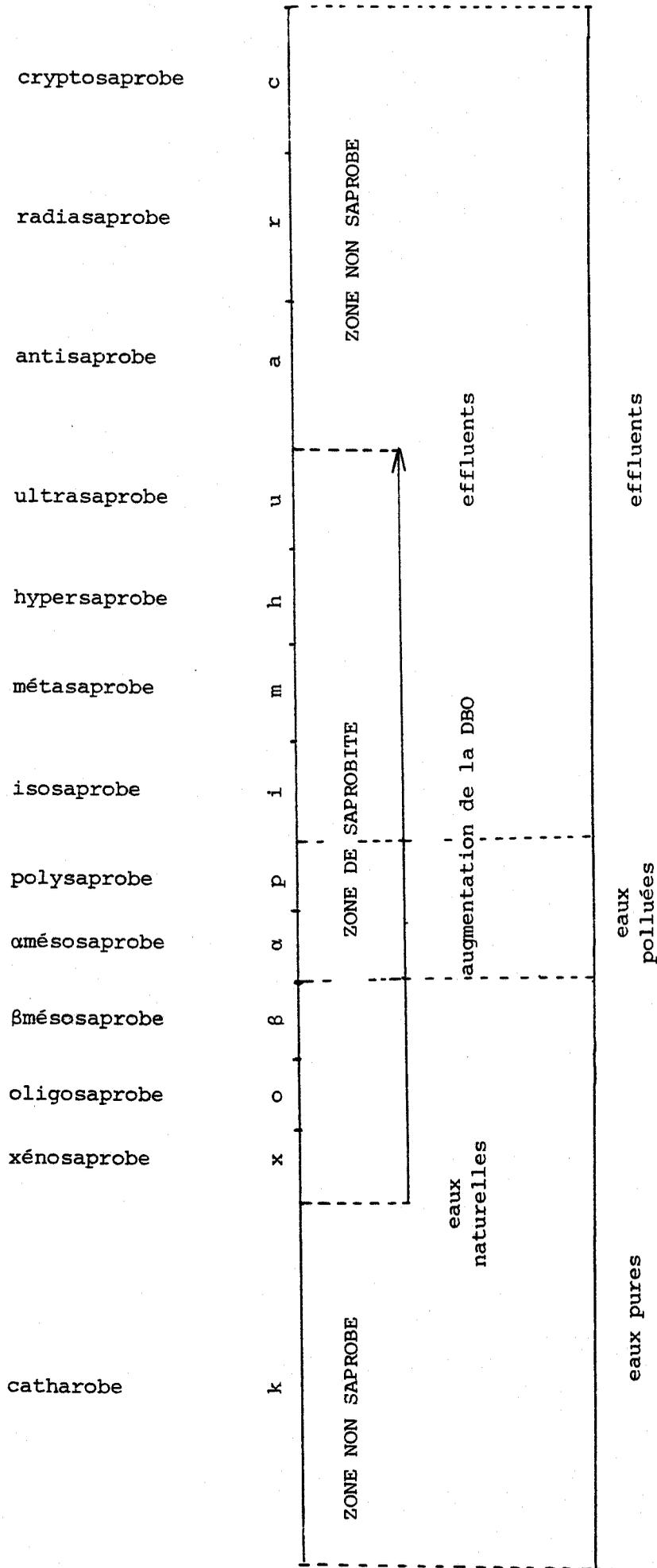


FIGURE 2
ZONES DE SAPROBIES D'APRES LES TRAVAUX DE SLÁDEČEK (1965)



SLÁDEČEK (1969) donne quelques valeurs comparatives de S en fonction des classes de saprobie, de la DBO_5 et du nombre de bactéries (tab. II).

Le système de PANTLE et BUCK (1955) a été largement critiqué, notamment par HYNES (1960), SLÁDEČEK (1965), VERNEAUX (1973) et DESCY (1974). Parmi les nombreux griefs accumulés contre l'indice S nous retiendrons les suivants :

- le système des saprobies est empirique, fortement dépendant de la subjectivité du chercheur ;
- il ne peut s'appliquer réellement que pour des pollutions organiques en eaux courantes ;
- il ne permet pas de différencier l'effet des divers facteurs de pollution ;
- certains auteurs estiment que l'indice S est trop schématique et simplifie trop le processus complexe existant dans les eaux ;
- selon COSTE et LEYNAUD (1974) de nombreuses espèces restent inclassées, parmi lesquelles *Navicula mutica*, *Navicula confervacea*, *Nitzschia amphibia*, *Nitzschia kützingiana*, très résistante et *Cymbella microcephala*, élective des milieux contenant peu de matières organiques. Ces espèces sont pourtant très communes dans les eaux douces ;
- certaines valences saprobiales sont variables selon les auteurs, les lieux géographiques et les milieux considérés (SLÁDEČEK, 1965) ; d'autres sont sous-estimées (*Nitzschia palea* (2,7), *Cyclotella kützingiana* (2), *Gomphonema parvulum* (1,95)) ou surestimées (*Achnantes hungarica* (2,7), *Navicula cryptocephala* (2,7)) ;
- cette méthode nécessite la détermination exacte des espèces et donc la participation de nombreux spécialistes (VERNEAUX 1973).

Des améliorations au système ont été proposées (ZELINKA et MARVAN 1961, SLÁDEČEK 1965) comme la détermination statistique de la valence saprobiale des espèces d'après la fréquence de leur absence-présence dans les différentes classes de saprobité.

Actuellement d'autres techniques d'approche sont préférées, notamment l'analyse des variations de la structure des populations de Diatomées (PATRICK 1963 ; PATRICK, ROBERTS et DAVIS 1968 ; PATRICK 1971) ou des communautés d'algues en général (CHOLNOKY 1960). L'emploi du système de PANTLE et BUCK (1955) est maintenant déconseillé.

TABLEAU II

VALEURS COMPARATIVES ENTRE LES DEGRES DE
SAPROBITE, LA DBO_5 ET LE NOMBRE DE COLIFORMES

degré de saprobité	S	DBO_5 mg/l	coliformes individus/litre
x	0 à 0,5	1	1.10^4
o	0,51 à 1,5	2,5	5.10^4
β	1,51 à 2,5	5	1.10^5
α	2,51 à 3,5	10	1.10^6
p	3,51 à 4,5	50	3.10^7
i	4,51 à 5,5	400	3.10^9
m	5,51 à 6,5	700	1.10^{10}
h	6,51 à 7,5	2 000	1.10^6
u	7,51 à 8,5	120 000	0

d'après SLÁDEČEK (1969)

note : dans les eaux limnosaprobies stagnantes (x, o, β , α , p) les valeurs indiquées de la DBO_5 sont deux fois plus élevées.



I₃₃ - CHOIX DES ESPECES INDICATRICES

Les avis diffèrent selon les auteurs quant au choix des indicateurs de la qualité de l'eau. Les zoologistes choisissent les Rotifères (POURRIOT 1975) alors que les algologues préfèrent utiliser les Diatomées. SCHMIDT et CHRISTENSEN (1975) sélectionnent cinq espèces de Diatomées : *Achnantes hungarica*, *Nitzschia amphibia*, *Surirella ovalis*, *Surirella ovata pinnata*, *Synedra rumpens*.

Ils pensent que les Diatomées peuvent être employées comme indicateurs de la pollution, mais c'est d'après les caractéristiques physiques et chimiques d'un milieu aqueux que l'hydrobiologiste devra déterminer les organismes les plus représentatifs à prendre en considération. D'autres auteurs (BESCH, RICHARD et CANTIN 1970, COSTE et LEYNAUD 1974) ont utilisé les Diatomées benthiques comme indicatrices, à cause de leur grande sensibilité aux conditions du milieu. TUROBOYSKI (1973) reprend les mêmes idées et signale en outre la variabilité écologique assez forte des organismes indicateurs animaux et végétaux (tab. III). Chaque espèce aquatique possède une valeur indicatrice propre d'autant plus élevée que les conditions qu'elle requiert pour son développement sont strictes. Il classe les organismes aquatiques en quatre classe :

- saprobiontes	—————→	eaux extrêmement polluées
- saprophiles	—————→	eaux très polluées
- saproxènes	—————→	eaux peu polluées
- saprophobes	—————→	eaux très peu polluées ou pures.

Il conclue que l'évaluation de la pollution de l'eau par l'étude des communautés aquatiques est indispensable dans une analyse biologique.

GUILLERM (1971) apprécie la valeur indicatrice de chaque espèce par la distribution de sa fréquence dans les différentes classes de chaque facteur écologique. L'information mutuelle pour chaque facteur, calculée pour toutes les espèces d'après leur absence-présence permet de déterminer le profil écologique de chaque espèce pour chaque facteur considéré. Ces espèces peuvent être rangées par ordre décroissant de quantité d'information ; le rang des espèces ainsi classées constitue leur valeur indicatrice pour le facteur choisi. La mise en évidence des groupes d'espèces indicatrices peut-être automatisée (DAGET et DAVID 1970).

TABLEAU III
 QUELQUES EXEMPLES DE VARIABILITE ECOLOGIQUE
 DES ORGANISMES INDICATEURS

Espèces indicatrices	Zones de saprobie							
	i	p	αp	α	αβ	β	βo	o
CYANOPHYCEES								
<i>Oscillatoria tenuis</i>						—————		
							
EUGLENOPHYCEES								
<i>Euglena viridis</i> (saprophile)				—————				
<i>Trachelomonas hispida</i> (saprophile)				—————				
BACILLARIOPHYCEES								
<i>Achnantes</i> (saproxène)							—————	
<i>Ceratoneis arcus</i>							—————	
<i>Cymbella</i> sp.					—————		
<i>Diatoma vulgare</i>						—————	
<i>Fragilaria crotonensis</i>							—————	
<i>Melosira varians</i> (saproxène)							—————	
<i>Navicula cryptocephala</i>							—————
<i>Navicula cuspidata</i>	—————							
<i>Navicula viridula</i> (saprophile et saproxène)							—————
<i>Nitzschia palea</i>	—————						
<i>Nitzschia linearis</i>							—————	
<i>Synedra ulna</i>							
CHLOROCOCCALES								
<i>Scenedesmus quadricauda</i>								—————
<i>Stigeoclonium tenue</i>				—————				
CONJUGUALES								
							—————	

d'après les observations de TUROBOYSKI (1973)

- zone de dominance
 autre possibilité de dominance



DESCY (1974) a mis au point une nouvelle méthodologie de détermination de la qualité des eaux par l'analyse en composantes principales dans le cas de la Meuse, en faisant intervenir d'une part les données physico-chimiques et d'autre part les algues benthiques choisies comme indicatrices biologiques. Il détermine pour chaque espèce un coefficient de toxiphobie. Une formule semblable à celle de PANTLE et BUCK (1955) permet de calculer une cote pour chaque station. Il note également que la sensibilité et la fidélité de ce système sont excellentes car les populations de Diatomées réagissent rapidement aux changements de la qualité de l'eau. La simple observation des Diatomées benthiques d'une station permet de détecter le degré de pollution par une méthode objective.

I₄ - INFLUENCE DES APPORTS ALLOGÈNES DIVERS SUR LES POPULATIONS PHYTOPLANCTONIQUES DES EAUX COURANTES

Les apports allogènes ont une incidence plus ou moins marquée sur les populations en place et la qualité de l'eau.

I₄₁ - LES APPORTS ORGANIQUES

Les pollutions organiques sont une source de carbone, de phosphore, d'azote, de vitamines et de chélateurs. Elles peuvent jouer un rôle inhibiteur ou stimulateur du métabolisme et constituent le matériel nécessaire aux synthèses biologiques.

Les systèmes ouverts (rivières)

PIERRE (1972) a montré sur la Meurthe l'individualité des affluents en ce qui concerne les populations de Diatomées. La flore algale de la Meurthe selon cet auteur ne résulte pas d'apports exogènes mais trouve son origine dans la rivière elle-même. Le tychoplancton apporté est donc limité dans son développement. Cependant, ce qui est valable pour une rivière donnée n'est pas obligatoirement vrai pour une autre. En effet, LEFEVRE (1950) remarque que le phytoplancton de la Seine est un plancton d'emprunt issu d'une foule de planctons locaux en provenance des affluents et des étangs voisins qui s'y déversent. Le mélange de ces eaux aboutit à une composition chimique homogène très minéralisée, qui permet le développement de nombreuses algues (Diatomées, Chlorococcales, Volvocales, etc...). Ce potamoplancton de base, du type eutrophe, est constitué d'espèces très diverses mais

rares. Accidentellement, le fleuve peut être ensemencé par des apports brefs, massifs et locaux de quelques espèces en très grand nombre qui s'étaient développées activement dans leur eau d'origine. L'Auteur conclut, après une analyse précise des récoltes et des mesures effectuées, que les déversements continus et modérés rejetés par les égouts dans la Seine sont bénéfiques car ils augmentent la valeur biogénique de l'eau, favorisant ainsi la faune piscicole. Cependant les rejets massifs sont nuisibles car la teneur en matières organiques d'origine animale devient alors trop élevée tandis que la teneur en oxygène dissous baisse dangereusement ; en outre, le phytoplancton est précipité par les boues (LEFEVRE 1950, MACKENTHUN 1969, ANGELI 1976). ANGELI (1976) note également qu'un apport excessif de composés organiques biodégradables entraîne un déséquilibre entre productivité et minéralisation.

En période de sécheresse, les eaux d'égouts ne sont pas assez diluées et il se produit une accumulation des détritiques qui sont le siège d'une fermentation intense (LEFEVRE 1950). L'introduction brutale dans le fleuve des substances toxiques sécrétées par les bactéries et les champignons inférieurs à la suite d'un orage, par exemple, entraîne la mort de nombreux poissons. Ces crises aiguës ne laisseraient toutefois pas de traces durables car le cheptel piscicole peut se reconstituer rapidement grâce à la bonne valeur biogénique de l'eau. En effet, les algues, de nombreux protozoaires et des larves diverses résistent assez bien à ces substances toxiques et la situation maintenue à ce stade ne serait pas catastrophique. Toutefois, les eaux d'égouts contiennent assez fréquemment d'autres toxiques tels que cyanures, acides, bases, poisons, etc.... La pollution devient alors mixte avec des conséquences plus nocives qui seront analysées au paragraphe I₄₂.

ANGELI (1976) a montré sur la Deûle, lors des pollutions organiques, que les protistes hétérotrophes et les bactériophages évincent les associations qui étaient en place auparavant. Les Desmidiées, les Chrysomonadines, les Diatomées et les Chlorococcales sont remplacées par les Eugléniens, les Volvocales, les Cyanophycées et les petits Flagellés non pigmentés.

Les systèmes fermés naturels (étangs-lacs)

JAAG (1970) montre dans une étude sur les lacs suisses qu'un enrichissement des eaux en matières organiques entraîne naturellement une production massive de microorganismes animaux et végétaux. L'accroissement de la productivité s'accompagne de phénomènes de sursaturation diurne intense et de l'apparition de réactions anaérobies en profondeur avec dégagements de H₂S,

de NH_3 et de CH_4 , par décomposition des matières organiques. Ces réactions provoquent la formation de boues qui se putréfient au fond des lacs. Les couches d'eau inférieures deviennent alors impropres à la vie des poissons et de leurs proies. KYSELOWA (1973) a étudié les conséquences d'un enrichissement en effluents de sucrerie sur le plancton de deux étangs. Il constate que la croissance du phytoplancton et du zooplancton est stimulée, le développement des algues précédant de beaucoup celui du zooplancton. Les conditions physico-chimiques de l'eau, résultant de la minéralisation des matières organiques, déterminent la succession des biocoenoses que l'auteur décompose comme suit :

- Stade I : hétérotrophe. Les Volvocales (*Chlamydomonas*) et les Euglénophycées (*Euglena*, *Phacus*) commencent à proliférer alors que le zooplancton est encore absent. La DBO_5 et la DCO sont très élevées, et l'oxygène fait défaut.
- Stade II : hyperautotrophe. Cette étape est caractérisée par l'apparition des Chlorococcales et des Cryptophycées, le zooplancton est surtout représenté par les Rotifères. Ces phénomènes sont corrélatifs à une forte chute de la DBO_5 et de la DCO. A ce stade, la minéralisation des matières organiques contenues dans les effluents est presque terminée. La forte quantité d'oxygène dissous permet le développement du zooplancton.
- Stade III : étape de transition où l'accroissement de populations des Cladocères consommateurs d'algues entraîne la diminution du phytoplancton.
- Stade IV : les conditions physico-chimiques se stabilisent. Les communautés de phytoplancton et de zooplancton sont caractéristiques des étangs évoluant normalement.

Un exemple de la succession de ces stades est résumé dans le tableau IV.

KYSELOWA (1973) a relevé 293 espèces appartenant au groupe des Cyanophycées, des Euglénophycées, des Cryptophycées, des Volvocales et des Chlorococcales, accessoirement des Ulotricales, des Conjuguales et des Chrysophycées. Ce sont les espèces présentant de grandes affinités pour les fortes concentrations de matières organiques qui prolifèrent le mieux. L'auteur a comparé l'évolution de deux étangs :

EVOLUTION DES POPULATIONS EN FONCTION DE L'AUTOEPURATION
DANS UN ETANG AYANT ETE ENRICHII PAR UN EFFLUENT DE SUCRERIE

TABEAU IV

Etapas	Facteurs	date		DCO mg ₂ /l	DBO ₅ mg ₂ /l	O ₂ dissous mg/l	algues caractéristiques des étapes	total d'algues Ind/l	faune typique	total d'animaux Individus/litre
		1968	1968							
I	Hétérotrophy	fin mars à fin avril	1968	471,6 - 224,8	224 - 32	0 - 0,25	<i>Chlamydomonas</i> sp <i>Polytoma</i> sp <i>Ochromonas</i> sp <i>Spirulina laxissima</i> <i>Phanodidium vacuatum</i> <i>Euglena viridis</i> <i>Euglena proxima</i> <i>Lepocincta</i> sp <i>Chlamydomonas</i> sp	90,2.10 ⁶ - 245,8.10 ⁶	<i>Kanateella cochlearia</i> <i>Brachionus angulatus</i> <i>Brachionus urceolatus</i> <i>Brachionus calyciflorus</i> var. <i>pala</i> <i>Asplanchna</i> <i>Conochilus</i> sp <i>Polyarthra longiremis</i> <i>Cyclopidae</i> <i>Nauplii</i> <i>Brachionus diversicornis</i>	10 - 30
II	Hypétrautotrophy	mai	1968	150,8 - 94,9	24	2,0 - 6,4	<i>Cryptomonas marissani</i> <i>Euglena proxima</i> <i>Euglena viridis</i> <i>Euglena acus</i> <i>Euglena acus</i> <i>Chlamydomonas</i> <i>nasuta</i> <i>Trachelomonas volvocina</i> <i>Phacus pyriform</i> <i>Phacus wetzeli</i> <i>Phacus agilis</i> <i>Trachelomonas hispida</i>	38,1.10 ⁶ - 38,9.10 ⁶	<i>Kanateella quadricornis</i> <i>Brachionus calyciflorus</i> <i>Brachionus angulatus</i> <i>Brachionus urceolatus</i> <i>Asplanchna</i> <i>Conochilus</i> sp <i>Polyarthra longiremis</i> <i>Cyclopidae</i> <i>Nauplii</i> <i>Brachionus diversicornis</i> <i>Daphnia longiremis</i>	640 - 1700
III - IV	Transflection-Stabilisation	juin à fin septembre	1968	73,2 - 49,2	23,5 - 8,2	1,7 - 10	<i>Trachelomonas volvocina</i> <i>Chlamydomonas</i> sp. <i>Chromonas acuta</i> <i>Lepocincta</i> <i>consuetata</i> <i>Euglena</i> sp. <i>Scenedesmus quadricornis</i> <i>Scenedesmus bicornis</i> <i>Scenedesmus acuminatus</i> <i>Scenedesmus ecauris</i> <i>Coelastrum microparium</i> <i>Chaetoceros apiculatus</i> <i>Dactylopharium pithchellum</i> <i>Pediastrum tetras</i>	12,7.10 ⁶ - 67,6.10 ⁶	<i>Kanateella cochlearia</i> <i>Cyclopidae</i> <i>Nauplii</i>	1100 - 12500



d'après les travaux de KYSELOVA (1973)

- le premier contient l'effluent de sucrerie brut et il n'est pas drainé en automne ;
- le second contient l'effluent de sucrerie dilué dans un rapport 4/1 par rapport au précédent. Il est drainé en automne et rempli par de l'eau de rivière.

Le tableau V montre les différences observées par l'auteur entre la première et la seconde année en ce qui concerne le nombre d'individus d'une part, et la surface assimilatrice totale des algues d'autre part.

Il conclut qu'après la première année d'utilisation, le drainage des étangs évite les conséquences ultérieures dues aux rejets de sucreries. Par contre, une forte teneur en substances nutritives persiste si l'eau qui avait été enrichie en effluent reste dans l'étang plusieurs années.

WIEDEMAN (1965) compare les caractéristiques physico-chimiques et la composition algale dans des lagunes de stabilisation chargées en matières organiques et dans des étangs contenant de l'eau douce sans matière organique. Il note que le taux d'oxygène et de gaz carbonique dissous suit un rythme nycthéral ; la DBO_5 , les teneurs en ammoniacque et en phosphates sont plus élevées dans les lagunes de stabilisation que dans les autres étangs. La concentration des nitrates varie peu parmi les stations étudiées. Cet auteur remarque que les Cyanophycées (*Oscillatoria*, *Anacystis*) représentent le groupe d'algues dominant dans les étangs de stabilisation pendant les mois chauds d'été et que plusieurs algues vertes (*Chlamydomonas*, *Chlorella*, *Dyctiosphaerium* et *Micractinium* peuvent être prépondérantes ou codominantes le reste du temps. Par contre, dans les étangs dépourvus de matières organiques, ce sont les Diatomées qui dominent ; à certaines périodes, des algues bleues-vertes telles que *Pandorina*, *Spirogyra*, *Euglena*, et *Cryptomonas* pour les algues brunes, sont codominantes. Il conclut que l'augmentation de la concentration algale dans les étangs de stabilisation est due non pas à l'augmentation des phosphates, mais à la teneur élevée en ammoniacque, résultant de l'accroissement de la teneur en matières organiques. Ces données sont illustrées dans le tableau VI.

Pour KYSELOWA (1973) les Euglènes et les Volvocales sont les témoins de la présence de matière organique, les Chlorococcales intervenant ultérieurement au cours d'un stade d'épuration plus avancé. Il note l'importance numérique des Cyanophycées, dont l'espèce *Oscillatoria*, mais sans formation de bloom. Les Diatomées sont très diversifiées mais se développent peu en pré-

TABLEAU V

INFLUENCE DE DEVERSEMENTS D'EAUX DE SUCRERIES
SUR LA PRODUCTIVITE DE DEUX ETANGS

		1967		1968	
Nom de l'étang		nombre d'individus par litre	surface assimilatrice en cm ²	nombre d'individus par litre	surface assimilatrice en cm ²
Polny	- effluent brut la première année	8,25.10 ⁶	46,7 dont 42,1 pour les Euglènes	78.10 ⁶	168,4 dont 107 pour les Chlorococcales
	- pas de drainage en automne				
Lakowny	- effluent dilué la première année (rapport 4/1)	134,6.10 ⁶	638,8 dont 320 pour les Euglènes	28.10 ⁶	101,8 dont 55 pour les Chlorococcales
	- drainage en automne				

d'après les travaux de KYSELOWA (1973)



TABLEAU VI

COMPARAISON DES 30 RELEVES PHYTOPLANCTONIQUES
ENTRE UN ETANG POLLUE ET UN ETANG SAIN

Espèces	étang propre	étang pollué
	nombre de relevés ou les espèces ont été recensées	
Cyanophycées		
<i>Anacystis</i>		6+, 2 ■
<i>Oscillatoria</i>	8+	10+, 6 ■, 12 Δ
Chlorophycées		
<i>Actinastrum</i>		18+
<i>Ankistrodesmus</i>		16+
<i>Chlamydomonas</i>	8+, 2 ■	18+, 6 ■
<i>Chlorella</i>		14+
<i>Dictyosphaerium</i>		19+, 2 ■
<i>Micractinium</i>	2+	13+, 7 ■
<i>Pandorina</i>	2+, 2 ■	
<i>Scenedesmus</i>		16+, 1 ■
<i>Spirogyra</i>	2+, 1 ■	
Euglénophycées		
<i>Euglena</i>	8+, 2 ■	15+
Chrysophycées		
Diatomées**	8 ■, 20 Δ, 2+	12+
Cryptophycées		
<i>Cryptomonas</i>	3 ■, 7+	6+, 2 Δ, 9 ■

d'après les travaux de WIEDEMAN (1965)

* : Diatomées autres que *Cymbella*, *Fragilaria* et *Melosira*.

Δ : Codominante (30 à 70 % de la population).

■ : Dominante 90 % et plus de la population.

+ : Présence seulement



sence de matières organiques. Ces conclusions rejoignent celles de WIEDEMAN (1965) qui remarque la prolifération des Diatomées dans les étangs ne contenant pas de matière organique et la prépondérance des Cyanophycées dans les étangs pollués.

Les systèmes fermés artificiels (bassins de lagunage)

SIVKO et SOKOLOVA (1964), étudiant l'évolution de la biomasse des algues au cours de l'épuration de rejets urbains dans une lagune en Union Soviétique constatent que les Chlorococcales dominent le plus souvent alors que les Euglènes et les Volvocales ne prolifèrent que rarement. Ces observations semblent en contradiction avec celles de DELANNOY (1972, non publiées) réalisées sur un bassin d'autoépuration sur la Deûle. Selon cet auteur les Chlorococcales sont moins souvent dominantes que les Volvocales. Toutefois, il faut tenir compte des conditions climatiques et de l'intensité de la pollution. Dans le bassin étudié par SIVKO et SOKOLOVA (1964) les algues bleues-vertes et les Diatomées n'ont pas été observées sauf, rarement, *Navicula* ssp. DELANNOY (1972, non publié) dans ses travaux sur les eaux polluées de la Deûle note également l'importance numérique faible du groupe des Diatomées, mais remarque leur diversité. ANGELI (1976) suggère d'ailleurs que la diversité des algues évolue inversement à leur biomasse, une forte diminution de la diversité étant corrélative à un accroissement de la biomasse (assurée par la prolifération d'une ou de quelques espèces seulement).

Au cours de leur étude, SIVKO et SOKOLOVA (1964) ont calculé que sous un éclaircissement intense la quantité de matières organiques utilisée pour le développement du phytoplancton atteint 150 à 250 mg.l⁻¹ soit 75 à 125 g.m⁻² à 0,5 m de profondeur. La vitesse de croissance maximum (40 à 50 %) est constatée les premiers jours après le remplissage du bassin. Pendant les fortes températures de la période estivale, la densité des Rotifères peut atteindre 10 000 à 60 000 ind.l⁻¹, ce qui entraîne la disparition de nombreuses algues. A l'automne (température de 7 à 10°C), les Rotifères disparaissent, et malgré l'ensoleillement faible, les algues peuvent se multiplier à nouveau.

En conclusion, les études réalisées montrent que la présence de quantités modérées de matières organiques exerce un effet bénéfique sur la valeur biogénique de l'eau et une action stimulatrice sur la multiplication du phytoplancton. Toutes dénotent que les groupes les mieux représentés dans les eaux chargées en matières organiques sont, par importance relative décroissante, les

Volvocales, les Euglènes et les Cyanophycées. Les Chlorococcales, les Cryptophycées et les Diatomées interviennent ultérieurement au cours de l'autoépuration. L'apport de quantités trop élevées de matières organiques entraîne l'apparition de graves inconvénients :

- biosynthèse de substances toxiques ;
- déséquilibre entre minéralisation et productivité ;
- formation de vases, réservoirs très riches en ions qui sont restitués au milieu lors du brassage des eaux. Ceci entraîne une pollution chronique.

I₄₂ - LES APPORTS INDUSTRIELS NON ORGANIQUES ; LES POLLUTIONS MIXTES

Les rejets des industries minières, chimiques, pharmaceutiques, des aciéries, des centrales électriques (tab. VII) provoquent une augmentation de la quantité de matières organiques et des éléments chimiques préexistants. Ils apportent aussi une grande quantité de matières en suspension, de produits toxiques, de résidus métalliques, chimiques non présents habituellement dans les eaux. Cette pollution, dite complexe, est nettement plus grave que l'eutrophisation due à un apport excessif de matières organiques. Actuellement, la plupart des industriels traitent préalablement leurs eaux résiduaires avant leur réinsertion dans une rivière. Ils disposent d'ailleurs, à cet effet, de procédés physiques et chimiques nombreux parmi lesquels ils peuvent choisir le plus adapté à leur problème (tab. VIII).

ANGELI (1972) a étudié sur une rivière du Nord de la France, la Deûle, l'impact de ce genre de pollution sur la nature et l'abondance du plancton. Selon cet auteur, les organismes rencontrés habituellement dans les eaux saines ont beaucoup moins de chance de survivre au niveau des effluents contenant des toxiques que les espèces communes des eaux putrides.

ANGELI (1972) étudie les phénomènes d'autoépuration dans le canal de Seclin (qui se jette dans la Deûle) en fonction de l'intensité de la pollution. Aucun effluent industriel n'est déversé directement dans ce canal, mais un jeu de vannes réglant le niveau de l'eau selon les besoins de la navigation des péniches y provoque le refoulement d'une partie des eaux de la Deûle. En amont le canal est alimenté temporairement par des sources d'eau très claire. L'autoépuration dans le canal est donc influencée alternativement par les eaux de source de l'amont et par la nature complexe des rejets dans la Deûle (matières organiques biodégradables, produits chimiques, antibiotiques, toxiques des usines locales s'ajoutant aux polluants non totalement

TABLEAU VII

PARTICIPATION DES DIFFERENTES INDUSTRIES DANS LA POLLUTION DE L'EAU

Provenance de l'effluent	apports et impacts de l'effluent rejeté
Conserveries - fruits et légumes - viandes et abattoirs	matières colloïdales et organiques dissoutes forte concentration en matières organiques dissoutes et en suspension (sang, graisses, protéines)
Laiteries, fromageries, fabrication d'huiles	matières organiques (graisses, protéines, lactose)
Féculeries, fabrication du sucre et de l'amidon	forte DBO - matières organiques dissoutes et en suspension (sucre-protéines-amidon)
Brasseries et distilleries	forte concentration en matières organiques (produits azotés-amidon), ferments
Boissons non alcoolisées	pH élevé - DBO élevée - matières en suspension
Fabrication de levures	forte DBO - teneur élevée en matières organiques
Poissonneries	DBO élevée - odeurs - matières organiques
Tanneries	dureté de l'eau élevée - sels - sulfures - chrome - DBO élevée - pH variable
Industrie pharmaceutique	antibiotiques - matières en suspension et organiques dissoutes (vitamines)
Blanchisseries	turbidité élevée - alcalinité - matières organiques
Fabrication des lessives et détergents	DBO élevée - savons saponifiés
Fabrication industrielle des acides	pH faible - soude - phénol - aldéhyde - alcool - ions PO_4^{3-} - ions NO_3^-
Industrie des explosifs	T.N.T. - coloration - odeur - coton - métaux - acides minéraux - savons teneur en acides organiques et en alcools
Fabrication d'insecticides	matières organiques - benzène - acides - toxiques pour les poissons et bactéries
Fabrication du papier	pH variable - coloration - matières inorganiques et organiques dissoutes et colloïdales
Fabrication du formaldéhyde	DBO - radicaux - ECHO - forte teneur en toxiques pour les bactéries
Usine de réduction des phosphates	argile - limons - huile - faible pH - matières en suspension, produits phosphoreux, siliceux et fluorés
Fabrication des engrais	forte DBO - matières en suspension - variations du pH - forte teneur en azote et phosphates
Industrie photographique	alcalinité - agents réducteurs organiques et inorganiques
Acieries	faible pH - cyanures - phénol - minéral - coke - pierre à chaux - ammoniac - huiles - scories des laminoirs - matières en suspension
Traitement des surfaces	cyanure - chrome - ions métalliques - acides - toxiques
Raffineries de pétrole	odeur - phénol - forte DBO - forte teneur en sels dissous et en composés sulfureux
Fabrication du caoutchouc	odeur - forte DBO - pH variable - chlorures - forte teneur en matières en suspension
Verreries	coloration rouge - matières en suspension alcalines non décantables
Mines de charbon	forte teneur en matières en suspension (charbon) - faible pH (H_2SO_4) - $FeCO_3$ - phénol - liqueurs ammoniacales - cyanures - cyanates
Centrales nucléaires	radioactivité (produits acides) - eaux chaudes
Centrales thermiques et électriques	élévation de la température



TABLEAU VIII

LES DIFFERENTS TYPES POSSIBLES DE TRAITEMENT DES EAUX POLLUEES

	type 1	type 2	type 3	type 4	type 5
traitements possibles (employés seuls ou associés à d'autres)	dilacération dégrillage tamisage déshuilage flottaison désablage	floculation précipitation coagulation	décantation filtration	stérilisation décoloration désodorisation	épuration biologique : - boues activées - lits bactériens - lagunage aéré - lagunage simple
but	séparer l'eau à traiter des : - matières en suspension - substances lourdes non putrescibles - corps gras	formation d'agrégats facilement décantables avec les particules colloïdales	élimination des MeS de petite taille existant dans l'eau brute ou obtenue par coagulation	élimination : - des algues - des agents pathogènes - de la coloration - de l'odeur	- diminution de la DBO ₅ - minéralisation - retour aux caractéristiques normales
techniques et agents utilisés couramment	dilacérateur tamis bac	sulfate d'alumine chlorure ferrique	- décanteurs circulaires avec racleur de boue - matière poreuse - digesteur de boues	chlore ozone UV stérilisation électrique	- bactéries aérobies et anaérobies - plancton (chaîne biologique)



oxydés accumulés au cours de la traversée du bassin minier). Les quantités de toxiques (phénols, cyanures, fluor, ions métalliques) atteignent rarement le seuil critique de nocivité indiqué par HYNES (1960) ; mais ANGELI (1972) constate des fluctuations importantes dans l'abondance de certains organismes du plancton plus résistants vis-à-vis de toxiques différents de ceux choisis pour les tests de HYNES. Elle conclut donc à l'existence au niveau de la confluence entre le canal de Seclin et la Deûle, de substances inconnues beaucoup plus néfastes que les précédentes. A ce sujet, GOMELLA (1970), dans une note sur les micropolluants, remarque que les traces de produits nocifs à plus ou moins long terme par effet cumulatif peuvent échapper à l'analyse. L'élimination de ces corps toxiques (phénols, détergents, pesticides, substances extractibles au chloroforme) est toujours possible avant le rejet de l'effluent, mais leur extrême dilution dans l'eau et leur faible biodégradabilité exigent des techniques onéreuses. De plus, l'épuration naturelle est souvent compromise d'une part parce que les points de rejets sont proches l'un de l'autre, et d'autre part parce que les charges admises sont trop élevées. L'action cytotoxique de ces polluants s'ajoute souvent à la désoxygénation du milieu, ce qui compromet davantage encore les chances d'autoépuration. LEFEVRE (1950) note également la complication du problème du maintien de la salubrité de l'eau lorsque les polluants toxiques viennent s'ajouter à la pollution organique.

Selon ANGELI (1972), la composition du plancton dans les différentes stations étudiées des deux canaux dépend plus de l'intensité de la pollution que de la saison. En amont du canal de Seclin, la pollution complexe faible et l'autoépuration maximale permettent le développement de biocoenoses planctoniques caractéristiques des milieux eutrophes calciques. Les Chlorococcales et les Diatomées pour le phytoplancton, les Rotifères pour le zooplancton constituent les groupes les plus abondants. A l'aval l'intensité de la pollution et le cortège biologique fluctuent avec l'activité industrielle, forte l'hiver et faible l'été. Inversement, l'autoépuration est la plus efficace durant l'été (août) lorsque le flux de polluants est réduit. De l'automne au printemps, l'auteur a observé une biocoenose beaucoup plus stable qualitativement que quantitativement, avec une nette prédominance des Flagellés sur les Chlorococcales et les Diatomées, en ce qui concerne la biomasse. Les biocoenoses de l'aval sont caractérisées par une certaine hétérogénéité ; en effet, seules survivent les planctontes capables de résister à la sélection draconienne exercée par les toxiques. C'est pourquoi, selon ANGELI (1972)

il est possible d'observer simultanément des espèces caractérisant habituellement les zones alpha-mésosaprobés, polysaprobés et même isosaprobés. Les possibilités de multiplication de ces populations survivantes dépendent plus de la dilution des toxiques que de l'abondance des éléments nutritifs de l'eau.

L'été, les Flagellés et les Ciliés laissent place à de nombreux filtreurs (*Daphnia magna* et *D. pulex* notamment). La prédation des daphnies par le poisson, telle que l'ont décrite HRBÁČEK, DVORÁKOVA, KORIŇEK et PROCHÁZKOVÁ (1961) est très limitée aux alentours de la confluence car ce secteur est peu favorable à la vie piscicole. L'absence des poissons laisse libre cours à la prolifération de ces prédateurs du phytoplancton, ce qui entraîne une diminution de la capacité d'autoépuration de l'eau à cet endroit très pollué.

ANGELI (1972) conclut que ces faciès biologiques fortement typés témoignent à l'amont du canal de Seclin d'un milieu eutrophe sain mais riche en substances nutritives, pouvant donc assurer la prolifération permanente d'un plancton abondant. L'autoépuration est donc optimale dans cette zone. A l'aval le milieu est de très mauvaise qualité, l'influence de la pollution organique est masquée par la présence des toxiques. Les associations planctoniques observées le long du canal rendent compte d'un gradient de pollution permanent, plus ou moins accusé selon la saison.

Selon MACKENTHUN (1969) l'énorme quantité de matières en suspension, présente dans les cas de pollution mixte, sédimente de nombreux organismes ainsi englués, ce qui expliquerait la pauvreté temporaire du plancton dans les zones présentant ce type de pollution. Les rejets organiques non toxiques, sources abondantes d'aliments pour de nombreuses espèces permettent également le développement de la flore bactérienne. L'effet des toxines sécrétées par les bactéries s'ajoute à la compétition interspécifique au sein des algues pour déterminer la composition qualitative de la population finale. Pour les pollutions mixtes c'est l'action des substances toxiques (exogènes) qui devient prédominante par rapport à celle des matières organiques dans la sélection des espèces. Celles qui résistent à ces toxiques sont cependant perturbées car elles ne peuvent utiliser l'excès de nourriture organique. Les conditions ambiantes sont donc doublement défavorables à l'autoépuration lors d'une pollution mixte. A l'exception des bactéries, le plancton se limite à quelques espèces saprophiles des groupes des Volvocales, des Chlorococcales, des Eugléniens et des Diatomées pour le phytoplancton et de quel-

ques micro-organismes détritivores et bactériophages (Ciliés, Bdelloïdes et Copépodes) pour le zooplancton. Cette faible diversité n'est pas compensée comme dans le cas des pollutions organiques simples par une prolifération intense de quelques espèces.

15 - LES REMÈDES ENVISAGÉS

I₅₁ - CAS DES EAUX ORGANIQUES

En Suisse, les méthodes les plus employées relatées par JAAG (1970) consistent à éliminer d'abord les substances les plus grossières (papiers, textile...) par une grille et à faire séjourner l'eau dans un bassin de désablement pour la débarrasser des particules minérales lourdes. Elle parvient ensuite dans un décanteur primaire en forme d'entonnoir, où la boue qui sédimente se compose principalement de matières fécales et putrescibles. La boue est immédiatement pompée vers une fosse de digestion où elle fermente dans des conditions hermétiques. On peut ainsi récupérer le méthane, très apprécié car sa valeur calorifique est supérieure à celle du gaz de ville ; la boue digérée est utilisable comme engrais car elle contient une grande quantité de substances phytonutritives. Selon JAAG (1970) l'effluent du bassin de décantation primaire contient encore 70 % de la pollution de l'eau usée initiale, sous forme d'une solution vraie ou colloïdale, ou d'une suspension de fines particules. Cet effluent doit donc être soumis à une seconde étape de purification, l'épuration biologique (lits bactériens, bassins d'aération et de lagunage) après laquelle il ne contiendra plus que 10 à 20 % des polluants initiaux. L'élimination de la boue bactérienne produite dans le bassin de décantation secondaire dure cinq heures selon JAAG (1970). L'eau limpide ne contient plus au terme de ces traitements que 3 à 6 % de la pollution initiale et peut être réinsérée dans une eau courante, compte-tenu du pouvoir naturel d'autoépuration du cours d'eau récepteur. L'absence d'agglomérations gluantes, filamenteuses, de bactéries, de vers rouges de boue, de larves de moustiques, l'absence de production d'H₂S, la non-diminution de la quantité d'oxygène dissous constituent des critères permettant de vérifier que l'effluent réintroduit possède un degré de pureté suffisant (JAAG 1970).

Toutefois, après un tel cycle, la concentration du phosphore et de l'azote, diminuée seulement de moitié, peut encore provoquer une production organique importante. On peut éviter cet inconvénient en précipitant la quasi totalité des phosphates par FeCl_3 .

Le modèle de traitement exposé par JAAG (1970) donne un exemple de base sur lequel de nombreuses variantes et améliorations peuvent venir se greffer (DEGREMONT 1966).

I₅₂ - LE TRAITEMENT DES EFFLUENTS INDUSTRIELS

Le problème est plus délicat, mais dans la majorité des cas le passage des eaux résiduaires industrielles dans des bassins d'emmagasinage permet de diminuer fortement la quantité des substances présentes. La floculation et la précipitation dans une cuve dite à réaction éliminent les sels métalliques, les colorants, les phosphates, les sulfites et les substances colloïdales. Souvent on réalise, conjointement, une neutralisation pour accélérer la coagulation. Selon JAAG (1970) la coagulation serait également favorisée par les macromolécules de poids moléculaire compris entre 0,03 et 1.10^6 (dérivées de l'amidon ou de la cellulose). Dans certains cas une centrifugation, un filtrage ou un flottage sont jumelés aux opérations précédentes, on sépare les phases dans un bassin de sédimentation. L'eau alors suffisamment épurée est déversée dans un exutoire ; mais parfois, une épuration biologique doit compléter le traitement. A ce niveau il est avantageux et quelquefois possible de traiter simultanément les eaux domestiques et les eaux industrielles prétraitées. Pour cela il faut s'assurer au préalable que ces dernières ne contiennent pas de substances capables de retarder ou de s'opposer aux mécanismes biologiques de l'autoépuration (toxiques, inhibiteurs de la croissance...). La connaissance de la composition exacte des polluants industriels et de leur impact (tab. VII, I₄₂), celle des méthodes d'épuration disponibles dans chaque cas s'avèrent donc nécessaires avant d'entreprendre toute action.

Les problèmes majeurs liés à l'épuration des eaux usées industrielles sont ceux posés par les sels inorganiques, toxiques tels que cyanures, nitrites, chromates, fluorures, métaux lourds et les substances contenant des halogènes, du soufre, des huiles minérales et des pesticides. Toutes ces substances sont très peu métabolisées par les organismes naturels et exercent un effet nocif sur le bon fonctionnement du processus aérobie des stations d'épuration et sur la putréfaction. L'action néfaste des gaz (chlore, H_2S , hydrocarbures chlorés) s'ajoutent encore aux facteurs précédents.

CHAPITRE II

SITUATION GEOGRAPHIQUE ET

TECHNIQUES UTILISEES

II₁ - LA LYS

II₁₁ - PRESENTATION DU COURS D'EAU (fig. 3)

La Lys prend sa source à Lisbourg près de Fruges sur le plateau de l'Artois à 114,70 m d'altitude. Elle traverse d'abord une zone agricole jusqu'à Aire-sur-la-Lys, toute la partie amont est jalonnée de nombreux moulins, sa pente étant de 2 m.km^{-1} ; ses principaux affluents sont :

- La Laquette sur la rive droite ;
- La Traxenne, la Fontaine bénite, la Liauwette et la petite Lys sur la rive gauche.

Ensuite la Lys atteint une zone fortement industrialisée d'Aire-sur-la-Lys jusqu'à ce qu'elle se jette dans l'Escaut à Gand en Belgique à 4,45 m d'altitude. Après un parcours de 195 km, sa pente n'est plus que de $0,07 \text{ m.km}^{-1}$. Elle subit l'influence de l'activité du bassin minier d'une part, par l'intermédiaire de ses deux principaux affluents : la Lawe et la Clarence ; de l'agglomération lilloise d'autre part, en recevant les eaux de la Deûle. Outre ces zones importantes, de nombreuses industries locales sont clairsemées tout au long du parcours de la Lys. La partie de la Lys en aval d'Aire-sur-la-Lys est canalisée et comporte de nombreuses écluses. L'existence du système complexe de circulation établi par le noeud d'Aire a une influence notoire sur la nature des polluants ; les continuel refoulements d'eau dus aux écluses et la jonction entre la Lys canalisée, la Lys naturelle et le canal à grand gabarit DUNKERQUE-ESCAUT font que toutes les eaux recueillies en amont d'Aire-sur-la-Lys ne passeront pas obligatoirement à Armentières (lieu de notre travail), et une partie des pollutions enregistrées dans la Lys peuvent avoir été apportées de loin par l'intermédiaire du canal Dunkerque-Escaut.

Les débits de la Lys sont relativement faibles (tab. IX) : $2 \text{ m}^3.\text{sec}^{-1}$ l'été ; le maximum enregistré depuis 1970 étant $32,52 \text{ m}^3.\text{sec}^{-1}$ en avril 1975 (année humide), en fin de période de hautes eaux ; le minimum ayant été atteint en août 1976, année particulièrement sèche avec $1,49 \text{ m}^3.\text{sec}^{-1}$ en moyenne. La Lys, dans ces conditions, devra assumer tous les rôles exigés par un cours d'eau dans une zone fortement urbanisée et industrialisée ; son mauvais état général ne fait que confirmer la disproportion entre ses capacités réceptrices des polluants et l'intense activité humaine et industrielle.

II₁₂ - LES REJETS

Le tableau X reproduit la liste des principaux rejets, leur origine et l'épuration existante ; mais actuellement l'Agence de bassin Artois-Picardie a recensé plus de 200 rejets sur le parcours de la Lys représentant une pollution brute de 1 500 000 équivalents-habitants, ceci avant toute épuration. Le besoin urgent de régénérer ce cours d'eau se fait d'autant plus sentir qu'il parcourt une région où la densité humaine exige l'aménagement de loisirs (pêche, baignade, voile). Quand nous savons ce qu'est devenue la Deûle (ANGELI 1972 et 1976), nous ne pouvons que concevoir comme un rêve une Lys où le poisson pourrait se reproduire sans risque, où l'eau serait potable partout.

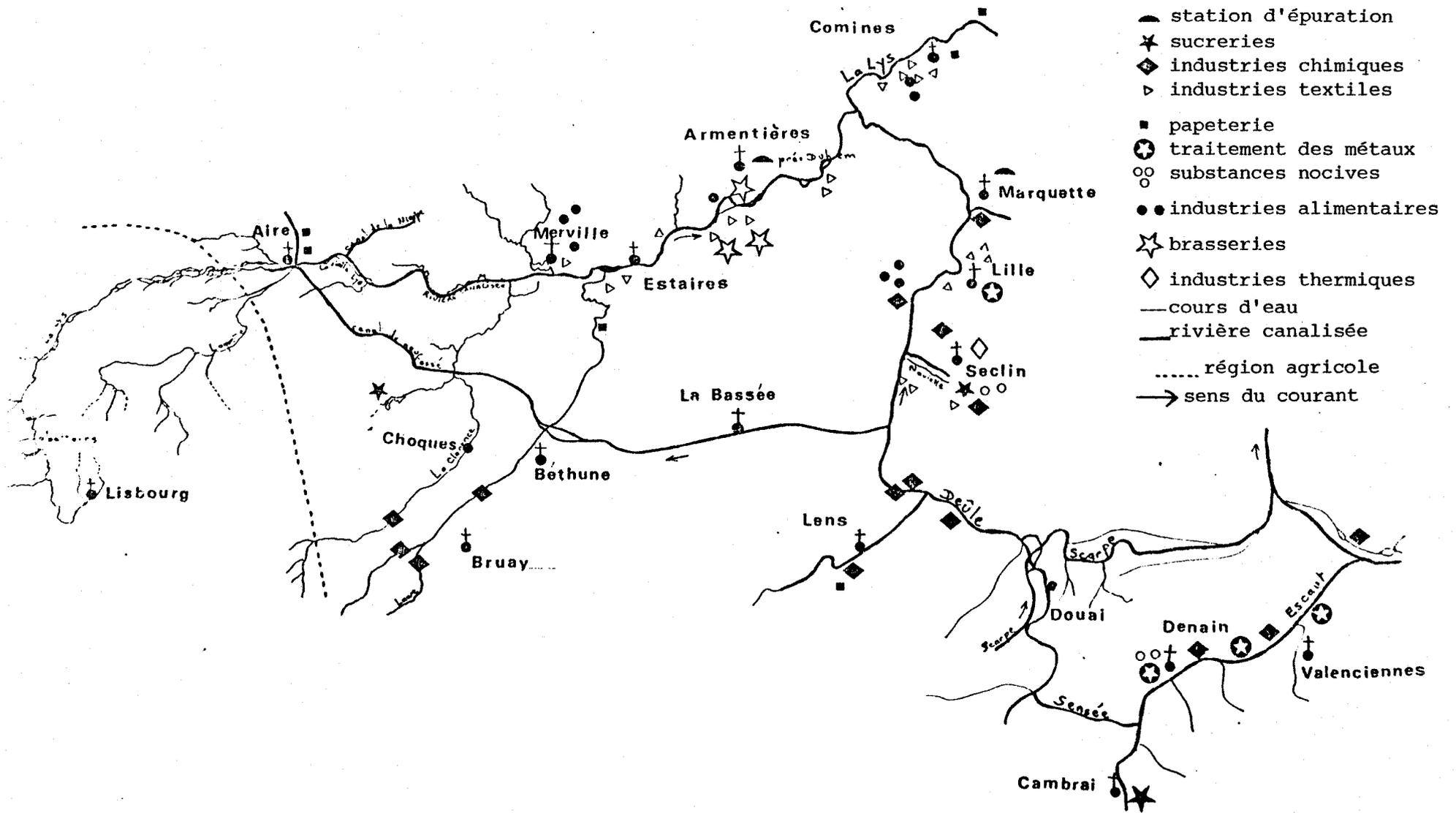


FIGURE 3

RELATIONS EXISTANT ENTRE LA LYS ET LE RESTE DU RESEAU HYDROGRAPHIQUE
 CANALISE DU NORD ET LES PRINCIPAUX POINTS DE REJETS



TABLEAU IX

DEBITS MOYENS MENSUELS DE 1970 à 1976 EN $m^3 \cdot s^{-1}$

année	janvier	février	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	décembre
1970	13,81	27,38	31,58	24,22	12,36	9,01	6,12	4,00	3,27	2,95	2,95	4,22
1971	8,73	11,35	6,56	4,53	3,08	4,27	2,23	2,35	1,69	2,03	3,20	2,96
1972	4,37	7,85	4,05	5,72	4,57	3,89	3,17	3,12	2,40		5,30	7,38
1973	4,65		4,94	4,49	6,98	5,76	2,64	2,28	2,77	3,66	2,82	3,63
1974	7,12	13,97	11,19	6,27	4,65	3,99	4,07	4,17	4,75	17,97	28,83	27,57
1975	26,00	24,68	23,12	32,52	17,50	9,69	6,16	5,66	8,07	7,14	11,37	15,30
1976	10,26		7,16	4,83	3,77	3,02	2,13	1,49	3,15	4,12	5,38	13,39

d'après le rapport de M. NEGRE du
 Service des Voies Navigables du Nord et du Pas-de-Calais
 "Etude sur les débits d'étiage de la Lys" (1977)



TABLEAU X

PRINCIPALES SOURCES DE POLLUTION DU BASSIN DE LA LYS
D'APRES LES DECRETS D'OBJECTIFS DE QUALITE DES EAUX DE LA LYS
PROPOSES PAR L'AGENCE DE BASSIN ARTOIS-PICARDIE

Activité	Localité	Epuraton existante avant rejet	Pollution rejetée
sucrerie	Lillers	concentration des vinasses bassins de stockage	MO : 460 kg/j DBO : 300 kg/j
transformation du lait	Hazebrouck	lagunage aéré 5000 m ³ rendement de 80 % pour MO et 90 % pour DBO	MO : 46 kg/j DBO ₅ : 50 kg/j
Roquette glucoserie	Lestrem	station d'épuration	5500 kg/j : MeS MO : 7000 kg/j
Kuhlman chimie	Choques	homogénéisation lagunage aéré décantation centrifugation	MeS : 100 kg/j MO : 350 kg/j DBO : 190 kg/j
cartonneries	Wardrecques	tamisage floculation-décantation recyclage partiel des eaux décantées recyclage intégral des boues	1250 kg/j : MO DBO : 500 kg/j
fonderies	Merville		MeS } faibles MO } toxiques (chrome)

LEGENDE MeS : matières en suspension

Mo : matières organiques

DBO : demande biologique en oxygène (DCO + DBO₅)

DBO₅ : demande biologique en oxygène après incubation pendant 5 j à 20 °C

à l'obscurité.

DCO : demande chimique immédiate en oxygène



PHOTO 1

Vue d'ensemble du bassin de lagunage

PHOTO 2

Débourbeur

II₁₃ - PROJETS D'AMELIORATION DE LA QUALITE DE L'EAU DE LA LYS ET AMENAGEMENT DE SON BASSIN HYDROGRAPHIQUE

L'Agence de bassin Artois-Picardie a pourtant envisagé de parvenir à épurer les eaux de la Lys en quatre étapes.

Les richesses potentielles de la Lys ne sont pas négligeables notamment par l'intérêt touristique du paysage en amont d'Aire, de nombreux sites peuvent être aménagés en centres de loisir pour la pêche et la voile (Aire, Merville, Hazebrouck).

Il ne faut pas oublier la richesse potentielle pour l'alimentation en eau potable, puisqu'il existe déjà une usine de fabrication d'eau potable à Moulin-le-Comte afin d'approvisionner Lille. Mais il serait moins long et moins onéreux de pouvoir fabriquer cette eau à Armentières. Pour l'instant la qualité actuelle de la Lys est un obstacle à ces projets. C'est pourquoi il faut mettre en place un programme d'épuration très efficace des rejets actuels, inciter les usagers de l'eau à rejeter à l'avenir une eau irréprochable, notamment en éliminant l'azote, et éviter d'implanter des unités très polluantes dans la partie amont de la Lys. Ces projets impliquent évidemment des investissements parfois élevés mais réalisables (décret d'objectif de la qualité des eaux de la Lys -Agence Artois-Picardie-). Il faut choisir entre les projets peu efficaces à profit immédiat et ceux plus onéreux qui permettraient la sauvegarde d'un patrimoine déjà gravement compromis.

II₂ - DESCRIPTION DU BASSIN D'AUTOÉPURATION ET SON FONCTIONNEMENT

Le bassin des prés Duhem se constitue d'une série de cinq bacs en béton de 3,8 m de profondeur (fig. 4 et photo 1). Les parois internes sont recouvertes d'une bâche en plastique sur laquelle se développe un abondant périphyton ainsi que des petits gastéropodes noirs qui le broutent. Ce système de cloisonnement facilite l'étude de la qualité de l'eau dans le temps (6, 12, 18, 24 et 30 jours) mais l'ensoleillement est réduit ; les lentilles d'eau se développent très vite car la prise au vent est atténuée et il n'est pas possible d'implanter une ceinture de végétaux aquatiques jouant un rôle de filtre non négligeable (tels que *Phragmites* et *Typha*).

L'eau puisée dans la Lys, préalablement débarrassée des matières volumineuses et des huiles, arrive dans un déboureur R (fig. 4 et photo 2) pénètre

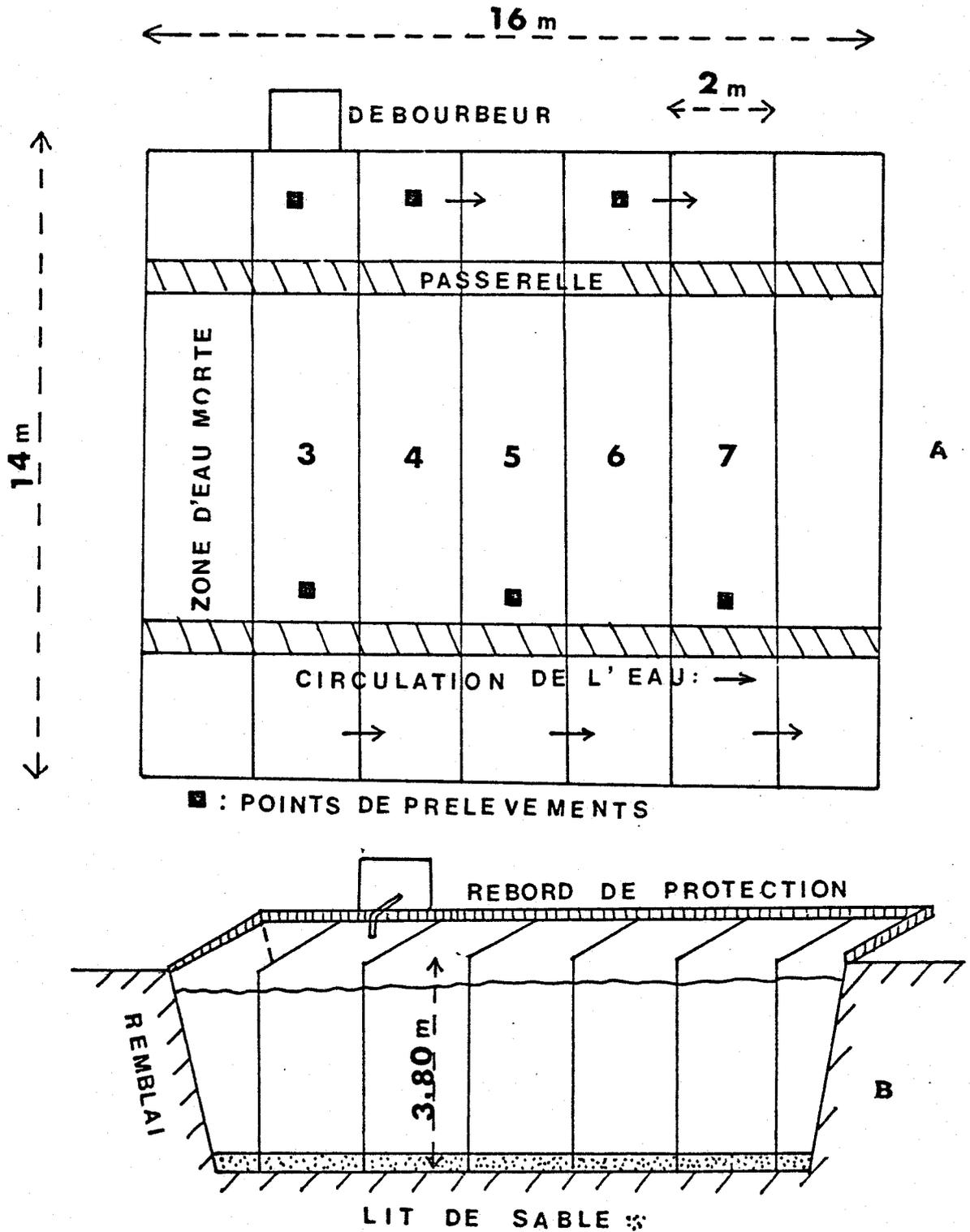


FIGURE 4

PLAN DU BASSIN PILOTE DES PRES DUHEM (A)
 ET COUPE LONGITUDINALE (B)



PHOTO 3

Bouteille à prélèvement RUTNER

en A dans le bassin et elle s'écoule en chicane d'un bac à l'autre au fur et à mesure de son épuration. Quoique le débit d'entrée soit réglé à chaque passage de l'équipe responsable de l'agence de bassin Artois-Picardie à 800 l.h^{-1} , il ne se maintient pas à cette valeur : à la sortie il varie de 0 à 1280 l.h^{-1} . Lors de la mise en route, les phénomènes de surverse étaient fréquents, la pompe ayant cessé plusieurs fois de fonctionner. L'hiver, lorsque le débourbeur est gelé l'eau arrive dans le bassin par débordement. L'eau séjourne 6 jours par bac environ mais les perturbations du débit, les fuites d'eau non chiffrées et difficiles à localiser (surtout au début de la période de fonctionnement) n'ont pas permis de faire de bilans véritables sur les paramètres chimiques ; les facteurs de correction étant difficiles à estimer. Nous devons également tenir compte, lors de l'interprétation des observations, du fait que l'eau récoltée mensuellement n'est jamais la même. Seules sont véritablement comparables les eaux du bac 3 le premier mois et celles du bac 7 le deuxième mois. Il est plus important de considérer le rôle épurateur du bassin : nous devrions retrouver tous les mois la même succession des divers stades de saprobie. Ce fonctionnement idéal est rare car la nature chimique de l'effluent d'entrée et l'efficacité de l'autoépuration varient en fonction du temps.

II₃ - PRÉLÈVEMENTS ET OBSERVATIONS

II₃₁ - RECOLTE ET MATERIEL UTILISE

L'eau a été collectée mensuellement dans chaque bac aux profondeurs suivantes : 0,50 m ; 1,5 m ; 3,50 m ainsi qu'aux points d'arrivée et de sortie du bassin (soit 17 échantillons mensuels pendant 17 mois). Les points d'étude ont été choisis de telle manière que l'eau recueillie soit celle qui va quitter le bac considéré (fig. 4).

Une bouteille RUTNER avec thermomètre incorporé, de contenance 2 l (photo 3) a été employée pour les prélèvements. L'eau est répartie ensuite dans des bouteilles de plastique contenant du formol 30 % neutralisé et filtré, à raison de 70 cc.l^{-1} , qui seront conservées à l'obscurité et au frais jusqu'au moment de l'observation. La neutralisation est nécessaire car si l'eau n'est pas analysée immédiatement l'acidité du formol (pH 3 à 4) provoque la décoloration et la détérioration des algues. Elle est obtenue par l'addition d'une solution décimolaire de soude NaOH, avec vérification au pH mètre. Au

PHOTO 4

Vue d'ensemble du microscope à contraste de phase et des colonnes à sédimentation

début de nos travaux nous employions une méthode qui donne des résultats moins satisfaisants. Le procédé consistait à ajouter quelques gouttes de rouge neutre au formol (apparition d'une coloration jaune), puis une solution à 1 % de carbonate de sodium (apparition d'une coloration rose). L'addition de carbonate est poursuivie tant que la coloration rose persiste. La filtration du formol permet d'éliminer le précipité blanchâtre qui se forme toujours dans la solution mère et dont le dépôt sur les Diatomées nuit à leur détermination.

Les mesures physico-chimiques ont été effectuées le même jour que les prélèvements biologiques (mais rarement au même instant, parfois même la veille) par l'équipe technique de l'agence de bassin Artois-Picardie ; c'est pourquoi les mesures de pH, de température et d'oxygène ont été refaites lors de la prise d'eau. Les taux d'oxygène sont mesurés grâce à un oxymètre HEITO. Les mesures de pH ont été réalisées avec un pH mètre HEITO et la transparence de l'eau est estimée par la méthode du disque de SECCHI. L'analyse bactériologique a été confiée aux services de l'Institut Pasteur qui ont dénombré les bactéries se développant à 37°C (notamment *Escherichia Coli*, les Coliformes et les Streptocoques fécaux).

II₃₂ - DETERMINATION DU PHYTOPLANCTON ET COMPTAGE

Les remous ayant été évités au maximum lors de la récolte, les échantillons sont statistiquement représentatifs des populations animales et végétales colonisant les bacs. Toutefois ce système de récolte ponctuel et mensuel est loin d'être idéal et il serait préférable d'une part de réaliser un quadrillage sur l'ensemble du bassin afin d'avoir une idée d'ensemble plus juste des processus biologiques mis en jeu telles que les migrations journalières de faune et de flore dues à la luminosité, à la teneur en oxygène, etc... ; d'autre part la récolte du matériel devrait être effectuée en continu lors des fortes multiplications et pendant une durée couvrant un cycle complet de développement. Le reste du temps, une surveillance régulière devrait être suffisante pour détecter "l'arrivée" des périodes de forte croissance de phytoplancton.

Méthodes possibles d'observation des algues

LUND, KIPLING et LE CREN (1958), SANFORD, SANDS et GOLDMAN (1969) et MOUCHET J. et P. MOUCHET (1971) ont décrit différentes possibilités d'observation des algues :

- Méthode de LUND : comptage direct après simple sédimentation dans une cellule de numération de volume connu (utilisée pour les eaux très riches en petites algues).
- Méthode de STEEL : filtration et comptage sur membrane ; dans ce cas, l'identification des algues se révèle parfois délicate.
- Méthode de SEDGWICD-RAFTER : l'échantillon est concentré dans un entonnoir cylindro-conique terminé par un tybe cylindrique et un bouchon traversé par un tube en U. L'eau à tester est filtrée sur du sable à la partie inférieure de l'entonnoir, puis recueillie dans un bécher, rincée, décantée. Il suffit alors de remplir une cellule de numération (dite de SEDGWICD-RAFTER) par 1 ml de suspension d'organismes, puis d'effectuer un comptage à l'aide d'un microscope muni d'un micromètre de WHIPPLE. Cette méthode est longue, le rendement de filtration est imparfait et laisse échapper les petites espèces telles que les *Cyclotella*, *Crucigenia*. Ce procédé ne pouvait être appliqué dans les bacs des prés Duhem où il existe de nombreuses algues dont la taille est inférieure à 10 μ .
- Comptage des particules au compteur COULTER : nous avons envisagé d'employer cette méthode afin d'apprécier la productivité primaire. Cet appareil est très bien adapté au comptage des globules sanguins ou à celui d'organismes dont la forme est proche de celle d'une sphère (cultures monospécifiques de *Chlorelles* ou de *Colpidium*, DIVES 1975). Dans notre cas il n'était cependant pas possible de distinguer par ce procédé le plancton des particules inertes du seston. De plus les populations d'algues sont très variées et de formes diverses. Si cet appareil peut faire des dénombrements en fonction de la taille, il ne peut reconnaître les espèces. Plusieurs espèces de même taille seront confondues et inversement la même espèce existant sous la forme juvénile et adulte sera scindée en deux groupes. C'est pourquoi nous avons choisi la méthode d'UTERMÖHL.
- La méthode d'UTERMÖHL : la sédimentation est suivie d'un comptage au microscope inversé. Après une forte agitation destinée à homogénéiser l'échantillon, on prélève 100, 50, 25 ou 10 cc de la suspension initiale selon l'abondance du plancton. Cette quantité d'eau est mise à sédimenter sur une paille sans vibration dans une colonne cylindrique. Celle-ci repose sur une lame qui comporte une chambre claire d'observation, spéciale pour microscope inversé (photo 4). 8 à 24 h de décantation suffisent (moins si nécessaire, mais dans ce cas les petites espèces risquent d'échapper à l'observateur). Afin de placer la préparation sur le microscope inversé WILD M 40, on fait glisser latérale-

ment la colonne et l'on recouvre la chambre d'observation d'une lame, en prenant soin d'éviter les bulles d'air. Les déterminations sont faites au contraste de phase au grossissement 100, 400 ou 1000 selon la taille des organismes. Les numérations sont faites uniquement au grossissement 1000 car la taille des algues est rarement supérieure à 100 μ (diamètre du champ d'observation à ce grossissement) sauf pour *Volvox* sp., *Eudorina* sp., *Synedra ulna*, *Nitzschia acicularis*, *Gyrosigma* sp., rencontré une fois en un exemplaire. Lorsque la densité algale est élevée nous comptons au hasard 20 carrés de 1 mm de côté à l'intérieur d'une plage quadrillée. Lorsque les individus sont suffisamment espacés nous réalisons les dénombrements le long de bandes successives de la largeur du champ du microscope à l'intérieur d'un carré de 1 cm de côté. Le nombre obtenu est ensuite ramené au nombre total d'individus par ml de la suspension initiale. La surface de sédimentation est identique quel que soit le volume d'eau décantée, et la répartition des algues est considérée comme homogène :

- surface de sédimentation \longrightarrow 6,15 cm²
- nombre de balayages pour 1 cm au Gr x 1000 \longrightarrow 80
- nombre de balayages réalisés \longrightarrow x
- volume d'eau mis à sédimenter \longrightarrow v (10 - 25 - 50 - 100)
- nombre d'individus comptés \longrightarrow n

Il s'agit du nombre d'individus comptés par espèce, alors :

$$n = \sum_{i=1}^p n_i \quad \text{nombre d'espèces } i = \{1 \dots p\}$$

Le nombre total d'individus par ml sera :

$$N = \frac{x \cdot 80 \cdot 6,15}{v} \times n$$

Nous avons fait également des calculs partiels par espèce et par famille, ceci pour chaque échantillon. Comme la quantité de résultats serait trop élevée nous ne tiendrons compte que des échantillons de surface dans les bacs 3 -5 - 7 lors de l'analyse factorielle. Cette limitation se justifie également par le fait que nous ne disposons seulement que des mesures physicochimiques de ces bacs en surface. Nous avons essayé d'apprécier l'erreur liée à la numération réalisée par le procédé ci-dessus. Plusieurs préparations obtenues à partir du même échantillon sont analysées. Qualitativement l'erreur est négligeable, car seules quelques espèces très rares ne pouvant pas influencer les

phénomènes d'autoépuration échappent aux investigations. Quantitativement, l'erreur est très variable, selon la densité des individus et leur taille, le pourcentage d'erreurs fluctue entre 10 et 40 %. Lors des blooms les populations atteignent de 10^5 à 10^8 ind \cdot l $^{-1}$. Dans ces cas les espèces dominantes sont bien échantillonnées, de même que les grandes espèces ; mais les espèces de petite taille ou très rares le sont très mal. Cependant lorsque nous considérons les fréquences relatives de chaque espèce ou leur classe d'abondance les "imprécisions" s'estompent et les résultats sont reproductibles. Les données brutes sont donc à considérer d'un point de vue relatif dans leurs fluctuations temporelles et spatiales. LUND, KIPLING et LE CREN (1958) ont établi une table donnant une bonne appréciation de l'erreur commise lors du comptage des algues au microscope (tab. XI).

- Méthode de MANGEREL et DUPUY-MOUCHET : nous avons choisi cette technique pour l'analyse qualitative et quantitative des populations très clairsemées, afin de diminuer l'erreur d'échantillonnage des espèces rares ou trop peu abondantes, lesquelles peuvent passer inaperçues.

Il faut centrifuger environ 20 à 50 ml de solution pendant 1/4 h à 5000 tours.mn pour s'assurer que toutes les espèces seront sédimentées. Le culot de centrifugation est ensuite mélangé à un volume réduit de centrifugat telle que la concentration finale en organismes soit 10 à 50 fois plus élevée que dans la solution initiale, selon la richesse de l'eau en plancton. Après centrifugation le liquide en excès est éliminé et on remet le dépôt en suspension homogène. A l'aide d'une pipette de 1 ml on gratte le culot de centrifugation et on souffle dans la pipette dont l'extrémité est immergée dans le liquide en prenant soin d'éviter les projections ; la pipette est rincée par aspiration. Après agitation il est possible de commencer les observations simplement entre lame et lamelle. Il faut étalonner le compte-goutte en notant le nombre de gouttes que contient une pipette de 1 ml ; cette valeur sera nécessaire pour le calcul final du nombre d'individus. La durée de la détermination et de la numération des planctontes est souvent supérieure à 1/2 h ; la préparation se dessèche alors et les éléments ont tendance à se rassembler là où persiste un peu d'eau, ce qui fausse les comptages. Ce phénomène peut être évité si l'on ajoute très peu de glycérine pure à la préparation. L'observation est faite à des grossissements différents selon la taille des algues. On note le nombre d'organismes pour chaque espèce, en commençant par ceux situés dans la frange liquide extérieure à la lamelle qui risque d'être vite desséchée. Pour les espèces sous la lamelle, il suffit de procéder par bandes

TABLEAU XI
 APPRECIATION DE L'ERREUR FAITE LORS DES COMPTAGES
 PAR LUND, KIPLING ET LECREN (1958)

nombre d'organismes comptés	précision du comptage pour 1 seuil de confiance de 95 %	rang
4	± 100 %	0 - 8
16	± 50 %	8 - 24
100	± 20 %	80 - 120
400	± 10 %	360 - 440
1600	± 5 %	1520 - 1680
10000	± 2 %	9800 - 10200
40000	± 1 %	39600 - 40400



successives de la largeur du champ du microscope. Les auteurs considèrent que la répartition sur la lame est suffisamment homogène et représentative de la population. L'expression des résultats se donne en individus.ml.⁻¹ Il peut être utile, notamment pour le calcul des biomasses de noter la taille des espèces les plus fréquentes.

Soit :

n : le nombre d'algues recensées pour chaque espèce dans la goutte d'eau examinée.

a : le nombre de gouttes contenues dans une pipette de 1 ml.

v : le volume de l'échantillon après concentration.

V : le volume initial de l'échantillon en ml.

Le nombre N d'individus contenus dans 1 ml de solution initiale sera :

$$N = \frac{n \cdot a \cdot v}{V}$$

Remarque : pour les algues coloniales, tels que *Volvox*, *Eudorina*, *Scenedesmus* etc..., nous avons considéré qu'une colonie équivalait à un individu.

Détermination exacte de certaines Diatomées

La détermination de certaines Diatomées est parfois délicate dans le milieu brut car les particules inertes en suspension, les algues non siliceuses et les animaux diminuent la visibilité. En outre, les frustules de Diatomées ne sont pas vides et il est difficile de distinguer les détails de leurs ornements. Il faut alors préparer les Diatomées en grillant celles-ci sur une plaque chauffante pendant 1/2 h, la matière organique est entièrement brûlée et les carapaces restent intactes et propres. A cette méthode nous avons ensuite substitué celle de l'eau oxygénée à 130 volumes qui donne des résultats beaucoup plus lents mais très satisfaisants.

L'utilisation des photographies très esthétiques faites au microscope électronique à balayage est évidemment la plus sûre pour la précision de la détermination ; mais il est difficile de réaliser de telles photos sur les Diatomées de chaque échantillon dans un travail de routine. En outre, le but de notre travail n'est pas l'étude des espèces en tant que telles mais de leur dynamique.

II₃₃ - CALCUL DE LA BIOMASSE

Il existe une méthode simple permettant de connaître directement la teneur en mg.l^{-1} de phytoplancton dont la densité est voisine de l'unité.

Lors des dénombrements il faut utiliser un oculaire spécial muni d'un micromètre de WHIPPLE.

Il existe deux unités possibles :

- l'unité planimétrique standard, équivalente à la surface d'un carré de 20μ de côté ;
- l'unité volumétrique standard correspondant au volume d'un cube de $8000 \mu^3$.

Lorsque l'on connaît les dimensions des organismes observés il est facile de calculer la biomasse. NAUWERCK (1963) cité par DUSSART (1966) donne le volume de nombreux organismes planctoniques (tab. XII). Cette méthode permet d'apprécier parfaitement la biomasse phytoplanctonique et la répartition des différents groupes mais elle ne différencie pas pour un même genre les espèces de taille différente et renseigne très peu sur le nombre réel d'organismes. Cette méthode ne peut être appliquée directement aux relevés effectués aux Prés Duhem car seules quelques espèces citées par NAUWERCK (1963) y ont été recensées.

II₃₄ - ETUDE DE LA DIVERSITE SPECIFIQUE

De nombreux auteurs cités par TRAVERS (1971) ont défini des indices de diversité plus ou moins satisfaisants, à partir du nombre d'espèces et du nombre total d'individus (FISCHER 1943, HAIRSTON 1959, MAC ARTHUR 1965, MARGALEF 1951 et 1963, MENHINICK 1964, WILLIAMS 1964). Tous ces indices ont une application spécifique et donnent une expression quantitative plus ou moins valable de la structure d'un écosystème (TRAVERS 1971). La plupart de ces indices reposent sur une hypothèse a priori sur le mode de distribution des espèces :

- selon une loi logarithmique (GLEASON 1922, FISCHER et al. 1943) ;
- selon une loi log-normale (PRESTON 1948) ;
- selon une progression géométrique (MOTOMURA 1932).

FRONTIER (1969) démontre que seule une fonction logarithmique permet de définir la quantité d'information apportée par un message constitué de un ou plusieurs signaux indépendants ou liés. Un message apporte une information d'autant plus considérable qu'il a une probabilité p plus faible de se réaliser. La

LISTE DES ESPECES D'ALGUE IDENTIFIEES DANS LES BACS DES PRES DUHEM (289 ESPECES)

Famille des ChlorophycéesChlorococcales

- Actinastrum hantzschii* Lagerheim
Actinastrum raphidioïdes Reinsch
Ankistrodesmus chodati Tann. Fullem
Ankistrodesmus convolutus Corda
 ◆ *Ankistrodesmus facultus*
 et sa var. *A. f. acicularis* 250 μ^3
Ankistrodesmus longissimus (Lemmerm) Wille
Ankistrodesmus nitzschioïdes G.S. West
 ◆ *Ankistrodesmus setigerus* (Schröd) G.S. West 500 μ^3
Ankyra judaï (G.M. Smith) Fott.
Characium ornithocephalum A.-Br.
Characium gracilipes F.D. Lamb.
Characium limneticum Lemmerm
 ◆ *Chlorella vulgaris* Beyerinck 20 μ^3
Chloraster gyrans Ehrenberg
Chlorogonium elongatum Dangeard
Chodatella armata Lemmerm
Chodatella brevispina F.E. Fritsch.
Chodatella ciliata (Lagerh.) Lemmerm
Chodatella quadriseta Lemmerm
Closteriopsis longidimum
 var. *tenuissimum* G.M. Smith
 ◆ *Coelastrum microsporum* Næea. 3 000 μ^3
Crucigenia fenestrata Schmidle
Crucigenia hirta Morren
Crucigenia quadrata Morren
Crucigenia rectangularis (A.-Br.) Gay.
Crucigenia tetrapedia Kirchn W.u G.S. West.
Cylindrocapsopsis indica Iyengar
Dictyosphaerium pulchellum Wood.
Hydrianum gracile Korch.
Kirchneriella contorta (Schmidle) Bohlin
Kirchneriella lvaris (Kirchn.) Moeb.
Kirchneriella obesa (W. West) Schmidle
Oocystis crassa Wittr.
Oocystis gigas Archer.
Oocystis gloeocystiformis Borge
 ◆ *Oocystis lacustris* Chodat 200 μ^3
 ◆ *Pediastrum baryanum* (Turpin.) Menegh. 8 000 μ^3
Pediastrum constrictum Hassall.
 ◆ *Pediastrum duplex* Meyen. 8 000 μ^3
Pediastrum simplex Meyen
 ◆ *Pediastrum tetras* (Ehrbg.) Ralfs. 500 μ^3
Phytelios viridis Frenzel
Micractinium pusillum Fres
 ◆ *Scenedesmus acutus* Meyen 1 000 μ^3
Scenedesmus acuminatus (Lagerh.) Chod.
Scenedesmus acutiformis Schroed.
Scenedesmus armatus Chod.
Scenedesmus bicaudatus (Hanzg.) Chod.
Scenedesmus brasiliensis Bohlin
Scenedesmus brevispina (G.M. Smith) Chod.
Scenedesmus crassus Chod.

- Scenedesmus circumfusus* Hortob.
Scenedesmus denticulatus Kirchner
Scenedesmus ecaris (Ralfs) Chod.
Scenedesmus ellipsoïdeus Chod.
Scenedesmus falcatus Chod.
Scenedesmus furcosus Hortob.
Scenedesmus granulatus W. et G.S. West
Scenedesmus intermedius Chod.
Scenedesmus nanus Chod.
Scenedesmus opoliensis P. Richt
Scenedesmus ovalternus Chod.
Scenedesmus pannonicus Hortob.
 ◆ *Scenedesmus quadricauda*
 et sa var. *dispar* Chod. 1 000 μ^3
Scenedesmus quadricauda
 et sa var. *longissima*
Scenedesmus spinosus Chod.
 ◆ *Selenastrum minutum* (Naeg.) Coll. 30 μ^3
Tetraëdon caudatum (Carda) Hansg.
Tetraëdon quadratum Reinsch.
 ◆ *Tetraëdon minimum* (A.-Br.) Hansg.
Tetraëdon raphidioïdes Reinsch.
Tetraëdon schmidlei
 var. *euryacanthum*
Tetrastrum staurogeniaeforme (Schroed.) Lemm.
Uoa incurva (Arnoldi) Bourr. d'après Korchifoff

Volvocales

- Carteria* sp.
Chlamydomonas erhenbergii Goroschankin
 ◆ *Chlamydomonas debaryana* Goroschankin
Chlamydomonas globosa Snow.
 ◆ *Eudorina elegans* Ehrenberg
 ◆ *Volvox aureus* Ehrenberg.
Polytoma Bory

Famille des Euglénophycées

- Euglena acus* Ehrenb.
Euglena allorgei Delf.
Euglena gasterosteus Skuja
Euglena gigas Drez.
Euglena gracilis Kbelz
Euglena incurva Matv.
Euglena putrida Matv.
Euglena polymorpha Dang.
Euglena sanguinea Ehreng.
Euglena spathirhumca Skuja
Euglena viridis Ehrenb.
Phacus heteroplaste Presc.
Phacus costatus Conr.
Phacus arbutularis Hübn.
Phacus platyaulax Pochm.
Phacus pulcherimus (Conn.) Pochm.
Phacus tortus Lemm. Skv.
Phacus trombus Pochm.

Trachelomonas angutispina Delf.
Trachelomonas bulla Stein. em Delf.
Trachelomonas granulata Swir. em Delf.
Trachelomonas hispida (Perty) Stein em Delf.
Trachelomonas ovata Roll.
Trachelomonas pusilla Playf.
Trachelomonas recticollis Delf.
Trachelomonas umbellicophora Conr.

Famille des Cyanophycées

Anabaena helicoïda Bernard
Anabaena spiroïdes Klebahn
Oscillatoria acutissima Kufferath
Oscillatoria geminata Meneghini
Oscillatoria putrida Schmidle
Oscillatoria jeneri Hassal.
 ◆ *Oscillatoria tenuis* Agardh $1,5 \cdot 10^5 \mu^3$
Lyncebya sp. Agardh
Nostoc Vaucher
Pharmidium tenue (Meneghini) Gomont
Pseudanabaena catenata Lauterbarn
Spirulina laxissima G.S. West

Famille des Cryptophycées

Chroomonas minuta Skuja
Cryptomonas falcatus Skuja
 ◆ *Cryptomonas marssonii* Skuja $1\ 000 \mu^3$
 ◆ *Cryptomonas ovata* Ehrenberg $2\ 500 \mu^3$

Famille des Chrysophycées

Mallomonas leboimeii Perty.
Pseudosyncrypta volvox Kiss.

Famille de Conjugatophycées

Closterium intermedium Ralfs.
Closterium lunala (Müll.) Nitz.
 ◆ *Cosmarium* ssp. $4\ 000$ à $3 \cdot 10^4 \mu^3$

Famille des Bacillariophycées

Pennales

Achnantes austriaca Hustedt
Achnantes brevipes Agardh
Achnantes hungarica Grunow
Achnantes microcephala Kützing
Amphora ovalis Kützing
Amphora communata Grun.
 ◆ *Asterionella formosa* Hassal $800 \mu^3$
Bacillaria paradoxa Gmelin.
Cymatopleura solea (Breb.) W. Smith.
Cymbella lacustris (Agardh) Cleve
Cymbella microcephala (Grun.)
Cymbella sinuata Gregory
Denticula pelagica Hust
Diploncis sp. Ehrenberg

Epithemia turgida (Ehr.) Kütz.
Fragilaria bicapitata A. Mayer
 ◆ *Fragilaria crotonensis* Kitton $1,5 \cdot 10^5 \mu^3$
Gomphonema acuminatum Ehr.
Gomphonema angustatum (Kütz.) Rabb.
Gomphonema olivaceum Lyngbye
Gomphonema parvulum Kütz.
Hantzschia amphioxys (Ehr.) Grun.
Navicula anglica Ralfs.
Navicula atomus (Naeg.) Grun.
Navicula crucicula (W. Smith) Donkin
Navicula cryptocephala Kütz.
Navicula cuspidata Kütz.
Navicula gastrum Ehr.
Navicula gracilis Ehr.
Navicula hungarica Grun.
Navicula microcephala Grun.
Navicula minuscula Grun.
Navicula minima Grun.
Navicula placentula (Ehr.) Grun.
Navicula ventralis Krasske
Navicula verucunda Hust.
Navicula subtilissima Cleve
Navicula radiosa Kütz.
Nitzschia acicularis W. Smith.
Nitzschia acuta Hantzsch.
Nitzschia amphibia Grun.
Nitzschia dissipata (Kütz.) Grun.
Nitzschia filiformis (W. Smith.) Hust.
Nitzschia fonticola Grun.
Nitzschia gracilis Hantzsch.
Nitzschia hantzschiana Rabb.
Nitzschia kützingiana Hilse
Nitzschia palea (Kütz.) W. Smith.
Nitzschia sublinearis Hust.
Pinnularia divergens W. Smith
Rhoicosphenia curvata (Kütz.) Grun.
Surirella linearis W. Smith

◆ *Surirella robusta* Ehr. $6 \cdot 10^4 \mu^3$

Surirella ovata Kütz.

◆ *Synedra ulna* (Nitzsch.) Ehr. $5\ 000 \mu^3$

◆ *Synedra acus* Kütz. $200 \mu^3$

Centrales

Coconeis placentula Ehrbg.
Coccinodiscus sp. Ehr.
 ◆ *Cyclotella comta* (Ehr.) Kütz. $1 \cdot 10^4 \mu^3$
Cyclotella kützingiana Thwaites
Cyclotella meneghiniana Kütz.
Diatoma vulgare Bory
 ◆ *Melosira granulata*
 var. *angutispina* Müll. $1 \cdot 10^4 \mu^3$
Meridion circulare Agardh
 ◆ *Tabellaria fenestrata* Lyngb. $3\ 000 \mu^3$

quantité d'information ou indice de diversité est défini par l'équation :

$$i = \log_2 \frac{1}{p} = - \log_2 p$$

L'unité d'information étant le bit ou le binit, MARGALEF (1951) et KILBURN (1966) avaient déduit de la constatation de GLEASON (1922) un indice de diversité très simple :

$$d = \frac{S - 1}{\log N}$$

où S : nombre d'espèces,

N : nombre d'individus observés dans l'échantillon.

Cependant MARGALEF (1956-1957) établit un autre indice de diversité, mesurant cette fois l'entropie négative moyenne par individu :

$$\bar{D} = \frac{1}{N} \log_2 \frac{N!}{n_1! n_2! \dots n_m!}$$

où N : nombre total d'individus,

n_m : nombre total d'individus par espèce,

$i = \{1 \dots m\}$ nombre d'espèces

Cet indice est d'utilisation facile puisqu'il suffit (l'identification au niveau de l'espèce n'étant pas obligatoire) de compter des séquences identiques d'individus par la méthode des transects et de diviser ensuite le nombre de celles-ci par le nombre total d'individus. MARGALEF (1956-1957) estime qu'à partir de 300 à 700 cellules comptées l'expression de la diversité biotique ne varie plus qu'à la deuxième décimale. Dans le cas de dominance monospécifique il peut suffire de compter 100 cellules mais appartenant au moins à 10 espèces différentes.

Mais cette formule est longue et d'emploi difficile lorsque l'échantillon est important, elle peut être simplifiée par l'utilisation de la formule de STIRLING pour le calcul approché des logarithmes de factorielles $\{\log x! \approx x (\log x - 1)\}$. On obtient ainsi un indice de diversité dont la forme est proche de celle établie par SHANNON et WAEVER (1948) :

$$D = - \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \log_2 \frac{n_i}{N}$$

$\frac{n_i}{N}$ pouvant être remplacé par la P_n (probabilité ou fréquence des espèces).

Alors que celle de SHANNON et WEAVER (1948) était :

$$\bar{d} = \frac{C}{N} (N \log N - \sum_{i=1}^s n_i \log n_i)$$

où C : 3,321928 bits,

N : nombre total d'individus,

n_i : nombre total de l'espèce i,

s : nombre d'espèces.

ou encore sous une autre forme :

$$\bar{D} = \sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i$$

L'indice de diversité sous ces dernières formes est simple à calculer et les valeurs approximatives obtenues donnent une estimation valable de la structure de l'écosystème.

L'indice de diversité ne met pas en évidence le remplacement d'une espèce dominante par une autre dominante lors de modifications intervenues dans le milieu. Cependant il présente beaucoup d'avantages ; selon DAGET (1966) il est possible de suivre l'évolution d'un peuplement pendant une certaine période ou pendant un cycle, car toute variation de l'indice de diversité relatif à des échantillons en provenance d'un même milieu reflète les modifications de structure du peuplement. Il est d'ailleurs possible de comparer plusieurs populations. MARGALEF (1967) signale qu'un écosystème évolue dans le sens d'une complexité croissante de son organisation ; son degré de maturité pouvant être apprécié soit en terme de structure (indice de diversité) soit en terme de flux d'énergie par unité de biomasse (biomasse de l'écosystème entier).

Puisque l'indice de diversité dépend des fréquences relatives des espèces et du nombre de ces dernières très variables d'un peuplement à l'autre, les comparaisons s'établissent dans ce cas par l'intermédiaire de l'équité E qui est le rapport de la diversité réelle et maximale (égale à $\log_2 N$ et représentant la diversité d'une population où les N espèces présentes auraient la même fréquence relative) :

$$E = \frac{\text{indice de MARGALEF ou de SHANNON}}{\text{logarithme à base 2 de la richesse spécifique en espèces}}$$

SAGER et HASLER (1969) déduisent de la méthode de PIELOU (1966 a,b) que l'indice de SHANNON est déterminé par les 10 à 15 espèces les plus nombreuses, la richesse en espèces ayant peu d'influence. C'est pourquoi ces auteurs dénoncent l'insensibilité de l'indice de SHANNON. Néanmoins, il reste un excellent moyen d'approche dans la compréhension de la structure des biocoenoses aquatiques, d'autant plus qu'il est employé parallèlement à d'autres méthodes telle que l'indice des saprobies (paragraphe I₃₂).

II₃₅ - METHODE DES INDICES BIOTIQUES

VERNEAUX et TUFFERY (1967) ont mis au point une méthode fondée sur l'examen global de la faune benthique en eaux courantes : la méthode des indices biotiques, appliquée à la Saône par LEYNAUD, NISBET, ROFES et VERNEAUX (1972) et au Doubs par VERNEAUX (1973). COSTE et LEYNAUD (1974) ont adopté ce procédé sur la Seine à partir des populations de Diatomées grâce à l'analyse factorielle des correspondances. Dix niveaux typologiques sont ainsi obtenus (tab. XIII), correspondant chacun à un groupe et un sous-groupe d'espèces dont les exigences écologiques sont proches. Il est alors facile à l'aide du tableau standard de repérer la qualité d'une eau. Cependant, il reste à vérifier que les groupes et sous-groupes de Diatomées définis restent valables dans d'autres bassins hydrographiques.

VERNEAUX (1973) signale que cette méthode n'est pas applicable aux systèmes lénitiques, que des modifications sont nécessaires pour les étangs. Dans ces cas, on doit donc continuer à utiliser les systèmes précédents tel que l'indice de diversité. COSTE et LEYNAUD (1974) ont obtenu une bonne appréciation du degré des pollutions mixtes dans la Seine par la confrontation de l'indice de diversité et celui des saprobies dans un tableau à double entrée et en attribuant des indices biotiques de 1 à 10 (tab. XIV).

II₃₆ - AUTRES METHODES D'EVALUATION DU DEGRE DE POLLUTION DES EAUX

Outre les indices de saprobie, de diversité et biotique, d'autres méthodes dérivées des précédentes peuvent apporter des renseignements précieux supplémentaires. VERNEAUX (1973) cite l'analyse des populations algales planctoniques et benthiques selon qu'il s'agit d'eau calme ou courante (préconisée par NYGAARD 1949, CHOLNOKY 1960, PATRICK 1949-1957-1971) ainsi que l'analyse bactériologique et les tests de toxicité. L'inconvénient de l'analyse des populations algales réside en la nécessité de déterminer précisément l'espèce. L'utilisation des statistiques et de l'analyse factorielle employée

TABLEAU XIII
INDICES BIOTIQUES ETABLIS A PARTIR DE
L'ANALYSE FACTORIELLE DES CORRESPONDANCES

SOUS-GROUPES	GROUPES			
	1	2	3	4
<i>Achnantes affinis</i>				
<i>Achnantes linearis</i> et var.				
1 <i>Cymbella microcephala</i>	10	9	8	7
<i>Cymbella sinuata</i>				
<i>Navicula tridentula</i> fo. <i>parallela</i>				
<i>Amphipleura pellucida</i>				
<i>Cymbella affinis</i>	9	8	7	6
2 <i>Gomphonema constrictum</i> v. <i>capitata</i>				
<i>Gomphonema intricatum</i> et var. <i>pumila</i>				
<i>Fragilaria capucina</i> et var.				
<i>Cymbella lanceolata</i>				
<i>Cymbella prostrata</i>	8	7	6	5
3 <i>Gyrosigma attenuatum</i>				
<i>Gyrosigma spenceri</i> v. <i>nodifera</i>				
<i>Navicula gracilis</i>				
<i>Cymbella cystula</i>				
<i>Gomphonema olivaceum</i> et var.	7	6	5	4
4 <i>Navicula cryptocephala</i> v. <i>intermedia</i>				
<i>Navicula pupula</i> et var.				
<i>Surirella ovata</i>				
<i>Cymbella tumida</i>				
<i>Navicula gregaria</i>	6	5	4	3
5 <i>Navicula viridula</i> et var.				
<i>Nitzschia filiformis</i>				
<i>Synedra pulchella</i>				
<i>Diatoma elongatum</i> et var.				
<i>Gomphonema abbreviatum</i>	5	4	3	2
6 <i>Gomphonema parvulum</i> et var.				
<i>Navicula accomoda</i>				
<i>Navicula gothlandica</i>				
<i>Navicula mutica</i> et var.				
<i>Navicula neoventricosa</i>	4	3	2	1
7 <i>Navicula vaucheriae</i>				
<i>Nitzschia clausii</i>				
<i>Synedra affinis</i>				

TABLEAU XIV

INDICES BIOTIQUES ETABLIS PAR LA COMPARAISON
DE L'INDICE DE DIVERSITE \bar{d} ET DE L'INDICE DE SAPROBIE S
D'APRES COSTE ET LEYNAUD (1974)

$\bar{d} = \frac{C}{N} (N \log N - \sum n_i \log n_i)$ $S = \frac{\sum sh}{\sum h}$	> 5	5 - 4	4 - 3	3 - 2	2 - 1	< 1
	< 1	10	9	8	7	6
1 - 1,5	9	8	7	6	5	4
1,5 - 2	8	7	6	5	4	3
2 - 2,5	7	6	5	4	3	2
> 2,5	6	5	4	3	2	1

← Indice biotique →



par SAVOURE (1969), COSTE et LEYNAUD (1974), IBANEZ (1976) et RICARD (1977) permet d'obtenir des résultats démonstratifs même avec les algues.

HUET, LECLERC, TIMMERMANS et BEAUJEAN (1955) ont étudié deux cours d'eau belges, à caractère rhéophile ; ils ont évalué l'intensité de la pollution ainsi que l'évolution de l'autoépuration par la recherche des corrélations entre les analyses biologiques et physicochimiques. Ils retiennent 8 critères principaux utiles au diagnostic de la qualité de l'eau (par ordre d'importance, fig. 5) :

- la quantité d'oxygène dissous,
- la courbe de consommation d'oxygène,
- la DBO₅,
- la DBO₁,
- l'ammoniaque,
- les nitrites,
- les nitrates.

Ce système n'a pas encore été appliqué aux eaux limnophiles, mais il n'est pas contre-indiqué.

II₄ - MISE EN ÉVIDENCE DES ASSOCIATIONS PAR L'ANALYSE STATISTIQUE

L'utilisation de l'analyse mathématique en planctologie est récente à cause de la difficulté pour un hydrobiologiste de respecter les conditions statistiques classiques exigées :

- échantillon non sélectif,
- échantillon effectué au hasard,
- récoltes indépendantes entre elles.

Des erreurs systématiques sont introduites du fait des variations spatio-temporelles de l'échantillonnage.

Cette technique, réservée au départ à l'analyse des résultats des tests psychologiques (DAGNELIE 1960), est encore imparfaitement adaptée aux problèmes écologiques. Elle est très fine mais d'utilisation parfois délicate pour des biologistes non mathématiciens qui ne la maîtrisent pas suffisamment.

La théorie de base est développée dans les travaux de BENZECRI (1976).

DAGNELIE (1960) expose en des termes concrets, accessibles aux novices, les

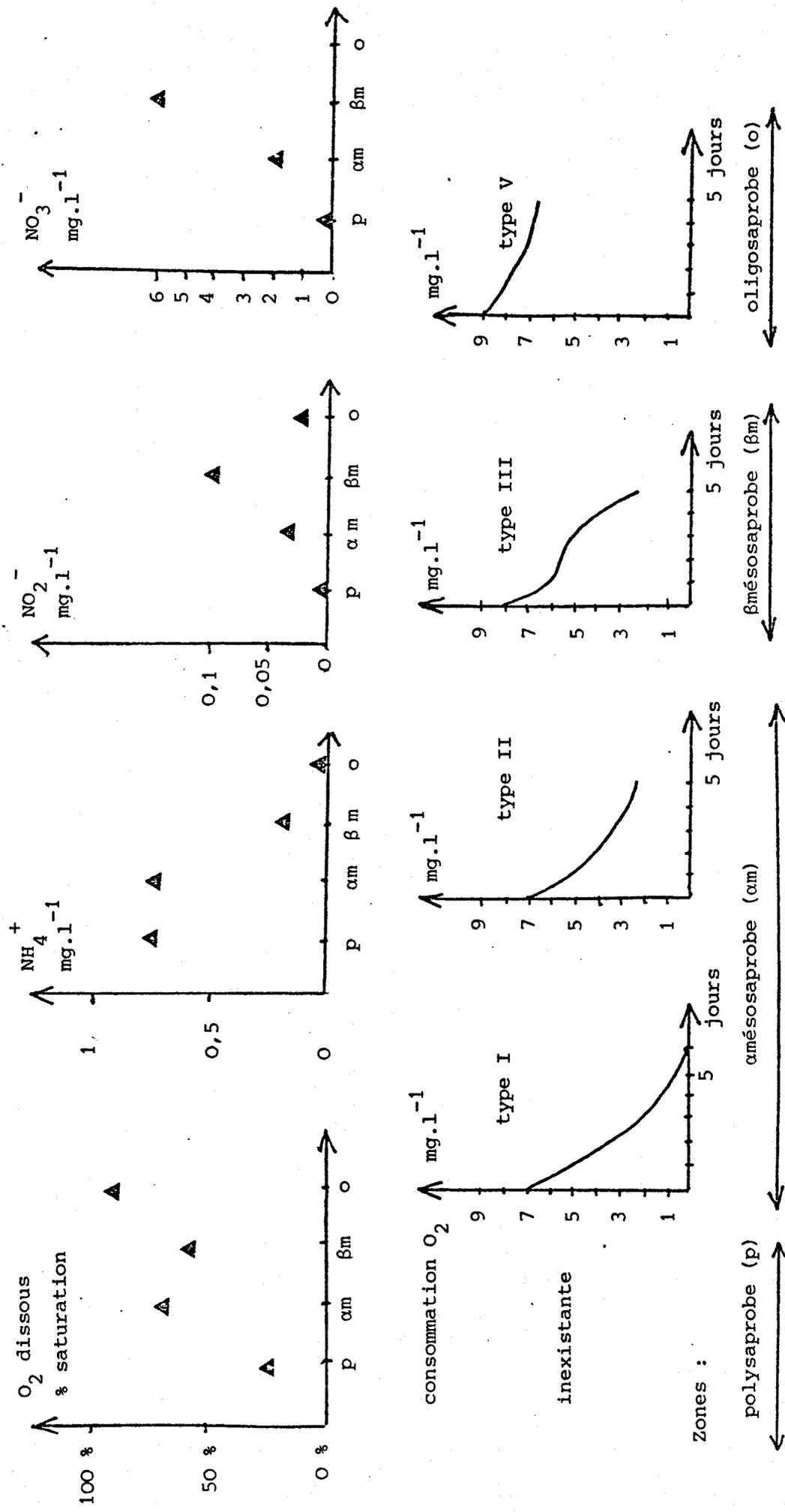


FIGURE 5

CORRELATIONS SCHEMATIQUES ENTRE LES CONCLUSIONS DE L'ANALYSE BIOLOGIQUE ET QUELQUES RESULTATS DE L'ANALYSE PHYSICOCHIMIQUE D'APRES HUET ET COLL. (1955)



différents types d'analyses factorielles possibles pour l'étude des communautés végétales ; tandis qu'IBANEZ (1976) détermine les qualités d'un bon échantillonnage au point de vue statistique et en donne un exemple d'application aux données planctoniques en comparant plusieurs méthodes factorielles.

Nous avons voulu mettre en évidence les associations planctoniques caractéristiques des stades d'autoépuration.

II₄₁ - TRAVAUX PRELIMINAIRES

Il a fallu dans un premier temps concentrer toutes les informations accumulées au cours des 19 mois d'observations. A cet effet, nous avons établi un tableau de contingence à 80 colonnes. Les lignes représentent les échantillons et les colonnes sont occupées par les variables (les espèces algales d'une part et les caractéristiques physicochimiques d'autre part). Chaque ligne peut être transcrite sur une carte perforée comportant 80 colonnes également. Pour un même échantillon il peut donc exister plusieurs cartes selon le nombre de variables du prélèvement considéré. Une variable dans le tableau de contingence sera donc repérée à chaque instant grâce à des coordonnées qui sont d'une part le ou les numéros de colonnes correspondants et d'autre part l'identificateur. Ce système permet une très grande liberté de manipulation des données séparées ou groupées en fonction des exigences des calculs à effectuer.

Dans notre cas l'identificateur est à 8 chiffres et se décompose comme suit, à raison d'un chiffre par colonne :

- les sept premiers chiffres symbolisent un échantillon précis :
 - . 2 colonnes sont réservées au jour
 - . 2 colonnes sont réservées au mois
 - . 1 colonne est réservée à l'année (seul le dernier chiffre de l'année est utile)
 - . 1 colonne est réservée au lieu (bac 3, 5 ou 7)
 - . 1 colonne indique la profondeur à laquelle l'échantillon a été prélevé (surface S, demi-profondeur D, fond F)
- 1 colonne correspond au numéro de carte.

Le nombre d'algues observées est toujours supérieur à 8 dans le cadre de notre étude (ce qui fait 72 colonnes + identificateur de 8 colonnes = 80). Ceci justifie l'emploi d'un identificateur à 8 chiffres au lieu de 7, afin de retrouver toutes les cartes correspondant au même échantillon.

Ensuite se succéderont des séquences de 9 colonnes en ce qui concerne les variables algues, un nombre de fois égal au nombre d'espèces recensées dans l'échantillon considéré. La répartition des colonnes s'effectue comme suit :

- 3 colonnes sont réservées au numéro de l'algue (dans notre cas 289 espèces différentes ont été rencontrées au cours de notre étude). La numérotation des algues servira pour le dialogue entre l'ordinateur et l'observateur qui pourra traduire ses réponses concernant les variables.
- 5 colonnes sont consacrées aux valeurs numériques. Une algue dont l'effectif est par exemple de 25 123 individus par litre soit $2,5 \cdot 10^5 \text{ ind.l}^{-1}$ sera notée 2.5 E4 à raison d'un symbole par colonne.
- 1 colonne est réservée à la classe d'abondance variant de 0 à 6 (chap. II₄₃).

La matrice des données brutes ainsi formée est l'apport de base dans lequel sont puisées toutes les informations relatives aux variables dans l'espace et dans le temps. De là pourront être faits les simples dénombrements, les calculs de fréquence, d'indices de diversité, de corrélations, ainsi que les matrices de similitudes et de distances sur lesquelles s'appliqueront les analyses multidimensionnelles (composantes principales et des correspondances).

Remarque : pour les mesures physicochimiques nous avons utilisé le même type d'identificateur à 8 chiffres, mais il n'y aura qu'une carte par relevé car le nombre de variables choisi est de 17, elles seront toujours reportées dans le même ordre et sont toujours présentes, la numérotation est donc dans ce cas superflue. La répartition des colonnes est la suivante :

- NO ₃	colonne de	9 à 12	inclue
- NO ₂	"	13 à 15	"
- NH ₄	"	16 à 18	"
- N total	"	19 à 21	"
- oxygène 0,5 m	"	22 à 25	"
- oxygène 2 m	"	26 à 28	"
- oxygène 3 m	"	29 à 31	"
- DBO ₅	"	32 à 35	"
- DCO	"	36 à 39	"
- Me S	"	40 à 43	"
- turbidité	"	44 à 47	"

- indice de maturité	"	48 à 50	"
- chlorophylle a	"	51 à 55	"
- streptocoques	"	56 à 59	"
- coliformes	"	60 à 63	"
- <i>Escherichia coli</i>	"	64 à 67	"
- bactéries totales	"	68 à 71	"

II₄₂ - BREFS RAPPELS THEORIQUES SUR LES MATRICES DE SIMILITUDES ET DE DISTANCES

Pour toute la partie théorique nous nous sommes reportés en priorité aux auteurs suivants : DAGNELIE (1960), FRONTIER (1969), REYSSAC et ROUX (1972), DAGET (1976).

Nous disposons d'un tableau de contingence où sont portés p échantillons ($p =$ lignes) ou relevés et comprenant n espèces ($n =$ colonnes) différentes. Les effectifs observés sont $(a_1, b_1 \dots n_1)$ pour le premier échantillon ; $(a_2, b_2 \dots n_2)$ pour le second et $(a_n, b_n \dots n_p)$ pour l'échantillon p . Pour des raisons de simplification, les nombreuses espèces ayant un effectif nul dans certains échantillons n'ont pas été portées dans la matrice brute des données ; elles le seront cependant sur le disque mémoire de l'ordinateur, toujours dans l'ordre croissant naturel sans aucune omission.

Considérons un espace R^n défini par un système de n axes de référence orthogonaux, chaque axe étant affecté à une espèce. Sur ces axes on porte les effectifs centrés :

$$a_1 - \frac{1}{n} \sum i_1, \quad a_2 - \frac{1}{n} \sum i_2, \quad \text{etc...}$$

La matrice des données brutes est donc représentée dans cet espace par p points relevés $N_1, N_2 \dots N_p$ (soit par les vecteurs $\overrightarrow{ON_1}, \overrightarrow{ON_2} \dots \overrightarrow{ON_p}$).

Remarque : la matrice utilisée dans ce cas, d'ordre p est de type R contrairement aux matrices de type Q et d'ordre n obtenues en appliquant les mêmes techniques après transposition des lignes qui deviennent des colonnes et vice-versa. Les matrices Q sont des matrices de similitudes inter-relevés tandis que les matrices R sont des matrices de similitude inter-espèces ou interfacteurs ; elles permettent de détecter les groupes d'espèces ou de facteurs associés dans un relevé.

L'observation du nuage de points dans cet espace R^n montre immédiatement que certains relevés sont plus ou moins proches l'un de l'autre. Il faut alors définir des paramètres traduisant objectivement par une valeur chiffrée la similitude entre deux espèces.

Ce paramètre peut être la distance d séparant deux espèces; plus la distance séparant les deux espèces est faible plus elles sont semblables. Si on s'arrange de telle manière que l'ordre dans lequel les données ont été introduites n'intervient pas alors $d_{12} = d_{21}$, et la comparaison de tous les relevés deux à deux donne :

$p \frac{(p-1)}{2}$ distances qui seront ensuite disposées dans une matrice de similitude inter-espèces à p lignes et p colonnes, carrée et symétrique par rapport à la diagonale formée de zéros.

Le paramètre de comparaison peut être défini en considérant l'angle ψ formé par 2 vecteurs $\overrightarrow{ON_1}$ et $\overrightarrow{ON_2}$ formulé par leur produit scalaire :

$$\cos \psi = \frac{\overrightarrow{ON_1} \cdot \overrightarrow{ON_2}}{|\overrightarrow{ON_1}| \cdot |\overrightarrow{ON_2}|}$$

soit

$$\cos \psi = \frac{\sum (a_1 - \frac{1}{n} \sum i_1) \quad \sum (a_2 - \frac{1}{2} \sum i_2)}{\sqrt{\sum (a_1 - \frac{1}{n} \sum i_1)^2} \sqrt{\sum (a_2 - \frac{1}{n} \sum i_2)^2}}$$

Ceci n'est autre qu'un coefficient de corrélation entre deux séries de valeurs. Il est possible de former une matrice de similitude carrée et symétrique avec ces coefficients de corrélation comme pour la matrice des distances.

Ces deux types de matrices ne sont cependant pas équivalentes ; la dernière tient compte de la position des points N dans l'espace R^n (soit de leur fréquence absolue s'il s'agit d'effectifs), alors que la matrice des corrélations tient compte de la direction des vecteurs \overrightarrow{ON} (soit des fréquences relatives) et elle est indépendante de la taille de l'échantillon contrairement à la matrice des distances.

Etant donné les erreurs d'échantillonnage, de manipulations, de dénombrement, inévitables lorsque l'on travaille sur un matériel vivant et accumulées au cours de nos travaux, la matrice de similitude ou des corrélations convien-

dra mieux à notre problème et sera moins marquée par ces imprécisions observées aux Prés Duhem. Nous utiliserons les méthodes suivantes.

II₄₃ - LES MATRICES DE CORRELATIONS

Matrice de BRAVAIS-PEARSON

Ce sont les relations entre les éléments qui sont les plus importantes et non plus les éléments eux-mêmes (REYSSAC et ROUX 1972). DAGNELIE (1960) cite de nombreuses formules possibles pour le calcul des coefficients de corrélation interspécifiques adaptées au cas étudié mais équivalentes. Pour chaque couple d'espèces nous avons défini un coefficient de BRAVAIS-PEARSON qui varie entre - 1 et + 1. Il s'agit de :

$$r_{xy} = \frac{\sum_{p=1}^N (f_{xp} - \bar{f}_x) (f_{yp} - \bar{f}_y)}{\sqrt{\sum_{p=1}^N (f_{xp} - \bar{f}_x)^2 \sum_{p=1}^N (f_{yp} - \bar{f}_y)^2}}$$

r_{xy} = coefficient de corrélation

avec f_{xp} et f_{yp} = fréquence des espèces x et y dans le relevé p.

\bar{f}_x et \bar{f}_y = valeurs moyennes correspondantes, calculées pour l'ensemble des relevés :

$$\bar{f}_x = \frac{1}{N} \sum_{p=1}^N f_{xp} \quad , \quad \bar{f}_y = \frac{1}{N} \sum_{p=1}^N f_{yp}$$

N = nombre de relevés - p = {1.....N}

Au lieu de la fréquence, il est possible de travailler avec la classe d'abondance des espèces ; nous avons choisi 6 classes d'abondance réparties de la façon suivante :

- 0 : espèce absente
- 1 : 1 individu ou très rare
- 2 : 2 à 500 individus
- 3 : 500 à 10 000 individus
- 4 : 10 000 à 50 000 individus
- 5 : 50 000 à 100 000 individus
- 6 : + de 100 000 individus

CASSIE (1961), REYSSAC et ROUX (1972), MARGALEF (1974) utilisent le coefficient de BRAVAIS-PEARSON pour mettre en évidence les affinités écologiques dans les populations phytoplanctoniques. Le coefficient de BRAVAIS-PEARSON donne l'avantage de pouvoir exploiter la totalité de l'information recueillie. Toutes les valeurs figurant dans la matrice complète des données brutes interviennent directement. Le coefficient de BRAVAIS-PEARSON permet la meilleure appréciation de la corrélation ; mais son utilisation n'est possible que si les données peuvent être normalisées par la transformation logarithmique : $\log x$ ou $\log (1 + x)$ quand la matrice comporte beaucoup de zéros (DAGET 1976). Cependant si les zéros deviennent trop abondants, comme dans le cas que nous étudions, il faut alors recourir soit au coefficient de corrélation de rang (de KENDALL ou de SPEARMAN), soit au coefficient de corrélation de point. Dans ces cas, la perte d'information est inéluctable mais les interprétations à partir des matrices obtenues peuvent être aussi nuancées et valables que pour la matrice de BRAVAIS-PEARSON.

Coefficient de corrélation de rang

En ce qui concerne le coefficient de corrélation de rang de SPEARMAN, on remplace dans la matrice des données brutes, les valeurs existantes dans chaque colonne par leur rang de classement d'après les effectifs croissants ou décroissants. Si on désigne par x et y les rangs de chacune des q espèces dans les deux relevés à comparer, x et y étant des nombre entiers variant de 1 à p dans un ordre quelconque, la valeur du coefficient de corrélation de rang r sera :

$$r = 1 - \frac{\sum_{n=1}^p (x - y)^2}{q (q^2 - 1)}$$

Pour le coefficient de corrélation de rang de KENDALL, on procédera de la même façon mais l'une des séries de rangs sera disposée selon l'ordre naturel décroissant ou croissant, l'autre série restant dans le désordre. L'on évalue ce désordre en attribuant successivement pour chaque ligne de la colonne en désordre par rapport à la première dans l'ordre, un point positif pour chaque rang positif et un point négatif pour chaque rang négatif. Si S est la somme des points négatifs et positifs de la colonne 2, alors :

$$r = \frac{2 S}{q (q - 1)}$$

Le coefficient de SPEARMAN est fondé sur les différences entre les rangs occupés par les mêmes espèces entre deux séries à comparer et l'inversion entre 2 rangs a d'autant plus de poids. Ce coefficient se calcule plus facilement que le coefficient de KENDALL et avec le même programme que pour le coefficient de BRAVAIS-PEARSON. Le coefficient de KENDALL, lui, tient compte de l'ensemble des différences présentées entre les deux séries.

Coefficient de corrélation de point

Le coefficient de corrélation de point fait intervenir simplement la présence et l'absence des espèces dans les relevés à comparer. Evidemment, la perte d'information est plus élevée encore que lors de l'utilisation des rangs, mais ce coefficient se calcule très rapidement et de la même façon que le coefficient de BRAVAIS-PEARSON. La valeur 1 est attribuée aux espèces présentes et zéro aux absentes. Cette méthode donne des résultats presque aussi nuancés que les autres (DAGET 1976) et elle est intéressante lorsque beaucoup de petites erreurs d'échantillonnage et de manipulations se sont cumulées. DAGET (1976) démontre les avantages et les inconvénients de tous les modèles existants.

Citons encore la matrice des distances qui permet de condenser toutes les informations contenues dans la matrice complète des données et qui ne nécessite pas la normalisation des données.

Représentation graphique des associations dégagées par l'étude des matrices de corrélation

Les matrices obtenues par les méthodes précédentes sont carrées et symétriques. Les valeurs de ces matrices sont indépendantes de l'ordre dans lequel les données ont été saisies et dans lequel ces dernières étaient dans la matrice complète des données brutes. C'est pourquoi les lignes et les colonnes de ce type de matrice, d'interprétation parfois délicate, peuvent être permutées de toutes les façons. Il est cependant possible de procéder à des investigations primaires grâce à des représentations graphiques.

α) rangement de la matrice par classe d'amplitude

MARGALEF (1974), DAGET (1976) en donnent le principe ; il s'agit de rapprocher de la diagonale les coefficients de corrélation les plus élevés. On permutera donc ligne et colonne de telle manière à regrouper les relevés qui se ressemblent ou les espèces fortement liées. Il est possible de visualiser les valeurs numériques selon leur classe

d'amplitude par des signes conventionnels (noir, hachures, etc...), mais même ainsi plusieurs solutions restent possibles pour une même représentation.

β) système des polygones inscrits

Lorsque le nombre de colonnes et de lignes est trop élevé le travail de permutation devient trop laborieux ; il est alors plus simple de porter sur un cercle un nombre égal de points, équidistants ou non, à l'ordre de la matrice ; chacun d'eux figurant un relevé ou une espèce. On joint alors les points deux à deux successivement en commençant par les plus liés.

γ) les dendogrammes

Ils sont souvent utilisés pour l'interprétation des matrices de similitudes ou en tant qu'information supplémentaire lors d'une analyse en composantes principales ou des correspondances. Leur avantage est de visualiser les associations de façon plus simple et plus claire que les valeurs numériques de la matrice, même si celles-ci ont été regroupées. Il s'agit de décomposer la matrice initiale en matrices secondaires représentatives des groupes d'espèces liées entre elles. Pour chaque espèce on calcule la somme Σ de tous les indices d'association entre toutes les espèces prises 2 à 2. Ensuite, il suffit d'établir une liste dans laquelle les espèces sont classées par ordre décroissant de Σ . Celle dont le Σ est le plus élevé est le noyau du premier groupement. Pour constituer ce dernier on joint à l'espèce n°1 toutes celles dont le coefficient de corrélation avec elle-même est supérieur à une valeur seuil. La prochaine espèce libre restante constitue l'espèce n°2, noyau du deuxième groupement, etc... Le choix du seuil est malheureusement subjectif. Pour limiter cet inconvénient REYSSAC et ROUX (1972) proposent de choisir au départ un seuil élevé (0,6 ou 0,7) ; si aucun groupe ne peut être formé on réduit alors la valeur du seuil à condition de ne pas descendre en dessous de 0,15 considéré comme une limite inférieure par les auteurs. Les problèmes posés par l'obtention de cette chaîne de partition ont été exposés par BLANC et Coll. (1972). Les résultats obtenus sont cependant significatifs, surtout pour les espèces fortement liées mais un tel système de formation des groupes implique que plusieurs espèces peuvent appartenir à plusieurs groupes.

La représentation graphique des associations est réalisée grâce à un programme informatique de classification automatique ascendant ou descendant telle que l'analyse hiérarchique ou les nuées dynamiques.

Selon BLANC et Coll. (1972), RICARD (1977) la distance entre deux espèces x et y dans l'espace factoriel des facteurs doit remplacer le coefficient de corrélation r . On a alors :

$$d(x, y) = 1 - r(x, y)$$

On construit ainsi un arbre hiérarchique ou dendrogramme ayant à sa base les espèces individualisées et au sommet les autres espèces regroupées progressivement selon leur degré d'affinité croissante. Les branches verticales schématisent les espèces et les branches horizontales, les niveaux de liaison. Selon DAGET (1976), pour déterminer le niveau de similitude entre une observation h et un premier groupe déjà formé de deux espèces i et j , il faut un algorithme, c'est-à-dire une formule résumant les calculs à effectuer :

$$d_h(i, j) = \alpha_1 d_{hi} + \alpha_2 d_{hj} + \frac{\gamma}{d_{hi} - d_{hj}} + \beta d(i, j)$$

Cette formule est généralisable, et il est possible de prendre :

$$\gamma = 0$$

$$\alpha_1 = \alpha_2$$

$$\alpha_1 = \alpha_2 + \beta = 1 \quad \text{avec} \quad \beta \leq 1$$

L'allure du dendrogramme dépend donc beaucoup de β . LANCE et WILLIAMS (1967) ont montré empiriquement que la valeur $\beta = 0,25$ est celle qui conserve le plus fidèlement les relations entre observations.

Nous utiliserons ces méthodes pour nos observations faites aux prés Duhem dans la mesure où il n'y aura pas d'incompatibilité technique et théorique.

II₄₄ - ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES

Les schématisations précédentes permettaient d'élucider les relations existantes entre éléments appartenant à un même ensemble. L'analyse en composantes principales, qui s'applique à des matrices de corrélation, rend possible l'étude des interactions entre plusieurs groupes tel que zooplancton-phytoplancton ou l'un de ces deux groupes avec les variables écologiques. De plus, elle n'exige pas d'hypothèse a priori sur la distribution des paramètres.

Afin d'établir le bilan de la qualité de l'eau de la Seine, LANDREAU (1974) a entrepris ce type d'analyse sur les données qu'il avait recueillies. Il en décrit clairement et simplement le principe et les différentes étapes.

Soit un tableau dans lequel est réparti pour toutes les stations (p lignes), les valeurs des différents paramètres étudiés (n colonnes). Il suffit d'imaginer un espace à n dimensions, chaque axe schématisant un paramètre (t° - pH - O_2 - etc...). Les stations étudiées (ou les échantillons ou les prélèvements) seront visualisées dans cet espace par n coordonnées. L'analyse en composantes principales permet de déterminer les positions respectives des points échantillons les uns par rapport aux autres. Plus les points seront rapprochés, plus leurs caractéristiques sont voisines. Le nuage de points obtenu est difficile à interpréter aussi projette-t'on orthogonalement ce nuage sur un espace de dimension 2 ou 3 choisi de telle manière que l'image du nuage de points obtenue soit la moins déformée possible. Les plans principaux mis en évidence sont engendrés par les axes principaux auxquels correspondent les deux premières composantes principales C_1 et C_2 .

Les résultats de l'analyse factorielle sont quelquefois assez ambigus. Les familles de points que l'on cherche à isoler ne se séparent pas toujours de façon évidente sur les graphiques ; la projection des points sur divers plans ne respectant pas toujours la distance entre les points. On perd donc de l'information. C'est pourquoi l'on a souvent recours parallèlement à d'autres types de schématisation tel que les dendrogrammes qui permettent de représenter le tableau de contingence par le même nuage de points que celui examiné par l'analyse factorielle, mais au lieu de le projeter, l'analyse hiérarchique cherche à caractériser directement les proximités entre les points du nuage.

La perte d'information due à la projection du nuage de points sur le plan principal est évaluée par un indice variant de 0 à 1 et indiquant la part de variance expliquée.

Le tableau de contingence étant établi, la méthode des composantes principales consiste à évaluer les vecteurs propres et les valeurs propres d'une matrice de corrélation R entre les variables étudiées :

$$\begin{array}{l} \text{valeurs propres} \quad |R - \lambda I| = 0 \\ \text{vecteurs propres} \quad |R - \lambda I| X = 0 \end{array}$$

BLANC, LEVEAU, BONIN et LAUREC (1972) ont utilisé une des méthodes d'analyse en composantes principales, décrite par COOLEY et COHNES (1971) : la part corrélation multiple. Pour chaque groupe de variables on calcule la matrice R_i des coefficients de corrélation interspécifique.

Soit :

R_{11} = matrice d'intercorrélation des variables écologiques
(M_1 variables).

R_{22} = matrice d'intercorrélation du phytoplancton (M_2 espèces).

R_{33} = matrice d'intercorrélation du zooplancton (M_3 espèces).

On forme la matrice totale partitionnée :

$$R = \begin{array}{c|c|c} R_{11} & R_{12} & R_{13} \\ \hline R_{21} & R_{22} & R_{23} \\ \hline R_{31} & R_{32} & R_{33} \end{array}$$

Chacune des M_2 variables du second groupe est régressée par rapport aux M_1 variables du premier groupe. La part d'explication des variables du second groupe, appartenant aux variables du premier groupe, est la matrice de régression RE expliquée :

$$RE = R_{21} \cdot R_{12}^{-1} \cdot R_{12}$$

Il reste une matrice de dispersion résiduelle D :

$$D = R_{22} - RE$$

Il est possible alors d'estimer la matrice de corrélation partielle entre les résidus et les variables du troisième groupe et de visualiser les espèces dans l'espace des facteurs.

Cette méthode particulière est intéressante car elle n'exige pas d'hypothèse quant à l'indépendance ou la normalité des axes. Lorsque le nombre de points est inférieur à 100 elle donne une chaîne représentable par un dendrogramme où les hauteurs correspondant aux distances entre les groupes sont significatives. Mais la méthode de COOLEY et COHNES (1971) introduit quelquefois des artéfacts : un groupe important peut accaparer des points au détriment d'autres groupes plus petits. Et si n est supérieur à 100 le temps de

calcul sur ordinateur est trop important et la méthode devient inapplicable (BLANC et Coll. 1972).

De façon générale, le mode de traitement des données par les composantes principales permet :

- d'une part, d'appréhender une masse importante de données et d'aboutir à des modèles écologiques simples ;
- d'autre part, d'obtenir une interprétation logique et objective.

Mais :

- elle néglige certains aspects dynamiques des phénomènes biologiques, il faudrait presque inventer une méthode d'analyse spécifique à ce domaine de la planctologie et non essayer à tout prix d'ajuster des modèles mis au point pour d'autres problèmes ;
- la perte d'information est assez élevée car le pourcentage de variance expliquée par les quelques composantes principales retenues est rarement supérieur à 50 % ;
- les cotations d'abondance existantes ne sont pas idéales. A ce sujet IBANEZ (1973), FRONTIER et IBANEZ (1974) proposent une cotation soit fondée sur une progression géométrique, soit réduite à trois classes.

II₄₅ - L'ANALYSE DES CORRESPONDANCES

Le principe de l'analyse des correspondances est le même que celui de l'analyse en composantes principales (DAGET 1976). Cette méthode est la plus élaborée actuellement, son pouvoir de synthèse est très élevé. Les auteurs (BLAISE 1969, LEFEBVRE, LAURENT et LOUIS 1972, BINET, GABURIT et ROUX 1972b, LAPORTE-CRU et BRIANE 1972, ALLEN et KOONCE 1973, COSTE et LEYNAUD 1974, RICARD 1977) la préfèrent de plus en plus à la précédente car elle ne repose sur aucune hypothèse concernant les variables, elle se limite à traduire les différences et les similitudes de profil entre les échantillons sans que la taille intervienne ; elle ne nécessite aucune normalisation des données brutes comme pour les composantes principales ; elle peut s'appliquer à des matrices contenant beaucoup de zéros ; elle peut traiter sans difficulté des matrices de données où le nombre des observations est très élevé (500 par exemple) alors qu'une analyse en composantes principales est beaucoup plus limitée dans ce domaine (DAGET 1976).

On considère dans l'espace des variables R^p le nuage des n points observations. La position de chaque point-observation étant défini par x_{ij}/x_i

(soit un pourcentage). A chaque point on affecte la masse totale de l'observation x_i (somme des valeurs inscrites dans la colonne i). Dans cet espace, selon DAGET (1976), deux observations seront proches si les profils des variables pour celles-ci sont voisins. De la même façon on considère dans l'espace R^n le nuage des p points variables ; leur position étant définie par le pourcentage x_{ij}/x_j ; leur masse x_j étant la somme des valeurs inscrites sur la ligne j .

Afin de minimiser la perte d'information, il faut rechercher les axes d'inertie des 2 nuages de points matérialisés de la façon précédente ; c'est-à-dire déterminer les valeurs propres et les vecteurs propres associés.

La programmation de cette méthode se fait en 4 stades (DAGET 1976) que nous résumerons comme suit :

- introduction de la matrice des données brutes,
- calcul des valeurs propres classées dans l'ordre décroissant, de l'inertie expliquée par chaque axe (les 5 premiers le plus souvent),
- calcul des saturations des points variables et des points observations sur les 5 premiers axes (tracé des graphiques),
- calcul de la contribution totale pour chaque variable et la contribution relative de chaque variable aux premiers axes.

CHAPITRE III

ANALYSE DES RESULTATS

III₁ - ANALYSE PHYSICO-CHIMIQUE DU MILIEU ÉTUDIÉ

III₁₁ - TEMPERATURE

Les mesures de température ont été effectuées régulièrement dans tous les bacs aux différentes profondeurs et jusqu'à deux fois par jour pendant la période de printemps-été 1976. Pendant les périodes hivernales et automnales les températures à l'intérieur du bassin, peu élevées ($< 15^\circ$), présentent peu de variations. La surface des bacs a été gelée par deux fois seulement (décembre 1975, janvier 1976). Sous la couche de glace (< 5 cm) une zone aérée joue un rôle isolateur puisque la température y est supérieure à celle de l'air.

De la mi-juin au 6 juillet, une thermocline apparaît (fig. 6) surtout en fin de journée entre la surface et la profondeur. Après cette date, les différences de température entre la surface et le fond sont faibles et le brassage des eaux peut se rétablir. Les eaux ont résisté à l'action du vent pendant la période où la stratification thermique est importante. Cette résistance est d'autant plus forte que la température de l'eau s'élève puisque la densité de l'eau augmente avec sa température. En outre, la structure du bassin s'oppose à l'action du vent par l'absence de grand plan d'eau.

La sortie d'eau du bassin a lieu en surface du bac 7. Nous pouvons émettre l'hypothèse selon laquelle la présence d'une thermocline accélère les flux d'eau superficiels alors que les eaux profondes restent plus longtemps dans le bassin où elles pourront subir la fermentation. Le rendement de l'épuration a été presque nul pendant cette période. Notons encore que la majorité de la faune et du phytoplancton actifs se concentrent dans la couche d'eau située au-dessus de la thermocline, qui contient encore des traces d'oxygène. Cette concentration de particules dans le premier mètre empêche la pénétration des radiations lumineuses. La turbidité en surface et la température favorisent ainsi le maintien de l'hétérotrophie en profondeur. Un système de brassage de l'eau serait donc bénéfique pour assurer l'homogénéisation et l'oxygénation de l'eau, évitant ainsi une perte d'efficacité du bassin. En outre, il éviterait pour les poissons les inconvénients liés à l'alcalinisation provoqué par un phytoplancton trop abondant.

III₁₂ - LE pH

Le pH de l'eau s'est maintenu entre 7 et 8 pendant la majeure partie de notre étude (fig. 7). Toutefois des pH supérieurs à 8, caractéristiques des

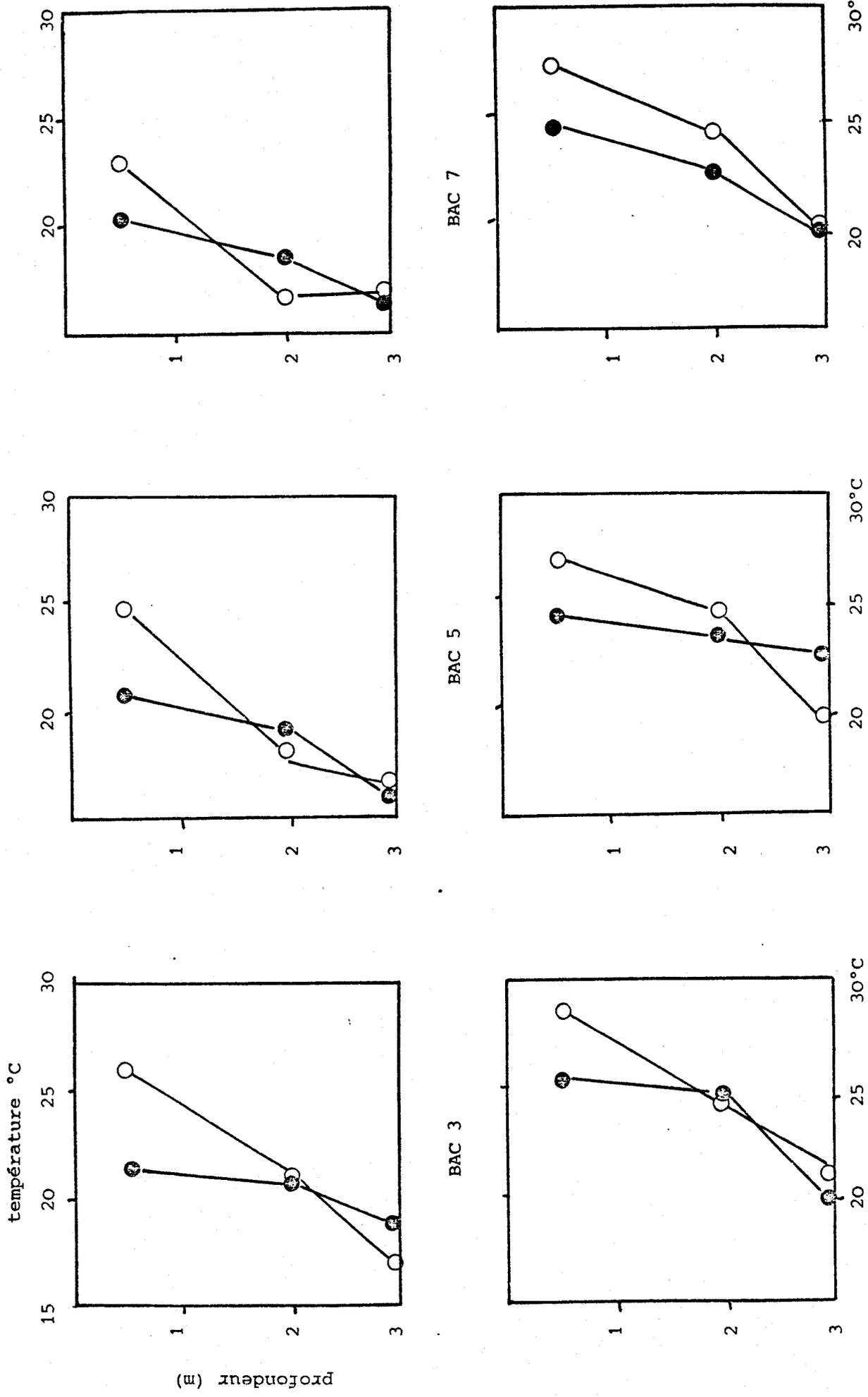


FIGURE 6
 RELEVÉ DES TEMPERATURES MATINALES (●) ET DE LA SOIRÉE (○) DANS LES BACS 3, 5 ET 7
 LE 15 JUIN (EN HAUT) ET LE 6 JUILLET (EN BAS)

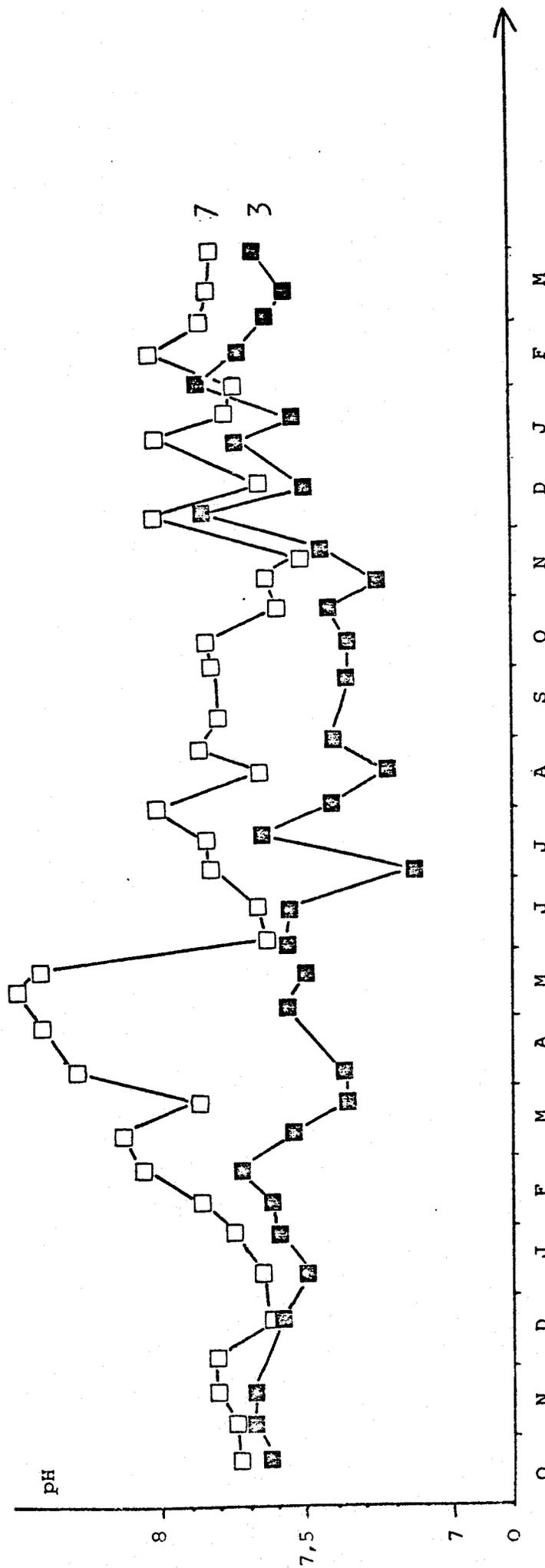


FIGURE 7

EVOLUTION DES VALEURS DU pH DANS LES BACS 3 ET 7 D'OCTOBRE 1975 A MARS 1977



eaux stagnantes ont été enregistrés au printemps 76 (8,53 - 8,49). Ils apparaissent lorsque les conditions favorables à la photosynthèse (jour long, température douce mais non excessive, turbidité faible) sont réunies. Selon NISBET et VERNEAUX (1970) les pH normaux des eaux stagnantes sont compris entre 6,6 et 7,8. Ceci est le cas du bassin étudié, sauf pour la période qui s'étend de la fin du mois de février 76 au début du mois de juin 1976 (fig. 7). Ce phénomène, surtout sensible dans le bac 7, est dû à la variation de la teneur en CO_2 dissous. L'étude des densités de populations algales (fig. 26, chap. III₂) montre que le pic de pH peut être corrélé au développement d'un phytoplancton nombreux, dont l'activité photosynthétique contribue à alcaliniser le milieu. Après le mois de juin, bien que les populations d'algues aient été importantes, les températures excessives, la faible luminosité en profondeur due à la turbidité élevée ont été néfastes à la photosynthèse.

III₁₃ - LUMINOSITE ET TRANSPARENCE DE L'EAU

Nous analyserons parallèlement les variations de la MeS et de la turbidité sur la luminosité dans l'eau et leurs effets. La luminosité dans l'eau peut être appréciée par la limite de visibilité du disque de Secchi et par la recherche des niveaux d'eau recevant 10 % et 1 % des radiations lumineuses.

Turbidité

Elle est due aux matières minérales et organiques en suspension et au plancton. La turbidité présente un premier pic (55 NTU) vers le 20 novembre 1975 puis un second (105 NTU) vers le 15 août 1976 (fig. 8)

Cependant la turbidité dans le bac 7 est faible (≈ 5 NTU). En ce qui concerne ce facteur, le séjour de l'eau dans le bassin a donc été bénéfique. L'amélioration d'amont en aval est confirmée par l'isoplèthe correspondante (fig. 9).

Matières en suspension (MeS)

La MeS ou pollution mécanique peut être due au déboisement intensif et aux mauvaises pratiques culturales qui provoquent l'érosion accélérée des sols traversés par l'eau avant son arrivée dans le bassin. Les déchets des carrières sablières, des cimenteries et des sucreries (fig. 3, chap. II) peuvent aussi entraîner une augmentation de la MeS. Les valeurs maximales de la MeS (84 à $135 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) (fig. 10) ont été relevées en novembre 1975, janvier 1976 et novembre 1976 lorsque les sols arables labourés ne sont plus retenus

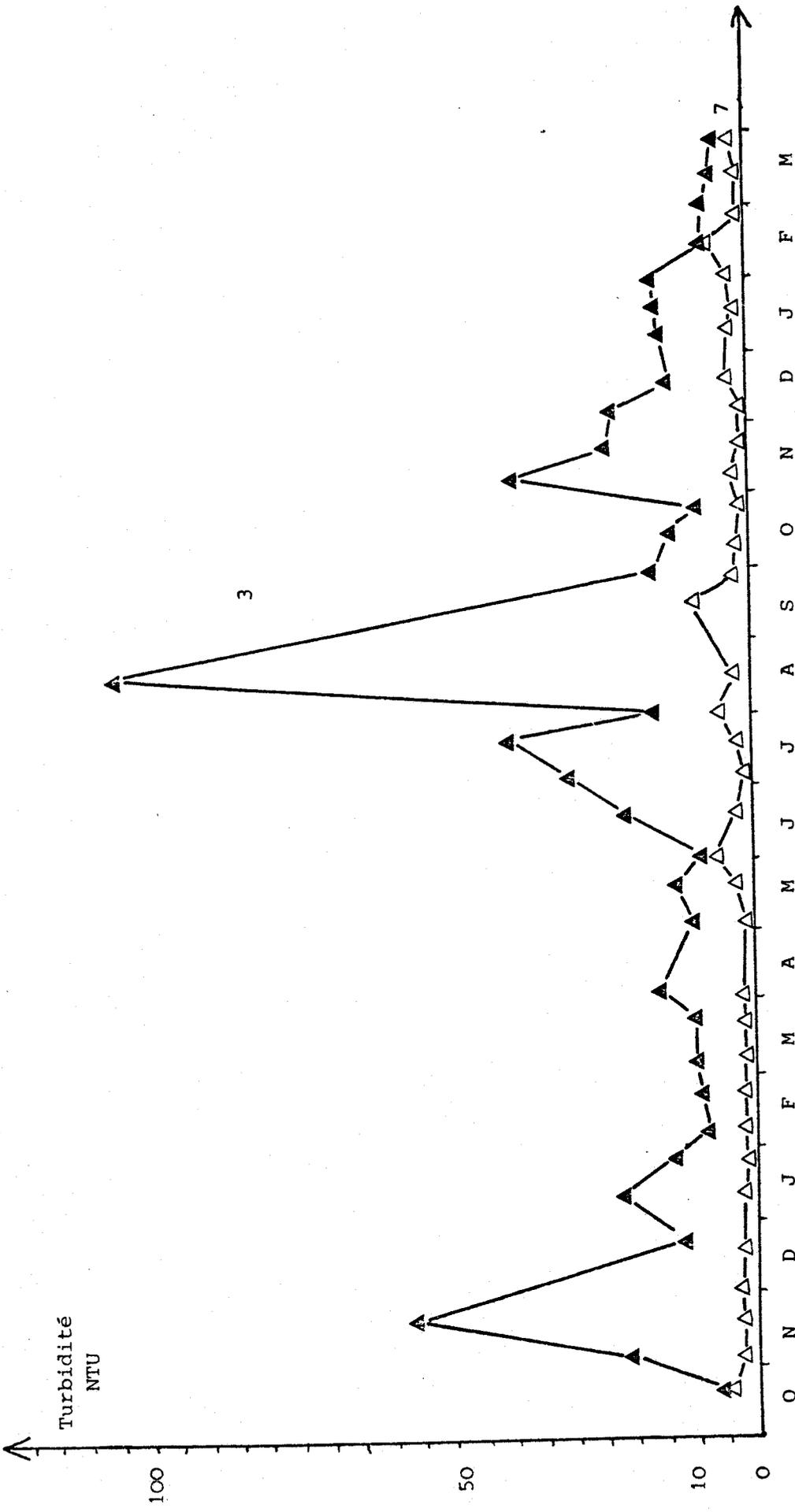


FIGURE 8

EVOLUTION DE LA TURBIDITE DANS LES BACS 3 ET 7 D'OCTOBRE 1975 A MARS 1977



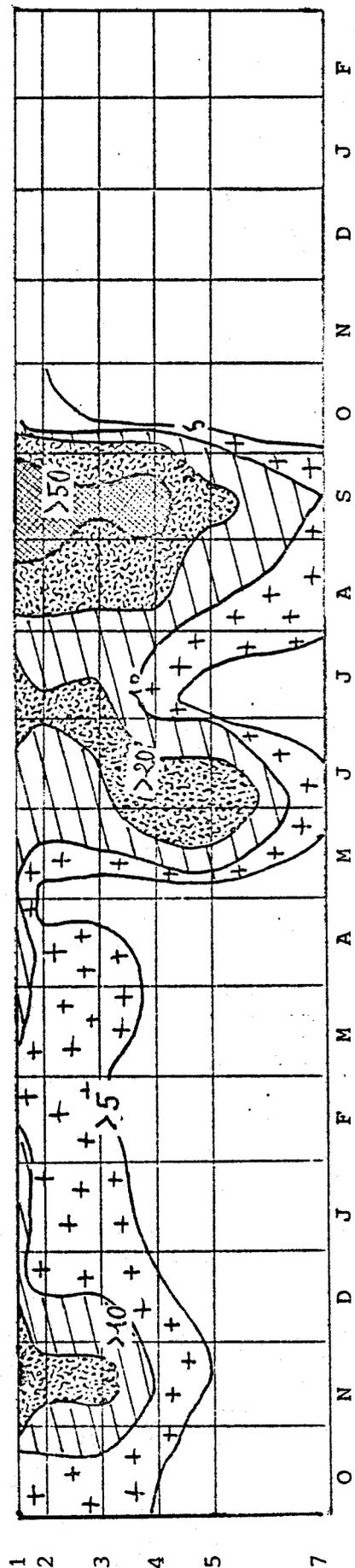
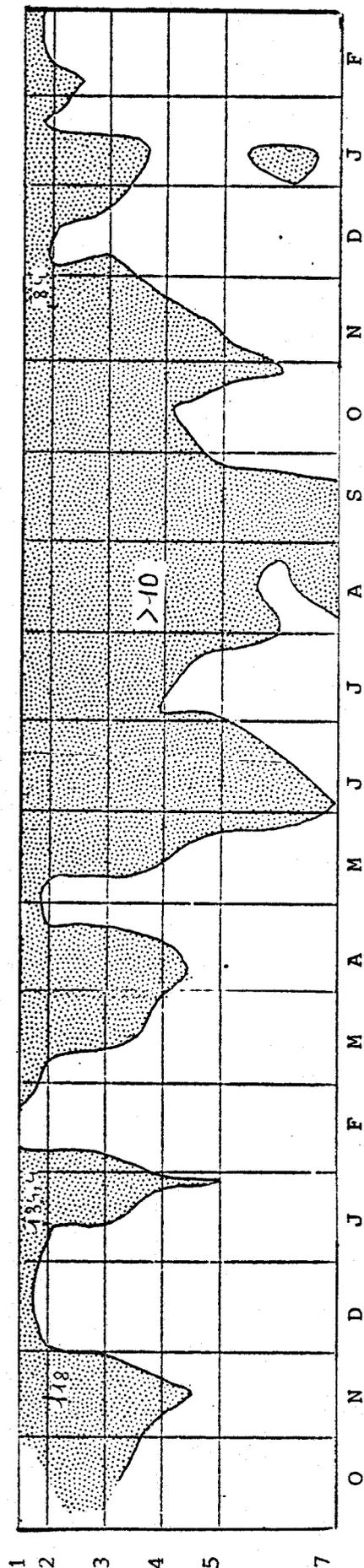


FIGURE 9
EVOLUTION SPATIOTEMPORELLE DE LA QUANTITE DE MATIERES EN SUSPENSION (MeS)
EN HAUT ET DE LA TURBIDITE (EN BAS) EN $mg.l^{-1}$, D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977



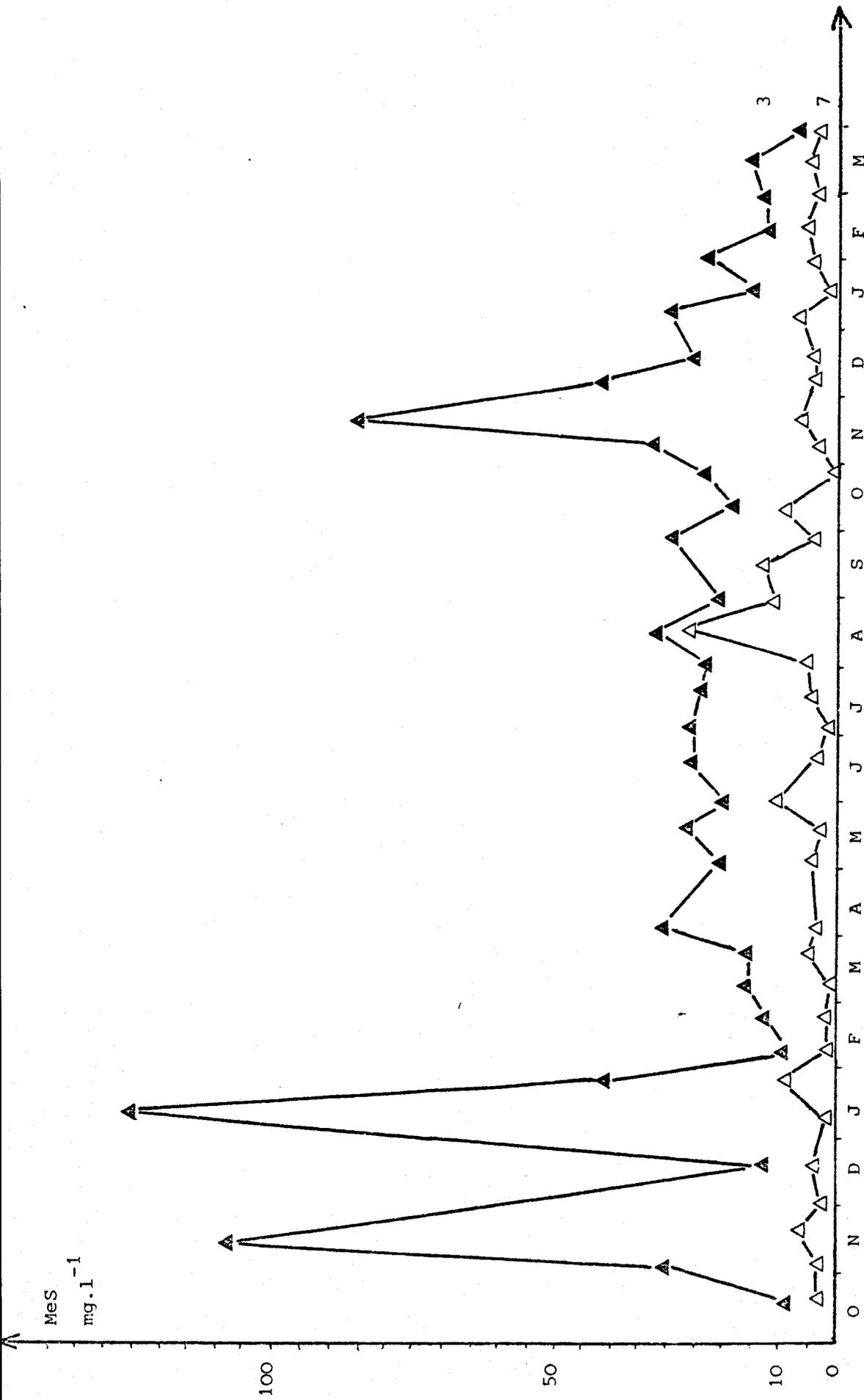


FIGURE 10

EVOLUTION DE LA QUANTITE DE MATIERES EN SUSPENSION DANS LES BACS 3 ET 7 D'OCTOBRE 1975 A MARS 1977



par aucune végétation et lorsque les betteraves sucrières sont récoltées. Notons cependant que dès les points 2 et 3, 69 %, 93 % et 81 % de la MeS ont été éliminés par décantation (fig. 9 et 10).

Dans le projet de création de plans d'eau pour la pêche, il serait important de prévoir l'élimination des particules solides en suspension qui, selon NISBET et VERNEAUX (1970) nuisent aux espèces benthiques et aux oeufs des poissons. Ces auteurs ont défini 5 classes d'eau en fonction de l'impact de la MeS sur la vie piscicole :

MeS < 10 mg.l ⁻¹	classe 1	}	très bonne qualité situation normale
10 < MeS < 25 mg.l ⁻¹	classe 2		
25 < MeS < 50 mg.l ⁻¹	classe 3	}	bonne qualité
50 < MeS < 75 mg.l ⁻¹	classe 4		
75 < MeS < 150 mg.l ⁻¹	classe 5		
150 < MeS < 300 mg.l ⁻¹	classe 6	}	qualité moyenne } rivières qualité médiocre } polluées
300 < MeS < 500 mg.l ⁻¹	classe 7		
MeS > 500 mg.l ⁻¹	classe 8	}	zones très polluées

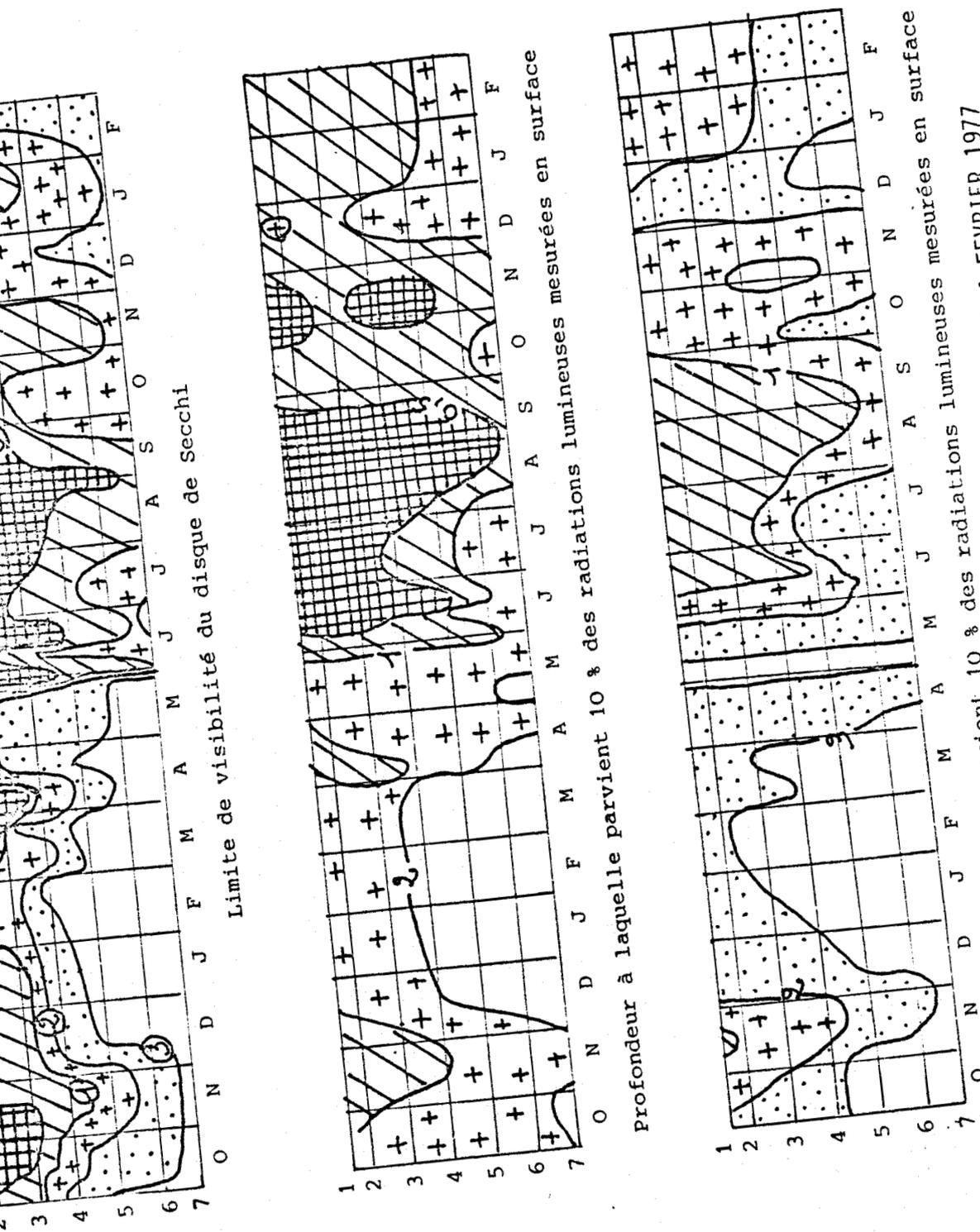
En référence à ces données, le séjour de l'eau dans le bassin a donc contribué à diminuer la MeS puisque l'eau qui y arrive appartient à la classe 5 alors que les valeurs de la MeS relevées à la sortie du bac 7 sont de l'ordre de 10 mg.l⁻¹ à 25 mg.l⁻¹ (classe 1 ou 2).

Evaluation de la luminosité dans l'eau par la mesure des radiations lumineuses et l'observation du disque de Secchi.

ANGELI (1979) a mesuré grâce à une cellule photo-électrique la profondeur du niveau d'eau recevant 10 % et 1 % des radiations détectées à la surface de l'eau.

La figure 11 montre une bonne concordance des résultats entre la méthode du disque de Secchi et la mesure par cellule photo-électrique.

La comparaison de la figure 11 avec la figure 9 montre que l'opacité de l'eau de juin à septembre 1976 doit être essentiellement attribuée à la turbidité donc aux populations planctoniques. En revanche l'opacité qui se développe d'octobre 1975 à janvier 1976 et en novembre 1977 est due en grande partie à l'augmentation de la MeS. La luminosité dans l'eau est beaucoup plus affectée (en intensité) par l'importance des populations planctoniques que par celle de la MeS. Si on considère que la zone photique (limite de la



Profondeur à laquelle parvient 10 % des radiations lumineuses mesurées en surface
 D'APRES LE RAPPORT DE N. ANGELI (1979) D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977
 (résultats exprimés en mètres)
 FIGURE 11



photosynthèse) est égale à $1,5 D$ (D étant la profondeur à laquelle disparaît le disque de Secchi) ; la photosynthèse ne pouvait donc plus avoir lieu en dessous de 75 cm de juin à septembre 76 et en dessous de 2,5 m le reste du temps. Ceci, conjugué à la stratification thermique, entraîne un déficit grave en oxygène dissous pour les couches d'eau inférieures. Ce déficit est encore accentué par la vie hétérotrophe des algues et les fortes DCO et DBO_5 (cf. III₁₄). Lorsque les bassins sont recouverts de Lemnées qui forment un tapis continu et dense, la zone photosynthétique est encore plus réduite. Dans le bassin étudié les Lemnées étaient éliminées lorsqu'elles occupaient les deux tiers de la surface des bacs, afin d'éviter d'accroître la charge organique de l'eau.

MEYER (1962) distingue quatre classes d'eau en fonction de la transparence de l'eau :

classe 1	visibilité	>	120 cm
classe 2a	visibilité	>	60 cm
classe 2b	visibilité	>	30 cm
classe 3	visibilité	<	30 cm

En reprenant cette classification, on constate que les eaux traitées appartiennent aux classes 2b et 3 pendant la période estivale mais aux classes 2a et 1 le reste de l'année ceci dès le bac 4.

III₁₄ - BILAN EN OXYGENE

Oxygène dissous

Indépendamment de la période considérée de l'année, les teneurs en oxygène à 3 m de profondeur sont toujours inférieures aux teneurs mesurées en surface (fig. 12 et 13). Ceci peut être attribué pour une grande part aux variations d'activité photosynthétique du plancton due à la faible pénétration des rayonnements lumineux en profondeur. L'impact de la saison estivale est aussi net et brusque en surface qu'en profondeur (fig. 12 et 13). De juin à novembre un déficit en oxygène apparaît : les concentrations en oxygène sont nulles dans les premiers bacs (et même souvent dans le bac 7). La teneur en oxygène ne dépasse pas 1 à 2 $mg.l^{-1}$ sauf au début du mois d'août en surface ($4 mg.l^{-1}$). Ce caractère s'accroît avec la profondeur. En dehors de cette période critique, une amélioration appréciable est toujours constatée d'amont en aval (fig. 12) sauf pour quelques cas particuliers (7 décembre 1975, 10 décembre 1976 et 5 février 1977).

EVOLUTION DE LA QUANTITE D'OXYGENE DISSOUS DANS LES BACS 3 ET 7 EN SURFACE ET A 3 M DE PROFONDEUR D'OCTOBRE 1975 A MARS 1977

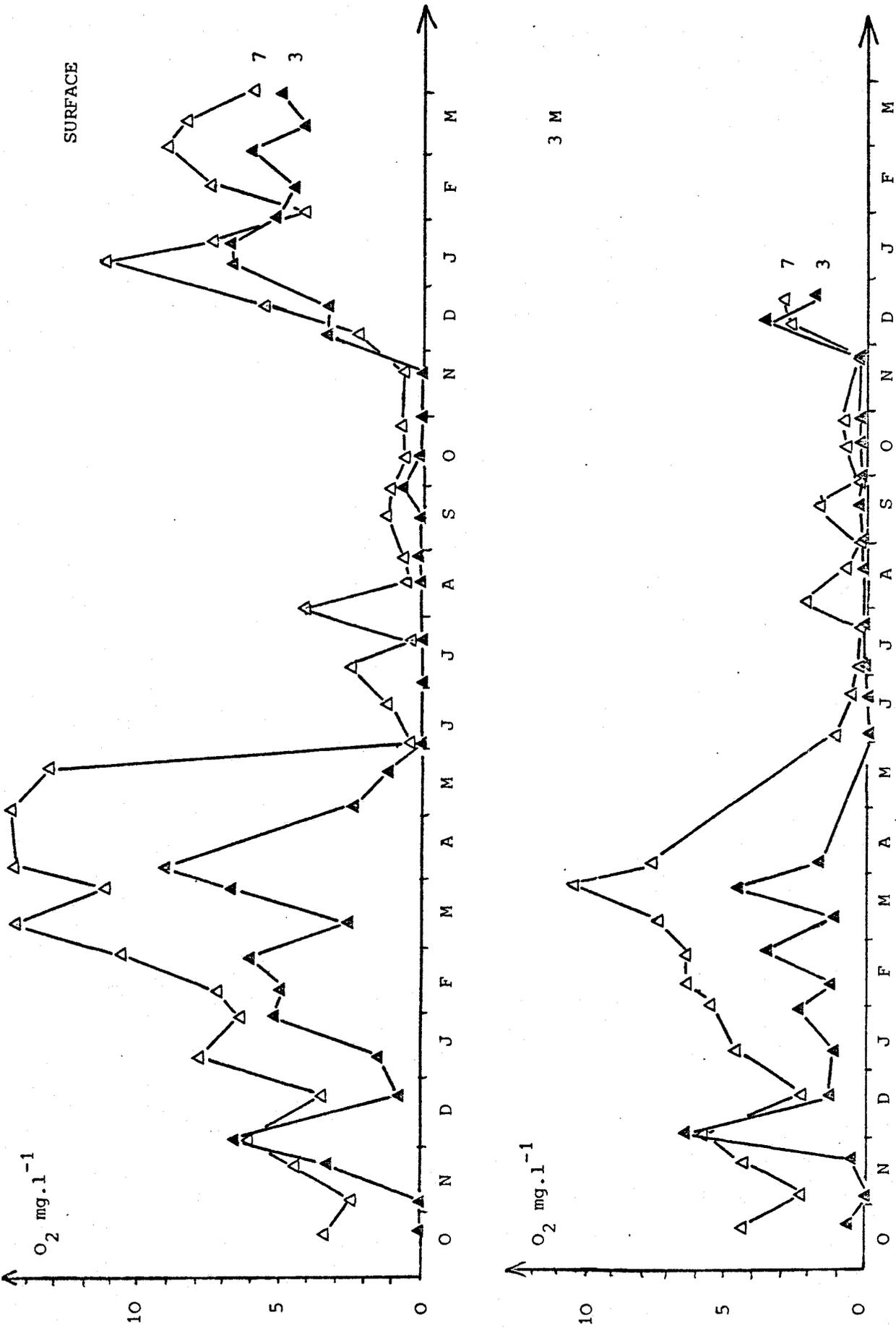


FIGURE 12

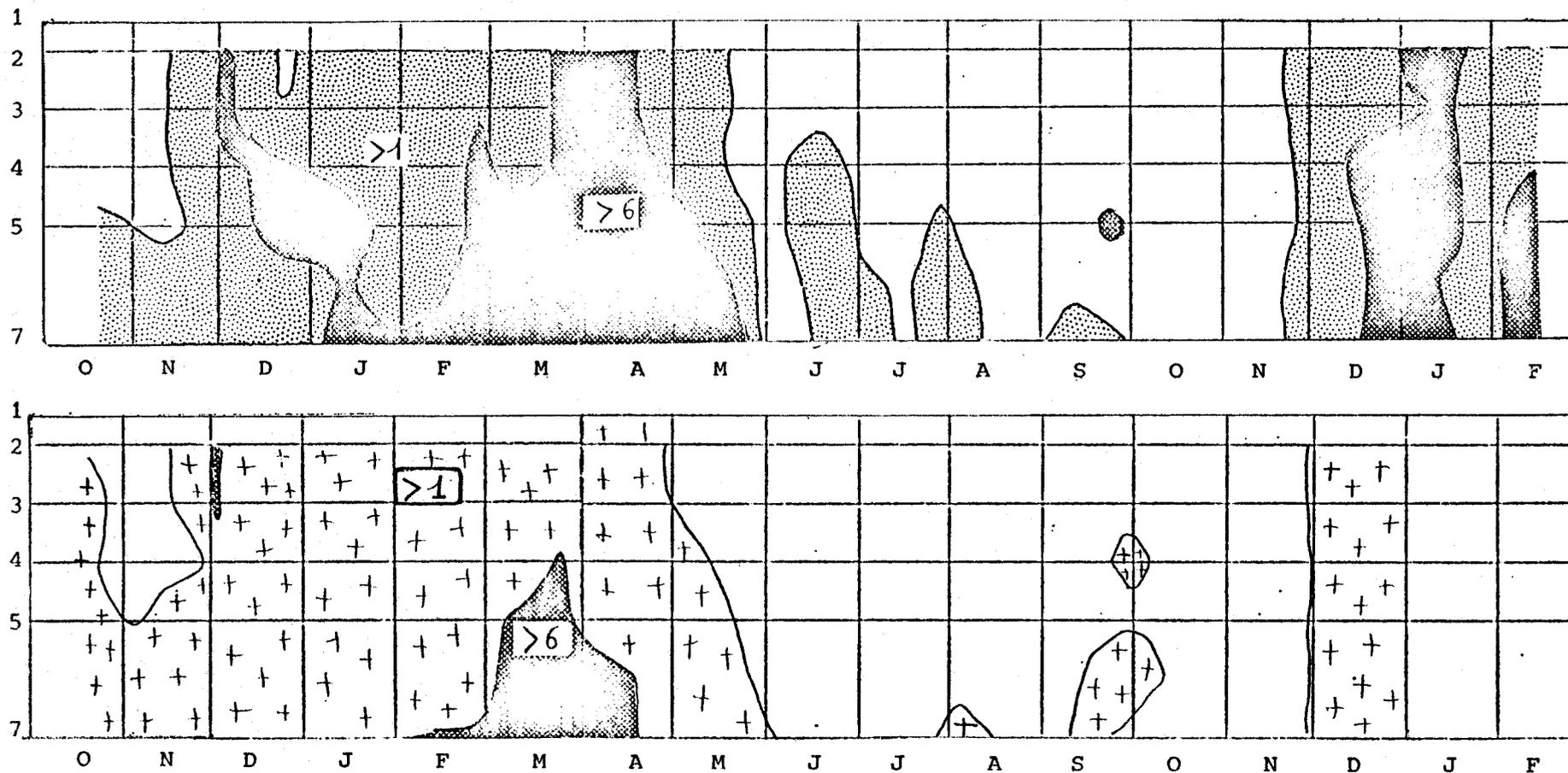


FIGURE 13

EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DE LA TENEUR EN OXYGENE DISSOUS DE L'EAU
 EN SURFACE (EN HAUT) ET A 3 M DE PROFONDEUR (EN BAS) EN mg.l^{-1}
 D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977



Au printemps 76, les teneurs en oxygène furent particulièrement importantes ($14,6 \text{ mg.l}^{-1}$ au point 7 en surface ; $10,5 \text{ mg.l}^{-1}$ en profondeur). Malgré la faible population algale la photosynthèse était optimale, du fait des températures douces et de la bonne transparence de l'eau. L'absence de vie hétérotrophe en profondeur permettait à l'oxygène fourni par les algues de n'être pas utilisé entièrement par la DBO et d'être stocké jusqu'à saturation.

SLÁDEČEK (1968) a défini 5 classes de saprobie en fonction de la teneur de l'eau en O_2 .

classe	$\text{O}_2 \text{ mg.l}^{-1}$
xénosaprobe	> 8
oligosaprobe	> 6
β mésosaprobe	> 4
α mésosaprobe	> 2
polysaprobe	> 0,5

D'après ce tableau et en fonction des isoplèthes (fig. 14), nous pouvons distinguer 3 grandes zones :

- au printemps, une zone oligosaprobe en mars et avril 1976 du bac 4 à 6 en surface. Ce caractère est moins net en profondeur. En mars et avril 1976, dans le bac 7, les teneurs en oxygène sont supérieures à 8 mg.l^{-1} le jour, nous pourrions donc attribuer à ce bac un caractère xénosaprobe, il s'agit plutôt d'une sursaturation diurne en oxygène due à la forte photosynthèse mais la bonne qualité de l'eau du bac 7 est indéniable ;
- une zone polysaprobe de mai à novembre 1976 dans tous les bacs ;
- une zone α - β mésosaprobe de décembre à mars 1976 du bac 3 à 6 et en mai 1976, le reste du temps la zone α mésosaprobe est dominante.

Nous remarquons également que l'amélioration d'amont en aval n'est réelle que pendant l'hiver 1975 et le printemps 1976. La période de bon fonctionnement de l'autoépuration est donc assez restreinte.

Etude de la DBO₅ et de la DCO

Selon NISBET et VERNEAUX (1970), la DBO₅ est théoriquement proportionnelle à la teneur de l'eau en matière organique biodégradable et à la quantité d'organismes vivants assurant l'autoépuration. L'observation des figures 15, 16 et 17 permet de distinguer l'hiver et le printemps d'une part (DBO₅ supérieure à 5 mg.l⁻¹ en amont et inférieure à 5 mg.l⁻¹ en aval) et la période estivale d'autre part (DBO₅ de 20 mg.l⁻¹ et plus en amont, 20 mg.l⁻¹ en aval). Les valeurs de DCO sont comprises entre 15 et 40 mg.l⁻¹ en amont et nettement améliorées en aval. La période critique s'étend de juin à novembre. Les quantités d'oxygène fournies pendant la période estivale atteignent quelquefois 35 mg.l⁻¹.jour⁻¹ (ANGELI, rapport 1977) mais la DBO est si élevée que le rendement photosynthétique ne peut compenser les demandes chimiques et biologiques en oxygène ainsi que la respiration du plancton.

Quelque soit la période concernée la résorption de la DCO et de la DBO₅ à la sortie (fig. 15, 16 et 17) est assez satisfaisante même si elle n'est pas totale (75 à 95 % à partir du bac 5 pour la DBO₅, 60 % pour la DCO à partir du bac 4).

Lors des hivers 1975 et 1976 et du printemps 1976, l'autoépuration a été efficace car la charge polluante était faible. Cependant, dès la fin mai, à cause de l'activité saisonnière des conserveries, la charge polluante augmente brusquement et la capacité de résorption du bassin est rapidement dépassée (fig. 15, 16 et 17)

Même si l'été avait été moins chaud, l'autoépuration n'aurait vraisemblablement pas été optimale car le modèle réduit n'est pas idéal en ce qui concerne l'autoépuration : la prise au vent est faible, les bacs sont trop étroits par rapport à leur profondeur, ce qui entraîne un ensoleillement réduit en profondeur. Sur une série de plans d'eau, les problèmes liés à l'oxygène et à la luminosité seraient peut-être estompés, mais un système de cascades contribuerait à les minimiser.

Il faut, en outre, souligner le débit très moyen de la Lys (tab. IX chap. II), surtout en 1976, et la disproportion entre les exigences industrielles et humaines et les possibilités de la Lys. Les effluents qui arrivent à Armentières ne proviennent pas seulement des activités localisées sur le cours amont de la Lys mais également d'une partie des eaux du canal Dunkerque - Aire qui y sont refoulées par le jeu des écluses. Rien ne devrait donc être négligé pour combattre la détérioration irrémédiable de la Lys. Si on considère avec

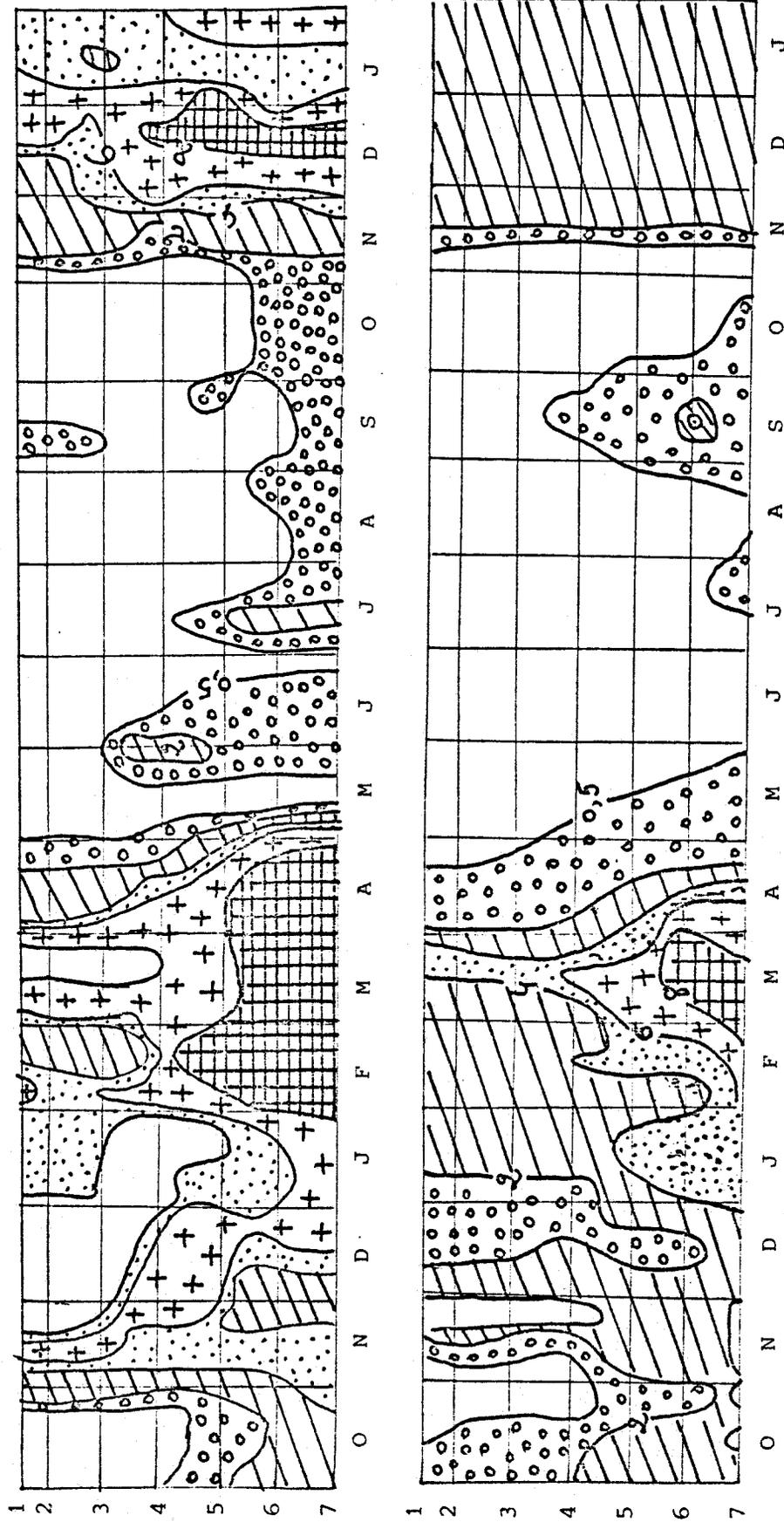


FIGURE 14

INTERPRETATION DES TENEURS EN O_2 EN FONCTION DES CLASSES DEFINIES
 PAR SLÁDEČEK (1968) A 3 M (EN BAS) ET EN SURFACE (EN HAUT)

D'OCTOBRE 1975 A JANVIER 1977

(EN $MG \cdot L^{-1}$)



DBO₅ en mg.l⁻¹

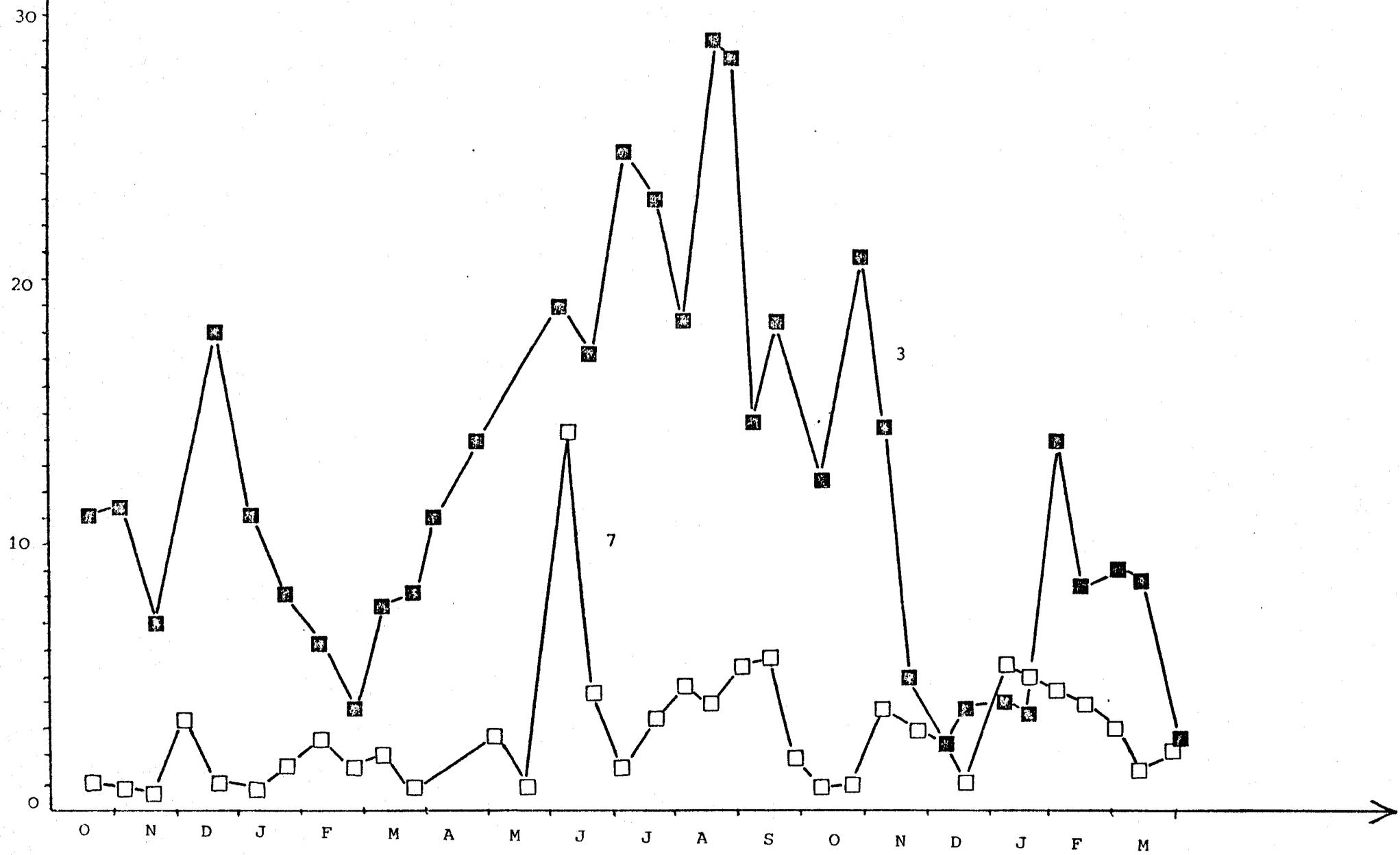


FIGURE 15.

EVOLUTION DE LA DEMANDE BIOCHIMIQUE EN OXYGENE APRES 5 JOURS A 20°C A L'OBSCURITE
DANS LES BACS 3 ET 7 D'OCTOBRE 1975 A MARS 1977



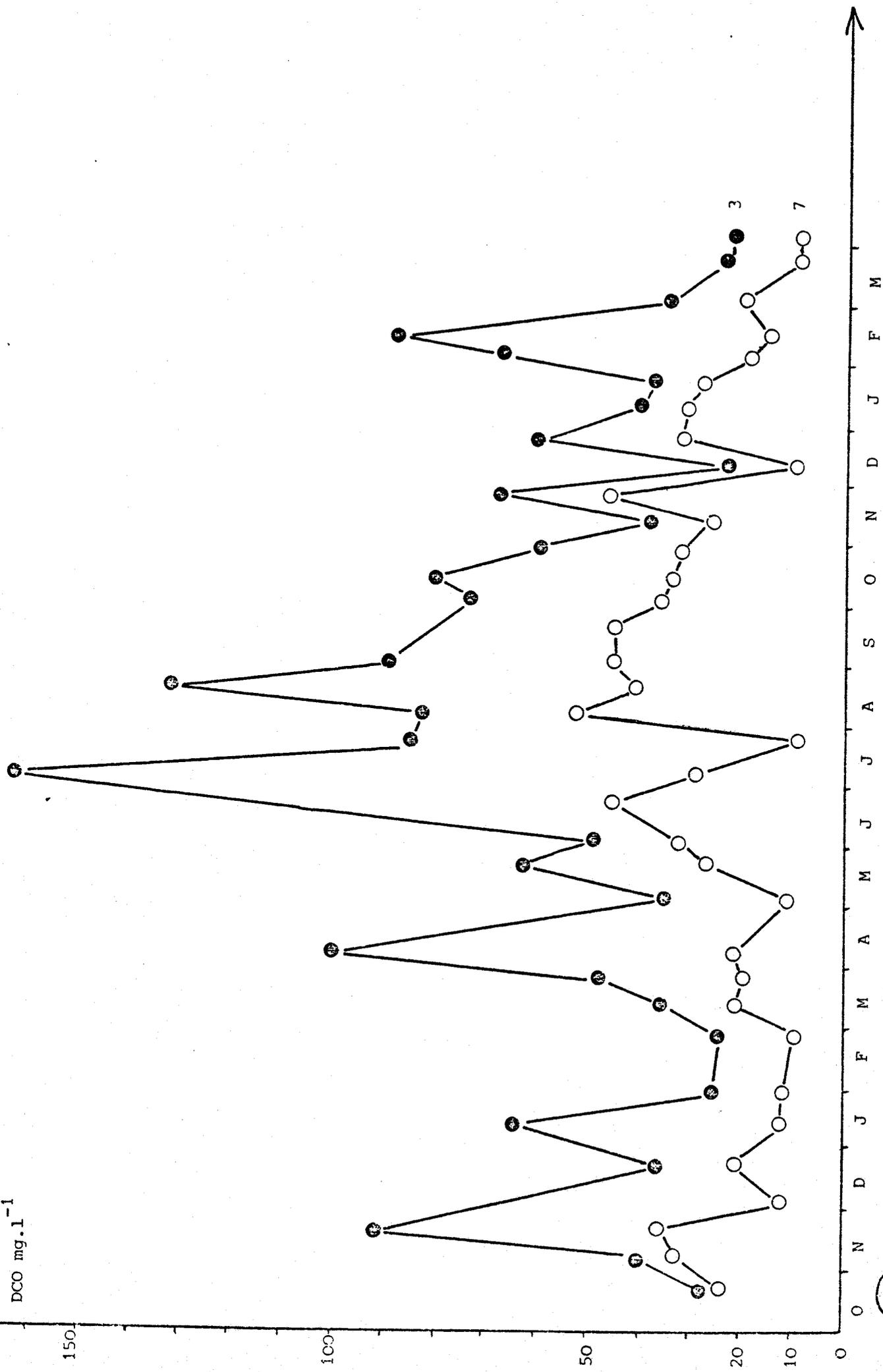


FIGURE 16

EVOLUTION DE LA DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE (DCO) DANS LES BACS 3 ET 7 D'OCTOBRE 1975 A MARS 1977



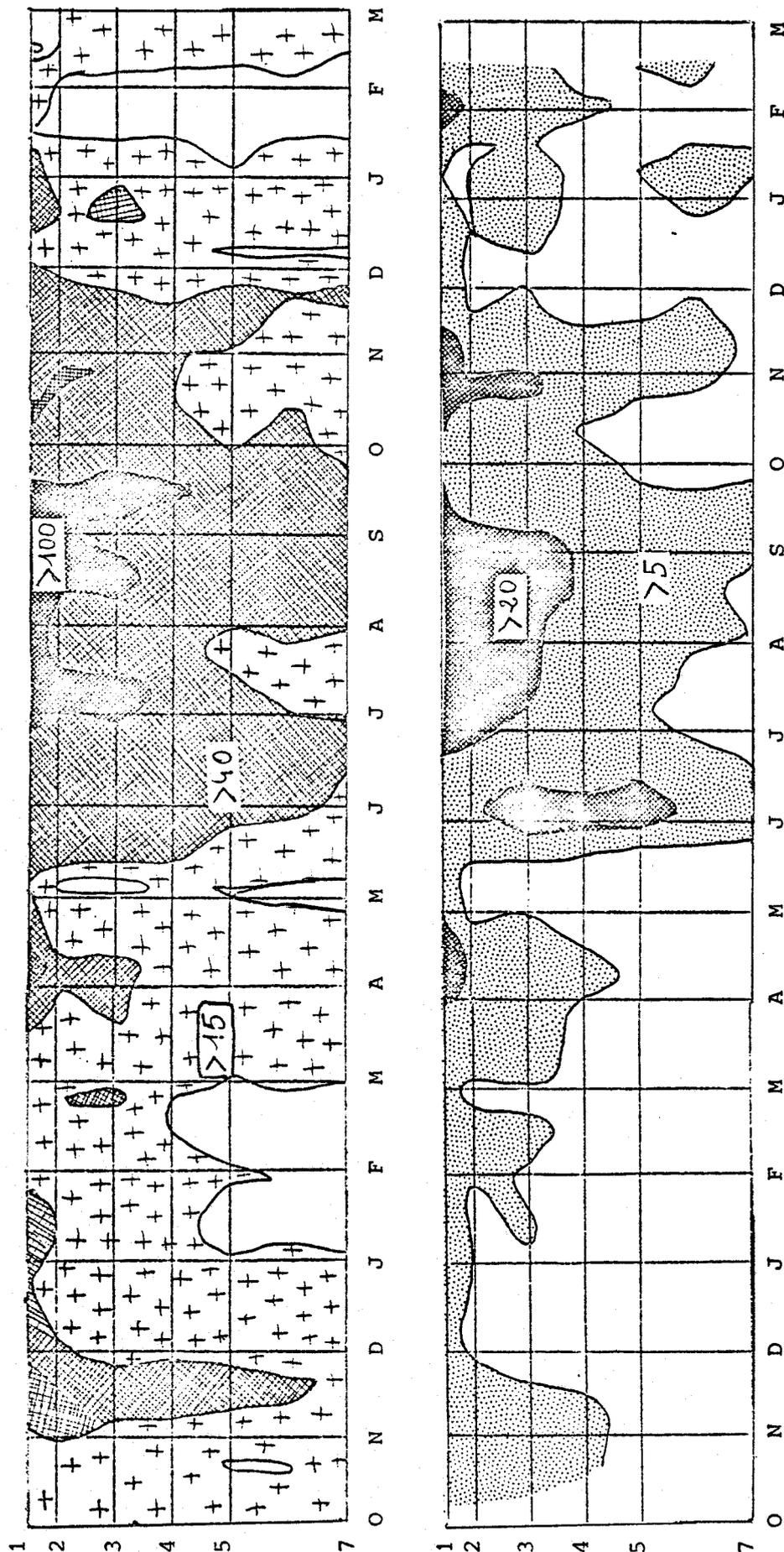


FIGURE 17

EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DE LA DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE
(DCO) EN HAUT ET DE LA DEMANDE BIOCHIMIQUE EN OXYGENE (DBO₅) EN BAS
D'OCTOBRE 1975 A MARS 1977 en mg.l⁻¹



NISBET et VERNEAUX (1970) que les eaux non polluées ont une DBO_5 inférieure à 3 mg.l^{-1} , ce critère n'est satisfait, en aval du bassin, que pour les périodes automnale et printanière. KLEIN (1959) et SLÁDEČEK (1973) ont proposé des classifications de l'eau selon sa propreté en fonction de l'oxygène (fig. 14). En comparant le tableau XV et la figure 18 nous voyons que, selon la classification de KLEIN, les effluents en amont et toutes les eaux pendant la période estivale appartiennent à la catégorie la plus polluée (4). La classe la plus pure (1) n'est jamais rencontrée et le fonctionnement du bassin permet au mieux d'obtenir des eaux d'une qualité acceptable (2).

Selon la classification de SLÁDEČEK (1973), il apparaît clairement sur la figure 18 que les eaux relativement peu polluées qui arrivent dans le bassin peuvent être épurées jusqu'au stade oligosaprobe assez rapidement (bac 4). En revanche les eaux fortement chargées qui arrivent durant l'été ne sont pas épurées au delà du stade βmésosaprobe.

Notons enfin que la DBO_5 ne renseigne que partiellement sur le bilan en O_2 lors des pollutions mixtes. En effet, les températures élevées accélèrent la dégradation des matières organiques et par là même la DBO_5 . A cela s'ajoute l'effet de la biomasse algale située sous la zone photique qui contribue au déficit en oxygène et les populations sénescents qui entraînent une augmentation de la charge organique.

III₁₅ - LES FORMES D'AZOTE

NISBET et VERNEAUX (1970) ont défini 6 classes d'eau pour des teneurs en nitrate variant de 1 à 15 mg.l^{-1} . Nous n'avons pu utiliser cette classification dans notre étude car les quantités de nitrate relevées dans les bacs atteignent parfois 25 mg.l^{-1} voire même 39 et 58 mg.l^{-1} (fig. 19). De la même façon, les valeurs trouvées pour NO_2^- et NH_4^+ (fig. 20) sont supérieures aux valeurs proposées dans leur classification. D'autres tableaux de valeurs comparatives (HUET, TIMMERMANS, LECLERC et BEAUJEAN 1955) ne donnent pas de meilleurs résultats.

Les quantités importantes de nitrites qui auraient dû normalement être transformées en nitrate indiquent un état critique de pollution organique avec déficit en oxygène. Les eaux non polluées ne contiennent pas de nitrites et dans les zones d'autoépuration efficace les teneurs en nitrite sont toujours inférieures à $0,01 \text{ mg.l}^{-1}$ (NISBET et VERNEAUX 1970). Ces conditions ne sont jamais réunies dans les eaux des prés DUHEM où les teneurs relevées va-

TABLEAU XV

CLASSIFICATION DES EAUX EN FONCTION DE LA DBO₅
 SELON KLEIN (1959)⁽¹⁾ et SLÁDĚČEK (1973)⁽²⁾

DBO ₅ à 20°C en mg.l ⁻¹		DBO ₅ à 20°C en mg.l ⁻¹	
	classe	classe	
DBO ₅ < 1	1 normale	x	DBO ₅ < 1
1 ≤ DBO ₅ < 3	2 acceptable	o	1 à 2,5
3 ≤ DBO ₅ < 6	3 douteuse	β	2,5 à 5
DBO ₅ ≥ 6	4 anormale	α	5 à 10
		p	10 à 50

		i	50 à 400
		m	400 à 700
		h	700 à 2000
		u	2000 à 120000
			Ces quatre classes n'ont jamais été rencontrées aux prés DUHEM.

(1)

(2)

BUS
LILLE

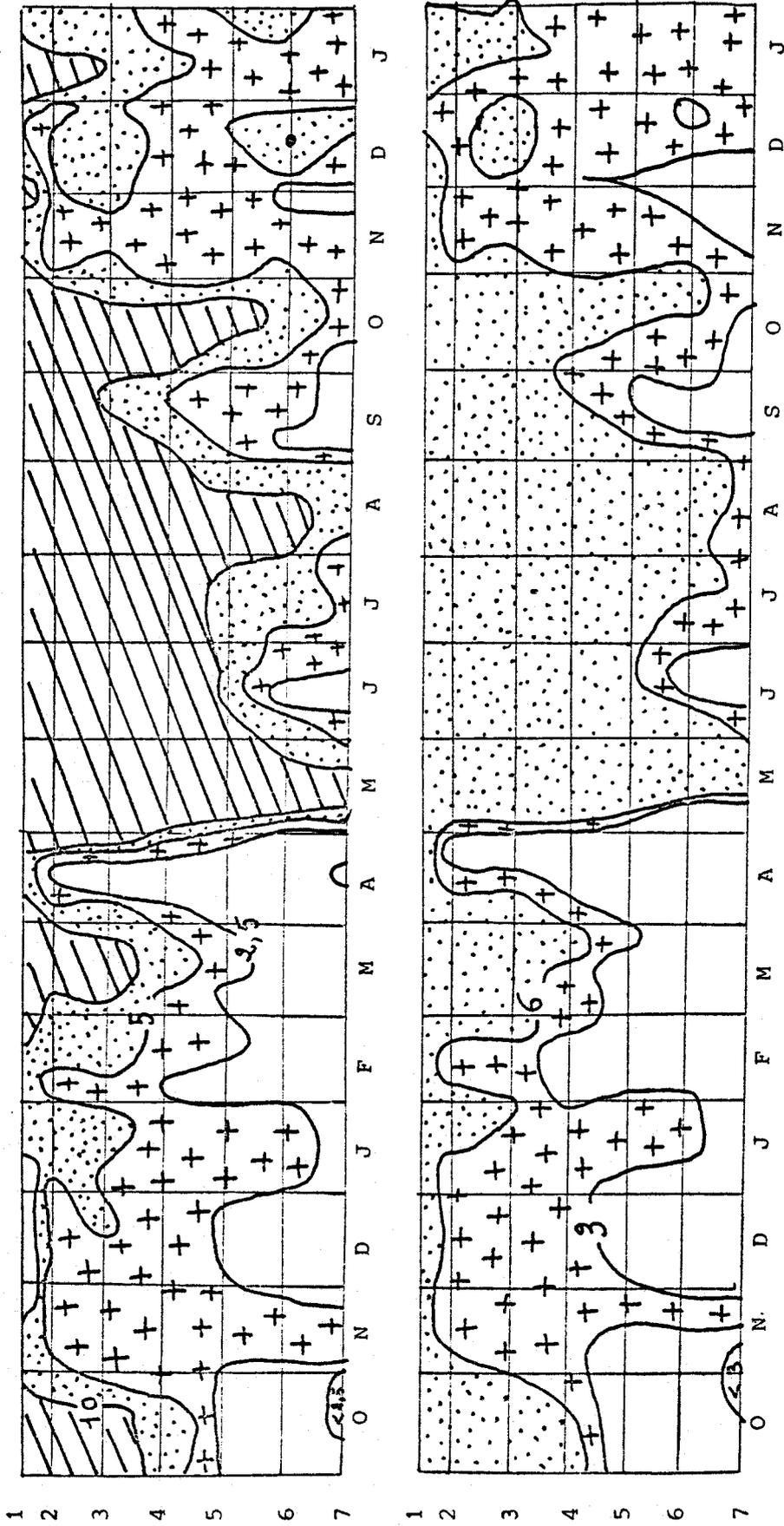


FIGURE 18

INTERPRETATION DE LA DBO_5 EN FONCTION DES CLASSES DEFINIES PAR

SLÁDEČEK (1973) EN HAUT ET KLEIN (1959) EN BAS

D'OCTOBRE 1975 A JANVIER 1977



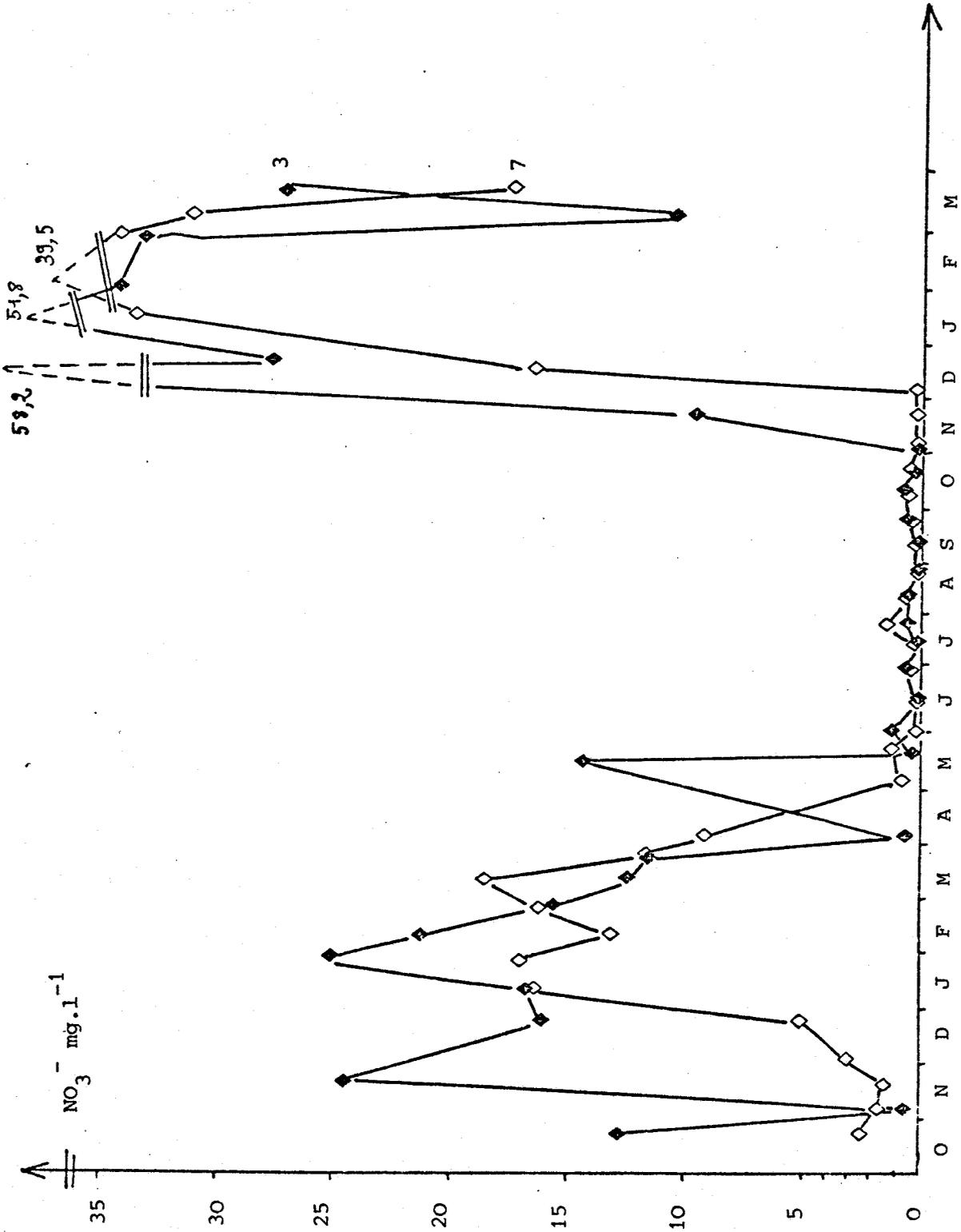


FIGURE 19

EVOLUTION DE LA TENEUR EN IONS NO₃⁻ DES BACS 3 ET 7 D'OCTOBRE 1975 A MARS 1977



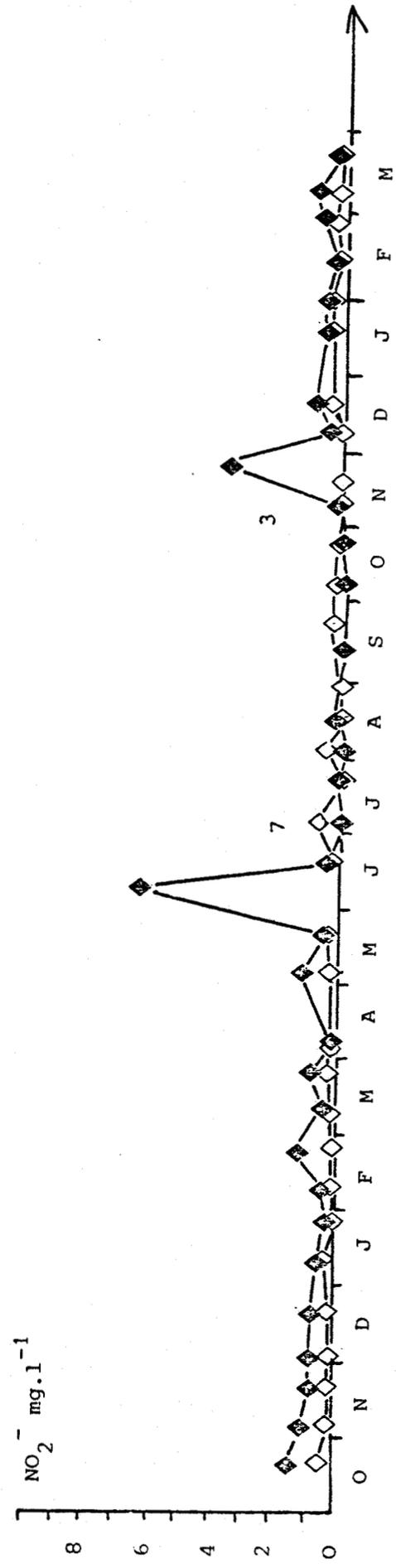
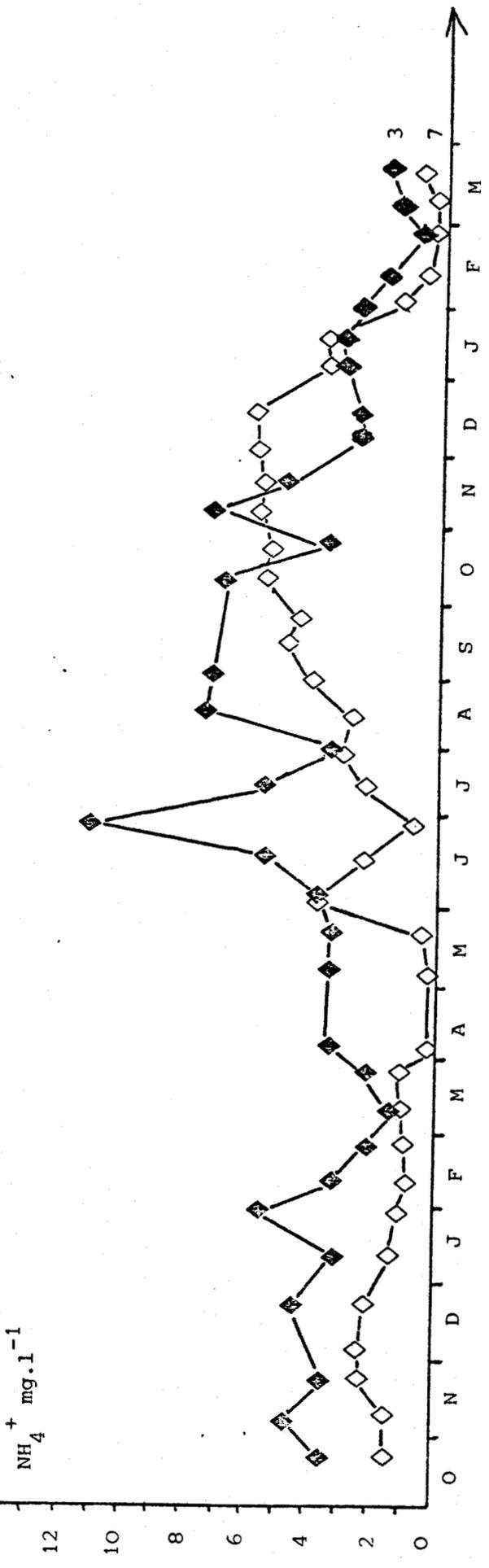


FIGURE 20

EVOLUTION DE LA TENEUR DE L'EAU DES BACS 3 ET 7 EN IONS AMMONIUMS (NH_4^+) ET EN IONS NITRITES (NO_2^-) D'OCTOBRE 1975 A MARS 1977



rient de 0,1 à 6 mg.l⁻¹. En ce qui concerne l'azote ammoniacal ces mêmes auteurs proposent 3 classes :

NH ₄ ⁺ en mg.l ⁻¹	Classe
0 < NH ₄ ⁺ < 0,01	1 normale ou douteuse
quelques $\frac{1}{10}$	2 pollution sensible
NH ₄ ⁺ > 1	3 pollution critique

Sauf en avril-mai 1976 et février-mars 1977, dans le bac 7, les valeurs relevées au cours de notre étude sont importantes (jusqu'à 11 mg.l⁻¹, fig. 20) ce qui indique un haut degré de pollution. En effet, l'azote ammoniacal est abondant dans les eaux riches en matières organiques en cours de dégradation lorsqu'il y a déficit en oxygène.

L'étude de l'azote confirme donc l'impact très net de l'été 1976 : la DBO₅ étant très élevée, l'azote ammoniacal ne peut être oxydé en nitrites puis en nitrates sauf par l'action des bactéries nitrifiantes. Ceci se traduit par une accumulation de l'ammoniaque en aval de juillet 1976 à janvier 1977 et par une diminution corrélative des nitrates pendant cette période dans tout le bassin (fig. 21). L'accroissement spectaculaire des teneurs en nitrates à partir de décembre 1976 peut provenir de la brusque minéralisation de NH₄⁺ stockés pendant l'été à un moment où les réserves d'oxygène se reconstituent.

HUET, TIMMERMANS, LECLERC et BEAUJEAN (1955) déterminent le degré de pureté piscicole d'une eau grâce à la présence ou à l'absence des critères suivants :

	poly	αmés	βmés	oligosaprobe
oxygène dissous	-	+	+	-
ammoniaque	+	+	-	-
nitrites	-	-	+	-
nitrates	+	+	-	-

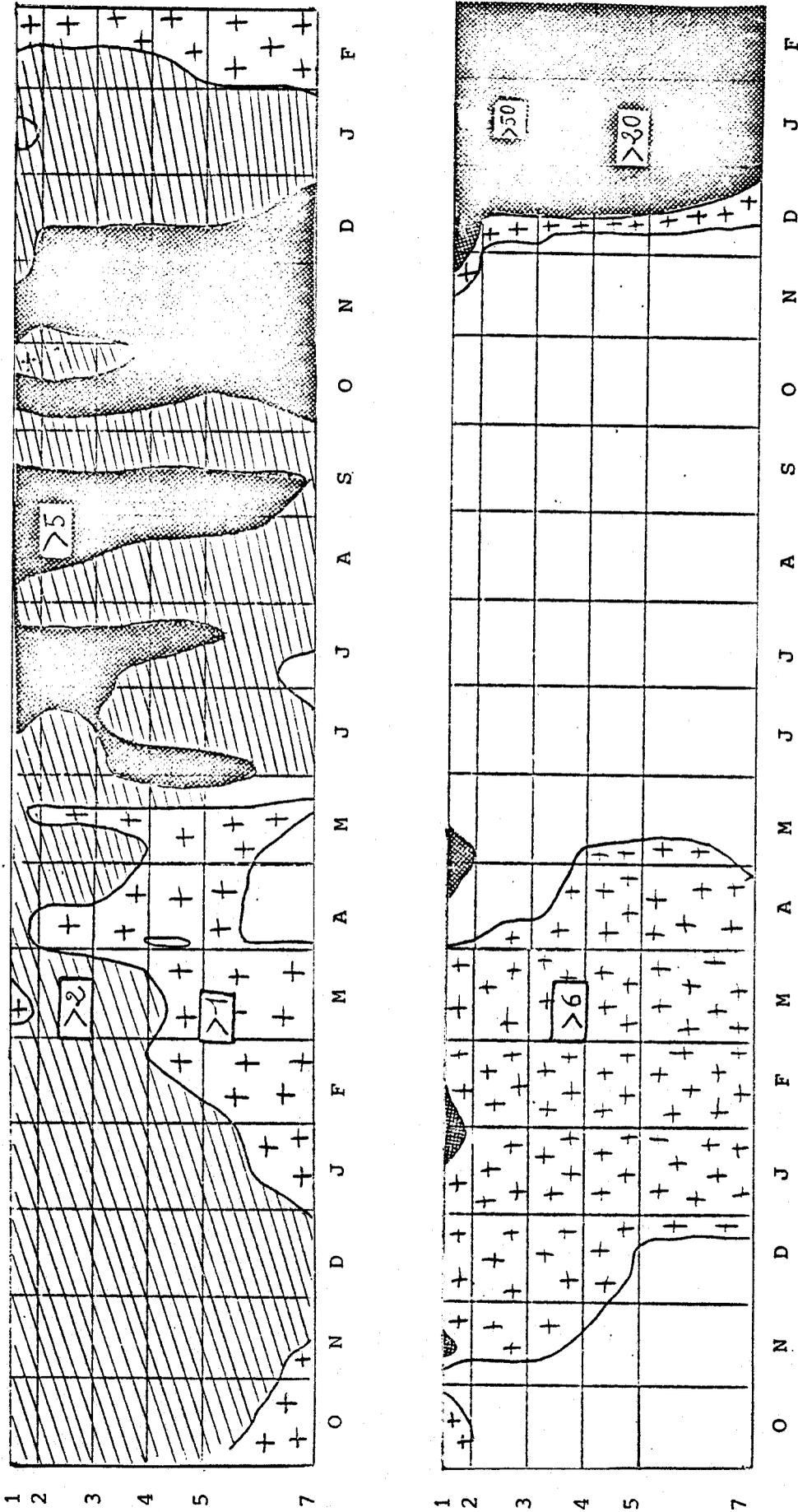


FIGURE 21

EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DE LA TENEUR DE L'EAU EN
IONS NH_4^+ (EN HAUT) ET EN IONS NO_3^- (EN BAS) D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977 en mg.l^{-1}



Le projet d'implantation de plans d'eau à des fins piscicoles ne pourra être réalisable que si un système d'épuration plus efficace permet d'obtenir une eau satisfaisant au moins aux critères choisis par ces auteurs. Pour l'instant, l'amélioration de la qualité de l'eau obtenue avec ce bassin d'étude pilote est réelle mais insuffisante.

III₁₆ - LES PHOSPHATES

Les phosphates jouent avec les nitrates un rôle important, limitant même selon certains auteurs (BENDER et JORDAN 1972, BERMAN et GOPHEN 1972 et EDMONDSON 1970) dans les phénomènes d'eutrophisation. La pollution par les phosphates, qui peut être due aux effluents industriels, au lessivage des engrais, des détergents, débute selon NISBET et VERNEAUX (1970) pour des concentrations supérieures à 0,1 ou 0,2 mg.l⁻¹. Les teneurs mesurées au cours de notre étude (fig. 22), plus grandes que le seuil supérieur (500 µg.l⁻¹) de la classification proposée par ces auteurs, indiquent une pollution phosphatée importante. Cette dernière s'étend pratiquement tout au long de la période d'observation, malgré quelques améliorations temporaires (juin-juillet) d'amont en aval.

III₁₇ - LES SULFATES

Les sulfates qui contaminent une eau peuvent provenir des terrains géologiques traversés ou d'effluents industriels. Les sols traversés par les eaux qui arrivent dans les bassins des prés DUHEM étant argilo-calcaires et parfois sableux, nous retiendrons la deuxième solution. NISBET et VERNEAUX (1970) situent le seuil de pollution séléniteuse à 20 mg.l⁻¹. Cette valeur est là encore constamment dépassée au cours de nos mesures (fig. 23). Les teneurs en sulfates dans les bacs 3 et 7 évoluent parallèlement avec cependant un mois de décalage (fig. 23). Tout se passe comme si l'eau arrivée dans le bac 3 au mois x parvenait au bac 7 au mois x + 1 sans être améliorée. La non élimination des ions SO₄⁻⁻ grâce au modèle réduit des prés DUHEM est préoccupante car ces ions sont néfastes à la vie piscicole.

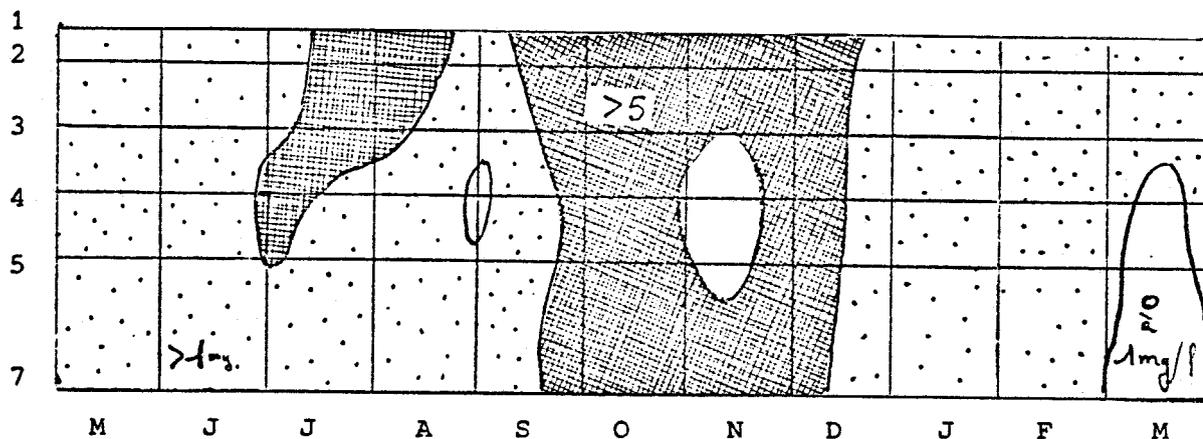
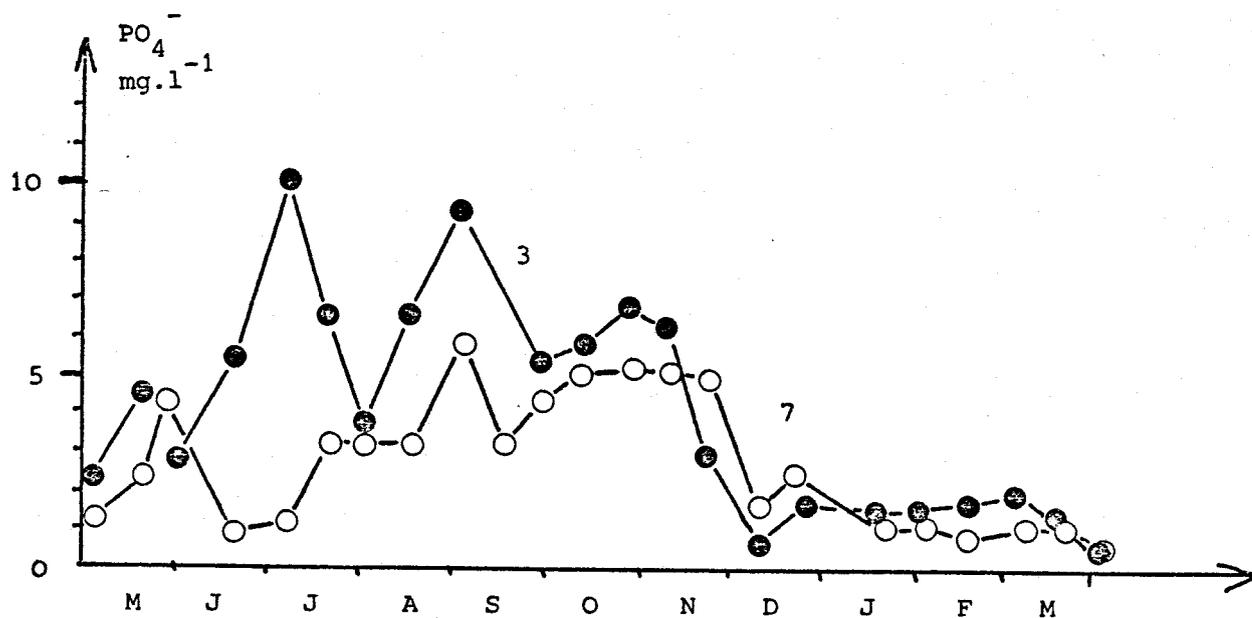


FIGURE 22

EVOLUTION DE LA TENEUR EN PHOSPHATE DANS LES BACS
 3 ET 7 (EN HAUT) ET DANS L'ENSEMBLE DU BASSIN (EN BAS)
 DE MAI 1976 A MARS 1977



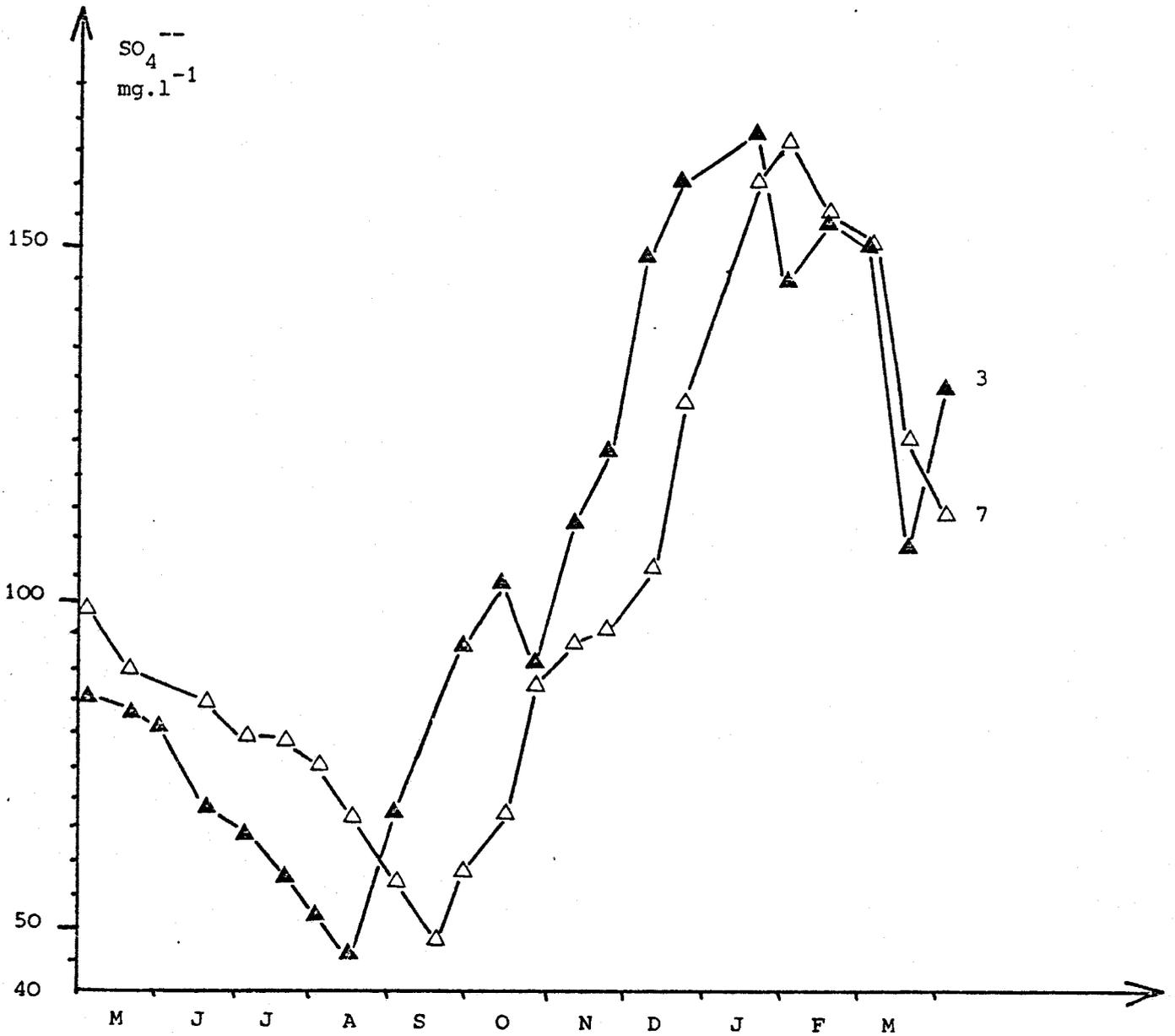


FIGURE 23

EVOLUTION DE LA TENEUR EN SULFATE DES BACS
3 ET 7 DE MAI 1976 A MARS 1977

III₁₈ - LES AUTRES IONS

Les ions silicium

La silice est nécessaire à la constitution des frustules des Diatomées (LEFEVRE et BACHRACH 1928). Quoique peu représenté du point de vue quantitatif dans le bassin, ce groupe y montre une grande diversité (chap. III₂₃).

La diminution des teneurs en Si d'amont en aval peut être corrélée à la dominance des Diatomées à partir du bac 5 en période hivernale (fig. 31 chap. III₂₃ et fig. 24).

Les ions chlorures

En reprenant la classification proposée par KLEIN (1959), on constate que les classes dominantes au cours de nos relevés sont les classes 6 et 7 (fig. 25).

Classification de KLEIN

$\text{Cl}^- \text{ mg.l}^{-1}$	classe	
$\text{Cl}^- < 2$	1	↓ degré croissant de minéralisation Pollution nulle
$2 < \text{Cl}^- < 5$	2	
$5 < \text{Cl}^- < 10$	3	

$10 < \text{Cl}^- < 20$	4	} seuil critique

$20 < \text{Cl}^- < 50$	5	} pollution
$50 < \text{Cl}^- < 100$	6	
$\text{Cl}^- > 100$	7	

Ceci traduit à nouveau un degré de pollution important et l'inefficacité du bassin. La diminution des teneurs en chlore observée à partir de septembre 1976 dans les bacs 1 et 7 n'est pas due à l'autoépuration mais à un afflux moins riche en chlore.

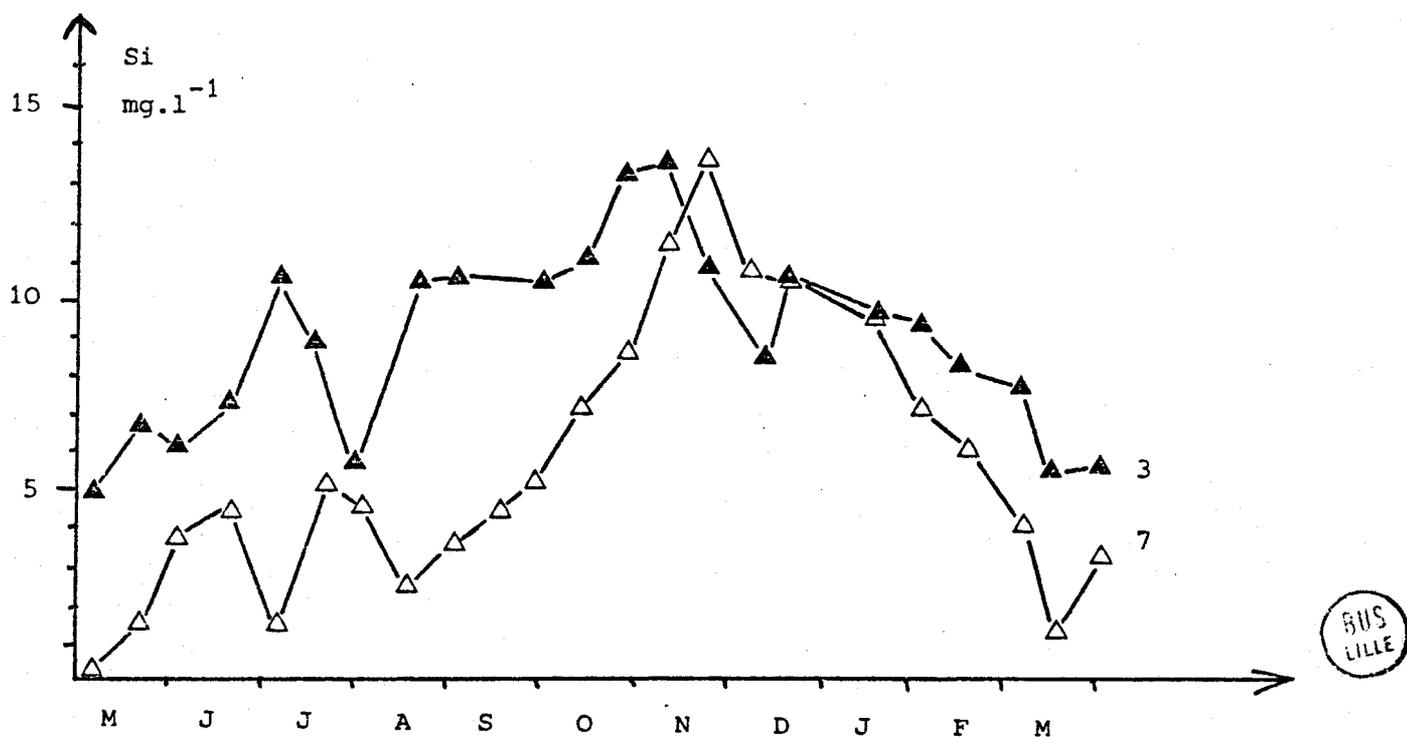


FIGURE 24

EVOLUTION DE LA TENEUR EN SILICIUM DANS LES BACS
3 ET 7 DE MAI 1976 A MARS 1977

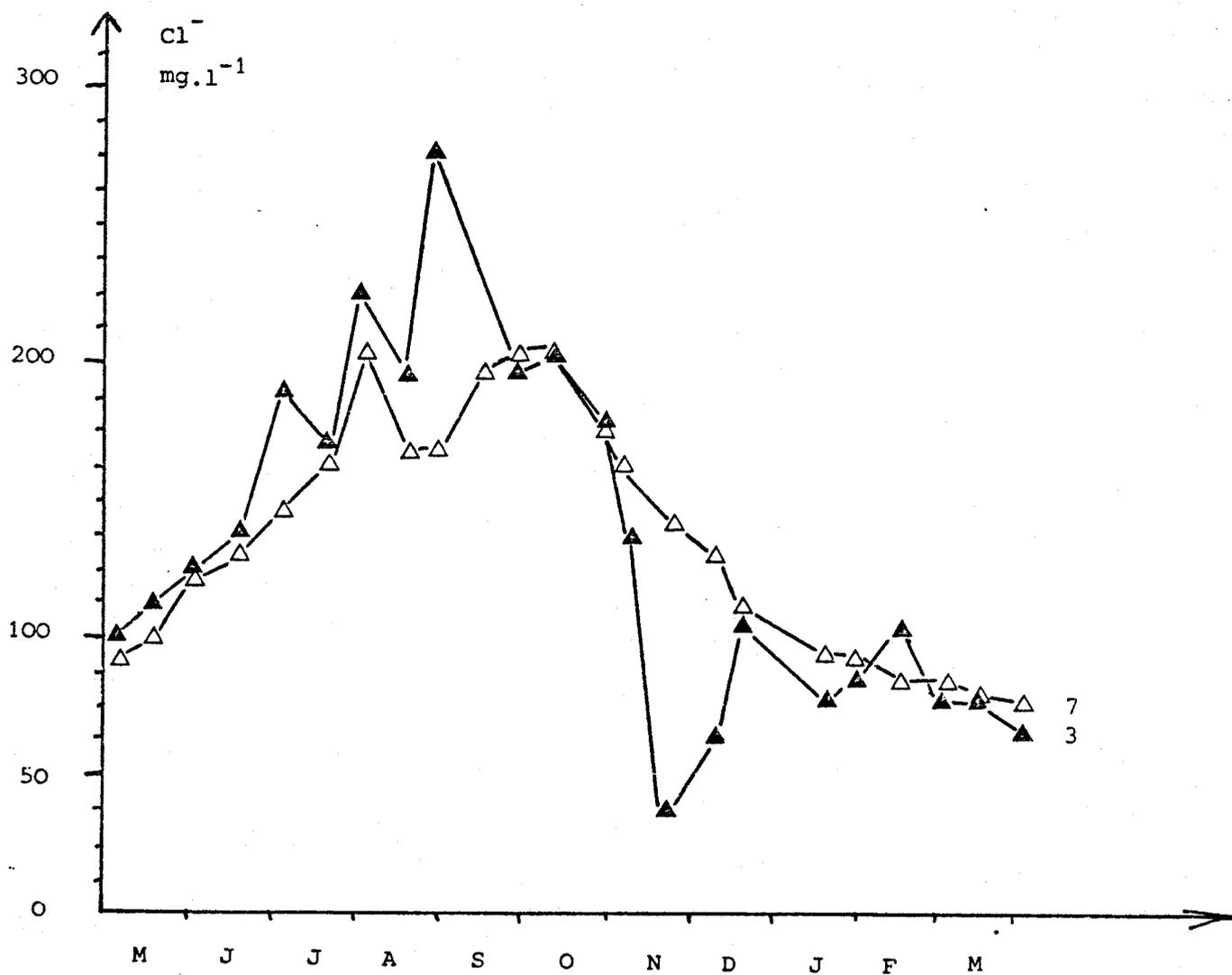


FIGURE 25
 EVOLUTION DE LA TENEUR EN IONS CHLORE
 DANS LES BACS 3 ET 7 DE MAI 1976 A MARS 1977

III₂ - ÉVOLUTION DES FACTEURS BIOTIQUES

III₂₁ - LES CHLOROPHYCEES

La plupart des espèces de ce groupe observées se situent dans la zone α et β mésosaprobe de l'échelle des saprobies, ce qui confirme la présence d'une pollution organique marquée. La figure 26 montre que cette famille constitue la majeure partie de la population algale en novembre 1975 et de mai à novembre 1976 (80 % de Chlorophycées par rapport au nombre total d'individus par ml). Cette abondance s'explique par le fait qu'il s'agit d'espèces eurytopes, peu sensibles aux polluants organiques et dont certaines (*Chlorella*, *Chlamydomonas*) peuvent vivre par hétérotrophie. Lorsque les autres groupes seront éliminés soit à cause de la présence de toxiques, soit à cause du manque d'oxygène, les Chlorophycées n'ayant plus de concurrents pour la nourriture (notamment l'azote et le phosphore, toujours abondants dans ce bassin) provoquent des blooms.

Pendant l'hiver 1975 et le printemps 1976 lorsque les populations d'algues sont moins importantes, les Chlorophycées représentent encore 30 % de la population totale mais d'autres groupes se développent et les espèces sont plus nombreuses, notamment les Diatomées et les Cryptophycées.

La comparaison des figures 26 et 27 montre que les pics de phytoplancton se situent principalement de la fin du printemps jusqu'au début de l'automne avec un maximum en juin. Ils sont dus essentiellement à un brusque développement des algues vertes, principalement les Volvocales, et le plus souvent d'une seule ou quelques espèces, telles que *Chlamydomonas globosa* ou *Chlamydomonas erhenbergii* (Volvocales) et de *Chlorella vulgaris* (Chlorococcales) (fig. 28).

DE NOYELLES (1967) a obtenu des résultats similaires pour les populations d'algues d'une lagune d'eau d'égoûts.

Hormis les *Chlamydomonas*, les autres Volvocales capables d'un développement assez conséquent l'été (de l'ordre de 10^{-4} ind.ml⁻¹) sont *Polytoma* sp., *Carteria* sp., *Eudorina elegans* et *Volvox aureus*. Cette dernière espèce était particulièrement abondante et représentait la presque totalité de la population en juin 1978 après l'arrêt de fonctionnement définitif de la station d'épuration, malgré une épaisse couverture de Lemnées et de nombreuses Daphnies. L'abondance de *Volvox aureus* peut trouver 2 explications : d'une part les colonies de cette algue sont trop volumineuses (200, 300 μ) pour être consommées par les Daphnies qui peuvent pourtant ingérer des particules de 80 μ (BURNS

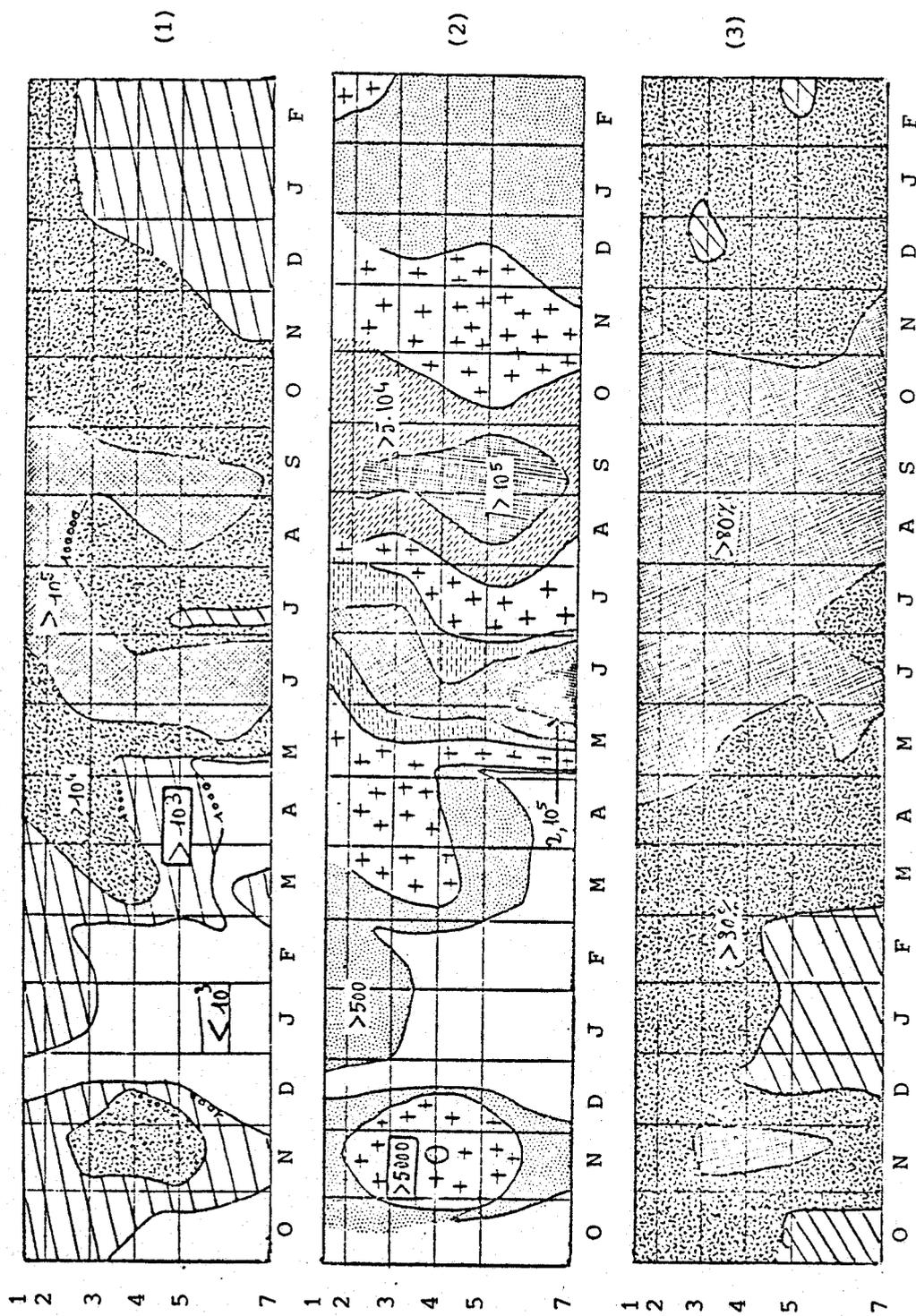


FIGURE 26

EVOLUTION SPATIO TEMPORELLE DU NOMBRE TOTAL D'ALGUES EN ind.l^{-1} (1) DU
 NOMBRE TOTAL DE CHLOROPHYCEES (ind.l^{-1}) (2) ET DU POURCENTAGE DE
 CHLOROPHYCEES PAR RAPPORT A L'ENSEMBLE DU PHYTOPLANKTON (3), D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977



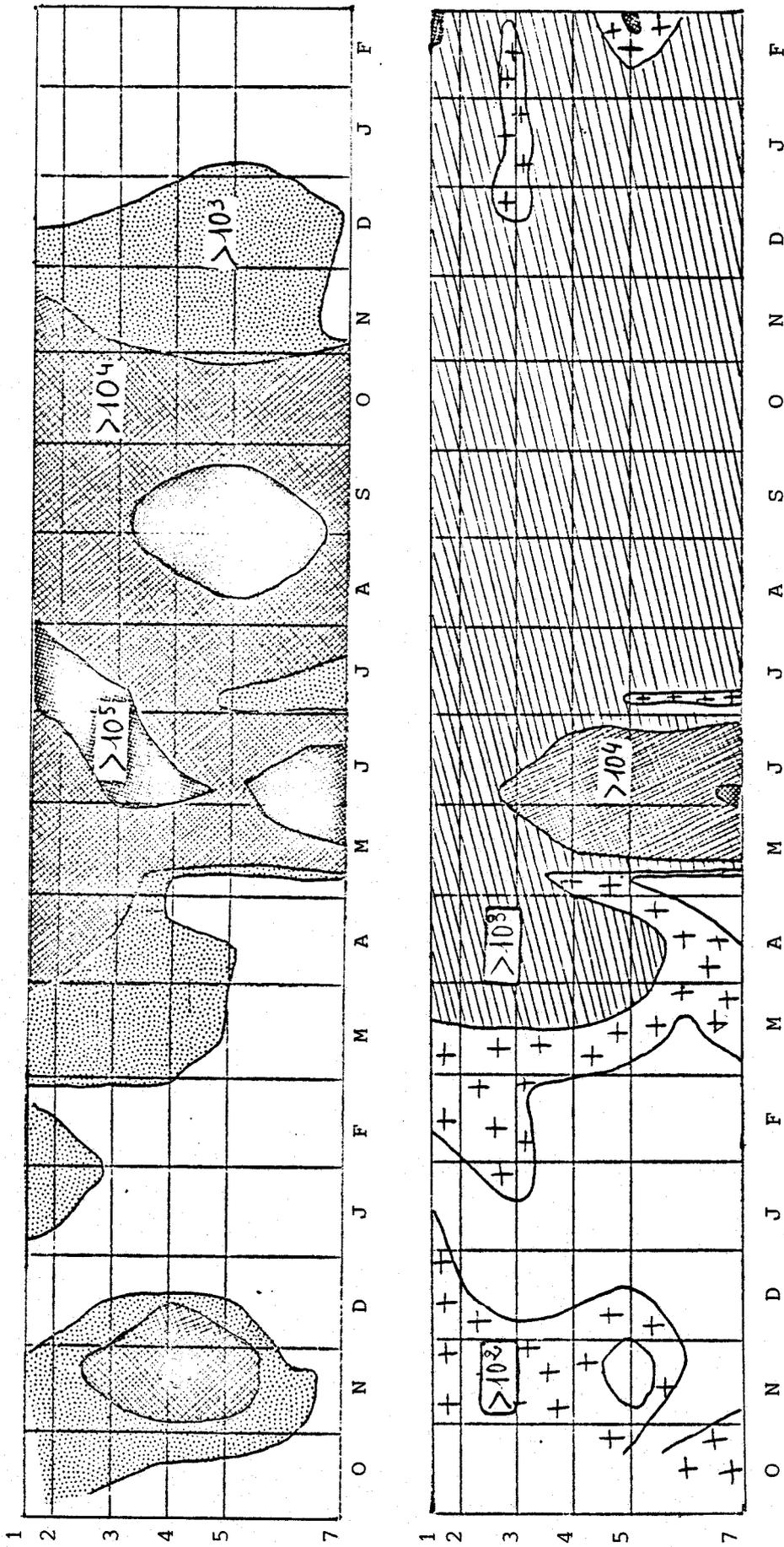


FIGURE 27

EVOLUTION SPATIOTEMPORELLE DES VOLVOCALES (EN HAUT) ET DES CHLOROCOCCALES (EN BAS) EN ind.l^{-1} AUTRE QUE CHLORELLA VULGARIS, D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977



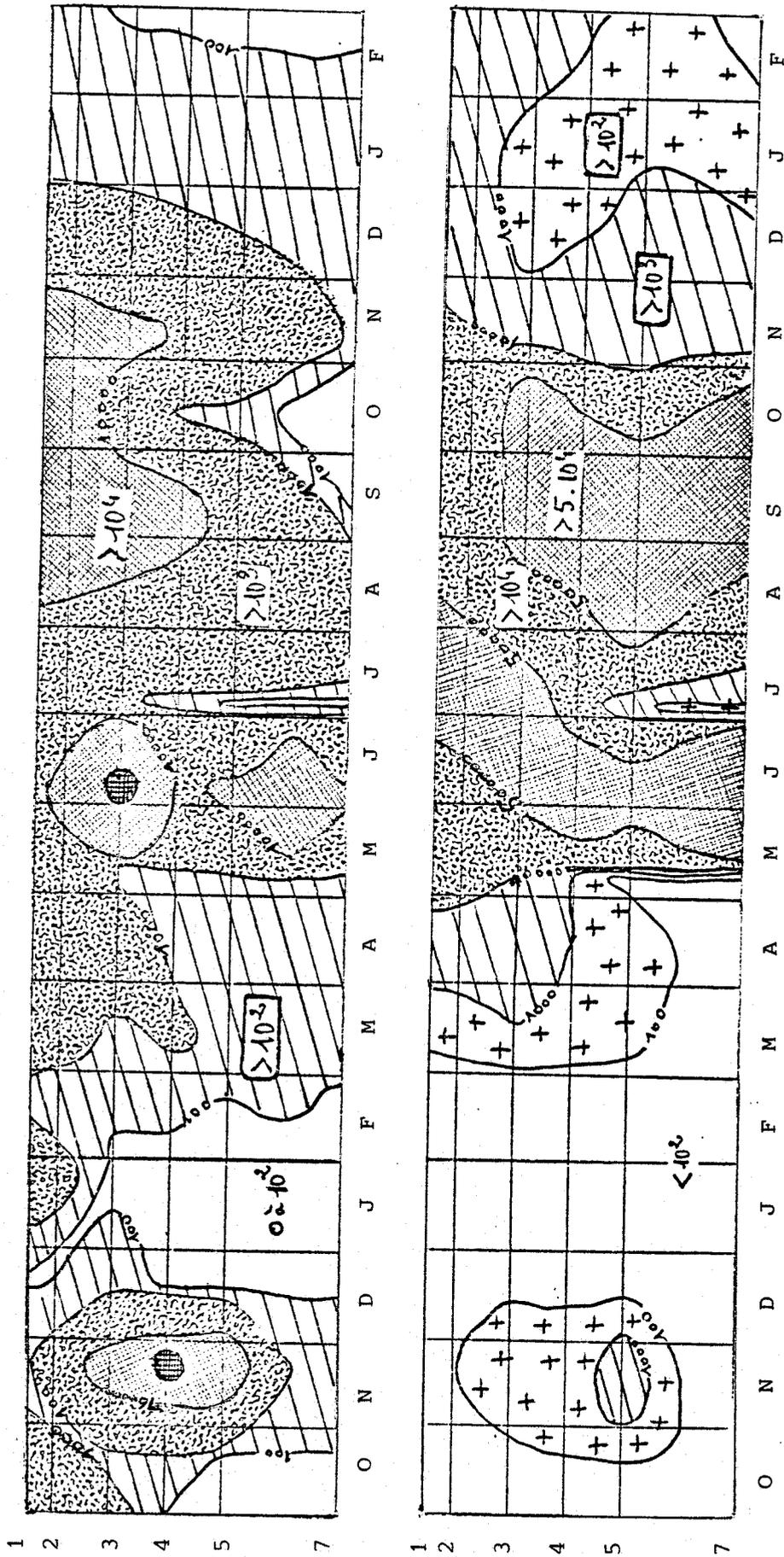


FIGURE 28

EVOLUTION SPATIOTEMPORELLE DE CHLAMYDOMONAS GLOBOSA (VOLVOCALE) EN HAUT ET DE CHLORELLA VULGARIS (CHLOROCOCCALE) EN BAS EN ind.l^{-1} , D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977



1968 *in* ANGELI 1979) ; d'autre part, elle est commune dans les lacs à haute productivité et les étangs où elle trouve les ions chélateurs dont elle a besoin pour sa croissance (SAUNDERS 1957).

Nous avons constaté que les Chlorococcales autre que *Chlorella vulgaris* étaient toujours variées, surtout en période chaude. Leur biomasse est moyenne mais augmente l'été (10^3 ind.l⁻¹, fig. 29). Parmi les espèces familières mais d'abondance relative, nous citerons : *Scenedesmus* ssp., *Ankistrodesmus falcatus*, *Pediastrum* ssp., *Tetrastrum staurogenioeforme*, *Crucigenia quadrata*, *Chodatella* ssp., *Kirchneriella* ssp., *Tetraëdon* ssp., *Ankyra judaï* (chap. II₃₄, tab. XII).

Afin de mettre en évidence l'évolution des Chlorococcales autre que *Chlorella vulgaris*, nous avons réalisé des cartes d'isorepartition sans cette espèce (fig. 27). En mai-juin 1976 apparaît un pic correspondant au développement des genres *Ankistrodesmus* et *Scenedesmus*. La fin du printemps représente donc pour toutes les espèces une période propice au développement. La photosynthèse est stimulée par les températures douces et l'ensoleillement plus long. La croissance des algues est favorisée par une nourriture plus abondante provenant des rejets des conserveries de légumes... (chap. II₁₁, fig. 3), très actives à cette époque de l'année.

La DBO₅ augmente ensuite fortement, épuisant l'oxygène du milieu ; c'est pourquoi à partir de juin-juillet les espèces les plus sensibles (*Oocystis lacustris*) sont éliminées au profit de celles capables de vivre par hétérotrophie (*Chlorella vulgaris*, *Chlamydomonas globosa* et *erhenbergii*) (fig. 28).

Ces espèces hétérotrophes se multiplient d'autant plus vite qu'elles ont moins de concurrentes et que le zooplancton n'arrive plus à les contrôler.

III₂₂ - LES CYANOPHYCEES

Les Cyanophycées sont des algues bleues-vertes filamenteuses ; certaines sont autoauxotrophes, nécessitant la présence de vitamines (B₁₂) et d'autres sont hétérotrophes, liées à la présence de matières organiques. Les genres les plus fréquents sont *Oscillatoria* et *Anabaena*.

Sauf la période de mai-juin, qui est favorable au phytoplancton en général pour les raisons déjà citées, les Cyanophycées sont présentes en nombre très réduit (en mai-juin elles forment 5 % de la totalité du phytoplancton mais leur nombre atteint $2 \cdot 10^4$ ind.l⁻¹ pour $5 \cdot 10^2$ ind.l⁻¹ habituellement, fig. 30).

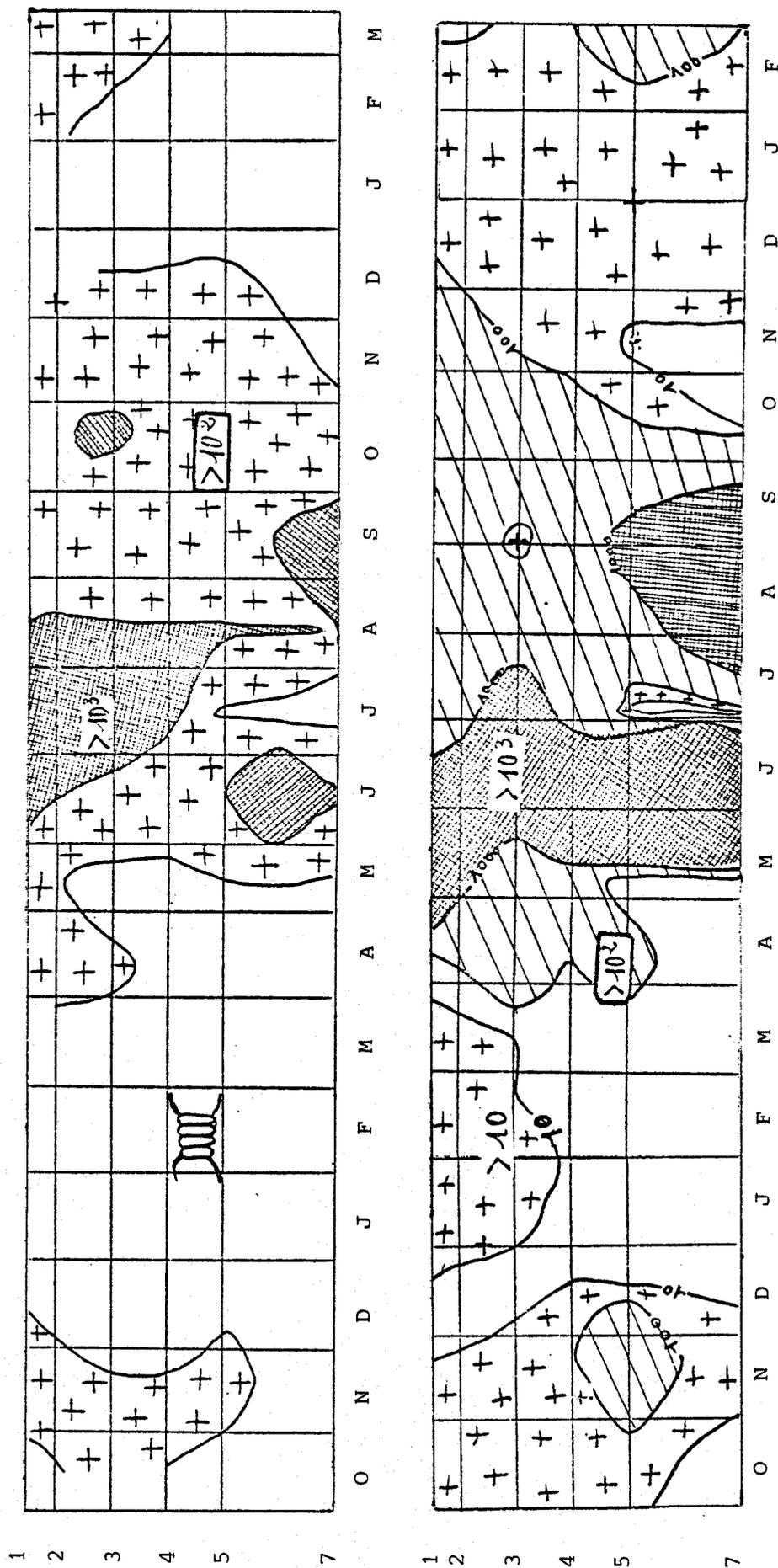


FIGURE 29

EVOLUTION SPATIOTEMPORELLE DU GENRE SCENEDESMIUS (EN HAUT) ET DE ANKYSTRODESMIUS FALCATUS (EN BAS) EN ind.l⁻¹, d'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977

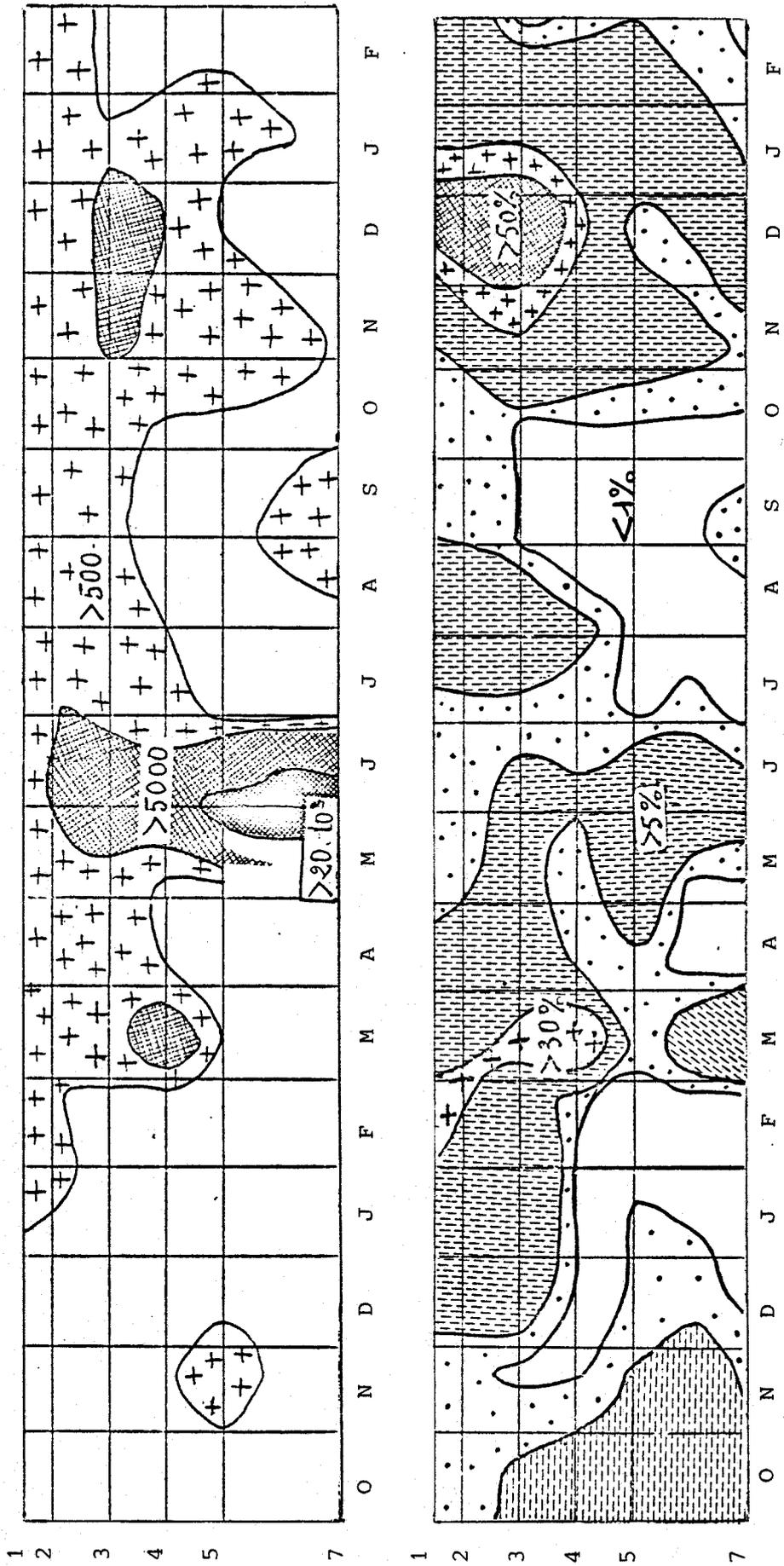


FIGURE 30

EVOLUTION SPATIOTEMPORALE DES CYANOPHYCEES EN ind.l^{-1} (EN HAUT) ET DE LEUR POURCENTAGE PAR RAPPORT AU NOMBRE TOTAL D'ALGUES (EN BAS) D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977



Du fait de leur forme allongée les Cyanophycées sont mal ingérées par les prédateurs. POURRIOT (1957) constate que si la plupart des algues peuvent être digérées par le zooplancton celui-ci préfère les algues de forme simple et de petite taille. Les Cyanophycées étant ainsi mal contrôlées par les prédateurs peuvent momentanément se développer de façon importante (fig. 30). Ceci nuit à la bonne qualité de l'eau car les Cyanophycées en grand nombre altèrent les propriétés organoleptiques de l'eau par leurs produits de sécrétion (LEFEVRE et NISBET 1948 ; SIDOROVA 1963 ; INDIRA, JAYANGODAR et GANAPATI 1965 ; CABRIDENC et LEPAILLEUR 1969). D'autre part leurs cadavres font augmenter la DBO₅. Ce problème ne s'est pas posé aux prés Duhem, mais un bloom de Cyanophycées n'est pas exclu ultérieurement car hormis l'oxygène, les conditions optimales à leur développement existent dans le bassin (azote, phosphore, matières organiques oxydables) (PROVASOLI 1958).

III₂₃ - LES DIATOMEES

Ce groupe, bien représenté dans ce bassin, constitue une biomasse peu importante comparée aux Chlorophycées mais il est très diversifié. Les genres *Navicula* et *Nitzschia*, hétérotrophes facultatifs (PROVASOLI 1958, HUTCHINSON 1967) sont dominants dans le bassin, ce qui est corrélatif de la forte pollution organique. Les autres Diatomées, généralement phototrophes strictes, présentent une affinité prononcée pour les nitrates (NO_3^-) et l'ammoniaque (NH_4^+) et sont allauxotrophes pour la vitamine B₁₂ et la thiamine (HUTCHINSON 1967). Les rejets des conserveries et des brasseries leur seront donc favorables. Par ailleurs, les ions SiO_2 nécessaires à la synthèse des frustules sont suffisamment abondants dans le bassin (fig. 24, chap. III₁). Quelques milligrammes par litre suffisent à la fabrication des frustules des espèces planctoniques (LEFEVRE et BACHRACH 1928). Bien que nous n'ayons pas recensé les Diatomées benthiques du périphyton, il ne faut pas négliger l'importance globale de ce dernier dans l'oxygénation du milieu. En outre, de nombreuses espèces "planctoniques" sont en fait des espèces benthiques qui se sont détachées à cause de la turbulence de l'eau ou lors du nettoyage des parois des bacs (SCHODDUYN 1925).

Parmi les espèces que nous avons recensées nous distinguerons 2 groupes :

- les euplanctoniques : *Cyclotella* ssp., *Melosira* ssp., *Diatoma vulgare*, *Cymatopheura solea*, *Fragilaria crotonensis*, *Synedra acus*, *Tabellaria fenestrata*, *Asterionella formosa* ;

- les benthiques qui peuvent produire des espèces planctoniques dans les pays tempérés. *Surirella* ssp., *Nitzschia* ssp., *Cymbella* ssp.

La figure 31 met en évidence l'affinité des Diatomées pour les premiers bacs, d'avril 1976 à février 1977, là où la matière organique est la plus abondante. Des pics locaux se développent aussi en aval, dus à la faible élimination des matières organiques pendant la période estivale. Leur population ne dépasse pas $4 \cdot 10^3$ ind.l⁻¹. Les Bacillariophycées ne risquent pas de provoquer un bloom car elles sont trop concurrencées par les Chlorophycées, plus rustiques et plus nombreuses (10^5 ind.l⁻¹).

L'étude comparée des figures 26 et 31 montre d'ailleurs que les Chlorophycées représentent 80 % des algues l'été 76 alors que les Diatomées forment le groupe dominant l'hiver 75-76 mais avec une biomasse beaucoup plus faible.

La figure 32 représentant les distributions relatives des Diatomées pennaes et centrales révèle que les pennaes sont présentes toute l'année avec des maximums dispersés d'avril à novembre 1976, alors que les centrales sont absentes pendant la majeure partie de l'année et n'interviennent qu'en mars-avril lorsque la température s'élève. Cette alternance est due davantage à une différence de sensibilité vis-à-vis de la température qu'à une compétition vis-à-vis des nutriments car l'été les 2 types coexistent et la nourriture est toujours en quantité suffisante dans ce bassin.

III₂₄ - LES EUGLENOPHYCEES

Les Euglènes sont communes dans les eaux eutrophes telles que celles de ce bassin recevant les eaux de la Lys. Elles apparaissent de mai à octobre 1976 en nombre restreint (10^3 ind.l⁻¹) comparé aux autres groupes. La plupart d'entre elles sont des hétérotrophes facultatives ce qui leur a permis de se développer pendant la phase critique de l'année 1976 (fig. 33) lorsque la tension en oxygène était très faible voire nulle. L'azote (NH_4^+) est la source d'azote préférée chez les Euglénophycées, or la teneur en ions NH_4^+ était particulièrement abondante pendant l'été et l'automne 1976 (fig. 20, chap. III₁). Les Euglènes étant par ailleurs allauxotrophes vis-à-vis de la vitamine B₁₂ trouvaient vraisemblablement celle-ci en abondance dans les effluents provenant des brasseries et industries alimentaires jalonnant la Lys.

Parmi les autres genres rencontrés notons un nombre varié de *Trachelomonas* et de *Phacus* en faible quantité mais d'autant plus remarquables qu'ils étaient très rares le reste de l'année.

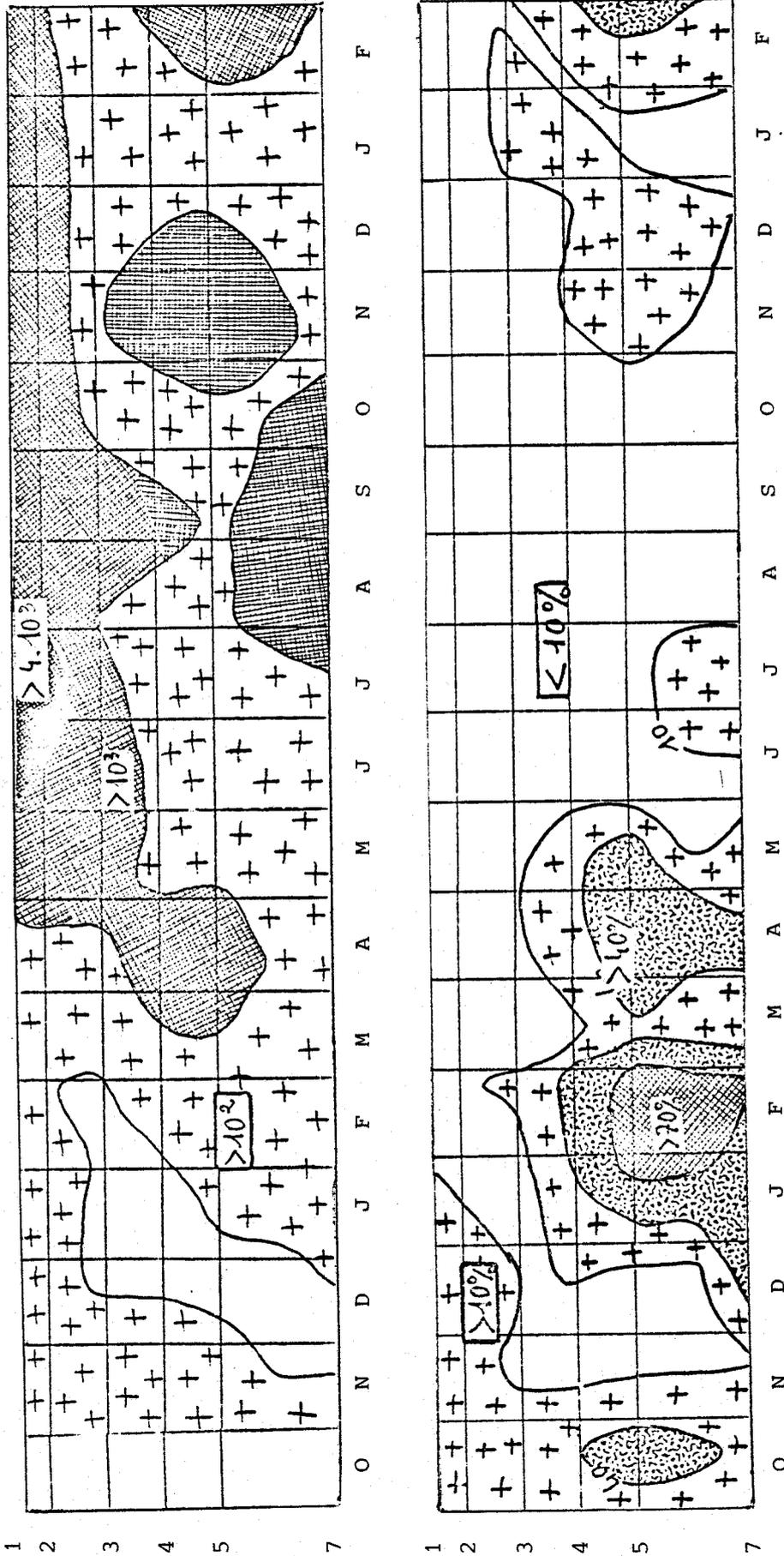


FIGURE 31

EVOLUTION SPATIOTEMPORELLE DES DIATOMÉES EN ind.l⁻¹ (EN HAUT) ET DE LEUR POURCENTAGE PAR RAPPORT AU NOMBRE TOTAL D'ALGUES (EN BAS) D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977

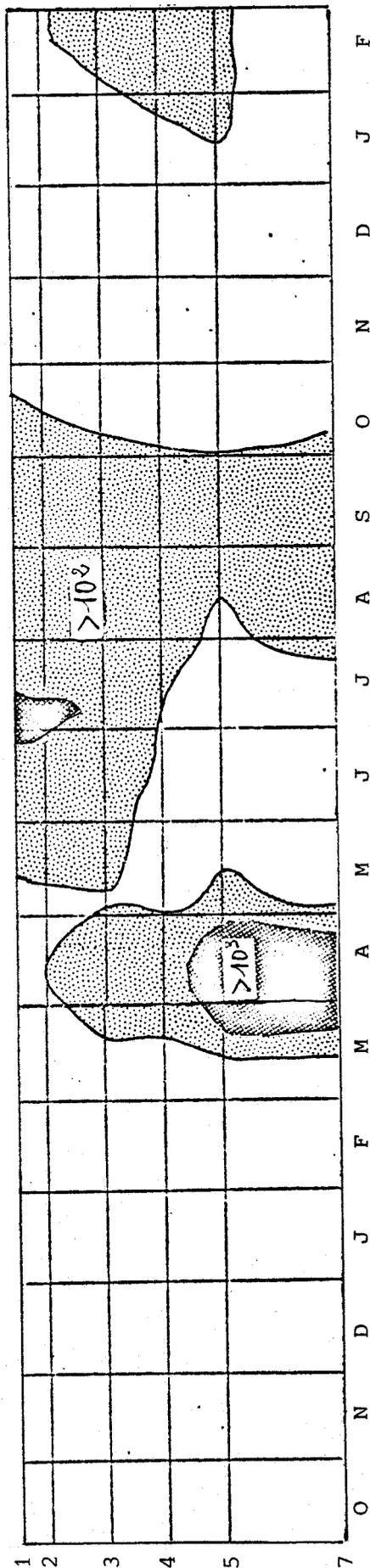
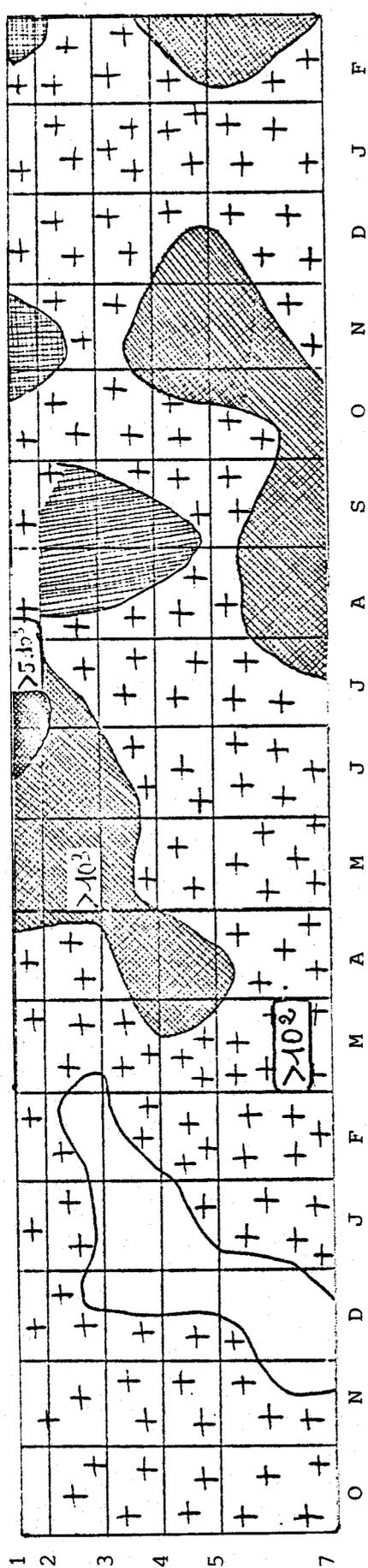


FIGURE 32

EVOLUTION SPATIOTEMPORELLE DES DIATOMES PENNALES (EN HAUT)
 ET CENTRALES (EN BAS) EN ind. l^{-1} D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977



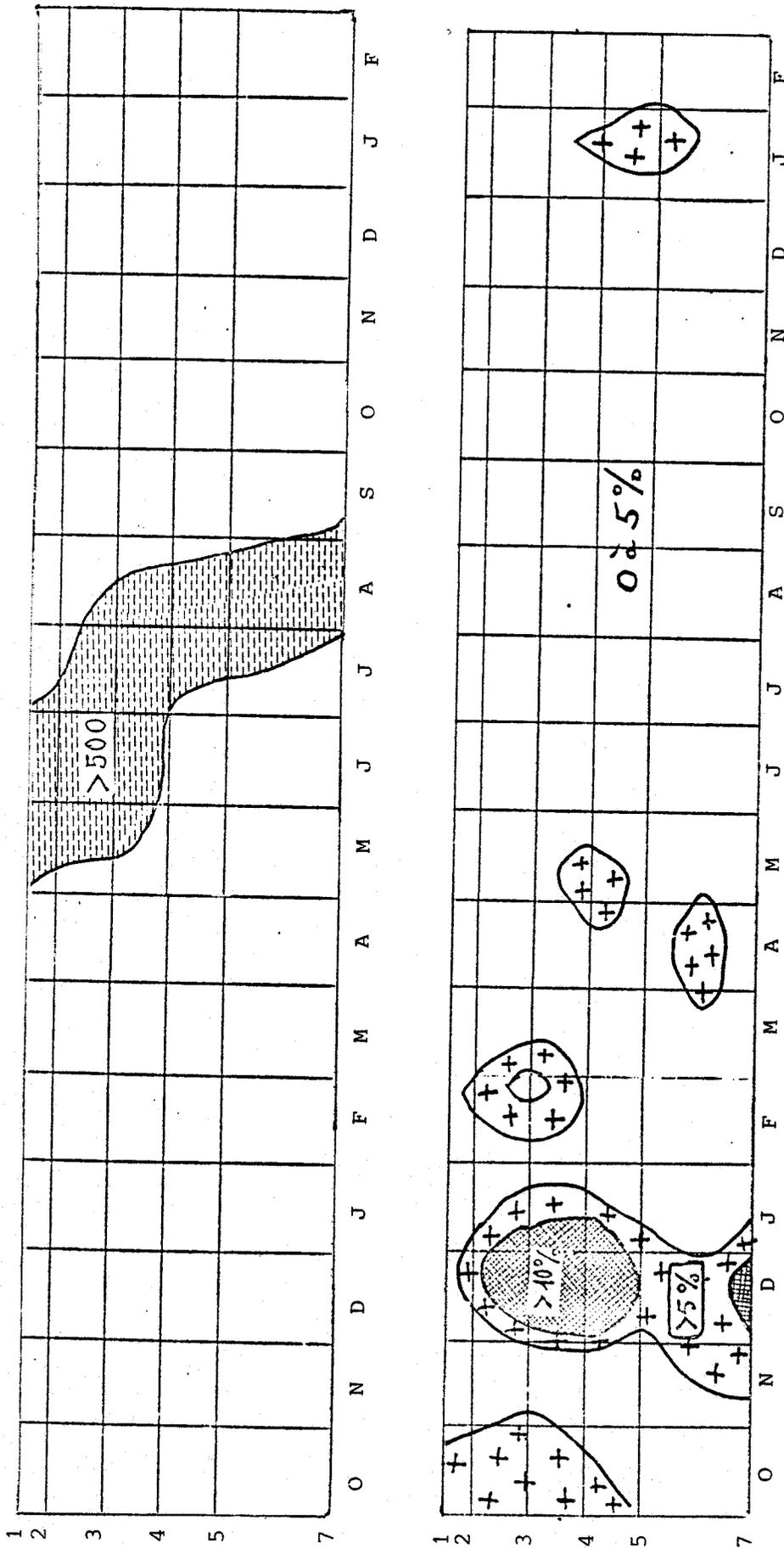


FIGURE 33

EVOLUTION SPATIOTEMPORELLE DES EUGLENOPHYCEES (EN HAUT) EN ind.l^{-1} ET DU POURCENTAGE D'EUGLENOPHYCEES PAR RAPPORT AU PHYTOPLANKTON TOTAL (EN BAS) D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977



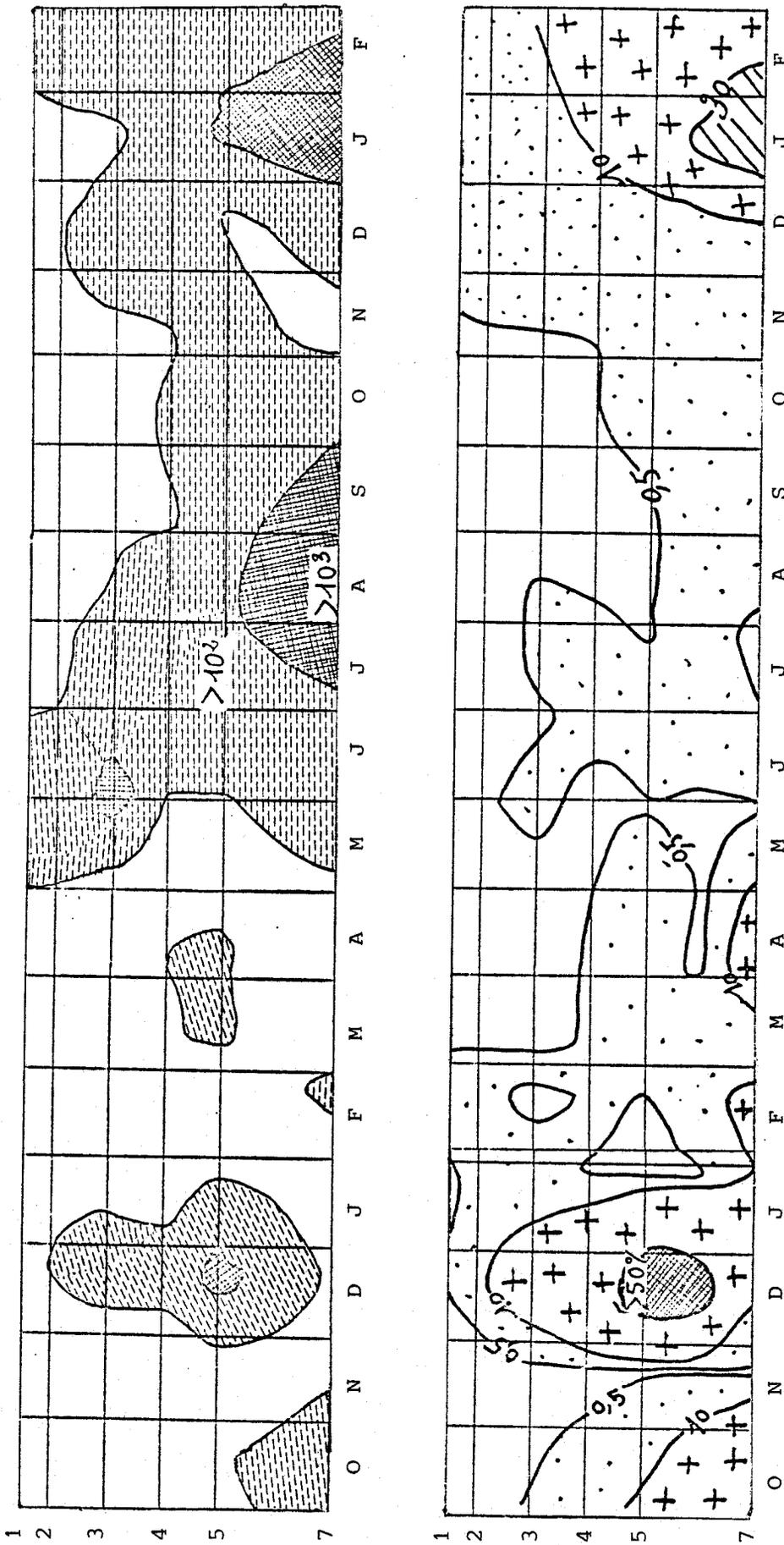


FIGURE 34

EVOLUTION SPATIOTEMPORELLE DES CRYPTOPHYCES EN ind.l^{-1} (EN HAUT) ET DE LEUR POURCENTAGE (EN BAS) PAR RAPPORT AU NOMBRE TOTAL D'ALGUES D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977



densité pour 100 ml

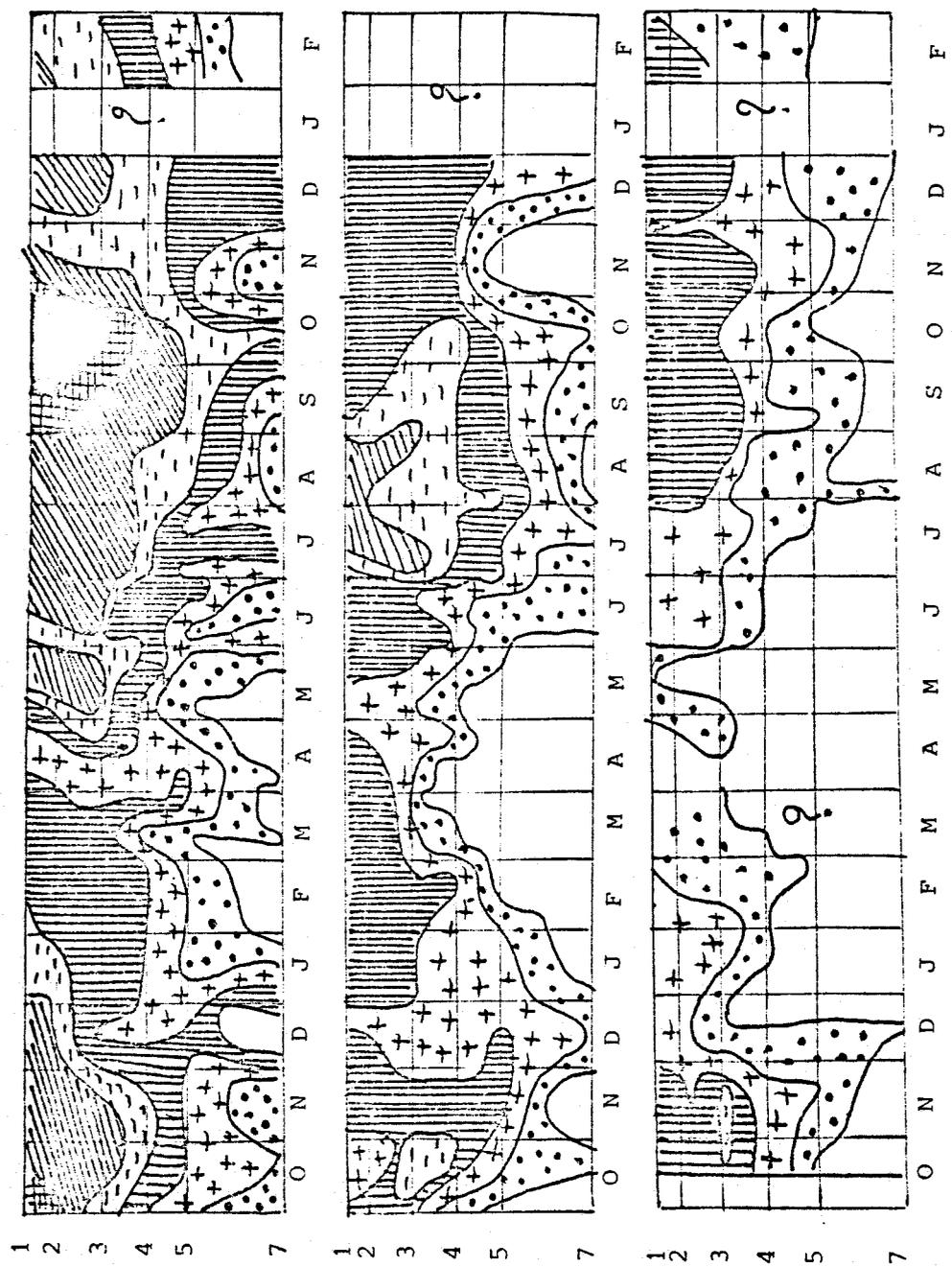
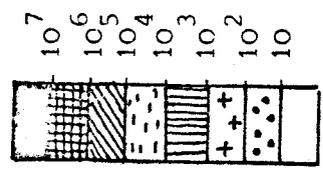


FIGURE 35

EVOLUTION SPATIOTEMPORELLE D'OCTOBRE 1975 A FEVRIER 1977
DU BACTERIOPLANKTON INDICATEUR DE CONTAMINATION FECALE

- 1 Coliformes
- 2 *Escherichia coli*
- 3 Streptocoques fécaux

1

2

3



Ce groupe d'algues exerce donc un impact négligeable sur l'évolution de la qualité de l'eau du bassin du fait de sa biomasse négligeable et de son apparition restreinte dans le temps. Il témoigne cependant d'une certaine eutrophie du milieu.

III₂₅ - LES CRYPTOPHYCEES

Ces algues à pigment brun-jaune nécessitent un apport simultané en vitamines B₁₂ et thiamine, quelques-unes sont eurytopes, telle *Cryptomonas ovata*, rencontrée fréquemment lors de nos observations.

Comme pour les Diatomées et les Euglènes leur nombre ne dépasse guère 10^3 ind.l^{-1} . Ce pic a été atteint en novembre 1975 au bac 5, de juillet à septembre 1976 dans les bacs 6 et 7 puis en janvier et février 1977 aux bacs 6 et 7 (fig. 34). Elles semblent avoir une plus grande affinité pour les bacs situés en aval lorsque l'eau a déjà bénéficié d'une amélioration, notamment au point de vue oxygénation et turbidité (fig. 34 et fig. 8 et 12 chap. III₁). La présence des Cryptophycées semble donc indiquer une évolution positive dans la qualité de l'eau mais à nouveau leur faible biomasse ne leur permet pas d'influencer la nature du milieu.

III₂₆ - LE BACTERIOPLANCTON

Le dénombrement des germes indicateurs d'une contamination fécale (Coliformes, *Escherichia coli*, Streptocoques fécaux) et des *Clostridium* sulfite-réducteurs a été effectué par l'Institut Pasteur de Lille.

Les germes tels que *Streptococcus faecalis*, *Streptococcus bovis*, *Escherichia coli* sont des hôtes normaux de l'intestin des animaux, ils ne peuvent survivre longtemps hors de leur milieu d'origine et encore moins y proliférer. Leur présence indique donc une contamination fécale récente et par voie de conséquence la présence possible d'autres Coliformes plus pathogènes tel que *Salmonella typhi* (typhoïde), *Shigella dysenterica* (agent de la dysenterie). Cette contamination fécale s'explique aisément car outre les rejets d'origine industrielle, la Lys représente un lieu de décharge trop facile des eaux domestiques brutes. La densité d'*Escherichia coli* admise par l'Organisation Mondiale de la Santé (ANGELI 1979) est de 1 000 cellules pour 100 ml. L'observation de la figure 35 montre que les plus fortes populations bactériennes (10^5 à $10^7 \text{ ind.100 ml}^{-1}$) correspondent aux périodes de forte charge organique (été 1976) et de façon générale la densité bactérienne est toujours importante à

l'amont, on constate néanmoins qu'à l'aval la population bactérienne résiduelle est de 10 à 10^3 ind.100 ml⁻¹ ce qui correspond aux normes exigées ci-dessus. Le séjour de l'eau dans ce bassin est donc positif en ce qui concerne l'élimination des bactéries.

Il aurait été intéressant de connaître la répartition des bactéries nitrifiantes (*Nitrosomonas*) et dénitrifiantes (*Nitrobacter*) afin de mieux comprendre l'évolution des formes d'azote (la non nitrification pendant la période critique de 1976 est-elle due davantage à l'action des *Nitrobacter*, à l'absence de *Nitrosomonas* ou à l'absence d'oxygène ?).

Il faut noter qu'un peu après l'impact de la période estivale, qui s'est prolongé jusqu'en novembre 1976, on observe une intense nitrification en décembre 76, janvier, février 1977 lorsque l'oxygène réapparaît et que la charge organique à l'amont diminue (fig. 21, chap. III₁).

HUSSENOT et LAURENT (1973) lors d'une évaluation bactérienne dans un étang de Sologne considèrent qu'un phénomène de régulation entre bactéries et zooplancton existe. Les excréments d'animaux sont favorables au développement bactérien (LEFEVRE 1958) mais la consommation par les prédateurs augmente lorsque le stock de bactéries dans l'eau s'accroît trop fortement. Une régulation de ce type n'a pas pu s'établir lors des périodes estivales 1975 et 1976 puisque la faible tension en oxygène et la forte stratification thermique défavorisaient le zooplancton prédateur, limitant leur présence à la couche d'eau superficielle (ANGELI 1979). Cet auteur note d'ailleurs que le pic de bactérioplancton coïncide avec le minimum de zooplancton bactériophage.

Quoiqu'il en soit l'élimination des germes d'amont en aval est importante et satisfaisante toute l'année (fig. 35). La pression prédatrice et l'autodestruction sont donc suffisantes.

C H A P I T R E I V

ESSAI D'INTERPRETATION DES PHENOMENES BIOLOGIQUES ET
PHYSICOCHEMISTIQUES OBSERVES DANS LES LAGUNES DES PRES DUHEM .

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES.

Nous n'insisterons plus sur le rôle indispensable du phytoplancton et du périphyton dans l'oxygénation de l'eau par l'intermédiaire de la photosynthèse. Les périodes printanières et estivales seront donc propices (ensoleillement plus long, température douce) à la prolifération des algues. L'apparition de fleurs d'eau sera donc à craindre surtout si la prédation est insuffisante et la nourriture abondante, riche en nitrates et phosphates. Les conditions climatiques exceptionnelles de 1976 d'une part :

- températures élevées et stratification thermique de l'eau

et d'autre part :

- sursaturation diurne en oxygène, anaérobiose nocturne et arrêts successifs de la pompe d'alimentation du bassin en eau brute (les bacs contenaient donc de l'eau stagnante puisque la circulation d'eau d'amont vers l'aval était stoppée),

ont créé des conditions favorables à l'apparition de fleurs d'eau.

ANGELI (1979) signale d'ailleurs que pendant la période critique de 1976, les tensions en oxygène dissous de l'eau étaient si faibles (1 ppm) qu'elles constituaient un facteur limitant pour les grands filtreurs, pourtant abondants, tels que les Cladocères, qui se trouvaient confinés aux couches d'eau superficielles oxygénées. Ceci nuit fortement au contrôle efficace du phytoplancton essentiellement hétérotrophe (*Chlamydomonas globosa*, *Chlamydomonas erhenbergii*, *Chlorella vulgaris*, *Nitzschia* ssp., *Navicula* ssp.) pendant cette période de l'année et réparti dans les couches d'eau inférieures. Seuls quelques Ciliés et Rotifères beaucoup moins efficaces que les Cladocères, en ce qui concerne la quantité d'eau filtrée, peuvent survivre quelque temps en anaérobiose (ANGELI 1979). Ces conditions se sont maintenues de fin mai 76 à novembre 1976. Cette importante biomasse algale en une période où la photosynthèse est favorisée devrait aboutir à une bonne oxygénation de l'eau. En fait ces innombrables particules augmentent la turbidité de l'eau et la zone photique s'en trouve réduite. Seule une couche d'eau superficielle est oxygénée. A cet élément vient s'ajouter une forte charge organique et l'effet de la stratification thermique importante qui empêche le mélange des 2 masses d'eau inférieure et supérieure de densité différente, avec pour conséquence l'entretien d'une vie hétérotrophe en profondeur.

En outre la décomposition du phytoplancton sénescant entraîne une augmentation de la DBO_5 (100 mg d'algues aboutit à une DBO_5 de 150 mg.l^{-1} , ANGELI 1976).

Un système cyclique automatique s'est ainsi installé conduisant à la persistance de l'anaérobiose jusqu'en novembre 1976.

Par contre lors des hivers 1975-76 1976-77, lorsque les charges organiques étaient faibles, on constate une densité algale réduite (10^3 ind.l^{-1}), donc bien contrôlée par le zooplancton qui peut évoluer dans toute la masse d'eau, et une qualité d'eau assez bonne (β mésosaprobe) à l'aval.

Les observations faites aux Prés Duhem quant à l'autoépuration sont inverses de celles réalisées sur un bassin de lagunage analogue sur la Deûle à Wavrin où DELANNOY (1972) a observé une bonne épuration de l'eau l'été. Il faut noter qu'à Wavrin, l'apport de la charge polluante organique et minérale avait lieu essentiellement l'hiver, les industries de la région minière réduisant leurs activités l'été.

ANGELI (1979) a constaté que le rendement de l'épuration est le plus faible au cours des poussées algales printanières, lorsque la charge organique est redevenue modérée. Elle signale qu'en période de basse température l'activité biologique est réduite et que la diminution de la charge organique résulte de la floculation des particules en suspension. Une quantité de vase plus ou moins grande s'accumule l'hiver et constituera au printemps une réserve nutritive importante. Lorsque la température s'élèvera ces boues seront le siège d'une fermentation intense. On observera l'apparition de fleurs d'eau avec sur-saturation diurne et forte DBO_5 .

Ces phénomènes sont valables aux prés DUHEM pendant les périodes hivernales 75-76 et 76-77 mais sont moins marqués (notamment la formation des vases) puisque la charge organique est plus faible l'hiver. Par contre, nous avons constaté qu'une période de nitrification intense succède plus ou moins rapidement (novembre 75, janvier et février 1977) aux périodes estivales critiques pour la tension en O_2 dissous, où la nitrification était nulle (1976) ou faible (1975). La confrontation des résultats obtenus par SIVKO et SOKOLOVA (1964), WIEDEMAN (1965) sur des étangs de stabilisation, KYSELOWA (1973) sur des lagunes enrichies par des rejets de sucreries, ANGELI (1972-76-79), DELANNOY (1972) sur des canaux et sur bassin pilote de lagunage, et de nos propres résultats montre que ce sont toujours les mêmes groupes d'algues qui sont observés dans des situations analogues. WIEDEMAN (1965) observe une dominance des Cyanophycées lorsque la DBO_5 est élevée et lorsque les formes d'azote et de phosphore sont abondantes; le reste du temps, il trouve diverses algues vertes et Diatomées (en dominance ou en codominance). En revanche, les autres auteurs cités ci-dessus ont remarqué une prépondérance des Volvocales, souvent accompagnées par des

Euglénophycées, lorsque les concentrations en phosphore et azote sont hautes. Il s'agit de la phase hétérotrophe pour KYSELOWA (1973) qu'on retrouve au printemps à Wavrin et l'été aux prés Duhem. La biomasse algale y est très élevée ainsi que le nombre d'espèces mais il n'y a qu'une ou deux dominantes, les Volvocales peuvent représenter 80 à 90 % de la population totale.

Ensuite, en même temps qu'un abondant zooplancton, les Chlorococcales, les Cryptophycées et les Diatomées se développent alternativement ou en codominance selon les cas mais leur biomasse est faible. C'est la phase hyperautotrophe définie par KYSELOWA (1973). Elle se développe d'avril à juin à Wavrin avec les genres *Scenedesmus*, *Ankistrodesmus*, *Micractinium* alors qu'aux prés Duhem, cette phase se placerait plutôt à partir d'octobre 1975 jusqu'à mars 1976 et décembre 1976 à février 1977. Cette phase est caractérisée aux prés Duhem par un phytoplancton peu abondant (10^{-3} ind.l⁻¹), une oxygénation convenable, des teneurs moyennes en phosphore et en azote et par une bonne résorption de la DBO₅ et de la DCO.

Pendant cette phase nous avons pu constater aux prés Duhem une évolution spatiale d'amont en aval indicatrice d'une amélioration tangible de l'eau (augmentation de la teneur en oxygène dissous, diminution de la DCO, de la DBO₅ et des matières en suspension). Au niveau des algues, les faits saillants sont: (fig. 36 à 39)

- dominance des Chlorophycées en amont, les Euglénophycées et les Cyanophycées étant quelquefois en codominance ;
- remplacement de cette première biocoenose par les Diatomées à partir du bac 5 et quelquefois des Diatomées et des Cryptophycées. Ces dernières se limitant quelquefois au bac 7 seulement.

Les Cryptophycées et les Diatomées seraient donc peut être des indicateurs de la qualité de l'eau, mais avant d'affirmer une telle hypothèse il serait bon de tester ces espèces *in vitro* afin de connaître leurs particularités. SCHMIDT et CHRISTENSEN (1975) ont d'ailleurs sélectionné 5 espèces de Diatomées qu'ils considèrent comme de bons indicateurs (*Achnantes hungarica*, *Nitzschia amphibia*, *Surirella ovalis*, *Surirella ovata pinnata* et *Synedra rumpens*). Les trois premières espèces sont communes aux prés Duhem mais il est difficile d'appliquer les résultats de ces auteurs obtenus sur des rivières polluées, aux prés Duhem. Chaque écosystème étant particulier, la même espèce peut avoir des significations différentes dans des milieux différents. Cependant il serait intéressant d'approfondir ce type de recherches.

LÉGENDE DES FIGURES 36 À 39

EVOLUTION TYPIQUE AMONT-AVAL DES DIFFERENTS
 GROUPES D'ALGUES EN PERIODE HIVERNALE
 (exemple : décembre 1975)

- Le diamètre des cercles est proportionnel au pourcentage de chaque groupe d'algues par rapport au nombre total d'individus recensés dans chaque bac. Diamètre 30 cm \Rightarrow 100 %.

- L'angle relatif à chaque espèce, pour un groupe donné, est proportionnel à son pourcentage par rapport au nombre total d'individus recensés dans ce groupe.

360° \Rightarrow 100 %

Chaque cercle représente un groupe d'algues :

—————	CHLOROPHYCEES
* * * * *	CRYPTOPHYCEES
• • • • •	BACILLARIOPHYCEES
· — — —	CYANOPHYCEES
◊ ◊ ◊ ◊ ◊	EUGLENOPHYCEES

BAC 3 0,5 m

DECEMBRE 1975

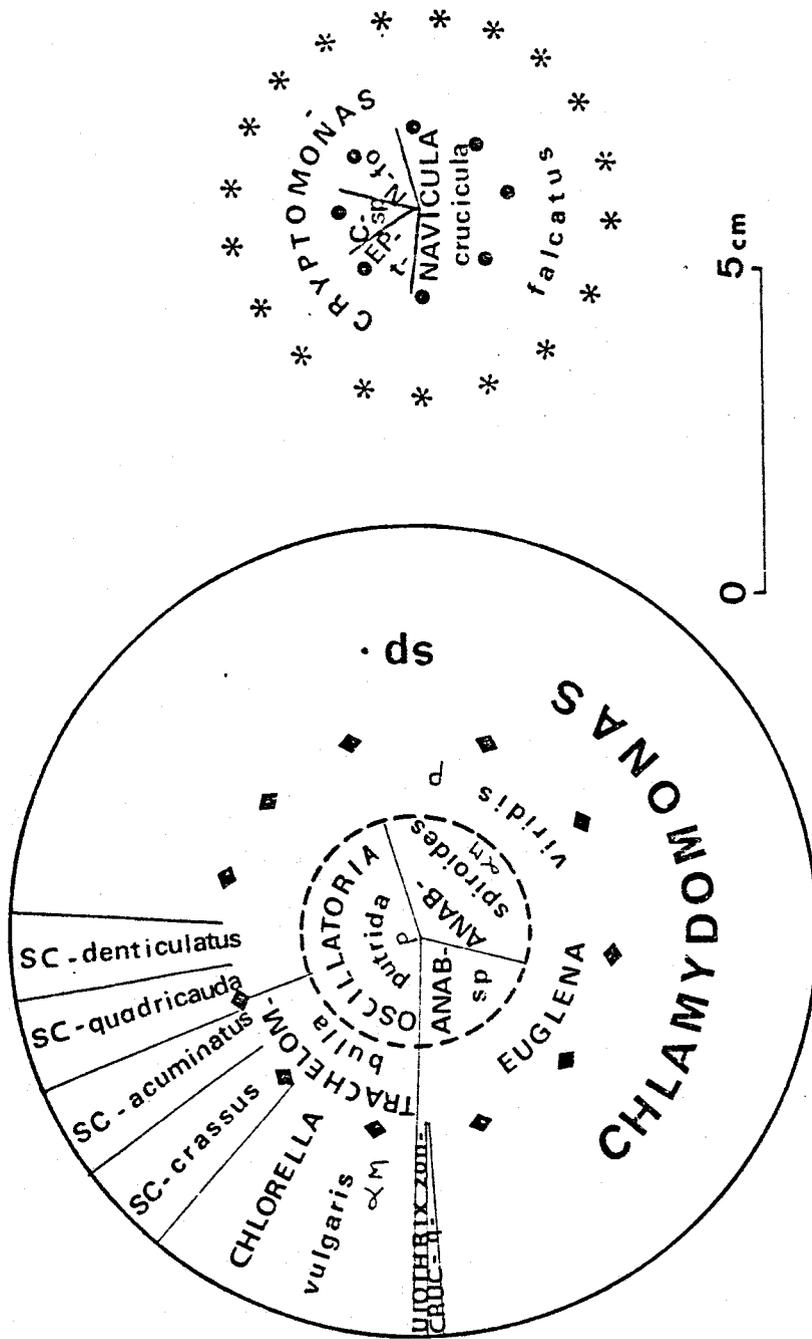


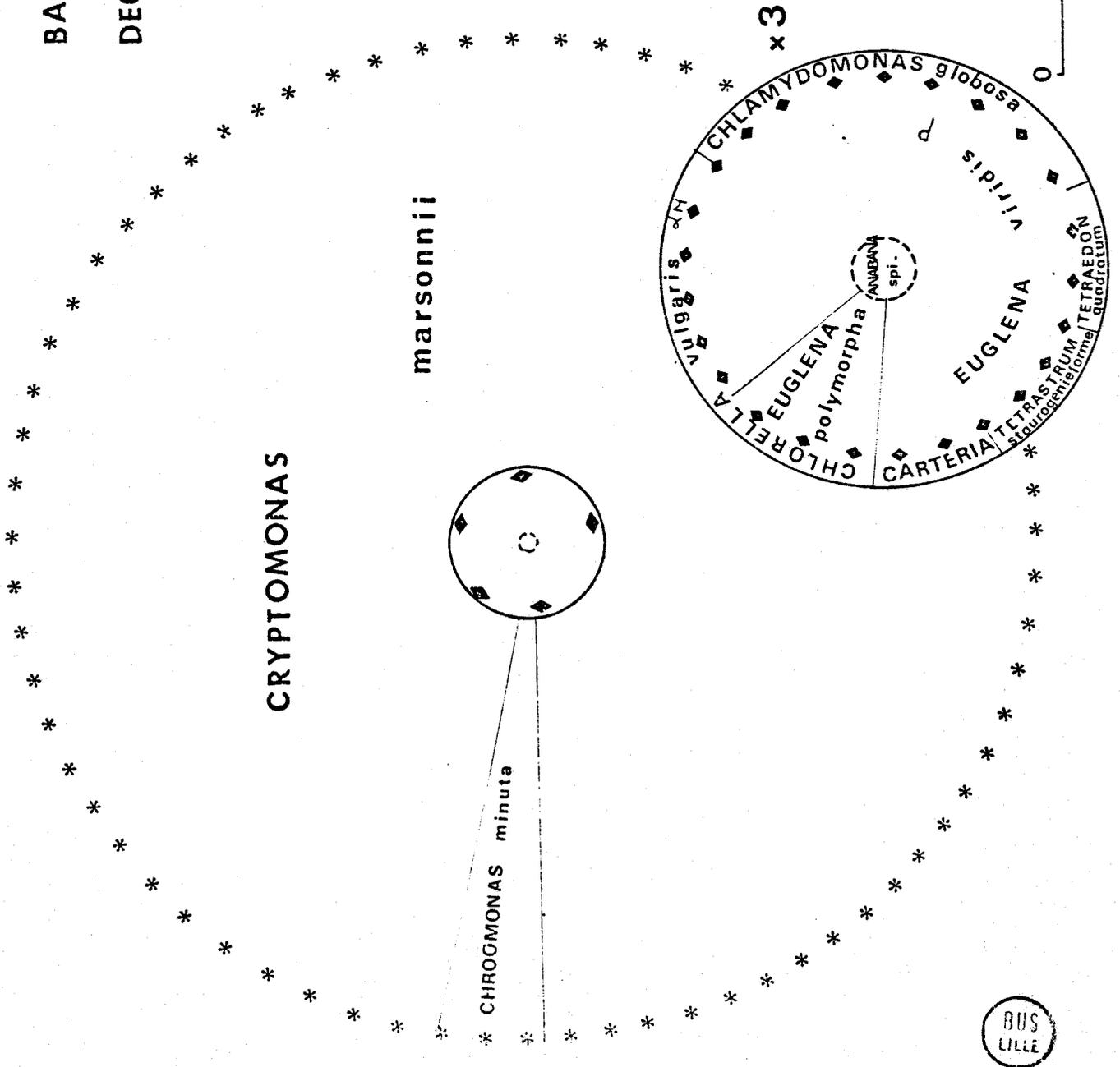
FIGURE 36



BAC 5 0,5m

DECEMBRE 1975

FIGURE 37



BAC 7 0,5m

DECEMBRE 1975

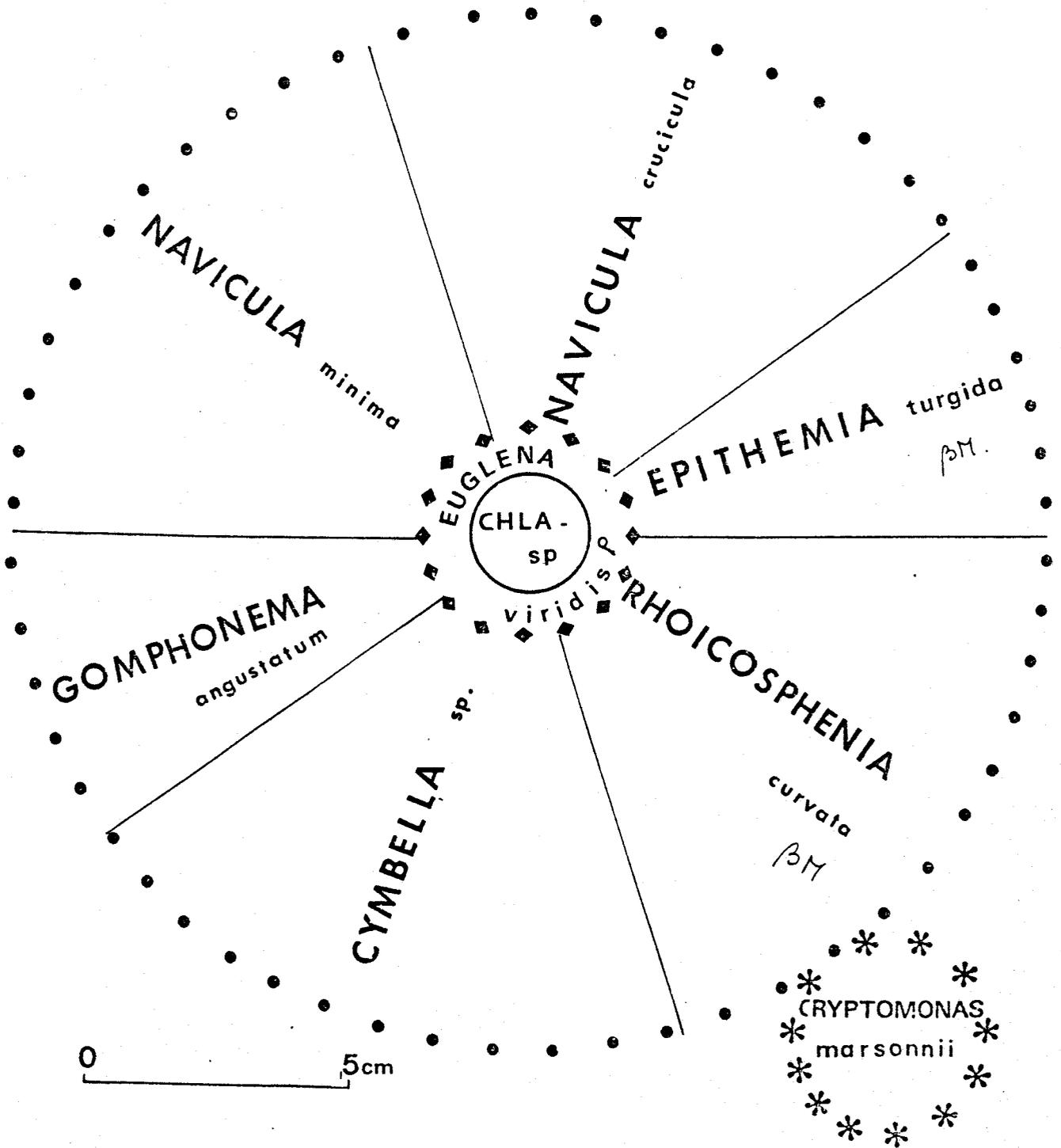


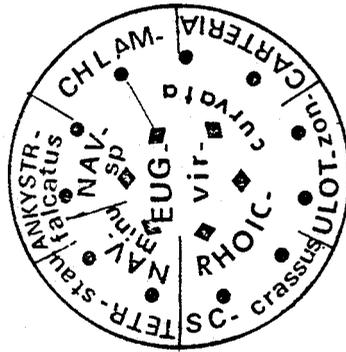
FIGURE 38



BAC 7 3m

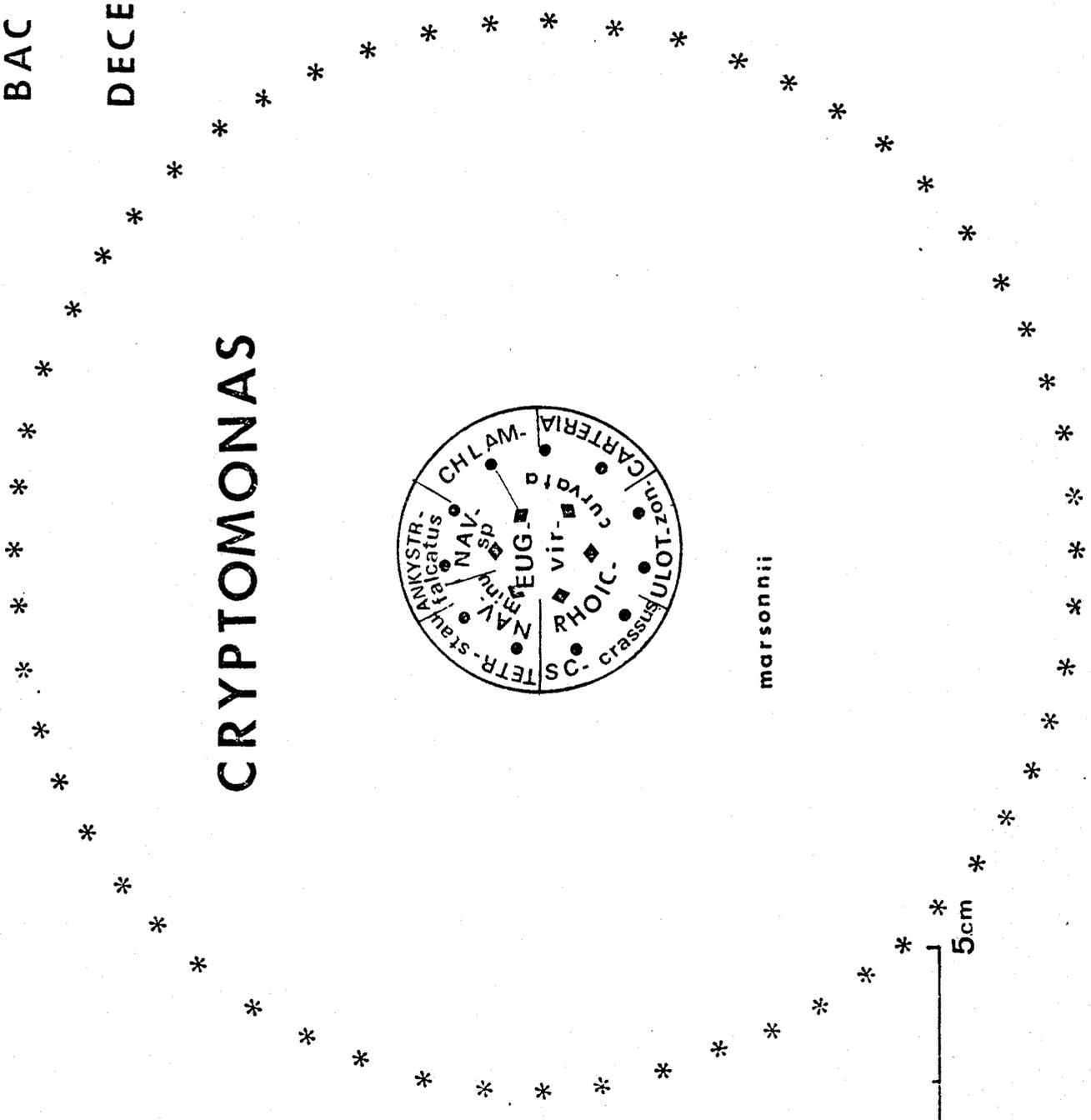
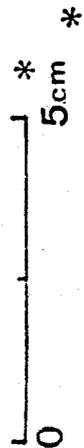
DECEMBRE 1975

CRYPTOMONAS



marsonnii

FIGURE 39



Par contre pendant la période estivale où l'eutrophisation est intense, nous n'observons aucune amélioration véritable et les Chlorophycées restent le groupe dominant (fig. 40, 41 et 42).

Bien que notre travail soit partiel et qu'il ait porté sur un laps de temps trop bref au cours d'une année aux conditions climatiques particulières, nous pouvons distinguer 3 périodes, d'octobre 1975 à février 1977 :

- *phase 1* (fig. 43 à 49) :

oxygénation moyenne s'améliorant d'amont en aval, teneur en phosphore et azote relativement faible, DCO plus importante que la DBO_5 , biomasse faible, présence d'une succession phytoplanctonique d'amont en aval (Chlorophycées, Diatomées, Cryptophycées - fig. 36 à 39).

- *phase 2* (fig. 50 à 55) :

phase critique avec déficit en oxygène, absence des ions nitrites (NO_2^-) et nitrates (NO_3^-), teneur importante en ammoniacque (NH_4^+), DBO_5 et DCO très élevées, stratification thermique, vie hétérotrophe en profondeur et biomasse algale importante.

- *phase 3* (fig. 56 à 59) :

bonne oxygénation avec DCO supérieure à la DBO_5 , forte teneur en nitrates (NO_3^-).

Il aurait été intéressant de pouvoir confirmer ces constatations plus objectivement mais jusqu'à présent nous ne sommes pas arrivés à appréhender de façon correcte l'ensemble des données physicochimiques et biologiques en vue d'une analyse des correspondances ; les variables sont très nombreuses et beaucoup de facteurs interagissent. Les résultats préliminaires obtenus ne sont pas significatifs, il est nécessaire de scinder les données et les facteurs afin de tenter une nouvelle analyse.

Le bassin des prés Duhem n'a été efficace que pendant une brève période, au début du printemps 1976. Plusieurs améliorations peuvent être envisagées pour pallier au moins partiellement ce défaut de fonctionnement :

- éviter les arrêts et les remises en fonctionnement successifs de la pompe d'alimentation ;
- éviter les fuites non contrôlées à travers les parois des bacs (on a remarqué, en effet, que la quantité d'eau qui sortait du bassin n'était

LÉGENDE DES FIGURES 40 A 42

EVOLUTION TYPIQUE DES DIFFERENTS GROUPES D'ALGUES
D'AMONT VERS L'AVAL EN PERIODE CRITIQUE
(exemple : juin 1976)

- Le diamètre des cercles est proportionnel au pourcentage de chaque groupe d'algues par rapport au nombre total d'individus recensés dans chaque bac. Diamètre 30 cm \Rightarrow 100 %.

- L'angle relatif à chaque espèce, pour un groupe donné, est proportionnel à son pourcentage par rapport au nombre total d'individus recensés dans ce groupe.

360° \Rightarrow 100 %

Chaque cercle représente un groupe d'algues :

————— CHLOROPHYCEES
 * * * * * CRYPTOPHYCEES
 •••••••••• BACILLARIOPHYCEES
 . — — — — — CYANOPHYCEES
 ◆ ◆ ◆ ◆ ◆ EUGLENOPHYCEES

BAC 3 0,5 m

JUN 1976

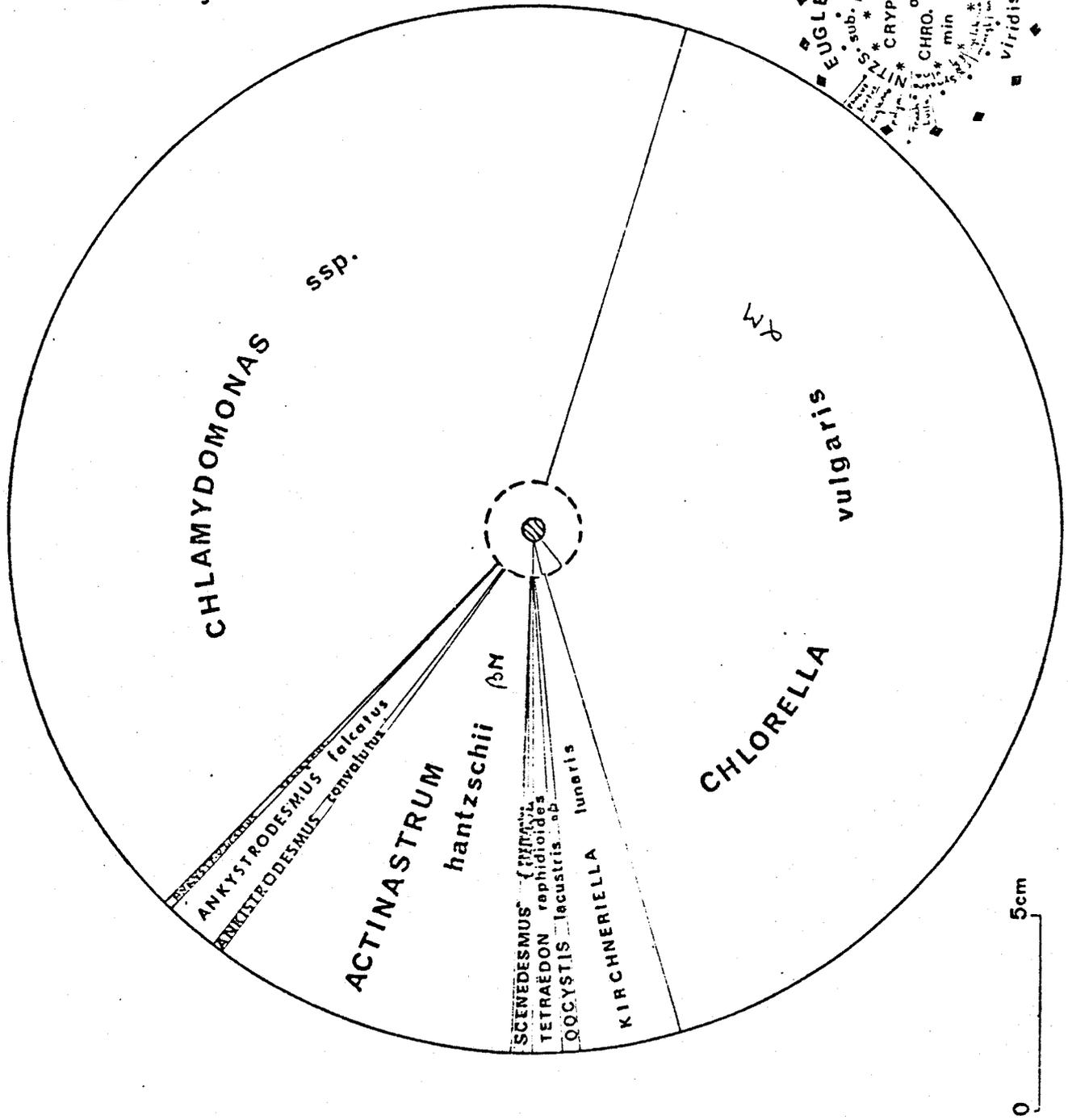


FIGURE 40



BAC 5 0.5 M

JUIN 1976

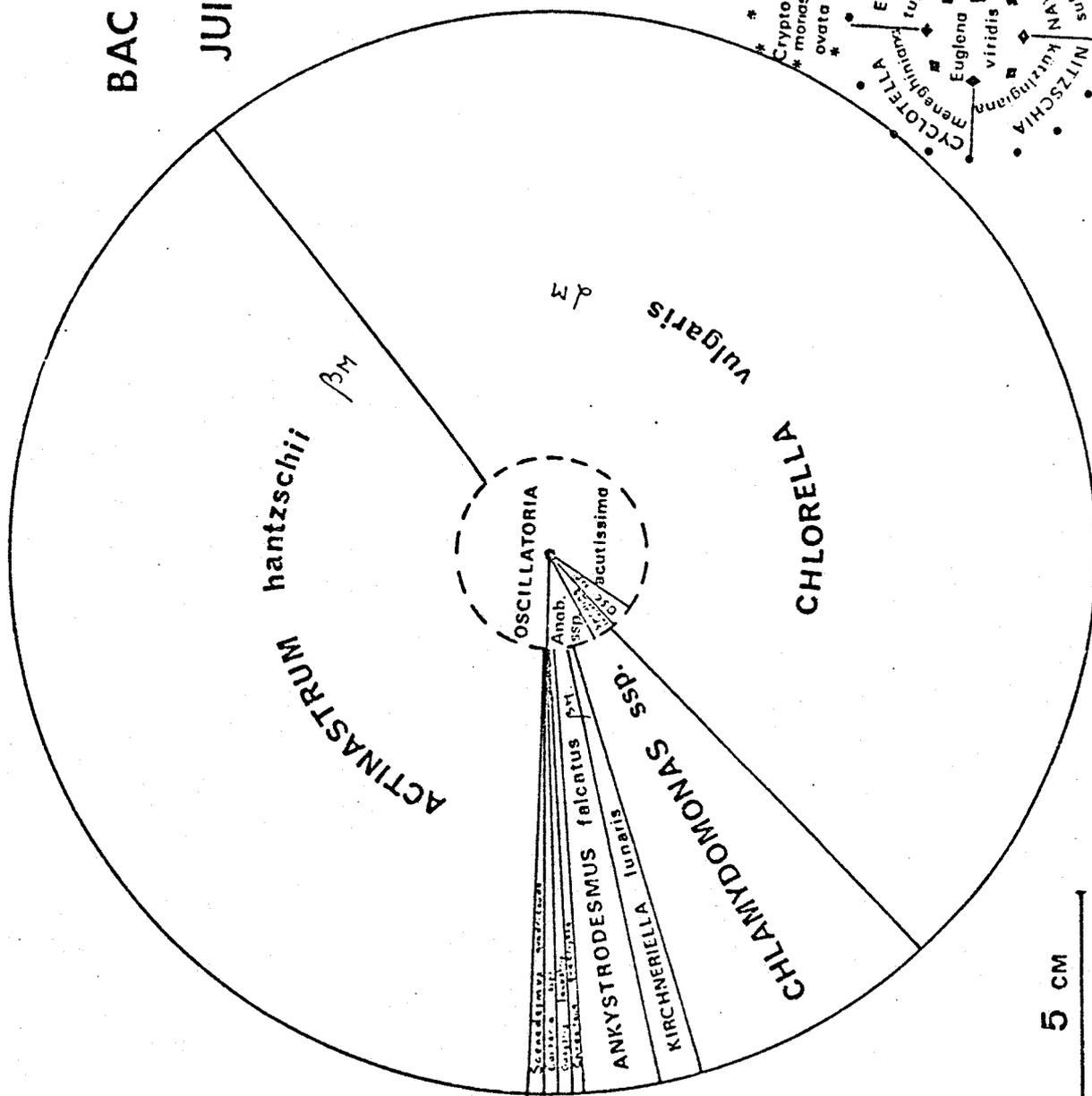


FIGURE 41

BUS LILLE

BAC 7 0,5 m
JUN 1976

5 cm

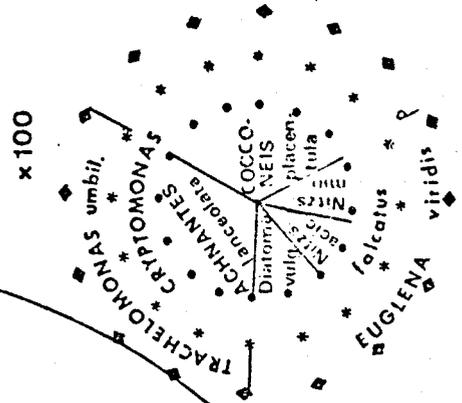
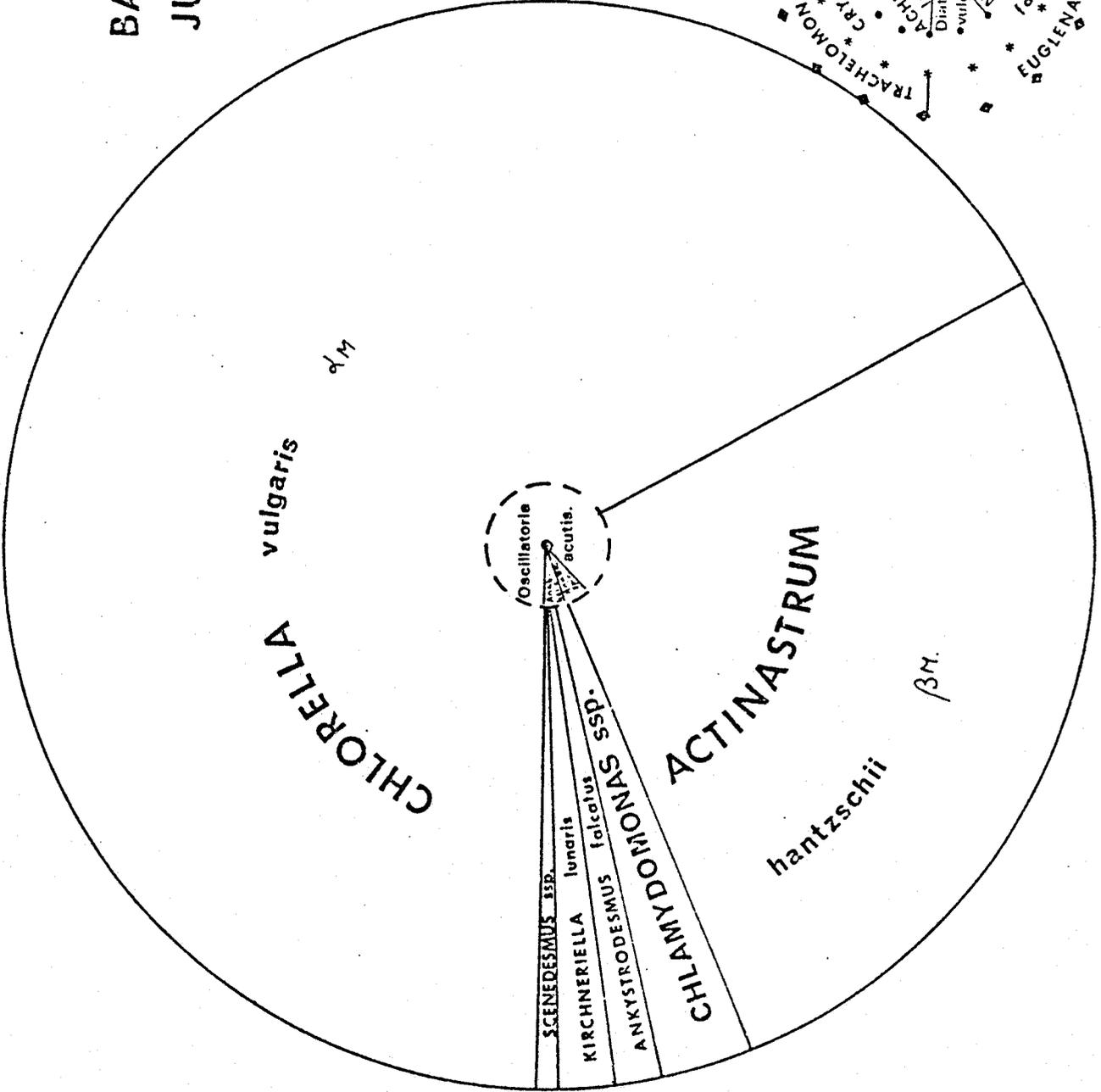


FIGURE 42



pas la même que celle qui y pénétrait, tab. IX, chap. II₁₁). Un bon écoulement permettrait d'effectuer des bilans ;

- au point de vue structure du bassin, des bacs un peu moins profonds et plus larges permettraient peut être de diminuer l'effet de la stratification thermique, la luminosité dans l'eau serait satisfaisante même au fond des bacs et la prise au vent plus importante ;
- le lagunage simple peut s'avérer efficace (élimination des bactéries, Mes, DBO₅, DCO) et est peu onéreuse mais il s'agit d'un système en équilibre fragile très influencé par la morphologie du bassin, les conditions climatiques (l'évolution d'amont vers l'aval est souvent masquée par les caractéristiques saisonnières). Lors d'une année comme 1976, un système d'agitation d'appoint aurait évité la persistance de l'anaérobiose.

FIGURES 43 à 49

P H A S E 1

QUALITE EAU SATISFAISANTE

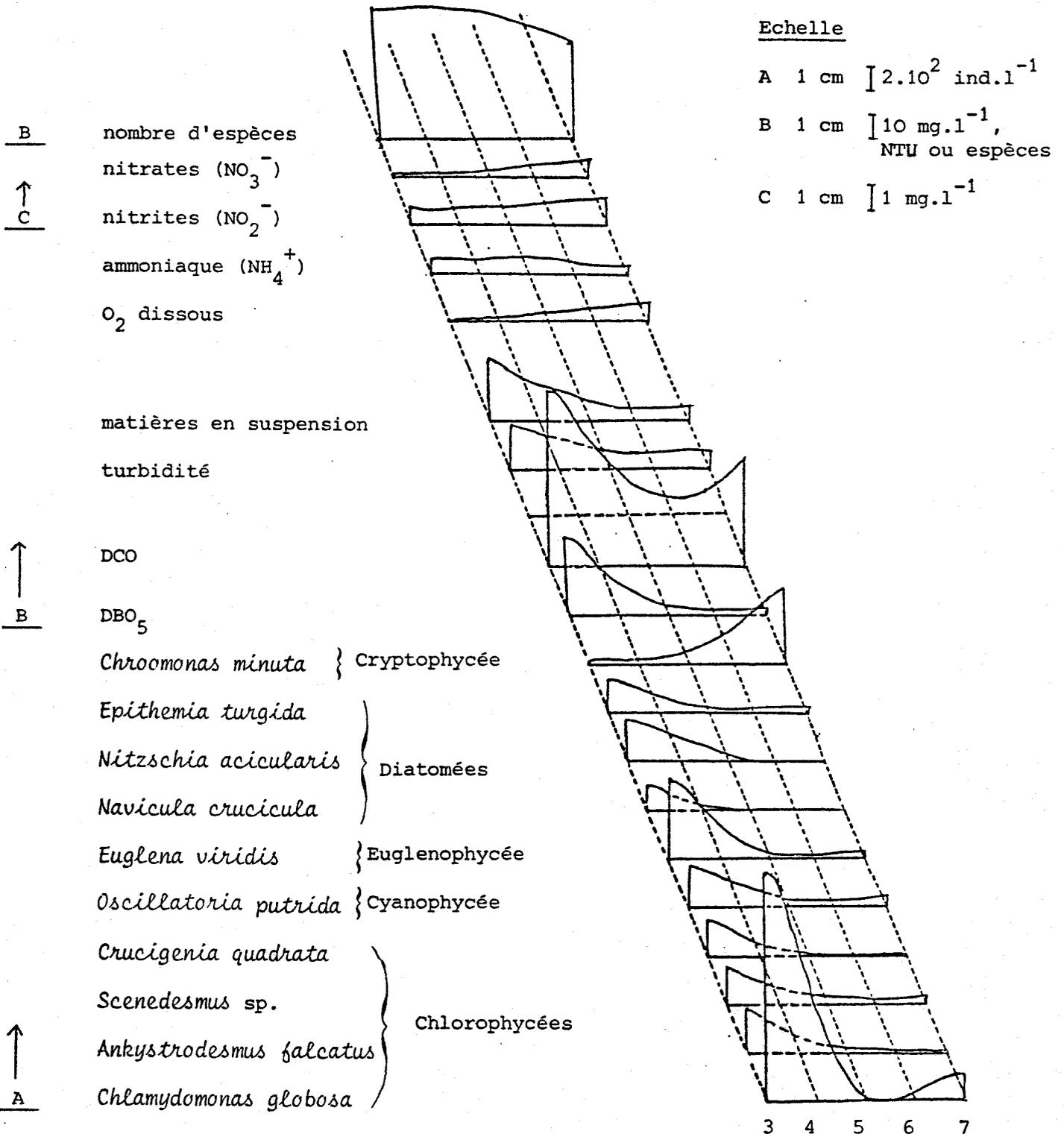


FIGURE 43

Prés Duhem (décembre 1975) :
profil biologique et physico-chimique

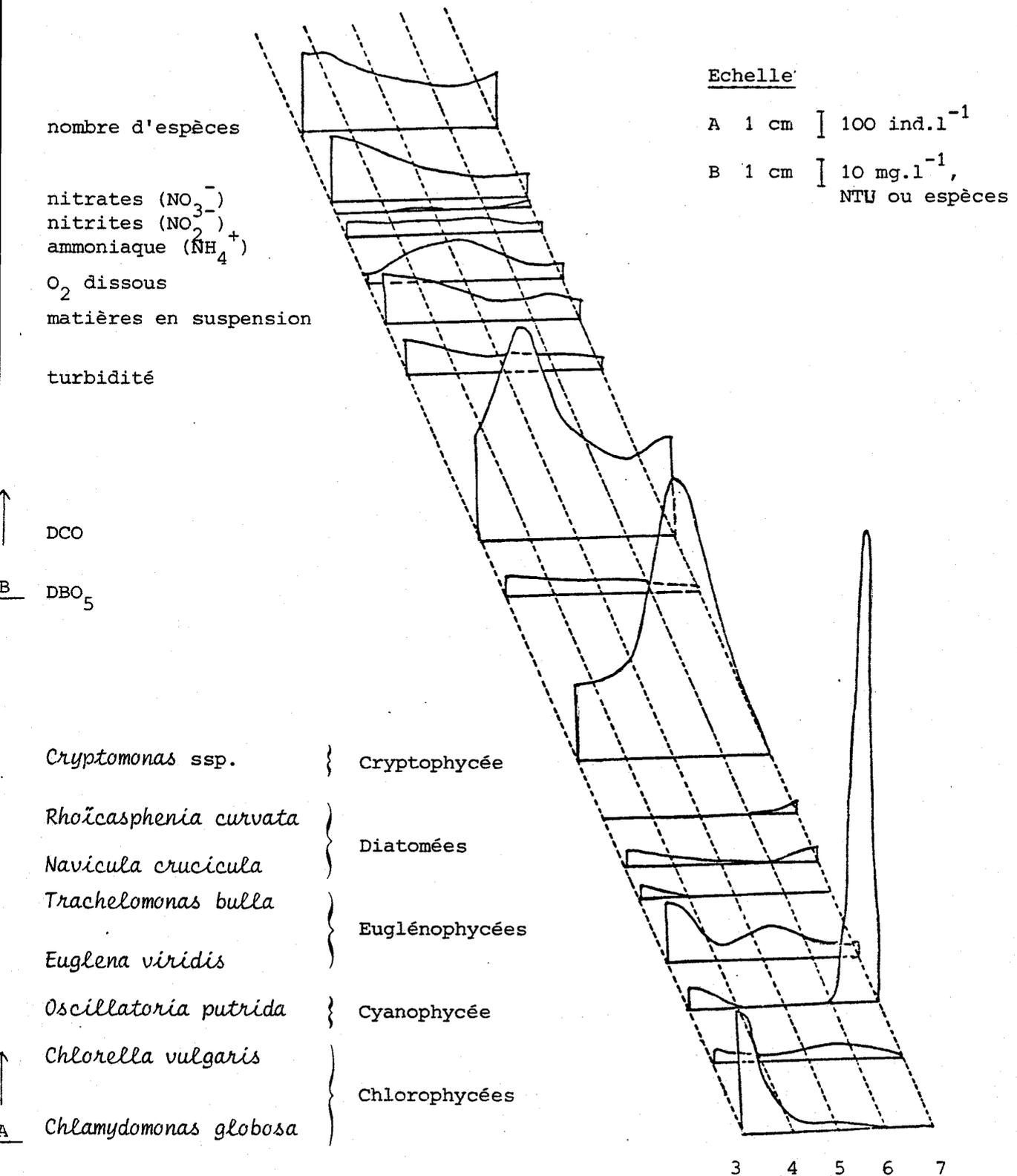


FIGURE 44



Prés Duhem (janvier 1976) :
profil biologique et physico-chimique

Echelle :

- A 1 cm $\bar{\text{I}}$ 1 mg.l⁻¹
- B 1 cm $\bar{\text{I}}$ 10 mg.l⁻¹,
NTU ou espèces
- C 1 cm $\bar{\text{I}}$ 100 ind.l⁻¹

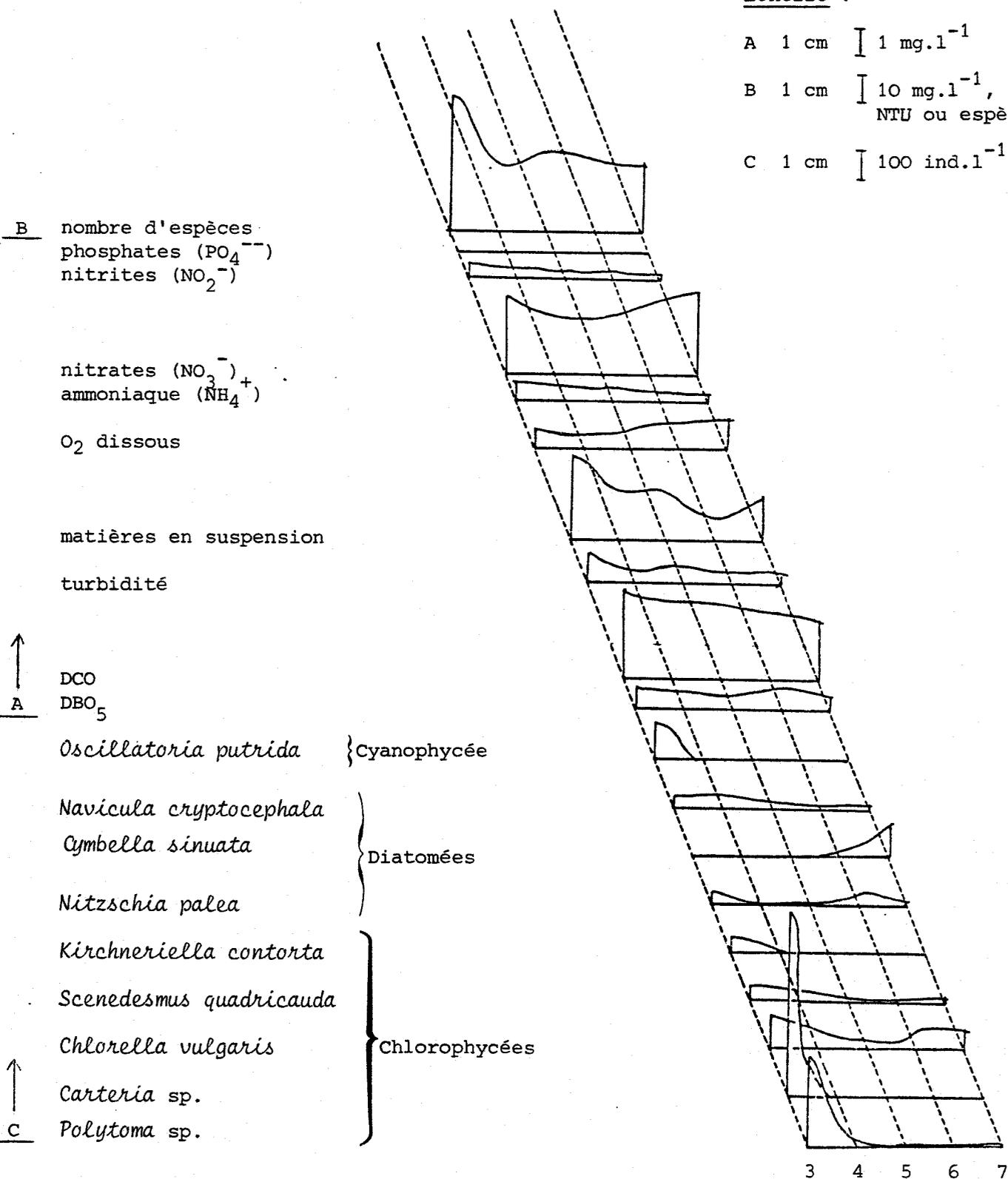


FIGURE 45



Près Duhem (février 1976) :
profil biologique et physico-chimique

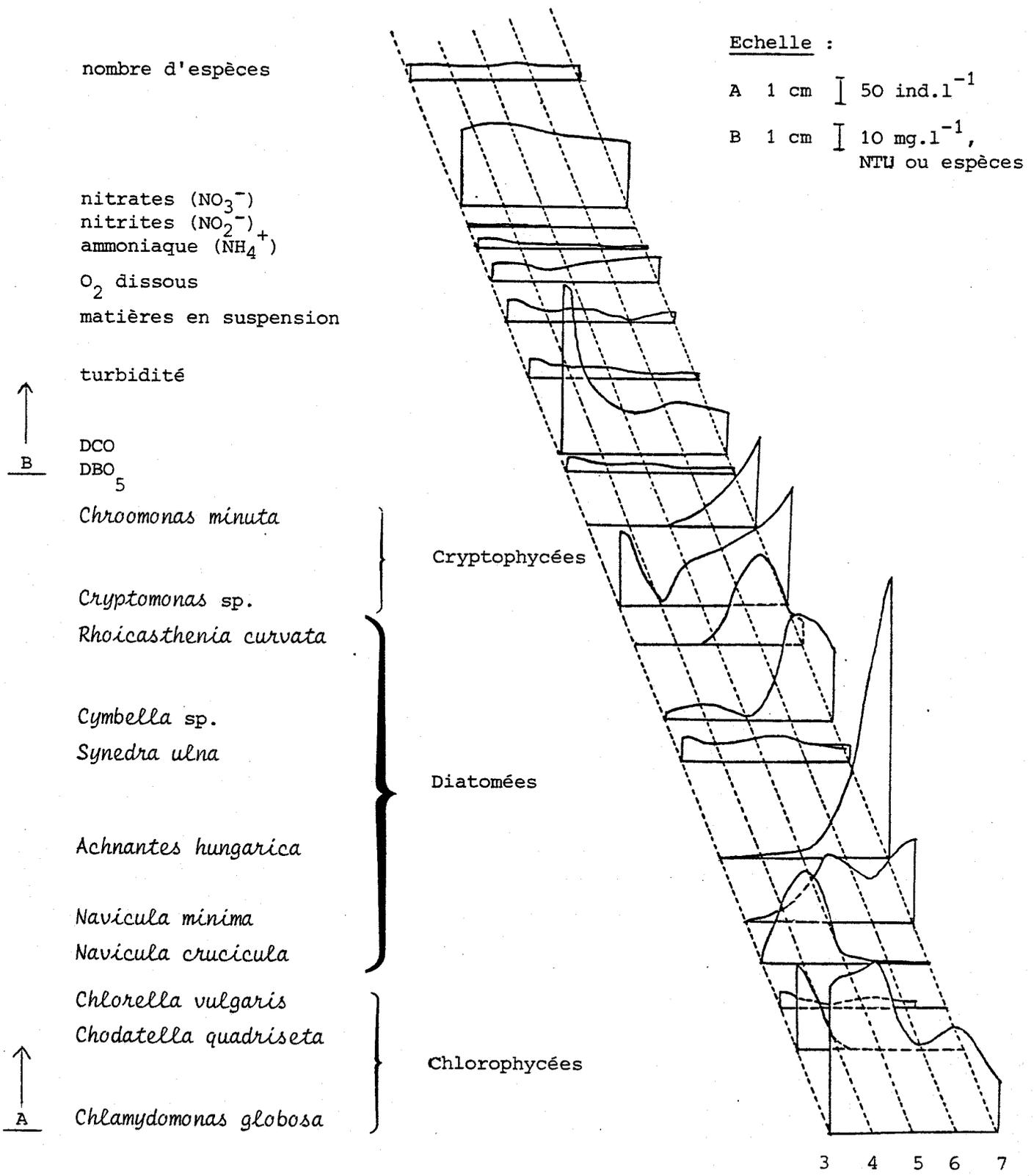


FIGURE 46



Prés Duhem (mars 1976) :
profil biologique et physico-chimique

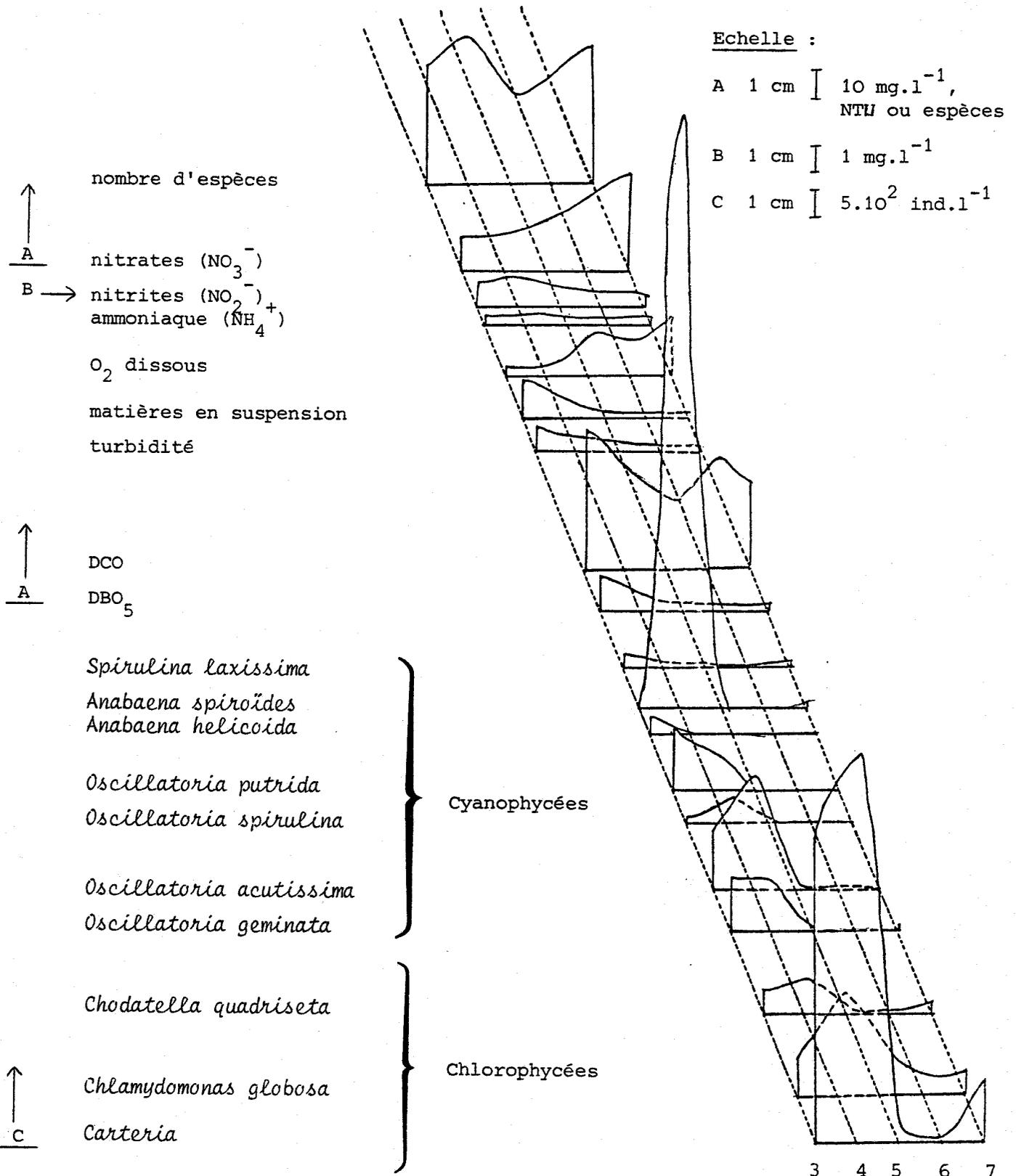


FIGURE 47



Prés Duhem (avril 1976) :
profil biologique et physico-chimique

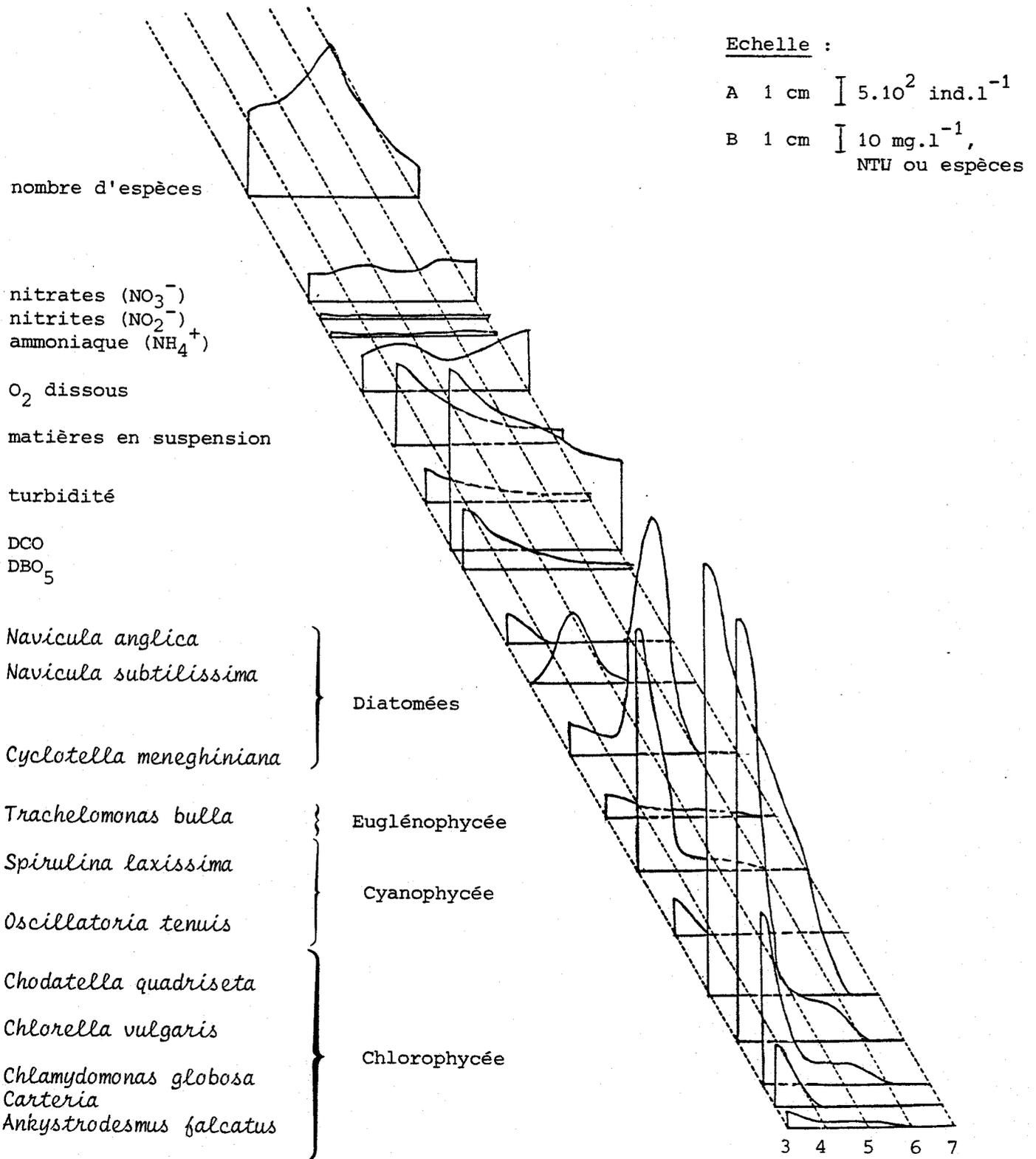


FIGURE 48

Prés Duhem (mai 1976) :
profil biologique et physico-chimique

Echelle :

A 1 cm $\bar{\text{I}}$ $5 \cdot 10^2 \text{ ind.l}^{-1}$

B 1 cm $\bar{\text{I}}$ 10 mg.l^{-1} ,
NTU ou espèces

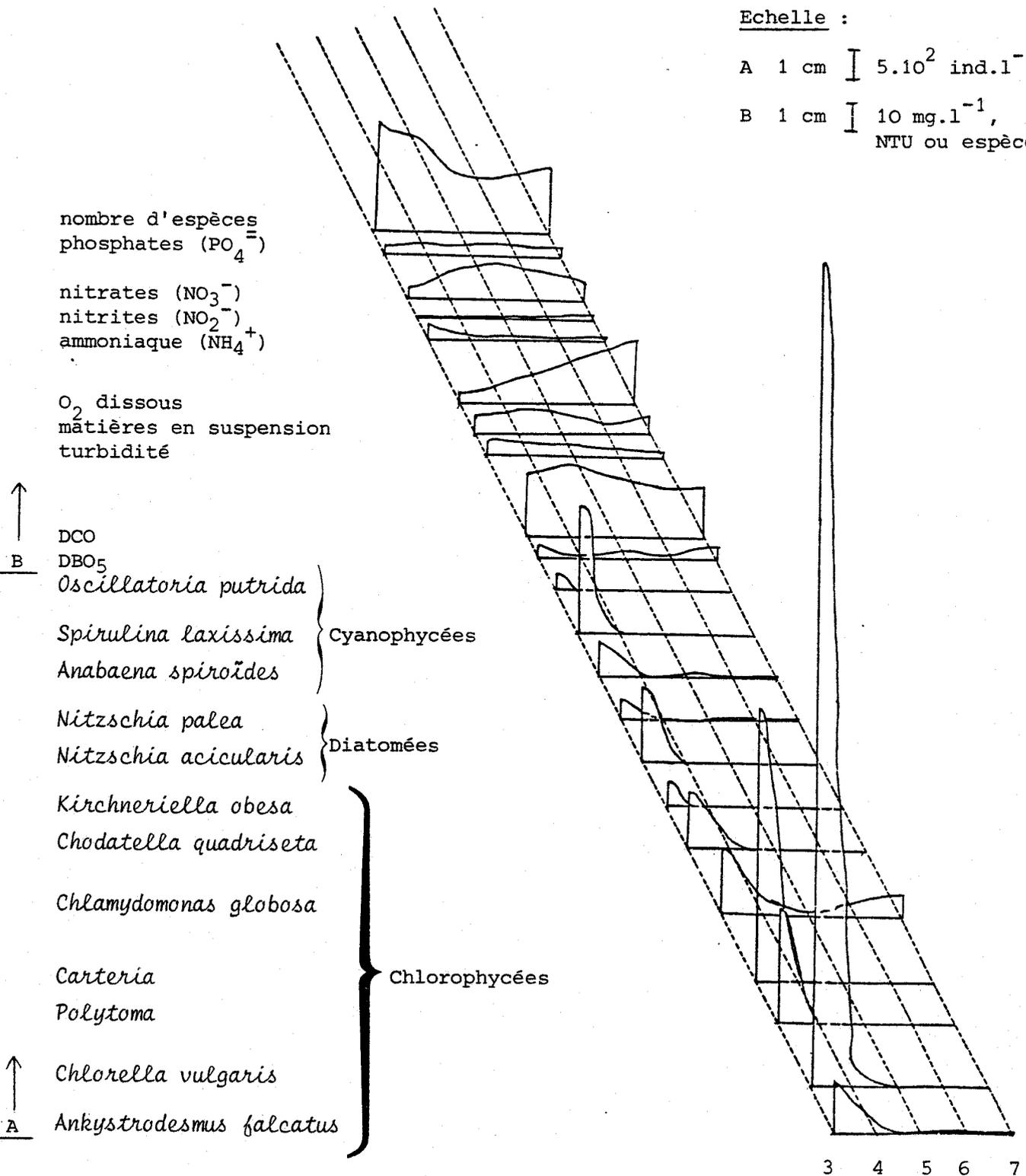


FIGURE 49



FIGURES 50 À 55

P H A S E 2

QUALITÉ D'EAU

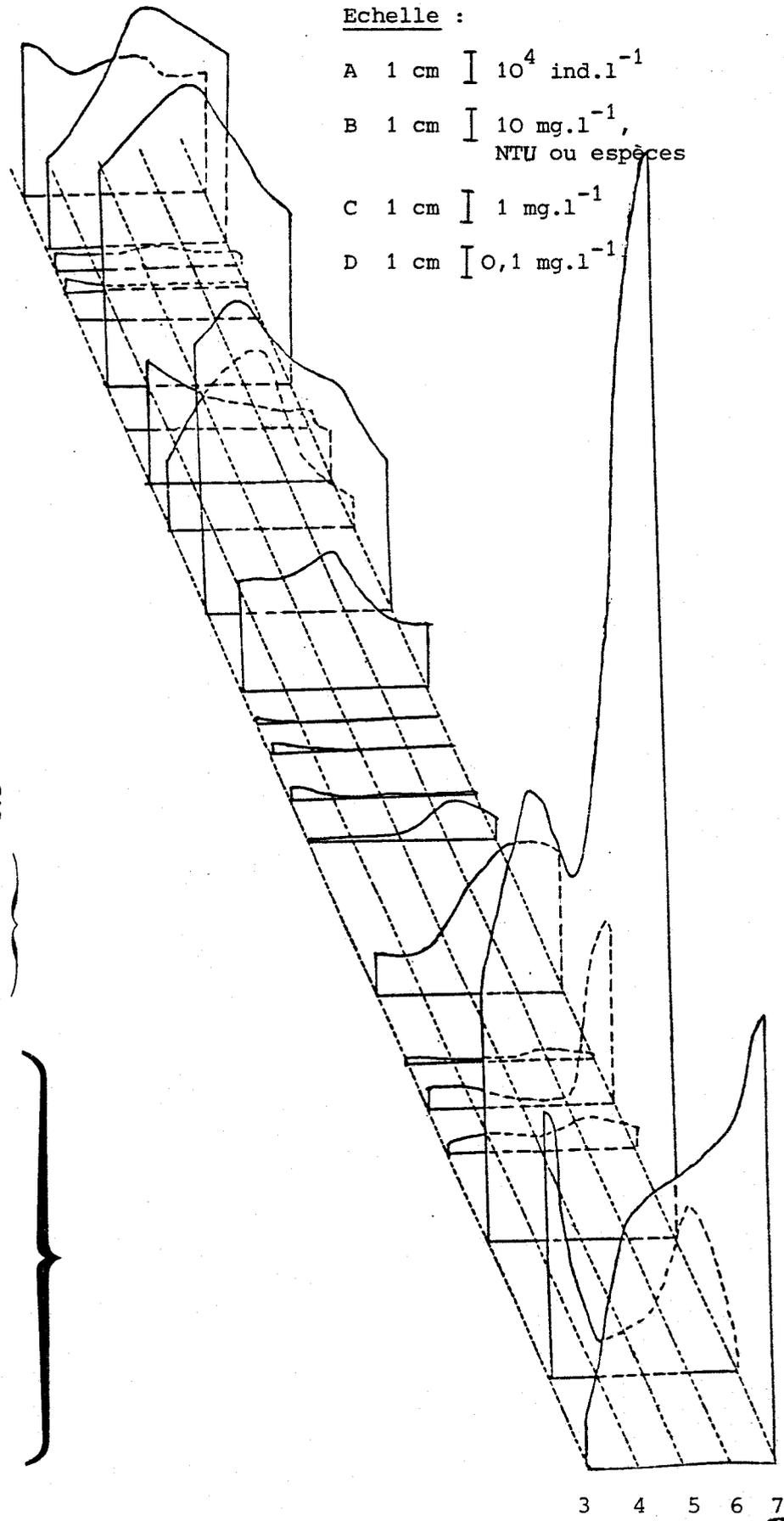
CRITIQUE

Prés Duhem (juin 1976) :
profil biologique et physico-chimique

Echelle :

- A 1 cm [10^4 ind.l^{-1}
- B 1 cm [10 mg.l^{-1} ,
NTU ou espèces
- C 1 cm [1 mg.l^{-1}
- D 1 cm [$0,1 \text{ mg.l}^{-1}$

- ↑
- B
- D
- nombre d'espèces
- phosphates (PO_4^{\equiv})
- nitratés (NO_3^-)
- nitrites (NO_2^-)
- B
- ammoniaque (NH_4^+)
- C
- O_2 dissous
- matières en suspension
- turbidité
- ↑
- B
- DCO
- DBO_5
- Cryptomonas* ssp. }
- Nitzschia* sp. }
- Euglena* ssp. }
- Anabaena* ssp. }
- Oscillatoria acutissima*
- Oocystis lacustris*
- Kirchneriella lunaris*
- Ankistrodesmus falcatus*
- Chlorella vulgaris*
- ↑
- A
- Chlamydomonas globosa*
- Actinastrum hantzschii*



3 4 5 6 7



FIGURE 50

Prés Duhem (juillet 1976) :
profil biologique et physico-chimique

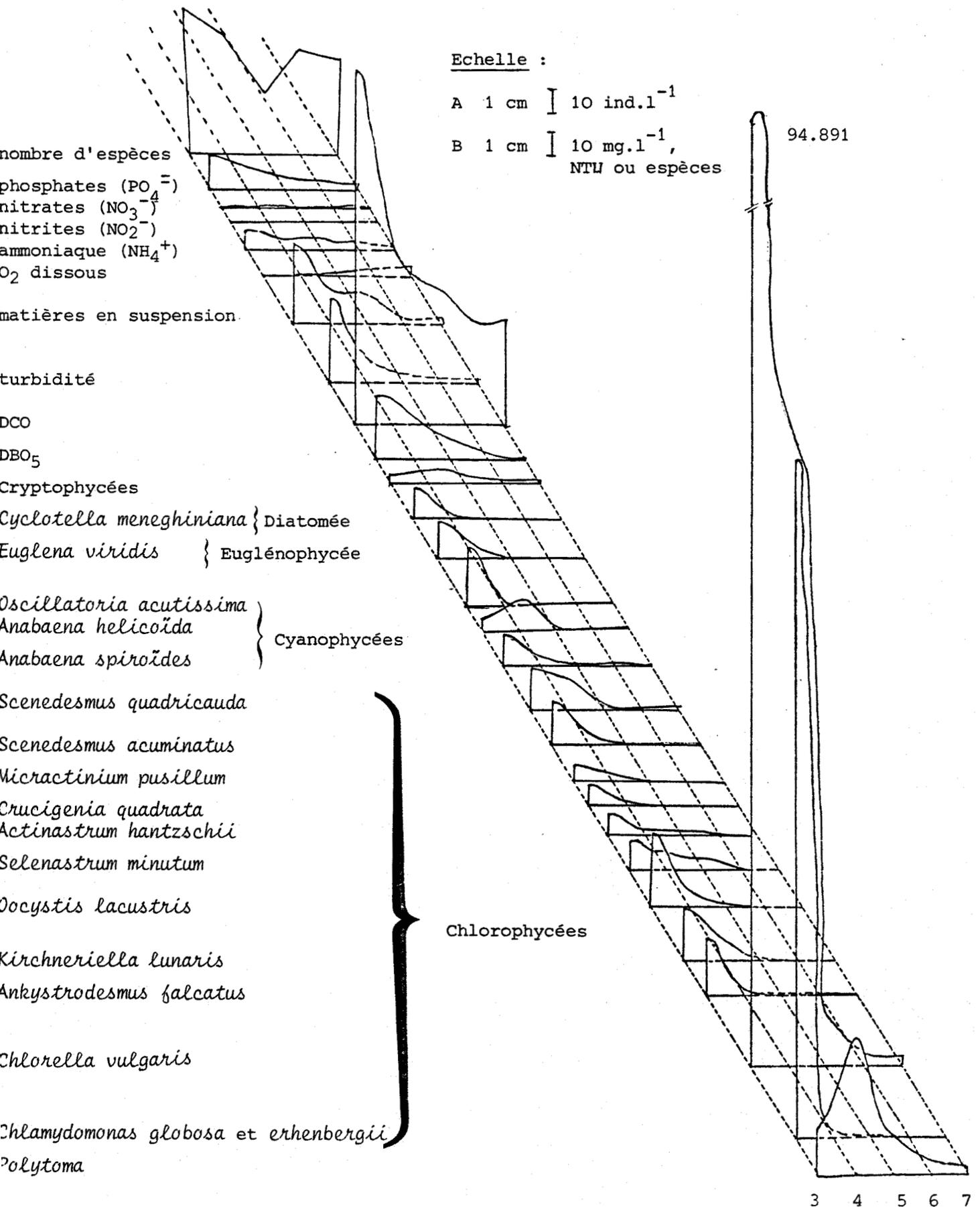


FIGURE 51



Près Duhem (août 1976) :
profil biologique et physico-chimique

Echelle :

- A 0,5 cm [1 mg.l⁻¹
- B 1 cm [10 mg.l⁻¹,
NTU ou espèces
- C 1 cm [2.10³ ind.l⁻¹

68.394

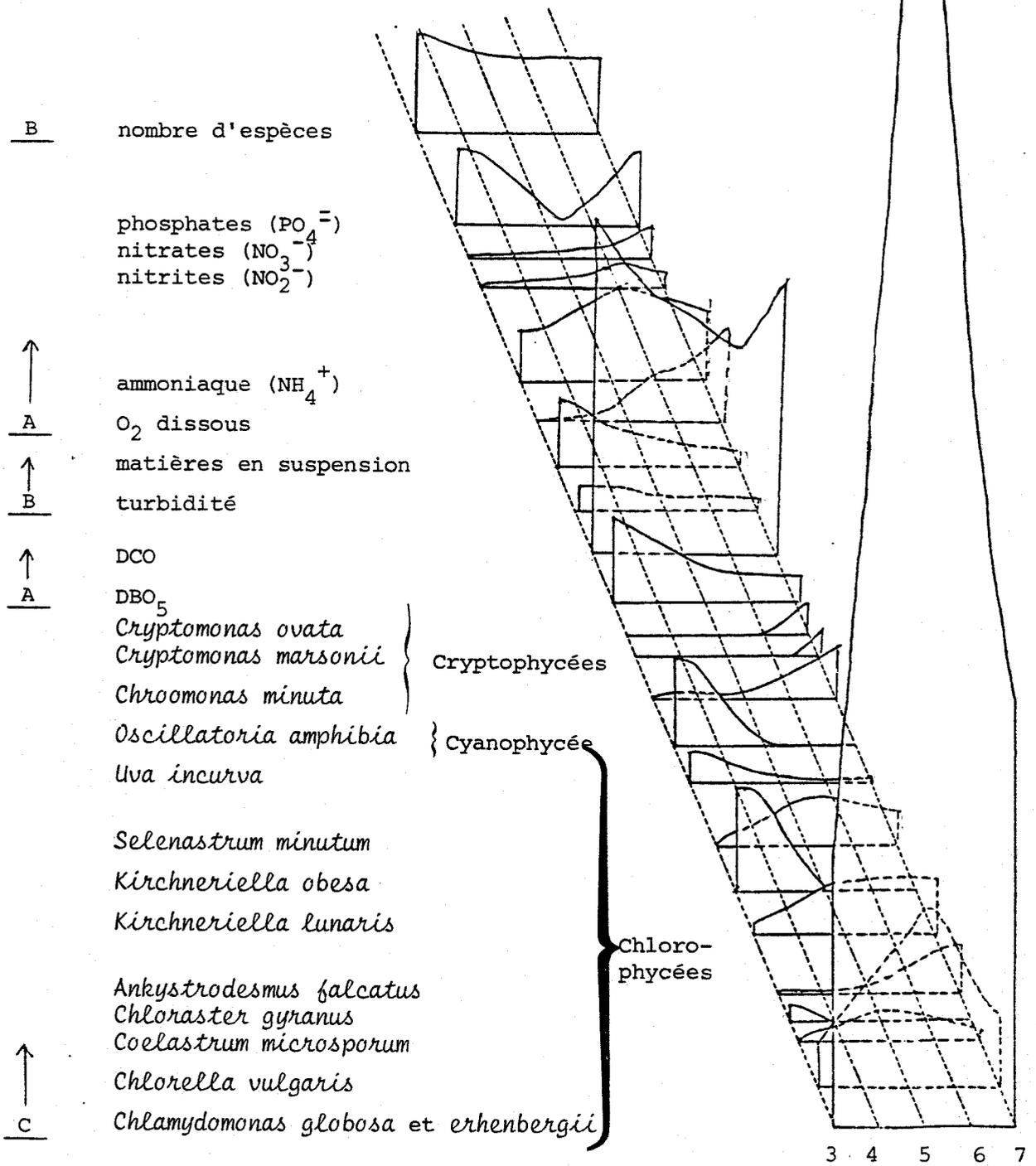


FIGURE 52

Prés Duhem (septembre 1976) :
profil biologique et physico-chimique

Echelle :

A 1 cm \bar{I} 10^4 ind.l^{-1}

B 1 cm \bar{I} 10 espèces,
mg.l⁻¹ ou NTU

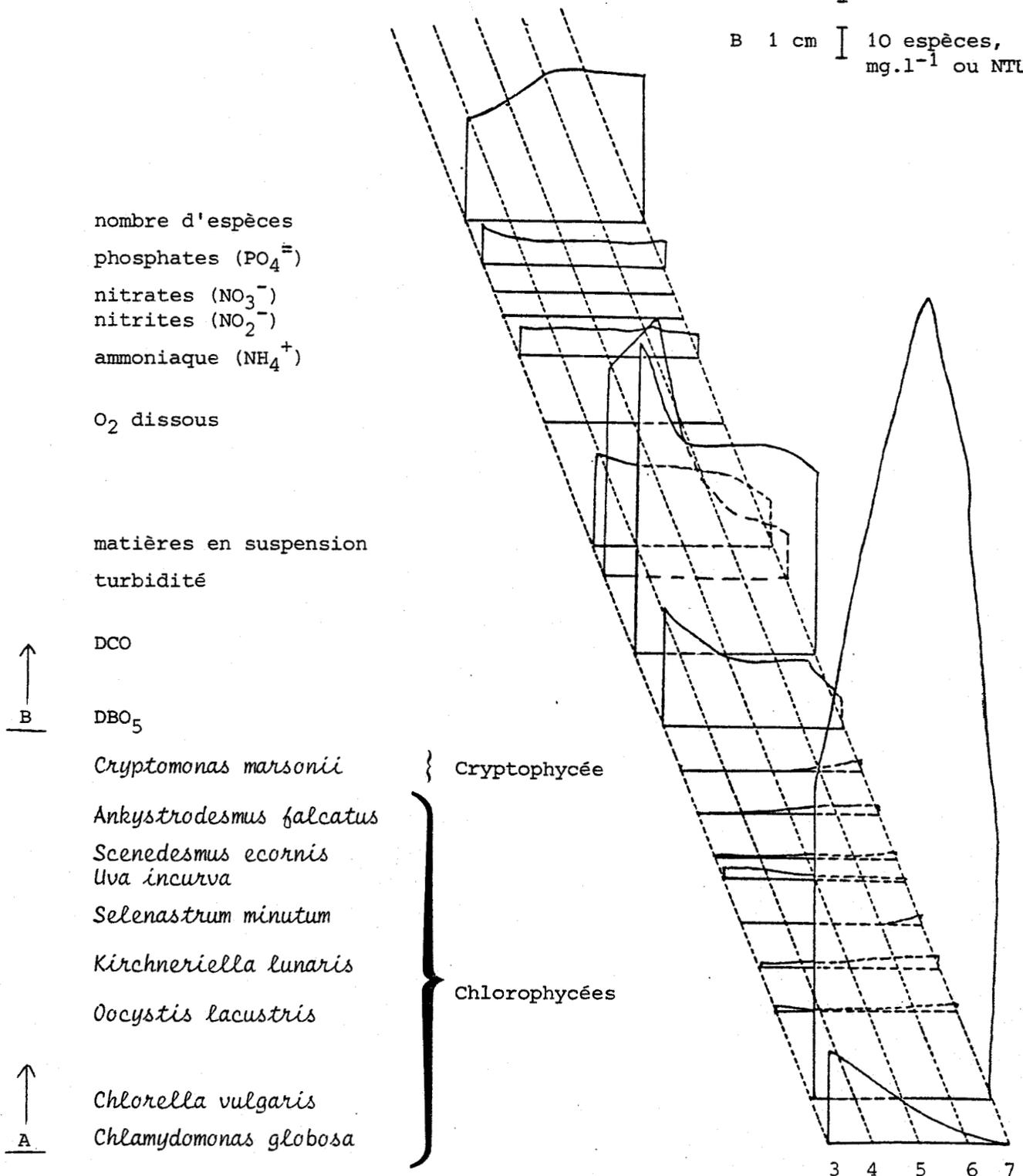


FIGURE 53



Prés Duhem (octobre 1976) :
profil biologique et physico-chimique

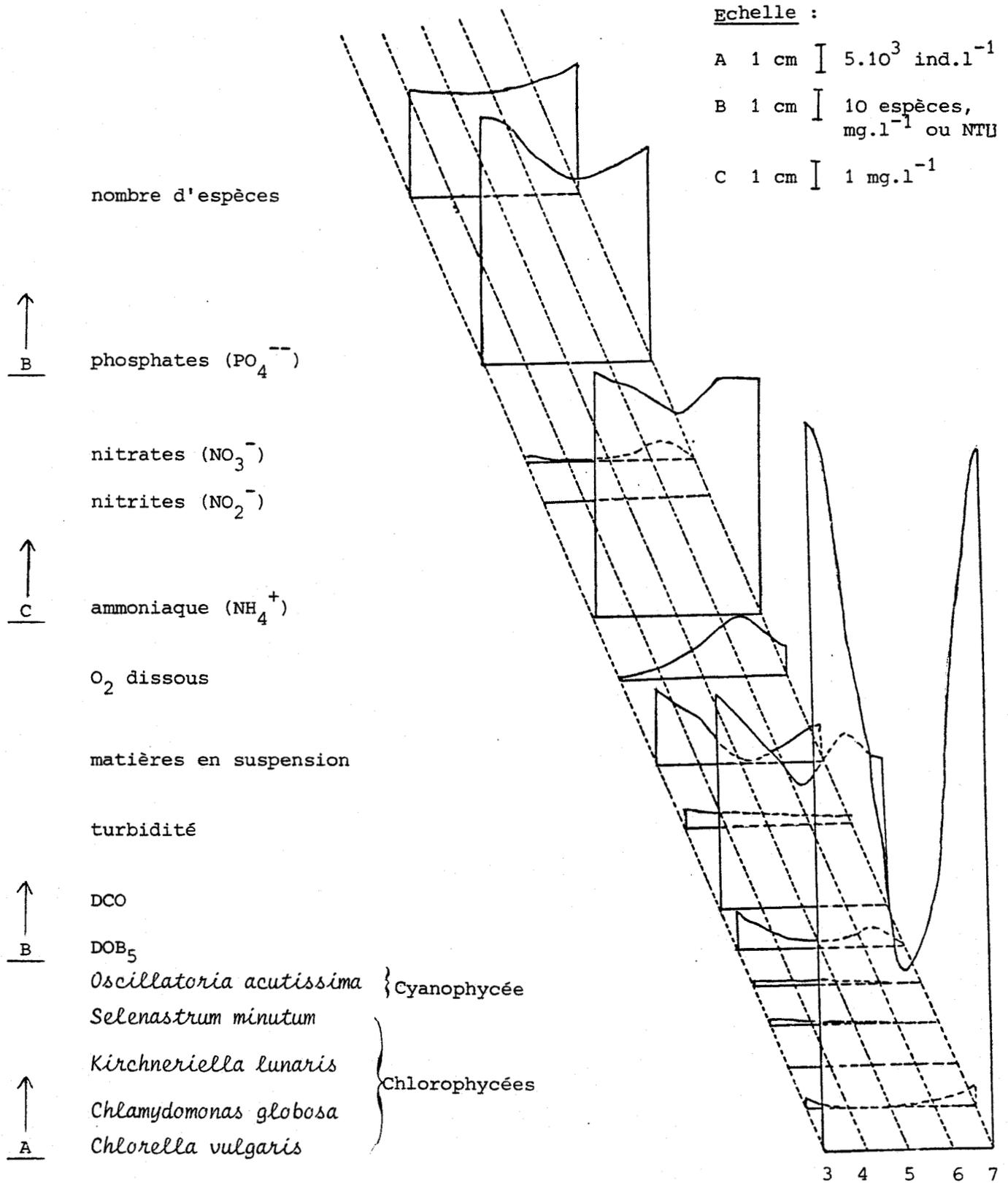


FIGURE 54

Près Duhem (novembre 1976) :
profil biologique et physico-chimique

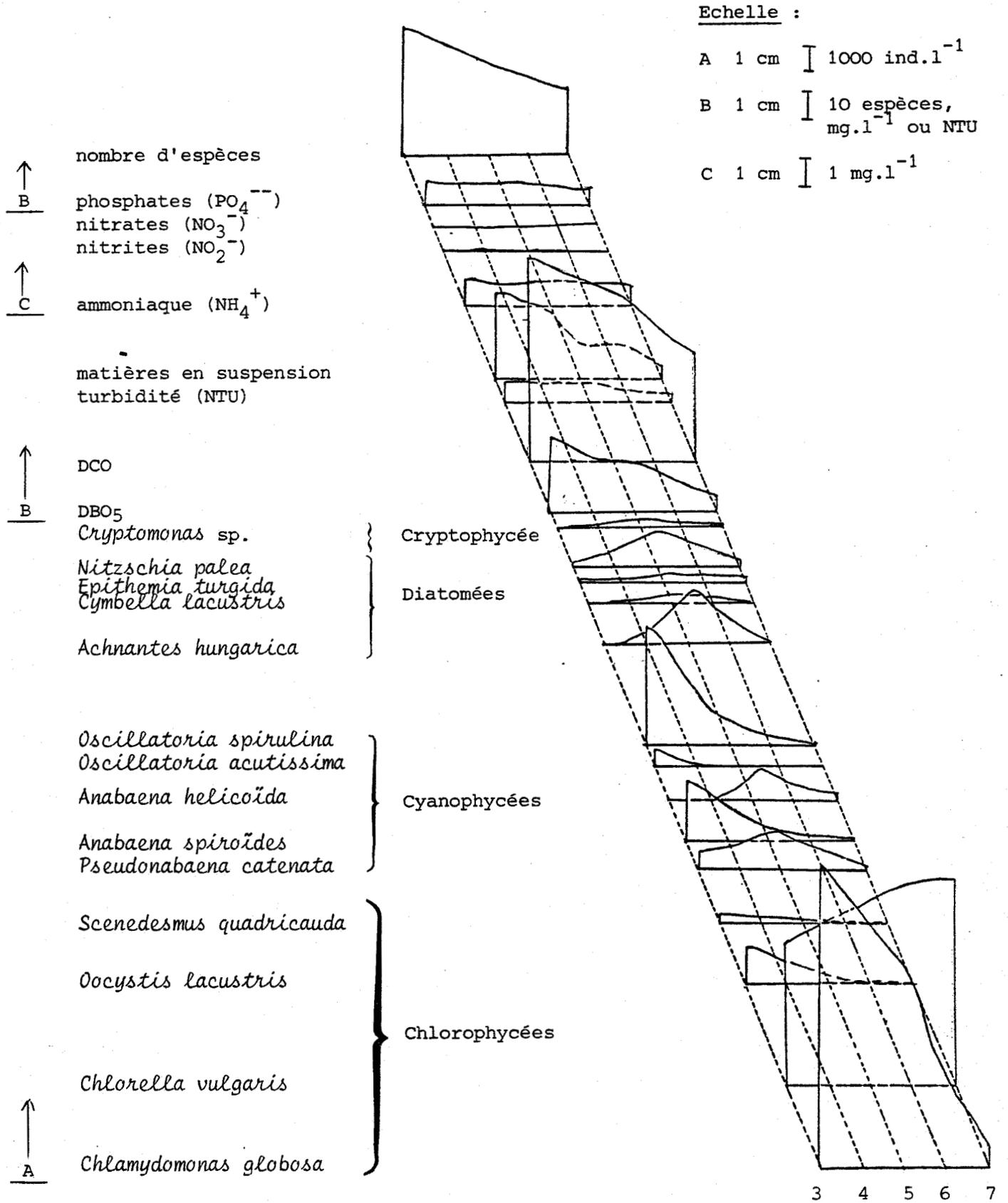


FIGURE 55



FIGURES 56 à 59

P H A S E 3

INTENSE NITRIFICATION

Prés Duhem (novembre 1975) :
profil biologique et physico-chimique

Echelle :

- A 1 cm [2000 ind.l⁻¹
- B 1 cm [10 mg.l⁻¹
- C 0,5 cm [1 mg.l⁻¹

- D 0,5 cm [10 mg.l⁻¹
- E 1 cm [10 espèces

32.593

- E nombre d'espèces
- phosphates PO₄⁻⁻⁻
- nitrate NO₃⁻
- nitrite NO₂⁻
- ammoniaque NH₄⁺
- D O₂ dissous
- ↑
- ↑
- C matières en suspension
- turbidité
- ↑
- ↑
- B DCO
- DBO₅
- Navicula subtilissima*
- Oscillatoria* sp.
- Chlorella vulgaris*
- ↑
- A *Chlamydomonas globosa*

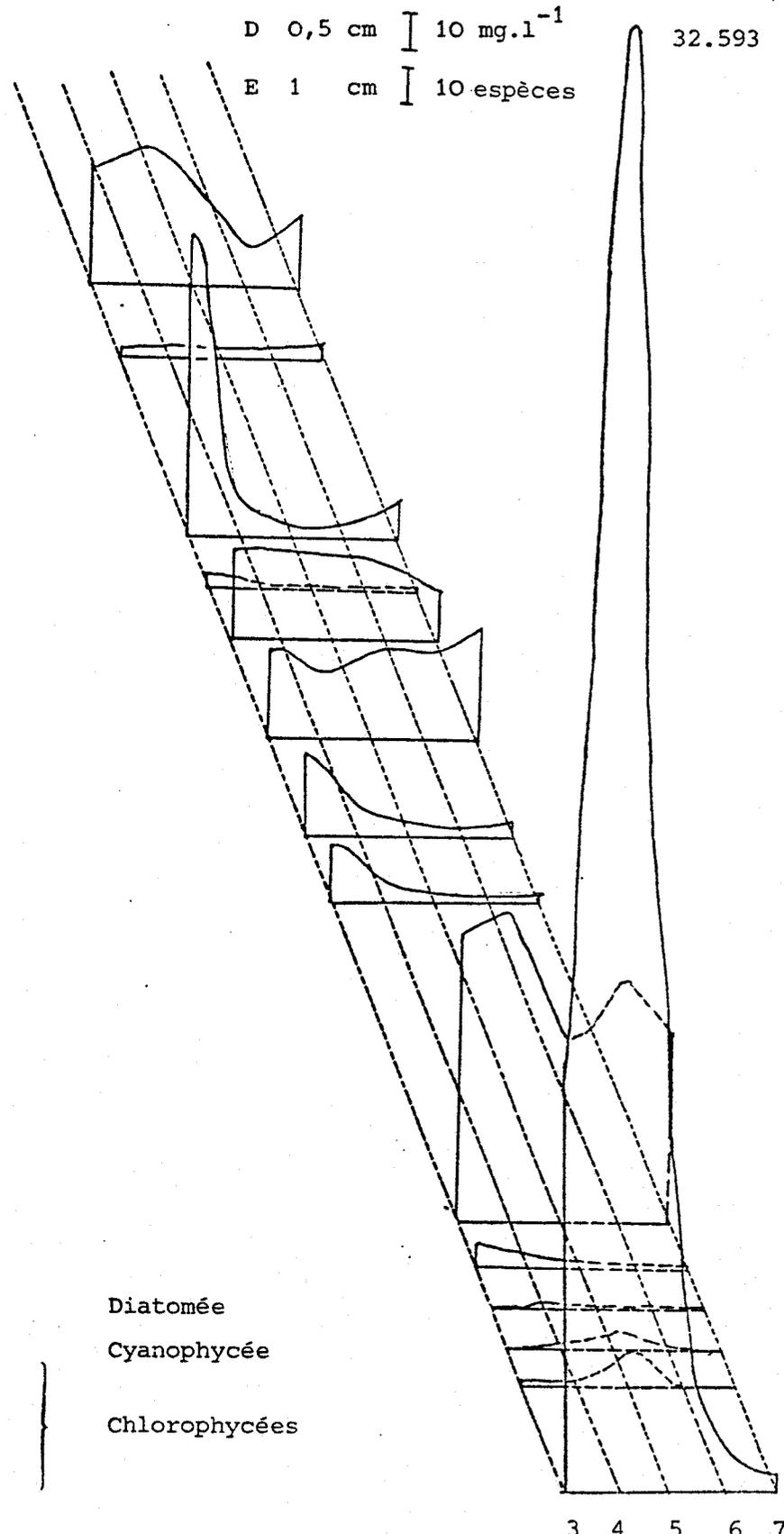


FIGURE 56



Près Duhem (décembre 1976) :
profil biologique et physico-chimique

Echelle :

- A 0,5 cm $\bar{\text{I}}$ 100 ind.l⁻¹
- B 1 cm $\bar{\text{I}}$ 500 ind.l⁻¹
- C 1 cm $\bar{\text{I}}$ 10 mg.l⁻¹,
NTU ou espèces

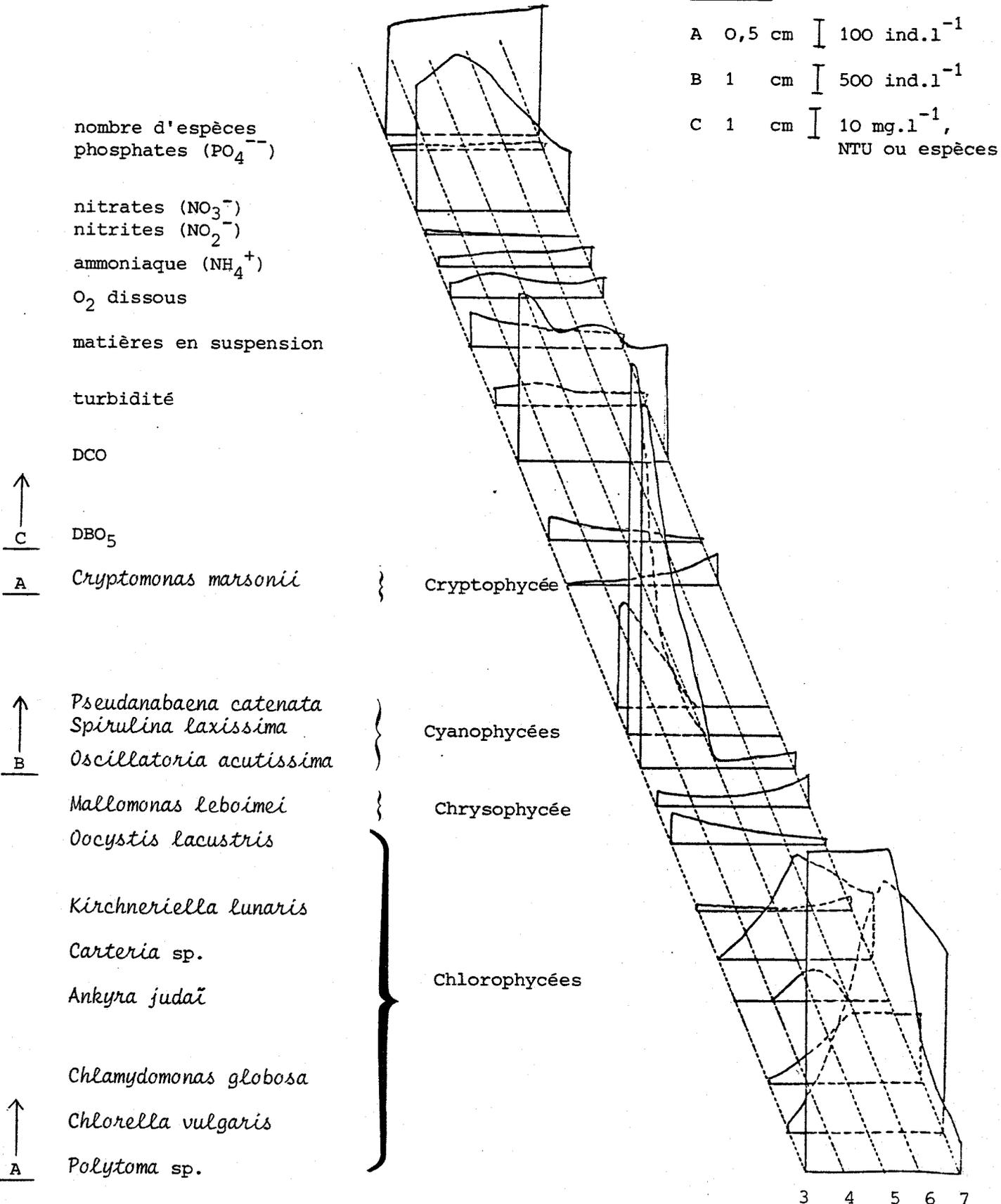


FIGURE 57



Prés Duhem (janvier 1977) :
profil biologique et physico-chimique

Echelle :

A 1 cm [100 ind.l⁻¹

B 1 cm [10 mg.l⁻¹,
NTU ou espèces

nombre d'espèces
phosphate (PO₄⁻⁻⁻)

nitrate (NO₃⁻)
nitrite (NO₂⁻)
ammoniaque (NH₄⁺)
O₂ dissous

matières en suspension

turbidité

↑
DCO

B
DBO₅

Chroomonas minuta

Cryptomonas marsonii

Nitzschia filiformis

Nitzschia palea

Amphora ovalis

Euglena viridis

Oscillatoria acutissima

Pseudanabaena catenata

Oocystis lacustris

Polytoma sp.

↑
Syncrypta dubia

Chlamydomonas globosa

A
Chlorella vulgaris

Cryptophycées

Diatomées

Euglénophycée

Cyanophycées

Chlorophycées

2361

3 4 5 6 7



FIGURE 58

Prés Duhem (février 1977) :
profil biologique et physicochimique

Echelle :

- A 0,5 cm [100 ind.l⁻¹
- B 1 cm [10 ind.l⁻¹
- C 1 cm [10 mg.l⁻¹,
NTU ou espèces

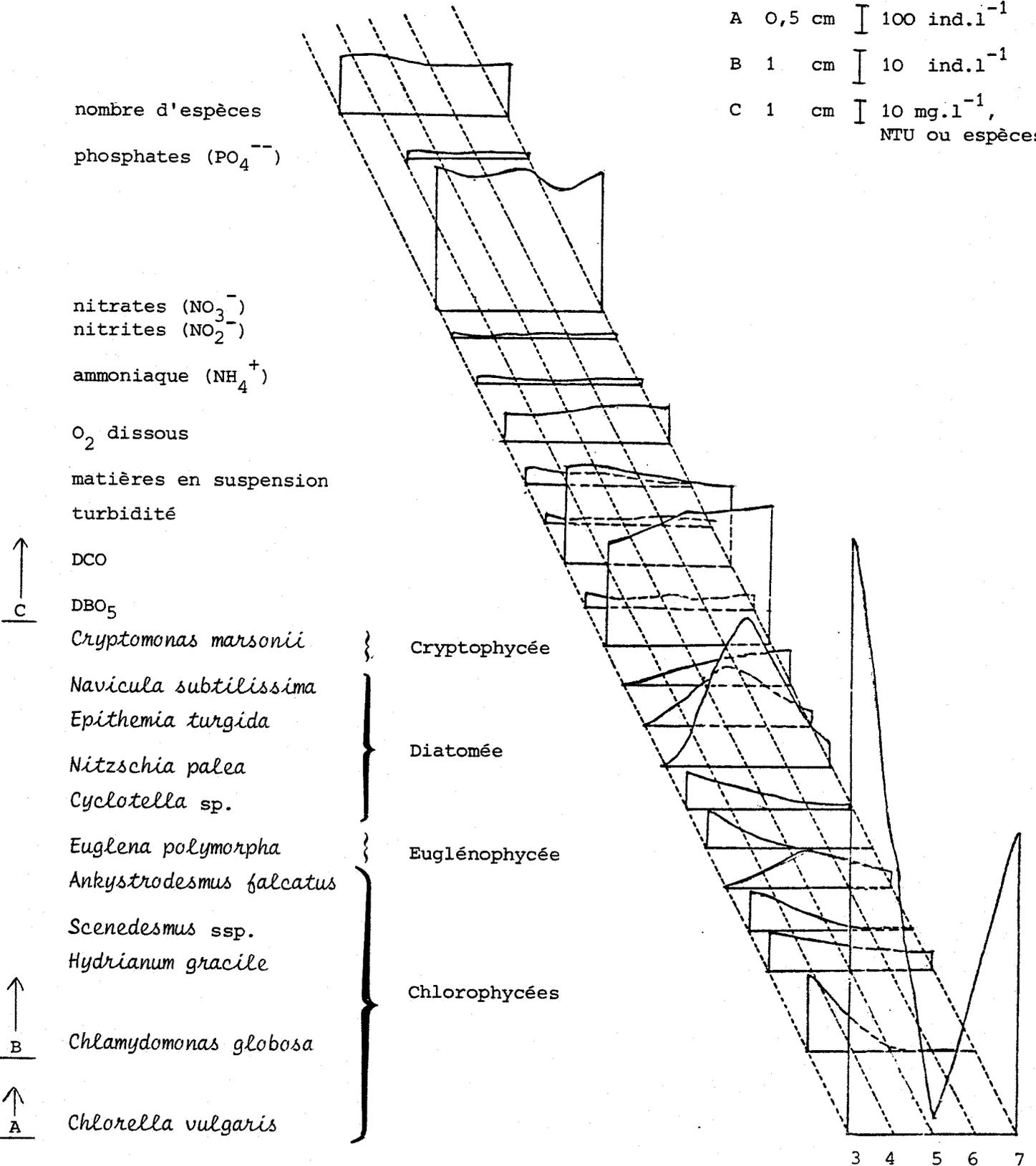


FIGURE 59



BIBLIOGRAPHIE

- ALLEN T.F.H. et J.F. KOONCE, 1973. - Multivariate approaches of algal stratagems and tactics in systems analysis of phytoplankton. *Ecology* 54 (6) : 1234-1246.
- ANGELI N., 1972. - Esquisse du profil biologique (plancton) d'un canal influencé par une pollution complexe d'origine industrielle : le canal de Seclin-Nord. *Biol. Jb. Dodonaea* 40 : 77-115.
- ANGELI N., 1976. - Influence de la pollution des eaux sur les éléments du plancton. In PESSON : "La pollution des eaux continentales", Ed. Gauthier-Villars, p. 97-133.
- ANGELI N., 1977. - Suivis biologiques de mars 1975 à février 1977. *Rapport pour l'Agence de Bassin Artois-Picardie*.
- ANGELI N., 1979. - Relations entre le plancton et la qualité de l'eau. *Thèse de Doctorat d'Etat*, Université de Lille I, 277 p. et annexe.
- BEBIN J., 1970. - Traitement par lagunage aéré des eaux résiduaires industrielles très polluées. *Cong. Cinquantenaire Soc. chim. indust. Poll. eaux*, Paris, p. 63-81.
- BENDER M.E. et D. JORDAN, 1972. - Stimulation of phytoplankton growth by mixture of phosphate, nitrate and organics chelators. *Prog. water. Technol.* 2 : 189-195.
- BENZECRI J.P. et Coll., 1976. - L'analyse des données. Ed. Dunod, Paris. 624 p.
- BERMAN N. et T. GOPHEN 1972. - Lake Kinneret : planktonic population during seasons of high and low phosphorus availability. *Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. Vehr.* 18 : 588-598.
- BESCH W.K., M. RICARD et R. CANTIN, 1970. - Utilisation des Diatomées benthiques comme indicateur de pollutions minières dans le bassin de Miramichi. *N. W. J. Fish.* 202 : 72 p.
- BICK H., 1964. - Die Sukzession der Organismen bei der Selbstreinigung von organisch verunreinigten Wasser unter verschiedenen Milieubedingungen. Modellversuche unter besonderer Berücksichtigung der Ziliaten. *Forsten Nordrhein Westfalen*, Dusseldorf, p. 1-139.
- BINET D., M. GABURIT et M. ROUX, 1972. - Copépodes pélagiques du plateau ivoirien. Utilisation de l'analyse des correspondances dans l'étude des variations saisonnières. *Doc. Scient. Centre Rech. Océanogr.*, Abidjan, 3 (1) : 47-49.

- BLAISE S., 1969. - Les méthodes de l'analyse factorielle des correspondances appliquées à la biosystématique de quelques espèces de Myosotis. *L. Cr. Soc. Biol.* 163 (1) : 83-86.
- BLANC F., M. LEVEAU, M.C. BONIN et A. LAUREC, 1972. - Ecologie d'un milieu eutrophique, traitement mathématique des données. *Mar. Biol.* 14 (2) : 120-130.
- BURNS C.W., 1968. - The relationship between body size of filter-feeding *Cladocera* and the maximum size of particules ingested. *Limnol. Oceanogr.* 13 : 675-678.
- CABRIDENC R. et H. LEPAILLEUR, 1969. - Rôle des algues dans l'épuration biologique des eaux. *Terre et Eaux* 85 : 12-19.
- CASSIE R.M., 1961. - The correlation coefficient as an index of ecological affinities in plankton populations. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 13 : 151-157.
- CHOLNOKY B.J., 1960. - The relationship between algae and the chemistry of natural waters. *C.S.I.R. reprint R.W.* 129 : 215-225.
- COOLEY W.W. et P.R. COHNES, 1971. - Multivariate data analysis. Ed. Wiley J. & Sons Inc., London, 364 p.
- COSTE M. et G. LEYNAUD, 1974. - Etudes sur la mise au point d'une méthode biologique de détermination de la qualité des eaux en milieu fluvial. *Rapport C.T.G.R.E.F. et A.F.B.S.N.*, Paris, 79 p.
- DAGET J., 1976. - Les modèles mathématiques en écologie. Ed. Masson, p. 18-164.
- DAGET P.H. et P. DAVID, 1970. - Obtention automatique des groupes écologiques en écailles. *C.N.R.S. - C.E.P.E.* 4 (11) : 6 p.
- DAGNELIE P., 1960. - Contribution à l'étude des communautés végétales par l'analyse factorielle. *Bull. serv. Cartes phytogéogr.*, série B, 5 : 7-195.
- DEGREMONT P., 1966. - Mémento technique de l'eau. Ed. Degremont, 654 p.
- DELANNOY M.C., 1972. - Rapport sur le développement du phytoplancton dans le bassin d'autoépuration de Wavrin. *Laboratoire d'Algologie, Université de Lille I*, 83 p.
- DE NOYELLES F., 1967. - Factors affecting the phytoplankton distribution in a double-cell sewage lagoon. *J. phycol.* 3 : 174-181.

- DESCY J.P., 1974. - Utilisation des algues benthiques comme indicateurs biologiques de la qualité des eaux courantes. In PESSON : "La pollution des eaux continentales", Ed. Gauthier-Villars, p. 149-172.
- DE SMET W.H.O., F.M. et J.C. EVENS, 1970. - The influence of light and air on the purification of polluted water. *Hydrobiologia* 35 : 494-544.
- DIVE D., 1975. - Influence de la concentration bactérienne sur la croissance de *Colpydium campylum*. *J. Protozool.* 22 (4) : 545-550.
- DUSSART B., 1966. - Limnologie. L'étude des eaux continentales. Ed. Gauthier-Villars, Paris, 677 p.
- EDELIN F., 1970. - Le rôle de la photosynthèse dans l'autoépuration des cours d'eau. *Rapport A.N.R.T.* : "Lutte contre la pollution des eaux", Ed. Gauthier-Villars et Eyrolles, p. 167-182.
- EDMONSON W.T., 1970. - Phosphorus nitrogen and algae in Lake Washington after diversion of sewage. *Science* 169 : 1-690.
- FISCHER R.A. et Coll., 1943. - The relations between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *J. Anim. Ecol.* 12 : 42-58.
- FRONTIER S., 1969. - Méthodes d'analyse statistique applicables à l'écologie du plancton. *Doc. n°7, Centre O.R.S.T.O.M., Nosy-bé (Madagascar)*, 33 p.
- FRONTIER S. et F. IBANEZ, 1974. - Utilisation d'une cotation d'abondance fondée sur une progression géométrique pour l'analyse des composantes principales en écologie planctonique. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 14 : 217-224.
- GLEASON H.A., 1922. - On the relation between species and area. *Ecology* 3 : 156-162.
- GOMELLA C., 1970. - Lutte contre la micro-pollution. Possibilités techniques, aspects économiques. *Rapport A.N.R.T.* : "Lutte contre la pollution des eaux", Ed. Gauthier-Villars et Eyrolles, p. 95-105.
- GUILLERM J.L., 1971. - Calcul de l'information fournie par un profil écologique et valeur indicatrice des espèces. *Oecol. Plant.* 6 : 209-225.
- HAIRSTON N.G., 1959. - Species abundance and community organization. *Ecology* : 40 : 404-416.
- HRBÁČEK J., M. DVOŘÁKOVÁ, V. KORINEK et L. PROCHÁZKOVÁ, 1961. - Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton associations. *Vehr. Internat. Ver. Limnol.* 14 : 192-195.

- HUET M., E. LE CLERC, J.A. TIMMERMANS et P. BEAUJEAN, 1955. - Recherche des corrélations entre l'analyse biologique et l'analyse physico-chimique des eaux polluées par matières organiques. *Bull. Centre Belge, Doc. Eaux* 30 (4) : 216-237.
- HUSSENOT J. et M. LAURENT, 1973. - Evaluation de la production bactérienne dans l'eau d'un étang de Sologne. *Ann. Hydrobiol.* 4 (4) : 169-181.
- HUTCHINSON G.E., 1967. - A treatise of Limnology. Vol. II : Introduction to lake biology and the limnoplankton. Wiley, 1115 p.
- HYNES H.B.N., 1960. - The biology of polluted waters. *Univ. Press., Liverpool.*, 202 p.
- IBANEZ F., 1973. - Méthode d'analyse spatio-temporelle du processus d'échantillonnage en planctologie, son influence dans l'interprétation des données par l'analyse en composantes principales. *Ann. Inst. Océanogr.*, Paris, 49 (2) : 83-111.
- IBANEZ F., 1976. - Contribution à l'analyse mathématique des événements en écologie planctonique. *Bull. Inst. Océan.*, Monaco, 72 (1431) : 96 p.
- INDIRA S., JAYANGODAR Y. et S.V. GANAPATI, 1965. - Algae of importance and their control in water supplies. *Hydrobiologia* 6 : 317-329.
- JAAG O., 1970. - Lutte contre la pollution des lacs et des rivières en Suisse. *Rapport A.N.R.T. : Lutte contre la pollution des eaux.* Ed. Gauthier-Villars, Eyrolles, p. 151-165.
- KILBURN P.D., 1966. - Analysis of the species area relation. *Ecology* : 47 (5) : 831-843.
- KLEIN L., 1959. - River pollution : chemical analysis. Butterworths, Londres, 206 p.
- KOLWITZ R. et M. MARSSON, 1908. - Ökologie der planzlichen Saprobien. *Ber. Deutschen Bot. Gesell.* 26A : 505-519.
- KYSELOWA K., 1973. - The plankton of ponds enriched with wastes from beet sugar factories. *Acta hydrobiol.* 15 (1) : 51-88.
- LANCE G.N. et W.T. WILLIAM, 1967. - A general theory of classificatory sorting strategies. I : Hierarchical. systems. *Comp. S.* 9 : 373-380.
- LANDREAU A., 1974. - Etude statistique de la pollution de la Seine en 1971. Analyse en composantes principales. *T.S.M. L'EAU* 69 (3) : 129-138.

- LAPORTE-CRU J. et J.P. BRIANE, 1972. - L'analyse factorielle appliquée à quelques populations de *Prunella vulgaris*. *Botaniste ser.* 60 : 351-367.
- LEFEVRE M., 1942. - Recherches expérimentales sur l'utilisation des algues d'eau douce par les Cladocères. *Bull. Biol. France-Belg.* 76 : 250-276.
- LEFEVRE M., 1950. - Influence des déversements d'eaux usées de la région parisienne sur le plancton de la Seine. *Annal. Stat. Cent. Hydrobiol. appl.* 3 : 153-171.
- LEFEVRE M., 1958. - De l'influence des matières organiques sur la nature et l'abondance du plancton. *Ibid.* 7 : 253-267.
- LEFEVRE M. et E. BACHRACH, 1928. - Contribution à l'étude du rôle de la silice chez les êtres vivants. Observation sur la biologie des Diatomées. *Physiol. Pathol. Cent.* 2 : 241-249.
- LEFEVRE M. et M. NISBET, 1948. - Sur la sécrétion par certaines espèces d'algues de substances inhibitrices d'autres espèces d'algues. *C. R. Acad. Sc., Paris*, 226 : 107-109.
- LEFEVRE M., P. LAURENT et J. LOUIS, 1972. - Application de l'analyse factorielle des correspondances à l'étude de l'évolution du phytoplancton du lac d'Annecy. *Investigacion Pesquera* 36 (1) : 119-126.
- LEYNAUD G., M. NISBET, G. ROFES et J. VERNEAUX, 1972. - Etude à caractère synthétique d'un grand cours d'eau de plaine : la Saône. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 18 : 706-717.
- LIEBMANN H., 1962. - Handbuch der Frisschwasser und Abwasserbiologie. B.D.I., Ed. Oldenbourg, München, 588 p.
- LUND W.G., C. KIPLING et E.D. LE CREN, 1958. - The inverted microscop method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimates made by counting. *Hydrobiol.* 9 (2) : 143-170.
- MAC ARTHUR R.M., 1965. - Patterns of species diversity. *Biol. rev.* 40 : 510-533.
- MACKENTHUN K.M., 1969. - The practice of water pollution biology. *F.W.P.C.A.*, Washington, 11 : 1-281.
- MARGALEF R., 1951. - Diversidad de especies en las comunidades naturales. *Publnes Inst. Biol. apl.*, Barcelone, 9 : 5-27.
- MARGALEF R., 1956. - Información y diversidad especifica en las comunidades de organismos. *Investigación pesq.* 3 : 99-106.

- MARGALEF R., 1957. - La theoria de la informaci3n en ecologia. *Mems. R. Acad. Cienc. Artes*, Barcelone, 32 (13) : 373-436.
- MARGALEF R., 1963. - On certain unifying principles in ecology. *Am. Nat.* 97 : 357-374.
- MARGALEF R., 1967. - Ritmos, fluctuaciones y sucesi3n. *Ecologia* 14 : 454-492. Ed. Fund. Cienc. nat., Caracas.
- MARGALEF R., 1974. - Estudio de la afinidad entre muestras de comunidades. *Ecol. descrip.* 2 : 401-412. Ed. Omega, Casanova - Barcelone.
- MENHINICK E.F., 1964. - A comparison of some species individuals diversity indices applied to samples of fields insects. *Ecology* 45 : 859-861.
- MEYER J., 1962. - Probl3me de classification des eaux de surface d'apr3s leur caract3ristique et leur qualit3. *Sonderdruck wiss. Z. Karl-Marx Universit3t H.I.* 5 : 153-154.
- MOUCHET J. et P. MOUCHET, 1971. - Estimation quantitative du plancton dans les eaux de surface. Application au traitement des eaux. *Tech. de l'eau* 302 : 19-26.
- MOTOMURA I., 1932. - Etude statistique de la population 3cologique. *Zool. Mag.*, Tokyo, 44 : 379-383.
- NAUWERCK A., 1963. - Die Beziehungen zwischen Zooplankton und Phytoplankton in See *Erken. Symb. bot. Upsal.* 17 (5) : 5-173.
- NISBET M. et J. VERNEAUX, 1970. - Composantes chimiques des eaux courantes : discussion et proposition de classes en tant que base d'interpr3tation des analyses chimiques. *Ann. Limnol.* 6 (2) : 161-190.
- NYGAARD G., 1949. - Hydrobiological studies in some ponds and lakes. *Kgl. Danske. Vidensk. Selsk. Biol. Skrifter* 7 (1) : 1-293.
- PANTLE R. et H. BUCK, 1955. - Die biologische Uberweschung der Gew3sser und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas und Wasserfach* 96 : 604.
- PATRICK R., 1949. - A proposal biological measures for stream conditions based on a survey of the Conestoya Bassin, Lancaster County, Pennsylvania. *Proc. Acad. Nat. Sci.*, Philadelphia, 101 : 277-341.
- PATRICK R., 1957. - Diatoms as indicators of changes in environmental conditions. *Biol. Probl. in water pollution*, Cincinnati, 5 : 71-83.

- PATRICK R., 1963. - The structure of diatoms communities under varying ecological conditions. *Ann. New-York Acad. Sci.* 108 : 359-365.
- PATRICK R., 1971. - The effect of increasing light and temperature on the structure of diatom communities. *Limnol. oceanogr.* 16 (2) : 405-421.
- PATRICK R., N.A. ROBERTS et B. DAVIS, 1968. - The effect of changes in pH on the structure of diatom communities. *Acad. Nat. Sci.*, Philadelphia, 416 : 1-16.
- PIELOU E.C., 1966a. - Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. *J. theor. Biol.* 10 : 1-370.
- PIELOU E.C., 1966b. - The measure of diversity in different types of biological collections. *Ibid.* 13 : 131-144.
- PIERRE J.F., 1972. - Hydrobiologie de la Meurthe. Les populations diatomiques du bassin de la Meurthe : un essai de synthèse hydrobiologique. *Ann. Hydrobiol.* 3 (1) : 5-19.
- POURRIOT R., 1957. - Sur la nutrition des Rotifères à partir des algues d'eau douce. *Hydrobiologia* 9 : 50-59.
- POURRIOT R., 1975. - Réflexions sur les Rotifères en tant qu'indicateurs biologiques. *Bull. Franç. pisciculture* 260 : 148-152.
- PRESTON F.W., 1948. - The commonness and rarity of species. *Ecology* 29 : 254-283.
- PROVASOLI L., 1958. - Nutrition and ecology of protozoa and algae. *Ann. Rev. Microbiol.* 12 : 279-308.
- REYSSAC J. et M. ROUX, 1972. - Communautés phytoplanctoniques dans les eaux de Côte d'Ivoire. Groupes d'espèces associées. *Mar. Biol.* 13 (1) : 14-33.
- RICARD M., 1977. - Les peuplements de Diatomées des lagons de l'archipel de la Société. *Rev. algol.* 12 (3-4) : 176-268.
- SAGER P.E. et A.D. HASLER, 1969. - Species diversity in lacustrine phytoplankton. The components of the index of diversity from Shannon's formula. *Am. Nat.* 103 : 51-59.
- SANFORD G.R., A. SANDS et C.R. GOLDMAN, 1969. - A settle freeze method for concentrating phytoplankton in quantitative studies. *Limnol. Oceanogr.* 14 : 790-794.
- SAUNDERS G.W., 1957. - Interrelations of dissolved organic matter and phytoplankton. *Bot. rev.* 23 : 389-409.

- SAVOURE B., 1969. - Contribution à la biologie des algues d'eau douce d'un étang breton. *Ann. Limnol.* 5 (2) : 85-122.
- SCHMIDT D.J. et C.L. CHRISTENSEN, 1975. - Diatoms as water quality indicators. *Phycologia* 30 (5) : 369-374.
- SCHODDUYN R., 1925. - L'étude biologique du canal de Roubaix (Nord de la France). *Ann. Biol. lacustre*, Bruxelles, 14 : 89-110.
- SHANNON C.E. et W. WEAVER, 1948. - The mathematical theory of communication. *Univ. Illinois*, Urbana, 125 p.
- SIDOROVA A.F., 1963. - The toxicity of blue-green algae to fish. *IZV. Akad. Nauk. Kazakh S.S.R., ser. biol.*, 1 : 104-107.
- SIVKO T.N. et T.A. SOKOLOVA, 1964. - Mass development of planktonic algae during the self purification of sewage in biological ponds. *Mikr.* 33 : 699-704.
- SLÁDEČEK V., 1965. - The future of saprobity system. *Hydrobiologia* 25 : 518-537.
- SLÁDEČEK V., 1968. - Classification of water quality. *Vodohospodářské vědecko-technické informace* 10 : 16-162.
- SLÁDEČEK V., 1969. - The measure of saprobity. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 17 : 546-559.
- SLÁDEČEK V., 1973. - System of water quality from the biological point of view. *Ergebnisse der Limnologie*, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 7 : 218 p.
- TRAVERS M., 1971. - Diversité du microplancton du golfe de Marseille en 1964. *Mar. biol.* 8 (4) : 308-343.
- TUROBOYSKI L., 1973. - The indicators organisms and their ecological variability. *Acta. Hydrobiol.* 15 (3) : 259-274.
- VERNEAUX J., 1973. - Les principales méthodes biologiques de détermination du degré de pollution des eaux courantes. *Econom. Medec. Anim.* 14 (1) : 11-19.
- VERNEAUX J. et G. TUFFERY, 1967. - Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. C.E.R.A.F.E.R., S.T.P.P., Paris, 21 p.
- WALKER J. et H. LECLERC, 1972. - Traitement expérimental d'épuration d'une eau de surface par lagunage : aspects chimiques et microbiologiques. *Water Research* 7 : 707-728.

- WIEDEMAN V.E., 1965. - Chemical analyses and algal composition in a waste-stabilization pond system. *The Southwestern naturalist* 10 (3) : 188-210.
- WILLIAMS C.B., 1964. - Patterns in the balance of nature and related problems in quantitative ecology. *London academic. Press*, 324 p.
- WURTZ A., 1958. - Peut-on concevoir la typification des étangs sur les mêmes bases que celles des lacs. *Verh. Internat. verein. Limnol.* 13 : 381-393.
- ZELINKA M. et P. MARVAN, 1961. - Zur Präisierung der biologischen Klassifikation der Reinhert fliessender Gewässer. *Hydrobiol.* 57 : 389-407.

OUVRAGES DE DÉTERMINATION DES ALGUES

- BOURRELLY P., 1966. - Les algues d'eau douce. 1 - Les algues vertes. Ed. Boubée, Paris.
- BOURRELLY P., 1968. - Les algues d'eau douce. 2 - Les algues jaunes et brunes. Ed. Boubée, Paris.
- BOURRELLY P., 1970. - Les algues d'eau douce. 3 - Eugléniens, Péridiniens, algues rouges et bleues. Ed. Boubée, Paris.
- CZURDA V., 1932. - Die Süswasser - *Flora Mitteleuropas*, Vol. 9 : zygneales. Ed. Fischer, Iéna.
- DELAHAYE E., 1957. - Le phytoplancton et les algues microscopiques épiphytes des eaux douces du Nord de la France. *Thèse de Doctorat d'Etat en Sciences naturelles*, Faculté des Sciences de Lille.
- GEITLER L. et A. PASCHER, 1925. - Die Süswasser - *Flora Deutschlands, Österreichs und der Schweiz*, Vol. 12 : Cyanophyceae, Cyanochloridinae, Chlorobacteriaceae. Ed. Fischer, Iéna.
- HEERING W., 1914. - Die Süswasser - *Flora Deutschlands, Österreichs und der Schweiz*, Vol. 6 : Chlorophyceae III. Ed. Fischer, Iéna.
- HUBER-PESTALOZZI G., 1955. - Die Binnengewässer. Vol. 4 : Das Phytoplankton des Süswassers. Ed. Nägele et Obermiller, Stuttgart.
- HUSTEDT F., 1930. - Die Süswasser - *Flora Mitteleuropas*, Vol. 10 : Bacillariophyta (Diatomeae). Ed. Fischer, Iéna.

- LEMMERMANN E., J. BRUNNTHALER et A. PASCHER, 1915. - Die Süßwasser - Flora Deutschlands, Österreichs und der Schweiz. Vol. 5 : Chlorophyceae II. Ed. Fischer, Iéna.
- PASCHER A., 1927. - Die Süßwasser - Flora Deutschlands, Österreichs und der Schweiz. Vol. 4 : Volvocales (Phytomonadinae). Ed. Fischer, Iéna.
- VHERKOVICH G., 1966. - Die *Scenedesmus*-Arten Ungarns Akadémiai Kiado, Budapest.

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 - 1ère Classe

M. BACCHUS Pierre	Astronomie
M. BEAUFILS Jean-Pierre	Chimie Physique
M. BECART Maurice	Physique Atomique et Moléculaire
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. ESCAIG Bertrand	Physique du Solide
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.	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.	POUZET Pierre	Analyse Numérique
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 - 2ème Classe

M.	AL FAKIR Sabah	Algèbre
M.	ANTOINE Philippe	Analyse
M.	BART André	Biologie Animale
Mme	BATTIAU Yvonne	Géographie
M.	BEGUIN Paul	Mécanique
M.	BELLET Jean	Physique Atomique et Moléculaire
M.	BKOUCHE Rudolphe	Algèbre
M.	BOBE Bernard	Sciences Economiques
M.	BODARD Marcel	Biologie Végétale
M.	BOILLY Bénoni	Biologie Animale
M.	BOIVIN Jean-Claude	Chimie Minérale
M.	BONNELLE Jean-Pierre	Chimie
M.	BOSCQ Denis	Probabilités
M.	BREZINSKI Claude	Analyse Numérique
M.	BRIDOUX Michel	Chimie Physique
M.	BRUYELLE Pierre	Géographie
M.	CAPURON Alfred	Biologie Animale
M.	CARREZ Christian	Informatique
M.	CHAMLEY Hervé	Géotechnique
M.	CHAPOTON Alain	Electronique
M.	COQUERY Jean-Marie	Psychophysiologie
Mme	CORSIN Paule	Sciences de la Terre
M.	CORTOIS Jean	Physique Nucléaire et Corpusculaire
M.	COURBIS Bernard	Sciences Economiques
M.	COUTURIER Daniel	Chimie Organique
M.	CRAMPON Norbert	Sciences de la Terre
M.	CROSNIER Yves	Electronique
Mme	DACHARRY Monique	Géographie
M.	DEBRABANT Pierre	Géologie Appliquée
M.	DEGAUQUE Pierre	Electronique
M.	DELORME Pierre	Physiologie Animale

M. DE PARIS Jean-Claude	Mathématiques
M. DEPREZ Gilbert	Physique du Solide et Cristallographie
M. DERIEUX Jean-Claude	Microbiologie
M. DEVRAINNE Pierre	Chimie Minérale
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
Mme EVRARD Micheline	Chimie Appliquée
M. FLAMME Jean-Marie	Technologie de Construction
M. FOCT Jacques	Génie Mécanique
M. FONTAINE Hubert	Physique
M. FONTAINE Jacques	Electronique, Electrotechnique, Automatique
M. FOURNET Bernard	Biochimie Structurale
M. GOBLOT Rémi	Algèbre
M. GOSSELIN Gabriel	Sociologie
M. GOUDMAND Pierre	Chimie Physique
M. GREVET Patrick	Sciences Economiques
M. GUILBAULT Pierre	Physiologie Animale
M. HERMAN Maurice	Physique Spatiale
M. HOUDART René	Mathématiques
M. JACOB Gérard	Informatique
M. JOURNAL Gérard	Physique Atomique et Moléculaire
M. KREMBEL Jean	Biochimie
M. LAURENT François	Automatique
Mlle LEGRAND Denise	Algèbre
Mlle LEGRAND Solange	Algèbre
M. LEMAIRE Jean	Physique
M. LENTACKER Firmin	Géographie
M. LEROY Jean-Marie	Méthodologie
M. LEROY Yves	Electronique, Electrotechnique, Automatique
M. LEVASSEUR Michel	Sciences Economiques
M. LHENAFF René	Géographie
M. LOCQUENEUX Robert	Physique Théorique
M. LOSFELD Joseph	Informatique
M. LOUAGE Francis	Electronique
M. MACKE Bruno	Physique
M. MAHIEU Jean-Marie	Physique Atomique et Moléculaire
M. MAIZIERES Christian	Automatique
Mlle MARQUET Simone	Probabilités
M. MESSELYN Jean	Physique Atomique et Moléculaire
M. MIGEON Michel	Chimie Physique
M. MIGNOT Fulbert	Analyse Numérique
M. MONTEL Marc	Physique du Solide
M. MONTUELLE Bernard	Biologie et Biochimie Appliquée
Mme N'GUYEN VAN CHI Régine	Géographie
M. NICOLE Jacques	Chimie Analytique
M. NOTELET Francis	Electronique, Electrotechnique, Automatique
M. PARSY Fernand	Mécanique
Mlle PAUPARDIN Colette	Biologie Physiologie Végétales
M. PECQUE Marcel	Chimie Organique
M. PERROT Pierre	Chimie Appliquée
M. PERTUZON Emile	Physiologie Animale
M. PETIT Francis	Chimie Organique, Minérale et Analytique
M. PONSOLLE Louis	Chimie Physique
M. PORCHET Maurice	Biologie
M. POVY Lucien	Automatique
M. RACZY Ladislas	Electronique
M. RICHARD Alain	Biologie

M. RIETSCH François	Chimie
M. ROGALSKI Marc	Analyse
M. ROUSSEAU Jean-Paul	Physiologie Animale
M. ROY Jean-Claude	Psychophysiologie
M. SALAMA Pierre	Sciences Economiques
Mme SCHWARZBACH Yvette	Mathématiques
M. SCHAMPS Joël	Physique
M. SIMON Michel	Sociologie
M. SLIWA Henri	Chimie Organique
M. SOMME Jean	Géographie
Mlle SPIK Geneviève	Biochimie
M. STERBOUL François	Informatique
M. TAILLIEZ Roger	Biologie
M. THERY Pierre	Electronique, Electrotechnique, Automatique
M. TOULOTTE Jean-Marc	Automatique
M. VANDORPE Bernard	Chimie Minérale
M. VILETTE Michel	Résistance des Matériaux
M. WALLART Francis	Chimie
M. WATERLOT Michel	Géologie Générale
M. WERNER Georges	Informatique Fondamentale Appliquée
Mme ZINN-JUSTIN Nicole	Algèbre

