



agence de bassin rhône-méditerranée-corse

341.1

83 LA

lagunes à charge estivale

LIBRARY
INTERNATIONAL REFERENCE CENTRE
FOR COMMUNITY WATER SUPPLY AND
SANITATION (IRC)

EPURATION DES EAUX USEES URBAINES

FONCTIONNEMENT CONCEPTION

1983

341.1-83 LA-6348

6748
LO: 341.1 83 LA

Résumé

Le lagunage, perçu comme un procédé d'épuration des eaux usées simple, rustique et capable de résultats satisfaisants, est un milieu complexe d'intense activité biologique, généralement caractérisé par une succession d'écosystèmes bien distincts. Ces ruptures d'équilibres sont dues à l'intervention combinée de nombreux paramètres tels que les facteurs climatiques, les caractéristiques des eaux usées, les charges reçues, les sédiments, la conception des lagunes, qui tous agissent sur la composition en espèces et en abondance des peuplements (bactéries, phyto, zooplancton, etc...). La complexité des phénomènes en jeu en rend difficile l'intégration comme en témoignent les principaux modèles actuellement proposés dans la littérature qui sont peu aptes à la prédiction du comportement des lagunes. En effet, ces modèles cinétiques de dégradation, qui servent notamment à dimensionner les lagunes, sont fondés sur un seul écosystème contrairement aux observations de terrain.

Un premier suivi du comportement de lagunes à charge saisonnière du littoral du Languedoc (1), réalisé au cours des étés 1976 et 1977 avait été orienté vers l'observation des paramètres descriptifs classiques : physiques, chimiques, biologiques, bactériologiques et climatiques. La masse de données recueillies n'avait pas permis de rapprocher de façon simple les résultats de l'épuration, au sens habituel, des charges appliquées comme on peut les appréhender pour une station d'épuration ; de même des relations expliquant les processus d'épuration par lagunage n'avaient pu être établies. En effet les lagunes observées en période estivale avaient donné des résultats très différents, certaines évoluant jusqu'à l'apparition d'un phénomène de relargage des sédiments, ou de virage de la coloration (généralement du vert à une dominante rouge).

Aussi pour intégrer l'ensemble des variables dans une interprétation plus globale, l'Agence de Bassin RMC a demandé à M. DRAKIDES, assisté de M. de CALIGNON de l'Université des Sciences et Techniques du Languedoc (USTL), de procéder à une analyse en composantes principales.

Ceci a permis de préciser, entre autres, le rôle pendant les périodes estivales :

- De l'évapo-infiltration qui dépasse souvent la moitié du débit entrant.

(1) Lagunes du Grau du Roi, Marseillan, Leucate, Salles d'Aude, St Pierre La Mer

- De la stratification des couches d'eau, surtout importante dans les bassins de tête (les plus profonds), qui permet de stabiliser l'écosystème par réduction du risque de relargage du sédiment et oxygénation de la couche supérieure par photosynthèse algale.
- De la zonation pour éviter les courts-circuits (zones mortes dans les bassins de plus de 2 ha).
- Des sédiments qui interviennent dans l'épuration (dépôt des matières en suspension et du résidu de la métabolisation des matières organiques solubles ou non) mais qui peuvent être à l'origine de relargage indépendamment de la charge organique appliquée sur les bassins.
- Des paramètres de dimensionnement classiques (charge organique superficielle, temps de séjour, température, etc...), dont l'importance est indiscutable lorsqu'on les analyse de manière indépendante, mais dont l'influence ne peut être appréciée que sous leurs diverses combinaisons.

En fait, l'écosystème en place dépend de la combinaison de ces nombreux facteurs et des situations antérieures qui prévalaient dans chacun des bassins de lagunage. La pérennité de l'écosystème dépend de sa capacité à accepter d'autres contraintes, mais aussi de son évolution propre.

Ainsi à titre d'exemple, en période estivale, pour des charges considérées comme faibles sur le dernier bassin (30 à 50 kg DBO/ha/j) et un temps de séjour long, la production de phytoplancton, assurée par l'assimilation des substances azotées et phosphorées, est maximale et est supérieure à ce que peuvent consommer les prédateurs, d'où rejet d'une partie de la production dans le milieu récepteur. Analytiquement ceci se traduit par des concentrations en DBO et MEST relativement élevées dans l'eau en sortie, dépassant parfois celles de l'effluent brut.

Inversement pour ces mêmes charges estivales faibles mais avec un temps de séjour court, l'activité photosynthétique est moindre et l'élimination des nutriments (N et P) faible ; en revanche les concentrations de l'eau de sortie en DBO et MES sont faibles.

Si les charges estivales croissent jusqu'à devenir fortes (> 200 kg DBO/ha/j sur le 1er bassin), la croissance de la production du phytoplancton n'est pas suffisante, d'où un manque d'oxygène dissous qui se répercute sur les bassins aval.

En fait, ce sont la surcharge (par rapport à une charge permanente faible ou forte) et surtout sa durée, qui sont les phénomènes les plus gênants, car en modifiant les conditions d'équilibre biologique, elles conduisent à des écosystèmes différents d'où des effets divers en termes d'élimination de la pollution.

Le virage de teinte est un exemple de ces changements brutaux d'équilibres. Il en est de même du relargage des sédiments.

Enfin doit-on considérer le rejet de phytoplancton qui, dans certaines conditions de milieu est contrebalancé par l'action d'algivores, comme une pollution -c'est-à-dire un facteur gênant pour le milieu naturel- ou comme le début d'une chaîne alimentaire ? La réponse ne peut être donnée qu'en fonction des vocations du milieu récepteur.

Cependant le respect systématique de la vocation ainsi choisie pour ce milieu dépend étroitement du maintien, difficile à assurer en permanence dans la lagune d'écosystèmes aptes à cet objectif.

Toutes ces constatations traduisent les précautions à prendre pour la conception et la conduite des lagunes.

Quelques recommandations peuvent être suggérées pour la conception d'un lagunage :

- Ne pas prévoir de bassin avec risque de court-circuit, par exemple pas de surface non compartimentée de plus de 2 ha.
- Concevoir un bassin de tête de forme favorable au meilleur étalement des sédiments (pas de fonctionnement en piston pour ce bassin).
- Diminuer les formes avec zones mortes, quel que soit le bassin.
- Disposer d'une profondeur utile de l'ordre de 1,5 m pour le 1er bassin et de 1 m pour les suivants.
- Dans le premier bassin, prévoir l'arrivée des effluents, de préférence près du fond et proche du premier tiers du parcours de l'eau (suivant la plus grande dimension).
- Eviter les communications entre bassins réduisant le temps de séjour global.

- Multiplier les bassins pour favoriser la diversification des écosystèmes en place ; ne pas hésiter à mettre 3 ou 4 bassins en série au minimum.
- Si 2 bassins en parallèle ont été prévus en tête, prendre garde aux à-coups de charge face à un écosystème donné si le fonctionnement est alterné. Cette solution à 2 bassins peut cependant, en cas d'amorce de virage de l'un d'eux, permettre de rétablir l'équilibre biologique initial en réduisant l'alimentation ou en le mettant momentanément au repos.
- Si en période estivale avec un bon ensoleillement, des charges à l'hectare relativement importantes (jusqu'à 200 kg DBO/ha/j) peuvent être appliquées sur le bassin de tête s'assurer qu'elles sont environ 3 à 4 fois plus faibles hors saison.
- En été, ne pas dépasser une faible charge à l'hectare (40 à 50 kg DBO/j) sur le ou les derniers bassins d'une série.

Quant à la conduite d'une lagune, la marge de manoeuvre est faible car il est difficile de soulager momentanément un lagunage ou même un seul bassin de la série.

L'exploitant peut cependant accroître l'épuration partielle amont lorsqu'elle existe, mettre en service des bassins supplémentaires (bassins de tête) s'il en dispose, ou encore limiter le débit admis pour éviter notamment le "virage" dont les effets peuvent être préjudiciables tant pour le milieu de rejet que pour le voisinage (odeurs).

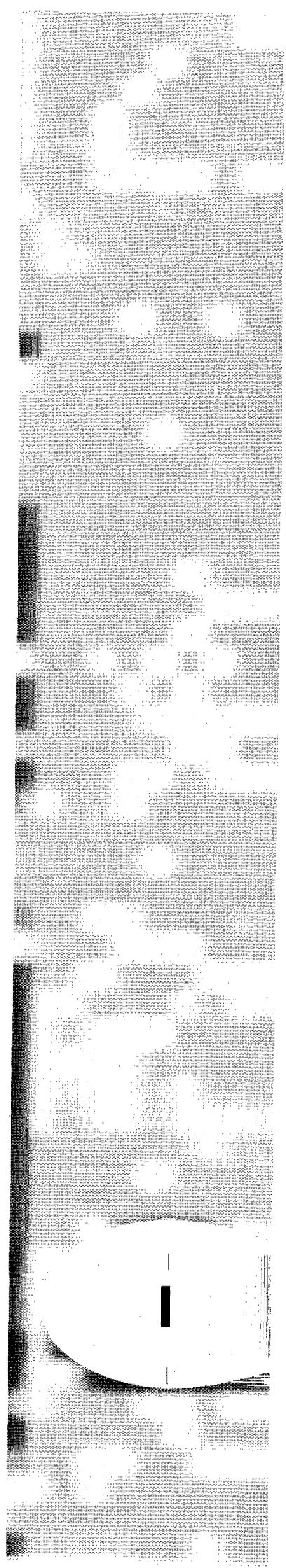
On peut cependant espérer améliorer la gestion des lagunes en connaissant mieux leur fonctionnement. Ceci passe par la mesure régulière de différents paramètres :

- . dans le milieu liquide, les examens doivent porter sur la détermination du nombre d'individus de certaines espèces indicatrices de l'écosystème, des mesures physico-chimiques simples (T°C, Oxygène dissous, pH...) et la caractérisation des rejets des différents bassins.
- . dans le sédiment, il est utile de déterminer quelques caractéristiques physico-chimiques en divers points du bassin de tête (T°C, pH, rH...) et à partir de prélèvements (par dragage et par piégage) le nombre d'individus de certaines espèces de l'écosystème ; la fréquence de ces mesures doit permettre de suivre l'évolution du sédiment sans omettre la période précédant l'afflux saisonnier et celles à risques de déséquilibre probable.

SOMMAIRE GENERAL

	Pages
RESUME	1
TITRE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE. SYNTHÈSE DES RESULTATS RECENTS	7
1 - Limites des systèmes étudiés et de leur représentation	11
2 - Hypothèses et paramètres des modèles courants	13
3 - Analyse des phénomènes intervenant en lagunage	23
4 - Conclusions de l'étude bibliographique	27
TITRE II : RESULTATS D'ETUDES DE TERRAINS	31
1.- Définition des données	35
2 - Interprétation des résultats bruts	41
TITRE III : VERIFICATION DES MODELES DE CINETIQUE DE DEGRADATION	59
1 - Introduction	63
2 - Résultats expérimentaux	65
3 - Interprétation	69
4 - Conclusions	73
TITRE IV : EXPLOITATION DES RESULTATS PAR ANALYSE DES DONNEES	75
1 - Méthodologie d'exploitation	81
2 - Analyse des paramètres physico-chimiques	85
3 - Analyse de la composition planctonique	109
4 - Paramètres physico-chimiques et biologiques - Synthèse et schémas d'évolution de l'équation	129
5 - Analyse d'autres paramètres du lagunage	137
6 - Influence des paramètres physico-climatiques	151
TITRE V : CONCLUSIONS	165
1 - Rôle de l'évapo-infiltration	171
2 - Rôle de l'hétérogénéité des bassins	173
3 - Rôle des sédiments des bassins de tête	175
4 - Rôle des paramètres de dimensionnement	179
5 - Fonctionnement optimal et surcharge	185
6 - Conclusions méthodologiques	187
7 - Eléments de conception et de dimensionnement	189
BIBLIOGRAPHIE	191

**étude bibliographique
synthèse de résultats récents**



T I T R E I

ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE - SYNTHESE DES RESULTATS RECENTS

I. étude bibliographique - synthèse de résultats récents

sommaire

	Pages
1 - LIMITES DES SYSTEMES ETUDIES ET DE LEUR REPRESENTATION	11
1.1 - <i>Importance des phénomènes de surcharge</i>	11
1.2 - Limites des modèles existants	11
2 - HYPOTHESES ET PARAMETRES DES MODELES COURANTS	13
2.1 - Equation du 1er ordre de dégradation de la charge organique	13
2.2 - Nature et rôle du coefficient K	14
2.3 - Intervention d'autres paramètres de modélisation. Rôle de la conception	16
2.4 - Ajustements et conclusions obtenus en France	17
2.5 - Equations de dégradation de la charge en germes témoins de contamination fécale : Données françaises et étrangères	19
3 - ANALYSE DES PHENOMENES INTERVENANT EN LAGUNAGE	23
3.1 - Fluctuation erratiques des performances	23
3.2 - Caractéristiques biologiques du lagunage	23
3.3 - Rôle de la stratification	24
3.4 - Rôle des sédiments	25
4 - CONCLUSIONS DE L'ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE	27

1. Limite des systèmes étudiés et de leur représentation

1.1 - IMPORTANCE DES PHENOMENES DE SURCHARGE

Le lagunage, procédé d'épuration souple, rustique et fiable, pourrait être adapté au traitement d'effluents à charge variable ainsi qu'à la protection bactériologique du milieu récepteur. Ceci amène son utilisation de plus en plus fréquente dans des zones de tourisme estival, mais aussi son implantation pour l'épuration des petites agglomérations.

Les performances en restent cependant difficiles à prévoir, et les limites mal définies.

Notamment, la surcharge des bassins au cours d'une saison estivale se traduit couramment par un phénomène de basculement, ou passage rapide et plus ou moins irréversible entre deux états stables :

- le premier, appelé communément aérobiose, correspond à une forte teneur en oxygène dans les bassins, à une couleur verte due à la présence d'algues, et à un bon rendement épuratoire ;
- le deuxième, ou anaérobiose, correspond à une teneur nulle en oxygène, à une couleur rouge due à la présence de bactéries phototrophes, et à un mauvais rendement épuratoire.

Bien que le virage de teinte soit un indicateur immédiat du phénomène, caractériser le basculement et déterminer les conditions d'admission de charge maximale pose un sérieux problème de méthodologie. En effet, de très nombreux facteurs interviennent en lagunage : climatiques, hydrauliques, géométriques, physico-chimiques, biologiques. De plus, ces facteurs évoluent au cours d'une saison ou même d'une année sur l'autre comme l'état des sédiments ou le degré de colmatage.

1.2 - LIMITES DES MODELES EXISTANTS

Comme pour tout procédé, la mise en œuvre de l'épuration par lagunage nécessite la maîtrise du dimensionnement et du comportement des installations. Or, la complexité des phénomènes en jeu rend difficile l'intégration des différents facteurs dans des équations ou abaques représentatives.

C'est ainsi qu'on trouve dans la littérature plusieurs modèles correspondant à des approches différentes :

- une approche empirique qui consiste à caler le modèle à partir d'une analyse statistique des résultats obtenus sur des installations en service. Ces modèles étant déterminés en certaines régions (Afrique du Sud, Inde, USA, Israël) ont un domaine de validité restreint et ne doivent être généralisés qu'avec prudence. Il s'agit essentiellement des formules sud-africaines et des abaques indiennes reliant le volume et la surface des bassins au nombre d'habitants raccordés.

- une approche semi-empirique, fondée sur une hypothèse de cinétique de dégradation permettant d'établir une équation où la constante de vitesse de dégradation est ajustée aux résultats recueillis sur le terrain. Ce type de modèle, le plus courant, a été ajusté, par SAUZE, sur des données recueillies en France. Ces modèles font, cependant, appel à des hypothèses très restrictives, et là aussi leur domaine de validité est limité.
- une approche théorique calant des modèles biochimiques, cinétiques et hydrauliques sur des études de laboratoire. La difficulté majeure est alors l'extrapolation des mesures de laboratoire à la réalité.

2. Hypothèses et paramètres des modèles courants

2.1 - EQUATION DU 1ER ORDRE DE DEGRADATION DE LA CHARGE ORGANIQUE

Une des hypothèses de base les plus souvent formulées pour la dégradation des matières organiques en lagunage est celle d'une réaction du 1er ordre du type :

$$\frac{dC}{dt} = - KC, \quad (1)$$

avec : C = concentration en matières organiques,
t = temps (j),
K = constante de vitesse (j^{-1}).

REYNOLDS (1974), testant une formule dérivée du modèle de MONOD, trouve un ajustement moins bon qu'avec une loi du 1er ordre.

La solution de l'équation de bilan matière selon la loi de diffusion moléculaire de FICK, donne une équation complexe fonction du type d'écoulement supposé dans le réacteur, rappelée par THIRUMURTI (1974) et UHLMANN (1979) :

$$\frac{C}{C_0} = \frac{4 a e^{d/2}}{(1+a)^2 e^{a/2d} - (1-a)^2 e^{-a/2d}} \quad (2)$$

avec : C_0 = concentration initiale,
a = $\sqrt{1+4K+d}$
d = $D/uL = 1/Pe$, coefficient de diffusion axial sans dimension,
u = vitesse moyenne du fluide,
D = coefficient de dispersion axial,
L = longueur du trajet hydraulique,
Pe = nombre de Peclet.

formule simplifiable selon THIRUMURTI en :
$$\frac{C}{C_0} = \frac{4 a e^{1-a/2d}}{(1+a)^2} \quad (3)$$

Une simplification supplémentaire est possible moyennant une hypothèse sur le type d'écoulement dans les bassins, et on obtient une réaction entre le degré d'épuration C/C_0 et le temps de séjour :

- pour un écoulement piston : $C/C_0 = e^{-Kt}$ (4)

- pour un mélange parfait : $C/C_0 = 1/(1+Kt)$ (5)

Bien que la seconde formulation soit adoptée par de nombreux auteurs, THIRUMURTI et UHLMANN contestent sa validité, notamment dans le cas d'une série de bassins. UHLMANN l'admet pour un bassin isolé seulement, ce qui pour une série de n bassins de même volume donne :

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{(1+Kt/n)^n} \quad (6)$$

Quoi qu'il en soit, les hypothèses communes à ces formulations sont très restrictives :

- régime hydraulique parfait, sans volume mort ni court-circuit, ce qui est très éloigné de la réalité, surtout pour le mélange parfait ;
- égalité des débits entrant et sortant (pas d'infiltration, évaporation compensée par la pluviométrie) ;
- réalité de la cinétique du 1er ordre, la vitesse de dégradation étant indépendante de la charge, de la concentration à l'entrée et de la concentration en biomasse.

2.2 - NATURE ET ROLE DU COEFFICIENT K

L'utilisation des formules précédentes repose sur la détermination du coefficient de vitesse K.

Classiquement, K dépend uniquement de la température T (en °C), par une relation du type :

$$K_T = a \cdot b^T \quad (7)$$

Les différentes formes proposées sont :

- dans l'hypothèse du "mélange parfait" (relation $C/C_0 = 1/(1+K_T t)$)

$$\bullet K_T = K_{35} b^{(T-35)} \quad (\text{GLOYNA, formule de MARAIS}) \quad (8)$$

avec : $K_{35} = 1,2$ et $b = 1,085$ d'après DUARTE (in GLOYNA)

Pour ZANKER : $1,035 < b < 1,075$

$$\bullet K_T = 0,035 (1,114)^T \quad (\text{SAUZE}) \quad (9)$$

d'où : $K \approx 0,05$ (hiver) et $K \approx 0,15$ (été)

$$\bullet K_T = 0,29 \text{ à } 0,36 \quad (\text{MARA, conditions tropicales, } T = 25^\circ) \quad (10)$$

- dans l'hypothèse d'un "écoulement piston" (relation $C/C_0 = e^{-K_T t}$)

$$K_T = K_{20} \cdot 1,036^{(T-20)} \quad (\text{THIRUMURTI}) \quad (11)$$

avec $K_{20} = 0,056$

En fait, tous les auteurs s'accordent à reconnaître l'influence de nombreux paramètres sur le coefficient K.

Pour ROQUES, la formulation du 1er ordre est inexacte dans la mesure où K_T est un coefficient complexe fonction :

- . de la concentration d'entrée C_0 ,
- . de la concentration x en biomasse dans les bassins,
- . du taux de conversion a du substrat en biomasse,

par une relation du type : $K_T = K \cdot C_0 \cdot x / a$ (12)

K étant une constante vraie, mais x et a étant inconnus.

Pour GLOYNA, les influences de la charge, de la lumière et du vent sont réelles, mais non maîtrisables.

Pour UHLMANN, les résultats d'études en laboratoires s'expriment par des abaques où K est fonction de la charge volumique, de la température et des temps de séjour.

FAIR, GEYER et OKUM proposent une correction de K selon le type d'eau résiduaire, comme indiqué dans le tableau 1.

Tableau 1 : Valeurs du coefficient K suivant le type d'eau

type d'eau	K (j^{-1})
eau usée diluée	0,35
eau usée concentrée	0,39
effluent primaire	0,35
effluent secondaire	0,12 - 0,23
eau de surface	0,12

Pour THIRUMURTI, K est fonction de la lumière, de la température, de la charge superficielle, de l'écoulement hydraulique, de l'éventuelle toxicité de l'effluent et de la charge due à l'évolution des sédiments :

- Un éclairage de 150-160 Langleys. j^{-1} (sur spectre total) est suffisant pour une charge de 112 $kg \cdot ha^{-1} \cdot j^{-1}$, alors que 90 Langleys. j^{-1} suffisent pour une charge de 67 $kg \cdot ha^{-1} \cdot j^{-1}$ qui est prise comme charge standard.

- Dans l'hypothèse d'absence de charge due aux sédiments, K est défini par :

$$K = K_C \cdot K_{TOX} \cdot K_T \quad (13)$$

avec : K_T : défini précédemment,

K_{Tox} : coefficient de correction de toxicité de l'effluent variant de 1 (absence d'effluent toxique) à l'infini (cas de destruction totale des algues). THIRUMURTI donne des valeurs de K_{Tox} de 1,3 à 16 pour différents cas d'effluents industriels.

K_c : coefficient de correction de charge.

Celui-ci est défini de la façon suivante :

$$K_c = 1 - \frac{E}{K_{20}} \log \frac{67}{C_s} \quad (14)$$

avec : C_s : charge superficielle $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$

E : facteur de correction d'écoulement (0,083 pour l'écoulement piston, 0,081 pour un écoulement quelconque)

2.3 - INTERVENTION D'AUTRES PARAMETRES DE MODELISATION. ROLE DE LA CONCEPTION

ADAMS (cité par ROQUES) fait intervenir un facteur important de baisse de rendement d_0 au relargage de pollution par les sédiments :

$$C/C_0 = f(T, t) \times F \quad \text{avec : } F = 1 \text{ (hiver) à } 1,4 \text{ (été)} \quad (15)$$

GLOYNA propose une formule empirique de dimensionnement, d'où l'on peut tirer le temps de séjour t (jours) en fonction de la température T ($^{\circ}\text{C}$) et de la concentration d'entrée C_0 ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$) :

$$t = 3,5 \cdot 10^{-2} \cdot C_0 \cdot b^{(35-T)} \quad \text{avec : } b = 1,085 \quad (16)$$

Il propose également la formule Sud-Africaine modifiée par MARAIS et SHAW permettant de connaître la valeur probable de la DBO_5 de l'effluent d'un lagunage bien dimensionné en fonction de la profondeur :

$$C_s = 600 / (0,18 h + 8) \quad (17)$$

avec : h = profondeur (m)
 C_s = concentration de sortie ($\text{mgDBO}_5 \cdot \text{l}^{-1}$)

Il rappelle les normes de dimensionnement du C.P.H.E.R.I. en Inde tropicale :

- profondeur : 1,20 m
- charge superficielle : 336 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$
- performance : $C/C_0 = 0,15$ à $0,30$

La possibilité d'accepter les charges élevées en climat chaud est confirmée par MARA, qui trouve des valeurs de $K = 0,29$ à $0,36 \text{ j}^{-1}$ pour une charge de $400 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ et une température constante de $25 \text{ }^\circ\text{C}$.

REYNOLDS et coll. travaillant sur des effluents synthétiques en conditions contrôlées ($t = 1,5 \text{ j}$) trouvent des valeurs de K très élevées : $K = 1$ à $1,5 \text{ j}^{-1}$.

L'importance des conditions locales est confirmée par la différence de comportement obtenue selon le découpage des bassins. Bien qu'un bassin de tête ou un bassin unique aient un meilleur rendement, le découpage en série est intéressant au niveau de l'élimination des nutriments ou des germes témoins de contamination fécale. (SHINDALA, in WPRL 1973).

L'importance de la charge sur le bassin de tête pour définir le comportement d'une série est rappelée par SAUZE (1975) et GLOYNA (1966).

L'existence de seuils de température est rappelée par GLOYNA :

- $T < 5^\circ$ ralentissement des activités aérobie,
- $T < 15^\circ$ ralentissement des activités anaérobies,
- $T > 35^\circ$ inhibition de l'activité algale.

Les changements d'écosystèmes correspondants aux basculements sont une critique supplémentaire à la validité des modèles continus censés représenter ces phénomènes.

Ce problème n'est pas davantage résolu par le modèle complexe proposé par FRITZ et coll., qui, tenant compte de très nombreux équilibres biochimiques concevables dans un bassin de lagunage, résolvent numériquement sur une série de résultats un système de 12 équations différentielles à 29 paramètres plus ou moins estimés.

2.4 - AJUSTEMENTS ET CONCLUSIONS OBTENUS EN FRANCE

Les seuls résultats importants sont ceux de SAUZE (1977) qui lui permettent d'obtenir une comparaison de l'évolution des valeurs de K en fonction de la température pour la DBO et la DCO, pour une série de bassins et pour le bassin de tête.

La charge et le temps de séjour ne semblent pas influencer la constante K , mais, par contre, l'influence du climat n'est pas entièrement prise en compte par la température.

La constante K_1 relative au bassin de tête évolue de façon compatible avec les résultats de DUARTE, sauf pour les résultats où $T > 15^\circ$ ce qui est corrélé à un changement d'écologie constaté sur place (basculement) avec un rôle possible de l'évolution des sédiments.

Le coefficient K relatif à l'ensemble de la série de bassins, est inférieur au coefficient K_1 . Cette possible influence du temps sur le coefficient est mise au compte de la croissance algale après le bassin de tête.

Cependant, ces résultats sont sujets à critique :

- Il n'y a pas de résultats pour des températures supérieures à 21° , les courbes sont seulement extrapolées.

- La mesure de température était effectuée dans les bassins à mi-hauteur, d'où une imprécision importante en cas de stratification thermique.
- Les calculs ont été faits en application de la relation : $C/C_0 = 1/1+Kt$, donc, dans l'hypothèse du mélange parfait. Des essais de traçage en vraie grandeur démontrant l'existence de court-circuits, confirment que cette hypothèse est assez éloignée de la réalité.

Les calculs de temps de passage ont été rendus peu sûrs par l'importance des pertes en été et l'infiltration très élevée (pas de débit de sortie en hiver).

L'exploitation décrite des graphiques de résultats suggère approximativement des relations entre la température $T(^{\circ}C)$ et les diverses constantes K qui sont données dans le tableau 2. On peut constater à la lecture de celui-ci :

- un décrochement brutal des valeurs de K_1 à 15° imputable à un changement d'écologie (basculement) ;
- ce décrochement n'apparaît pas pour les valeurs de K et K' qui ont des pentes plus faibles et moins sensibles à la température.

Tableau 2 : Evaluation des constantes de vitesse (K) obtenues par SAUZE

Objet de K	Relation donnant K (j^{-1})
Concentration en DBO_5 sur le bassin de tête seulement	$T \ 15^{\circ}C : K_1 (DBO) = 0,033(1,144)^T$ $T \ 15^{\circ}C : K_1 (DBO) = 0,085(1,149)^T$
Concentration en DBO_5 pour l'ensemble de la série de bassins	$K(DBO) = 0,0147 (1,120)^T$
Concentration en DCO pour l'ensemble de la série de bassins	$K(DCO) = 0,0037 (1,109)^T$
Charge en DBO_5 pour l'ensemble de la série de bassins	$K'(DBO) = 0,0024 (1,288)^T$

On peut en tirer les valeurs de K et K_1 suivantes pour la DBO_5 :

- en été ($T = 20^{\circ}C$) : $K_1 = 1,37 j^{-1}$ et $K = 1,42 j^{-1}$
- en hiver ($T = 10^{\circ}C$) : $K_1 = 1,27 j^{-1}$ et $K = 0,05 j^{-1}$

Elles sont très différentes de celles retenues par RINGUELET à partir des mêmes résultats :

- été (T = 20-25°) : $K = 0,22 \text{ j}^{-1}$
- hiver (T = 6-10°) : $K = 0,11 \text{ j}^{-1}$

En ce qui concerne la capacité des ouvrages, SAUZE (1975) fait plusieurs remarques :

- importance du rôle de la fermentation des sédiments dans le bassin de tête ;
- absorption en 1 mois des pointes de charge importantes ;
- charge maximale de l'ordre de 120-150 kg $\text{DBO}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ pour les trois mois d'été bien qu'une forte activité à épuration anaérobie dans les sédiments du bassin de tête permette d'admettre 210 kg $\text{DBO}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$;
- charge maximale de l'ordre de 35-40 kg $\text{DBO}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ en hiver ;
- pas d'observation de répercussion du phénomène de basculement au-delà du bassin de tête ;
- un débit trop faible et des pertes importantes créent des conditions de stagnation nuisibles au bon fonctionnement ;
- la dégradation semble influencée par la biomasse et son activité biologique ;
- l'importance du rôle du bassin de tête pourrait être prise en compte pour le dimensionnement en comptant 50 % de rendement pour ce bassin et en utilisant K_1 .

RINGUELET (1977 a et b), reprenant les résultats de SAUZE, préconise comme dimensionnement dans le Languedoc : 100 kg $\text{DBO}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ et 400 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$, donc des temps de 25 jours (1997a). Il propose comme charge maximale 35 à 40 kg $\text{DBO}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ en hiver, 120 kg $\text{DBO}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ en été, avec un maximum temporairement admissible de 150 kg $\cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$.

BERTHET, n'ayant pu vérifier les rendements obtenus sur la lagune du SIVOM de la région Bauloise note cependant des résultats bons en DBO_5 , moyens en DCO et nuls à négatifs en MES (la lagune traitant un effluent déjà débarrassé de ses MES - sortie d'un physico-chimique). Les pics de sortie correspondent essentiellement à des périodes de remaniement des sédiments (passage en anaérobiose). La surcharge d'été étant récupérée durant l'hiver, un phénomène de cumul est supposé être à l'origine du raccourcissement des périodes de récupération sur trois années consécutives.

2.5 - EQUATIONS DE DEGRADATION DE LA CHARGE EN GERMES TEMOINS DE CONTAMINATION FECALE : DONNEES FRANCAISES ET ETRANGERES

Tous les auteurs s'accordent à reconnaître les excellentes performances obtenues en lagune naturelle vis-à-vis de ce paramètre.

La formulation la plus courante est là aussi une cinétique de dégradation du 1er ordre, traduite pour un bassin parfaitement mélangé par :

$$N/N_0 = 1/(1+Kt) \quad (18)$$

avec : N = concentration en germes en sortie,
 N_0 = concentration en entrée,
 K = constante de vitesse,
 t = temps de séjours.

Pour une suite de n bassins de même volume, ayant la même vitesse de dégradation, il semble être plus conseillé d'utiliser :

$$\frac{N}{N_0} = \frac{1}{(1+K.t/n)^n} \quad (19)$$

Si les volumes et les vitesses diffèrent d'un bassin à l'autre :

$$\frac{N}{N_0} = \frac{1}{(1+k_1 t_1)(\dots)(1+k_n t_n)} \quad (20)$$

Pour un écoulement piston, on pourra retenir :

$$\frac{N}{N_0} = e^{-Kt} \quad (21)$$

La plupart des auteurs reconnaissent un meilleur rendement en écoulement de type piston ou pour des bassins en série, par rapport au bassin unique mélangé (SHINDALA, GLOYNA, ...) Cette supériorité est aussi valable pour l'élimination des MES, mais l'inverse se produit pour celle du phosphore tandis que l'élimination du carbone et de l'azote est relativement indépendante du type d'écoulement (W.P.R.L. 73).

Les avis des auteurs sont plus partagés en ce qui concerne l'influence de la température.

Dans le cas d'une formulation en $1/(1+kt)$ (mélange parfait) :

- pour GLOYNA, la limite supérieure d'influence de la température est 12°C. Au-delà :

$$K = 2 \text{ j}^{-1} \quad (\text{coliformes})$$

$$K = 0,8 \text{ j}^{-1} \quad (\text{salmonelles})$$

- pour MARAIS et SHAW :

$$K = 2,13 \text{ j}^{-1} \quad (\text{coliformes})$$

$$K = 2,82 \text{ j}^{-1} \quad (\text{streptocoques})$$

- en lagunage tertiaire, SAUZE constate une différence de valeur de K (coliformes) de 1,5 j^{-1} (hiver) à 5 j^{-1} (été).

Dans le cas d'une formulation en e^{-Kt} (écoulement piston) :

- BOWLES propose en lagunage total une relation de K avec la température :

$$K = K_{20} \cdot b (T-20) \quad (22)$$

avec : $b = 1,072$
d'où : $K_{20} = 0,5 \text{ j}^{-1}$ (été, $T = 20^\circ\text{C}$)
 $K_{20} = 0,03 \text{ j}^{-1}$ (hiver, $T = 3^\circ\text{C}$)

Cet auteur admet des rendements très faibles en hiver dans les régions froides (gel). Il conclut cependant à la possibilité de satisfaire aux normes U.S les plus sévères (< 20 coliformes/100 ml pendant 30 jours consécutifs). Il relève l'importance du régime hydraulique réel (baisse de rendement en présence de volume mort).

- GUERIT (cité par ROQUES) propose des coefficients plus élevés et plus sensibles à la température pour l'équation (22) :

$$K = K_{20} \cdot b (T-20) \quad (22)$$

avec : $b = 1,19$
d'où : $K_{20} = 2,6 \text{ j}^{-1}$

mais dans des limites bien définies : T de 5 à 21°, et conditions aérobies strictes (K baisserait beaucoup en anaérobiose).

- la limite supérieure d'action de T sur K, de 21°C, admise aussi par MARAIS est contestée par MARA qui la porte à 26°C.

- RINGUELET, d'après des résultats obtenus en lagunage tertiaire en Languedoc, propose une formule du type exponentielle atténuée :

$$\frac{N}{N_0} = e^{-Kt^{1/2}} \quad (23)$$

en retenant, pour K, une expression donnée par GERVAIS, fonction de l'énergie reçue E (cal. $\text{cm}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$) :

$$K = e^{1,138 \cdot 10^{-15} \cdot E^6 + 0,504} \quad (24)$$

L'énergie reçue peut être reliée à la température moyenne selon le tableau 3 tiré de l'échelle d'OSWALD.

Tableau 3

Evaluation des constantes de vitesse en fonction de l'énergie reçue

Saison	T (°C)	E (cal.cm ⁻² .j ⁻¹)	K (j ⁻¹)
Eté	20-25°	275	2,7
Printemps et Automne	15°	190	1,75
Hiver	9-10°	80	1,65

Tableau 4

Expression des constantes de vitesse pour différents domaines de température

T < 10°C	$K = e^{0,504} = 1,65$
T > 10°C	$K = e^{0,0254T-0,948}$
T = 15°	K = 1,76
T = 20°	K = 1,90
T = 25°	K = 2,10

Pour RINGUELET, on observe les constantes de vitesse du tableau 4 en fonction des températures.

- BERTHET appliquant la même formule (équation 24) sur la côte Atlantique trouve, sur des abattements faibles, des valeurs K de 1,35 j⁻¹ en hiver à 1,88 j⁻¹ en été.

- MARA publie des valeurs très fortes pour T = 25° :

- . conditions anaérobies : K = 4,3 à 5,6 j⁻¹ (coliformes fécaux)
K = 12,6 à 20 j⁻¹ (streptocoques fécaux)
- . conditions aérobies : K = 6,5 à 12 j⁻¹ (coliformes fécaux)
K = 8,2 à 20 j⁻¹ (streptocoques fécaux)

Si tous les auteurs admettent, donc, un effet de la température, avec une dégradation très faible en conditions froides, ainsi qu'une différence de vitesse selon les germes, les valeurs de coefficients de vitesse ainsi que les seuils d'action sont par contre largement discutés.

En milieu naturel pollué, HIRN trouve une forte corrélation de l'élimination des coliformes et streptocoques avec la température et le pH, mais aussi avec la charge en nutriments (Azote total et nitrates), tandis que d'autres facteurs restent inconnus. En revanche l'élimination de Clostridium perfringens est mal corrélée à ces facteurs. HIRN confirme la survie très longue des germes en cas de gel, mais trouve une disparition brutale lors de la stratification de printemps.

3. Analyse des phénomènes intervenant en lagunage

3.1 - FLUCTUATIONS ERRATIQUES DES PERFORMANCES

Comme pour tout phénomène biologique, de nombreux auteurs ont constaté l'importance des variations à court terme des paramètres de sortie (200 à 300 % des moyennes annuelles), non reliables aux conditions opératoires et non prévisibles par les modèles calés sur les moyennes (BOWLES, GLOYNA, MARA, UHLMANN).

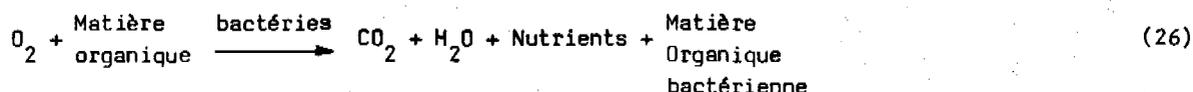
Certaines observations sur les mêmes résultats permettent de conclure à une cause interne aux systèmes étudiés :

- pour un ensemble donné de résultats, l'écart varie peu entre deux bassins alimentés en parallèle ;
- l'écart augmente généralement du 1er au dernier bassin (au moins pour la DBO) ;
- le comportement diffère selon les paramètres : les MES, par exemple, fluctuant davantage que la DBO.

L'approche par l'intermédiaire des cinétiques de dégradation s'avérant insuffisante, il est donc nécessaire de tenir compte des caractéristiques physiques et biologiques du lagunage.

3.2 - CARACTERISTIQUES BIOLOGIQUES DU LAGUNAGE

Le schéma classique d'équilibre entre photosynthèse algale et catabolisme bactérien suppose aux algues le rôle des producteurs primaires et aux bactéries le rôle de décomposeur :



Mais les études effectuées sur les écosystèmes en lagunage, obligent à considérer ce schéma comme une simplification abusive, (BERTHET, ANGELI). C'est notamment le cas des études de successions d'espèces et d'équilibre décrits de façon très complète (ANGELI).

On sait ainsi que dans un bassin, sur un cycle annuel et selon la charge, se succèdent des écosystèmes typiques, relativement peu diversifiés, caractérisés par quelques espèces planctoniques.

Ces écosystèmes correspondent à certains niveaux d'eutrophisation et à tout un jeu d'interactions avec le milieu et les éléments de la biocénose :

- En charge faible et moyenne, la possibilité saisonnière d'un contrôle très efficace du phyto par le zooplancton (prédation), entraîne l'éclaircissement de l'eau, la pénétration de la lumière donc la diminution de l'importance de la stratification thermique, des meilleurs rendements en DBO, MES, germes témoins, l'absence de sursaturation en oxygène ou même un déficit.
- L'absence de ce contrôle par le zooplancton, provoque une augmentation des DBO et DCO (car à 1 mg de Phosphore peut correspondre une synthèse de 100 mg d'Algues, elles-même source de 150 mg de DBO), mais de meilleurs rendements en azote, phosphore et germes témoins. La forte concentration en algues peut à son tour contrôler efficacement le développement du zooplancton prédateur (effet de feed-back), par l'intermédiaire de paramètres physico-chimiques (O₂, pH) ou biochimiques (métabolites toxiques).
- En charge forte, ce phénomène s'accroît. Les algues en forte concentration et en absence d'oxygène libre ont alors la possibilité d'utiliser un métabolisme hétérotrophe plus ou moins indépendant de l'éclaircissement (caractéristique des *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Euglena*), ou même un cycle respiratoire de l'acétate produit par les bactéries anaérobies acidogènes. Ces conditions favorisent en retour le maintien de l'anaérobiose et des bactéries anaérobies dans le milieu, et d'autres possibilités comme la fixation d'azote par les autotrophes, bactéries ou Cyanophycées.

La caractéristique fondamentale des écosystèmes en jeu paraît donc l'importance des mécanismes régulateurs (feed-back) assurant la stabilité des conditions vis-à-vis des perturbations extérieures

3.3 - ROLE DE LA STRATIFICATION

La stratification a un rôle hydraulique non négligeable, dont les conséquences peuvent être les suivantes :

- possibilité de variations erratiques et rapides des conditions de mélange et d'écoulement dues à l'établissement ou à la destruction de la stratification (UHLMANN) ;
- possibilité en lagunage expérimental de créer une séparation hydraulique de zones horizontales essentiellement fonction des configurations d'entrée-sortie (DRAKIDES) ;
- création de gradients concernant l'ensemble des paramètres physico-chimiques en lagunage expérimental dont : DBO, azote, MES (BOKIL et AGRAWAL).

Mais ses répercussions biologiques sont aussi importantes, bien que beaucoup plus étudiées en limnologie qu'en épuration :

- diversification du milieu par création de zones plus ou moins stables (ARUMJAN, STEFAN 1976), entraînant en lagunage la sélection d'espèces mobiles comme *Euglena* ou *Chlamydomonas* (BERTHET). Une déstratification brutale peut à l'inverse détruire ces zones et créer des phénomènes de désoxygénation, fleurs d'eau et mort du plancton (ARUMJAN, SEKI) ;

- contrôle de la production primaire (STEFAN, TILZER) par la mise à la disposition du phytoplancton d'une part plus ou moins grande des nutriments totaux. Cette disponibilité en nutriment dépend de l'épaisseur de la couche mélangée par le vent par rapport à celle où la lumière est efficace. La possibilité d'adaptation des espèces aux conditions des profondeurs où elles se trouvent retenues est aussi mentionnée en limnologie (TILZER) ;
- formation par la thermocline d'une barrière très efficace aux substances dissoutes, observée dans les petits lacs même si les gradients de concentration sont élevés (SHILLER). Dans le cas du phosphore, un coefficient de diffusion verticale mesuré de $10^{-4} \text{ cm.s}^{-1}$ ne laisse transiter que $10 \mu\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ (d'où l'importance dans ces cas des niveaux d'injection des nutriments). Même pour l'oxygène, la diffusion vers le fond est très lente, la majorité de celui produit dans la zone active (zone photique), réduite à 50 cm voire 20 cm en cas d'explosion algale (SEKI), est consommée sur place ou perdu dans l'atmosphère (pertes possibles de $20 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ pour une production de 20 à $100 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$, GLOYNA). L'excès d'oxygène en surface peut aussi être cause d'une auto-inhibition algale avec changement de voie métabolique vers l'anaérobiose (BERTHET) ;
- influence positive du niveau d'eutrophisation sur la stratification (SEKI, ANGELI), avec là aussi possibilité de feed-back.

3.4 - ROLE DES SEDIMENTS

La formation de vase organique est une caractéristique des milieux très eutrophes, et fonction du degré d'eutrophisation (ANGELI). A l'origine de ces vases sont les matières en suspension de l'eau brute mais aussi la décantation du plancton, décantation favorisée par la stratification (absence de mélange) et la température : la vitesse de décantation des algues (de 10 à 30 cm.j^{-1}), n'est à 5° que 20 % de celle à 20° (STUTZ).

Le rôle des sédiments est fondamental au niveau du piégeage et de la recirculation des nutriments.

Le phosphore peut être piégé par précipitation chimique (orthophosphates) dans les conditions de pH alcalin dues à l'activité algale (ANGELI). En lagunage tertiaire, cela peut entraîner une élimination de 90 % sans relargage (W.P.R.L.). Mais il est aussi transférable aux sédiments, même en conditions anoxiques par adsorption sur les matières en suspension, puis décantation, ou par absorption des formes dissoutes et liaison dans les colloïdes et matières humiques (SCHINDLER). Si, dans le premier cas, on note une possibilité de relargage (FREEDMAN, SCHILLER, $800 \text{ mg.m}^{-1}.\text{j}^{-1}$), cela semble beaucoup plus difficile dans le second cas.

L'azote, également, peut être fixé au niveau des matières organiques des sédiments. Or, bien que la plupart des algues présentes en lagunage aient en général un métabolisme très souple et acceptent bien l'azote organique et ammoniacal (ANGELI), celui-ci peut être le facteur limitant de la croissance algale (SCHILLER), certaines formes (nitrates) étant plus ou moins bien assimilables (PARKER). Il faut noter, par ailleurs, que :

- en cas de déficience en Azote ($\text{N/P} < 10$), la possibilité de fixation d'Azote par les Cyanophycées et Rhodobactéries favorisent celles-ci (PARKER) ;

- la nitrification peut à son tour être limitée par la sédimentation des bactéries nitrifiantes, notée en cours d'eau par CIRELLO ; ces bactéries (*Arthrobacter*) pouvant par ailleurs entraîner une inhibition de certaines algues (*Chlorella*) par dégagement d'hydroxylamines (BERGER) ;
- la dénitrification, possible en charge faible, serait surtout localisée à la couche superficielle des sédiments, avec des activités mesurées de $15 \text{ mg.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ en lac (CHAW) à $1 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ en lagune tertiaire (W.P.R.L.), ce qui explique que l'élimination des nitrates ne soit pas proportionnelle à l'activité algale.

En ce qui concerne la respiration, les sédiments peuvent être responsables de 40 % de la respiration totale, à 80 % s'ils sont remis en suspension (BERTHET), avec une consommation d'oxygène de $0,7 \text{ g.m}^{-2}.\text{J}^{-1}$ (BREWER) à $2 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ (FREEDMAN).

Le CO_2 produit avec un coefficient respiratoire : $\text{volume O}_2/\text{volume CO}_2 = 0,98$ (BREWER), est à son tour disponible pour les algues, qui peuvent parfois être limitées en carbone en présence d'excès d'ions NH_4^+ , avec possibilité de blocage de la croissance algale selon le pH (SCHILLER).

Les pertes sous forme gazeuse de méthane et d'azote comptent dans le bilan d'épuration anaérobie (PARKER), ce qui a été confirmé lors d'études expérimentales par des pertes de 5 à 15 % en lagunage aérobie (BOKIL et AGRAWAL). D'où la nécessité d'avoir certaines surfaces et quantités de sédiments, ainsi que certains délais depuis la mise en route, pour obtenir un fonctionnement optimal (PARKER).

4. Conclusions de l'étude bibliographique

Cette étude montre la complexité d'un procédé d'épuration apparemment simple, et la fragilité des modèles disponibles.

La comparaison de ces modèles peut se faire à travers un exemple tiré de tableaux des relations entre temps de passage, température et rendement d'épuration (DRAKIDES, 1981).

Exemple : soit à traiter un débit $Q = 200 \text{ m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$ d'une eau de concentration $C_0 = 200 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (DBO_5) ; la charge journalière est donc $W = 40 \text{ kg}$ (DBO_5). la concentration demandée en sortie est $C_s = 30 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (DBO_5). On admettra une profondeur moyenne de 1 m.

Si le dimensionnement est effectué pour les conditions estivales ($T = 20^\circ\text{C}$), les formules disponibles donnent les surfaces nécessaires présentées dans le tableau 5.

Tableau 5 : Evaluation par différents modèles, des surfaces de lagunage nécessaires à 25°C , pour des conditions d'épuration identiques

Auteur	Numéros formule	t (j)	Surface (m^2)	Charge superficielle ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$)
MARAIS	8	16 j	3200	125
THIRUMURTI	13-14	33 j(1)	6600	61
GLOYNA	16	24 j	4800	83
MARAIS et SHAW	17	26 j	5200	77

(1) en prenant un facteur de correction de charge $K_c = 1$.

Conditions communes : $Q = 200 \text{ m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$
 $C_0 = 200 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}(\text{DBO}_5)$
 $C_s = 30 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}(\text{DBO}_5)$
 $T = 20^\circ\text{C}$

En revanche, si le dimensionnement est fait sur la base de la température moyenne du mois le plus froid (par exemple $T = 5^\circ\text{C}$), les mêmes formules donnent les valeurs présentées dans le tableau 6.

Tableau 6 : Evaluation par différents modèles des surfaces de lagunage nécessaires à 5°C, pour des conditions d'épuration identiques

Auteur	Numéros formule	t (j)	Surface (m ²)	Charge superficielle (kg.ha ⁻¹ .j ⁻¹)
MARAIS	8	55 j	11000	36
THIRUMURTI	13-14	41 j(1)	8200	49
GLOYNA	16	80 j	16000	15
MARAIS et SHAW	17	26 j(2)	5200	77

(1) en prenant $C_s = 50 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{j}^{-1}$, d'où un coefficient de correction de charge $K_c = 0,8 \text{ j}^{-1}$

(2) exemple peut être en-dehors du domaine de validité (formule sud-africaine)

Conditions communes : $Q = 200 \text{ m}^3.\text{j}^{-1}$
 $C_o = 200 \text{ mg.l}^{-1}(\text{DBO}_5)$
 $C_s = 30 \text{ mg.l}^{-1}(\text{DBO}_5)$
 $T = 5^\circ\text{C}$

Si, dans le même cas, la température moyenne du mois le plus chaud est de 20°, les dimensionnements précédents permettent alors de traiter des charges définies par la surface et les valeurs de temps de séjour t à 20°C. Les charges et débit admissibles supportables à 20°C sont classés dans le tableau 7 suivant les modèles choisis.

Tableau 7 : Evaluation des débits et charges admissibles à 20°C pour des lagunes dimensionnées à 5°C suivant différents modèles

Auteur	Numéros formule	S (m ²)	T (j)	débit admissible (m ³ .j ⁻¹)	Charge superficielle (kg.ha ⁻¹ .j ⁻¹)
MARAIS	8	11000	16	687	125
THIRUMURTI	13-14	8200	28(1)	315	77
GLOYNA	16	16000	24	667	83
MARAIS et SHAW	17	5200	26	200	77

(1) en prenant un coefficient de correction de charge $K_c = 1,15$

Conditions communes : $Q = 200 \text{ m}^3.\text{j}^{-1}$
 $C_o = 200 \text{ mg.l}^{-1}(\text{DBO}_5)$
 $C_s = 30 \text{ mg.l}^{-1}(\text{DBO}_5)$
 $T = 5^\circ\text{C}$

Ces modèles présentent donc une dispersion certaine, qui a de plus tendance à augmenter si l'on se place dans des conditions limites de température et de rendement. En effet, l'épuration par lagunage n'est pas la résultante d'un phénomène continu modélisable par une loi simple, mais la conséquence de l'activité d'un ou plusieurs écosystèmes bien individualisés.

Ceux-ci intègrent eux-mêmes l'action de nombreux paramètres physiques, chimiques et biologiques, en un lieu compartimenté (bassins, stratification, sédiments), où le passage entre des états d'équilibre stables et régulés par des mécanismes de feed-back se produira brusquement.

Une autre conséquence en est la variabilité importante des performances en sortie de bassin, inexpliquée par les modèles calés sur des moyennes, plus importante pour les MES que pour la DBO, augmentant au long du traitement, notée par de nombreux auteurs (MARA - 1979, GLOYNA - 1979, UHLMAN - 1979) et repris par DRAKIDES (1981) dans les tableaux 8 et 9.

Tableau 8 : Variabilité des effluents traités par lagunage (DRAKIDES - 1981)

Provenance des résultats	Ca	t	DBO ₅			MES		
			moy.	min-max	E	moy.	min-max	E
Série de bassins en vraie grandeur	349	6,75	61	48-73	0,41	67	26-106	1,19
Ca = 81 kg/ha/j	-	-	42	26-59	0,78	75	49-94	0,6
sur l'ensemble de la série (MARA-1979)	-	5,46	27	15-40	0,93	67	31-115	1,25
	-	-	19	12-35	1,21	47	16-69	1,23
	-	5,79	16	12-35	1,44	27	14-43	1,07
Bassins expérimentaux (MARA-1979)	200	9,4	53	37-97	1,13	86	47-145	1,14
	300	11,7	48	28-65	0,77	91	42-151	1,20
	300	12,3	46	29-68	0,83	93	57-134	0,83
	400	18,5	37	21-49	0,76	98	35-186	1,54
Note :	Ca : Charge appliquée (kg.ha ⁻¹ .j ⁻¹) t : Temps de passage (j) E : (max - min)/moy = indice de variabilité							
Provenance des résultats	DBO ₅			MES				
	moy.	E journalier	E mensuel	moy.	E journalier	E mensuel		
Différentes séries de bassins	24	2,4	1,8	101	3,2	1,9		
GLOYNA (1979)	15	3,1	2,4	46	2,6	1,9		
	8	1,8	1,6	26	2,2	1,8		
	16	-	2,1	80	-	8,7		

Tableau 9 : Instabilité des effluents traités par lagunage (DRAKIDES 1981)

Provenance résultats	Valeurs de l'indice d'instabilité : S			
	Bassin de prétraitement	Bassin 1	Bassin 2	Bassin 3
1ère lagune (UHLMAN 1979)	0,25	0,29	0,26	0,51
2ème lagune (UHLMAN 1979)	0,32	0,35	0,35	0,45

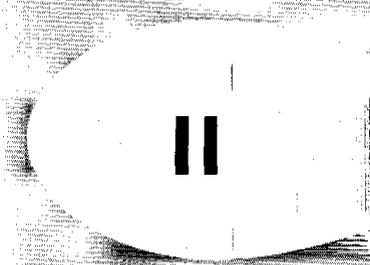
Indice d'instabilité : $S = \sum^n \left[\frac{\sum^n K_j}{n} - K_j \right] / \sum^n K_j$

avec : n = nombre total de données
 K_j = jème valeur numérique dans la série des données de DBO_5

Il n'est donc pas étonnant que le problème de l'étude du lagunage en tant que milieu épurateur rejoigne celui du milieu récepteur en ce sens que les paramètres courants de concentration sont insuffisants pour les caractériser ("la nature des sédiments et celle des associations planctoniques rendent bien mieux compte de la productivité potentielle que ne le fait l'analyse des éléments présents en pleine eau", ANGELI).

L'étude, la modélisation et la maîtrise de tels milieux doivent donc intégrer : description typologique, description paramétrique et description fonctionnelle.

résultats d'études de terrain



T I T R E I I

RESULTATS D'ETUDES DE TERRAINS

II. résultats d'études de terrain sommaire

	Pages
1 - DEFINITION DES DONNEES	35
1.1 - Présentation de l'étude	35
1.2 - Choix des paramètres, méthodes et importance des résultats	37
1.3 - Interprétation des données recueillies	40
2 - INTERPRETATION DES RESULTATS BRUTS	41
2.1 - Observations de terrains	41
2.1.1 - Observations chronologiques par installation	41
2.1.2 - Stratification	42
2.2 - Présentation des résultats bruts	43
2.2.1 - Paramètres biologiques	43
2.2.1.1. Bactéries libres en suspension	43
2.2.1.2. Pigments	44
2.2.2 - Paramètres électrochimiques	45
2.2.2.1. rH	45
2.2.2.2. pH	45
2.2.2.3. Conductivité	46
2.2.3 - Paramètres de charge organique	46
2.2.3.1. MES et MESO	46
2.2.3.2. DBO brutes et DBO filtrées	47
2.2.3.3. DCO brutes et DCO filtrées	47
2.2.3.4. Interprétation	48
2.2.4 - Nutrients	48
2.2.4.1. NH ₄ - NTK	48
2.2.4.2. Nitrites, nitrates	48
2.2.4.3. Phosphore	49
2.2.4.4. Interprétation	49

2.2.5 - Conclusion sur la présentation des résultats bruts	49
2.3 - Importance de l'évaporation et de l'infiltration	50
2.3.1 - Estimation des valeurs d'évaporation et d'infiltration	50
2.3.2 - Importance des phénomènes observés	51
2.4 - Temps de séjour et charges	52
2.5 - Importance de la sédimentation	53
2.5.1 - Nature des sédiments du bassin de tête	53
2.5.2 - Vitesse de comblement	55
2.5.3 - Rôle de la sédimentation dans l'épuration par le bassin de tête	55
2.6 - Conclusions	57

1. Définition des données

1.1 - PRESENTATION DE L'ETUDE

- Buts poursuivis

La présente étude a pour buts :

- . l'appréhension du phénomène de basculement en tant que facteur limitant en période estivale ;
- . la compréhension des relations existant entre les paramètres caractérisant l'état des bassins, ainsi que la sélection des paramètres les plus importants.

- Bases de l'étude

Les bases de ce travail sont fournies par les résultats des enquêtes financées par l'Agence du Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, études réalisées sur le terrain par H. de CALIGNON et C. DRAKIDES, au cours des étés 1976 et 1977, avec l'appui du Centre d'Etudes Techniques de l'Equipement d'Aix-en-Provence.

- Champ des enquêtes

Celles-ci portaient principalement sur la lagune primaire de Marseillan-plage (Hérault) et la série A de celle du Grau-du-Roi (Gard). Des enquêtes moins approfondies ont été réalisées dans le même temps sur les deux lagunes primaires de St-Pierre la Mer et Salles-d'Aude (Aude), ainsi que sur la lagune tertiaire de Leucate (Aude).

Ces différentes lagunes sont schématisées dans les figures 1 à 5 ; leurs caractéristiques sont données dans le tableau 10.

- Principe

Le principe des enquêtes réalisées, était d'assurer une surveillance serrée des installations étudiées pendant leur période de charge maximale, correspondant à l'activité balnéaire saisonnière (environ début juillet - fin septembre), de façon à ne manquer aucun des phénomènes pouvant se produire lors de la montée en charge des installations.

- Moyens mis en oeuvre

Une équipe réduite basée à Montpellier, assurait la surveillance des installations et les mesures de terrain, ainsi que les prélèvements hebdomadaires et le suivi des analyses. Cette équipe mobile était équipée de matériel embarqué de mesures physiques et électrochimiques.

Les bilans entrée-sortie sur 24 h étaient assurés avec un matériel et une équipe plus importants, basés à Aix-en-Provence.

Tableau 10 : Caractéristiques de dimensionnement des lagunes suivies au cours de l'étude

Lagune	N° bassin	Surface (m ²)	Profondeur utile (m)	Type de pollution
Marseillan Plage	1	12 000	1	Domestique avec pointes estivales
	2	12 500	0,9	
	3	12 500	0,9	
Le Grau du Roi	1	21 000	1,6	Domestique avec pointes estivales
	2	13 000	1,6	
	3	13 000	1,7	
Salles d'Aude	1	4 000	1,6	Domestique et cave vinicole
	2	7 000	1,2	
	3	10 000	1,4	
St Pierre la Mer	1	10 000	0,6	Domestique avec pointe saisonnière
	2	15 500	0,6	
Leucate	1	1 600	0,8	Domestique avec pointe saisonnière
	2	1 800	0,8	
	3	3 600	0,7	

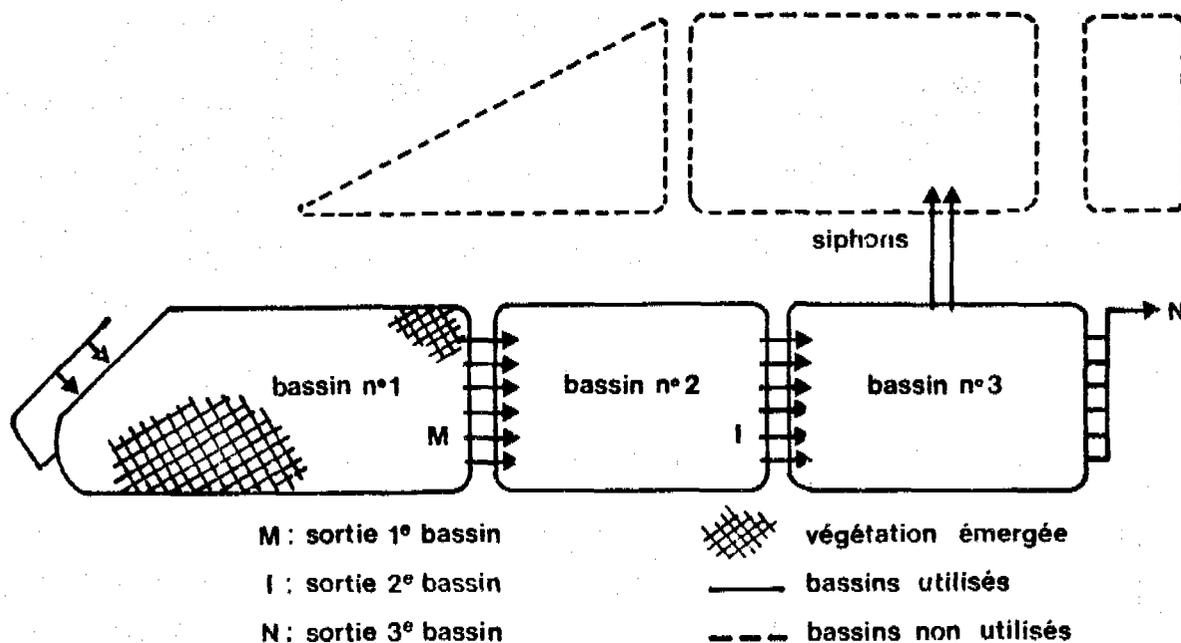


Figure 1 : Lagunage de MARSEILLAN

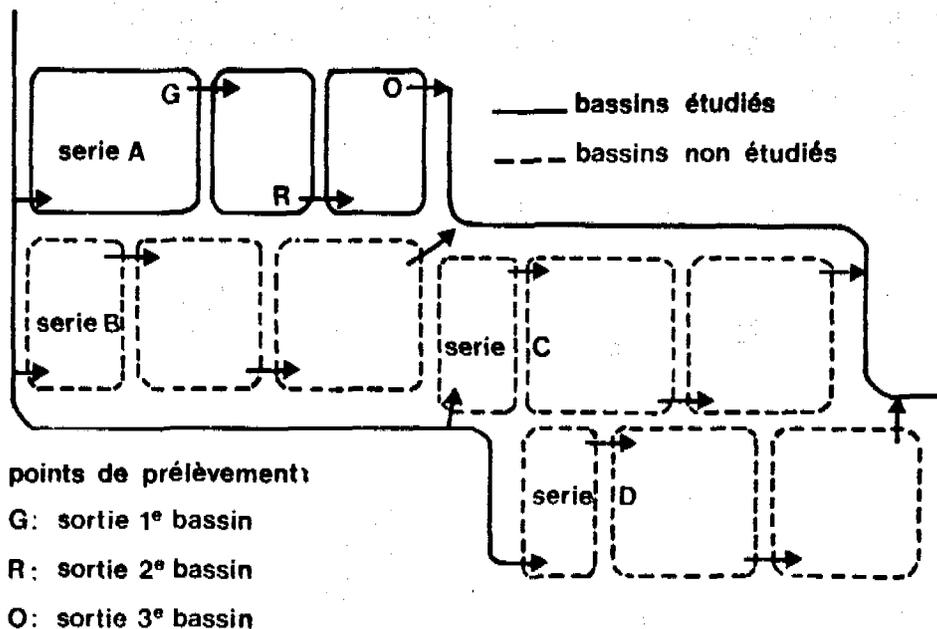


Figure 2: Lagunage du GRAU DU ROI

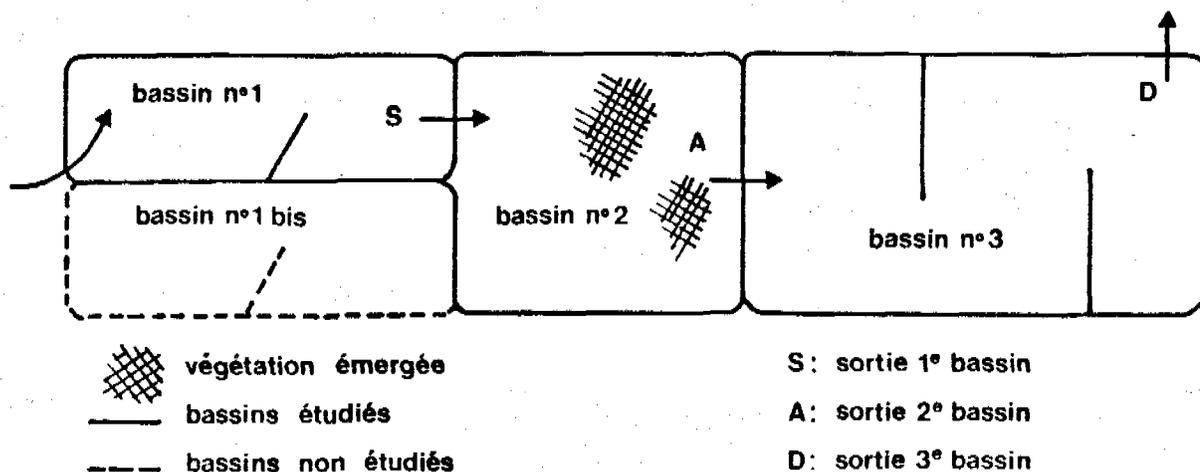


Figure 3: Lagunage de SALLES D'AUDE

1.2 - CHOIX DES PARAMETRES, METHODES ET IMPORTANCE DES RESULTATS

- Paramètres météorologiques

Les paramètres retenus étaient :

- évaporation et pluviométrie du fait de leur influence sur les temps de séjour,
- vent et température du fait de leur influence sur les conditions de mélange des bassins,
- énergie reçue et température du fait de leur influence sur l'activité biologique.

Les données disponibles ont été recueillies auprès des stations de la Météorologie Nationale de FREJORGUES, AGDE et BEZIERS (Hérault), selon leur proximité des installations. L'évaporation et la pluviométrie ont été mesurées sur place en ce qui concerne MARSEILLAN.

De ces données, 88 valeurs concernant l'éclairement (moyenne des énergies reçues sur les sept jours précédant le jour de la mesure) et le vent (vitesse moyenne le jour même), ont été retenues pour l'analyse multivariable.

- Paramètres mesurés in situ

Il s'agit de paramètres physiques et électrochimiques (température, transmission de la lumière, oxygène dissous, conductivité, pH, rH), mesurés par matériel embarqué en divers points fixes des séries complètes de Leucate, St-Pierre et Salles-d'Aude, et surtout des bassins de tête de Marseillan et du Grau-du-Roi.

L'hétérogénéité verticale (stratification) affectant ces paramètres, était suivie tous les 20-30 cm, et l'hétérogénéité horizontale (zonation) par la surveillance de 2 à 5 points de mesure par bassin. N'ont été retenues pour l'analyse multivariable que les valeurs moyennes au fond et en surface de l'oxygène dissous, la température et la transmission (62 valeurs).

- Paramètres physico-chimiques mesurés sur prélèvement

Les prélèvements sont, soit des échantillons moyens sur 24 h d'entrée prélevés lors des bilans (15 prélèvements), soit des échantillons prélevés extemporanément en sortie des bassins, en fin de matinée et milieu de semaine (86 prélèvements). Ces derniers sont représentatifs de la sortie réelle des bassins si on admet l'hypothèse que les temps de passage importants font disparaître les effets des variations journalières de l'entrée.

Les paramètres étudiés sur ces prélèvements sont les plus couramment accessibles sur de tels échantillons :

- . Paramètres électrochimiques : pH, rH, conductivité, mesurés jusqu'au 19/7 au laboratoire d'analyses, puis par la suite, mesurés sur place au moment du prélèvement.
- . Paramètres biochimiques, chimiques et physiques : MES, MVS, DBO_{5nd} , DCO_{nd} , DBO_5 et DCO après filtration à 3 microns, DBO_{5ad_2} et DCO_{ad_2} pour les échantillons d'eaux brutes, azote Kjeldahl, ammonium, nitrites, nitrates, phosphates libres et totaux. Ces analyses ont été effectuées selon les normes par l'Institut Bouisson-Bertrand à Montpellier.

- Paramètres biologiques mesurés sur prélèvements

Sur les échantillons de sortie des bassins, étaient mesurés :

- . les bactéries libres non autotrophes du soufre, par numération directe par cellule de CROPPER et microscope LEITZ Dialux en contraste de phase (les densités mesurées sont considérées représentatives des hétérotrophes responsables de la dégradation des matières organiques) ;

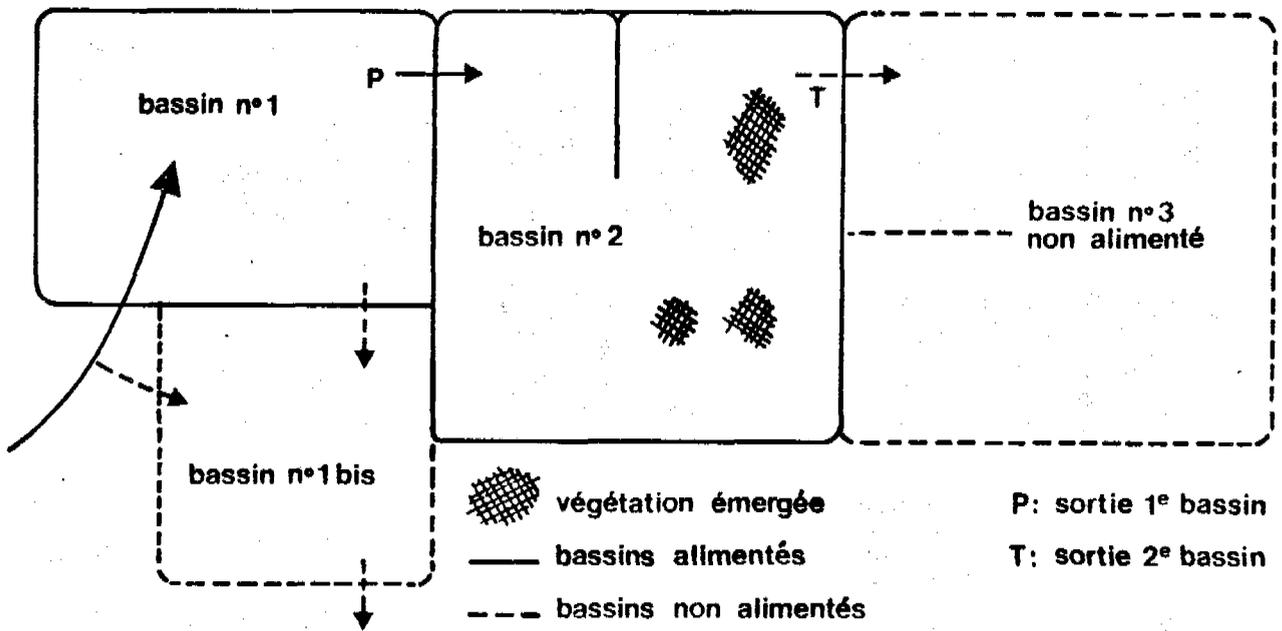


Figure 4: Lagunage de SAINT PIERRE LA MER

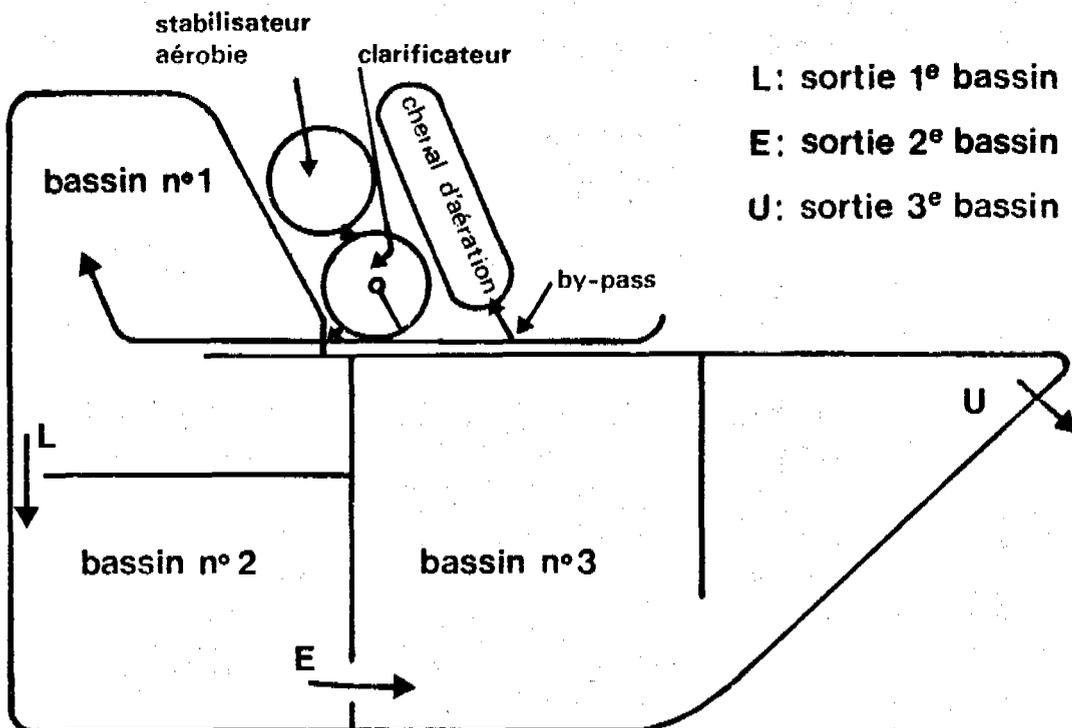


Figure 5: Lagunage tertiaire de LEUCATE

- les pigments algaux et bactériens ont été séparés par centrifugation de 120 ml d'échantillon, 10 mn à 5500 T/mn, reprise du culot à l'acétone pure, neutralisation par Ca CO₃, broyage aux ultra-sons deux fois 30 secondes (dans la glace et à l'abri de la lumière), addition de 5 ml d'eau distillée, filtration sous vide et lecture au spectrophotomètre de 360 à 800 nm. Les concentrations en chlorophylles a et b étaient calculées à partir des pics lus sur les courbes d'absorption, selon la formule de Mc KINNEY. L'importance des pigments des thiorhodobactéries, était donnée directement par la hauteur du pic d'absorption au voisinage de 750 nm ;
- la microfaune, la microflore algale et les bactéries autotrophes du soufre, déterminées sommairement et dénombrées dans les mêmes conditions que les Bactéries libres sur 92 prélèvements ;
- les germes témoins de contamination fécale (Coliformes et Streptocoques fécaux), numérés sur 38 prélèvements stériles séparés, par l'Institut Bouisson-Bertrand.

- Paramètres de charge

Les suivis par bilans ont été espacés de quinze jours à Marseillan et au Grau-du-Roi, d'un mois pour les autres installations. Les paramètres retenus sont les charges superficielles en kg DBO₅.ha⁻¹.j⁻¹ à l'entrée des bassins, les temps de séjour cumulés calculés compte tenu des pertes par évaporation et infiltration (38 valeurs), et les rendements sur les flux.

- Sédiments

La nature des sédiments et leur évolution dans les bassins de tête ont été suivies par des prélèvements hebdomadaires à la drague plate en un point fixe (30 prélèvements) et analyses physico-chimiques (pH, rH, conductivité, MES, MVS, N et P totaux). L'importance de la sédimentation a pu être estimée par immersion pour la saison de pièges à sédiments dans les bassins de tête de 3 installations.

1.3 - INTERPRETATION DES DONNEES RECUEILLIES

L'interprétation de la masse importante de données recueillies a été faite selon deux voies complémentaires :

- une exploitation descriptive et qualitative classique, objet de la suite de ce titre II, permettant de décrire et de quantifier certains phénomènes ; il s'agit essentiellement des niveaux de concentration atteints et des phénomènes liés à l'hydraulique (charges, temps de séjours, stratification, évaporation, infiltration) ;
- une exploitation par analyse multivariable, objet du titre IV (analyse en composantes principales) ; l'utilisation de moyens informatiques permet de positionner relativement les uns aux autres, un ensemble important de points de mesure et de résultats, donc de mettre en évidence leurs relations de causalité et d'établir une typologie des phénomènes observés.

Par ailleurs, l'utilisation des résultats dans le but précis de vérifier les équations de dimensionnement fait l'objet d'une analyse séparée dans le titre III.

2. interprétation des résultats bruts

2.1 - OBSERVATIONS DE TERRAINS

2.1.1 - Observations chronologiques par installation

- Merseillan-plage :

Dès la fin juin, la lagune semble en fonctionnement normal. Les premiers signes de surcharge apparaissent dès le 15 juillet pour le 1er bassin (qui représente environ le 1/3 de la superficie totale). Le changement de couleur, du vert "purée de pois" au rouge brique a lieu du 20 au 26 juillet. L'oxygène dissous est nul dès la fin de cette période, et la stratification est nette pour plusieurs paramètres (température, transmission, pH, rH). La transmission baisse au cours du temps, de 10 à 4 % en surface et de 22 à 8 % au fond, les valeurs minimales étant atteintes dès début août. Le 1er bassin restera rouge jusqu'à la fin des observations (fin septembre), tout en devenant plus clair dès fin août.

Les signes de surcharge du bassin 2 n'apparaissent que le 8 août avec une diminution de l'oxygène et de la transmission (de 24 à 6 % en surface et de 30 à 24 % au fond), et une stratification nette jusqu'à la fin août, l'oxygène restant présent en surface sauf autour du 15 août. Il en est de même pour le bassin 3, où le changement de couleur a lieu à la même période et se maintient jusqu'à la fin des observations (8 septembre).

- Grau-du-Roi :

Des quatre séries de cette installation, la série A a été la seule étudiée.

Le bassin de tête, pourtant largement dimensionné (45 % de la superficie) paraît chargé dès le 12 juillet, et surchargé dès le 19 : transmission faible (7-10 %), absence d'oxygène, fermentations dans la vase.

La charge reçue au cours de la saison varie en dents de scie, en fonction du colmatage de la vanne d'entrée plutôt que des variations du débit reçu par les installations. Elle diminue début août, l'eau devient plus transparente (14 %) et oxygénée (2 mg/l), puis augmente jusqu'à mi-août (oxygène nul, fermentations, changement de teinte et apparition de trainées blanches). Par la suite et jusqu'à la fin des observations, la diminution de charge permet une amélioration du fonctionnement et l'apparition d'oxygène en certains points de la surface.

Ce bassin semble donc avoir fonctionné en permanence à la limite de la surcharge.

Par contre, les bassins 2 et 3 (transparences respectives 87 et 90 %, oxygène abondant en surface jusqu'à fin août), semblent avoir été peu chargés jusqu'en septembre. Ceci a été dû en partie aux pertes par infiltration, suffisamment importantes pour que le débit de sortie de la série soit nul jusqu'à la fin août.

- Leucate :

Tout au long de la saison, la lagune n'a présenté aucun signe de surcharge : oxygène toujours présent, couleur vert clair, transparence élevée (de 40 % début août à 86 % fin septembre pour les bassins 1 et 2, de 50 à 96 % pour le troisième). De plus, des pertes de boue du traitement secondaire, après avoir provoqué l'apparition de flottants, dans le 1er bassin, et une baisse temporaire de l'oxygène, ont entraîné la mise en by-pass partiel début août. Il n'y a pas de stratification sauf le 11 août dans le premier bassin.

- Saint Pierre la Mer :

Les deux premiers bassins en eau ne semblent jamais surchargés (couleur vert foncé, forte teneur en oxygène), mais sont très différents entre eux du fait de fuites et de communications avec la nappe salée (transmission de 15 % dans le bassin 1, 40 à 94 % avec présence de Daphnies dans le bassin 2). La stratification est faible et les températures sont homogènes.

- Salles-d'Aude :

Le bassin de tête, de faible taille par rapport à la série (20 % de la superficie totale), semble surchargé au mois d'août : oxygène présent seulement en surface, et totalement absent fin août, transmission faible (3 à 5 %). La charge diminue en septembre et l'oxygène réapparaît. Les deuxième et troisième bassins sont nettement moins chargés (transmissions respectives 10 et 40 %), on observe une forte sursaturation en oxygène en surface du second bassin fin août.

La stratification est très nette, avec variation de tous les paramètres : oxygène variant de la sursaturation en surface à 0 mg/l à 50 cm, écarts de température allant jusqu'à 10° C, 4 unités en rH et 2 en pH. Les clines se situent à 30-50 cm dans le 1er bassin et 50-70 cm dans le second.

2.1.2 - Stratification

Les observations et mesures effectuées mettent en évidence l'existence d'une stratification thermique pour les bassins de tête pendant les périodes chaudes. Cette stratification est d'autant plus nette que les bassins sont :

- profonds : Grau-du-Roi (180 cm), cline à 100 cm, ΔT moyen 3 à 5° , (la stratification n'a disparu que pour deux jours de violent mistral) ; Salles-d'Aude (150 cm) cline à 30 à 50 cm, ΔT moyen 5 à 10° ;
- à l'abri des vents : Salles-d'Aude ;
- riches en algues et MES : Marseillan.

En revanche, les bassins ventés, peu profonds ou à faible concentration en MES, présentent peu de stratification (St-Pierre, Leucate, derniers bassins du Grau-du-Roi et de Marseillan). Les températures y sont plus homogènes, mais plus irrégulières dans le temps (plus faible inertie thermique), alors que l'abri du vent et la stratification favorisent l'existence de températures élevées en surface, et moins variables (25-30° à Salles-d'Aude, 20-25° au Grau-du-Roi, 20-23° à St-Pierre, 15-26° à Leucate).

Par ailleurs, une taille importante des bassins (> 2 ha) comme au Grau-du-Roi où l'existence d'épis (Salles-d'Aude), ou encore la présence de végétation (Marseillan), entraînent l'existence d'hétérogénéités horizontales (zonation). La végétation, tout en créant des zones où l'eau est plus claire, plus chaude et plus oxygénée (zones mortes), diminue le volume utile du bassin et forme une zone d'attraction pour les rongeurs et les oiseaux.

La stratification dans les bassins de tête affecte d'autres paramètres que la température : l'oxygène passe parfois de la sursaturation en surface au zéro sous la thermocline ; les écarts de pH et rH atteignent parfois plusieurs unités ; la turbidité est souvent supérieure en surface en raison du phototropisme des algues et Rhodobactéries, et en raison de l'écoulement au fond de l'effluent brut plus frais.

Ce type de stratification chimique et biologique est par ailleurs influencé par la profondeur de reprise : ainsi au Grau-du-Roi, la reprise à 40 cm de profondeur s'accompagne parfois de l'existence d'une couche verte riche en algues d'épaisseur correspondante surmontant une couche riche en Rhodobactéries. Ce phénomène était beaucoup moins net à Marseillan où la reprise se fait presque en surface. L'influence de la stratification et de l'hydraulique des bassins, est donc réciproque.

Le phénomène de virage de couleur, ou basculement en anaérobiose stable, commence assez tôt en charge forte, de façon réversible (Grau-du-Roi, Salles-d'Aude) ou non (Marseillan), essentiellement selon l'évolution des charges et des températures.

Ce phénomène se propage (Marseillan) ou non (Grau-du-Roi, Salles-d'Aude) aux bassins suivants, en fonction de leur charge propre et non des temps de passage. Il s'agit donc bien d'une évolution interne correspondant à des seuils de paramètres externes.

2.2 - PRESENTATION DES RESULTATS BRUTS

2.2.1 - Paramètres biologiques

2.2.1.1. Bactéries libres en suspension

Les densités mesurées varient de 10^9 à 10^{11} par litre.

Les bactéries autotrophes du soufre étant comptées à part, nous admettons qu'il s'agit d'hétérotrophes dont l'abondance est liée à l'activité de dégradation des matières organiques.

Les concentrations maximales (de 1 à $5 \cdot 10^{11}/l$) sont atteintes dans les bassins de tête avant virage (B1 Marseillan, 13/7, 20/7 ; B1 St. Pierre ; B1 Grau-du-Roi), avec décroissance nette dans l'ordre des bassins.

Les concentrations diminuent ($1 \cdot 10^{11}/l$) lors du virage du bassin de tête, pour augmenter dans le 2^o puis le 3^o bassin. Ces derniers deviennent parfois plus concentrés que le 1^{er} (Marseillan en août, Grau-du-Roi en juillet).

Les concentrations sont nettement plus faibles (10^9 à $10^{10}/l$) dans les grands bassins (B2 et B3 Salles-d'Aude), peu alimentés (B2 St-Pierre) ou les bassins de queue en début de saison.

Pour Leucate, (traitement tertiaire) les valeurs restent faibles, ($10^{10}/l$) avec de faibles écarts entre bassins. Ceux-ci sont dus aux temps de séjour courts. Les valeurs maximales correspondent à des périodes de pertes de boues observées au niveau du traitement secondaire (début août).

2.2.1.2. Pigments

Les teneurs en chlorophylles a et b (Ca et Cb), sont considérées comme représentatives de l'activité algale, le rapport Ca/Cb étant fonction des groupes d'algues présents et de leur état. La hauteur du pic de Bactériorchlorophylles dans le rouge est indice de l'activité des Thiorhodobactéries anaérobies autotrophes des sulfures.

L'évolution est très nette pour la lagune la plus chargée (Marseillan). A la mi-juillet, la lagune est en charge à peu près depuis 15 jours, la teneur en chlorophylle est forte en B1, faible en B2 et B3. Les teneurs en Bactériorchlorophylles sont faibles en B1, nulles en B2 et B3. On observe au cours de la saison une augmentation des chlorophylles a et b en B2 puis B3, avec une diminution dans B1 puis B2. La concentration maximale en chlorophylles a une allure de vague qui touche successivement les trois bassins, suivie par une vague de Bactériorchlorophylles au cours du virage des bassins.

Pour les autres lagunes, la Bactériorchlorophylle n'apparaît que dans les bassins de tête (Grau-du-Roi 19/7 et 12/8, St-Pierre, Salles-d'Aude) ou les deux premiers bassins (Grau-du-Roi 20/9) en faibles concentrations.

Au Grau-du-Roi, les valeurs maximales de chlorophylles sont peu élevées et se produisent au moment du virage (mi-juillet et mi-août). Là aussi, il y a décalage dans le temps du maximum de chlorophylles dans B2 et B3 avec des valeurs décroissantes. Début août, l'alimentation est bouchée et toutes les valeurs sont minimales.

Pour St-Pierre, les deux bassins sont très différents. On a B1 avec des valeurs assez élevées de chlorophylles (jusqu'à 1 mg/l), et B2 des valeurs presque nulles.

Pour Salles-d'Aude les valeurs moyennes sont très variables selon les bassins (pas de décroissance constante), en fait les points de mesure ne sont pas assez nombreux pour suivre un possible effet de vague du même type qu'à Marseillan.

A Leucate, en liaison avec la charge et le temps du séjour court, toutes les valeurs sont faibles et peu étagées.

Le rapport CHA/CHB est très variable et d'interprétation difficile, néanmoins il semble être plus élevé en cours de saison et diminuer en fin de saison quand la teinte devient vert jaune ("purée de pois"), la chlorophylle b (vert jaune) l'emportant sur la chlorophylle a (vert épinard). Une diminution du rapport Ca/Cb se produit chez les végétaux stressés et pourrait être mise en relation avec le déséquilibre des bassins.

Il faut noter que même dans les lagunes virées, les concentrations en chlorophylles a et b restent importantes. Si l'oxygène dissous est nul, c'est que la consommation immédiate surpasse la production, ou alors la production d'oxygène par les photosynthèses est bloquée au profit d'autres voies métaboliques.

2.2.2 - Paramètres électrochimiques

2.2.2.1. rH

Il ne faut pas oublier que le mode de prélèvement donne un échantillon représentatif de la tranche d'eau reprise en sortie lorsqu'il y a stratification, donc en général des couches supérieures (sortie en surface à Marseillan, St-Pierre, Leucate ; sortie à 30 cm au Grau-du-Roi et à 60 cm à Salles-d'Aude). Les chiffres devraient être sensiblement plus faibles, pour des couches plus profondes.

D'une manière générale, on remarque un effet saisonnier marqué (baisse du rH dès août) et une augmentation dans l'ordre des bassins.

Pour Marseillan, les valeurs sont assez homogènes : de 19 en B1 fin septembre à 23 en B3 fin juillet. La baisse au cours de la saison est plus sensible en B1.

Au Grau-du-Roi, on note des valeurs voisines, mais un peu plus élevées et irrégulières dans l'ensemble (surtout fin juillet), B1 restant inférieur aux autres bassins d'une unité en moyenne.

A St-Pierre-la-Mer, les valeurs très fortes en début de saison baissent ensuite. La baisse est plus nette en B1 (29,5 à 19,6) qu'en B2 (24 à 22).

A Salles-d'Aude, on observe des valeurs élevées pendant toute la saison, augmentant nettement de B1 à B3 et une baisse générale en septembre.

De même à Leucate, on observe des valeurs élevées pendant toute la saison avec une baisse en septembre. Par rapport à Salles-d'Aude, la baisse est plus nette pour B1 mais les différences de B1 à B3 sont plus faibles.

2.2.2.2. pH

La tendance générale est alcaline, plus ou moins stable selon les lagunes :

- peu variable à Marseillan (7,2 à 8,3), augmentant au moment du virage et diminuant après les pluies ;
- peu variable aussi à St-Pierre (8,3 à 9,1) et homogène selon les bassins ;
- plus variable au Grau-du-Roi (7,0 à 9,1), faible en B1 et maximal en B2 avec une influence du virage et des pluies moins marquée ;
- très variable à Salles-d'Aude (7,2 à 11,8) avec forte augmentation de B1 à B3 et augmentation moins nette au moment du virage.

Au contraire, Leucate présente des valeurs moyennes augmentant faiblement dans l'ordre des bassins et plus variables au cours de la saison (minimum 7,4 en B1 à maximum 9,2 en B3).

2.2.2.3. Conductivité

Les valeurs relevées sont très variables selon les lagunes, les bassins et la période :

- Marseillan : les valeurs sont très élevées en début de saison, surtout pour B3 ; elles décroissent au cours de la saison pour se stabiliser vers 2500 micro Mho/cm, mais restent toujours supérieures en B2-B3 (eau du réseau : 550 micro Mho/cm) ;
- Grau-du-Roi : les valeurs moyennes restent assez stables au cours de la saison, de l'ordre de 2700 micro Mho.cm⁻¹ pour B1 et B2, un peu plus pour B3 ;
- Salles-d'Aude : valeurs beaucoup plus faibles que pour les autres lagunes, décroissant dans l'ordre des bassins ;
- St-Pierre : valeurs moyennes pour B1, mais forte différence entre B1 et B2 (valeur double pour B2) ;
- Leucate : valeurs assez faibles, peu différentes d'un bassin à l'autre, décroissantes au cours de la saison.

La conductivité paraît surtout liée à des phénomènes d'échange avec des nappes salées (Marseillan - Grau-du-Roi) ou d'eau douce (Salles-d'Aude) ou de concentration de l'effluent par stagnation en période de démarrage et évaporation (B3 Marseillan, B2 St-Pierre ...).

On peut observer une liaison directe entre pH et rH, surtout quand la conductivité est faible (exemple Salles-d'Aude). Ceci est explicable par un faible pouvoir tampon des carbonates par rapport à la consommation de CO₂ pour la photosynthèse.

2.2.3 - Paramètres de charge organique

2.2.3.1. MES et MESO

La décroissance des concentrations en MES dans l'ordre des bassins est très nette pour l'ensemble des lagunes. On observe une forte augmentation au moment du virage (de 100 à 250 mg/l) et un effet de vague visible à Marseillan et au Grau-du-Roi (forte augmentation dans B2 et B3).

En dehors des périodes de virage du bassin de tête (Grau-du-Roi) ou en cas de forte différence de volume entre bassins (Salles-d'Aude), on observe une concentration beaucoup plus forte dans le bassin de tête (200-250 mg/l) que dans les suivants (100 à 50 mg/l).

Les teneurs restent faibles à St-Pierre, surtout en fin de saison et à Leucate où l'ordre des bassins peut même s'inverser occasionnellement (croissance des concentrations en MES).

La proportion de MESO est assez constante en générale (60 - 70 %), décroissant dans les derniers bassins en fin de saison.

2.2.3.2. DBO brutes et DBO filtrées

D'importantes variations de la DBO sont observées au cours de la saison, portant à la fois sur les niveaux de concentration des bassins et sur leur étagement.

A Marseillan, la concentration en DBO dans B1 augmente au cours de la saison de 100-150 à 150-200 mg/l, surtout après le virage de B1 et au moment du virage de B2. La concentration dans B2, d'abord proche de celle de B3 (50-100 mg/l), augmente fortement pour rejoindre ou dépasser celle de B1. Cet effet de vague fait disparaître l'étagement des concentrations après le début août.

Au Grau-du-Roi et à Salles-d'Aude, la décroissance des concentrations est très nette de B1 à B3 (B1 : 100-150 mg/l, B3 : 50-100 mg/l), B2 se rapproche plutôt de B1 à Salles (100-150 mg/l) mais de B3 au Grau-du-Roi (50-150 mg/l). L'effet de vague (B2-B1) observé le 27/7 au Grau est dû à un arrêt d'alimentation.

A St-Pierre, les concentrations sont plus faibles et bien étagées. Dans B1, elles augmentent de 100 à 200 mg/l pendant la saison et dans B2, elles restent stables autour de 50 mg/l (sauf à la fin août, 100 mg/l).

A Leucate les valeurs sont assez faibles : inférieures à 50-100 mg/l pour B2 et B3, plus variables avec des pointes à 100 mg/l pour B1.

Les valeurs de DBO filtrée sont plus stables que celles des DBO brutes pour l'ensemble des bassins, avec des valeurs étagées de B1 à B3, se rapprochant en fin de saison.

Le rapport DBO filtrée/DBO brute, assez élevé en début de saison (70-90 % pour Marseillan début août, Grau-du-Roi jusque mi-août, Leucate), diminue de façon constante après virage (40-50 %). Pour St-Pierre et Salles-d'Aude, ce rapport assez faible, augmente légèrement dans l'ordre des bassins.

2.2.3.3. DCO brutes et DCO filtrées

Les DCO brutes se comportent de façon analogue aux DBO brutes. On note des DCO élevées pour Marseillan, Grau-du-Roi, St-Pierre (B1). L'abattement est assez fort dans l'ordre des bassins (Marseillan, Grau-du-Roi, Salles-d'Aude) et diminue nettement pour Marseillan au cours de la saison. Il est faible ou nul pour Leucate (valeurs voisines de 100-200 mg/l).

Les DCO filtrées sont également plus stables que les DCO brutes, avec un rapport DCO filtrée/DCO diminuant au fil des bassins de 70-80 % à 30-40 % à Marseillan. Ce rapport est plus élevé pour les autres lagunes surtout lorsque les concentrations sont faibles (Leucate, en fin de saison, Salles-d'Aude derniers bassins).

Les rapports DBO/DCO sont voisins de 0,45-0,5. Les rapports DBO filtrée/DCO filtrée sont voisins de 0,4-0,45.

2.2.3.4. Interprétation

Si les paramètres de charge organique rendent bien compte de l'épuration, le rendement d'un bassin est cependant très variable selon sa charge et la nature de la charge reçue :

- En charge faible, l'épuration a lieu dans le bassin de tête avec une forte décroissance des MES et DBO de B1 à B2. Le rapport DBO filtrée/DBO est élevé. Il augmente dans l'ordre des bassins alors que le rapport MESO/MES diminue, ce qui peut être relié à la diminution de la concentration algale. Les rendements sont plus faibles de B2 à B3 (ressemblance avec un lagunage tertiaire).
- En charge forte, les concentrations augmentent d'abord dans le bassin de tête, avant virage de teinte. Après virage, le même phénomène peut se reproduire dans le bassin suivant : la saturation du bassin de tête reporte l'épuration plus loin. Au voisinage du virage, les rapports DBO-DCO filtrées/DBO-DCO diminuent jusqu'à 40-50 %, le rapport MESO/MES augmente, en liaison avec l'augmentation des concentrations algale et bactérienne.

2.2.4 - Nutrients

2.2.4.1. NH₄ - NTK

Pour l'ensemble des lagunes, les concentrations sont fortement décroissantes de B1 à B3.

Pour les lagunes chargées, il y a augmentation en vague des concentrations, touchant les trois bassins au cours de la saison :

- A Marseillan, la vague s'étend de B1 en juillet à B3 en août, pour atteindre le 23/8 un palier de 120 mg/l en N total. En NH₄, les concentrations, également étagées, augmentent jusqu'au 17/8 pour décroître ensuite. Le rapport NH₄/NTK passant de 40 à 90 % jusqu'au 17/8 pour redescendre ensuite à 40-50 %.
- Au Grau-du-Roi, les valeurs sont plus faibles et chutent plus nettement dans B3. Elles sont croissantes au cours de la saison avec des irrégularités (baisse du 12/7 au 4/8). Le % de NH₄ diminue de 70 à 50 % au cours de la saison, et plus nettement pour B3.
- A St-Pierre on a aussi augmentation dans le bassin de tête au cours de la saison.

Pour les lagunes moins chargées, la concentration plus ou moins forte dans le bassin de tête décroît rapidement dans l'ordre des bassins (Salles, St-Pierre, Leucate). La décroissance est plus nette à Salles en été qu'en novembre. Au cours de la saison, les concentrations ont tendance à décroître et le rapport NH₄/NTK aussi (Leucate, St-Pierre).

2.2.4.2. Nitrites, nitrates

Les lagunes ont des comportements très différents vis-à-vis de ces nutriments qui sont :

- absents des bassins surchargés et basculés : Marseillan du début août à la fin septembre ; pour le Grau-du-Roi nitrates absents du 27/7 à la fin août, mais nitrites présents épisodiquement en faibles concentrations dans B1, concentration augmentant dans l'ordre des bassins) ;

- presque toujours présents pour les nitrites dans les bassins moins chargés (Salles, St-Pierre, Leucate) mais rarement abondants (sauf Leucate 11 et 30/8) ;
- présents en fin de saison pour les nitrates dans les bassins chargés : faibles concentrations à Marseillan fin septembre et juillet, un peu plus fortes au Grau-du-Roi où elles augmentent dans l'ordre des bassins, de même à Salles où le maximum est en B2 et à St-Pierre où ils sont absents les 10 et 30/8. A Leucate, les nitrates toujours présents, plus abondants fin août, décroissent dans l'ordre des bassins.

2.2.4.3. Phosphore

Pour les lagunes chargées, les phosphates totaux présentent des valeurs moyennes décroissantes dans l'ordre des bassins (plus nettement au Grau-du-Roi qu'à Marseillan). Ces valeurs augmentent au cours de la saison et de manière plus prononcée dans les bassins de queue ; les écarts entre bassins diminuent. Les valeurs les plus élevées se trouvent dans les bassins les plus chargés en pleine saison (Marseillan). Les phosphates libres ont le même comportement, le rapport aux phosphates totaux semblant augmenter au moment du virage des bassins.

Pour les autres lagunes, on a des valeurs : plus fortes en fin de saison à Salles, très variables à St-Pierre et assez stables à Leucate, avec une proportion de phosphates libres élevée.

2.2.4.4. Interprétation

Les nutriments se comportent de façon homogène, avec saturation en vagues des bassins chargés, baisse du rendement d'élimination, et diminution des quantités relatives de formes minéralisées.

Il y a pour ces formes, équilibre entre production et consommation. Ce phénomène est visible pour les nitrates qui augmentent dans l'ordre des bassins en charge forte et les lagunes peu chargées.

Il faut noter par ailleurs que si le rH théorique nécessaire à la nitrification est de 21, les rH mesurés sont souvent voisins de cette valeur. Les variations et l'hétérogénéité du milieu expliquent qu'il n'y ait pas de corrélation entre rH et présence de nitrates.

2.2.5 - Conclusion sur la présentation des résultats bruts

La définition des phénomènes liés à la surcharge ne peut se faire qu'en tenant compte de l'ensemble des paramètres étudiés :

- La concentration en bactéries libres augmente avec la charge, de 10^9 à $10^{11}/l$ (de la même façon que pour une station à boues activées), mais diminue après virage.
- Les concentrations en chlorophylles augmentent avec la charge jusqu'à un plafond qui reste à peu près constant après virage : le développement des Rhodobactéries (caractérisées par le pic d'absorption des Bactériochlorophylles) se fait en plus de la présence d'algues. La disparition de l'oxygène s'explique par le changement du métabolisme algal (cf. Titre I - § 3.2).

- Les valeurs des rH diminuent toujours quand la charge augmente, celles des pH, plutôt alcalins dans l'ensemble, augmentent légèrement après virage mais augmentent aussi au cours de l'épuration, surtout si la conductivité est faible. Des pH légèrement acides ne se rencontrent qu'en charge forte, juste avant le virage.
- Les concentrations en matières en suspension sont les plus sensibles au phénomène de virage et à l'augmentation de charge (passage de 100 à 250 mg.l⁻¹). Pour les charges faibles, le minimum absolu des MES rencontré est de l'ordre de 40 mg.l⁻¹.
- Les DBO et DCO ont le même comportement que les MES, avec saturation en vague des bassins des séries surchargées. Les rapports : mesures filtrées/mesures brutes, sont minimaux en charge forte avant virage, où une bonne part se trouve donc sous forme d'algues, et maximaux en charge faible et après virage, où la densité du phytoplancton diminuerait donc.
- Les nutriments (N Kjeldahl, NH₄, phosphates libres et totaux) ont aussi le même comportement, avec baisse du rendement d'élimination et diminution de la fraction minérale en fonction de la charge. Ce sont des paramètres très sensibles à la charge. L'azote ammoniacal qui est le plus sensible a des concentrations qui peuvent varier de moins de 10 mg.l⁻¹ en faible charge à plus de 100 mg.l⁻¹ en surcharge.
- Les nitrates et nitrites ont un comportement plus complexe, qui semble autant être lié à l'activité des bactéries hétérotrophes qu'à celle des algues.

2.3 - IMPORTANCE DE L'EVAPORATION ET DE L'INFILTRATION

2.3.1 - Estimation des valeurs d'évaporation et d'infiltration

A Marseillan les mesures in situ d'évaporation et de pluviométrie ont donné les valeurs moyennes présentées dans le tableau 11. Pour les autres installations, les estimations ont été faites à l'aide des données de la Météorologie Nationale.

Tableau 11 : Valeurs moyennes d'évaporation et de pluviométrie mesurées sur le site de Marseillan

période	évaporation mm.j ⁻¹	pluviométrie mm.j ⁻¹
13/7 - 20/7	7	/
20/7 - 26/7	8,2	/
26/7 - 1/8	6,5	6,9
1/8 - 8/8	6,1	/
8/8 - 17/8	5,8	/
17/8 - 23/8	5,4	0,8
23/8 - 29/8	6,1	6,7
29/8 - 21/9	4,5	/

(*) certains relevés journaliers d'évaporation ont atteint 20 mm.j⁻¹.

Pour les jours où sont connus les débits d'entrée et de sortie, les pertes par infiltration peuvent être estimées compte tenu de la surface totale, de l'évaporation et de la pluviométrie. C'est ce qui est présenté dans le tableau 12.

Tableau 12 : Estimation des pertes d'effluent par évaporation et infiltration sur les lagunes étudiées.

Lagune et surface totale	jour	Débit entrée (m ³ /j)	Débit sortie (m ³ /j)	Débit perdu (m ³ /j)	pertes totales (mm.j ⁻¹)	évaporat. moyenne (mm.j ⁻¹)	pluviométrie (mm.j ⁻¹)	infiltration (mm.j ⁻¹)
Marseillan 37000 m ²	21/7	1720	850	870	23,5	7	0	16,5
	2/8	2570	1860	710	19,3	8,2	0	11,1
	17/8	1720	1200	520	14,2	8,2	0	8,6
	30/8	880	500	380	10,3	6,1	5	9,2
Grau-du-Roi 47000 m ²	13/7	3630	0	3630	77,2	3	0	74
	27/7	1510	0	1510	32,1	6	0	26
	25/8	1800	400	1400	29,9	10	0	20
St-Pierre 25500 m ²	9/8	402	73	330	13	6	0	7
Salles-d'Aude 21000 m ²	10/8	492	120	372	18	6	0	11
	24/11	196	90	106	5	0	0	5
Leucate	12/8	488	488	0	0	/	/	/

2.3.2 - Importance des phénomènes observés

Si l'évaporation se situe autour des 6 mm.j⁻¹, valeur couramment admise dans la région, elle peut déjà entraîner des pertes élevées. Par ailleurs, la nature orageuse et localisée des précipitations de fin d'été peut entraîner des apports importants et des pertes de MES par lessivage.

L'infiltration est très variable selon les installations et au cours de la saison. La nature sableuse du terrain entraîne des infiltrations considérables au Grau-du-Roi (74 mm.j⁻¹) et importantes à Marseillan (16,5 mm.j⁻¹) en début de saison. Mais ces valeurs décroissent jusqu'à respectivement 20 et 9 mm.j⁻¹ en fin de saison.

Le colmatage est donc un phénomène réel, mais qui ne joue pas d'une année sur l'autre (décolmatage saisonnier ?). Au Grau-du-Roi, les débits de sortie, faibles, n'ont pas excédé 1500 m³/j en fin de saison. L'importance de l'infiltration dans ce cas (de la moitié à la totalité du débit entrant) est donnée aussi par l'analyse d'un prélèvement d'eau en surface de la nappe, à 50 m de distance horizontale du dernier bassin, qui montre une forte contamination en carbone : DCO = 64 mg.l⁻¹, DBO = 26 mg.l⁻¹, NTK = 1,8 mg.l⁻¹, PTO = 0 mg.l⁻¹.

Par contre, en fonction du terrain, des possibilités de colmatage ou de la proximité de la nappe, l'infiltration peut descendre à des valeurs faibles (5-7 mm.j⁻¹).

La conséquence de l'importance des pertes totales est telle qu'il faut considérer comme normal de perdre jusqu'à la moitié du débit entrant, en admettant des charges limitées à 50 kg.ha⁻¹.j⁻¹.

2.4 - TEMPS DE SEJOUR ET CHARGES

Les débits mesurés en entrée et sortie des lagunes permettent une estimation des temps de séjour (corrigés des pertes) et des charges en DBO par bassin. Ceux-ci sont donnés dans le tableau 13 pour les lagunes étudiées.

Tableau 13 : Estimation des charges et temps de séjours sur les lagunes étudiées

Lagunes	temps du séjour (j)		charg. appl. (kg DBO.ha ⁻¹ .j ⁻¹)	
	bassin de tête B1	autres bassins	bassin de tête B1	autres bassins
Marseillan	10 à 5 j en pointe	20 à 6 j en pointe	300 à 400 (100 à 130 par ha de surf. totale)	100 à 300
Grau-du-Roi	40 à 15 j en pointe très variable selon les bassins et les périodes	20 j à indéfi. (pas de sortie)	330 (100 à 380) (maximum 150-170 par ha de surface totale)	20 à 150
Salles-d'Aude	10 j	30 j (B2) à > 100 j (B3)	200 (jusqu'à 300 en novembre pdt la campagne vinicole)	90(B2) à 40(B3)
St-Pierre	20 j	> 100 j	70	16
Leucate	2 à 5 j	2 à 5 j	200	60 (B2), 50 (B3)

Pour les bassins de tête, les temps de séjour mesurés sont parfois courts, mais le plus souvent élevés, du fait de l'importance des pertes.

Cette importance des pertes entraînerait la nécessité, pour obtenir des charges maximales de 100 kg DBO/ha. de bassin de tête/j ou 50 kgDBO/ha de surface totale/j, d'accepter des temps de séjour très longs, supérieurs à 20-30 jours pour le bassin de tête et à 100 jours pour la série. On s'aperçoit que les charges acceptées par les trois premières lagunes du tableau 13 sont bien supérieures à ces valeurs en pointe, ce qui déclenche les phénomènes d'anaérobiose observés.

La variation saisonnière du débit est très marquée à Marseillan et au Grau-du-Roi. Les débits atteignent leur maximum vers fin juillet et le 15 août, et deviennent faibles dès fin août et en septembre.

Enfin, sauf en cas de pluie, les débits de sortie varient beaucoup plus lentement que les débits d'entrée.

2.5 - IMPORTANCE DE LA SEDIMENTATION

2.5.1 - Nature des sédiments du bassin de tête

Les analyses du contenu des pièges à sédiment qui ont pu être relevés en fin de saison, ont donné les résultats du tableau 14.

Tableau 14 : Caractéristiques des sédiments piégés sur les lagunes étudiées

Lagune et période	MES (g/l)	MVS (g/l)	NTK en NH ₄		P. total en PO ₄	
			mg/l	% des MVS	mg/l	% des MVS
Marseillan 26/7-21/9	34	25	164	0,66	140	0,56
Grau-du-Roi 27/7-31/8	23	17,5	189	1	274	1,6
Leucate 26/7-22/9	11	6,4	148	2,3	94	1,5

Les analyses des prélèvements obtenus par dragage ont donné les ordres de grandeur suivants présentés dans le tableau 15.

Tableau 15 : Caractéristiques des sédiments dragués sur les lagunes étudiées

Lagune	MES (g/l)	MVS (g/l)	NTK en NH ₄		P. total en PO ₄	
			mg/l	% des MVS	mg/l	% des MVS
Marseillan	150 à 200	50 à 80	200 à 400	0,2 à 1 (moy 0,4)	150 à 300	0,3 à 1 (moy. 0,6)
Grau-du-Roi	400 à 900	10 à 20	100 à 400 (moy. 200)	0,6 à 2 (moy. 1)	70 à 300 (moy. 250)	0,3 à 3 (moy. 1)
Leucate	150 à 300	20 à 40	150 à 300	0,4 à 0,8	150 à 250	0,4 à 0,6
St-Pierre	300 à 400	30 à 80	150 à 350	0,2 à 0,4	130 à 270	0,2 à 0,3
Salles-d'Aude	200 à 500	20 à 30	200 à 400	0,8 à 1,8 (moy. 1)	100 à 250	0,4 à 1,6 (moy. 0,5)

Ces résultats conduisent aux observations suivantes :

- Les teneurs en MES des sédiments en place sont très supérieures à celles des pièges. Cela dépend de la nature du fond, avec comme exemple le fond sableux du Grau-du-Roi.
- Cependant, les teneurs en matières volatiles sont moins variables, et, bien que plus élevées, sont comparables à celles des pièges à sédiment. Ainsi, le tassement est sensible à Marseillan (facteur 2 à 3), à Leucate (facteur 3 à 6), mais pas au Grau-du-Roi. Les valeurs moyennes, de 20 à 50 g.l⁻¹, n'atteignent 80 g.l⁻¹ que pour Marseillan en période de faible charge et St-Pierre. Une évolution au cours du temps a pu être notée à Marseillan et au Grau-du-Roi, où, au cours de la période la plus chargée, les concentrations ont diminué respectivement de 50 à 40 et de 20 à 10 g.l⁻¹ pour remonter par la suite à respectivement 60 et 20 g.l⁻¹. Tassement et minéralisation anaérobie sont donc importants sans être forcément liés.
- Les teneurs en azote et en phosphore sont très comparables entre elles, d'une lagune à l'autre et entre pièges et dragages. Ces éléments sont relativement moins retenus que les matières volatiles, et leur proportion est variable inversement à ces dernières.

2.5.2 - Vitesse de comblement

Les quantités de sédiments (en MES) déposés au cours de la saison peuvent être estimées à partir des quantités relevées dans les pièges à sédiments. Il est possible d'en tirer une épaisseur moyenne de dépôt annuel, en négligeant le dépôt hors saison et en admettant pour le dépôt après tassement une teneur en eau de 95 %. C'est l'objet du tableau 16.

Tableau 16 : Évaluation de la vitesse de comblement des lagunes

Lagune	période de mesure	dépôt mesuré pour la période (kg de MES)	dépôt estimé pour la saison (1/7-30/9) (kg de MES)	surf. du bassin de tête (ha)	dépôt en kg.ha	épaisseur cm *
Marseillan	26/7 - 21/9	10000	16000	1,2	13000	2,6
Grau-du-Roi	27/7 - 31/8	5000	16000	2,1	7000	1,4
Leucate	26/7 - 22/9	300	450	0,16	2800	0,6

* Il est supposé une teneur en eau de 95 % pour déterminer l'épaisseur accumulée.

Les résultats obtenus sont compatibles avec les observations de terrain sur l'importance des dépôts, notamment à Marseillan (plusieurs cm), et conduiraient à des comblements rapides s'il n'y avait tassement au cours de l'année. La vitesse d'évolution est plus faible au Grau-du-Roi (où les dépôts sableux ne sont pas répartis sur la surface du bassin mais sont plus épais à l'entrée), et très limitée à Leucate.

2.5.3 - Rôle de la sédimentation dans l'épuration par le bassin de tête

L'estimation très approximative de l'importance journalière des charges entrantes et sortantes, ainsi que l'estimation du dépôt, ont pu être faites pour les bassins de tête de trois installations. Elles sont portées dans le tableau 17.

Tableau 17 : Evaluation de l'importance des phénomènes de dépôt et d'épuration sur les bassins de tête

Lagune	nature de la charge	charge kg DBO/ha/j					
		MES	MVS	DBO	DCO	NTK	PTO
Marseillan	entrée B1	254	190	200	516	86	46
	sortie B1	197	142	130	335	70	39
	épuré	57	48	70	181	16	7
	dépôt	158	117			0,8	0,7
Grau-du-Roi	entrée B1	280	200	190	600	60	30
	sortie B1	130	90	100	220	40	25
	épuré	150	110	90	380	20	5
	dépôt	93	71			0,8	1,1
Leucate	entrée B1	594	475	200	369	194	150
	sortie B1	215	122	69	175	138	94
	épuré	379	353	131	194	56	56
	dépôt	34	19			0,44	0,31

Le dépôt dans le bassin de tête représente une part variable du rendement, qui peut être supérieure à 100 %, dans le cas de lagunes fortement chargées (Marseillan). Il y a donc non seulement dépôt des MES de l'eau brute, mais aussi transformation en MES (algues et bactériennes) de la pollution soluble, et décantation d'une bonne partie de celles-ci. L'épuration carbonée globale reste donc faible. Elle est par contre supérieure au Grau-du-Roi, où le dépôt ne représente qu'une partie de la pollution éliminée. Les phénomènes apparaissent très différents pour la lagune tertiaire de Leucate, où, malgré la charge élevée, l'épuration est importante et le dépôt, faible.

Pour les nutriments, l'azote déposé ne représente jamais qu'une faible fraction de l'azote épuré (5 %) et malgré l'importance des erreurs d'estimation possibles, il est nécessaire d'envisager des mécanismes d'épuration complémentaires (dégazage de NH_3 ou de N_2 par exemple). Le dépôt du phosphore est un peu plus important (10 à 20 % du phosphore). Indépendamment de l'élimination du carbone, les nutriments éliminés représentent 20 à 30 % de ceux entrant : leur régulation est donc indépendante de celle du carbone.

2.6 - CONCLUSIONS

L'étude des résultats bruts permet déjà de mettre l'accent sur un certain nombre de phénomènes :

- importance et difficulté de contrôle des phénomènes de terrain : hétérogénéité hydraulique, infiltration, dépôts ;
- bonne tenue des rendements des lagunes même très surchargées pendant la saison estivale ;
- rôle du bassin de tête en lagunage total dans la transformation de la pollution par dépôt et évolution anaérobie lorsque les phénomènes aérobies sont dépassés, puis report de l'épuration dans les bassins suivants ;
- parallèlement, risques d'extension du phénomène de virage caractérisé par l'augmentation des concentrations le long de la série, en fonction de la durée de la surcharge ;
- écarts importants de concentration, selon le type de fonctionnement et l'indicateur physico-chimique considéré ; on a des différences nettes de comportement entre les matières en suspension, les indicateurs du carbone (DCO-DBO) et les nutriments ;
- difficulté de caractériser ces niveaux de fonctionnement par les seuls indicateurs classiques.

Codes des variables et unités

- CNT = conductivité ($\mu \Omega^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$)
- PH = pH
- RH = rH
- MES = matières en suspension ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
- MVS = matières volatiles en suspension ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
- DBO = DBO₅ ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
- DCO = DCO ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
- DBF = DBO₅ après filtration à 3 μ ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
- DCF = DCO après filtration à 3 μ ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
- PTO = phosphore organique total exprimé en PO₄ ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
- PO4 = phosphates libres exprimés en PO₄ ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
- NTK = azote Kjeldahl ($\text{mgN} \cdot \text{l}^{-1}$)
- NH4 = azote ammoniacal ($\text{mgN} \cdot \text{l}^{-1}$)
- NO2 = azote nitreux ($\text{mgN} \cdot \text{l}^{-1}$)
- NO3 = azote nitrique ($\text{mgN} \cdot \text{l}^{-1}$)
- CHA = chlorophylles A ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
- CHB = chlorophylles B ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
- BCH = bactériochlorophylles - hauteur du pic d'absorption (densité optique)
- TES = température en surface (°C)
- TEF = température au fond (°C)
- STR = écart de température fond-surface (°C)
- TRS = transparence en surface (en % de transmission)
- TRF = transparence au fond (en % de transmission)
- O2S = oxygène dissous en surface (mg/l)
- O2F = oxygène dissous au fond (mg/l)
- ECL = éclaircissement - rayonnement global moyen sur les 7 jours précédents ($\text{joules} \cdot \text{cm}^{-2}$)
- PRO = profondeur (m)
- VNT = vent - vitesse moyenne le jour même ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)
- 1/T = inverse des temps de séjour cumulés depuis l'entrée (j^{-1})
- CHS = charge superficielle ($\text{kg DBO}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$)
- STC = teneur en streptocoques fécaux (log (comptage/100 ml))
- COF = teneur en coliformes fécaux (log (comptage/100 ml))

- RCO = élimination des coliformes fécaux
(abattement en log)
- RST = élimination des streptocoques fécaux
(abattement en log)
- RMS = élimination des matières en suspension
(en %)
- RDO = élimination de la DCO (en %)
- RDF = élimination de la DCO mesurée après
filtration à 3 μ (en %)
- RNH = élimination en azote ammoniacal (en %)
- CLO = Chlorelles (log (10^{-3} individus/l))
- ANK = Ankystrodesmus (log (10^{-3} individus/l))
- GOL = Golenkinia (log (10^{-3} individus/l))
- SCE = Scenedesmus (log (10^{-3} individus/l))
- CLA = Chlamydomonas (log (10^{-3} individus/l))
- EUG = Euglena (log (10^{-3} individus/l))
- CRY = Cryptomonas (log (10^{-3} individus/l))
- DIA = Diatomées (log (10^{-3} individus/l))
- FLA = petits Flagellés incolores
(log (10^{-3} individus/l))
- MON = Monas (log (10^{-3} individus/l))
- HOL = Holotriches Bactérovores
(log (10^{-3} individus/l))
- URO = Uronema (log (10^{-3} individus/l))
- VMI = Vorticella microstoma
(log (10^{-3} individus/l))
- VCO = Vorticella convallaria
(log (10^{-3} individus/l))
- HYP = Hypotriches (log (10^{-3} individus/l))
- HAL = Halteria (log (10^{-3} individus/l))
- ROT = Rotifères (log (10^{-3} individus/l))
- DAP = Cladocères (Daphnies)
(log (individus.l⁻¹))
- BLI = Bactéries libres
(log (10^6 individus.l⁻¹))
- THI = Thiocapsa (log (10^6 individus.l⁻¹))
- CHR = Chromatium (log (10^6 individus.l⁻¹))
- PHS = pH des sédiments
- RHS = rH des sédiments
- POS = Phosphore organique total des sédiments
(mg PO₄.l⁻¹)
- NTS = azote total des sédiments (mgN.l⁻¹)
- MOS = matières volatiles des sédiments
(mg.l⁻¹)

vérification des modèles de cinétique de dégradation



T I T R E I I I

VERIFICATION DES MODELES DE CINETIQUE DE DEGRADATION

**H. DE CALIGNON
C. DRAKIDES**

III. vérification des modèles de cinétique de dégradation

Sommaire

	Pages
1 - INTRODUCTION	63
2 - RESULTATS EXPERIMENTAUX	65
2.1 - Méthodes de calcul	65
2.2 - Résultats obtenus	66
2.3 - Commentaires	66
3 - INTERPRETATION	69
3.1 - Capacité des ouvrages	69
3.2 - Hydraulique des bassins	69
3.2.1 - Phénomène de stratification	69
3.2.2 - Traçage d'une lagune	70
3.3 - Calcul des coefficients de vitesse de dégradation	70
3.3.1 - Hypothèses du modèle	70
3.3.2 - Méthodologie	71
3.4 - Limites du travail	72
4 - CONCLUSIONS	73

1. introduction

L'étude critique de la bibliographie existant en modélisation de l'épuration par lagunage (cf. Titre I) a mis en évidence les difficultés inhérentes à une telle démarche.

Ceci a été confirmé par les analyses de données effectuées sur les résultats (cf. Titre II), qui ont montré le rôle des successions d'écosystèmes dans la définition des niveaux d'épuration obtenus.

Restait à comparer ces mêmes résultats aux modèles couramment utilisés. C'est le but du présent chapitre.

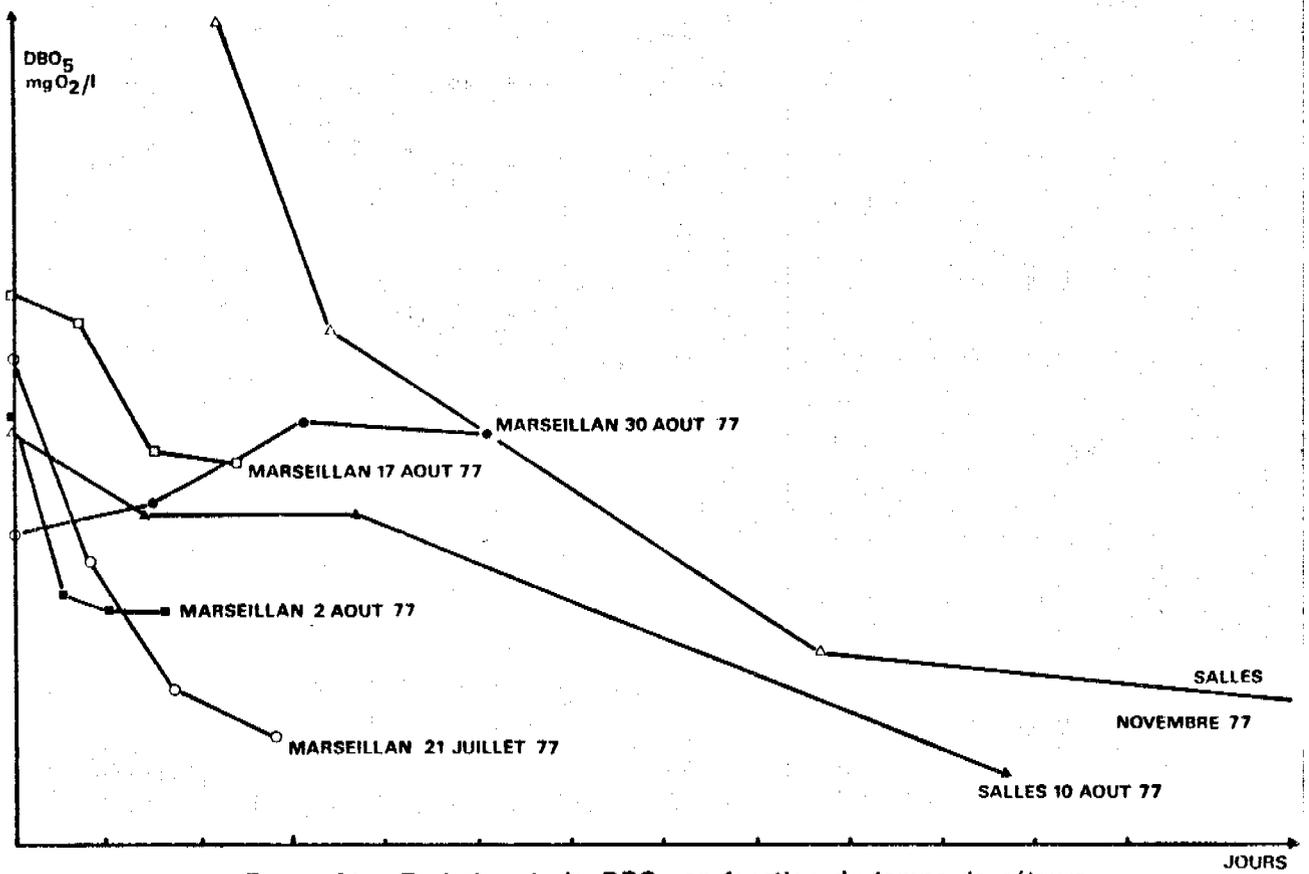


Figure 6: Evolution de la DBO₅ en fonction du temps de séjours

2. résultats expérimentaux

Parmi tous les résultats obtenus lors des campagnes de mesures, seules les mesures réalisées à Marseillan Plage et Salles d'Aude ont pu être exploitées pour le calcul des coefficients de vitesse de dégradation.

Pour les autres lagunes, les mesures de débit n'étaient pas suffisamment maîtrisées du fait d'infiltrations prépondérantes (Grau-du-Roi) ou de fuites non maîtrisables (Saint Pierre sur Mer).

2.1 - METHODES DE CALCUL

Pour ces installations, les débits de communication entre bassins ne pouvant être mesurés, les pertes totales (infiltration + évaporation) sont supposées proportionnelles à la surface et également réparties du 1er au 3e bassin.

Les rendements d'élimination sont des rapports d'élimination de charge, c'est-à-dire pondérés par le débit. Les pertes par évaporation et infiltration sont supposées ne concerner que l'eau sans matières organiques. Une imprécision demeure encore du fait des longs temps de séjour par rapport à la durée de chaque campagne de prélèvements (24 h).

A partir des résultats obtenus, les coefficients de vitesse de dégradation sont calculés :

- dans l'hypothèse d'un réacteur parfaitement agité, selon l'équation suivante tirée de la relation 5 :

$$K_1 = \frac{E}{1 - E} \cdot t^{-1} \quad (27)$$

- dans l'hypothèse d'un réacteur piston, selon l'équation suivante tirée de la relation 4 :

$$K_1 = \ln \left(\frac{1}{1 - E} \right) \cdot t^{-1} \quad (28)$$

avec :

$$E \text{ (Rendement en flux)} = \frac{C_0 Q_0 - C Q}{C_0 Q_0} \quad (29)$$

C_0, Q_0 : Concentration et débit d'entrée
 C, Q : Concentration et débit de sortie
 t : Temps en jours

Des régressions linéaires entre les K_1 obtenus et les températures T sont ensuite calculées. Les températures prises en compte sont soit la température de surface, soit la température moyenne du bassin (lorsque la température est hétérogène).

2.2 - RESULTATS OBTENUS

La figure 6 présente l'évolution des concentrations en DB05 utilisées le long des différents bassins de lagunage.

Le tableau 18 résume les résultats obtenus par les mesures et après les calculs décrits au paragraphe précédent (§ 2.1).

2.3 - COMMENTAIRES

Sur le tableau 18, nous voyons que le coefficient K_1 varie de 0,0041 à 0,1752 j^{-1} dans l'hypothèse d'un réacteur parfaitement agité (équation 27) et de 0,004 à 0,27 j^{-1} dans l'hypothèse d'un réacteur piston (équation 28)

Sur les figures 7 et 8, la relation entre K_1 et la température de surface est schématisée.

Les résultats sont :

- Hypothèse réacteur parfaitement agité :

$$K_1 = 4,13307 \cdot 10^{-10} \exp(0,7559 \cdot T) \quad r = 0,70 \quad (30)$$

- Hypothèse réacteur piston :

$$K_1 = 4,0435 \cdot 10^{-11} \exp(0,8587 \cdot T) \quad r = 0,75 \quad (31)$$

Avec la température moyenne, nous obtenons :

- Hypothèse réacteur parfaitement agité :

$$K_1 = 1,32 \cdot 10^{-5} \exp(0,3395 \cdot T) \quad r = 0,46 \quad (32)$$

- Hypothèse réacteur piston :

$$K_1 = 1,762 \cdot 10^{-6} \exp(0,4327 \cdot T) \quad r = 0,52 \quad (33)$$

La comparaison entre les deux méthodes de calcul nous montre que les meilleurs coefficients de corrélation sont obtenus en prenant en compte la température de surface et non la température moyenne.

Ce résultat semble logique dans la mesure où c'est dans la zone supérieure qu'a lieu l'activité biologique maximum. Par conséquent, dans ce cas, la température moyenne n'a qu'une valeur indicative sans relation avec les phénomènes biologiques.

TABLEAU 18 : Etude de la cinétique de dégradation de la DBO_5 . Evaluation des coefficients de vitesse dans l'hypothèse de différents modèles de dégradation.

LAGUNE	DATE	TEMPS DE SEJOUR (jours)		RENDEMENT D'ELIMINATION DBO5		CHARGE DBO5 (kg DBO5/ha/j)		$K_1(j^{-1})$	$K_1(j^{-1})$	Température moyenne (°C)	Température de surface (°C)
		B1	B1+B2+B3	B1	B1+B2+B3	B1	B1+B2+B3	Modèle A	Modèle B		
Marseillan	22/07/76	6	/	60 %	/			0,1527	0,27	26,2	26,2
	05/08/76	10	/	34 %	/			0,0415	0,05	22,7	22,7
	26/08/76	13	/	16 %	/		/	0,0134	0,015	24,5	24,5
	21/07/77	8	28	51 %	88,5 %	304	98	0,0891	0,13	24	25,1
	02/08/77	5	16	46 %	61 %	403	130	0,1752	0,18	21,8	25,3
	17/08/77	7	24	14 %	52 %	345	118	0,0215	0,02	23,5	23,9
	30/08/77	15	51	6 %	26 %	100	32	0,0041	0,004	20,5	22,4
Salles	10/08/77	14	107	31 %	96 %	187	36	0,0265	0,003	21,2	23,5

Modèle A : Hypothèse d'un réacteur piston : $K_1 = \ln(1/(1 - E)) \cdot T^{-1}$

Modèle B : Hypothèse d'un réacteur parfaitement agité : $K_1 = (E/(1 - E)) \cdot T^{-1}$

Figure 7: Evolution des constantes de vitesse en fonction de la température.
Constantes de vitesse pour un modèle de réacteur parfaitement agité.

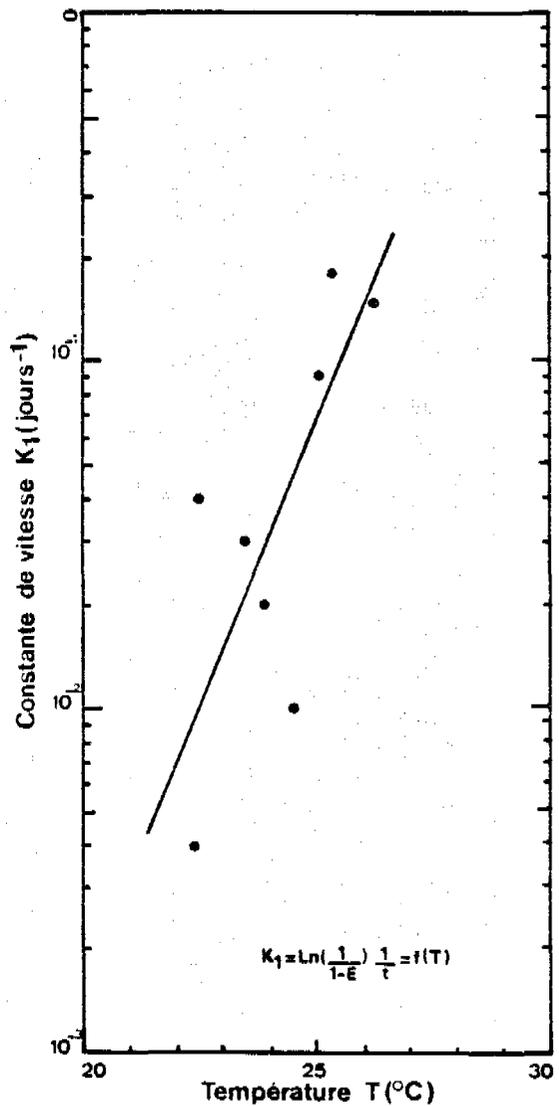
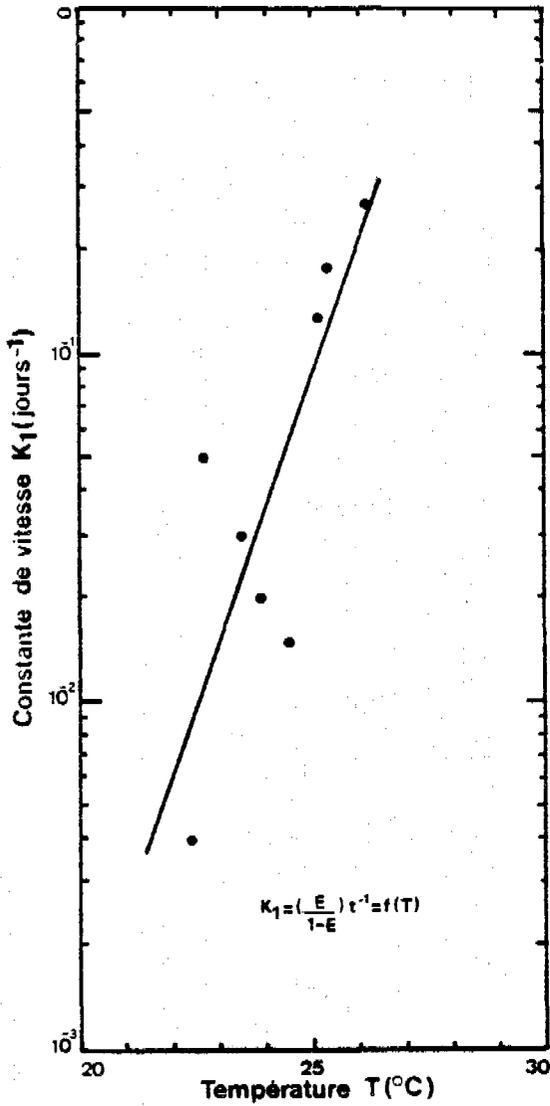


Figure 8: Evolution des constantes de vitesse en fonction de la température
Constantes de vitesse pour un modèle de réacteur de type piston

3. interprétation

3.1 - CAPACITE DES OUVRAGES

La capacité en charge de la lagune est limitée par deux phénomènes :

- la capacité propre du bassin de tête,
- l'influence de l'évolution du bassin de tête sur les autres bassins.

Dans les conditions observées pour Marseillan-Plage en 1977, la pointe acceptée avant virage et passage en anaérobiose du bassin de tête, correspond à 350 kg de DBO_5 /ha/j pendant trois semaines, alors que pour les autres bassins il faut attendre six semaines avec respectivement 260 et 90 kg de DBO_5 /ha/j.

Nous voyons donc que le "virage" de ces deux derniers bassins subit fortement l'influence de l'évolution du bassin de tête, celui-ci acceptant en pointe plus de trois fois la charge maximale admissible.

En conséquence, il nous semble que la charge instantanée, en kg de DBO_5 /ha/j, entrant sur la lagune est un paramètre incomplet qui ne tient pas compte de la durée d'application de la charge et de la capacité des bassins à "stocker" cette charge. En effet, vu les temps de séjours élevés, les temps de réponse peuvent être assez longs. De plus, il est très probable que les sédiments jouent un rôle important. Dans certaines conditions (brusque augmentation de température, forte surcharge ...), ils peuvent relarguer des matières organiques par ressolubilisation massive des charges stockées.

3.2 - HYDRAULIQUE DES BASSINS

L'hydraulique des bassins de lagunage est difficile à étudier du fait des longs temps de séjour et de la variabilité des phénomènes.

3.2.1 - Phénomène de stratification

Les mesures in situ réalisées lors des campagnes de mesures ont permis de mettre en évidence, par temps ensoleillé, en l'absence de vent, l'établissement d'une stratification qui sépare le bassin en deux zones.

Elle se présente comme une cline qui concerne la température, l'oxygène, le pH, le rH, la flore et la faune.

Nous n'avons pu réaliser d'enregistrement continu permettant de chiffrer la persistance du phénomène. Cependant, la répétitivité du phénomène à des moments différents et en plusieurs endroits permet de dire que ce phénomène est assez constant quand les conditions sont favorables (présence de vent) et inversement. Ainsi, par exemple, la lagune de St-Pierre-sur-Mer est exposée aux vents, la stratification y est rare.

La stratification est accentuée par les équilibres chimiques et biologiques existant dans le bassin. Ainsi le processus sera d'autant plus marqué que les algues remonteront en surface chercher de la lumière, créant ainsi un barrage limitant la diffusion des radiations solaires aux couches supérieures.

De plus, les observations visuelles sur le terrain ont montré une houle et un battillage beaucoup moins importants pour le bassin de tête que pour le second et ainsi de suite. Ceci se remarque particulièrement pour les lagunes très chargées. Cette particularité est probablement due à une différence de viscosité des tranches d'eau superficielles des différents bassins liée à la concentration en biomasse. Les premiers bassins seront donc moins sensibles à l'agitation entraînée par le vent et la stratification en sera d'autant plus marquée.

3.2.2 - Traçage d'une lagune

Des essais de traçage ont été réalisés sur le 1er bassin de la lagune de Salles d'Aude par temps de fort mistral mi novembre 1977. Le traçeur était du chlorure de lithium solubilisé injecté sous forme d'impulsion.

Les prélèvements en sortie du bassins ont mis en évidence une concentration égale à la concentration moyenne de mélange après une heure d'injection. Un quadrillage horizontal et vertical réalisé sur le bassin a mis en évidence une parfaite répartition du traçeur après 15 heures d'injection.

Ces mesures ainsi que les précédentes témoignent de la grande variabilité des phénomènes. Cette variabilité est directement liée aux conditions météorologiques ainsi qu'à la composition des bassins. Le régime hydraulique d'un même bassin va varier des caractéristiques d'écoulement du réacteur piston, à celles du réacteur parfaitement agité en passant par toutes les possibilités de court-circuit.

3.3 - CALCUL DES COEFFICIENTS DE VITESSE DE DEGRADATION

Dans le titre I (étude bibliographique) de ce présent rapport, on a mis en évidence la grande variabilité des résultats proposés par les différents auteurs. Ces différences de résultats nous ont amenés à nous interroger quant à la validité des hypothèses du modèle ainsi qu'à la méthodologie pour la détermination de ces coefficients.

3.3.1 - Hypothèses du modèle

Nous rappelons ici les différentes hypothèses et les comparons aux résultats obtenus.

Hypothèse : "Toute la DBO_5 des eaux brutes est stabilisée par des organismes facultatifs".

Cette hypothèse sert à justifier l'idée qu'en cas d'anaérobiose ce sont les mêmes organismes qui digèrent le substrat avec la même cinétique. Cette proposition amène deux critiques :

- Dans la mesure où ce sont les mêmes organismes qui métabolisent le substrat, la cinétique sera différente puisque basée sur des réactions biochimiques autres.
- Les observations ont montré en anaérobiose la persistance de l'activité algale même moindre.

Par conséquent, dans ces conditions, le phénomène observé correspond à la superposition de deux processus :

- un processus aérobie,
- un processus anaérobie (métabolisme des thiobactéries)

donc superposition d'au moins deux cinétiques différentes.

Hypothèse : "Toutes les eaux du bassin sont parfaitement mélangées".

Comme il a été exposé au paragraphe 3.2.1., les conditions hydrauliques de fonctionnement oscillent entre le réacteur piston et le réacteur parfaitement agité.

De plus, les calculs réalisés selon les deux hypothèses ont montré des résultats voisins.

Hypothèse : "La réaction s'opère selon une réaction du 1er ordre".

Si cette hypothèse présente l'avantage de simplifier considérablement la formulation mathématique, elle n'intègre pas la complexité et la superposition des phénomènes en jeu en fonction des différentes conditions de fonctionnement.

3.3.2 - Méthodologie

Afin de calculer ces coefficients plusieurs paramètres sont à maîtriser :

- Mesure du débit :

Les mesures de débit sont très délicates du fait des volumes de bassins et de l'impossibilité fréquente de réaliser des relevés aux points de communication entre bassins. D'où la nécessité de maîtriser l'évaporation et la pluviométrie afin de calculer les pertes par infiltrations.

Compte tenu de l'importance de ces pertes, le temps de séjour devra être calculé selon :

$$t = \frac{2V}{Q_E + Q_S} \quad (34)$$

avec :

- t : Temps de séjour en jours
- Q_E : Débit journalier d'entrée
- Q_S : Débit journalier de sortie
- V : Volume du bassin

- Calcul du rendement d'élimination :

Compte tenu de ce qui vient d'être dit précédemment, le rendement d'élimination devra être calculé selon :

$$R = \frac{Q_E C_E - Q_S C_S}{Q_E C_E} \times 100 \quad (35)$$

avec :

R : Rendement (%)
C_E : Concentration d'entrée
C_S : Concentration de sortie

- La mesure de température :

Dans les expressions mathématiques proposées par les différents auteurs, la température est censée intégrer les différents paramètres météorologiques et climatiques influençant la cinétique de dégradation.

Dans les différentes études rencontrées dans la littérature, la température est mesurée de différentes façons :

- température de l'échantillon
- température à mi-hauteur
- température de surface
- température moyenne.

Les régressions réalisées sur nos résultats ont montré de bons résultats pour les températures de surface qui sont en fait les températures médianes de la strate supérieure (température à mi-hauteur de la couche chaude, 30 cm de profondeur en général).

Ce résultat paraît normal dans la mesure où cette température est représentative de l'équilibre thermique s'établissant dans la couche d'activité biologique maximum.

3.4 - LIMITES DU TRAVAIL

Le travail exposé nous a permis de soulever un certain nombre de problèmes et de préciser des questions relatives à la méthodologie.

Cependant, celui-ci présente des limites qui sont principalement dues au fait qu'il consiste en mesures de terrain d'où :

- imprécision au niveau des mesures de débit, les valeurs du débit en sortie du 1er bassin étant extrapolées à partir de la valeur du débit de sortie, de la surface des bassins et des pertes totales (infiltration, évaporation) ;
- les mesures ayant eu lieu au cours d'une période restreinte de l'année (14 juillet au 30 septembre) la gamme des températures est forcément limitée et correspond à un fonctionnement en conditions extrêmes (températures élevées, surcharge des bassins) ;
- les différents paramètres sont suivis mais non maîtrisés comme dans une étude sur bassin pilote.

4. Conclusions

L'étude bibliographique (cf. Titre I) a permis de mettre en évidence les différences entre les résultats obtenus par des auteurs du monde entier travaillant sur ce sujet. L'extrapolation est par conséquent très délicate même à partir de résultats obtenus dans une seule région. La modélisation des phénomènes hydrauliques et biologiques en jeu dans le processus de lagunage est très complexe et les méthodes d'approche ne sont pas encore homogènes.

Les mesures réalisées sur le terrain et étudiées dans cette troisième partie ont fait ressortir la variabilité des types d'écoulement allant du réacteur parfaitement agité au réacteur piston. Les facteurs intervenants sont la situation des bassins (exposition au vent, ensoleillement), les conditions météorologiques et l'état d'équilibre biologique (concentration en biomasse, état de surcharge).

Les calculs des coefficients de vitesse de dégradation organique ont donné des résultats très différents de ceux prévisibles par les modèles établis pour ce type de région. Ceci peut être expliqué par une différence de méthodologie et fait ressortir l'intérêt d'harmoniser les méthodes de mesures utilisées par les différents auteurs. Nous avons donc proposé une méthode de calcul des temps de séjour, rendement d'épuration et mesure de température.

Une critique est faite des hypothèses de base du modèle. Malgré ses limites et imperfections le modèle de Marais a le mérite d'exister sous une formulation simple. Il serait cependant nécessaire de l'améliorer en tenant compte du facteur charge reçue par l'installation et en affinant la modélisation de la cinétique de réaction.

Une autre formulation ou approche mathématique n'est pas proposée car le nombre de résultats et la nature des mesures ne le permettent pas. C'est par contre le ressort de toute étude réalisée sur des bassins pilotes de dimensions plus réduites, ceci permettant non plus seulement de suivre les différents paramètres mais encore de les maîtriser.

exploitation des résultats par analyse des données

IV

TITRE IV

EXPLOITATION DES RESULTATS PAR ANALYSE DES DONNEES

IV. exploitation des résultats par analyse des données sommaire

	Pages
1 - METHODOLOGIE D'EXPLOITATION	81
1.1 - Introduction et principe	81
1.2 - Codes utilisés et unités	82
1.2.1 - Codes des prélèvements	82
1.2.2 - Codes des variables et unités	84
2 - ANALYSE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES	85
2.1 - Analyse de l'ensemble des variables	85
2.1.1 - Résultats	85
2.1.2 - Interprétation	87
2.2 - Analyse d'ensembles partiels de paramètres physico-chimiques	98
2.2.1 - Premier Groupe : Variables de concentrations chimiques	98
2.2.2 - Deuxième Groupe : Autres variables physico-chimiques	100
2.3 - Analyse par régression multilinéaire	104
2.3.1 - Première série de régressions (12 variables)	104
2.3.2 - Deuxième série de régressions (13 variables)	106
2.4 - Conclusion de l'analyse des paramètres physico-chimiques	107
3 - ANALYSE DE LA COMPOSITION PLANCTONIQUE	109
3.1 - Résultats	109
3.2 - Interprétation	111
3.3 - Conclusion de l'analyse des paramètres planctoniques	126
3.3.1 - Séparation des phénomènes indépendants	126
3.3.2 - Rapprochements avec l'analyse des paramètres physico-chimiques	127

4 - PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES ET BIOLOGIQUES - SYNTHESE ET SCHEMAS D'EVOLUTION DE L'EPURATION	129
4.1 - Comparaison des résultats des deux analyses	129
4.2 - Classification des conditions d'épuration	129
4.2.1 - Surcharge (> 200 à 300 kg DBO/ha/j)	130
4.2.1.1 - Influence de la température	130
4.2.1.2 - Influence du temps de séjour	131
4.2.2 - Forte charge (environ 200 kg DBO/ha/j)	131
4.2.2.1 - Cas des temps de séjour courts (5 à 15 jours)	132
4.2.2.2 - Cas des temps de séjour long (20 à 100 jours)	132
4.2.2.3 - Récapitulatif	133
4.2.3 - Charge moyenne ($50-100$ kg DBO/ha/j)	133
4.2.3.1 - Influence de la conductivité	133
4.2.3.2 - Influence des temps de séjour	134
4.2.3.3 - Influence de la charge	134
4.2.4 - Faibles charges (≤ 50 kg DBO/ha/j)	135
4.2.4.1 - Influence de la charge	135
4.2.4.2 - Influence du temps de séjour, de la conductivité et de la température	135
5 - ANALYSE D'AUTRES PARAMETRES DU LAGUNAGE	137
5.1 - Analyse des paramètres de charge et de rendement	137
5.1.1 - Résultats	137
5.1.2 - Interprétation	139
5.1.3 - Conclusion	144
5.1.4 - Tests sur les germes témoins de contamination fécale	144
5.2 - Analyse des données concernant les sédiments	146
5.2.1 - Résultats	146
5.2.2 - Interprétation	146
5.2.3 - Conclusions de l'analyse des paramètres sédimentologiques	149

6 - INFLUENCE DES PARAMETRES PHYSICO-CLIMATIQUES	151
6.1 - Introduction	151
6.2 - Etude conjointe des paramètres physico-chimiques, et physico-climatiques	151
6.2.1 - Résultats	153
6.2.2 - Interprétation	153
6.3 - Etude conjointe des paramètres physico-climatiques, de charge et de rendement	155
6.3.1 - Résultats	155
6.3.2 - Interprétation	157
6.4 - Etude conjointe des paramètres physico-chimiques, physico-climatiques et planctoniques	159
6.4.1 - Résultats	159
6.4.2 - Interprétation	161
6.5 - Conclusions	163

1. Méthodologie d'exploitation

1.1 - INTRODUCTION ET PRINCIPE

La masse de données recueillie au cours des études est telle que la synthèse directe en est difficile.

Une difficulté supplémentaire provient de ce que les paramètres mesurés ne se recoupent pas pour tous les individus. Les données ont donc dû être fragmentées en plusieurs paquets ne comprenant qu'une partie des 64 paramètres (variables) et des 91 points de prélèvement (individus), au fur et à mesure de l'analyse.

La méthode utilisée (Analyse en Composantes Principales) permet de représenter les données dans un espace de dimensions restreintes assurant le minimum de perte d'information.

Ces dimensions sont les composantes principales, qui sont des combinaisons indépendantes entre elles des variables.

Les variables et les individus sont positionnés dans cet espace par rapport aux composantes principales.

Les composantes principales sont classées par ordre d'importance décroissante dans la signification de l'inertie globale du nuage de points.

Les positions relatives des variables et des individus nous renseignent sur leurs affinités :

- deux variables qui sont proches, sont bien corrélées,
- deux individus qui sont proches, se ressemblent,
- deux variables ou deux individus qui sont orthogonaux, sont indépendants,
- deux variables ou deux individus qui sont symétriques, s'opposent.

Notons que la méthode représente les individus selon leur distance relative, calculée selon les valeurs des variables affectées aux individus. Il en découle trois contraintes :

- La méthode ne s'applique qu'à des tableaux de données descriptives (matrices (n) individus - (p) variables).
- Les variables doivent être continues, et avoir des moyennes et variances continues.
- Le résultat obtenu dépend de la définition de la distance entre deux individus, ainsi que des poids respectifs affectés aux différentes variables (choix des unités).

Ce dernier point est résolu ici en utilisant les données sous forme centrée (par rapport à la moyenne) réduite (en unités d'écart-type).

Le problème de la normalité des données, qui se pose en statistiques, ne se pose pas ici, car aucune hypothèse n'est faite sur la nature de la distribution des individus.

Comme limites de la méthode, sont à retenir :

- le non respect de l'indépendance des individus au cours du temps peut entraîner une prédominance exagérée de ce facteur dans la représentation,
- les vecteurs propres obtenus ne sont que des combinaisons linéaires des variables.

La puissance et l'intérêt de la méthode viennent de ce qu'elle associe deux positionnements multidimensionnels, l'un sur les individus, l'autre sur les variables dont la comparaison permet de définir les axes :

- . le calcul des vecteurs propres à partir de la matrice des données centrées réduites se fait par la matrice des corrélations entre individus (matrice des produits scalaires, symétrique, de dimension n, n), dont les p vecteurs propres ($n, 1$) sont orthogonaux entre eux, centrés et analogues à des variables (il serait également possible de travailler avec la matrice des covariances) ;
- . le positionnement des variables est effectué par calcul de la matrice de dimension (p, p) des corrélations entre variables, qui est la transposée de la matrice des distances entre individus ;
- . les calculs effectués entraînent deux contraintes :
 - * les matrices ne peuvent être calculées si le nombre d'individus est inférieur au nombre de variables p ,
 - * il faut éviter les valeurs de variable nulles car la concordance de 0 entre individus fausse les covariances ou corrélations.

1.2 - CODES UTILISES ET UNITES

1.2.1 - Codes des prélèvements

Les prélèvements (individus) sont codés au moyen d'une lettre suivie d'un numéro. La lettre identifie le point de prélèvement sur les différentes lagunes étudiées. Le numéro permet d'identifier la date du prélèvement. Les significations des différentes lettres et prélèvements utilisés sont présentées dans le tableau 19.

A titre d'exemple, le prélèvement T2 a été effectué le 10 août sur le deuxième bassin de la lagune de St-Pierre-La-Mer.

TABLEAU 19 : Indications pour le codage des prélèvements

Lagune	Marseillan	Grau-du-Roi	Salles d'Aude	St Pierre La-Mer	Leucate
N°1 Bassins N°2 N°3	M I N	G R O	S A D	P T	L E U
Nos des échantillons	dates des prélèvements (jours/mois)				
1	13/7	12/7	11/8	27/7	28/7
2	20/7	19/7	29/8	10/8	11/8
3	27/7	27/7	21/9	30/8	30/8
Saison 1976 4	2/8	4/8	24/11	22/9	22/9
5	8/8	12/8			
6	17/8	18/8			
7	23/8	27/8			
8	30/8	1/9			
9	21/9	20/9			
10	26/8				
11	21/7				
Saison 1977 12	24/7				
13	4/8				
14	9/8				
15	18/8				

1.2.2 - Codes des variables et unités

Les paramètres déterminés sur les prélèvements effectués sont présentés et codés ci-après :

- CNT = conductivité ($\mu \Omega^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$)
- PH = pH
- RH = rH
- MES = matières en suspension ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
- MVS = matières volatiles en suspension ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
- DBO = DBO₅ ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
- DCO = DCO ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
- DBF = DBO₅ après filtration à 3 μ ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
- DCF = DCO après filtration à 3 μ ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
- PTO = phosphore organique total exprimé en PO₄ ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
- PO₄ = phosphates libres exprimés en PO₄ ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
- NTK = azote Kjeldahl ($\text{mgN} \cdot \text{l}^{-1}$)
- NH₄ = azote ammoniacal ($\text{mgN} \cdot \text{l}^{-1}$)
- NO₂ = azote nitreux ($\text{mgN} \cdot \text{l}^{-1}$)
- NO₃ = azote nitrique ($\text{mgN} \cdot \text{l}^{-1}$)
- CHA = chlorophylles A ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
- CHB = chlorophylles B ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
- BCH = bactériochlorophylles - hauteur du pic d'absorption (densité optique)
- TES = température en surface (°C)
- TEF = température au fond (°C)
- STR = écart de température fond-surface (°C)
- TRS = transparence en surface (en % de transmission)
- TRF = transparence au fond (en % de transmission)
- O₂S = oxygène dissous en surface (mg/l)
- O₂F = oxygène dissous au fond (mg/l)
- ECL = éclaircissement - rayonnement global moyen sur les 7 jours précédents ($\text{joules} \cdot \text{cm}^{-2}$)
- PRO = profondeur (m)
- VNT = vent - vitesse moyenne le jour même ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)
- 1/T = inverse des temps de séjour cumulés depuis l'entrée (j^{-1})
- CHS = charge superficielle kg DBO₅ · ha⁻¹ · j⁻¹)
- STC = teneur en streptocoques fécaux (log (comptage/100 ml))
- COF = teneur en coliformes fécaux (log (comptage/100 ml))
- RCO = élimination des coliformes fécaux (abattement en log)
- RST = élimination des streptocoques fécaux (abattement en log)
- RMS = élimination des matières en suspension (en %)
- RDO = élimination de la DCO (en %)
- RDF = élimination de la DCO mesurée après filtration à 3 μ (en %)
- RNH = élimination en azote ammoniacal (en %)
- CLO = Chlorelles (log (10⁻³ individus/l))
- ANK = Ankystrodesmus (log (10⁻³ individus/l))
- GOL = Golenkinia (log (10⁻³ individus/l))
- SCE = Scenedesmus (log (10⁻³ individus/l))
- CLA = Chlamydomonas (log (10⁻³ individus/l))
- EUG = Euglena (log (10⁻³ individus/l))
- CRY = Cryptomonas (log (10⁻³ individus/l))
- DIA = Diatomées (log (10⁻³ individus/l))
- FLA = petits Flagellés incolores (log (10⁻³ individus/l))
- MON = Monas (log (10⁻³ individus/l))
- HOL = Holotriches Bactérovores (log (10⁻³ individus/l))
- URO = Uronema (log (10⁻³ individus/l))
- VMI = Vorticella microstoma (log (10⁻³ individus/l))
- VCO = Vorticella convallaria (log (10⁻³ individus/l))
- HYP = Hypotriches (log (10⁻³ individus/l))
- HAL = Halteria (log (10⁻³ individus/l))
- ROT = Rotifères (log (10⁻³ individus/l))
- DAP = Cladocères (Daphnies) (log (individus · l⁻¹))
- BLI = Bactéries libres (log (10⁶ individus · l⁻¹))
- THI = Thiocapsa (log (10⁶ individus · l⁻¹))
- CHR = Chromatium (log (10⁶ individus · l⁻¹))
- PHS = pH des sédiments
- RHS = rH des sédiments
- POS = Phosphore organique total des sédiments ($\text{mg PO}_4 \cdot \text{l}^{-1}$)
- NTS = azote total des sédiments ($\text{mgN} \cdot \text{l}^{-1}$)
- MOS = matières volatiles des sédiments ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)

2. Analyse des paramètres physico-chimiques

2.1 - ANALYSE DE L'ENSEMBLE DES VARIABLES

2.1.1 - Résultats

Une première analyse a été effectuée sur les 19 variables physico-chimiques des prélèvements d'eau, représentées par 77 individus.

Ces variables sont : la conductivité (CNT), le pH (PH), le rH (RH), les matières en suspension (MES), les matières volatiles en suspension (MVS), la DBO₅ (DBO), la DCO (DCO), la DBO₅ sur eau filtrée à 3 µ (DBF), la DCO sur eau filtrée à 3 µ (DCF), le phosphore total (PTO), les phosphates (PO₄), l'azote Kjeldahl (NTK), l'azote ammoniacal (NH₄), l'azote nitreux (NO₂), l'azote nitrique (NO₃), les chlorophylles A (CHA) et B (CHB), les bactériochlorophylles (BCH), et les bactéries libres (BLI).

L'inertie expliquée par chaque axe est présentée dans le tableau 19.

TABLEAU 20 : Importance des axes principaux pour l'analyse des paramètres physico-chimiques (ensemble des variables)

AXES	1	2	3	4	5	6
% de l'inertie totale	41	10	10	7	7	5
% d'inertie cumulée	41	51	61	68	75	80

L'axe 1 est très prédominant. Les autres axes sont d'importance faible et équivalente. On obtient une bonne représentation (80 % de l'inertie) avec les six premiers axes seulement : l'ensemble des 19 variables est donc largement redondant et susceptible de simplification.

Les représentations des variables et des individus sont portés en figures 9 à 14.

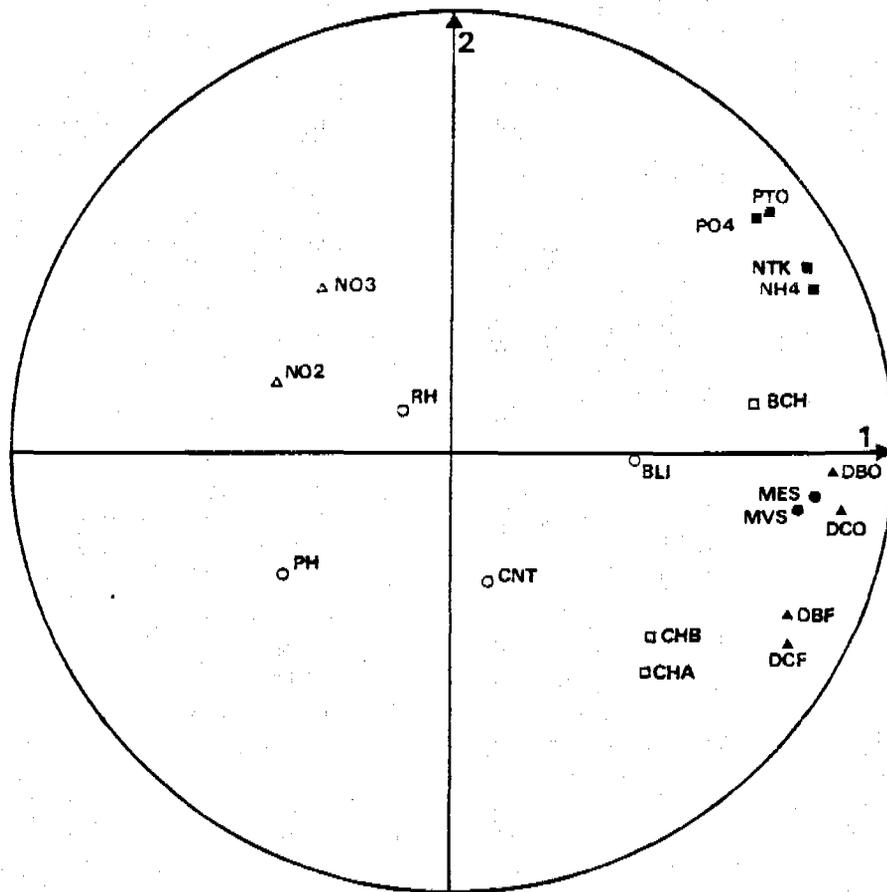


Figure 9: Analyse des paramètres physico-chimiques
Représentation des variables suivant les axes 1 et 2

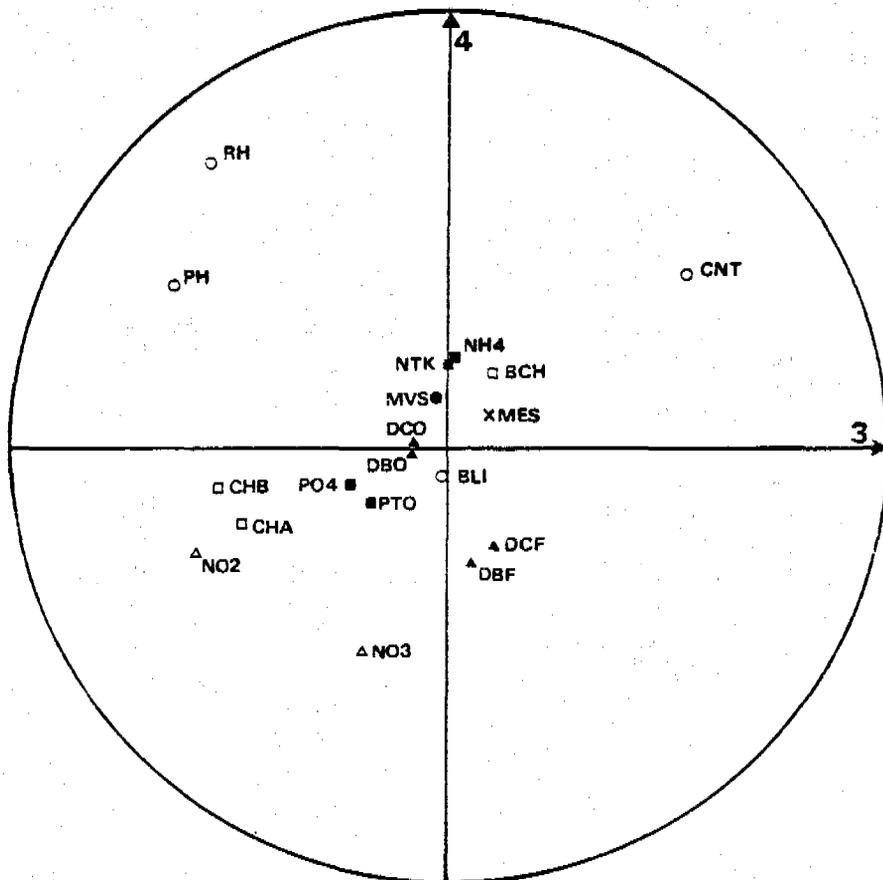


Figure 10: Analyse des paramètres physico-chimiques
Représentation des variables suivant les axes 3 et 4

2.1.2 - Interprétation

2.1.2.1. Axe 1 - Figure 9

Cet axe est défini positivement de façon très nette par les quatre variables très groupées DBO, DCO, MES, MVS. Il représente donc la concentration en matières organiques solubles et particulaires. Les projections des bactéries libres et bactériochlorophylle sont positives, celles des concentrations en nitrites et nitrates négatives.

L'augmentation des concentrations en matières organiques va de pair avec celle des bactéries hétéro et autotrophes, et s'oppose à la nitrification.

a) Côté positif (Axe 1 - Figure 12)

Les individus caractérisant cet axe, proviennent de bassins fortement chargés, essentiellement B1 et B2 de Marseillan (points M et I de la figure 12). Les concentrations sont élevées, surtout en matières organiques, et les nitrates sont absents (cf. tableau 21).

TABLEAU 21 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des individus les plus représentatifs côté positif - Axe 1 - Figure 9.

variables	MES	MVS	DBO	DCO	DBF	DCF	NTK	NH4	PTO	PO4	NO3
moy. (7 indiv.)	255	174	210	444	105	221	177	70	56	38	0
écart-type	38	63	61	64	32	50	13	19	15	13	/
moy. (% de DBO)	121	83	100	211	50	105	56	33	27	18	/

Ces individus sont définis par ailleurs par :

- des pH légèrement alcalins (voisins de 8), des rH moyens (voisins de 21), et des conductivités assez fortes (autour de 3500) ;
- des températures moyennes et des stratifications faibles (moyennes : surface = 21,8°C, fond = 20,3°C) ;
- l'absence d'oxygène au fond et en surface à de rares exceptions près ;
- des teneurs en chlorophylles moyennes avec prédominance de CHA (moyenne : CHA = 0,6, CHB = 0,3) et des pics de bactériochlorophylles élevés (moyenne BCH = 0,17) ;
- une charge superficielle très élevée (300 kg DBO/ha/j), un temps de séjour court (8 - 10 j), et des rendements assez bons (de 60 % en DCO à 70 % en NH4) ;

- les algues sont représentées par les seules Chlorelles (moyenne $4,5 \cdot 10^8/1$) et Chlamydomonas (moyenne $1,5 \cdot 10^8/1$) à des concentrations moyennes ;
- les Bactéries libres sont abondantes ($12 \cdot 10^{10}/1$), ainsi que les Thiocapsa ($2,2 \cdot 10^{10}/1$) ;
- la microfaune est totalement absente.

Le cas décrit par ces paramètres est typique du virage, avec activité photo-hétérotrophe des Chlorelles, Chlamydomonas et Thiobactéries et avec anoxie, fermentation et toxicité du milieu vis-à-vis de la faune.

b) Côté négatif (Axe 1 - Figure 12)

Les individus caractéristiques proviennent des bassins 2 et 3 de lagunes peu chargées ou de traitement tertiaire (cf. figure 12). Les concentrations en matières organiques sont faibles, surtout en DBO, DCO, et azote (cf. tableau 22). Il y a nitrification.

TABLEAU 22 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des individus les plus représentatifs du côté négatif - Axe 1 - Figure 9.

variables	MES	MVS	DBO	DCO	DBF	DCF	NTK	NH4	PTO	PO4	NO3
moyenne (10 ind.)	83	47	45	100	40	78	13,4	7,2	23	11	8
écart-type	39	31	13	45	13	27	10	8	17	8	8
moy. (% de DBO)	184	104	100	222	89	173	30	16	51	24	18

Il faut noter la forte variabilité des paramètres (écart-type élevé), et la forte importance relative des MES et du phosphore.

Ces individus sont aussi définis par :

- des pH alcalins (autour de 8,5), des rH variables assez élevés (autour de 23), des conductivités faibles (600) ;
- des températures moyennes avec une faible stratification (surface = 21°C , fond = $19,5^\circ\text{C}$) ;
- de l'oxygène toujours présent dans toute la tranche d'eau, mais rarement jusqu'à saturation ;
- des teneurs en chlorophylles faibles (0,1-0,2) et nulles en bactériochlorophylles ;
- des charges superficielles faibles (40 kg DBO/ha/j), des temps de séjour variables mais assez longs (20 à 100 j) ;
- des rendements qui semblent élevés ;

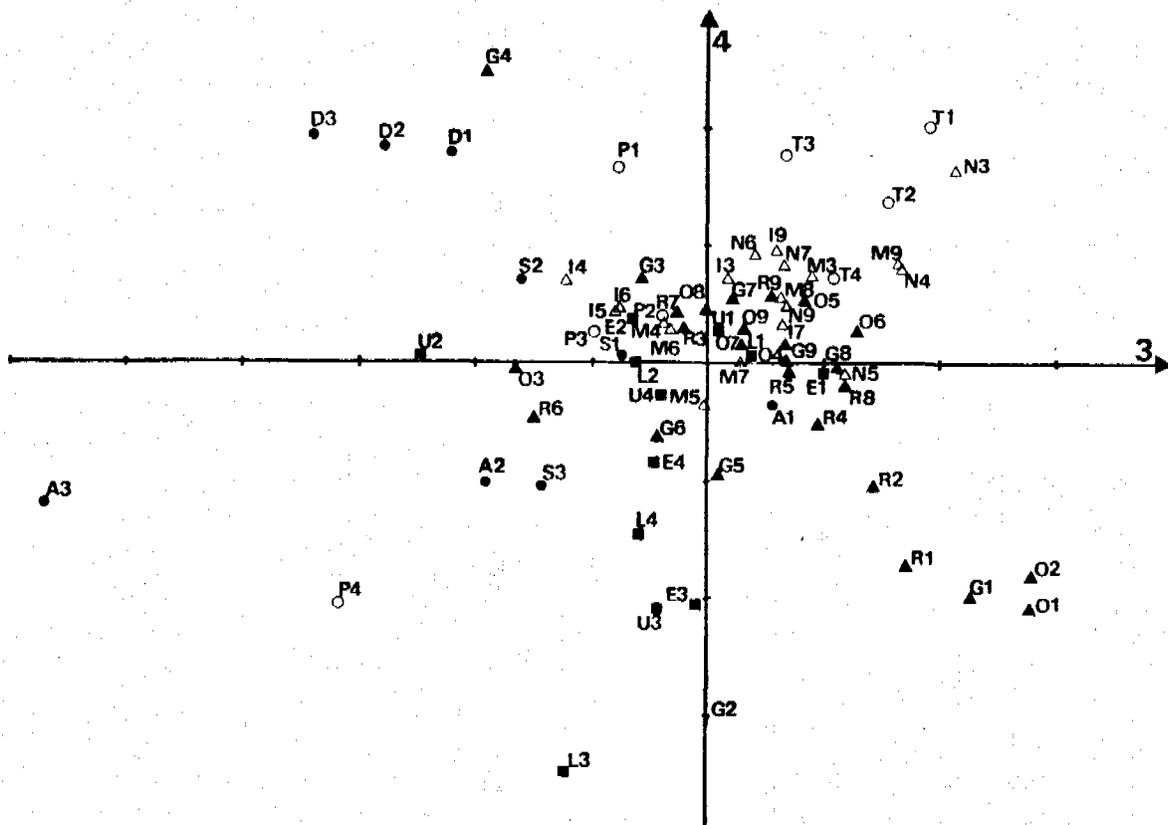


Figure 13: Analyse des paramètres physico-chimiques
Représentation des individus suivant les axes 3 et 4

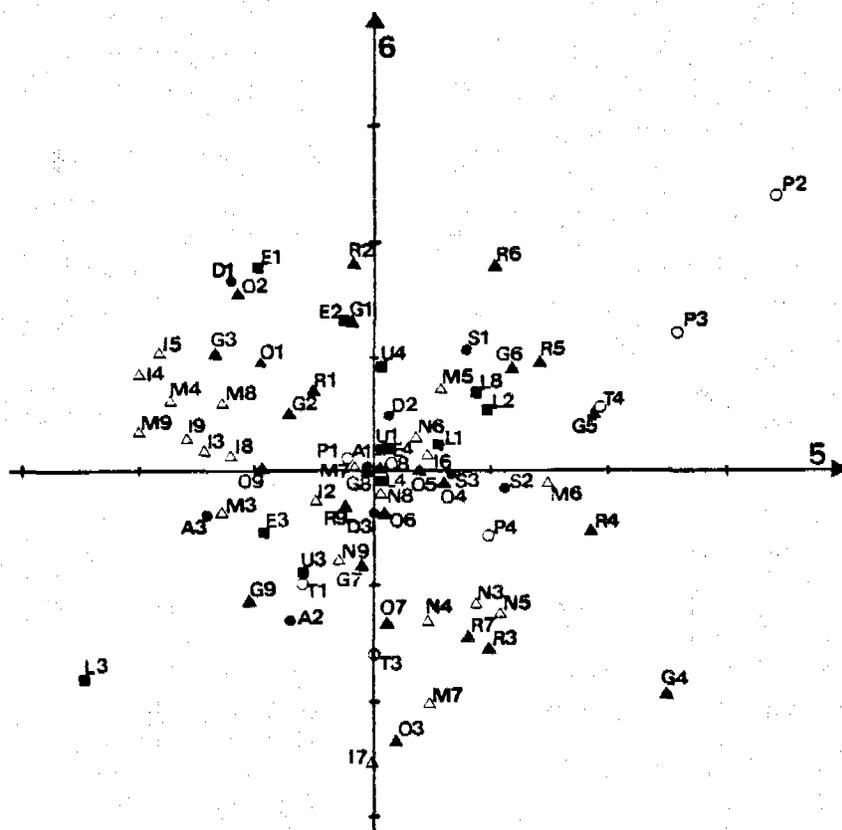


Figure 14: Analyse des paramètres physico-chimiques
Représentation des individus suivant les axes 5 et 6

- des concentrations en algues faibles (Chlorelles : absentes à $3.10^6/1$, Pediastrum, Euglena, Scenedesmus, Diatomées, peu abondants, Chlamydomonas absents partout) ;
- des concentrations en bactéries libres faibles (3 à $8.10^9/1$), les Thiorhodobactéries sont le plus souvent absentes ;
- il faut noter, par contre, la présence constante de prédateurs algivores de divers groupes (Crustacés, Rotifères, Protozoaires), sauf en cas de pH élevé.

Ces individus sont donc caractéristiques des dernières étapes du traitement, où l'élimination des substrats carbonés et azotés et des algues en suspension permet d'obtenir de bons niveaux de sortie. Il faut cependant noter que des DBO et MES respectivement inférieures à 40 et 50 mg/l, ne concernent que la moitié des individus représentatifs.

c) Synthèse Axe 1

L'opposition très importante au niveau des paramètres de concentration, puisque l'axe 1 explique 40 % de la variance de l'ensemble des résultats, joue donc entre : les bassins les plus chargés, avec activité hétérotrophe, fermentation, et développement des Thiobactéries qui définissent le virage de teinte, et les bassins les moins chargés avec activité autotrophe et prédation par une faune variée.

2.1.2.2 - Axe 2 - Figure 9

Les deux groupes de variables bien définis : NTK, NH_4 , PO_4 , PTO (nutrients), et DBF, DCF, CHA, CHB (matières organiques dissoutes et chlorophylles), définissent tous deux positivement l'axe 1, et suivent donc pour une bonne part la même évolution que la concentration organique. Cependant, leurs projections sur l'axe 2 sont de sens opposés, et ils s'opposent donc pour une part non négligeable de leur variation (10 % de l'inertie totale - cf. tableau 20).

Les paramètres de concentration organique, brute et en suspension (DBO, DCO, MES, MVS) n'intervenant pas sur l'axe 2, on peut penser que celui-ci représente une activité algale autotrophe avec de fortes teneurs en chlorophylles s'effectuant au détriment des nutriments, opposée à une activité hétérotrophe de consommation de matières solubles caractérisée par de fortes teneurs en nutriments et de faibles teneurs en chlorophylles.

Les individus typiques étant moins nombreux sur cet axe, leur répartition est plus délicate à interpréter (cf. Figure 12). Leurs caractéristiques confirment cependant l'hypothèse précédente.

a) Côté positif (Axe 2 - Figure 12)

On relève des caractéristiques physico-chimiques qui sont élevées pour les nutriments, des pH faiblement alcalins (7,5), des rH moyens (20,21) et des conductivités faibles (800). Les températures sont moyennes avec une certaine stratification (2° à 8° d'écart). Les variations d'oxygène ne sont pas interprétables (assez fortes, mais avec plus ou moins de stratification). Les charges sont assez fortes (150 - 200 kg DBO/ha/j), et les temps de séjour assez longs (30 j).

La flore est dominée par des Chlorelles abondantes ($10^9/1$ et plus), et les Euglènes ($10^6/1$), mais les Chlamydomonas sont absents, et les concentrations en Chlorophylles, relativement faibles (0,3 mg/1). La microfaune est rare (Ciliés). Bactéries libres ($6.10^{10}/1$) et Thiocapsa ($10^{10}/1$) sont assez abondantes.

b) Côté négatif (Axe 2 - Figure 12)

Si certains paramètres sont peu différents (DBO, temps de passage = 20 j, charges), d'autres sont supérieurs (DCO, MES), et d'autres, nettement plus faibles (nutriments).

Les rH plus faibles (< 20), les pH légèrement plus alcalins (7,8 - 8,7) et les conductivités plus élevées (3000), indiquent des conditions physiques différentes.

Cette différence ressort au niveau des Chlorophylles beaucoup plus abondantes (1,5 mg/1), alors que les concentrations en Chlorelles sont légèrement plus faibles ($10^9/1$). Par contre, Chlamydomonas et Scenedesmus peuvent être présents ($10^8/1$). Les bactéries libres sont abondantes ($10^{11}/1$), les Thiobactéries sont présentes ou non. La faune est absente ou peu développée.

c) Synthèse Axe 2

Donc, le côté positif est bien dominé par l'activité hétérotrophe aérobie des Chlorelles et des Euglènes, qui peut être en compétition avec celle anaérobie des Chlamydomonas et l'activité autotrophe des Thiobactéries. Par contre, avec de faibles différences de concentration en individus, les mêmes Chlorelles ont une activité phototrophe et autotrophe, côté négatif. L'augmentation des teneurs en Chlorophylles n'est sans doute que partiellement due à la présence des Chlamydomonas ou Scenedesmus, et l'on note encore un certain contrôle de la faune prédatrice.

La cause de cette opposition de métabolismes n'apparaît pas clairement au niveau des paramètres température, charge et temps de séjour. Elle peut aussi bien se situer au niveau des paramètres électrochimiques : pH (notamment par les risques de précipitation du phosphore au dessus de pH 8), rH et surtout conductivité, et peut-être au niveau de la stratification thermique et de la fermentation des sédiments.

2.1.2.3 - Axe 3 - Figure 10

A partir de cet axe, beaucoup de variables sont proches du centre, donc peu significatives. Cependant, alors que l'axe 1 n'opposait que NO₂ et NO₃ aux autres variables chimiques, l'axe 3 oppose principalement la conductivité côté positif, au groupe RH, PH, NO₂, CHA, CHB côté négatif.

Cet axe représente donc une activité algale, non vis-à-vis du carbone et des nutriments comme pour l'axe 2, mais vis-à-vis des paramètres électrochimiques. Ceux-ci peuvent traduire la consommation des carbonates par la photosynthèse en métabolisme autotrophe, avec augmentation du pH quand la conductivité est faible (eaux peu tamponnées).

a) Côté positif (Axe 3 - Figure 13)

Les individus caractéristiques (cf. tableau 23) présentent des concentrations assez faibles, les MES et le phosphore étant relativement élevés.

TABLEAU 23 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des individus les plus représentatifs du côté positif - Axe 3 - Figure 13

variables	MES	MVS	DBO	DCO	DBF	DCF	NTK	NH4	PTO	PO4	NO3
moy. (5 indiv.)	163	71	62	174	50	133	19	14	24	9	3
écart-type	42	42	12	42	14	43	13	11	22	8	2
moy. (% de DBO)	270	117	100	280	83	217	30	23	40	15	5

Les pH sont neutres à légèrement alcalins (7,5), la conductivité assez forte (3000 à 8000), les rH plutôt élevés, l'oxygène présent, et les températures élevées. Les temps de séjour sont très longs (50 à plus de 100 j), mais les charges sont mal définies (50 à < 200 kg DBO/ha/j).

Les algues sont dominées par les Chlorelles assez abondantes ($10^8 - 10^9/1$), avec présence de Scenedesmus et Euglènes. Les Bactéries libres sont assez abondantes ($3.10^{10}/1$). La faune algivore est variée (Ciliés, Rotifères, Daphnies). Les Thiobactéries et Chlamydomonas sont absents.

b) Côté négatif (Axe 3 - Figure 13)

Les individus caractéristiques ont des concentrations plus élevées que les précédentes en matières organiques brutes et azote total, mais voisines en matière organique filtrée, phosphore et azote ammoniacal (cf. tableau 24).

TABLEAU 24 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des individus les plus représentatifs du côté négatif - Axe 3 - Figure 13.

variables	MES	MVS	DBO	DCO	DBF	DCF	NTK	NH4	PTO	PO4	NO3
moy. (4 indiv.)	125	85	150	280	60	140	30	12	25	16	4
écart-type	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
moy. (% de DBO)	80	57	100	187	40	93	20	8	17	10	3

Les pH sont très élevés (voisins de 10), ainsi que le rH (voisins de 25), les conductivités sont faibles (500), sauf pour un cas (3000) qui peut-être dû à des infiltrations salines. L'oxygène est abondant, les températures plutôt moyennes mais avec tendance à la stratification (surface 18,5°C, fond 16,5°C). Les charges sont moyennes (40 à 80 kg DBO/ha/j) et les temps de séjour longs (25 à 100 j).

La flore est variée, les chlorelles assez peu abondantes ($10^8/1$) ou absentes, sont remplacées par *Micractinia*, *Scenedesmus*, *Euglena*, ou plus rarement par des Diatomées ou Cryptomonadales. Les Bactéries libres sont assez abondantes ($2.10^{10}/1$), les Thiobactéries peu abondantes ou absentes. La microfaune est quasi absente.

c) Synthèse Axe 3

Cet axe oppose donc des milieux assez fermés, avec des eaux de forte conductivité, sans surcharge ni fermentation de sédiments, où la forte activité algale est efficacement contrôlée par les prédateurs et peut-être par la disponibilité des phosphates, à des milieux à peine plus renouvelés, mais où le faible pouvoir tampon de l'eau permet l'augmentation du pH due à une photosynthèse active. Ceci entraîne un contrôle efficace de l'activité des prédateurs, responsable sans cela de l'élimination d'une part importante des MES, DBO, DCO et Azote particuliers.

2.1.2.4. Axe 4 - Figure 10

S'opposent sur cet axe la conductivité, le rH et pH du côté positif, à NO_3 du côté négatif. L'axe 4 représenterait donc l'évolution des variables électrochimiques en relation avec la nitrification (déplacement des carbonates avec acidification d'autant plus marquée que le milieu est peu tamponné).

a) Côté positif (Axe 4 - Figure 13)

Les prélèvements proviennent de bassins peu chargés ou de traitement tertiaire. Les concentrations (cf. tableau 25) sont plutôt faibles pour les paramètres filtrés (avec de faibles écarts-types), et relativement fortes pour les nutriments et les nitrates.

TABLEAU 25 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des individus les plus représentatifs du côté positif - Axe 4 - Figure 13.

variables	MES	MVS	DBO	DCO	DBF	DCF	NTK	NH4	PTO	PO4	NO3
moy. (5 indiv.)	109	68	75	203	42	98	30	20	32	18	14
écart-type	42	33	22	74	6	18	15	13	18	11	22
moy. (% de DBO)	145	90	100	270	56	130	40	26	43	24	18

Les pH sont alcalins mais inférieurs à 8,5 (moyenne 8,3), les rH élevés (moyenne 28,7), et les conductivités variables (700 à 9000). Les températures sont moyennes avec peu de stratification (moyenne surface 21°, fond 20°). Les temps de séjour (100-200 j) et les charges (autour de 50 kg/ha/j, 200 kg en traitement tertiaire) sont variables mais les rendements faibles. L'oxygène est abondant au moins en surface.

La flore est dominée par les Chlorelles peu abondantes ($10^7/1$), les autres algues étant pratiquement absentes. Les bactéries libres sont d'abondance moyenne ($10^{10}/1$), et les Thiobactéries rares. On note par contre la présence constante de prédateurs algivores (Daphnies, Rotifères, Protozoaires (Halteria)).

b) Côté négatif (Axe 4 - Figure 13)

Les prélèvements proviennent surtout de bassins assez chargés (Grau du Roi) en début de saison. Les concentrations sont un peu plus élevées, surtout pour les paramètres filtrés, mais sont voisines pour les nutriments (cf tableau 26).

TABLEAU 26 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des individus les plus représentatifs côté négatif - Axe 4 - Figure 13.

variables	MES	MVS	DBO	DCO	DBF	DCF	NTK	NH4	PTO	PO4	NO3
moy. (6 indiv.)	188	103	101	260	83	192	32	20	22	13	4
écart-type	35	33	62	120	40	78	19	10	16	9	1,5
moy. (% de DBO)	186	102	100	257	82	190	32	20	22	13	4

Les pH (moyenne 7,7) et les rH (variables) sont assez faibles, les conductivités peu élevées (moyenne 2900), avec possibilité de présence de sel. L'oxygène est présent mais peu abondant, avec une faible stratification. Les charges sont moyennes à fortes (50 à 100 kg/ha/j), les temps de séjour moyens (plus de 20 j) et les rendements assez bons (60-85 %).

La flore est fortement dominée par les Chlorelles ($10^9/1$). D'autres algues peuvent être présentes : Scenedesmus ($10^7/1$) et plus rarement Chlamydomonas, des Euglenes, ou des Diatomées. La faune reste peu abondante, voire absente. Les bactéries libres sont d'abondance moyenne ($\leq 5.10^{10}/1$). Les Thiobactéries sont absentes.

c) Synthèse Axe 4

Les types de milieux opposés par cet axe 4 sont donc définis :

- d'un côté par des temps de passage longs et des charges faibles, avec une production algale limitée par des prédateurs efficaces, un bon recyclage des nutriments par les sédiments et une forte nitrification sans acidification de l'eau ;
- de l'autre par des temps de passage beaucoup plus courts, et des charges plus fortes, avec limitation de la prédation et de la nitrification.

Ces derniers cas se placent plutôt au niveau du métabolisme hétérotrophe des Chlorelles, avant le développement du métabolisme anaérobie des Chlamydomonas et Thiobactéries. La faiblesse des pH et rH et l'élimination de la faune peuvent être liées aussi bien aux possibilités d'anoxie, aux temps de passage courts ou au développement des Chlorelles.

2.1.2.5 - Axe 5 - Figure 11

Cet axe est caractérisé par les seules bactéries libres, côté positif. Une part de la variation de ce paramètre est donc indépendante du facteur concentration (axe 1), mais ne peut être rapportée aux autres variables, qui sont ici trop près du centre.

a) Côté positif (Axe 5 - Figure 14)

Comme on peut le voir dans le tableau 27, les concentrations pour les individus les plus représentatifs, sont moyennes.

TABLERAU 27 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des individus les plus représentatifs du côté positif - Axe 5 - Figure 14.

variables	MES	MVS	DBO	DCO	DBF	DCF	NTK	NH4	PTO	PO4	NO3
moy. (6 indiv.)	118	77	125	268	101	173	43	27	40	27	0
écart-type	39	34	52	132	67	90	33	22	13	10	-
moy. (% de DBO)	94	62	100	214	81	138	34	22	32	22	0

Les pH sont légèrement alcalins (8,1), les rH moyens (20,8) ainsi que les conductivités (3200). Les températures sont variables et légèrement stratifiées (surface 22,3° fond 20,5°). L'oxygène est assez abondant, les charges sont faibles (50 kg/ha/j), les temps de séjour sont longs (50 j), et les rendements de moyens à bons.

La flore est dominée par des Chlorelles abondantes ($5.10^9/1$), avec présence d'algues variées : dont surtout Golenkinia, Scenedesmus, Euglena, et plus rarement Ankystrodesmus ou Chlamydomonas. La faune est typiquement constituée de petits algivores (Halteria, Brachionus) tant que le pH ne dépasse pas 8,5. Les bactéries libres sont très abondantes ($3.10^{11}/1$) et les Thiobactéries peu abondantes.

b) Côté négatif (Axe 5 - Figure 14)

Par rapport au côté positif, les concentrations sont peu différentes (cf. tableau 28), sauf pour les matières en suspension et l'azote, qui sont beaucoup plus abondants.

TABLEAU 28 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des individus les plus représentatifs du côté négatif - Axe 5 - Figure 14.

variables	MES	MVS	DBO	DCO	DBF	DCF	NTK	NH4	PTO	PO4	NO3
moy. (6 indiv.)	228	154	103	323	66	163	73	43	42	29	2
écart-type	76	65	64	111	26	59	39	17	13	6	
moy. (% de DBO)	221	150	100	313	64	158	71	42	41	28	2

Les pH se rapprochent de la neutralité (7,7), les rH et la conductivité sont à peine supérieurs (21,2 et 3500). Les températures sont un peu plus stratifiées (surface 21,5° fond 18,3°). L'oxygène est moins abondant et plus stratifié. Les charges sont fortes (200 à 300 kg DBO/ha/j), les temps de séjour courts (6 j) et les rendements sont faibles à moyens.

Les Chlorelles peu abondantes sont parfois remplacées par les Chlamydomonas. Les bactéries libres sont d'abondance moyenne ($10^{10}/1$), les Thiobactéries sont abondantes, avec présence de Chromatium.

c) Synthèse Axe 5

Bien que cet axe 5 soit assez peu représentatif (7 % de l'inertie totale), il définit une opposition intéressante entre deux milieux peu différents par les DBO et DCO brutes, mais très différents par les MES, l'azote, les charges et les écosystèmes. De plus, il présente une signification opposée à celle de l'axe 1 pour les bactéries libres et la DBO, car ici ces paramètres diminuent quand la charge augmente. En fait, le côté positif de l'axe définit des milieux dominés par l'activité photosynthétique des algues, mais permettant un certain développement des prédateurs et surtout des bactéries libres alors que le côté négatif, définit des milieux après virage de teinte, avec fermentation des sédiments ou apport de composés réduits (H_2S), où le développement des Thiobactéries autotrophes concurrence celui des algues et bactéries libres, avec forte augmentation des MES et de l'azote.

2.2 - ANALYSE D'ENSEMBLES PARTIELS DE PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

2.2.1 - Premier Groupe : variables de concentrations chimiques

Pour chercher à faire éclater le groupement serré des 10 variables de concentration (DBO, DCO, DBF, DCF, MES, MVS, NTK, NH₄, PTO, PO₄), et mieux les différencier, une seconde analyse a été faite sur ces variables prises isolément.

- Résultats :

L'inertie expliquée par chaque axe est présentée dans le tableau 29.

TABLEAU 29 : Importance des axes principaux pour l'analyse des paramètres physico-chimiques (Premier groupe)

axes	1	2	3	4
% de l'inertie totale	64	16	9	4
% d'inertie cumulée	64	80	89	93

Le premier axe est très important, et on obtient une bonne représentation avec deux axes seulement, la valeur des axes suivants décroissant rapidement.

Les représentations des variables sont données dans les figures 15 et 16.

- Interprétation :

La signification des axes 1 et 2 (Figure 15) ne change pas par rapport à l'analyse précédente mais les variables sont très près du cercle de rayon 1 et la représentation est donc meilleure. Bien que les Chlorophylles ne soient plus présentes dans l'analyse, l'opposition nutriments-carbone dissous sur l'axe 2 confirme l'importance de l'activité algale.

La représentation change pour les axes 3 et 4 (figure 16). L'axe 3 isole les matières en suspension par rapport aux autres variables et sépare un peu plus le phosphore et l'azote. L'axe 4, bien que peu important (4 % de l'inertie totale), est le premier à opposer entre eux : phosphore et azote. Bien que les variables de charges aient sur cet axe la même projection, comme pour l'axe 1, la séparation des MES et MVS des autres variables de charge indique qu'une faible part de leur variance est indépendante de celle de la charge. Cet effet est masqué dans l'analyse précédente par l'effet prépondérant des variables électrochimiques caractérisant l'activité algale.

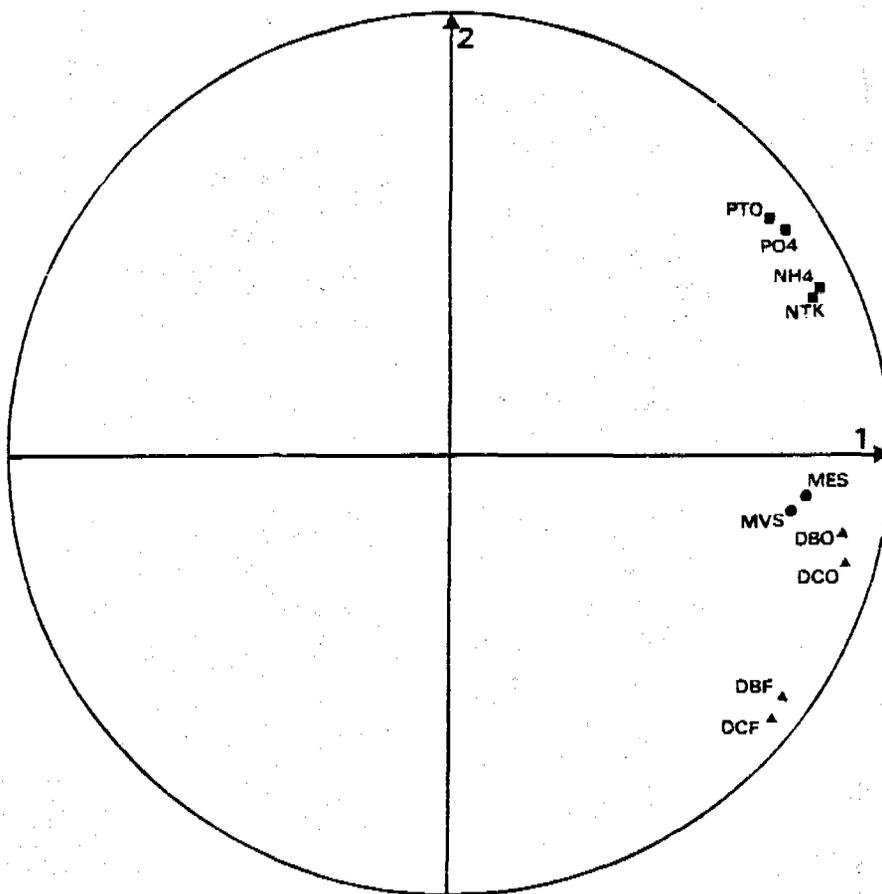


Figure 15: Analyse des paramètres physico-chimiques _1^{er} groupe
Représentation des variables suivant les axes 1 et 2

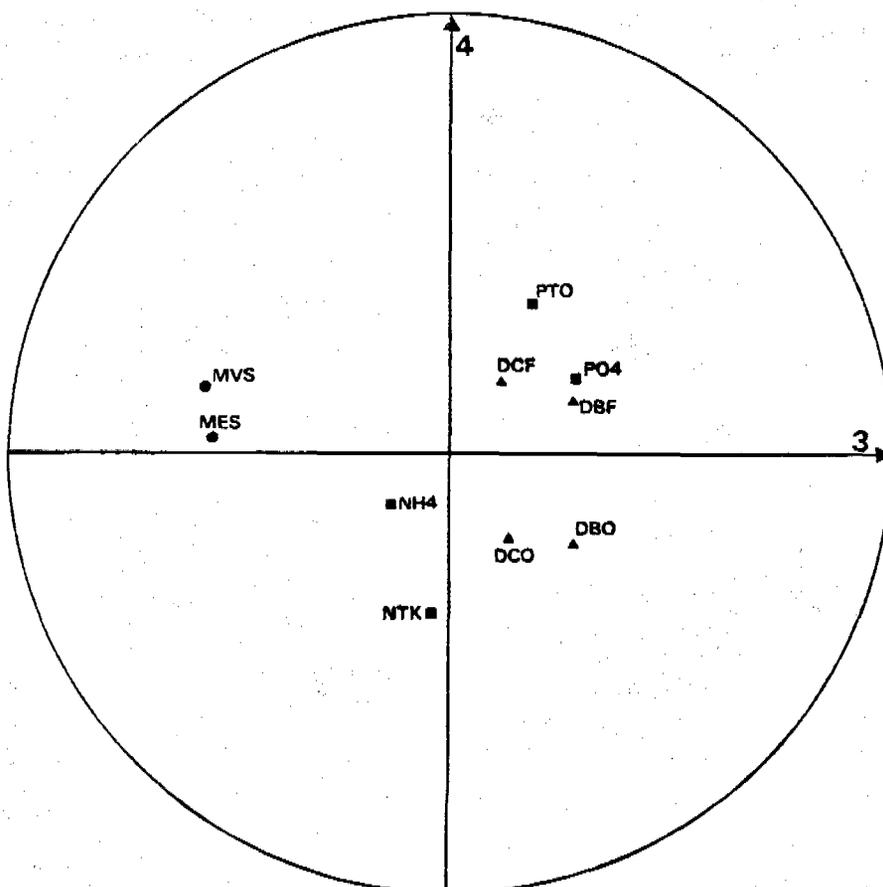


Figure 16: Analyse des paramètres physico-chimiques _1^{er} groupe
Représentation des variables suivant les axes 3 et 4

La bonne représentation obtenue avec peu d'axes, et le groupement serré des variables par couples (DBF-DCF, DBO-DCO, PTO-PO4, NH4-NTK, MES-MVS) permet de conclure pour cette analyse à la redondance des paramètres, donc à la simplification possible de la caractérisation chimique du milieu.

2.2.2 - Deuxième Groupe : autres variables physico-chimiques

Un second groupe de neuf variables (PH, RH, CNT, CHA, CHB, NO3, NO2, BCH, BLI) a aussi été analysé séparément.

- Résultats :

L'inertie expliquée par chaque axe est présentée dans le tableau 30.

TABLEAU 30 : Importance des axes principaux pour l'analyse des paramètres physico-chimiques (Deuxième groupe).

axes	1	2	3	4	5	6
% de l'inertie totale	25	21	14	11	9	8
% d'inertie cumulée	25	46	60	71	80	88

L'explication apportée par le premier axe est faible et il y a peu de différence entre chaque axe, il est donc nécessaire de tenir compte d'axes plus nombreux, et les variables sont donc difficiles à simplifier.

Les représentations des variables et des individus sont données dans les figures 17 à 20.

- Interprétation :

Pour les axes 1 et 2 (figure 17), les positions relatives des variables rappellent celles obtenues dans la première analyse. La représentation de ces variables s'améliore, leur expression n'étant plus gênée par les variables de charge.

L'axe 1, qui oppose BCH, BLI, CHA et CHB à NO3 et NO2, peut toujours être considéré comme représentant la charge organique (bien que ce paramètre soit absent de l'analyse).

L'axe 2 est déterminé par CHA, CHB, PH et RH, opposés à CNT. C'est toujours un axe d'activité algale, mais en l'absence des nutriments, il se rapproche de l'axe 3 de la première analyse (voir figure 10). Il traduit le rôle des algues sur le pH en faible conductivité.

L'axe 3 (figure 18) oppose RH, PH et CNT à NO3. La position des variables ressemble à celle de l'axe 4 de la première analyse (voir Figure 10), et l'on retrouve ici la liaison entre les paramètres électrochimiques et la nitrification.

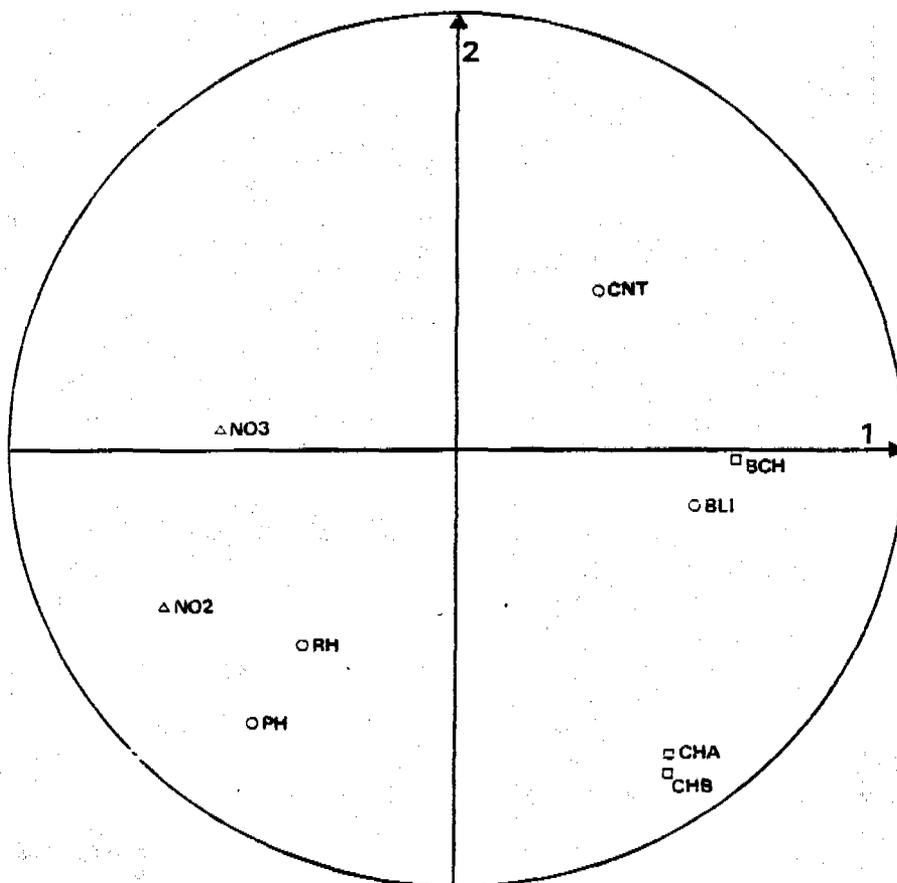


Figure 17: Analyse des paramètres physico-chimiques _2^{eme} groupe
Représentation des variables suivant les axes 1 et 2

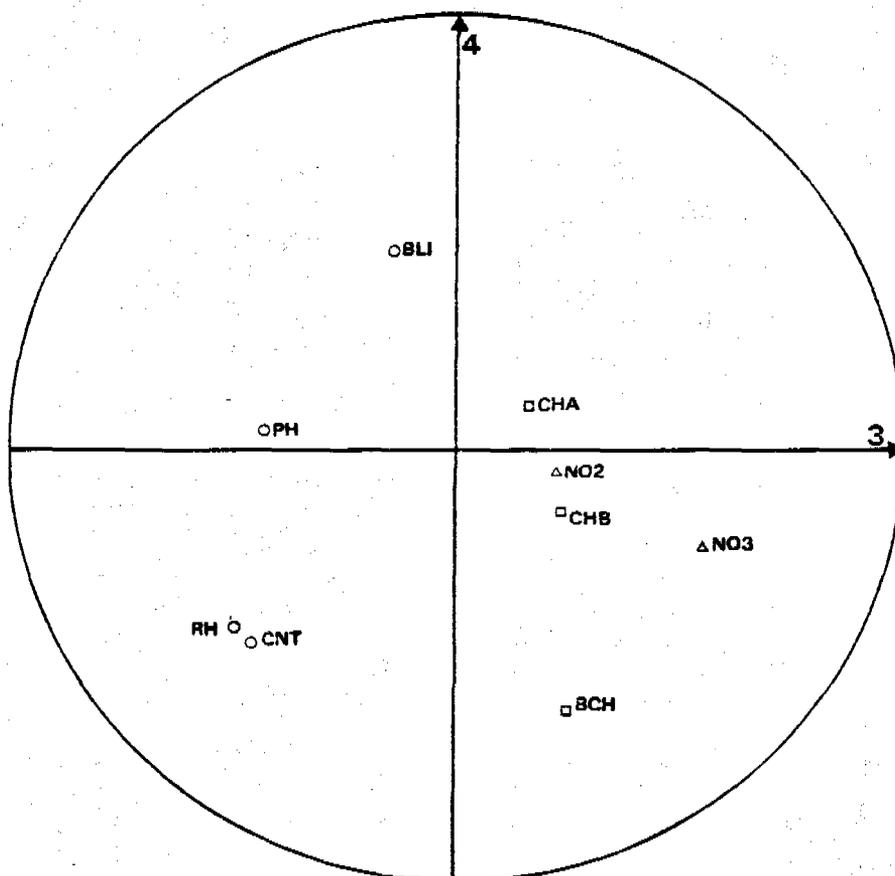


Figure 18: Analyse des paramètres physico-chimiques _2^{eme} groupe
Représentation des variables suivant les axes 3 et 4

L'axe 4, relativement non négligeable (11 % de l'inertie totale), est le seul à séparer CHA et CHB, et surtout BCH et BLI. Il suggère une relation entre physiologie des algues et virage, et une compétition entre Bactéries photo et hétérotrophes, confirmant les données de l'axe 5 de la première analyse (voir figure 11).

La compétition algues-bactéries hétérotrophes se retrouve sur l'axe 5 (figure 19), avec l'opposition BLI/CHA, tandis que la compétition entre Bactéries photo et hétérotrophes se retrouve sur l'axe 6, avec opposition de CNT, NO₂, BLI par rapport à PH et BCH.

- Représentation des individus (Axes 1 et 2 - figure 20) :

Le déplacement des points des différents bassins au cours de la saison est particulier. Il se fait dans deux directions perpendiculaires définies par : CHA, CHB d'une part, et CNT, PH, RH, NO₂ d'autre part.

Pour les bassins les plus chargés, c'est-à-dire : le 1er bassin du Grau-du-Roi (G) et de Marseillan (M), le 2ème bassin du Grau-du-Roi (R) et les bassins 2 et 3 de Marseillan (I, N), l'évolution a lieu du côté positif de l'axe 1 (charge), souvent dans l'ordre : direction CHA, CHB, sens croissant puis décroissant, puis de la même façon dans la direction PH, RH.

Une augmentation de charge peut donc se traduire par une augmentation des CHA, CHB et PH, RH ou par une diminution. C'est cette dernière possibilité qui regroupe les points caractérisés par le virage de teinte.

Il est donc possible de définir le phénomène du basculement en anoxie avec des variables qui ne sont pas des variables de charge ou de concentration chimique.

Pour les bassins peu chargés (2ème et 3ème bassins des séries classiques, y compris Marseillan en période moins chargée), on retrouve les mêmes directions d'évolution, les points étant plus regroupés côté négatif de l'axe 1 et positif de l'axe 2.

Il faut noter l'évolution parallèle des trois bassins de Leucate dans la direction CHA, CHB, et l'évolution parallèle aussi de certains points : 2° bassin de Salles d'Aude (A1, A2), 3° bassin du Grau du Roi (O1 à O9), 2° bassin de St Pierre (T1 à T3), proche de celle du 2° bassin du Grau en début de saison (R1 à R4).

L'évolution des bassins très peu chargés (3ème bassin en période de faible charge pour les séries classiques, et bassin de Leucate) se traduit par une variation des CHA et CHB autour des valeurs faibles (activité algale limitée par la charge), celle des bassins peu et moyennement chargés par l'augmentation des BCH, BLI et la diminution des PH, RH, NO₃.

Avant virage, l'activité algale augmente en valeur absolue mais baisse par rapport à l'activité globale de l'écosystème comprenant aussi l'activité bactérienne. Après virage elle baisse aussi en valeur absolue.

Le déplacement des individus selon des axes perpendiculaires (CHA, CHB d'un côté, et CNT, PH, RH, NO₂ de l'autre), donc indépendants, traduit l'indépendance des facteurs déterminant le comportement des bassins. On est en droit de se demander si cela ne traduit pas également l'absence de paramètres importants non pris en compte dans cette analyse (temps de passage, température).

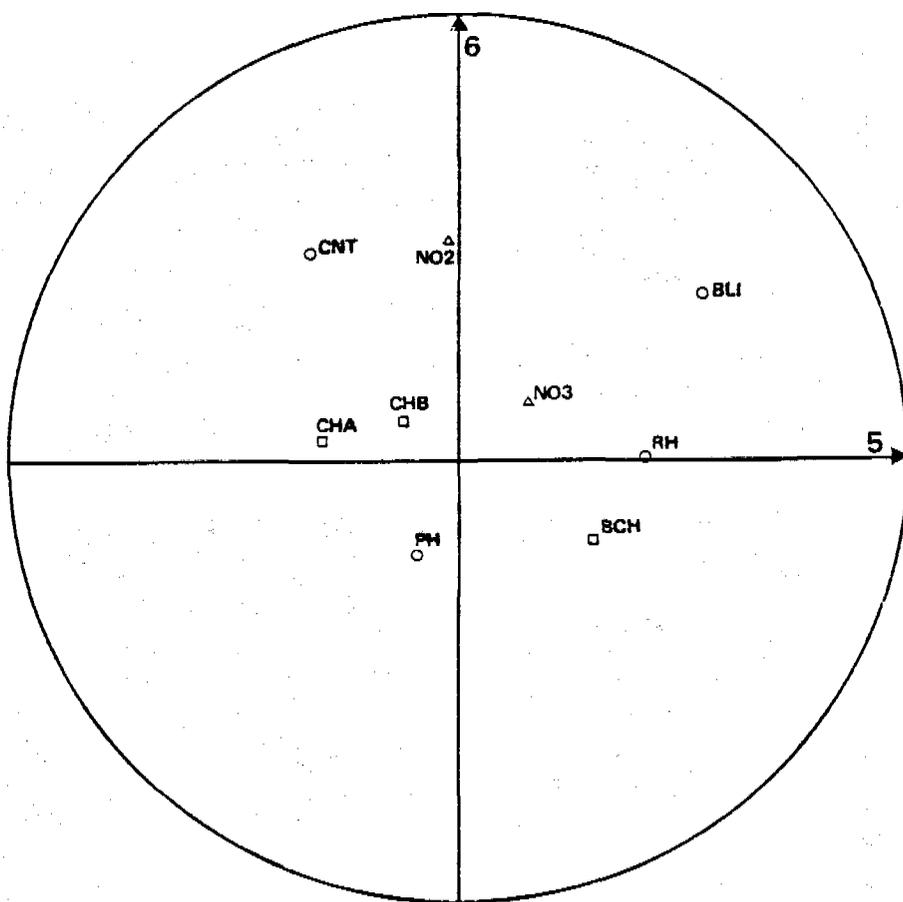


Figure 19: Analyse des paramètres physico-chimiques _2^{ème} groupe
Représentation des variables suivant les axes 5 et 6

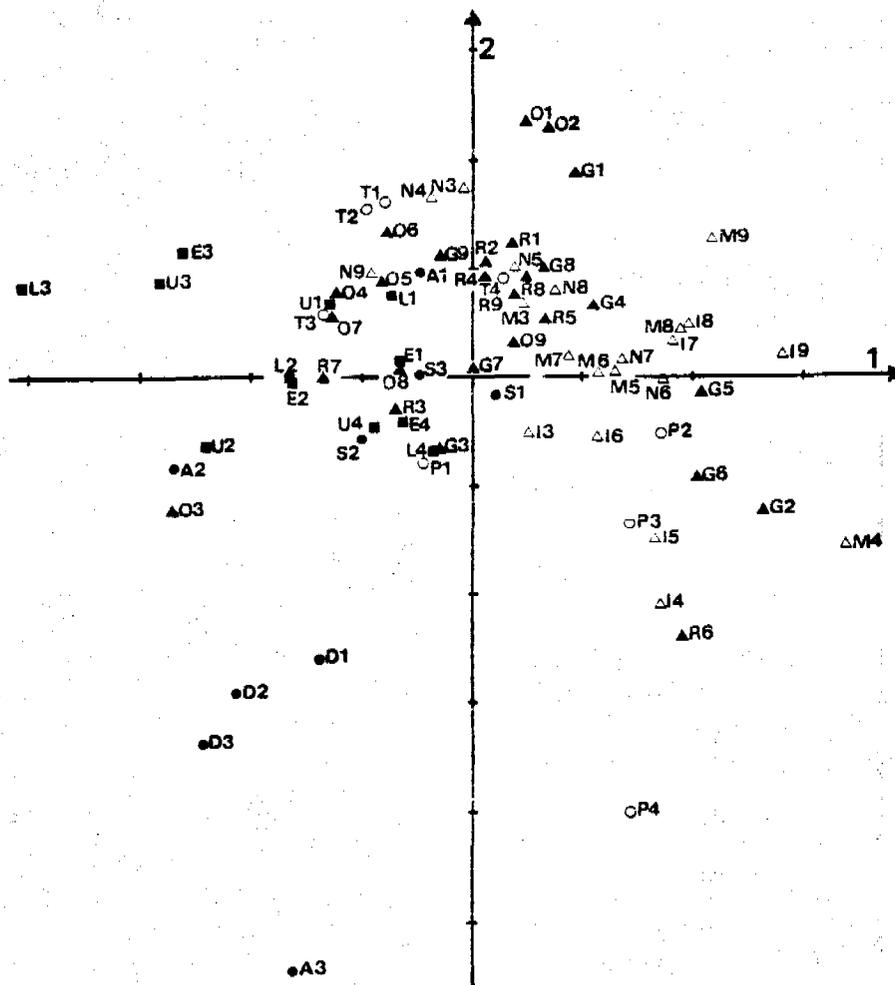


Figure 20: Analyse des paramètres physico-chimiques _2^{ème} groupe
Représentation des individus suivant les axes 1 et 2

2.3 - ANALYSE PAR REGRESSION MULTILINEAIRE

Cette analyse part des mêmes matrices de variance que l'analyse en composantes principales (ACP), la différence majeure étant que l'ACP est une méthode globale qui positionne chaque variable par rapport à l'ensemble, alors que l'analyse par régression multilinéaire partant d'une variable, cherche à la corrélérer avec toutes les autres une par une. Les variables sont corrélées dans l'ordre de qualité de leur relation à la première, qui est donnée par un coefficient de corrélation multiple.

C'est donc une méthode intéressante qui permet de faire des rapprochements inattendus, sa faiblesse par rapport à l'ACP étant de supposer des relations linéaires entre variables.

Deux analyses ont été effectuées :

- la première sur le groupe de 12 variables de concentration (CHA, CHB, MES, MVS, DBO, DBF, DCO, DCF, NTK, NH4, PTO, PO4) ;
- la deuxième en combinant six variables représentatives du groupe précédent (CHA, MVS, DCO, DCF, NH4, PO4) et les sept variables restantes (BLI, BCH, PH, RH, CNT, NO2, NO3).

2.3.1 - Première série de régressions (12 variables)

Les résultats de la première analyse ne font que confirmer le groupement serré des variables par deux observé en ACP (cf. § 2.2.1), l'aspect le plus intéressant étant l'apport d'une relation numérique.

On obtient ainsi pour la DBO₅ après filtration à 3 μ (DBF) en fonction de la DCO brute (DCO), ou après filtration (DCF) et de la DBO₅ brute (DBO) :

$$DBF = 0,43 DCF + 0,08 \quad r = 0,93 \quad (36)$$

$$DBF = 0,34 DCF + 0,15 DBO \quad r = 0,95 \quad (37)$$

$$DBF = 0,38 DCF + 0,32 DBO - 0,11 DCO + 0,63r \quad r = 0,96 \quad (38)$$

et pour la DBO₅ brute (DBO) en fonction de la DBO₅ après filtration (DBF), de la DCO brute (DCO), et du phosphore total (PTO) :

$$DBO = 0,46 DCO - 7,6 \quad r = 0,93 \quad (39)$$

$$DBO = 0,41 DCO + 0,58 PTO - 14,55 \quad r = 0,94 \quad (40)$$

$$DBO = 0,32 DCO + 0,62 PTO + 0,44 DBF - 21,31 \quad r = 0,95 \quad (41)$$

On constate que les analyses de DCO et DBO sont parfaitement redondantes à un facteur près. On peut en déduire qu'il est suffisant de disposer de résultats sur eau brute et eau filtrée pour un seul de ces paramètres.

Pour le phosphore total (PTO) en fonction des teneurs en phosphates (PO₄), de l'azote Kjeldahl (NTK) et ammoniacal (NH₄), on a :

$$PTO = 1,23 PO_4 + 5,9 \quad r = 0,91 \quad (42)$$

$$PTO = 0,99 PO_4 + 0,13 NTK + 4,92 \quad r = 0,94 \quad (43)$$

$$PTO = 1,16 PO_4 + 0,25 NTK - 0,33 NH_4 + 4,7 \quad r = 0,95 \quad (44)$$

et pour l'azote ammoniacal (NH₄) en fonction des teneurs en azote Kjeldahl (NTK), en phosphore total (PTO), et en phosphates (PO₄) :

$$NH_4 = 0,48 NTK + 4,9 \quad r = 0,87 \quad (45)$$

$$NH_4 = 0,36 NTK + 0,51 PO_4 + 0,76 \quad r = 0,90 \quad (46)$$

$$NH_4 = 0,46 NTK + 1,26 PO_4 - 0,75 PTO + 2,93 \quad r = 0,92 \quad (47)$$

La grande homogénéité du comportement des nutriments et l'interférence azote - phosphore, permettent d'espérer une bonne description du milieu avec une analyse de chaque nutriment ou même une seule analyse pour le groupe.

Dans le cas des matières en suspension (MES) on a :

$$MES = 1,17 MVS + 38 \quad r = 0,92 \quad (48)$$

$$MES = 1,04 MVS + 0,31 NTK \quad r = 0,93 \quad (49)$$

Là aussi, redondance des analyses de matières en suspension totales et organiques qui sont fortement corrélées, une faible quantité d'information pouvant être apportée par l'azote Kjeldahl (azote particulaire ?).

Dans le cas de la chlorophylle A on observe :

$$CHA = 0,99 CHB + 0,21 \quad r = 0,68 \quad (50)$$

$$CHA = 0,89 CHB + 0,03 DBF + 0,05 \quad r = 0,70 \quad (51)$$

Tout en étant relativement corrélées, les deux formes de chlorophylles sont déjà un peu plus indépendantes. L'introduction d'un paramètre de concentration organique dissoute peut être considérée comme un effet de la charge organique sur la physiologie de l'activité photosynthétique.

2.3.2 - Deuxième série de régressions (13 variables)

Les résultats de la seconde analyse (portant sur CHA, MVS, DCO, DCF, NH₄, PO₄, BLI, BCH, PH, RH, CNT, NO₂, NO₃) sont beaucoup moins nets et plus exploitables analytiquement que numériquement.

On remarque cependant pour les bactériochlorophylles (BCH) :

$$\text{BCH} = 0,0019 \text{ NH}_4 + 0,0018 \quad r = 0,58 \quad (52)$$

$$\text{BCH} = 0,0012 \text{ NH}_4 + 0,0002 \text{ DCO} - 0,03 \quad r = 0,64 \quad (53)$$

Cela confirme la liaison entre le développement de bactéries phototrophes et l'accumulation d'azote ammoniacal et de carbone organique dissous (absence d'épuration par non utilisation).

Pour les Bactéries libres (BLI) on a :

$$\text{BLI} = 0,024 \text{ PO}_4 + 0,412 \quad r = 0,37 \quad (54)$$

$$\text{BLI} = 0,023 \text{ PO}_4 - 0,029 \text{ NO}_3 + 0,55 \quad r = 0,45 \quad (55)$$

$$\text{BLI} = 0,019 \text{ PO}_4 - 0,02 \text{ NO}_3 + 0,003 \text{ DCF} + 0,21 \quad r = 0,49 \quad (56)$$

$$\text{BLI} = 0,024 \text{ PO}_4 - 0,026 \text{ NO}_3 + 0,004 \text{ DCF} - 0,004 \text{ MVS} + 0,27 \quad r = 0,52 \quad (57)$$

Donc, la concentration en bactéries libres (supposées être les hétérotrophes) est mal corrélée aux autres variables : les variables de charge organique viennent en dernier, la plus importante est la teneur en phosphore (qui pourrait être l'élément limitant de leur multiplication), puis la teneur en nitrate.

Pour le pH (PH) on obtient :

$$\text{PH} = 0,1 \text{ RH} + 5,99 \quad r = 0,48 \quad (58)$$

$$\text{PH} = 0,1 \text{ RH} - 0,013 \text{ NH}_4 + 6,33 \quad r = 0,60 \quad (59)$$

$$\text{PH} = 0,11 \text{ RH} - 0,015 \text{ NH}_4 + 0,45 \text{ CHA} + 6,11 \quad r = 0,64 \quad (60)$$

$$\text{PH} = 0,11 \text{ RH} - 0,015 \text{ NH}_4 + 0,42 \text{ CHA} - 0,0007 \text{ CNT} + 6,3 \quad r = 0,66 \quad (61)$$

$$\text{PH} = f(\text{RH}, \text{NH}_4, \text{CHA}, \text{CNT}, \text{NO}_3, \text{PO}_4, \text{DCF}) \quad r = 0,71 \quad (62)$$

Les variations du pH ne sont donc corrélables qu'à tout un ensemble de paramètres, où domine cependant le rH, l'azote ammoniacal (relations triviales), mais aussi la chlorophylle (activité algale) et la conductivité (pouvoir tampon), ce qui confirme l'hypothèse émise lors de l'ACP (cf. 2.1.1.3-a).

2.4 - CONCLUSION DE L'ANALYSE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

Les axes principaux séparent, par ordre d'importance décroissante, des causes distinctes de l'évolution des bassins :

- la concentration en carbone organique caractéristique des écosystèmes typiques des surcharges (à Thiobactéries) et des faibles charges (à prédateurs algivores) ;
- dans le cas d'écosystèmes à Chlorelles, en charge assez forte, le passage entre activité hétérotrophe avec forte teneur en nutriments, et activité autotrophe avec teneur en nutriments plus faible ;
- en charge moyenne, le contrôle réciproque des populations d'algues et de prédateurs par le jeu des phénomènes de prédation et d'exclusion par contrôle des pH et des teneurs en oxygène, cette possibilité dépendant elle-même de la conductivité de l'eau (teneur en carbonates) ;
- en charge moyenne, l'extension des phénomènes de nitrification (et éventuellement de dénitrification), en fonction des temps de passage et des équilibres entre algues, bactéries, pH, rH, conductivité et éventuellement phosphore ;
- en charge moyenne et forte, le contrôle de la population de prédateurs (augmentation des teneurs en H₂S et NH₄, passage vers l'anoxie et éventuellement inhibition directe), selon les charges, temps de passage, activité de fermentation des sédiments et stratification ;
- la compétition en forte charge entre bactéries autotrophes (Thiorhodobactéries) et bactéries hétérotrophes ;
- relique des schémas classiques, l'association en charge moyenne à forte entre bactéries hétérotrophes et Chlorelles.

Les données recueillies, après analyse, se révèlent définir essentiellement les équilibres des écosystèmes en jeu, bien que ces écosystèmes ne fassent pas structurellement partie de l'analyse. Parfois même, les types d'écosystèmes sont apparemment mieux définis que les variables physico-chimiques, qui ne diffèrent que pour certaines d'entre elles.

Ces écosystèmes nettement séparés, se réfèrent à une activité bactérienne, algale ou prédatrice dominante. Il y a dissociation des voies possibles du métabolisme de la pollution, autotrophes ou hétérotrophes, aérobies ou anaérobies, selon les conditions externes. Charge organique, temps de passage et conductivité apparaissent comme les paramètres essentiels. Dans la gamme peu étendue rencontrée lors de notre étude (15-25°C), le rôle de la température n'apparaît pas clairement, sauf pour le déclenchement de phénomènes de stratification et de fermentation.

En conséquences à ces observations :

- la typologie du lagunage fournie par la structure des écosystèmes est plus fine que celle fournie par les paramètres physico-chimiques, à fortiori que celle fournie par un nombre réduit de paramètres ;
- une caractérisation physico-chimique doit obligatoirement comprendre un ensemble de paramètres, en évitant cependant les redondances définies précédemment (à titre d'exemple : MES, DCO, DCF, NTK, NH₄, NO₃, Chlorophylles, pH, conductivité) ;

- l'exploitation optimale des résultats devrait permettre de proposer une typologie associant ensemble des caractéristiques physico-chimiques, des paramètres de contrôle (charge, temps de séjour), et de structure des écosystèmes ;
- la définition d'un niveau de sortie comme la résultante de l'activité d'un ou plusieurs écosystèmes explique l'inadéquation des formulations continues (cf. Titre I), censées représenter plusieurs écosystèmes ;
- ceci est renforcé par le fait qu'un paramètre isolé (DBO ou DCO) utilisé en modélisation, ne représente qu'une faible partie de la signification de l'ensemble et ce d'autant plus que la concentration est plus faible. Cela explique la variabilité des paramètres en sortie et la difficulté du contrôle des cinétiques ;
- le phénomène de virage de teinte observé lors de l'étude apparaît comme résultant de l'évolution normale des écosystèmes lors d'une surcharge d'été, la discontinuité entre deux écosystèmes devenant dans ce cas visible à l'oeil nu. Il se traduit par une augmentation appréciable des concentrations et est plus ou moins susceptible d'extension. Ses modalités d'apparition font intervenir, non seulement la charge, mais aussi les températures, l'hydraulique des bassins et l'évolution des sédiments.

3. Analyse de la composition planctonique

L'analyse en composantes principales a été effectuée sur 91 prélèvements ayant fait l'objet d'une numération planctonique. Les résultats sont regroupés sur les 21 variables (genres ou groupes) suivants : Ankystrodesmus (ANK), Chlorella (CLO), Golenkinia (GOL), Scenedesmus (SCE), Chlamydomonas (CLA), Euglena (EUG), Cryptomonas (CRY), Diatomées (DIA), petits Flagellés incolores (FLA), Monas (MON), Holotriches Bacterivores (HOL), Uronema (URO), Vorticella microstoma (VMI), Vorticella carvalleria (VCO), Hypotriches (HYP), Halteria (HAL), Rotifères (ROT), Daphnies (DAP), Bactéries libres (BLI), Thiocapsa (THI), Chromatium (CHR). Comme certains prélèvements n'ont pas fait l'objet d'autres analyses, la comparaison est parfois difficile avec les paramètres physico-chimiques ou de charge.

3.1 - RESULTATS

L'inertie expliquée par chaque axe est présentée dans le tableau 31.

TABLEAU 31 : Importance des axes principaux pour l'analyse de la composition planctonique

axes	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
% de l'inertie totale	15	11	9	8	7	6	5	5	4	4	4
% d'inertie cumulée	15	26	35	43	50	56	61	67	71	75	79

La faible représentativité du premier axe est ici évidente : le facteur concentration n'est pas prédominant ici comme dans l'analyse des paramètres physico-chimiques. Par contre, après le premier axe, la distribution de l'inertie ressemble à celle de l'analyse précédente (valeurs faibles décroissant lentement).

De plus, il serait nécessaire pour avoir une bonne représentation de l'ensemble, d'aller beaucoup plus loin (axe 11 pour 80 % de l'inertie).

On peut en déduire :

- que de nombreux phénomènes différents interviennent dans la distribution du plancton ;
- que le plancton est un ensemble homogène où chaque variable a une importance similaire ;
- qu'il est difficile de simplifier l'information contenue dans les analyses planctoniques.

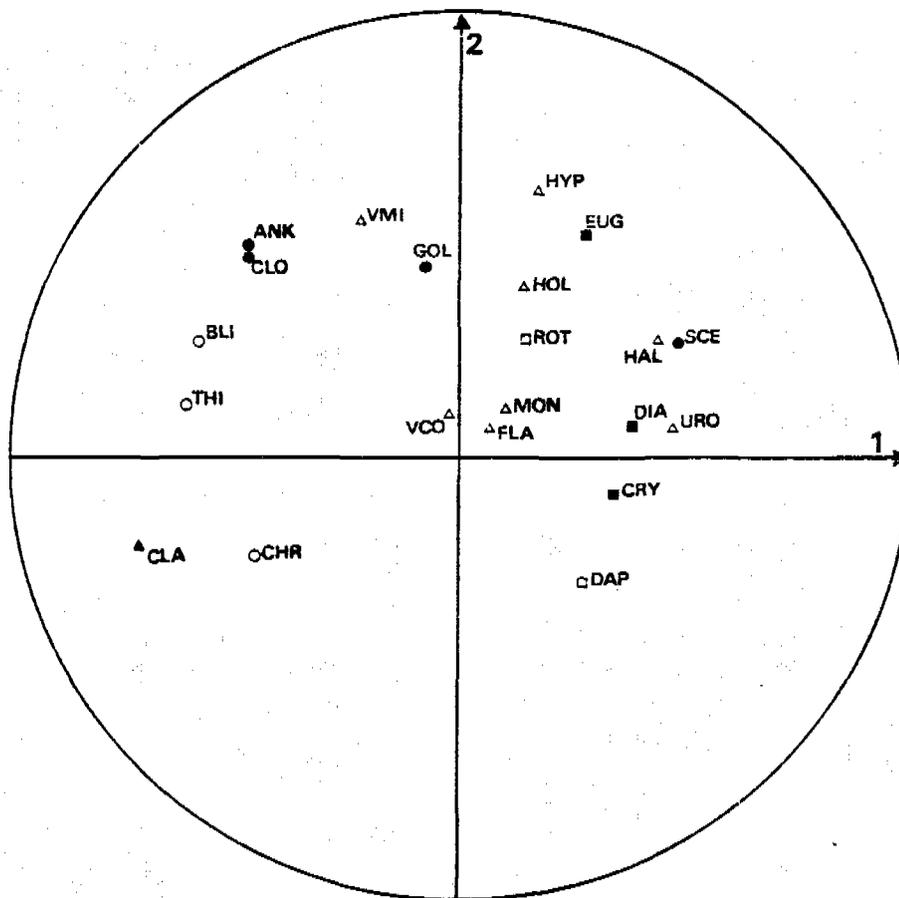


Figure 21: Analyse de la composition planctonique
Représentation des variables suivant les axes 1 et 2

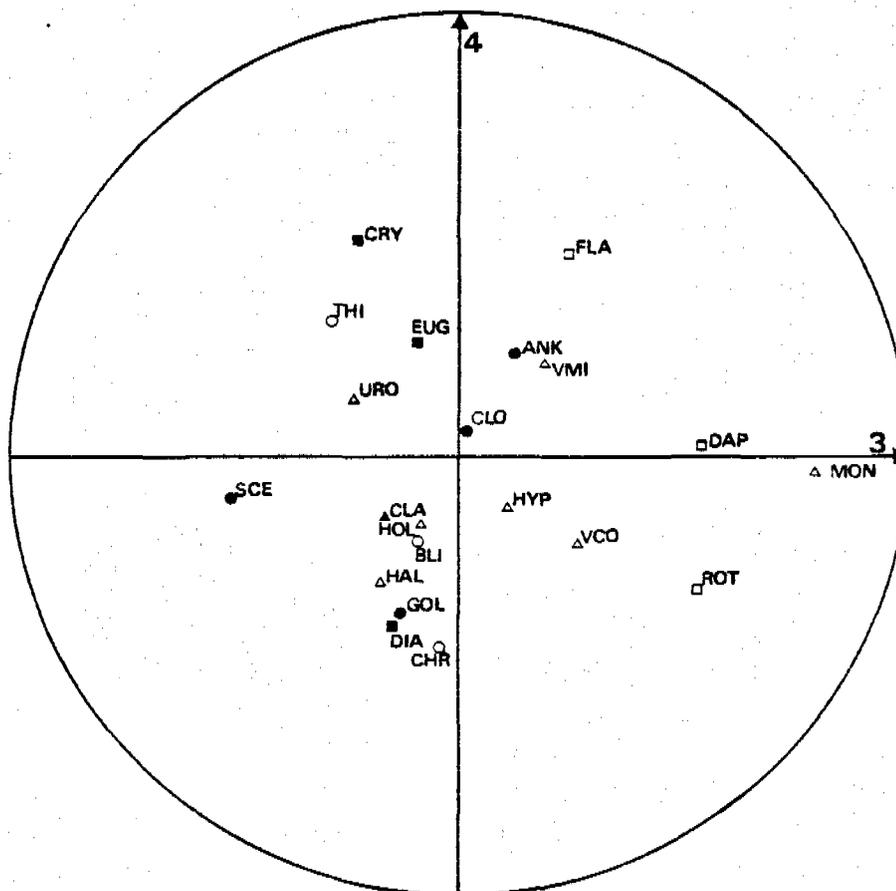


Figure 22: Analyse de la composition planctonique
Représentation des variables suivant les axes 3 et 4

Cependant, nous pouvons déjà noter que les variables les plus représentatives sont par ordre d'importance décroissante :

- Chlamydomonas (CLA),
- Thiocapsa (THI) et Bactéries libres (BLI),
- Euglena (EUG), Chlorella (CLO), Ankystrodesmus (ANK), Vorticella microstoma (VMI), Hypotriches (HYP).

Les positions relatives des variables par rapport aux axes sont portées dans les figures 21 à 23, et les figures 24 à 26 pour les individus.

3.2 - INTERPRETATION

3.2.1 - Axe 1 - Figure 21

Cet axe sépare le groupe Chlorella-Ankystrodesmus-Bactéries libres-Rhodobactéries (Thiocapsa et Chromatium)-Chlamydomonas, côté négatif, du groupe Halteria-Scenedesmus-Diatomées-Uronema-Cryptomonas, côté positif.

La séparation des bassins fortement chargés côté négatif est confirmée par l'examen des individus représentatifs.

a) Côté positif (Axe 1 - Figure 24)

On observe à partir des prélèvements les plus caractéristiques :

- Le phytoplancton varié est dominé par les Chlorococcales (Chlorelles $10^8/1$, Ankystrodesmus, Scenedesmus, Golenkinia), avec présence d'Euglènes et plus rarement de Chlamydomonas. Le zooplancton est varié, avec des bactérivores (Protozoaires Ciliés, Colpidium, Paramecium, Stylonichia, Vorticella), ou plus rarement des algivores (Protozoaires : Halteria, Rotifères : Brachionus). Les Bactéries libres sont assez abondantes ($10^{11}/1$ et plus), et présence de Thiocapsa.
- Les milieux sont bien oxygénés, les températures assez élevées (22-24°C en surface), avec une faible stratification (1°C). Les teneurs en Chlorophylles sont moyennes, et faibles en Bactéριοchlorophylles. Les pH sont alcalins (8,5 à 9), et les rH élevés (autour de 23).
- Les concentrations chimiques sont moyennes, avec des teneurs relatives faibles en MES et fortes en azote (2 à 4 individus représentatifs selon l'analyse) comme on peut le voir dans le tableau 32.

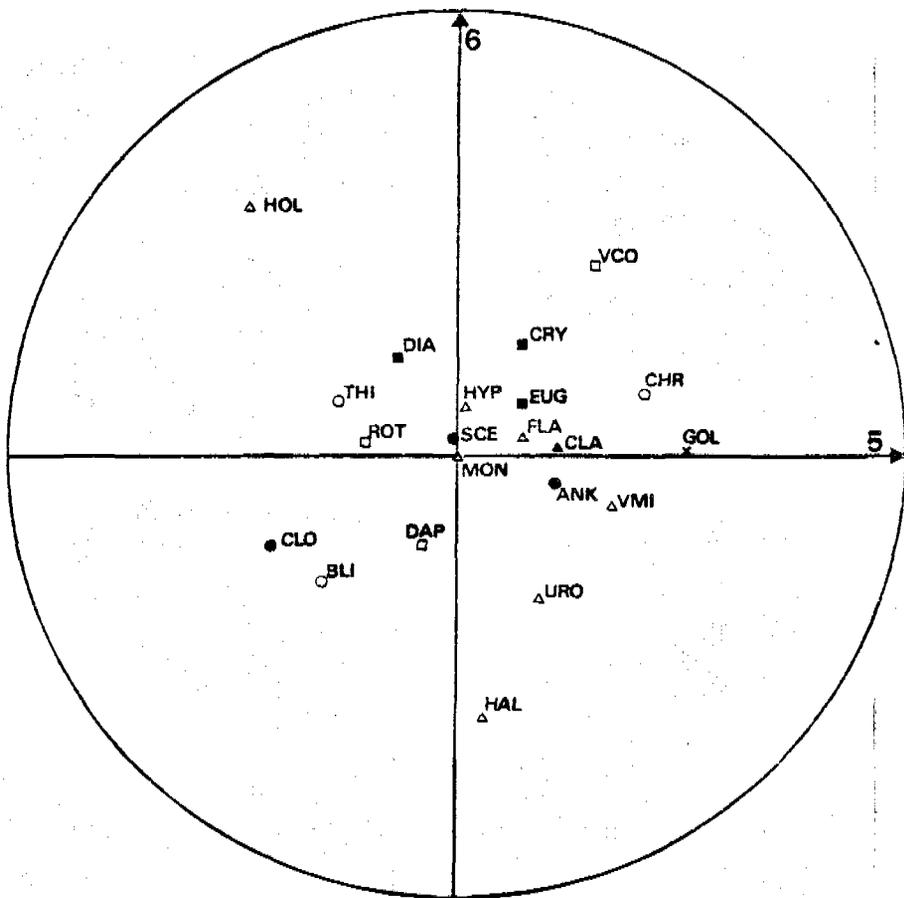


Figure 23: Analyse de la composition planctonique

Représentation des variables suivant les axes 5 et 6

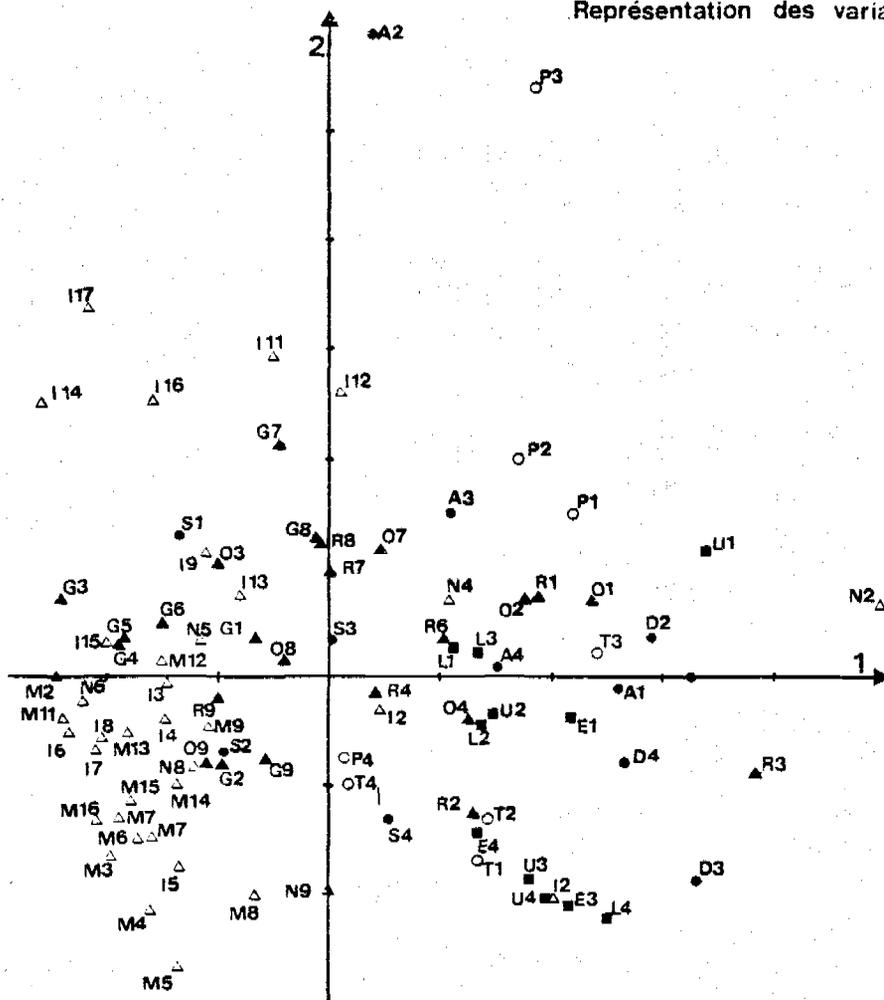


Figure 24: Analyse de la composition planctonique

Représentation des individus suivant les axes 1 et 2

TABLEAU 32 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des individus les plus représentatifs du côté positif - Axe 1 - Figure 24.

variables	MES	MVS	DBO	DCO	DBF	DCF	NTK	NH4	PTO	PO4	NO3
moyenne	130	70	110	300	55	150	70	30	37	23	très var.
moy. (% de DBO)	120	64	100	270	50	135	64	27	24	21	/

- Les prélèvements proviennent de bassins 1 ou 2 moyennement chargés (100 kg/ha/j), avec des temps de passage assez longs (20-50 j). Les rendements sont variables (30 à 70 %).

b) Côté négatif (Axe 1 - Figure 24)

On observe à partir des individus les plus caractéristiques :

- Phytoplancton seulement représenté par Chlamydomonas. Zooplancton absent si ce n'est dans un cas sur le lagunage tertiaire avec présence de Flagellés incolores. Bactéries libres assez abondantes (10^{10} à $10^{11}/l$), Thiocapsa abondant ($5 \cdot 10^{10}/l$), chromatium présent dans la moitié des cas.
- Les milieux sont anoxiques. Les températures sont élevées avec stratification (24° en surface, 20° au fond). Les teneurs sont moyennes en Chlorophylles (0,5-0,7) mais fortes en Bactériochlorophylles (0,1-0,3). Les pH sont légèrement alcalins (7,7), les rH plutôt faibles (19-20), et les conductivités variables (600-3000).
- Les concentrations chimiques (cf. tableau 33) sont légèrement plus élevées que pour le côté positif, avec des teneurs relatives fortes en MES et MVS.

TABLEAU 33 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des individus les plus représentatifs du côté négatif - Axe 1 - Figure 24

variables	MES	MVS	DBO	DCO	DBF	DCF	NTK	NH4	PTO	PO4	NO3
moy. (4 indiv.)	190	123	126	326	79	184	65	42	39	30	2
écart-type	85	49	22	83	13	38	44	24	13	14	2
moy. (% de DBO)	150	98	100	260	63	146	51	33	31	24	2

- Les prélèvements proviennent de bassins de tête surchargés (200 à 400 kg/ha/j) avec des temps de passage courts (10 j, 3 j en traitement tertiaire). Les rendements sont moyens à bons, sauf en MES.

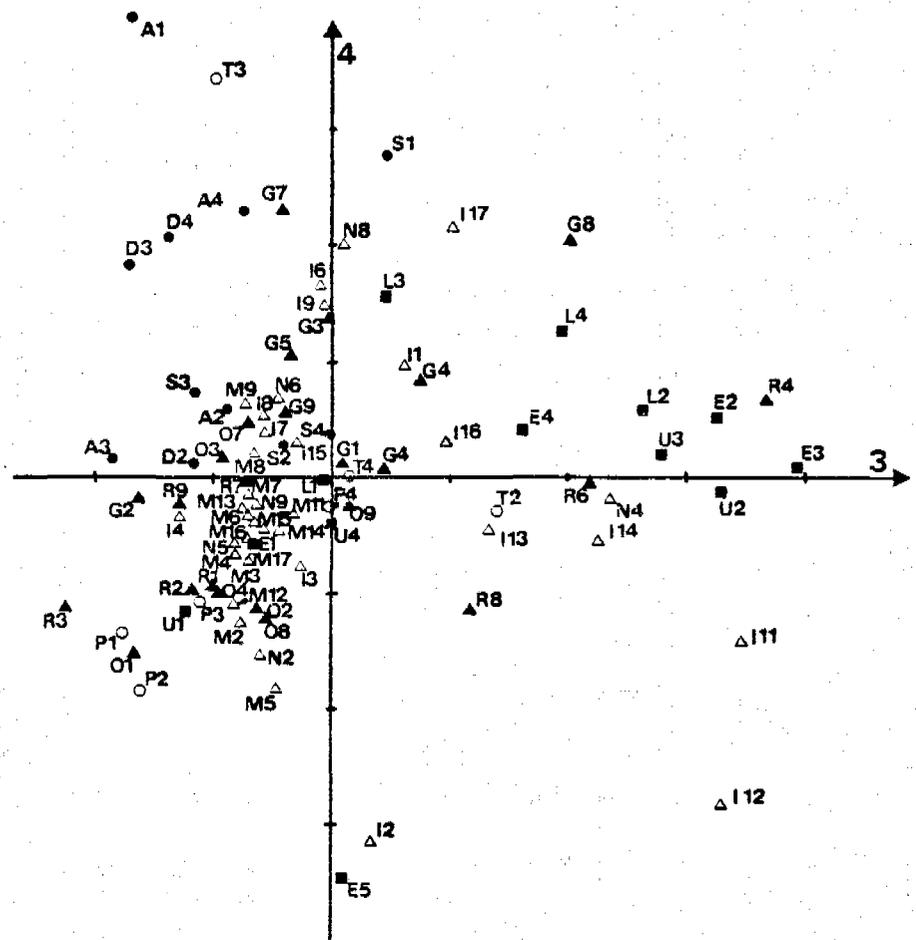


Figure 25: Analyse de la composition planctonique
Représentation des individus suivant les axes 3 et 4

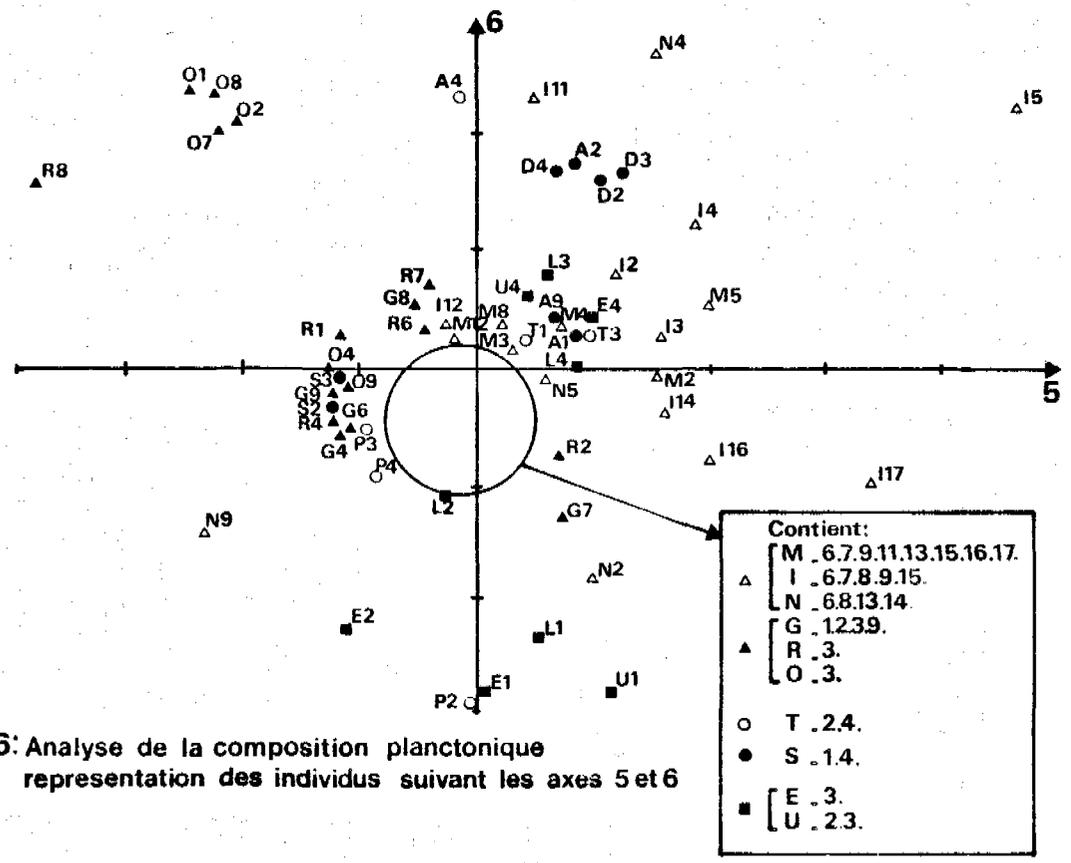


Figure 26: Analyse de la composition planctonique
representation des individus suivant les axes 5 et 6

c) Synthèse Axe 1

Les deux types d'écosystèmes séparés par cet axe sont peu différents par rapport aux DBO, DCO, NTK et PTO. Cependant, l'un est à Chlorelles et prédateurs, en métabolisme aérobie, et l'autre à Chlamydomonas et Rhodobactéries, en métabolisme hétérotrophe ou phototrophe anaérobie.

Leur opposition se traduit par des teneurs en matières organiques filtrées (DBF, DCF), en nutriments minéraux (NH_4 , PO_4), et surtout en matières en suspension, supérieures pour ce dernier.

Cet axe, contrairement à l'axe 1 de l'analyse physico-chimique (cf. § 2.1.2.1), ne décrit donc pas une opposition entre bassins suret sous-chargés, mais décrit par rapport au plancton le déclenchement du phénomène de virage, sous l'influence des charges, temps de séjour et température.

3.2.2 - Axe 2 - Figure 21

Cet axe n'est pas très nettement défini. Côté positif, on remarque l'influence des Hypotriches, Vorticella microstoma, Euglènes, Golenkinia, Ankystrodesmus, Chlorelles, et côté négatif une faible influence des Daphnies et Chromatium.

a) Côté positif (Axe 2 - Figure 24)

On observe pour les individus les plus représentatifs :

- Le phytoplancton est peu abondant mais diversifié. Il est dominé par Scenedesmus et des Diatomées (Chaetoceras, Navicula), avec présence de Pediastrum et Euglena. Les Chlorelles sont le plus souvent absentes et les Chlamydomonas totalement absents.
- Le Zooplancton, essentiellement composé de Ciliés (Uronema, Halteria, Hypotriches) et de Rotifères (Brachionus), n'est absent qu'en cas de pH élevé.
- Les Bactéries libres sont peu abondantes (inférieures à $10^{10}/\text{l}$), et les Rhodobactéries totalement absentes.
- Les prélèvements proviennent des 2^o et 3^o bassins relativement chargés ($50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$). Les temps de séjour sont longs (30-100 j), sauf en cas de lagunage tertiaire (3 j).
- Les pH sont alcalins (supérieurs à 8), les rH élevés (23 à 28) et les conductivités variables avec possibilité d'infiltrations salines. Les températures sont moyennes, avec une légère stratification (surface 22°, fond 20°). Les teneurs en Chlorophylles et Bactéριοchlorophylles sont faibles.
- Les concentrations chimiques sont relativement faibles, surtout pour les matières en suspension et l'azote, comme on peut le voir dans le tableau 34.
- Les rendements, mal définissables de par la faiblesse des débits de sortie (infiltrations) sont très variables, plutôt faibles en DCO et bons en MES et azote.

TABLEAU 34 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des individus les plus représentatifs du côté positif - Axe 2 - Figure 24.

variables	MES	MVS	DBO	DCO	DBF	DCF	NTK	NH4	PTO	PO4	NO3
moy. (4 indiv.)	100	72	86	244	46	133	18	11	17,5	12	3,4*
écart-type	12	14	28	68	23	86	13	17	5,5	6	0,8
moy. (% de DBO)	116	84	100	284	53	155	21	13	20	14	4

(*) les nitrates sont présents dans tous les échantillons.

b) Côté négatif (Axe 2 - Figure 24)

On observe :

- Les individus sont définis par l'abondance des Chlorelles (10^8 à $10^9/1$) et Ankystrodesmus (10^7 à $10^8/1$), la présence constante de Chlamydomonas (10^6 à $10^8/1$), l'absence de Scenedesmus, Euglènes et autres algues.
- Les Bactéries libres sont abondantes ($> 10^{11}/1$), ainsi que les Thiocapsa ($10^{10}/1$) et surtout les Chromatium ($10^8/1$). Cet indice d'apport de soufre réduit est confirmé par l'absence de faune, qui n'apparaît que de façon réduite dans quelques cas (petits Flagellés, Vorticella microstoma).
- Ces prélèvements proviennent de bassins de tête ou de seconds bassins de séries chargées (Marseillan - Grau du Roi), en charge assez forte (130 kg/ha/j) avec des temps de séjour courts (7-15 j.) et des fermentations observées (réseau - sédiments).
- Les températures sont élevées avec de faibles stratifications (surface 24° , fond 23°), les pH sont légèrement alcalins (pH = 8) et les conductivités moyennes (environ 3000). L'oxygène dissous est faible ou nul. Les teneurs en Chlorophylles sont moyennes et fortes pour les Bactériochlorophylles.
- Les concentrations chimiques sont assez élevées, surtout pour MES et DCO (cf. tableau 35).
- Les rendements sont moyens à bons (40-70 %), sauf pour les MES où ils sont le plus souvent nuls.

TABLEAU 35 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des individus
les plus représentatifs du côté négatif - Axe 2 - Figure 24

variables	MES	MVS	DBO	DCO	DBF	DCF	NTK	NH ₄	PTO	PO ₄	NO ₃
moy. (4 indiv.)	230	150	124	334	81	231	59	53	44	32	1,5
écart-type	60	30	53	127	28	95	32	20	23	15	1,7
moy. (% de DBO)	185	120	100	269	65	186	47	43	35	26	1

c) Synthèse Axe 2

L'axe 2 oppose donc :

- des écosystèmes à métabolisme algal photosynthétique contrôlé par des petits prédateurs, systèmes à Scenedesmus, Diatomées, Ciliés et Brachionus,
- à des écosystèmes à métabolisme algal et bactérien photo-hétérotrophe anaérobie à Chlorelles, Chlamydomonas et Rhodobactéries, sans prédateurs.

Alors que les premiers sont caractérisés par l'épuration des nutriments et des matières en suspension, les seconds présentent au contraire de fortes teneurs en MES, et l'épuration y porte surtout sur le carbone dissous (DBF-DCF).

Cette opposition d'écosystèmes a trait :

- à une différence de temps de séjour (7 à 15 jours contre 30 à 100 jours), plus nette que pour l'axe 1 (10 jours contre 20 à 50 jours),
- à une différence de charge se situant dans une autre gamme (100 kg contre 200 à 400 pour l'axe 1, 50 kg contre 130, axe 2),
- et à une différence de température au fond (20° contre 23°C) plus nette.

L'opposition des deux écosystèmes décrits définit donc le déclenchement d'un phénomène de virage, mais moins ici sous l'effet de la charge que sous l'effet du temps de séjour et de la fermentation favorisée par l'élévation de température au fond en absence de stratification thermique.

3.2.3 - Axe 3 - Figure 22

Cet axe oppose Flagellés (Monas), Rotifères et Crustacés planctoniques côté positif, à Scenedesmus côté négatif. Cette opposition entre un groupe de prédateurs algivores et une algue est explicitée par l'examen des individus représentatifs.

a) Côté positif (Axe 3 - Figure 25)

On observe sur les individus les plus représentatifs :

- Une flore mal développée : les Chlorelles sauf exception, sont peu abondantes ($10^7/1$), et les autres algues rares (Ankystrodesmus, Euglènes), ou absentes (Golenkinia, Scenedesmus, Chlamydomonas). Les Bactéries libres sont d'abondance variable (4.10^9 à 6.10^{10}), et les Rhodobactéries sont rares. La faune est bien développée et diversifiée, riche en grands prédateurs algivores (Halteria, Rotifères gn. Keratella, Daphnies). On note aussi de faibles concentrations en Chlorophylles (CHA = 0,1, CHB = 0,05, BCH = 0).
- Les températures sont variables avec une légère stratification (moyennes : surface 23°, fond 21°). L'oxygène est présent en surface sans sursaturation et parfois présent au fond. Les pH sont assez alcalins (moy 8,5, au-dessus de 8,5, le zooplancton est uniquement composé de métazoaires), les rH variables (20-23) et la conductivité faible (700).

Comme on peut le voir dans le tableau 36, les concentrations en carbone sont très faibles, les nutriments sont proportionnellement abondants, et les nitrates très abondants. Les MES faibles, sont cependant élevées par rapport au carbone. Il faut noter la faible dispersion des individus représentatifs pour le carbone et les nutriments.

TABLEAU 36 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des individus les plus représentatifs du côté positif - Axe 3 - Figure 25.

variables	MES	MVS	DBO	DCO	DBF	DCF	NTK	NH4	PTO	PO4	NO3
moy. (5-7 indiv.)	83	41	33	77	28	60	32	21	31	24	10
écart-type	53	25	8	16	7	7	13	12	2	4	11
moy. (% de DBO)	250	124	100	233	85	180	97	64	95	73	30

Les individus proviennent essentiellement de lagunes tertiaires et de bassins peu chargés (50 kg/ha/j), avec des temps de séjour courts (5 à 20 j. et moyenne à 10 j). Les rendements sont nuls à faibles (30 %), sauf pour les MES (60 %).

b) Côté négatif (Axe 3 - Figure 25)

De ce côté, les individus peuvent se caractériser de la façon suivante :

- La flore bien développée est dominée par les Chlorelles (2.10^8 à $2.10^9/1$) et Scenedesmus (2 à $6.10^7/1$), avec présence d'Euglènes, Chlamydomonas, Golenkinia ou Diatomées, mais absence d'Ankystrodesmus. Les Bactéries libres sont assez abondantes ($6.10^{10}/1$) et les Rhodobactéries présentes occasionnellement. La faune peu développée est représentée par des Protozoaires Ciliés dont Halteria et par de rares Rotifères (Brachionus). Elle est absente pour des pH égaux ou supérieurs à 9.
- Les températures sont moyennes et peu stratifiées (surface 21° , fond 20°), l'oxygène plus souvent présent avec parfois une forte stratification, les pH variables et parfois élevés (8 à 10), ainsi que les rH (22 à 29). Les conductivités sont moyennes (2800 dans 5 cas) ou faibles (600 dans 3 cas). Les concentrations en chlorophylles sont variables mais assez fortes (CHA $\approx 0,9$, CHB $\approx 0,6$) et faibles en Bactéριοchlorophylles (BCH $\approx 0,02$).
- Les concentrations chimiques sont moyennes, relativement plus faibles pour les paramètres filtrés et les nutriments (cf. tableau 37).

TABEAU 37 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des individus les plus représentatifs du côté négatif - Axe 3 - Figure 25

variables	MES	MVS	DBO	DCO	DBF	DCF	NTK	NH4	PTO	PO4	NO3
moy. (8 indiv.)	140	92	104	263	62	159	34	24	24	18	4
écart-type	65	44	35	100	34	79	15	17	13	13	3
moy. (% de DBO)	135	88	100	253	60	153	33	23	23	18	4

- Les individus proviennent de bassins 1, 2 ou 3 de lagunes moyennement chargées. Les temps de passage sont longs (20 à 100 j., moyenne 50 j). Les charges varient de 80 à 120 kg DBO/ha/j. Les rendements, variables, sont parfois bons à cause de faibles débits de sortie et atteignent 60-70 % pour les MES.

c) Synthèse Axe 3

Cet axe oppose des milieux à temps de séjour faible et charge faible du côté positif, à des milieux à temps de séjour long et charge moyenne à forte du côté négatif.

Les premiers sont typiques du traitement tertiaire. Les faibles concentrations d'entrée permettent d'obtenir de faibles concentrations de sortie avec des rendements faibles sur le carbone. Par contre, les grands prédateurs algivores présents, contrôlent efficacement le développement algal et les MES. Les teneurs en nutriments restent élevées et la nitrification est très active (pH alcalins optimaux).

Les seconds sont au contraire typiques de bassins presque stagnants, où la forte activité algale contrôle efficacement les prédateurs (variations d'oxygène ou pH alcalins), avec pour résultat des niveaux de carbone filtré et surtout de MES supérieurs, mais des teneurs voisines en azote et inférieures en phosphore.

3.2.4 - Axe 4 - Figure 22

Les positions des variables sont déjà moins explicites sur cet axe. Cryptomonas et Flagellés du côté positif, s'opposent à Diatomées, Golenkinia et Chromatium du côté négatif.

a) Côté positif (Axe 4 - Figure 25)

De ce côté, les individus ont les caractéristiques suivantes :

- Le Phytoplancton est représenté par des Chlorelles, souvent dominantes (de 10^7 à $10^9/1$), avec présence fréquente d'Euglènes à des concentrations ($10^6/1$) importantes vu leur grande taille, parfois d'Ankistrodesmus (10^6 à $10^8/1$), et, plus rarement, de Scenedesmus ou Cryptomonas (10^6 à $10^7/1$). Il faut noter l'absence constante de Golenkinia et Chlamydomonas.
- Les Bactéries libres sont assez abondantes (2 à $6.10^{10}/1$), ainsi que Thiocapsa. Les Chromatium sont absents. La faune toujours présente, sauf en cas de pH alcalin, est dominée par des bactérivores : Flagellés (Bodo), Ciliés (Uronema, Vorticella microstoma), avec présence sporadique de Rotifères Brachionus.
- Les températures sont variées (de 8 à 30° en surface et de 7 à 21° au fond), avec une stratification parfois forte (de 1 à 10°, et 3° en moyenne). Les charges sont fortes (100 à 200 kg DBO/ha/j) et les temps de séjour variables mais longs (15 à 100 j, 30 j en moyenne).
- Les pH sont légèrement alcalins (autour de 8), les rH moyens, les conductivités variables mais plutôt faibles (500 à 2500). L'oxygène est présent, avec souvent une forte stratification (sursaturation en surface, absent au fond).
- Les concentrations chimiques sont assez fortes, sauf pour les MES et les nutriments (cf. tableau 38).

TABLEAU 38 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des individus les plus représentatifs du côté positif - Axe 4 - Figure 25.

variables	MES	MVS	DBO	DCO	DBF	DCF	NTK	NH4	PTO	P04	N03
moy. (8 indiv.)	136	92	120	267	60	135	43	26	24	14	20
écart-type	65	50	45	87	15	33	16	15	13	9	/
moy. (% de DBO)	113	77	100	222	50	112	36	22	20	12	/

- Les rendements d'élimination sont bons en général (70 %), plus variables pour les MES (30 à 70 %).
- Les individus proviennent de 1^o ou 2^o bassins de séries chargées, mais en début ou fin de saison.

b) Côté négatif (Axe 4 - Figure 25)

Ce côté de l'axe est assez mal défini (seulement 2 individus vraiment représentatifs). On note cependant :

- La flore est dominée par Golenkinia qui est abondante ($5.10^8/1$), en présence de Chlorelles, Ankystrodesmus, Chlamydomonas (variables), et en l'absence d'Euglènes, et Scenedesmus. Les Bactéries libres ($6.10^{10}/1$) et Thiocapsa sont assez abondantes ; les Chromatium rares. On observe une faune banale de Ciliés et Brachionus.
- Les temps de séjour sont longs (20-100 j), mais la charge est assez forte (150-200 kg DBO/ha/j). Les températures sont élevées (surface 26-27°, fond 22-24°), et on note une stratification thermique et de l'oxygène. Les rendements sont moyens. Les individus proviennent du même second bassin de Marseillan, en période de forte charge.
- Si ces individus sont mal définis du point de vue physico-chimique, il faut cependant noter des teneurs relatives fortes en N, P et MES, chlorophylles (CHA = 1 mg/l, CHB = 0,2-0,4 mg/l) et bactériochlorophylles (BCH = 0,1).

c) Synthèse Axe 4

Si les milieux opposés par cet axe 4 sont peu différents par rapport aux charges, temps de séjour, et pour certains paramètres physico-chimiques, les écosystèmes présents sont, eux, bien définis :

- Ce sont, d'une part, des systèmes autotrophes ou hétérotrophes aérobies, à Chlorelles, Euglènes et petits prédateurs. Ces systèmes se différencient des précédents systèmes à forte charge par la longueur des temps de séjour et la stratification thermique maintenant des températures assez faibles au niveau des sédiments.
- D'autre part, un type particulier d'écosystème à Golenkinia, Chlamydomonas et petits prédateurs se développe dans des bassins chargés, à température élevée, recevant eux-même un effluent fermenté, et où la température au niveau des sédiments est élevée, même si ces sédiments sont peu abondants (2^o bassin).

Ces deux écosystèmes, définis par la nature des fermentations, en fonction de la température et de la stratification, peuvent être rapprochés de ceux définis par l'axe 2 à charge plus élevée.

3.2.5 - Axe 5 - Figure 23

Cet axe est faiblement défini du côté positif, par le groupe Golenkinia-Chromatium-Vorticella, et du côté négatif, par le groupe Holotriches-Chlorella-Bactéries libres-Thiocapsa. Apparaissent ainsi deux groupes contenant chacun un type de Protozoaire Cilié, une algue et une Rhodobactérie.

a) Côté positif (Axe 4 - Figure 26)

On peut caractériser les individus les plus représentatifs ainsi :

- Les algues sont relativement abondantes : *Chlorella* ($2 \cdot 10^8$ à $10^9/1$), *Golenkinia* ($5 \cdot 10^7$ à $5 \cdot 10^8/1$), *Chlamydomonas* ($2 \cdot 10^7$ à $2 \cdot 10^8/1$), avec présence d'*Ankystrodesmus* et *Euglena*, et rarement, de *Scenedesmus*. Faune peu développée de Protozoaires Flagellés et Ciliés bactérivores (*Vorticella* sp., *Vorticella microstoma*, *Oicomonas*, *Uronema*), et de rares petits algivores. Bactéries libres assez abondantes (10^{10} - $10^{11}/1$), présence sporadique de Rhodobactéries.
- Teneurs très fortes en chlorophylles (environ 1 mg/l pour CHA et CHB), avec présence sporadique de bactériochlorophylles (BCH = 0 à 0,1). Oxygène présent avec stratification, températures variables (20 à 26°), pH légèrement alcalin (8,1), rH variable (19 à 23) ainsi que les conductivités (supérieures à 2000 micro Mho/cm). Charge forte (150-200 kg/ha/j), et temps de séjour très court (5 à 10 j.).
- Concentrations chimiques assez élevées et relativement faibles pour le phosphore (cf. tableau 39).

TABLEAU 39 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des individus les plus représentatifs du côté positif - Axe 5 - Figure 26

variables	MES	MVS	DBO	DCO	DBF	DCF	NTK	NH4	PTO	P04	NO3
moy. (4 indiv.)	180	113	113	310	61	152	38	33	28	23	0-3
écart-type	100	94	34	43	36	74	27	27	7,5	5	/
moy. (% de DBO)	160	100	/	274	54	134	34	29	25	20	/

- Les prélèvements proviennent de seconds bassins de séries chargées, en fin de saison (dilution de l'eau brute par des pluies et des baisses de charge). Les rendements sont faibles sauf pour le Phosphore.

b) Côté négatif (Axe 5 - Figure 26)

Les individus représentatifs sont peu nombreux mais cependant assez homogènes :

- Algues dominées par les *Chlorelles* ($4 \cdot 10^8$ - $10^9/1$), avec présence fortuite de *Scenedesmus*, *Euglènes*, *Diatomées*. *Ankystrodesmus*, *Golenkinia* et *Chlamydomonas* sont absents. Faune très rare de Ciliés (Coleps). Bactéries libres d'abondance variable, présence de *Thiocapsa* mais absence de *Chromatium*.

- Faibles teneurs en chlorophylles (autour de 0,1 mg/l) et Bactériorchlorophylles (0,03). pH variables légèrement alcalins, rH moyens, oxygène peu abondant, conductivité variable assez élevée (plus de 3000 micro Mho/cm). Températures variables (22-27°). Charge faible (50 kg DBO/ha/j) et temps de séjour longs (plus de 100 j.).
- Comme on le voit dans le tableau 40 les concentrations chimiques sont moyennes et relativement faibles en MES, Phosphore et NH4 (nitrification).

TABLEAU 40 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des individus les plus représentatifs du côté négatif - Axe 5 - Figure 26

variables	MES	MVS	DBO	DCO	DBF	DCF	NTK	NH4	PTO	PO4	NO3
moy. (3 indiv.)	112	63	86	209	53	115	38	16	16	9	7
écart-type	38	4	26	49	7	10	37	14	11	4	2
moy. (% de DBO)	130	73	100	240	62	133	44	19	19	10	8

- Les échantillons proviennent de 3^o bassins de séries en début de saison. Les rendements variables pour le carbone atteignent 60-70 % pour Azote et Phosphore (qui ont des écarts-types beaucoup plus élevés que les carbones filtrés).

c) Synthèse Axe 5

Cet axe est donc bien défini par des paramètres de charge et de temps de séjour, qui semblent agir de concert avec la disponibilité des nutriments (PO4 et NH4) : la fixation de ces derniers augmente avec le temps de séjour, alors que l'activité algale (MES et chlorophylles) diminue et que l'activité bactérienne augmente (densité de bactéries libres et nitrification).

3.2.6 - Axe 6 - Figure 23

Cet axe opposant Holotriches et Vorticelles côté positif, à Halteria côté négatif, semble plus caractérisé par l'évolution de la faune que par celle des algues. Il faut cependant noter que les premiers Protozoaires sont bactériovores, alors que les derniers sont algivores. Il se peut donc que l'examen des individus caractéristiques de cet axe fasse apparaître une relation avec l'activité algale.

a) Côté positif (Axe 6 - Figure 26)

On observe à partir des individus les plus caractéristiques :

- Flore très variée dominée par les Chlorelles d'abondance variable (6.10^7 à $10^9/1$), avec une présence erratique d'Euglènes, Scenedesmus, Ankystrodesmus, Cryptomonas et plus rarement Golenkinia, Chlamydomonas, Diatomées et Pediastrum. Faune variée dominée par des Protozoaires Ciliés bactérivores (Péritriches : Vorticella ; Hypotriches : Stylonichia ; Holotriches), avec présence de Rotifères Brachionus. Bactéries libres d'abondance moyenne (2 à $6.10^{10}/1$), Thiocapsa le plus souvent présent en densité variable (10^7 à $10^{10}/1$) et Chromatium pratiquement absent.
- Températures variables (18 à 27°), oxygène présent, et faible stratification de ces deux paramètres. Teneurs moyennes en Chlorophylles et faibles en Bactériochlorophylles, (CHA = $0,5$; CHB = $0,3$; BCH = $0,03$). Conductivité généralement élevée (3000) sauf quelques cas inférieurs à 700 micro Mho/cm. Dans ces derniers cas, les pH variables ($7,2$ à $8,2$) deviennent élevés (9 à 11), la faune disparaît et il y a présence de Cryptomonas.
- Concentrations chimiques assez faibles et écarts-types élevés surtout pour les paramètres filtrés, et présence de nitrates (cf. tableau 41).

TABLEAU 41 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des individus les plus représentatifs du côté positif - Axe 6 - Figure 26

variables	MES	MVS	DBO	DCO	DBF	DCF	NTK	NH4	PTO	PO4	NO3
moy. (12 indiv.)	125	72	86	209	52	121	34	18	22	16	6
écart-type	80	60	38	84	18	37	20	15	12	9	8
moy. (% de DBO)	145	84	100	243	60	140	39	21	26	19	7

- Les prélèvements proviennent de seconds et surtout troisièmes bassins de séries bien chargées, à temps de séjour très longs (supérieurs à 100 j. en général), dus à des infiltrations, ou en période de démarrage. Les charges superficielles ne sont pas négligeables pour autant : 50 à 60 kg DBO/ha/j, et jusqu'à 100 à 200 kg pour certains individus. Dans ces milieux stagnants, et vu la faiblesse des débits de sortie, les rendements sont difficiles à définir, mais apparemment meilleurs pour les nutriments.

b) Côté négatif (Axe 6 - Figure 26)

Les individus se caractérisent par :

- Flore dominée par les Chlorelles d'abondance variable (6.10^7 à $8.10^9/1$), présence de Golenkinia, Scenedesmus et Euglena, mais absence d'Ankystrodesmus et Chlamydomonas. Bactéries libres abondantes ($10^{11}/1$), mais Rhodobactéries absentes. Faune caractérisée par le Ciliés algivore Halteria, avec présence de quelques Ciliés Holotriches bactérivores (Uronema, Paramecium) et Rotifères (Brachionus).

- Teneurs en chlorophylles faibles (CHA = 0,34 mg/l en moyenne, CHB = 0,16), et nulles en Bactéριοchlorophylles. Températures moyennes (19-24°) avec faible stratification, oxygène stratifié mais présent même au fond (surface : 8 mg/l ; fond : 2 mg/l), pH légèrement alcalin (8-8,5), rH variables et assez élevés (22-29), conductivité moyenne (1000 à 3000 micro Mho/cm).
- Les concentrations chimiques sont faibles, surtout pour les paramètres filtrés, mais relativement plus fortes pour les MES et NH₄ (cf. tableau 42).

TABLEAU 42 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des individus les plus représentatifs du côté négatif - Axe 6 - Figure 26

variables	MES	MVS	DBO	DCO	DBF	DCF	NTK	NH ₄	PTO	PO ₄	NO ₃
moy. (6 indiv.)	141	92	75	202	33	83	41	36	28	25	2,8
écart-type	50	36	27	76	12	30	20	19	8	8	1,6
moy. (% de DBO)	190	123	100	270	44	110	55	48	37	34	3,6

- Les individus proviennent de premiers et seconds bassins de lagunes peu chargées, ou de traitement tertiaire. Les temps de séjour sont courts (20 j. en moyenne, et 3 j. en traitement tertiaire). Les charges sont moyennes (50 à 100 kg DBO/ha/j, et jusqu'à 200 kg en tertiaire). Les rendements sont variables mais plutôt faibles.

c) Synthèse Axe 6

Sur cet axe 6, ne sont représentés que des bassins en charge faible à moyenne (sauf cas de traitement tertiaire), avec une certaine activité algale en l'absence de grands prédateurs.

Parallèlement à l'opposition relative aux faunes et flores, on constate que les individus représentatifs sont nettement différenciés par le temps de séjour qui définit :

- * côté positif, des milieux stagnants, où, en présence de faibles activités algales et prédatrice, l'épuration porte surtout sur les formes minérales de l'azote et du phosphore, mais peu sur la DBO. On peut penser à une reprise des matières organiques dans les sédiments, seul lieu possible de la faible activité anaérobie, décelable dans le milieu. Sont caractéristiques de ces milieux, la grande diversité des Algues et l'apparition de groupes peu répandus (Pediastrum, Cryptomonas, Diatomées).
- * côté négatif, des milieux ouverts, à temps de séjour court et apparemment sans activité anaérobie, caractérisés par une flore moins diversifiée et une certaine prédation où les concentrations faibles en matière organique dissoute s'accompagnent par contre de plus fortes concentrations en MES et nutriments, dont une bonne part sous forme minérale.

3.3 - CONCLUSION DE L'ANALYSE DES PARAMETRES PLANCTONIQUES

L'intérêt de la méthode utilisée apparaît ici dans le très net parallèle possible entre les variations quantitatives des dénombrements de populations introduites dans l'analyse, et la caractérisation des axes selon des paramètres non introduits dans l'analyse : composition chimique, charge, temps de séjour, conductivité, températures et stratification.

3.3.1 - Séparation des phénomènes indépendants

Les phénomènes indépendants séparés par les différents axes apparaissent par ordre d'importance décroissante comme :

- Axe 1 : Le phénomène de virage à *Thiocapsa* lié aux augmentations de charges et diminutions de temps de séjour, dans une gamme de fortes charges et faibles temps de séjour (évolution caractérisée par les MES et paramètres filtrés).
- Axe 2 : Un autre phénomène de virage à *Chromatium*, lié aux augmentations de température au niveau des sédiments et diminution des temps de séjour, dans une gamme de charges un peu inférieures aux précédentes (évolution jouant sur les MES, paramètres filtrés et nutriments).
- Axe 3 : Le contrôle réciproque des peuplements d'algues et de prédateurs en fonction des charges et temps de séjour, avec opposition de ces deux facteurs par rapport à l'axe 1 (prédation favorisée en charge faible et temps de séjour court), et intervention possible de la conductivité (évolution jouant sur tous les paramètres sauf les nutriments).
- Axe 4 : L'intervention de la fermentation (sédiments ou effluents) sous l'effet de la température, dans des systèmes à temps de séjour long et charge moyenne à forte.
- Axe 5 : Le rôle des charges et surtout des temps de séjour évoluant inversement (opposition : milieux stagnants-milieux ouverts), comme pour l'axe 1 mais dans une gamme de charges plus faibles et à des concentrations en nutriments plus faibles (évolution des MES et nutriments minéraux, surtout PO₄, nitrification).
- Axe 6 : la même intervention des charges et temps de séjour, mais à niveau plus faible pour les charges, bien que les MES soient supérieures, (évolution sur paramètres filtrés et nutriments minéraux).

Les phénomènes décrits ci-dessus se rapportent donc essentiellement aux influences des facteurs : charge, temps de séjour et température.

3.3.2 - Rapprochements avec l'analyse des paramètres physico-chimiques

En comparant avec les résultats présentés au § 2, on peut noter :

- les axes 1, 2 et 4 détaillent le phénomène de virage décrit par le seul axe 1 de l'analyse physico-chimique ;
- les axes 1 et 2 opposent forte charge et faible temps de séjour à faible charge et long temps de séjour, avec (axe 2) ou sans (axe 1) influence de la température ;
- les axes 5 et 6 décrivent au contraire un parallèle entre charges et temps de séjour, mais pour des milieux moins chargés donc en-dehors de la zone de virage. La différence entre ces deux axes est peu évidente (évolution des nutriments, MES, et paramètres filtrés) ;
- les équilibres physico-chimiques n'apparaissent que dans les axes 3 (conductivité et rapport proie-prédateur) et 5 (nitrification).

Pour retrouver la diversité des équilibres décrits par l'analyse physico-chimique, il serait nécessaire d'aller plus loin dans l'analyse, mais on se heurte à la faible représentativité des axes suivants.

En définitive, si la charge est toujours le paramètre le plus important, le temps de séjour est très important dans cette analyse de la composition planctonique. Les températures sont plus importantes et les conductivités moins importantes que dans l'analyse physico-chimique.

Enfin, cette analyse met en évidence des comportements de paramètres dont certains se trouvaient déjà dans l'analyse physico-chimique :

- Mauvaise séparation le long des axes des variables physico-chimiques, surtout pour la DBO et la DCO, prises isolément, qui sont donc les plus mauvais paramètres caractéristiques de l'évolution des peuplements.
- Evolution le long des axes souvent limitée à quelques groupes de paramètres, séparés ou combinés : MES, paramètres filtrés (DBF-DCF), nutriments totaux (NTK, PTD) ou, mieux, minéraux (NH₄, PO₄).
- Caractérisation des axes meilleure par les écosystèmes ou les paramètres opératoires (charges, temps de séjours).
- Référence des écosystèmes à un type d'activité (anaérobies, aérobies, phototrophes, hétérotrophes, avec ou sans prédateurs ...). Si certaines populations apparaissent assez ubiquistes (Chlorelles, Ciliés, Bactérovores), certaines sont beaucoup plus spécifiques de conditions données (Chlamydomonas, Golenkinia, Euglènes, Cryptomonas, Rhodobactéries, Halteria, grands Algivores).
- Le phénomène de virage, bien détaillé ici, apparaît sur plusieurs axes avec différentes combinaisons de composantes. Cependant, l'existence d'autres systèmes définis par les mêmes paramètres influents (charge, temps de séjour, température), montre que ce phénomène n'est pas fondamentalement différent des autres successions d'écosystèmes : il est seulement plus net au niveau chimique et planctonique.
- Enfin, plusieurs axes indépendants représentent la même évolution des charges et temps de séjour, dans des gammes plus ou moins différentes. On peut en conclure, qu'en plus de l'intervention possible d'autres paramètres, l'indépendance ainsi définie entre écosystèmes successifs est la preuve de la stabilité propre de ces écosystèmes, stabilité due à des phénomènes de régulation (feed back) internes.

4. Paramètres physico-chimiques et biologiques synthèse et schémas d'évolution de l'épuration

4.1 - COMPARAISON DES RESULTATS DES DEUX ANALYSES

Les deux analyses effectuées, l'une sur les données physico-chimiques, l'autre sur les concentrations par genres ou groupes des individus du plancton, font apparaître un classement de données selon des mécanismes d'équilibre caractéristiques des écosystèmes en jeu et très proches pour les deux analyses.

Le phénomène prépondérant est celui du virage, dû à la "surcharge", défini par l'augmentation des concentrations chimiques en sortie du bassin et par le changement de la composition planctonique au profit d'un nombre réduit de groupes algaux et bactériens, dont les Rhodobactéries.

Apparaissent également des phénomènes de virage liés davantage à la fermentation des sédiments ou de l'eau brute qu'à des charges élevées. Il y a dans ces zones de charge, compétition entre deux métabolismes algaux, autotrophe ou hétérotrophe.

En charge plus faible, c'est par l'intermédiaire des paramètres électrochimiques (pH, conductivité, oxygène dissous) qu'a lieu un contrôle réciproque des peuplements d'algues et de prédateurs.

D'autres équilibres apparaissent encore de façon moins nette, comme le déclenchement et l'importance de la nitrification en faible charge, et le contrôle du zooplancton bactériovore en forte charge.

La séparation possible de l'influence du même paramètre (charge, température, temps de séjour ...) sur des axes différents d'une même analyse, montre l'existence de plusieurs mécanismes indépendants de régulation de l'épuration.

L'épuration peut alors être considérée comme un phénomène discontinu, résultat de l'activité d'écosystèmes se succédant dans le temps et dans l'espace, définis par leurs propres compositions planctoniques et physico-chimiques, et possédant leurs domaines de stabilité, mécanismes régulateurs et transitions vers d'autres écosystèmes.

4.2 - CLASSIFICATION DES CONDITIONS D'EPURATION

Les classifications des données obtenues correspondent bien à diverses combinaisons de paramètres opératoires disponibles, soit introduits dans l'analyse (conductivité), soit non introduits (charge, temps de séjour, températures).

Au vu des résultats obtenus, certains paramètres auraient pu être intéressants (teneur de l'eau brute en composés de fermentation, éclaircissement), mais n'ont pu être recueillis dans le cadre de l'étude (on peut cependant grossièrement estimer qu'ils sont en relation avec la température de surface).

Chacun des paramètres étudiés semble devenir prépondérant en-deçà ou au-delà de certaines limites :

- charge : < 50 ou > 200 kg DBO/ha/j
- temps de séjour : < 10 j ou ≥ 100 j
- conductivité : ≤ 700 μ Mho/cm et pH $> 8,5$
- température : $> 22^\circ$ pour les sédiments
 $> 24^\circ$ en surface

L'ordre d'importance des paramètres varie selon les conditions, mais la charge semble cependant prépondérante.

4.2.1 - Surcharge (> 200 à 300 kg DBO/ha/j)

L'abondance de Bactéries libres ($> 10^{11}/l$) et d'algues ayant un métabolisme hétérotrophe entraîne la disparition de l'oxygène ou son confinement à une faible épaisseur en surface.

4.2.1.1 - Influence de la température

La fermentation du carbone organique dissous et des sédiments entraîne, selon la température, la libération :

- à température élevée $> 20^\circ\text{C}$, de composés minéraux plus ou moins réducteurs (CH_4 , CO_2 , H_2S) qui va de pair avec l'épuration du carbone organique, l'acidification et la toxicité du milieu ;
- à température plus basse, de composés organiques réduits (acides organiques : acétique, lactiques ou autres).

Les algues se développant dans de tels milieux sont toutes capables d'utiliser le carbone organique sous forme plus (Chlamydomonas) ou moins réduite (Euglènes). Mais l'anoxie permet le développement de Bactéries phototrophes concurrentes (Rhodobactéries) qui atteignent des concentrations élevées ($2 \cdot 10^{10}/l$).

Cette compétition est également fonction des températures (favorables aux Rhodobactéries au-dessus de 24°), mais aussi du degré de stratification. Celle-ci freine le passage des composés réduits du fond vers la surface, et permet la formation, selon la profondeur de sortie, d'une couche riche en algues en surface. Elle maintient aussi les sédiments à une température plus basse.

La stabilité des systèmes obtenus est démontrée par la persistance des Rhodobactéries après diminution de charge (inertie) et par leur apparition progressive dans l'ordre des bassins (contamination).

Il faut noter la disparition de la faune (anoxie-toxicité), ou sa limitation à de rares Protozoaires (Flagellés gn. Bodo en traitement tertiaire ou Ciliés gn. Vorticella microstoma ou Vorticella alba en traitement primaire).

On peut résumer l'influence de la température comme suit :

- Température de surface $\geq 24^\circ$, stratification de 4 ou 5° :

Chlorelles éliminées au profit de Chlamydomonas ($2 \cdot 10^8/1$ max.). Concentrations élevées mais bon rendement sauf pour les MES (cas du côté négatif de l'axe 5, pour l'analyse physico-chimique et du côté négatif de l'axe 1, pour l'analyse planctonique). Possibilités de développement de Chromatium en plus de Thiocapsa si la température en surface est 25° et la température au fond 20° .

- Température de surface entre 20 et 24° :

Développement de Chlorelles (10^8 à $10^9/1$ max), en compétition avec Chlamydomonas, d'autant que les températures sont plus faibles et les milieux plus homogènes (destruction de la stratification). Les concentrations sont encore plus élevées (côté positif, axe 1, de l'analyse physico-chimique).

- Température de surface inférieure à 20° :

Développement d'Euglènes ($10^6/1$ max) en compétition avec les Chlorelles, d'autant plus qu'il y a stratification et que la température au fond est inférieure à 17°C . Chlamydomonas est éliminé.

4.2.1.2 - Influence du temps de séjour

Dans la gamme rencontrée lors de l'étude (de 5 à 10 j), les temps de séjour semblent avoir peu d'effet :

- Pour 5 jours : apparition de Chromatium, baisse des Thiocapsa ($< 10^{10}/1$) et des Bactéries libres (10^9 à $10^{10}/1$), Chlamydomonas favorisés ;
- Pour 8 à 10 jours : Thiocapsa prépondérant ($\geq 2 \cdot 10^{10}/1$), fort développement des Bactéries libres ($10^{11}/1$), Chlorelles favorisées.

On peut penser que les faibles temps de séjour favorisent les algues et bactéries mobiles, capables de se stratifier au-dessus des profondeurs de sortie.

4.2.2 - Forte charge (environ 200 kg DBO/ha/j)

Dans cette gamme de charge, on a augmentation des possibilités de métabolisme photo-autotrophe pour les algues, donc de métabolisme aérobie pour les bactéries.

En plus des algues déjà rencontrées, apparaissent Scenedesmus et Cryptomonas. La faune de Protozoaires bactérivores se diversifie (petits Flagellés variés, Ciliés Holotriches et Hypotriches), quelques rares algivores apparaissent sporadiquement (Rotifères Brachionus).

L'essentiel de la compétition a lieu entre algues et Rhodobactéries (ces dernières fluctuent de 0 à $10^{10}/1$), et entre algues elles-mêmes, la faune intervenant peu ici.

Dans ce cas, les paramètres importants, sont, outre la température et la stratification comme précédemment, le temps de séjour qui varie dans une large fourchette (de 10 à 100 jours), et la conductivité.

4.2.2.1 - Cas des temps de séjour courts (5 à 15 jours)

Les milieux correspondants sont apparus deux fois dans les analyses :

- A température élevée (23-24°), sans stratification, avec des possibilités de fermentation des sédiments ou de l'effluent brut (bassins de tête, arrivée d'H₂S), apparaît une flore de Chlorelles, Ankystrodesmus, Chlamydomonas. Les Rhodobactéries sont abondantes (Thiocapsa : $10^{10}/l$, Chromatium jusqu'à $10^8/l$). Ces milieux sont caractérisés par le côté négatif de l'axe 2 de l'analyse planctonique.
- A température variable, avec une stratification faible, et un effluent pouvant contenir du carbone organique réduit mais moins d'H₂S (second bassin de Marseillan), correspond : une flore de Chlorelles, Chlamydomonas, Golenkinia ou Euglènes, réparties selon la température comme en cas de surcharge (les Golenkinia se comportant pour la température comme les Chlorelles), une faune de petits Ciliés bactérivores et la présence variable de Thiocapsa (0 à $10^9/l$).

Ces milieux sont caractérisés par le côté positif de l'axe 5, de l'analyse planctonique.

L'analyse planctonique a donc séparé deux fois des milieux caractérisés par le raccourcissement du temps de séjour, et se ressemblant par certains aspects :

- fortes teneurs en bactéries libres ($6 \cdot 10^{10}$ à $10^{11}/l$) ;
- assez fortes concentrations en algues et en Chlorophylles (fort rapport CHB/CHA) ;
- faune absente ou réduite ;
- teneurs relatives élevées en MES et nutriments avec donc un certain équilibre des activités algales hétéro et autotrophes, dépendant comme le développement des Rhodobactéries du degré de fermentation de l'effluent ou des sédiments.

4.2.2.2 - Cas des temps de séjour longs (20 à 100 jours)

Dans cette gamme de charge et de temps de séjour, la même opposition de milieux relative à la conductivité est apparue dans les deux analyses :

- Conductivité faible (côté positif, axe 2, analyse physico-chimique : moy. 800 micro Mho/cm ; côté positif, axe 4, analyse planctonique : 500 à 2500 micro Mho/cm) : On note l'absence de Chlamydomonas et Golenkinia au profit des Chlorelles et Euglènes présentes ensemble. De plus, les concentrations en algues et chlorophylles restent faibles. Les Bactéries libres sont assez abondantes (2 à $6 \cdot 10^{10}/l$), ainsi que les Thiocapsas (1 à $2 \cdot 10^{10}/l$). La faune est réduite à de rares Ciliés bactérivores, petits Flagellés, et très rarement Brachionus. Les températures sont moyennes, avec une certaine stratification. Les teneurs en oxygène sont très variables avec parfois de fortes stratifications et fortes teneurs en surface.

- Conductivité forte (côtés opposés des axes précédents : respectivement 3000 et de 3000 à 6000 micro Mho/cm) :

En ce cas, les *Golenkinia* ($5.10^8/1$), *Chlamydomonas* ($10^8/1$) ou *Scenedesmus* ($10^8/1$) dominant individuellement en compétition avec les Chlorelles ($10^9/1$). Les concentrations en algues, Chlorophylles, Bactéries libres (6.10^{10} à $1.10^{11}/1$) et MES sont plus élevées. La faible différence entre les deux analyses porte surtout sur l'influence de la température et du degré de fermentation de l'effluent (séparation des algues identique aux cas précédents).

4.2.2.3 - Récapitulatif

En forte charge, l'augmentation des temps de séjour se traduit donc par l'augmentation de l'activité algale phototrophe (augmentation des chlorophylles et diminution des nutriments).

De l'intervention à ce niveau de la conductivité, on peut déduire que l'activation de ce métabolisme se heurte à une limite traduite aussi bien par la physico-chimie que par la nature du peuplement, limite de la disponibilité du CO_2 liée au pouvoir tampon de l'eau.

4.2.3 - Charge moyenne (50-100 kg DBO/ha/j)

Sauf exception, les Rhodobactéries sont absentes et l'oxygène abondant. Le métabolisme algal photosynthétique concurrence donc efficacement le métabolisme hétérotrophe et le métabolisme des Rhodobactéries.

Par contre, l'apparition variable de la faune algivore signale les possibilités nouvelles par rapport aux fortes charges de compétition entre faune et flore.

Dans cette gamme de charge, les paramètres temps de séjour et conductivité semblent intervenir efficacement sur ces relations de compétition, le rôle de la température étant moins net.

Le paramètre prépondérant change selon l'analyse : conductivité pour l'analyse physico-chimique, temps de séjour pour l'analyse planctonique.

4.2.3.1 - Influence de la conductivité

Ce paramètre intervient sur l'axe 3 de l'analyse physico-chimique. Les charges y sont plutôt faibles (40 à 80 kg DBO/ha/j) et les temps de séjour, moyens (25 à 100 j) :

- Les faibles conductivités (500 micro Mho/cm) et pH élevés (10) se retrouvent côté négatif de cet axe 3 (analyse physico-chimique), avec des températures peu élevées (inférieures à 20°). Ce sont des milieux à *Golenkinia*, *Scenedesmus*, Euglènes, et, moins abondantes, des Chlorelles, Diatomées, *Cryptomonas*. Les Bactéries libres sont assez abondantes ($2.10^{10}/1$), l'oxygène est en sursaturation en surface, les chlorophylles sont très abondantes (plus de 1 mg/l). La faune est absente, et c'est un bon exemple de l'élimination de la faune par l'augmentation du pH due aux déplacements des carbonates par la photosynthèse. Si les MES et nutriments minéraux sont peu élevés, les DBO sont beaucoup plus élevés que les DBF. Une différence sensible existe avec les axes où se trouve une conductivité faible mais en charge plus forte (côté positif, axe 2 de l'analyse, physico-chimique et côté positif, axe 4 de l'analyse planctonique), où l'on note une activité photosynthétique inférieure, en parallèle avec la présence d'une faune de petits Ciliés. Il se pourrait que dans ces derniers cas l'activité algale soit contrôlée par la disponibilité des nutriments (teneurs assez faibles en NH_4 et PO_4).

- Les fortes conductivités et pH moyens (7 à 8) se retrouvent côté positif du même axe 3 (analyse physico-chimique). Bien que les charges et temps de séjour soient un peu supérieurs, les concentrations en chlorophylles sont beaucoup plus faibles, malgré l'abondance des Chlorelles, et les concentrations physico-chimiques plus faibles, mis à part les MES qui sont plus élevées. La microfaune est présente (petits Ciliés).

4.2.3.2 - Influence des temps de séjour

Sur l'axe 6 de l'analyse planctonique, s'opposent des milieux stagnants (temps de séjour supérieurs à 100 j) du côté positif, et des milieux ouverts (environ 20 j de temps de séjour) du côté négatif.

Si les Chlorelles sont abondantes dans les deux cas (10^8 - $10^9/1$), dans le premier se retrouvent Euglènes (10^6 à $10^7/1$), Ankyrodesmus (10^6 à $10^8/1$), et plus rarement Scenedesmus, Chlamydomonas et Golenkinia, avec présence variable de Thiocapsa (10^7 à $10^{10}/1$) et d'une faune de petits Protozoaires, alors que dans le second se retrouvent Golenkinia (10^6 - $10^7/1$), Scenedesmus (10^6 - $10^7/1$) et plus rarement Euglena (10^5 - $10^6/1$), avec absence de Thiocapsa, et faune caractérisés par Halteria et Brachionus.

Les milieux fermés offrent donc plus de possibilité de fermentation (donc de dépôts). Ils présentent des concentrations plus élevées sur les paramètres filtrés (DBF-DCF), inférieures sur les MES et nutriments (surtout les formes minérales), et voisines sur les paramètres bruts (DBO et DCO). Ces différences d'élimination sont à mettre au compte d'une activité algale inférieure ou prédatrice supérieure. Elles sont par ailleurs à rapprocher de ce qui a été noté en bibliographie pour la différence de régime hydraulique (bassin unique/bassin en série).

Enfin, une certaine ressemblance, surtout physico-chimique, existe entre les milieux à faible conductivité et les milieux à longs temps de séjour. Elle porte sur les faibles concentrations en azote minéral, qui pourrait être un facteur limitant de la croissance algale.

4.2.3.3 - Influence de la charge

Dans le domaine considéré (50 à 100 kg DBO/ha/j), les variations de charge semblent peu importantes. Les seuls cas intéressants sont des oppositions avec des gammes de charge plus fortes ou plus faibles.

Ainsi, le côté positif de l'axe 1, de l'analyse planctonique (charge environ 100 kg DBO/ha/j et temps de séjour 20 à 30 j) est caractérisé par des algues variées (selon températures), mais en absence de Chlamydomonas, les Thiocapsa sont présents, ainsi qu'une faune de Ciliés et de rares Brachionus. Ce côté, caractéristique d'une activité algale avant virage, est opposé au côté négatif, caractérisé par le virage et la dominance de Chlamydomonas.

Cette opposition marque la limite de l'influence de la fermentation avant virage. Ainsi, les concentrations physico-chimiques sont du même ordre que celles de cette gamme de charge, avec des teneurs en nutriments un peu plus élevées.

Le côté négatif de l'axe 3 de l'analyse planctonique (charge 80 à 120 kg DBO/ha/j. et temps de séjour 20 à 100 j) est caractérisé par : Chlorella (10^8 - $10^9/1$), Scenedesmus (10^7 - $10^8/1$), et des algues variées. La présence d'une faune d'Halteria et Brachionus dépend des conductivités et pH variables. Les Chlorophylles sont abondantes, l'activité algale est forte, et ce cas est bien celui d'une compétition algues-prédateurs. Les concentrations chimiques sont moyennes pour la zone de charge considérée (comprises dans la gamme définie par l'axe 6 de l'analyse planctonique, influence du temps de séjour cf. § 4.2.3.2).

A ce côté négatif (axe 3 - analyse planctonique) s'opposent des cas de charge plus faible, avec présence de grands prédateurs. Cette zone de charge représente donc bien la zone de transition entre systèmes à grands prédateurs en faible charge, et systèmes à Rhodobactéries et métabolisme hétérotrophe en charge plus forte. C'est ici qu'a lieu la compétition entre métabolisme algal autotrophe et prédation, les facteurs de contrôle étant : temps de séjour; disponibilité en nutriments, conductivité et fermentation.

4.2.4 - Faibles charges (≤ 50 kg DBO/ha/j)

Les paramètres qui différencient les axes caractérisés par des bassins en faible charge sont essentiellement les charges et temps de séjour. Les conductivités et températures semblent peu intervenir ici.

4.2.4.1 - Influence de la charge

Deux cas sont séparés par l'analyse des paramètres physico-chimiques :

- Charge un peu plus élevée (50 kg DBO/ha/j), temps de séjour plus court (25-50 j) sauf cas de traitement tertiaire à temps de séjour très court et charge plus élevée (côté positif de l'axe 4) : la différence avec les charges plus élevées tient surtout à la diminution des MES (110 mg/l) et DBO (75 mg/l) et aux concentrations en algues (uniquement Chlorelles) plus faibles ($10^7/l$), ainsi que les Chlorophylles. Dans la faune variée de bactérivores et algivores, apparaissent de grands algivores (Rotifères Keratella, Daphnies).
- Charge un peu plus faible (40 kg DBO/ha/j) et temps de séjour un peu plus long (100 j) (côté négatif, axe 1) : les rendements sont bons et les concentrations faibles pour les MES et DBO (respectivement 83 et 45 mg/l), mais encore plus pour les nutriments (respectivement 25, 11, 13 et 7 mg/l pour PTO, PO₄, NTK et NH₄). Flore variée et faune à grands prédateurs sont peu concentrées, ainsi que les Bactéries libres.

4.2.4.2 - Influence du temps de séjour, de la conductivité et de la température

A ces paramètres, l'analyse planctonique est plus sensible et l'on y retrouve trois cas différenciés dans la zone de charge considérée :

- Temps de séjour longs (supérieurs à 100 j), conductivité moyenne (3000-4000 micro Mho/cm), température assez forte (22-24°), (côté négatif de l'axe 5) :

l'épuration porte sur azote et surtout phosphore (concentrations à peine supérieures aux cas précédents), mais les MES et DBO restent assez fortes (respectivement 112 et 86 mg/l). Les Chlorelles sont abondantes ($10^8-10^9/l$), il y a présence de Thiocapsa ($10^8-10^9/l$), et la faune est réduite à quelques Ciliés bactérivores.

- Temps de séjour (30 à 100 j), températures (19-21°) et conductivités (500 à 2600 micro Mho/cm) un peu plus faibles dans l'ensemble, pH légèrement plus élevés, (côté positif, axe 2) :

DBO (86 mg/l) et phosphore (18 à 12 mg/l pour PTO et PO₄) y sont comparables, mais MES (100 mg/l) et surtout azote (18 et 11 mg/l pour NTK et NH₄) y sont plus faibles. Les Chlorelles absentes, sont remplacées par Scenedesmus ou des Diatomées, peu abondantes ($10^7/l$) et la faune est caractérisée par des petits algivores (Halteria et Brachionus).

- Temps de séjour court (5-20 j), à charge comparable (20 à 60 kg DBO/ha/j) en traitement tertiaire (côté positif, axe 3) :

Comme pour le côté positif (axe 1, analyse physico-chimique), les MES (80 mg/l) et DBO (33 mg/l) sont faibles, mais les teneurs en nutriments sont beaucoup plus élevées : 32, 21, 31 et 24 mg/l pour respectivement NTK, NH₄, P₂O₅ et PO₄. Les Chlorelles sont peu concentrées (10⁷/l), ainsi que les chlorophylles. Les températures sont moyennes (21-23°), et la faune comprend de grands algivores (Keratella-Daphnies).

En faible charge, élimination du carbone et des nutriments n'obéissent pas aux mêmes lois, le premier étant plus sensible à la charge, et les seconds au temps de séjour.

Dans ce cadre de l'étude (zones et périodes estivales), l'obtention de faibles concentrations de sortie est possible mais difficile à contrôler. En ce qui concerne MES et DBO, elle dépend de la présence d'algivores, favorisés par l'absence de fermentation et un temps de séjour court, et défavorisés en cas contraire, alors que l'élimination des nutriments est favorisée par l'augmentation des temps de séjour et des températures. Elle nécessite en tout cas d'atteindre des charges inférieures à 50 kg DBO/ha/j. dans le dernier bassin, pour un temps de séjour total de 50 à 100 jours sur l'ensemble de la série.

5. Analyse d'autres paramètres du lagunage

Vu le plus faible nombre de points de mesure, ces paramètres ont été analysés séparément, en deux groupes : paramètres de charge et de rendement, d'une part, et paramètres sédimentologiques, d'autre part.

5.1 - ANALYSE DES PARAMETRES DE CHARGE ET DE RENDEMENT

5.1.1 - Résultats

Une première analyse a été conduite sur 33 individus et 8 variables comprenant : les rendements en flux sur MES (RMS), DCO (RDO), DCO filtrée (RDF), azote ammoniacal (RNH), les abattements logarithmiques des coliformes fécaux (RCL) et des streptocoques fécaux (RST), et les deux paramètres de charge les plus importants, charge superficielle (CHS) et inverse des temps de séjour (1/T).

L'inertie expliquée par les premières composantes principales est présente dans le tableau 43.

TABLEAU 43 : Importance des axes principaux pour l'analyse des paramètres de charge et de rendement

axes	1	2	3	4	5	6
% de l'inertie totale	44	20	11	10	7	4
% d'inertie cumulée	44	64	75	85	92	95

Comme dans l'analyse des paramètres physico-chimiques, le premier axe prédomine largement, et la représentation obtenue est très bonne avec les 4 premiers axes.

Les positions relatives des variables et des individus sur les six premiers axes sont portées en figures 27 à 31.

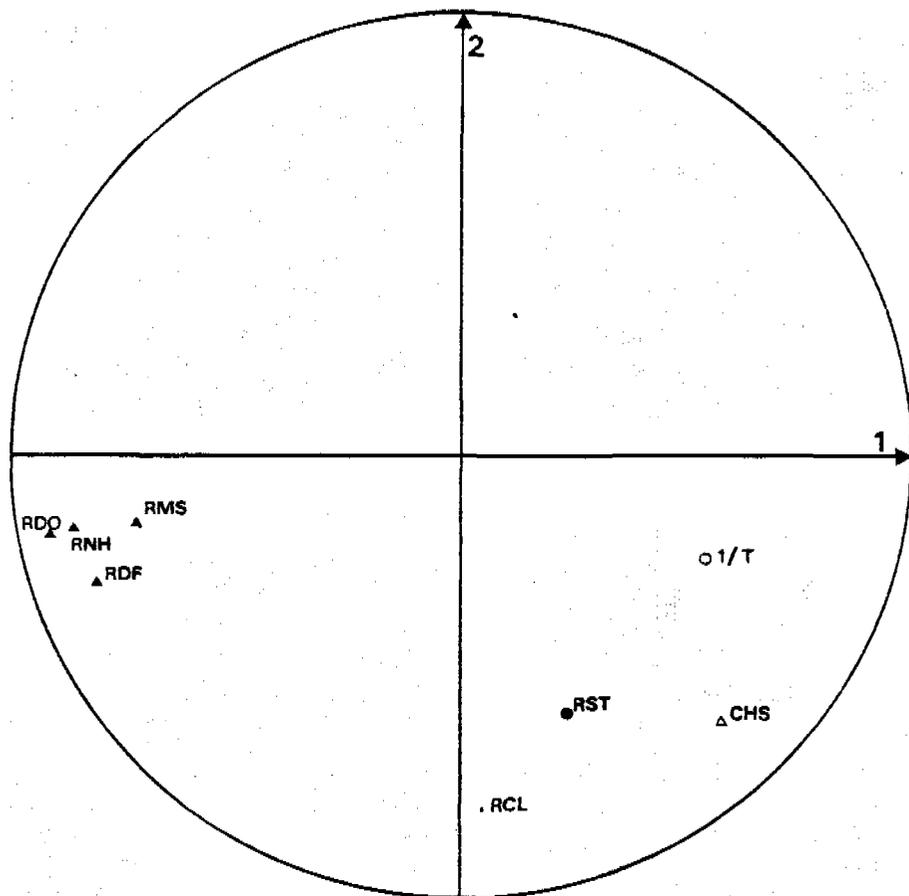


Figure 27: Analyse des paramètres de charge et de rendement
Représentation des variables suivant les axes 1 et 2

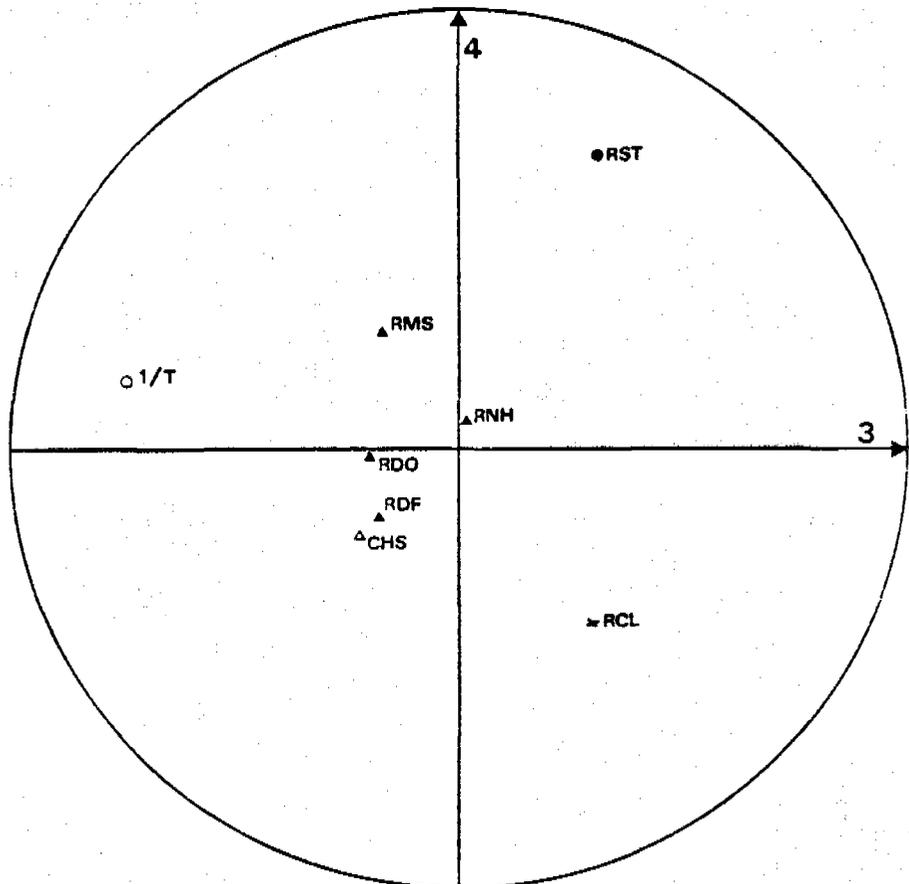


Figure 28: Analyse des paramètres de charge et de rendement
Représentation des variables suivant les axes 3 et 4

5.1.2 - Interprétation

5.1.2.1 - Axe 1 - Figure 27

Cet axe qui représente une grande part de la variance des résultats est fortement dominé par l'opposition entre charge superficielle, inverse des temps de séjour, d'une part, et rendements physico-chimiques, d'autre part.

Il faut remarquer la relative indépendance des éliminations bactériennes par rapport à cet axe.

L'examen des individus représentatifs permet de préciser ces tendances.

a) Côté positif (Axe 1 - Figure 30)

Se rencontrent des charges variables mais assez fortes (70 à 200 kg DBO/ha/j), des temps de séjour variables mais plutôt courts (environ 10 jours) et des rendements physico-chimiques faibles ou nuls, bien que les concentrations ne soient pas très élevées, comme on peut le voir dans le tableau 44.

TABLEAU 44 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des individus les plus représentatifs du côté positif - Axe 1 - Figure 30

variables	MES	MVS	DBO	DCO	DBF	DCF	NTK	NH4	PTO	P04
moy. (4 indiv.)	153	82	80	227	60	149	35	(27)	28	22
écart-type	37	63	45	132	35	79	10	/	4	3

Les autres paramètres sont assez moyens : conductivité variable et plutôt faible (700-2000 micro Mho/cm), pH (8,1 à 8,5) et rH moyens (19 à 22), températures plutôt élevées (22 à 26°).

Les algues sont dominées par les Chlorelles abondantes (10^8 à plus de $10^9/1$), avec Chlamydomonas ($10^7/1$), mais absence d'autres groupes. Les Bactéries libres sont concentrées ($10^{11}/1$ et plus), et les Rhodobactéries rares. La faune variable est mieux développée en cas de temps de séjour court.

Les individus proviennent de premiers ou deuxièmes bassins de séries bien chargées mais non surchargées, et il semble que la baisse des rendements soit due dans ces conditions à la réduction des temps de séjour.

b) Côté négatif (Axe 1 - Figure 30)

Se rencontrent des charges faibles (inférieures à 50 kg/ha/j), des temps de séjour très longs (supérieurs à 100 j) et des rendements physico-chimiques élevés.

Les concentrations (cf. Tableau 45) sont assez faibles dans l'ensemble, sauf pour les nutriments qui sont beaucoup moins concentrés. Les rH (21 à 25), conductivité (3000), et températures (21 à 27° avec une stratification de 3° environ) sont plutôt élevés.

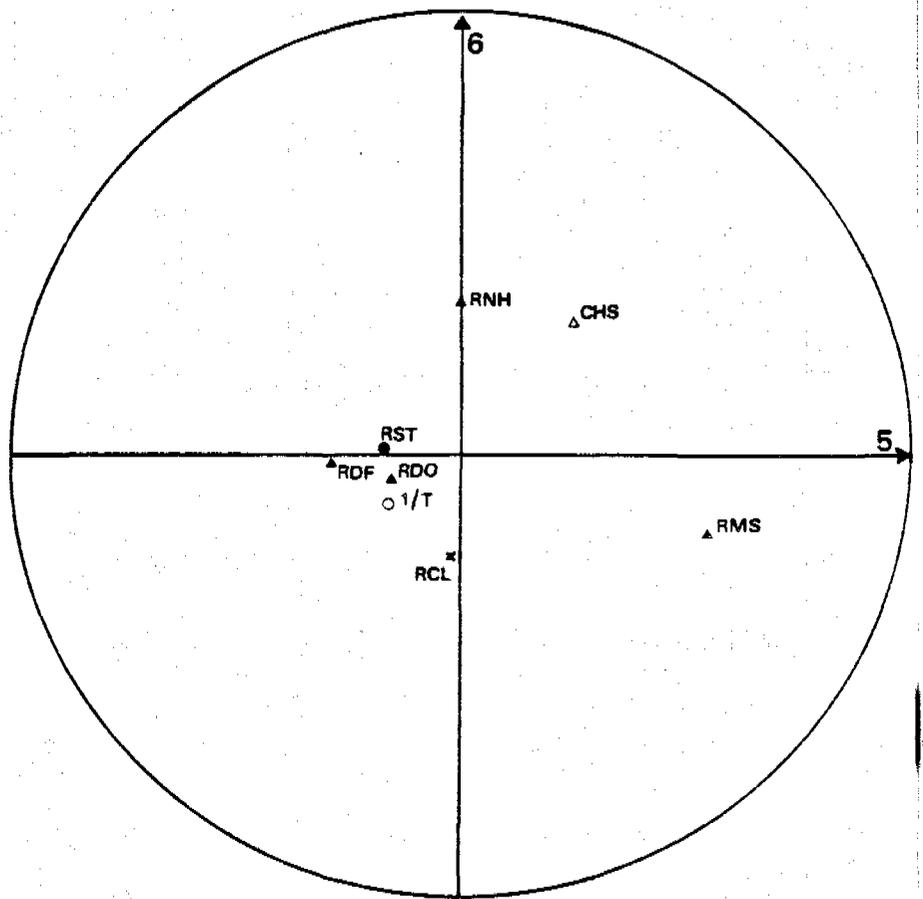


Figure 29: Analyse des paramètres de charge et de rendement
Représentation des variables suivant les axes 5 et 6

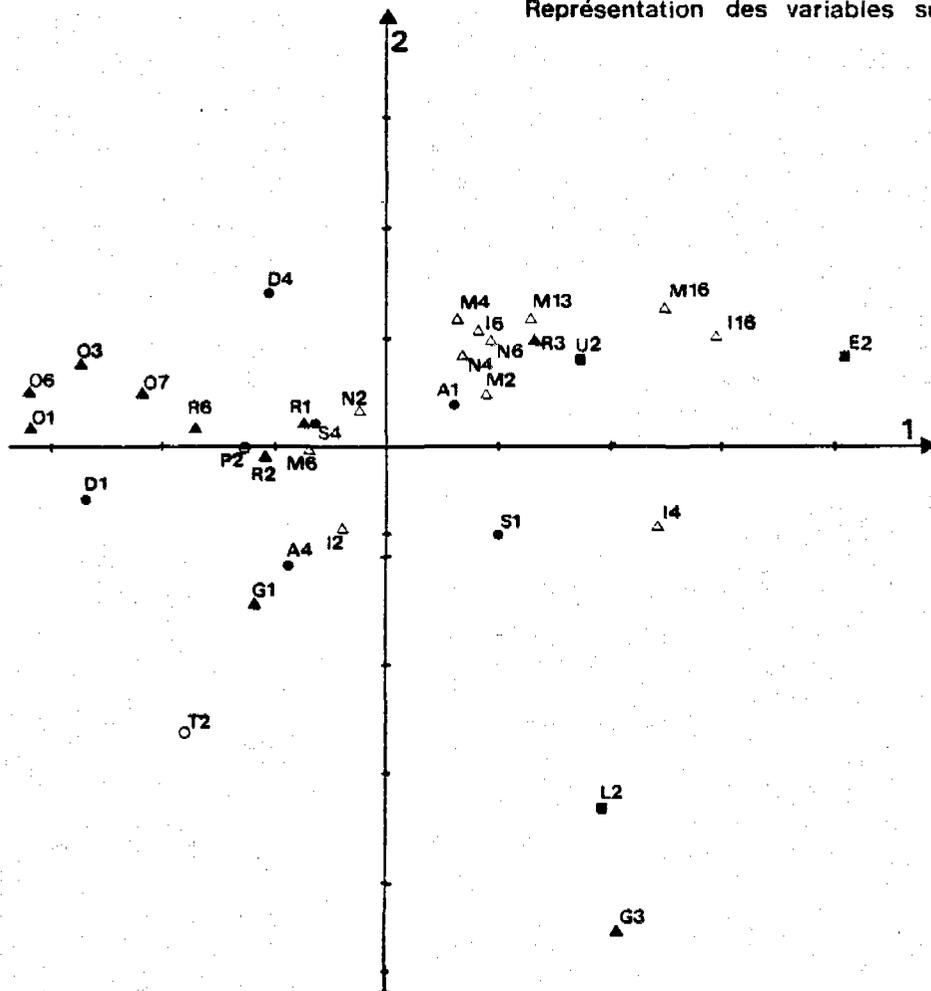


Figure 30: Analyse des paramètres de charge et de rendement
Représentation des individus suivant les axes 1 et 2

TABLEAU 45 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des individus les plus représentatifs du côté négatif - Axe 1 - Figure 30

variables	MES	MVS	DBO	DCO	DBF	DCF	NTK	NH4	PTD	PO4	NO3
moyenne	117	65	51	126	42	96	10	5	10	3	4
écart-type	42	37	18	51	15	38	5	3	7	/	/

Les algues, variées, sont dominées par les Chlorelles (10^8 à $10^9/1$), mais Chlamydomonas est rare, ainsi que les Rhodobactéries. Les Bactéries libres ($6.10^{10}/1$) sont assez abondantes. La faune est variée mais peu abondante.

Il faut noter que ces individus proviennent des derniers bassins de lagunes à fortes pertes d'eau (Grau-du-Roi, Salles-d'Aude St-Pierre), dont les débits de sortie sont faibles ou nuls.

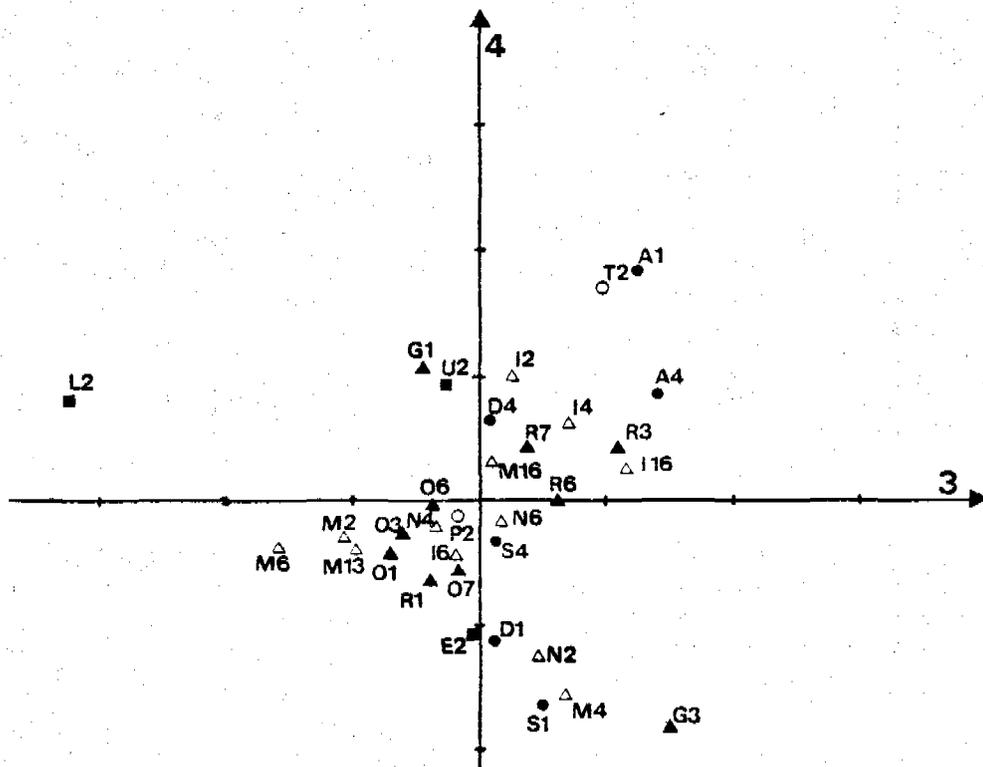


Figure 31 : Analyse des paramètres de charge et de rendement
Représentation des individus suivant les axes 3 et 4

c) Synthèse Axe 1

L'axe 1 sépare donc très nettement des milieux stagnants et des milieux ouverts. La différence principale entre ceux-ci porte sur l'épuisement des nutriments comme vu dans les analyses précédentes.

Si les rendements faibles sont caractéristiques des milieux à métabolisme photo et hétérotrophe en forte charge décrit du côté positif de l'axe 1, on ne peut guère conclure quant aux rendements élevés apparents côté négatif, dus en fait à la faiblesse des flux en sortie. La part des pertes par infiltration étant difficilement appréciable, la notion de rendement en lagunage apparaît donc aussi délicate à manier en flux qu'en concentrations, au moins dans le cas de bassins à temps de séjour élevé.

Un point important semble être, par contre, l'indépendance des abattements en germes témoins de contamination fécale par rapport aux temps de séjour et charges superficielles sur cet axe 1.

5.1.2.2 - Axe 2 - Figure 27

Si l'axe 1 semble indiquer une indépendance entre les abattements en germes témoins de contamination fécale par rapport aux temps de séjours et charges superficielles, à l'inverse l'axe 2 décrit un parallèle surprenant entre ces paramètres (surtout pour les coliformes).

Si les individus qui se placent du côté positif de cet axe 2 (voir Figure 30) sont mal définis (charges moyennes, temps de séjour assez longs), ceux du côté négatif le sont mieux. De ce côté, ils sont caractérisés par : des charges fortes (100-200 kg/ha/j.), des temps de séjour plutôt courts, des concentrations physico-chimiques plutôt faibles sauf pour les nutriments (caractéristiques propres aux milieux ouverts dans cette gamme de charge). On note aussi une flore et surtout une faune variées, avec de nombreux Ciliés bactériovores. Très fortes éliminations des indicateurs fécaux (trois logarithmes).

Le développement déjà noté des bactériovores en charge plutôt forte se traduit donc par un rôle prépondérant dans l'élimination des indicateurs fécaux.

5.1.2.3 - Axe 3 - Figure 28

L'axe 3 fait toujours intervenir l'élimination des germes, opposée cette fois à $1/T$, donc fonction directe du temps de séjour. Rappelons que cet axe explique la moitié de la variance de l'axe 2 précédent (cf. Tableau 43). Les autres variables étant très centrées, n'interviennent pas sur cet axe.

Pour les individus le côté positif de cet axe 3 (voir Figure 31) est seul bien défini. S'y trouvent des charges moyennes (50-100 kg DBO/ha/j), des temps de séjour assez longs (50 j), mais sans infiltrations excessives, des concentrations physico-chimiques plutôt faibles sauf en nutriments. La flore et la faune variées sont dominées par les Chlorelles, Ciliés bactériovores et Rotifères Brachionus.

Donc, bien qu'on y retrouve le parallèle entre élimination des germes et présence de faune bactériovore, cet axe 3 traduit cette élimination dans des conditions différentes et indépendantes de celles décrites par l'axe 2, et qui peuvent jouer cependant par le même intermédiaire (faune bactériovore).

5.1.2.4 - Axe 4 - Figure 28

L'axe 4 est lui aussi défini par l'élimination des germes témoins. Mais Coliformes et Streptocoques y sont opposés, et ce comportement est mal corrélé aux autres variables.

Les individus (Figure 31) du côté positif sont caractérisés par des éliminations fortes en Streptocoques (4 ou 5 logarithmes) et faibles en Coliformes, des temps de séjour plutôt longs (20 à plus de 100 j), des charges fortes (200 kg DBO/ha/j et plus) et des concentrations physico-chimiques moyennes, avec des MES élevées.

La flore est caractérisée par des Chlorelles ou Euglènes assez abondantes, avec absence de Chlamydomonas, Golenkinia ou Ankystrodesmus. La faune est variable. Les Rhodobactéries sont peu fréquentes, l'oxygène est toujours présent au moins en surface. Ces caractères sont les indices d'un métabolisme algal important, phototrophe et hétérotrophe sur le carbone organique non fermenté. Selon les cas, la flore peut être contrôlée par une faune algivore, ou non contrôlée avec seulement présence d'une faune bactérivore.

Les individus du côté négatif sont caractérisés par de faibles éliminations de streptocoques. Les charges sont très variables (50-400 kg DBO/ha/j.) mais les temps de séjour sont courts (5 à 30 j). Les concentrations sont élevées surtout en MES et DBO. La flore est variable et peu concentrée, et la faune peu développée ou absente. Le métabolisme algal apparaît peu important et peu contrôlé pour diverses raisons (températures faibles 7°, ou absence d'oxygène, ou pH élevés en cas de faible conductivité ...).

L'élimination des streptocoques apparaît donc liée, plus à une forte activité algale, contrôlée ou non par des prédateurs, en temps de séjour assez long, qu'à une charge définie ou qu'à la seule activité de prédateurs bactérivores.

Contrairement à certaines hypothèses, le pH ne semble pas jouer de rôle dans cette élimination, au moins pour les cas rencontrés ici (jusqu'à pH = 10).

Il faut noter que l'axe 4 est presque aussi important que le précédent (10 % de la variance totale), et que les axes 2, 3 et 4 réunis, ont la même importance, que l'axe 1. On peut penser que les divers paramètres de l'élimination des germes sont aussi importants que celui des rendements en flux.

5.1.2.5 - Axe 5 - Figure 29

Il est défini, côté positif, par le rendement en matières en suspension, qui est le premier à s'individualiser parmi les rendements physico-chimiques. Les individus représentatifs proviennent de premiers et seconds bassins en charge moyenne, à temps de séjour plutôt longs. Les pH sont légèrement alcalins (8), et les concentrations en général moyennes sont un peu faibles en nutriments. Ceux-ci sont dominés par les formes minérales comme on le voit dans le Tableau 46.

La flore est dominée par des Chlorelles (présence d'Ankystrodesmus ou Chlamydomonas) et la faune par des Protozoaires bactérivores. Les températures sont moyennes (20-23°), et l'oxygène présent en surface.

TABLEAU 46 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des individus les plus représentatifs du côté positif de l'axe 5

variables	MES	MVS	DBO	DCO	DBF	DCF	NTK	NH4	PTO	PO4	NO3
moy. (3 indiv.)	190	168	86	227	56	173	30	30	24	17	4

Pour une faible part de l'inertie totale (7 %), le rendement en matières en suspension dépendrait donc du contrôle de la croissance algale en charge moyenne, plus par la disponibilité en nutriments que par des prédateurs algivores. Ceci est appuyé par la présence du même côté positif de la variable charge superficielle.

Les individus du côté négatif de l'axe 5, sont eux, mal définis.

5.1.2.6 - Axe 6 - Figure 29

Il ne représente qu'une faible part de la variance totale. Il trace un parallèle peu net entre charge superficielle et élimination de l'azote ammoniacal, qui peut correspondre à une consommation algale supérieure en moyenne et forte charge, où à une volatilisation en pH élevé.

5.1.3 - Conclusion

Cette analyse des paramètres de charge et de rendement fait ressortir :

- la forte relation des rendements en flux, directe avec les temps de séjour et inverse avec les charges superficielles. La signification en est cependant réduite dans les cas de temps de séjour longs, par l'importance des pertes de débit dans les installations ; a contrario, dans le cas de temps de séjour courts, le paramètre charge superficielle présente une forte relation inverse avec les rendements.
- La contradiction avec le modèle de Thirumurti, qui prévoit une augmentation du rendement avec la charge (cf. Etude bibliographique - Equation 14) ;
- l'indépendance de l'élimination des germes témoins de contamination fécale par rapport aux autres rendements ; par contre, le parallèle entre cette élimination et la charge définit les conditions favorables à l'intervention d'autres paramètres : prédation par la faune bactériovore, plus importante pour les coliformes, intervention des temps de séjour et de l'activité algale, pour les streptocoques ;
- l'individualisation faible mais parallèle à la charge (donc, en accord avec le modèle de Thirumurti), des rendements en matières en suspension et en Azote ammoniacal, liés à l'activité algale.

5.1.4 - Tests sur les germes témoins de contamination fécale

L'indépendance du comportement des indicateurs fécaux a conduit à mener deux analyses complémentaires où les mêmes variables (DBO, CHS, 1/T, RBO) ont été combinées, une fois à l'élimination des coliformes (RCO), et l'autre à celle des streptocoques (RST).

Si, pour ces deux analyses, les plans 1-2 se ressemblent, avec une faible rotation des axes, (Figures 32 et 33), on peut noter une forte différence des positions des éliminations des deux germes :

- celle des coliformes (RCO) est très fortement corrélée à celle de la DBO (RBO), et opposée à la concentration (DBO), le comportement par rapport à la charge variant selon l'axe (opposition sur le 1er, parallèle sur le second) ;
- celle des streptocoques est par contre très fortement corrélée à l'inverse des temps de passage (1/T), corrélation qui existe d'autant moins avec les coliformes que dans ce cas 1/T est ramené vers le centre du plan (perte de signification).

Deux conclusions importantes se dégagent de ces remarques :

- si l'élimination des germes témoins de contamination fécale peut être très importante (jusqu'à 3 à 5 logarithmes), elle est due à des causes variées et loin d'être représentable par une simple fonction des temps de séjour et températures ;
- la différence de comportement entre les deux types de germes témoins de contamination fécale entraîne l'incertitude sur celui des autres germes d'origine fécale, pathogènes ou non.

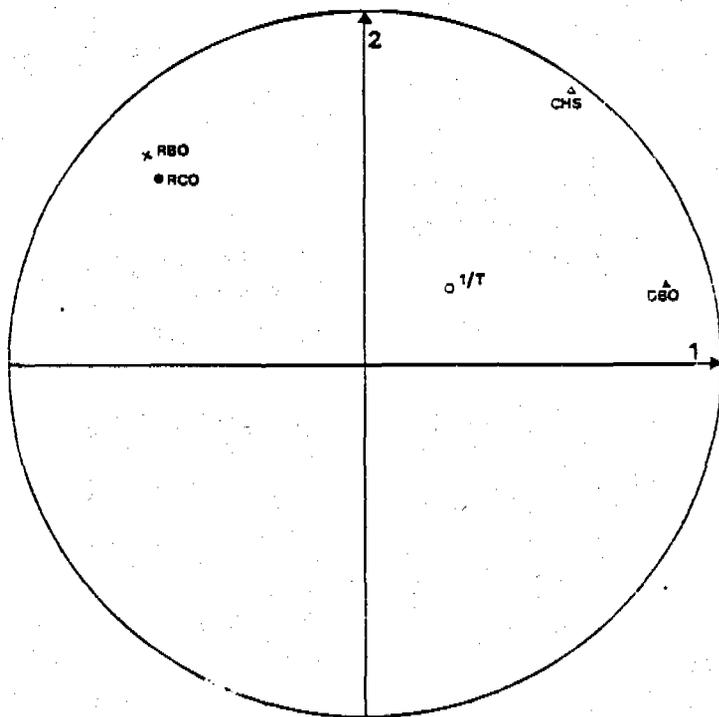


Figure 32: Analyse des abattements en coliformes fécaux
Représentation des variables suivant les axes 1 et 2

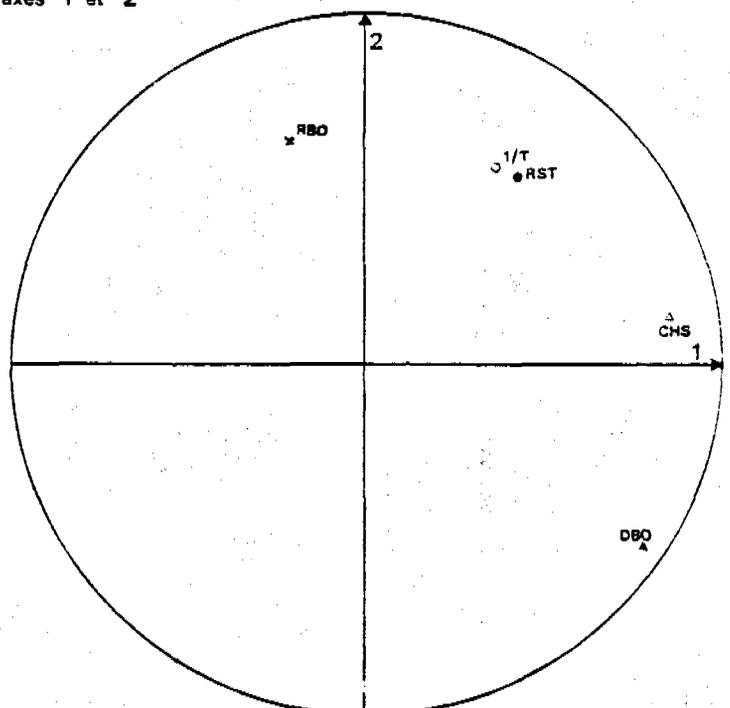


Figure 33: Analyse des abattements en streptocoques fécaux
Représentation des variables suivant les axes 1 et 2

5.2 - ANALYSE DES DONNEES CONCERNANT LES SEDIMENTS

Les paramètres recueillis lors des prélèvements de sédiments en place sont peu nombreux : pH (PHS), rH (RHS), pourcentage de matières volatiles (MOS), azote (NTS) et phosphore (POS) totaux. Les teneurs en matières sèches, trop dépendantes de la nature du terrain, n'ont pas été introduites dans l'analyse.

Les prélèvements de sédiments sont peu nombreux (30 individus) mais ont toujours coïncidé avec des prélèvements planctoniques. La composition de ces derniers a pu être introduite dans l'analyse sans perte d'individus.

La perte de qualité de la représentation, consécutive à l'augmentation du nombre de variables de 5 à 25, est compensée par deux avantages résultant de l'analyse planctonique :

- comparaison des tendances de l'évolution des sédiments avec l'évolution déjà étudiée des paramètres planctoniques ;
- comparaison qualitative d'une analyse ne portant que sur 30 individus, avec l'analyse ayant le plus grand nombre d'individus (analyse planctonique : 91 individus).

5.2.1 - Résultats

L'inertie expliquée par les axes principaux est donnée dans le tableau 47.

TABLEAU 47 : Importance des axes principaux pour l'analyse des paramètres du sédiment

axes	1	2	3	4	5	6	7	8	9
% de l'inertie totale	17	14	12	9	7	6	5	5	4
% d'inertie cumulée	17	31	43	52	59	65	71	76	80

L'explication, assez faible pour le premier axe, décroît lentement pour les axes suivants, et une dizaine d'axes seraient nécessaires pour expliquer plus de 80 % de l'inertie totale. A ce point de vue, cette analyse ressemble beaucoup à celle des paramètres planctoniques (cf. Tableau 31).

Les représentations des variables sur les premiers axes sont portées sur les Figures 34 à 37, et celles des individus sur les Figures 38 à 40.

5.2.2 - Interprétation

Le plan déterminé par les axes 1 et 2 (Figure 34) ressemble au plan correspondant de l'analyse planctonique (Figure 21), après rotation des axes d'environ 45°. Si les positions relatives des variables bougent peu, la signification des axes change.

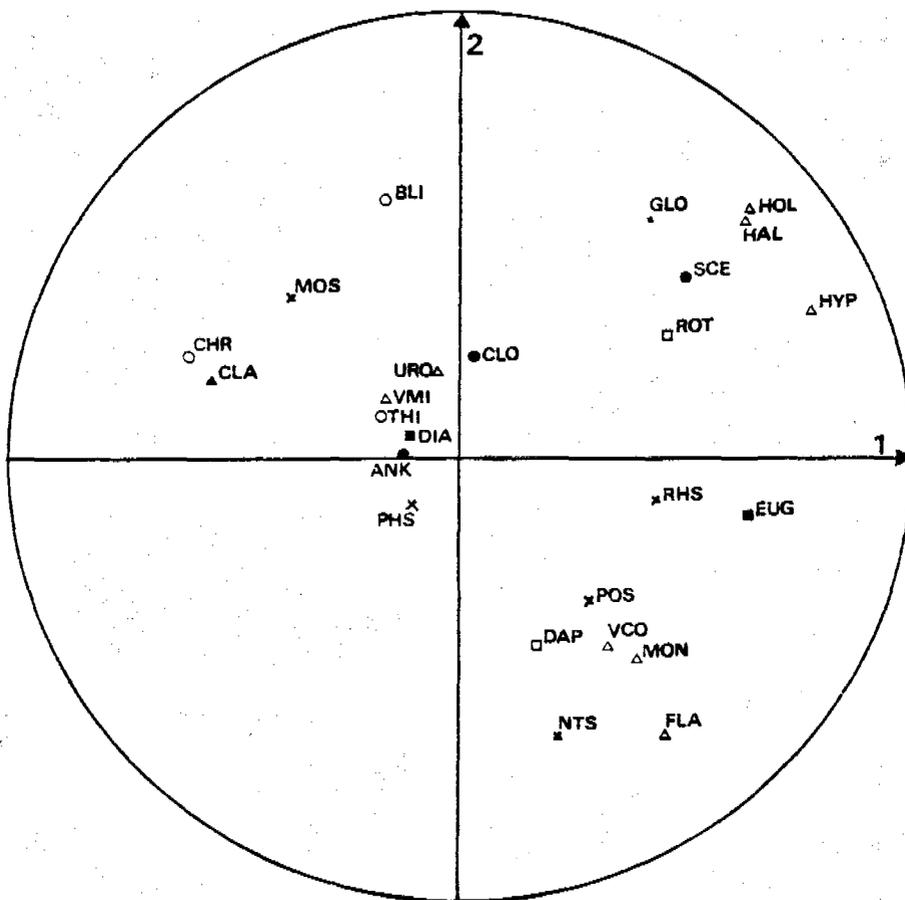


Figure 34: Analyse des paramètres du sédiment et du plancton
Représentation des variables suivant les axes 1 et 2

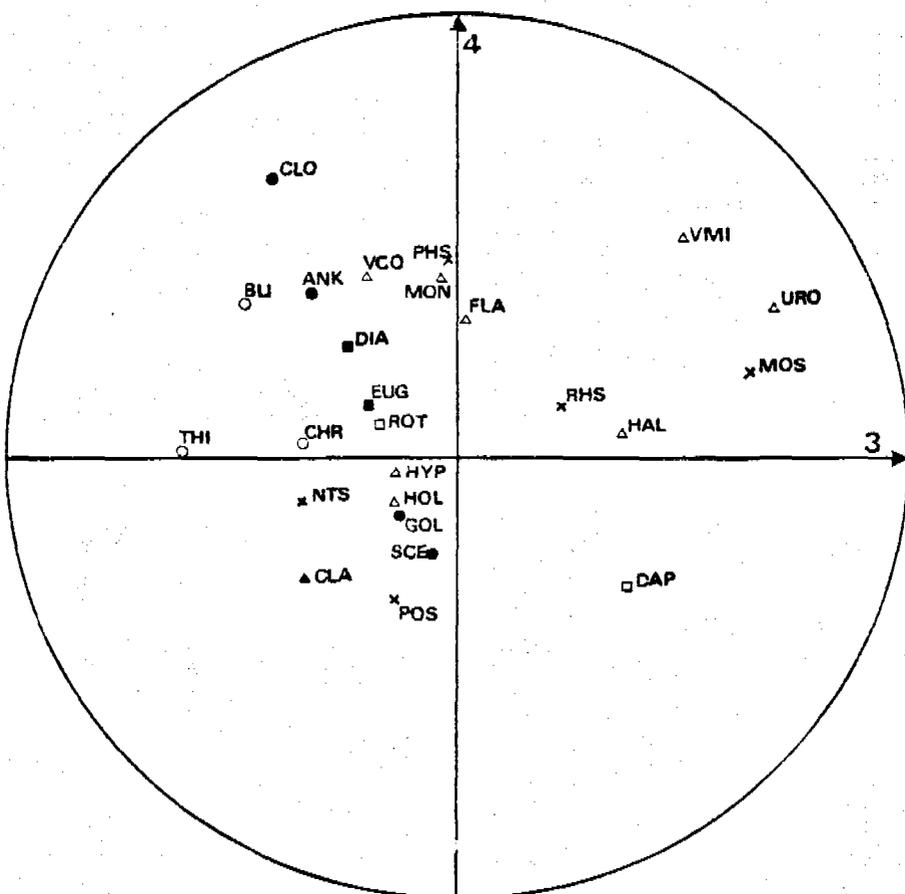


Figure 35: Analyse des paramètres du sédiment et du plancton
Représentation des variables suivant les axes 3 et 4

Le premier axe est déterminé, côté négatif par : un groupe de variables constitué des Chlamydomonas (CLA), Chromatium (CHR), et concentration en matières volatiles des sédiments (MOS), et côté positif par : un groupe de faunes et flores variées (Golenkinia, Scenedesmus, Holotriches, Hypotriches, Halteria, Rotifères) et par les Euglènes et les rH des sédiments.

Cet axe exprime côté négatif un phénomène de virage à Chlamydomonas et Chromatium, lié à l'évolution des sédiments en rH faible (milieu anaérobie), où s'accumulent des matières organiques non reprises ou partiellement reprises sous forme soluble ou gazeuse. Côté positif, à la minéralisation aérobie des sédiments, correspond le développement d'Euglènes et d'une faune et flore variées.

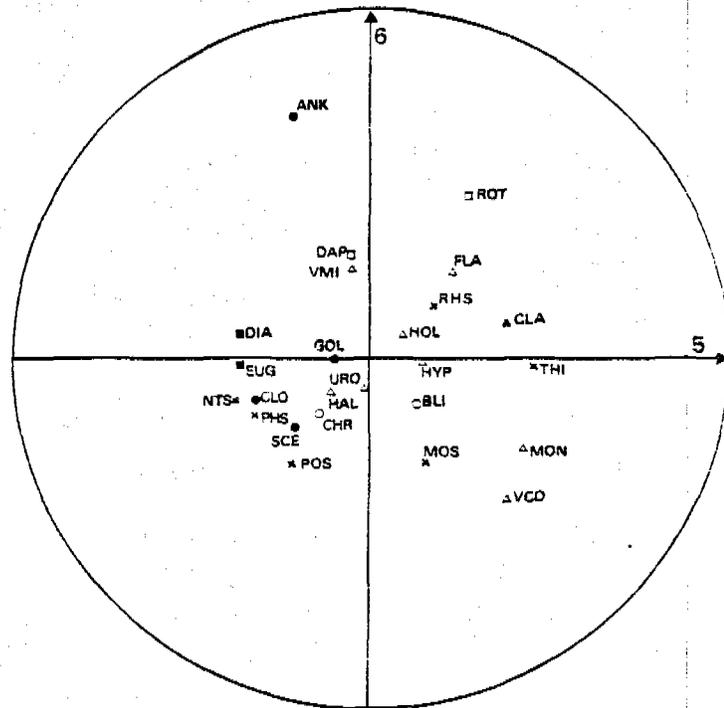


Figure 36: Analyse des paramètres du sédiment et du plancton
Représentation des variables suivant les axes 5 et 6

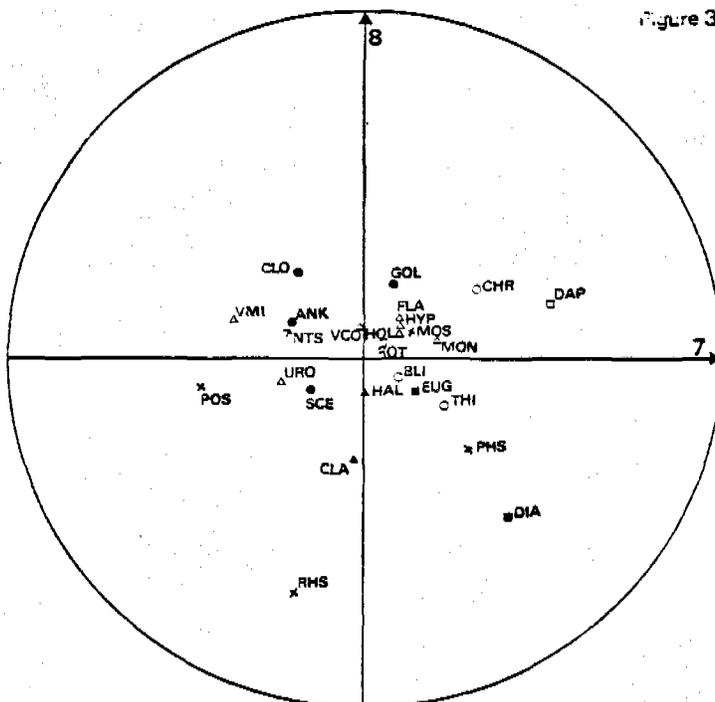


Figure 37: Analyse des paramètres du sédiment et du plancton
Représentation des variables suivant les axes 7 et 8

Ce virage est indépendant de l'évolution décrite par l'axe 2, pour laquelle les variables significatives se trouvent plutôt du côté positif de l'axe 1 (sédiments à rH élevés).

Côté négatif de l'axe 2, à la minéralisation et la concentration des sédiments en nutriments (surtout azote), correspond le développement des Daphnies, Flagellés et Vorticelles, donc des temps de séjour longs, et côté positif, à l'accumulation de sédiments organiques correspond la présence de Bactéries libres et d'une faune et flore variées caractéristiques de charges plus fortes et de temps de séjour plus courts.

Sur le plan déterminé par les axes 3 et 4 (Figure 35), les variables centrales du plan 1-2 sont plus étalées : il y a complémentarité de ces deux plans.

Sur l'axe 3, Thiocapsa s'oppose à la concentration en matières volatiles du sédiment ; il apparaît donc favorisé par la minéralisation des sédiments. Cette signification différente de celle de Chromatium (axe 1), fait ressortir la différence déjà notée de type de virage entre Thiocapsa et Chromatium ainsi que le rôle joué par l'évolution des sédiments.

Sur l'axe 4, le pH des sédiments est lié à l'existence d'une faune bactériovore et de Chlorelles, et s'oppose aux teneurs du sédiment en phosphore et au développement des Chlamydomonas. La libération d'acides organiques et la solubilisation du phosphore par fermentation acide des sédiments, est bien liée à la croissance des Chlamydomonas.

Il faut noter par ailleurs une certaine ressemblance entre positions de quelques variables (Daphnies, Thiocapsa, Bactéries libres, Ankystrodesmus, Chlorelles) du plan 3-4 (Figure 35) avec le plan 1-2 de l'analyse planctonique (Figure 21).

L'intervention des sédiments permet donc de détailler sur les axes 1 à 4 plusieurs évolutions possibles des sédiments en relation avec différents basculements des écosystèmes :

- à Chromatium avec accumulation des matières organiques en rH faible,
- à Chlamydomonas avec fermentation anaérobie acide et relargage du phosphore,
- à Thiocapsa avec minéralisation anaérobie.
- à grands prédateurs (Euglènes, faune et flore variées) en temps de séjour longs, avec minéralisation aérobie et concentration des nutriments.

Dans les axes suivants, à part une certaine différence de comportements entre phosphore et azote du sédiment, l'évolution du plancton prédomine et les caractéristiques du sédiment apparaissent peu.

Seul, le rH du sédiment est bien défini sur l'axe 8, mais ce paramètre qui n'apparaît qu'ici en plus de l'axe 1 est donc isolé par rapport aux paramètres autres que la fermentation anaérobie.

5.2.3 - Conclusions de l'analyse des paramètres sédimentologiques

Malgré le nombre assez faible de données recueillies, l'évolution des sédiments a pu être mise en parallèle avec celle des paramètres planctoniques.

Le bon recoupement obtenu avec le détail des phénomènes de virage déjà observé dans l'analyse des paramètres planctoniques, confirme que les sédiments sont un élément important de l'évolution des écosystèmes épurateurs.

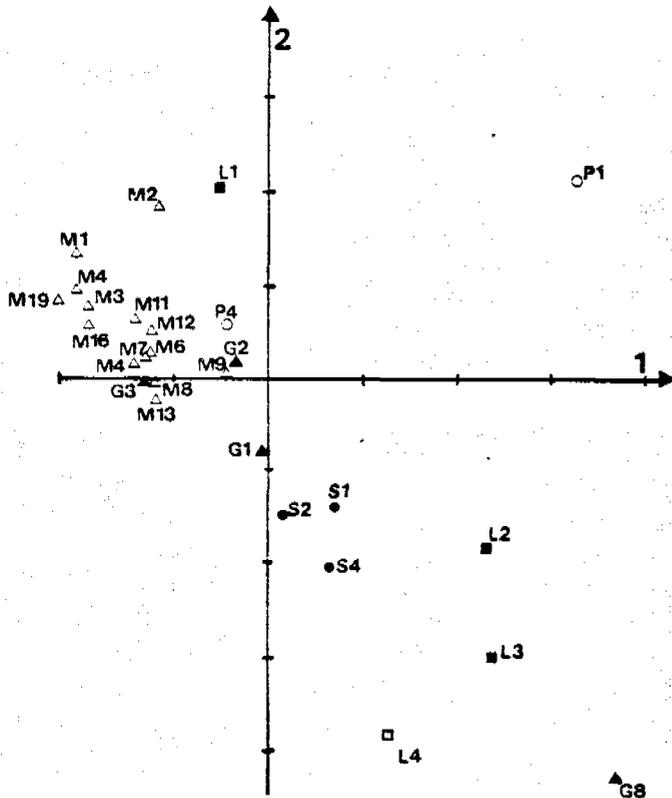


Figure 38: Analyse des paramètres du sédiment et du plancton
Représentation des individus suivant les axes 1 et 2

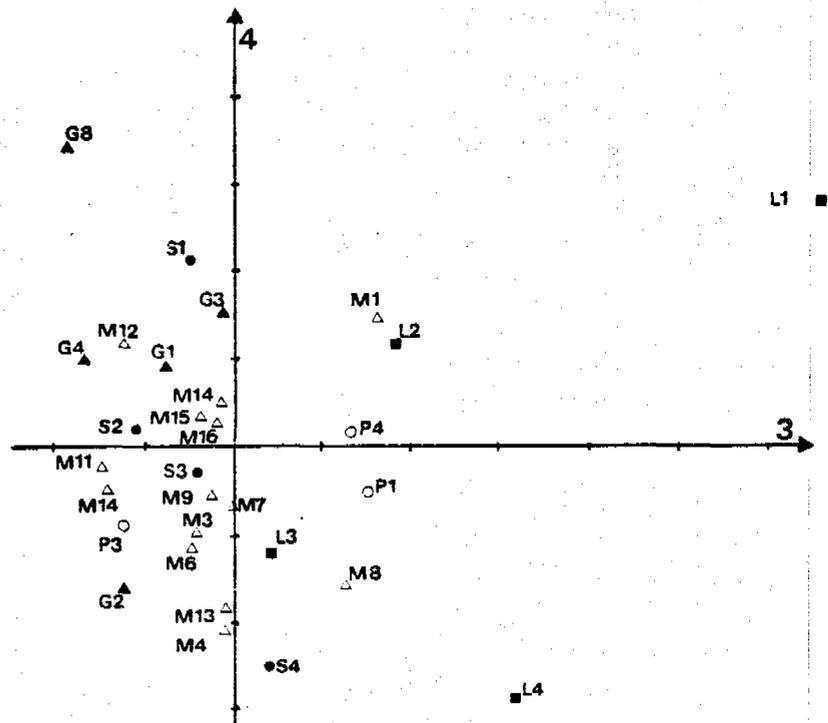


Figure 39: Analyse des paramètres du sédiment et du plancton
Représentation des individus suivant les axes 3 et 4

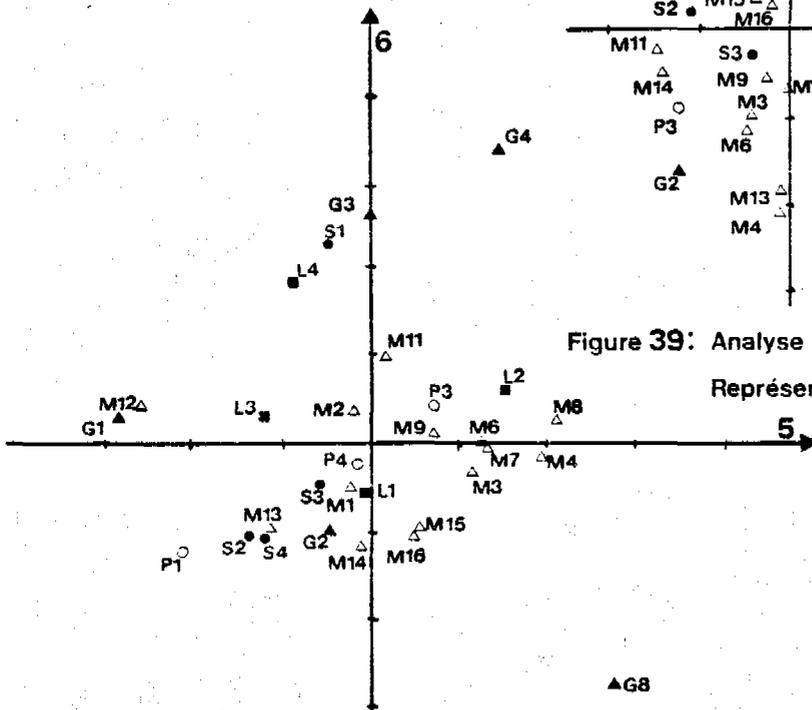


Figure 40: Analyse des paramètres du sédiment et du plancton
Représentation des individus suivant les axes 5 et 6

6. influence des paramètres physico-climatiques

6.1 - INTRODUCTION

Les données physico-climatiques suivantes : température, oxygène et transparence au fond et en surface, vitesse moyenne du vent et éclaircissement, ont déjà été utilisées partiellement lors de l'interprétation des résultats des analyses automatiques des paramètres physico-chimiques, planctoniques et de rendement.

Ces mêmes données ont fait l'objet d'analyses automatiques seules ou combinées à d'autres. Contrairement à ce qui pouvait être attendu, ces essais n'ont pas fait ressortir de phénomènes importants par rapport aux conclusions antérieures.

Trois analyses sont cependant présentées ici, regroupant les paramètres suivants :

- physico-climatiques et physico-chimiques,
- physico-climatiques et de rendement,
- physico-climatiques, physico-chimiques et planctoniques.

6.2 - ETUDE CONJOINTE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES ET PHYSICO-CLIMATIQUES

L'analyse correspondante porte sur 56 individus et 19 variables réparties comme suit :

- paramètres physiques : TES, TEF, TRS, TRF, O2S, O2F, STR, PRO
- paramètres climatiques : ECL-VNT
- paramètres physico-chimiques : DCO, DCF, MES, NH4, NO3, BLI, BCH, CHA, CHB (échantillonnage choisi en fonction des résultats des analyses de l'ensemble de ces paramètres).

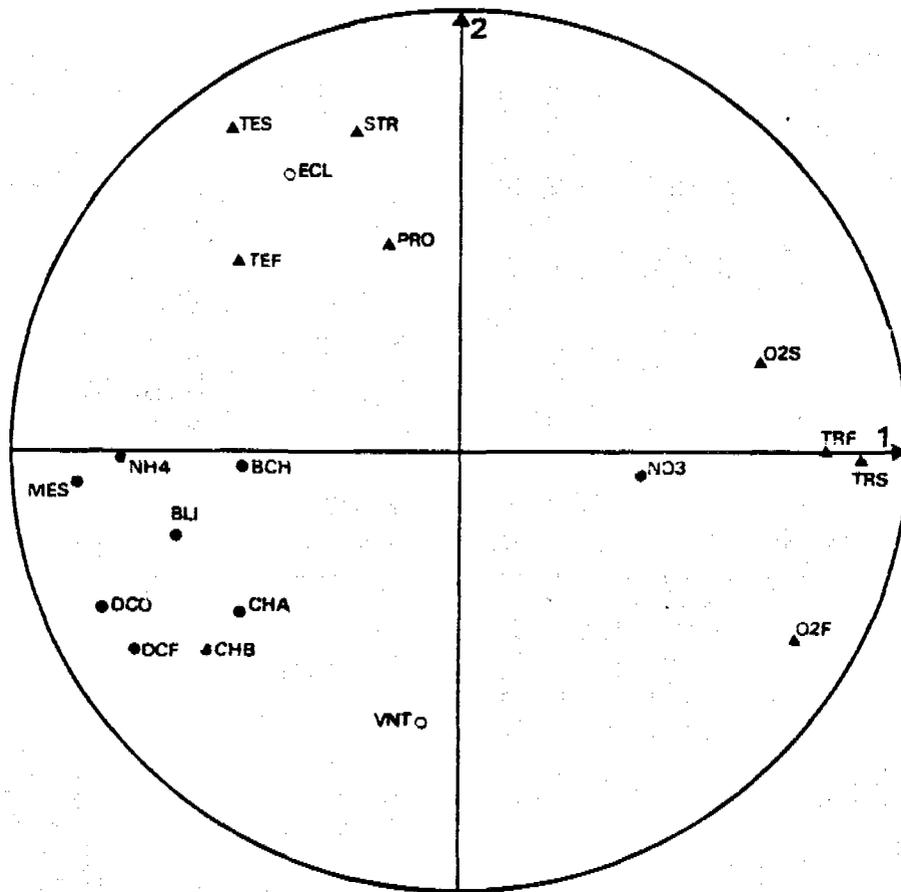


Figure 41: Analyse des paramètres physico-chimiques et physico-climatiques
 représentation des variables suivant les axes 1 et 2

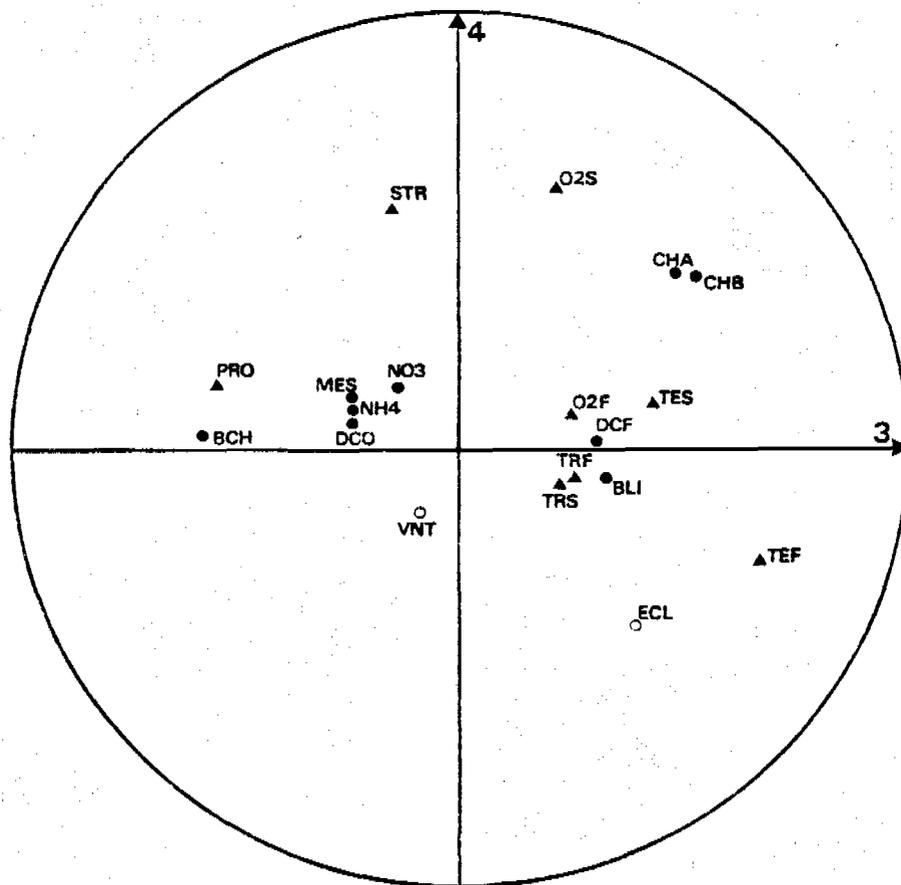


Figure 42: Analyse des paramètres physico-chimiques et physico-climatiques
 représentation des variables suivant les axes 3 et 4

6.2.1 - Résultats

L'importance relative des axes est présentée au tableau 48 :

TABLEAU 48 : Importance des axes principaux pour l'analyse des paramètres physico-chimiques et physico-climatiques

Axes	1	2	3	4	5	6	7	8
% de l'inertie totale	34	15	12	7	6	5	5	4
% d'inertie cumulée	34	49	61	68	74	79	83	87

Comme pour les analyses de paramètres physico-chimiques, l'importance de l'axe 1 est assez marquée par rapport aux suivants, et la représentation obtenue est bonne avec un nombre d'axes faible.

Les positions relatives des paramètres sur les axes 1 à 8 sont portées sur les figures 41 à 44.

6.2.2 - Interprétation

- Axe 1 :

L'ensemble des paramètres de concentration chimique (surtout MES, NH₄, DCO, DCF) opposés aux transparence et oxygène permettent à cet axe, de caractériser le métabolisme photo-hétérotrophe en surcharge côté négatif, puisque les paramètres d'activité algale (CHA - CH₃) et bactérienne (BLI, BCH) y sont voisins des paramètres de concentration.

Les paramètres de température, bien qu'assez regroupés avec ECL, STR et PRO qui interviennent peu sur cet axe, ont une projection sur l'axe 1 assez proche des paramètres de concentration. Un certain parallèle se retrouve donc entre température et effet de la charge en gamme de charges fortes.

- Axe 2 :

En revanche, cet axe est dominé par les paramètres physico-climatiques. Le vent y est opposé au groupe de paramètres : température, stratification, profondeur, éclaircissement. On note un faible parallèle entre activité algale, carbone soluble, oxygène au fond et vent. A la stratification thermique s'oppose la déstratification par mélange, qui peut être liée à une activation du métabolisme algal dans une gamme de charges que les individus caractéristiques permettent de définir comme moyenne (I15, S4, P4, T4, E4, L4, U4).

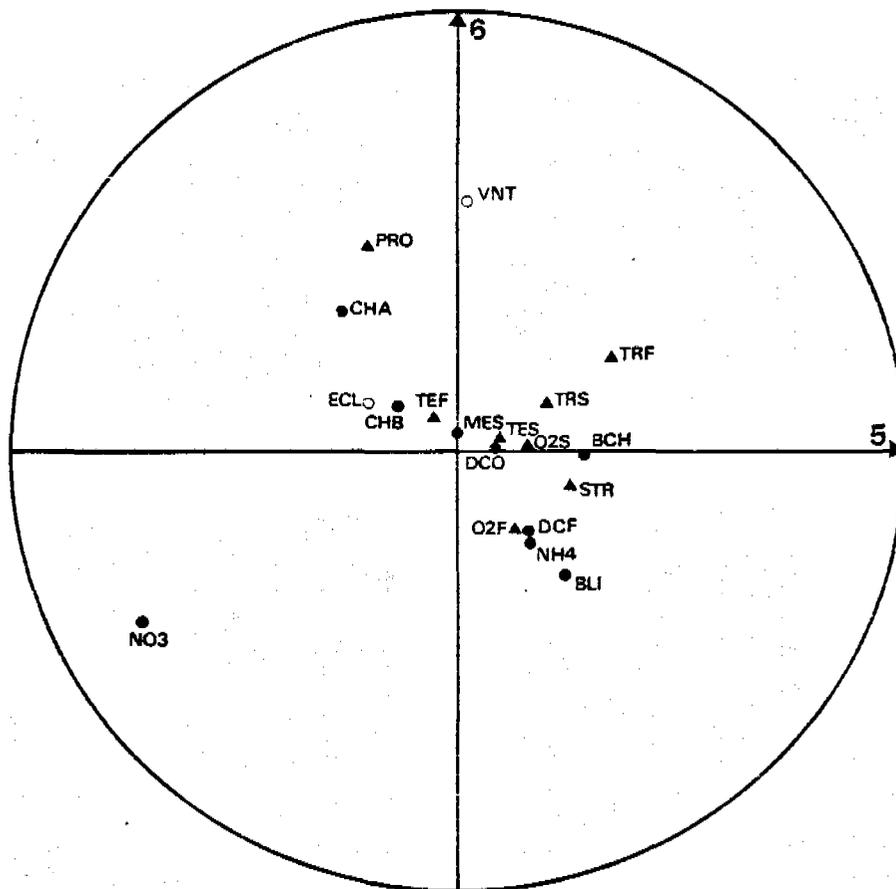


Figure 43: Analyse des paramètres physico-chimiques et physico-climatiques
 représentation des variables suivant les axes 5 et 6

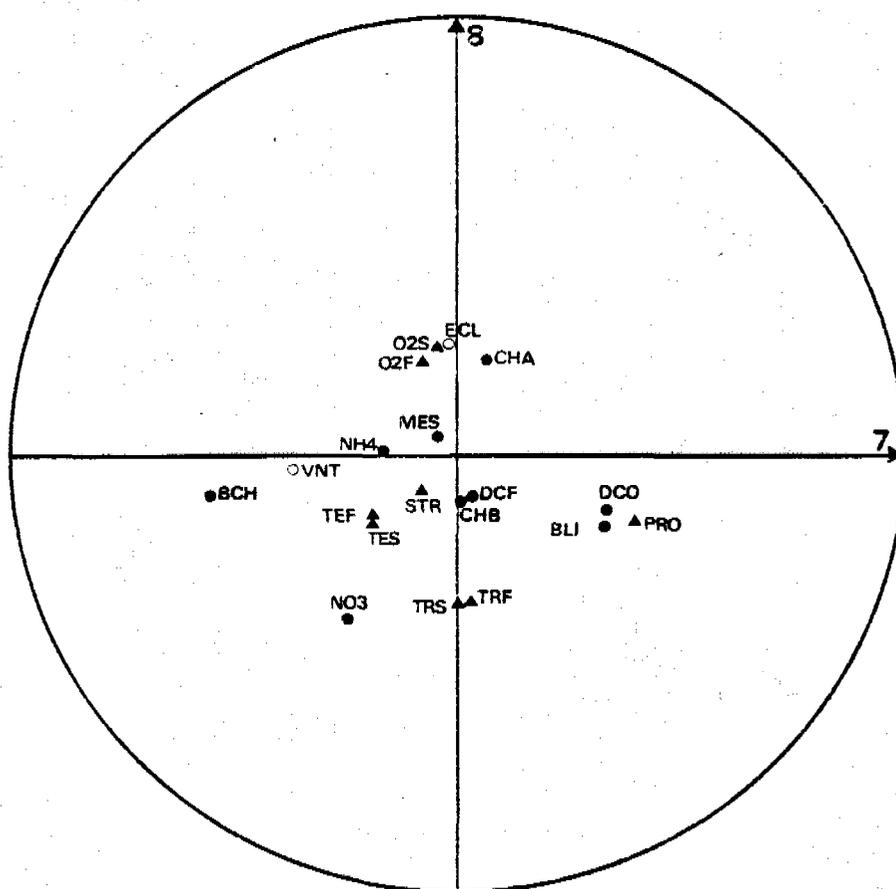


Figure 44: Analyse des paramètres physico-chimiques et physico-climatiques
 représentation des variables suivant les axes 7 et 8

- Axe 3 :

Cet axe a une signification globalement contradictoire avec celle de l'axe 1, mais pour d'autres gammes de charges. Le parallèle température-éclairage-chlorophylles-bactéries libres est caractéristique de bassins de forte charge à métabolisme phototrophe (auto ou hétéro), (M11 à M14), qui s'oppose à un métabolisme à Rhodobactéries, anaérobie, en bassins à forte profondeur ou peu éclairés, (S4, M9, G9), avec faibles températures de fond.

- Axe 4 :

Cet axe sépare paradoxalement l'éclairage des chlorophylles, qui sont elles-mêmes rapprochées de l'oxygène en surface et de la stratification. Des conditions de forte production primaire en charge moyenne (A3, S3, S1, I15), s'opposent à des conditions de charge plus faible où l'intensité lumineuse pourrait saturer les possibilités algales (L1, U1, U2, U6, M6, G3).

- Axes suivants :

Ils sont de signification faible et d'interprétation difficile. Sur le plan 5-6 ressortent vent et profondeur, et nitrates qui semblent donc un paramètre isolé dans ce contexte.

Sur le plan 7-8, une faible représentation d'un groupe oxygène-éclairage-chlorophylle A fait ressortir la faible importance du métabolisme photo-autotrophe.

6.3 - ETUDE CONJOINTE DES PARAMETRES PHYSICO-CLIMATIQUES, DE CHARGE ET DE RENDEMENT

Vu le faible nombre d'individus disponibles, un tri des variables a dû être effectué compte tenu des résultats des analyses précédentes. L'analyse ne porte que sur 20 individus et 15 variables répartis comme suit :

- paramètres physico-climatiques : TEF, TES, TRF, TRS, O2F, O2S
- paramètres de charge et de rendement : 1/T, CHS, RDF, RDO, RMS, RNH, RCO, RST.

6.3.1 - Résultats

L'importance relative des axes est donnée dans le tableau 49.

TABLEAU 49 : Importance des axes principaux pour l'analyse des paramètres physico-climatiques, de charge et de rendement.

Axes	1	2	3	4	5	6	7
% de l'inertie totale	28	20	15	10	2	6	5
% d'inertie cumulée	28	48	63	73	81	87	92

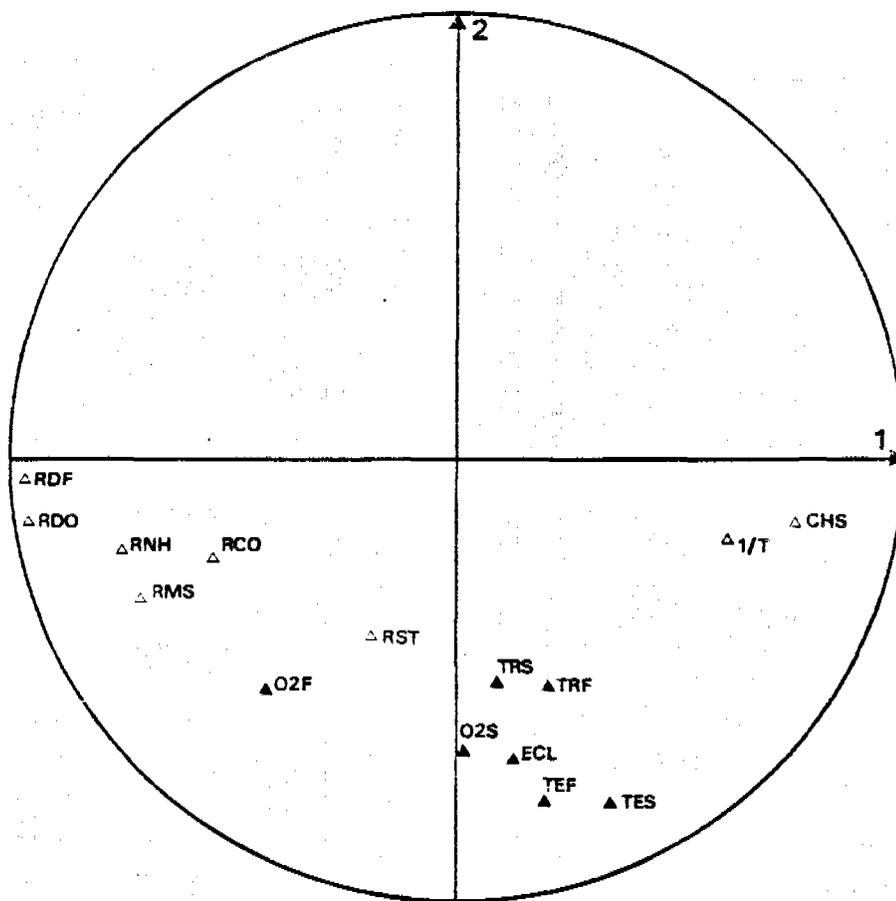


Figure 45: Analyse des paramètres physico-climatiques de charge et de rendement
 représentation des variables suivant les axes 1 et 2

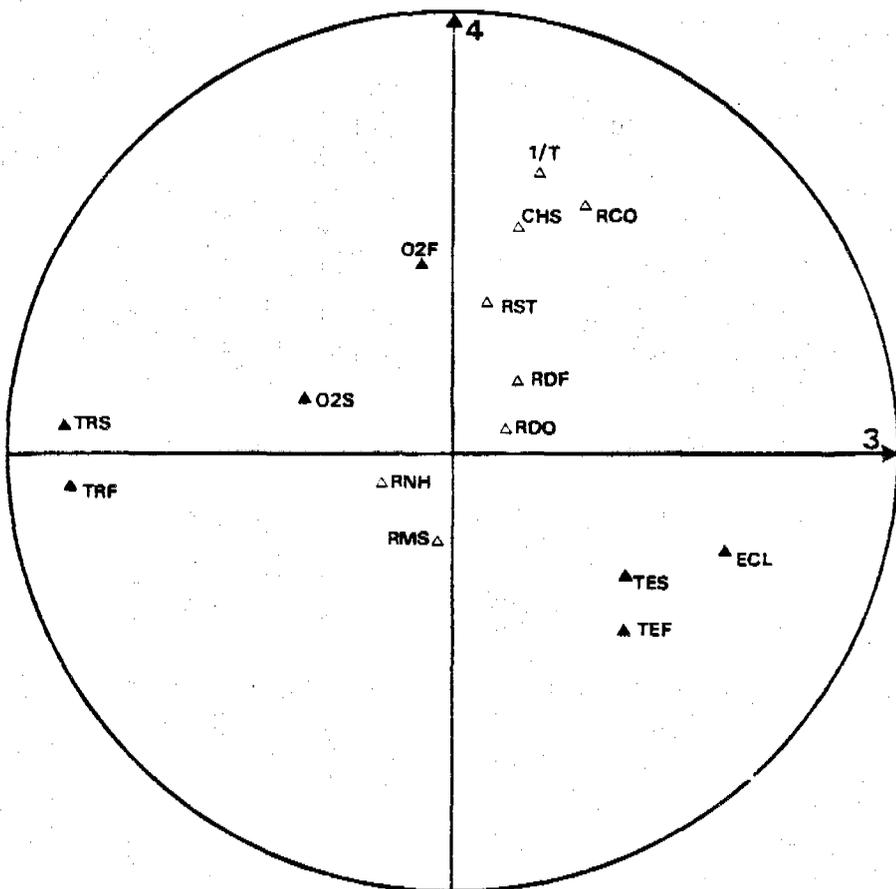


Figure 46: Analyse des paramètres physico-climatiques de charge et de rendement
 représentation des variables suivant les axes 3 et 4

L'absence des paramètres physico-chimiques se fait sentir par une baisse relative de l'importance de l'axe 1 par rapport aux axes suivants dont l'importance décroît lentement. La représentation est bonne avec 5 axes, ce qui est normal compte tenu du faible nombre de variables.

Les positions relatives des paramètres sur les axes 1 à 8 sont portées sur les figures 45 à 48.

6.3.2 - Interprétation

- Axe 1 :

Cet axe représente presque exclusivement les variations des paramètres de charge et de rendement sous l'influence d'individus particuliers :

- . côté positif, bassins de lagunes tertiaires à temps de passage court et faibles rendements,
- . côté négatif, bassins à très bons rendements et temps de passage très long (G3, T2, derniers bassins).

- Axe 2 :

A l'inverse, cet axe est dominé par les paramètres climatiques, assez regroupés.

Le plan des axes 1-2 met donc en évidence l'indépendance première des paramètres climatiques et de rendement, sous l'influence d'individus typés qui dominent la représentation. Les phénomènes intéressants ne pourront apparaître que sur les axes suivants.

Deux éléments intéressants peuvent cependant être déjà notés :

- la différence entre la teneur en oxygène dissous en surface (O2S), très près des paramètres physiques et notamment de l'éclairement, et la teneur en oxygène dissous en fond (O2F), qui subit l'influence des paramètres de charge et de rendement,
- la différence déjà commentée entre les abattements en coliformes fécaux (RCO), proches des autres rendements, et les abattements en streptocoques fécaux (RST), qui se rapprochent des paramètres physiques.

- Axe 3 :

Il est déterminé par les transparences qui s'y opposent aux éclaircissements et plus faiblement aux températures et rendements en coliformes (sans doute sous l'influence du développement algal).

- Axe 4 :

Il montre un curieux regroupement des abattements en germes (RCO et RST), de la charge (CHS), de O2F et I/T, influencé par un bassin tertiaire (L2) et de signification opposée à celle de l'axe 1.

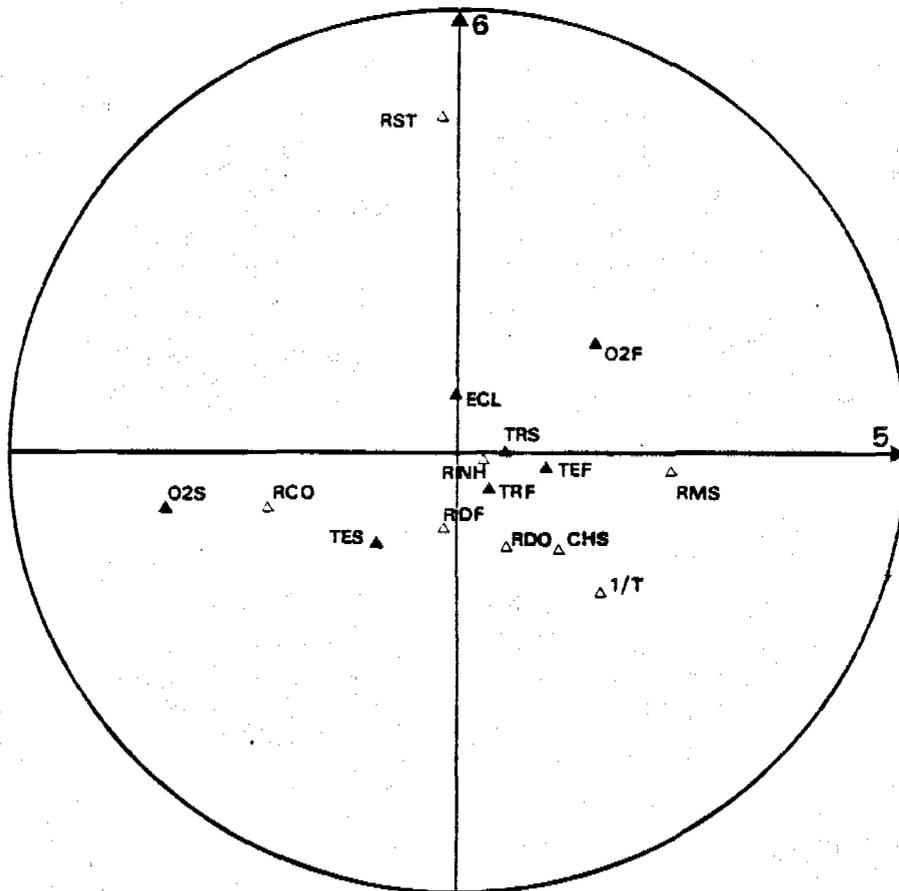


Figure 47: Analyse des paramètres physico-climatiques de charge et de rendement
 représentation des variables suivant les axes 5 et 6

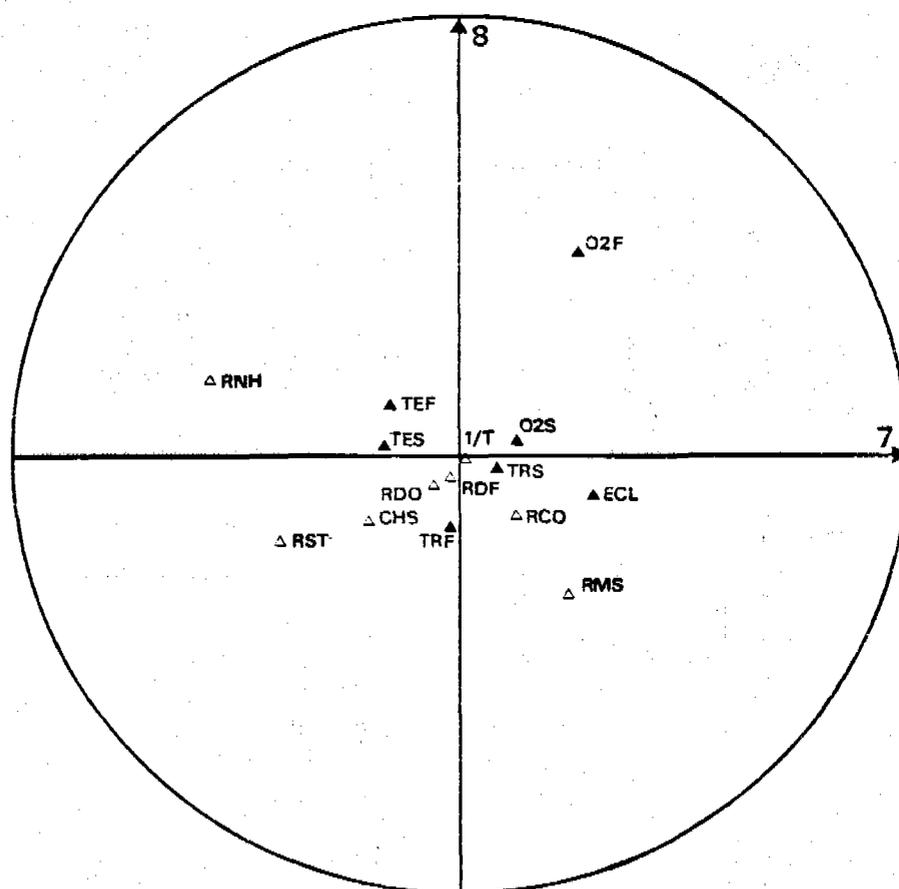


Figure 48: Analyse des paramètres physico-climatiques de charge et de rendement
 représentation des variables suivant les axes 7 et 8

- Axe 5 :

Cet axe oppose RMS à O2S et RCO, ce qui rappelle le rôle possible des photosynthèses et croissance algale dans l'élimination des coliformes.

- Axe 6 :

Il rappelle l'indépendance relative de l'élimination des streptocoques (RST) par rapport aux autres variables analysées.

- Axes 7 et 8 :

Bien que ce plan ait une faible signification, deux paramètres ressortent isolément, RNH (axe 7) et O2F (axe 8).

6.4 - ETUDE CONJOINTE DES PARAMETRES PHYSICO-CHEMIQUES, PHYSICO-CLIMATIQUES ET PLANCTONIQUES

Vu le bon recouvrement des points de mesure concernant ces paramètres, cette analyse a pu porter sur 39 variables et 54 individus.

Les paramètres sont les mêmes que pour l'analyse des paramètres physico-chimiques et physico-climatiques (cf. § 6.2), auxquels s'ajoutent les paramètres planctoniques suivants : CLA - CLO - SCE - EUG - GOL - ANK - DIA - CRY - CHR - THI - FLA - MON - URO - HOL - HAL - HYP - VMI - VCO - ROT - DAP.

6.4.1 - Résultats

L'importance relative des axes est donnée dans le tableau 50.

TABLEAU 50 : Importance des axes principaux pour l'analyse des paramètres physico-chimiques, physico-climatiques et planctoniques.

Axes	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
% de l'inertie totale	23	9	9	7	6	5	5	4	4	3	3
% d'inertie cumulée	23	32	41	48	54	59	64	68	72	75	78

Comme dans les analyses portant sur la physico-chimie, l'axe 1 domine nettement, mais un peu plus faiblement ici. Les axes suivants sont moins importants, et comme en analyse des paramètres planctoniques, de nombreux axes sont nécessaires pour la représentation.

Les positions relatives des paramètres sur les axes 1 à 8 sont représentées sur les figures 49 à 52.

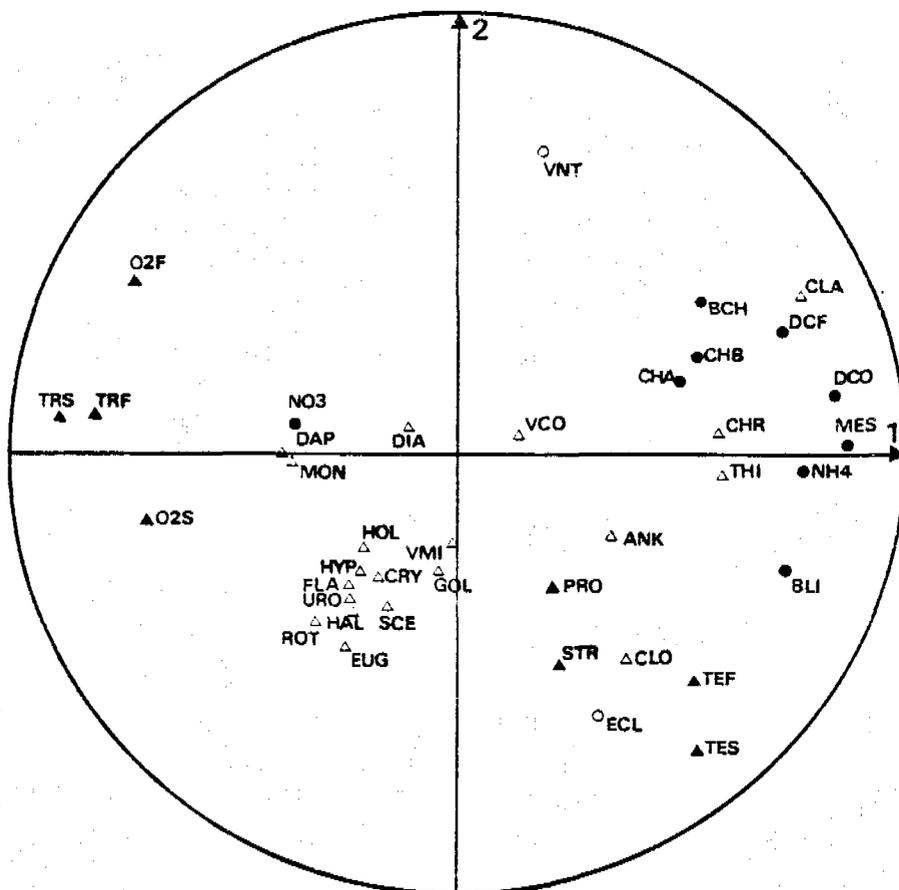


Figure 49: Analyse des paramètres physico-chimiques, physico-climatiques et planctoniques
 représentation des variables suivant les axes 1 et 2

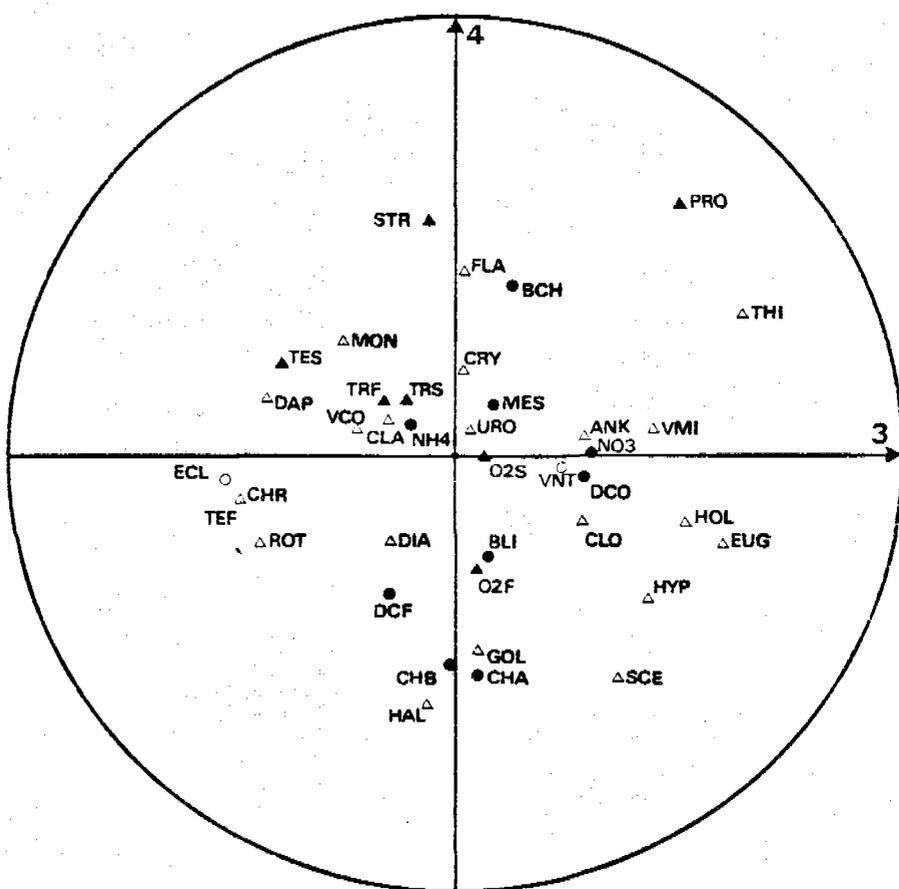


Figure 50: Analyse des paramètres physico-chimiques physico-climatiques et planctoniques
 représentation des variables suivant les axes 3 et 4

6.4.2 - Interprétation

Axe 1 :

Sur cet axe apparaissent très nettement les paramètres liés à la charge organique : DCO - MES - NH4 - DCF qui s'opposent à transparences (TRS-TRF) et oxygène (O2S-O2F). Les températures et la flore associées à la charge (chlamydomonas, bactéries libres, Rhodobactéries, pigments) s'y projettent fortement du côté des charges organiques.

Axe 2 :

Cet axe est dominé par les phénomènes de stratification. Le vent est opposé à un groupe comprenant : températures, éclaircissement et stratification auquel s'associent les chlorelles.

Si ces deux aspects dominent le plan 1-2, comme ils dominaient le même plan lors de l'analyse des paramètres physico-chimiques et physico-climatiques, d'autres phénomènes apparaissent dont certains déjà notés :

- développement des bactéries libres (hétérotrophes) en écosystèmes surchargés, mais compétition avec les indicateurs du virage (BCH-CLA).
- déstratification se traduisant soit en charge faible par une meilleure répartition de l'oxygène notamment au fond (O2F), soit en surcharge par une favorisation des écosystèmes productifs (pigments, chlamydomonas) par rapport aux écosystèmes à chlorelles (action parallèle à celle de la charge et opposée à celle de la température).
- regroupement de la plupart des algues restantes et de la faune dans des conditions moyennes, s'opposant plutôt au virage et se rapprochant des écosystèmes stratifiés à chlorelles.

Axe 3 :

A partir de cet axe, la physico-chimie est moins importante et les variables sont plus dispersées, ce qui coïncide avec la baisse de représentativité des axes.

Cet axe 3 oppose Crustacés, Rotifères, Chromatium, température et éclaircissement à Thiocapsa, aux autres algues dont surtout les Euglènes, et aux Ciliés. Il peut s'agir d'un effet climatique différent du précédent, Euglènes et Thiocapsa qui se rencontrent fréquemment en hiver se contentent d'éclaircissement faibles, tandis que Chromatium, Rotifères et Crustacés nécessitent des éclaircissements ou des températures élevés.

Axe 4 :

Cet axe fait intervenir parallèlement stratification et profondeur, dont se rapprochent des Flagellés et les pigments bactériens (BCH). S'y opposent chlorophylles, certaines algues et prédateurs algivores (HAL), mais le vent, les températures et éclaircissements sont pratiquement indépendants. Il est intéressant de noter comme deux types d'écosystèmes peuvent s'individualiser du fait d'un simple effet de dimensionnement.

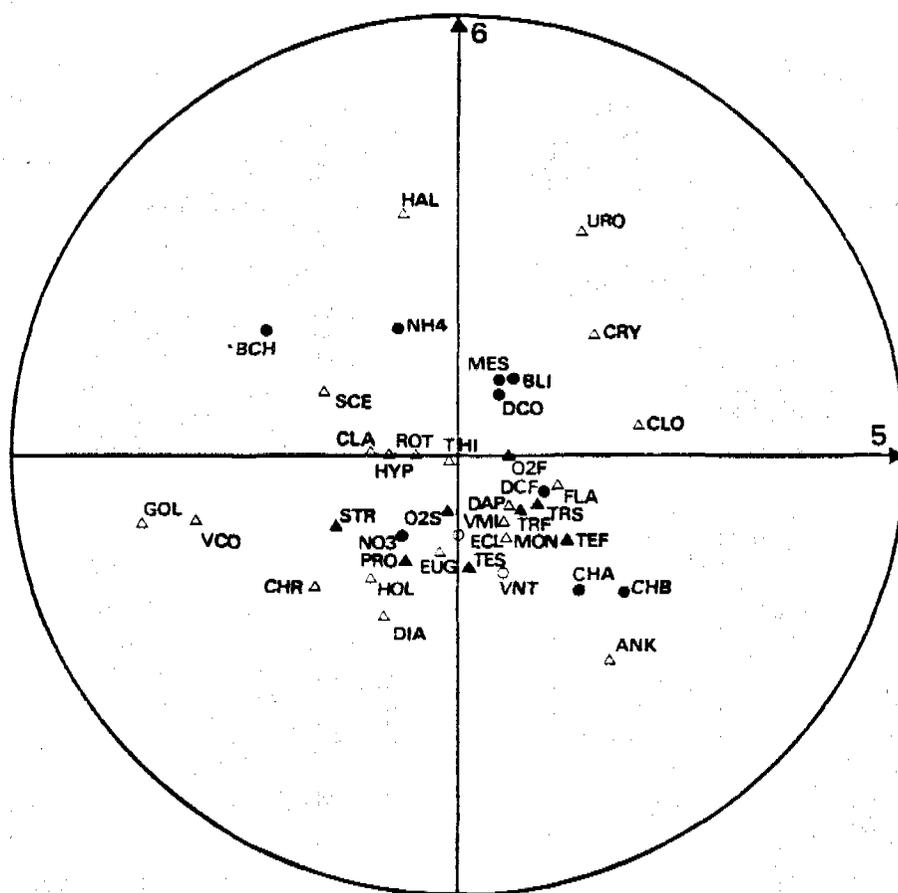


Figure 51: Analyse des paramètres physico-chimiques, physico-climatiques et planctoniques
 représentation des variables suivant les axes 5 et 6

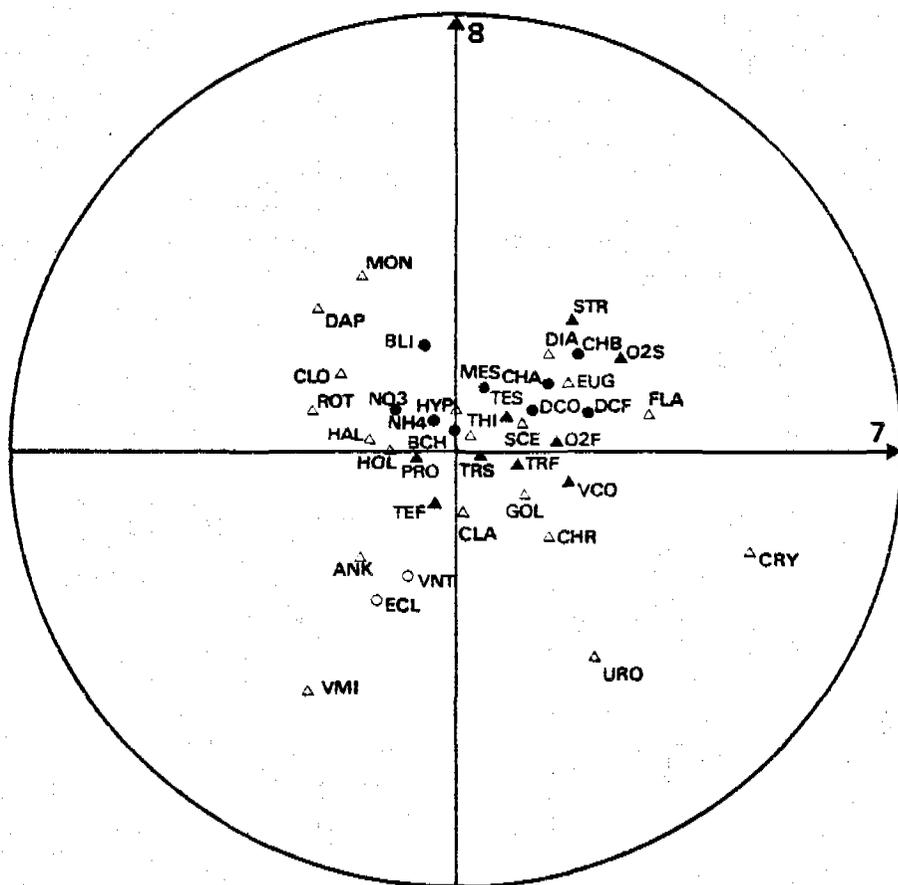


Figure 52: Analyse des paramètres physico-chimiques physico-climatiques et planctoniques
 représentation des variables suivant les axes 7 et 8

Contrairement aux quatre premiers axes qui définissent essentiellement des équilibres d'écosystèmes, les axes suivants sont peu significatifs et dominés par un ou deux paramètres planctoniques mal corrélés aux autres. NO₃, isolé sur l'axe 12, est le seul paramètre physico-chimique qui soit mal représenté dans cette analyse. Ceci peut être dû à la complexité de ses relations avec les divers écosystèmes (nitrification, dénitrification, consommation).

6.5 - CONCLUSIONS

L'analyse des paramètres physico-climatiques ne fait pas ressortir de phénomènes réellement nouveaux par rapport aux analyses précédentes.

Une première caractéristique est la séparation des comportements par rapport aux paramètres physico-chimiques, planctoniques, de charge et de rendement. Les relations qui apparaissent par la suite sont complexes et il est difficile d'en retrouver les mécanismes.

Plusieurs types de comportement ont été observés :

- certains paramètres sont directement liés à la charge organique : oxygène - transparence,
- certains paramètres indépendants de la charge, peuvent avoir des effets similaires sur l'évolution des écosystèmes, selon la zone de charge organique où l'on se trouve : température, destratification,
- certains paramètres de dimensionnement comme la profondeur et le temps de passage, peuvent intervenir directement sur les comportements. C'est l'exemple des relations profondeur-Rhodobactéries,
- une caractéristique de ces analyses, communes avec les analyses précédentes, est la bonne relation des paramètres avec les écosystèmes qui apparaît nettement lorsque les paramètres planctoniques font partie de l'analyse.

Parmi ces réactions, les parallèles suivants peuvent être remarqués :

- chlorelles - éclairage - stratification - oxygène en surface - forte charge.
- chlorophylles - éclairage - température.
- charge - chlamydomonas - destratification.
- inverses des température et éclairage et Thiocapasa ou Euglènes.
- chromatium - température - éclairage - charge.
- Flagellés - Rhodobactéries - profondeur.

Une autre caractéristique déjà remarquée est la réaction des différents paramètres entre eux :

- la charge modifie le rôle des paramètres climatiques :
 - . en charge moyenne, la destratification favorise l'activité algale photosynthétique, alors qu'en charge forte, elle favorise les écosystèmes à Rhodobactéries (virage),

- . en charge forte, les fortes températures et éclairagements défavorisent les algues alors qu'en charge moyenne, elles les favorisent.
- les paramètres sujets à stratification (et surtout l'oxygène) n'ont pas la même signification au fond et en surface :
 - . en surface, ils sont plutôt fonction des paramètres climatiques (stratification, éclairement) et des écosystèmes,
 - . au fond, ils sont plutôt fonction de la charge.

Cette analyse fait ressortir la complexité de l'action des paramètres physico-climatiques, en relation avec l'évolution des écosystèmes et les paramètres de dimensionnement.

Il serait donc illusoire d'utiliser ces paramètres sans leur fixer des seuils et des limites d'influence dans des zones de comportements homogènes, zones qui seraient le mieux définies par les écosystèmes correspondants.

conclusions

V

TITRE V

CONCLUSIONS

V. conclusions sommaire

	Pages
1 - ROLE DE L'ÉVAPO-INFILTRATION	171
2 - ROLE DE L'HÉTÉROGÉNÉITÉ DES BASSINS	173
2.1 - Hétérogénéité verticale : stratification	173
2.2 - Hétérogénéité horizontale : zonation	173
3 - ROLE DES SEDIMENTS DES BASSINS DE TÊTE	175
3.1 - Evolution et nature	175
3.2 - Rôle dans l'épuration	175
4 - ROLE DES PARAMÈTRES DE DIMENSIONNEMENT	179
4.1 - Rôle de la charge organique	179
4.2 - Interférence entre charge et autres paramètres	180
4.3 - Rôle du temps de séjour	183
4.4 - Rôle des températures	183
5 - FONCTIONNEMENT OPTIMAL ET SURCHARGE	185
5.1 - Fonctionnement optimal	185
5.2 - Surcharge et virage	185
6 - CONCLUSIONS MÉTHODOLOGIQUES	187
6.1 - Appréciation des critères analytiques utilisables	187
6.2 - Suivi des installations	188
7 - ÉLÉMENTS DE CONCEPTION ET DE DIMENSIONNEMENT	189

conclusions

Avant d'aborder les conclusions de l'étude, il est rappelé que chacune des analyses faites a fait l'objet de conclusions partielles. Il s'agit :

- des données bibliographiques (cf. Titre I - § 4 page 27),
- de l'observation des résultats de terrain (cf. Titre II - § 2.6 page 57),
- de la vérification des modèles de dégradation de la pollution à partir des mesures effectuées (cf. Titre III, § 4 page 73),
- et enfin des résultats de l'analyse des données sur : les paramètres physico-chimiques (cf Titre IV, § 2.4 page 107), les peuplements planctoniques (cf. Titre IV § 3.3 page 126), les charges et les rendements (cf. Titre IV § 5.1.3 page 144), les germes témoins de contamination fécale (cf. Titre IV, § 5.1.4 page 144), les sédiments (cf. Titre IV § 5.2.3 page 149), les paramètres physico-climatiques (cf. Titre IV § 6.5 page 163).

De plus, les mécanismes en cause dans le lagunage sont précisés dans une classification des conditions d'épuration (cf. Titre IV, § 4 - PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES ET BIOLOGIQUES-SYNTHESE ET SCHEMAS D'EVOLUTION DE L'EPURATION page 129).

Ces différentes conclusions ne sont pas reprises ci-après. Elles sont une partie irréductible des conclusions de cette étude. Elles ont cependant servi de substance aux conclusions générales ci-après.

L'intégration des conclusions des observations et mesures de terrain permet de conclure sur les rôles majeurs des :

- évapo-infiltrations,
- stratifications,
- sédiments des bassins de tête,
- dimensionnement avec interférence des différents paramètres (charge, temps de séjour, température, etc...),

puis de définir :

- le fonctionnement optimal et la surcharge,
- les éléments optimaux des méthodologies d'étude,
- les recommandations de conception.

1. Rôle de l'évapo-infiltration

Les valeurs moyennes d'évaporation mesurées sont de 5 à 8 mm/j, proches des 6 mm/j couramment admis. Il faut cependant noter la possibilité de maxima exceptionnels de 20 mm/j, fonctions des conditions météorologiques.

Les valeurs d'infiltration sont, elles, très variables :

- en conditions normales 5 à 11 mm/j, et couramment 10mm/j ;
- en conditions défectueuses (sable, mise en charge variable et remontées périodiques de la nappe), 20 à 70 mm/j, avec cependant une tendance réelle au colmatage.

La conséquence de pertes moyennes de 10 à 15 mm/j est que, en conditions de concentration normale des effluents, et avec une charge totale voisine des 50 kg DBO/ha/j couramment admis, on peut s'attendre à une perte d'environ moitié du débit entrant, et à une augmentation des temps de séjour : de 20 à 30 j pour le premier bassin (en admettant sur celui-ci une charge de 100 kg DBO/ha/j), à plus de 100 j pour l'ensemble de la série.

Or, comme cela a déjà été noté dans la conclusion de l'interprétation par analyse de données, l'augmentation du temps de séjour dans un bassin au-delà d'un certain seuil n'entraîne pas forcément une amélioration de l'épuration. Il en résulte que le procédé est peut-être paradoxalement bien adapté aux effluents dilués.

Enfin, il faut noter l'influence possible de l'infiltration sur la nappe, par entraînement de carbone et azote dissous.

2. Rôle de l'hétérogénéité des bassins

2.1 - Hétérogénéité verticale : stratification

La réalité de ce phénomène et son incidence sur la séparation des masses d'eau et l'hydraulique des bassins ont été démontrées par les études de terrain.

Elle dépend des températures, vent, profondeur, concentration et nature des éléments contenus dans l'eau (carbone dissous, MES, algues...) ainsi que des profondeurs d'entrée et de reprise. Elle semble essentiellement limitée aux bassins de tête assez concentrés.

Son rôle apparaît complexe. Elle influence l'activité des sédiments par séparation et isolation thermique. Par sa température plus basse, le compartiment proche des sédiments se distingue nettement des eaux de surface à température et métabolisme élevés.

Ce rôle pourrait être positif en cas de surcharge, sous réserve d'une bonne profondeur de bassin (150 cm au moins), et d'une profondeur de reprise en sortie, à mi-hauteur. Une reprise au fond pouvant créer un court-circuit avec l'entrée, une reprise en surface entraînant l'élimination des algues vertes qui montent en surface (Chlamydomonas, Chlorelles), au profit des rhodobactéries.

A l'appui de cette remarque, il faut noter la tendance à l'apparition du virage de teinte pendant les périodes de mélange des bassins.

2.2 - Hétérogénéité horizontale : zonation

Ont été notées des tendances à formation de zones mortes dès que la taille du bassin de tête dépasse 2 ha, ou en présence d'épis.

3. Rôle des sédiments des bassins de tête

3.1 - Evolution et nature

Comme on peut le voir dans le tableau 51, le contenu des pièges à sédiments montre des teneurs assez fortes en matières volatiles (MV) et nutriments (NT et PT). Les matières minérales sont plus abondantes dans les prélèvements obtenus par dragage des sédiments en place.

TABLEAU 51 : Caractéristiques moyennes des sédiments dans le bassin de tête

Caractéristiques	Pièges à sédiments dragués	Sédiments en place
MV en % de MES	60 - 70 %	10 - 30 %
NT en % des MV	1 - 2 %	0,5 - 1,5 %
PT en % des MV	0,5 - 1 %	0,5 - 1 %

La comparaison des pièges et prélèvements en place montre un tassement moyen d'un facteur 3 pour les sédiments en place, et variant d'un facteur 1 (nul) pour les bassins les plus chargés, à un facteur 6 pour les bassins les moins chargés. A ces tassements et minéralisation correspond une diminution de la teneur en azote au cours de la saison, les teneurs en phosphore restant à peu près constantes. Cela conforte les hypothèses précédentes (cf. Titre II § 2.5) sur le piégeage des nutriments. Ce phénomène plus efficace pour le phosphore traduit des reprises ou infiltrations partielles de l'azote.

L'évolution des sédiments au cours de la saison a montré un allègement des sédiments lorsque la charge augmente, les matières volatiles passant de 50 à 20 g/l.

L'épaisseur de sédiment pour la saison estimée de 1 à 2 cm maximum en très forte charge, se réduit en fait après tassement à 1/2 à 1 cm. Les comblements en résultant sont donc lents.

3.2 - Rôle dans l'épuration

Le rôle des sédiments du bassin de tête apparaît primordial dans le bilan épuratoire. En effet, l'épuration dans le bassin de tête, représente selon les paramètres et la charge des proportions non négligeables de l'entrée (voir tableau 52). Cela montre la bonne adaptation des écosystèmes à la charge entrante.

TABLEAU 52 : Caractéristiques moyennes de l'épuration dans le bassin de tête

PARAMETRES	RENDEMENTS EPURATOIRES	
	en surcharge	en traitement tertiaire
DBO5	70 %	60 %
MES	20 %	60 %
NTK	20 %	30 %
PTO	10 %	30 %

Le dépôt représente une part importante des matières en suspension introduites, comme on peut le voir dans le tableau 53.

TABLEAU 53 : Comparaison des dépôts et charges d'entrée dans le bassin de tête

PARAMETRES	IMPORTANCE DES DEPOTS PAR RAPPORT A L'ENTREE	
	en surcharge	en traitement tertiaire
MES	60 %	6 %
NTK	1 %	2 %
PTO	1 %	2 %

L'importance du dépôt par rapport à l'épuration est de ce fait très importante pour les MES et importante pour les nutriments, comme on peut le voir dans le tableau 54.

TABLEAU 54 : Importance de la sédimentation par rapport à l'épuration dans le bassin de tête

PARAMETRES	POURCENTAGE RELATIF DE LA SEDIMENTATION PAR RAPPORT A L'EPURATION	
	en surcharge	en traitement tertiaire
MES	200 à 300 %	10 %
NTK	4 à 5 %	8 %
PTO	10 à 20 %	6 %

En cas de surcharge, il y a donc transformation de la pollution soluble en MES, qui, ajoutées aux MES de l'eau brute, décantent et sont remaniées au niveau des sédiments. Le bilan global de l'épuration dépend donc de l'activité anaérobie des sédiments avec, entre autres, la fermentation méthanique qui donne des sous-produits volatils (CO_2 et CH_4). En cas de faible charge, par contre, les sédiments ont un rôle moins important et plus limité aux nutriments. De toute façon, une modélisation de l'épuration devrait tenir compte du rôle des sédiments.

L'impossibilité de boucler le bilan des nutriments pose la question de la nature des pertes possibles, surtout pour l'azote. Infiltration, volatilisation de NH_4 aux pH alcalins, ou nitrification-dénitrification dans une large gamme de conditions sont également possibles.

Les fermentations dans les sédiments ou les eaux ont, avec les facteurs hydrauliques (compartimentage-stratification), une influence directe sur les écosystèmes planctoniques en particulier par l'importance des fermentations acides :

- sur le développement des Chlorelles, Golenkinia et surtout Chlamydomonas, (disponibilité en acides organiques) ;
- sur le développement des Thiocapsa ou des Chromatium (disponibilité en H_2S selon les températures, les conditions hydrauliques et la charge ponctuelle en sédiments).

4. Rôle des paramètres de dimensionnement

Les conclusions des analyses de données ont permis de classer les paramètres de dimensionnement comme étant les charge, temps de séjour, température et fermentation des sédiments, conductivité et pH.

4.1 - Rôle de la charge organique

Pour les différents paramètres physico-chimiques étudiés et pour les moyennes définies sur les individus caractéristiques des axes principaux, un positionnement des concentrations de sortie en fonction des charges en DBO_5 sur le bassin considéré, appelle les commentaires suivants (Figure 53 à 57).

- Pour une même charge organique, l'écart entre valeurs supérieures et inférieures est important (25 % de la DCO à 30 % des DCF et DBF) et confirme les difficultés déjà notées pour caractériser une cinétique (cf. Titre I § 3.1).
- Pour les matières en suspension et les paramètres de carbone (DCO-DBO-DCF-DBF), une zone d'inflexion sépare : une croissance rapide des paramètres en fonction de la charge, pour les charges faibles, et une croissance plus lente pour les charges fortes. Cette zone se situe en-dessous des 100 kg $DBO/ha/j$ pour les DBO, DCO, DBF, DCF, et au-dessus pour les MES et MVS.

Un positionnement identique des valeurs moyennes des concentrations planctoniques fait apparaître des variations beaucoup plus complexes. Schématiquement :

- Chlamydomonas apparaît au-dessus de 75 kg $DBO/ha/j$, son maximum ($5 \cdot 10^8$ ind/l) se situant vers 300 kg $DBO/ha/j$;
- Chlorella et Golenkinia ont un maximum situé entre 100 et 200 kg ha/j (respectivement supérieur à 10^9 et 10^8 ind/l) ;
- Scenedesmus présente un maximum entre 50 et 75 kg ha/j ($5 \cdot 10^7$ ind/l) ;
- Euglena présente un maximum dans la même zone (10^8 ind/l) et un autre maximum, plus faible, au-dessus de 300 kg ha/j (10^7 ind/l).

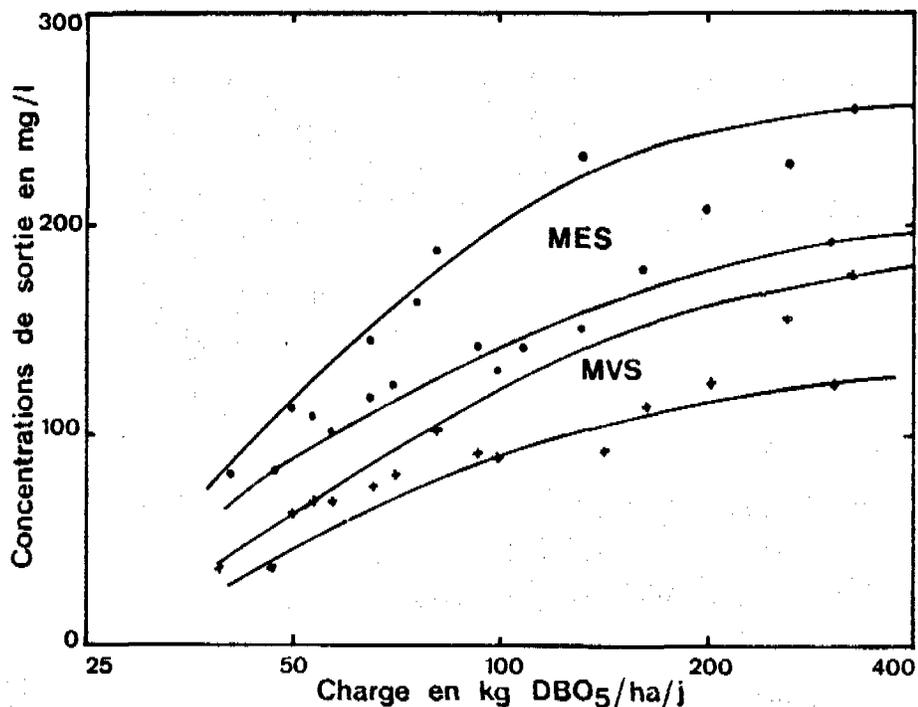


Figure 53: Evolution des concentrations de sortie en MES et MVS en fonction des charges appliquées

L'ensemble du phytoplancton décroît fortement en-dessous de 50 kg/ha/j (moins de 10^6 ind/l).

Les enveloppes maximales et minimales des concentrations en pigment sont mieux définies pour les bactériochlorophylles (croissance régulière en fonction de la charge et faibles écarts maxima-minima), et pour les enveloppes minimales de chlorophylles B (croissance régulière) et A (croissance régulière avec point d'inflexion entre 50 et 75 kg/ha/j). Les valeurs maximales sont, par contre, très dispersées pour les chlorophylles B (avec un plateau vers 1 mg/l entre 50 et 200 kg/ha/j) et A (entre 0,8 et 1,8 mg/l dans la même zone).

Les valeurs de chlorophylle tombent vers 0,1 - 0,2 mg/l en-dessous de 40 kg/ha/j et redescendent vers 0,6 mg/l au-dessus de 200 kg/ha/j.

4.2 - Interférence entre charge et autres paramètres

La croissance ralentie des concentrations de sortie avec la charge au-dessus de 100 kg/ha/j démontre un fort pouvoir tampon des écosystèmes, qui s'adaptent à l'augmentation de flux par une augmentation de la sédimentation. Par contre, l'écart entre valeurs maximales et minimales des concentrations de sortie, sera surtout dû à l'action d'autres paramètres :

- Les valeurs maximales représentent des bassins homogènes (brassage par le vent) où Chlamydomonas, Chlorella, Euglena, et Rhodobactéries abondent (temps de séjour : 5 à 20 j, apports d'H₂S par le réseau ou fermentation importante des sédiments).
- Les valeurs minimales représentent des bassins fortement stratifiés, soit à temps de séjour court avec dilution de l'effluent (5 - 10 j), soit à temps de séjour long (30 j pour 200 kg/ha à 100 j pour 100 kg/ha/j) avec des conductivités plutôt faibles (800). Algues (Chlorella) et Rhodobactéries y sont moins abondantes.

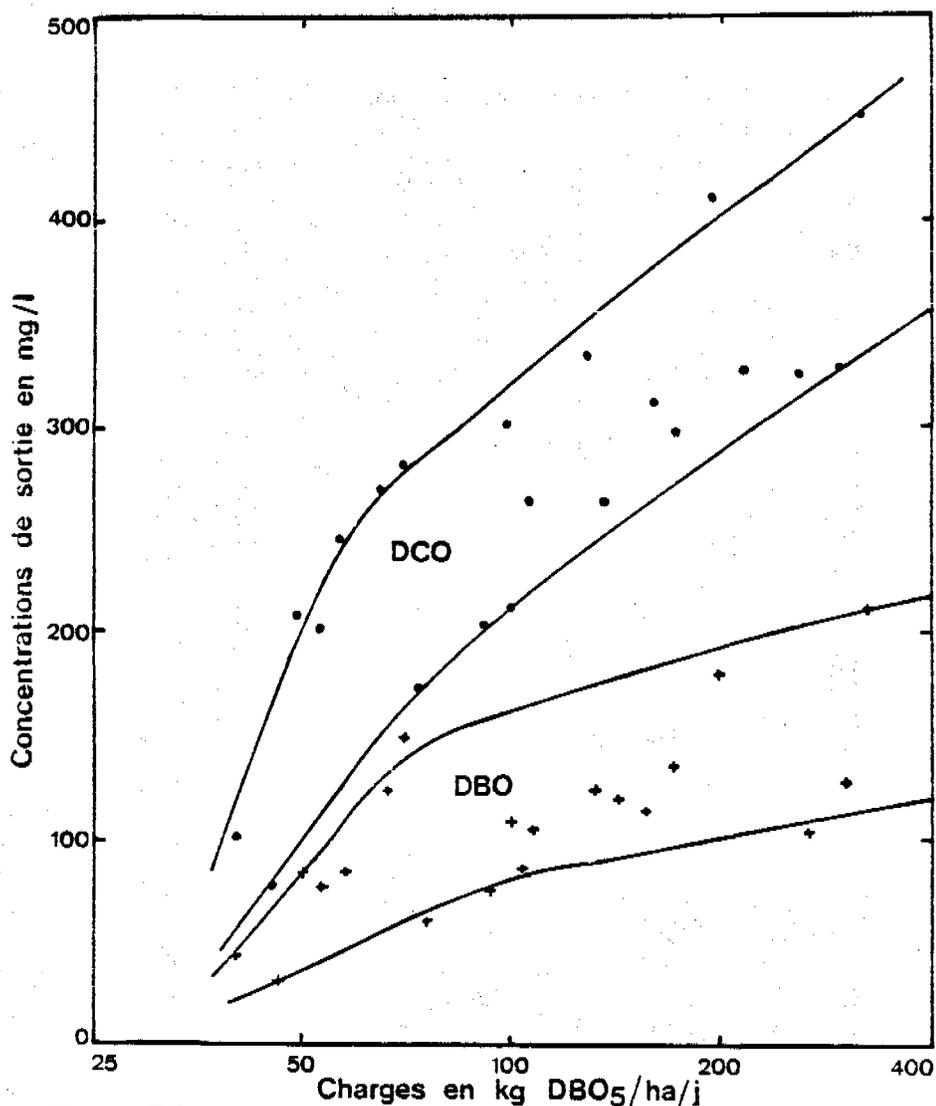


Figure 54: Evolution des concentrations de sortie des demandes biologiques (DBO) et chimiques (DCO) en oxygène, en fonction des charges appliquées.

La croissance rapide des concentrations avec la charge en-dessous de 100 kg/ha/j montre au contraire une forte sensibilité des écosystèmes à ce paramètre, entre 75 et 100 kg DBO/ha/j. De plus, comme d'autres facteurs interviennent, les concentrations obtenues sont très variables pour une charge donnée. Ces facteurs sont principalement liés à l'activité des écosystèmes et ont été décrits lors des conclusions de l'analyse des données physico-chimiques et planctoniques (cf. Titre IV § 4) :

- élimination des prédateurs algivores, possible entre 75 et 150 kg DBO/ha/j, par contrôle du pH, en fonction des conductivités, avec comme résultats des pics de concentration sur les MES et les paramètres du carbone ;
- de même, élimination des prédateurs bactériovores et concentration élevée en bactéries libres ;
- à l'inverse, le démarrage de la prédation par les grands algivores (surtout Daphnies) en-dessous de 75 kg DBO/ha/j se traduit par des baisses brutales de concentration.

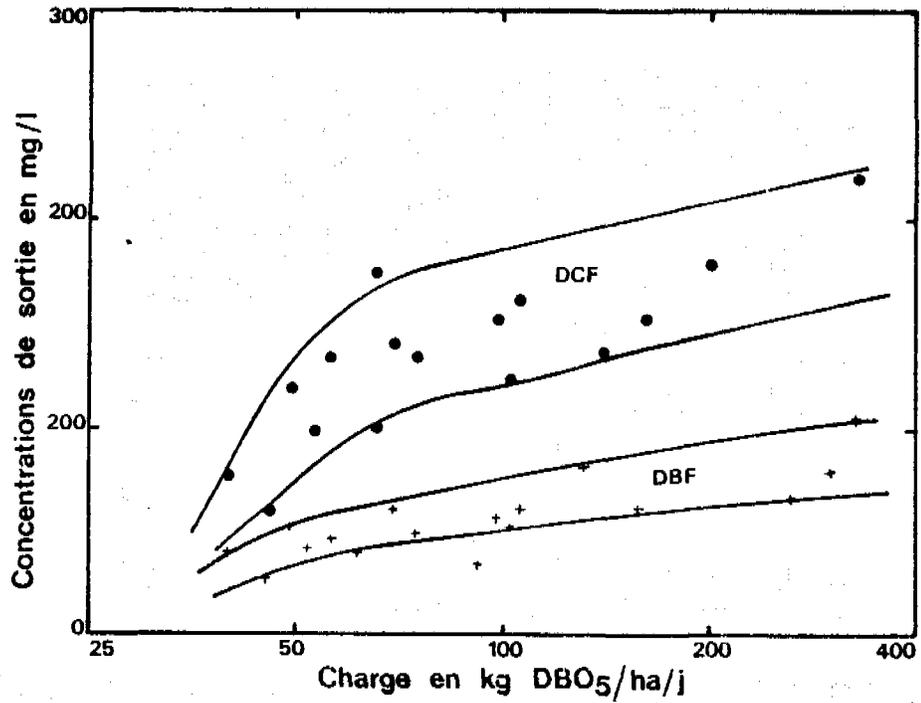


Figure 55: Evolution des concentrations de sortie des demandes biologiques (DBF) et chimiques (DCF) en oxygène sur effluents filtrés, en fonction des charges appliquées.

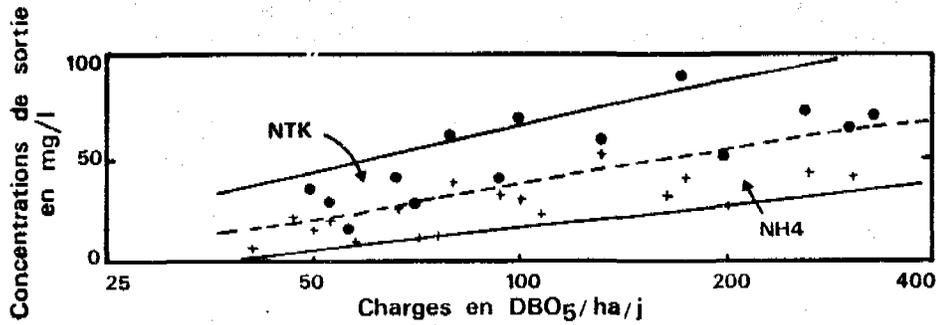


Figure 56: Evolution des concentrations de sortie en azote total (NTK) et ammoniacal (NH4) en fonction des charges appliquées

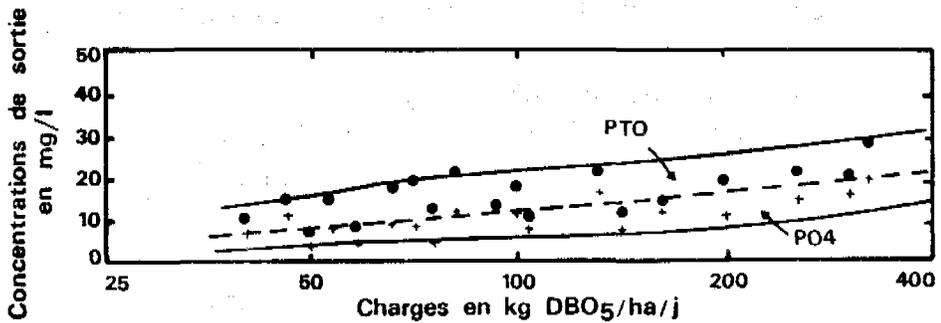


Figure 57: Evolution des concentrations de sortie en phosphates (PO4) et phosphore total (PTO) en fonction des charges appliquées

4.3 - Rôle du temps de séjour

L'ensemble des résultats montre que le niveau de sortie obtenu en lagunage n'est pas une fonction continue du temps, mais plutôt le résultat de l'activité d'une succession d'écosystèmes discrets capables d'intervenir dans un domaine limité des paramètres de contrôle. Pour des charges et temps de séjour variés, des milieux entre lesquels ces deux paramètres varient inversement par suite de différences dans les concentrations d'entrée, peuvent être équivalents en concentration de sortie. Le paramètre de contrôle de l'écosystème (facteur limitant) n'est plus alors la seule charge reçue, mais la possibilité d'intégration de cette charge au cours du temps. La fonction de stockage ainsi définie pourrait être dévolue au sédiment.

Au-delà des limites de l'écosystème, une amélioration de l'épuration n'est donc pas à chercher dans l'augmentation du temps de séjour, mais plutôt dans la diversification des écosystèmes qui peut être obtenue de diverses façons : fractionnement en bassins en séries, écoulement piston, diversification des niches écologiques (par exemple introduction de végétaux supérieurs en fin de traitement).

Ce rôle de la concentration de l'effluent explique l'équivalence sur plusieurs axes de l'analyse de données de bassins de lagunage tertiaire et de bassins de lagunage primaire, avec des temps de séjour très différents (de 3 à 10 j avec des charges de 200 à 30 kg/ha/j pour les premiers contre 10 à 100 j avec des charges de 100 à 40 kg/ha/j pour les derniers).

4.4 - Rôle des températures

Les études de l'application du modèle de MARAIS (cf. Troisième partie) a montré que la meilleure approche de l'activité épuratoire était donnée par l'utilisation des températures de la tranche d'eau supérieure.

En revanche, les analyses de données ont mis en évidence l'importance de la température au niveau des sédiments pour le déclenchement des phénomènes de virage ainsi que pour le contrôle du développement des groupes algaux ou bactériens ou phytoplancton.

Cette action de la température ne se fait pas, non plus, de façon continue, mais à travers des seuils qui peuvent être approximativement définis, en accord avec la littérature :

- $T^{\circ} > 25^{\circ}\text{C}$: algues vertes éliminées au profit des rhodobactéries ;
- $T^{\circ} > 20^{\circ}\text{C}$: zone de développement maximum de Chlamydomonas, Thiocapsa abondant ainsi que les bactéries libres (augmentation des paramètres de pollution carbonée) ;
- $15^{\circ}\text{C} < T^{\circ} < 20^{\circ}\text{C}$: développement maximal de Chlorella et Golenkinia ;
- $T^{\circ} < 15^{\circ}\text{C}$: développement maximal d'Euglena, absence de Chromatium ($T < 15^{\circ}$ au niveau des sédiments) ;
- $T^{\circ} < 5^{\circ}\text{C}$: ralentissement très net de la croissance algale.

Les résultats obtenus permettent de classer les observations en ce qui concerne le dégagement d'odeurs et l'évolution des sédiments (bullage = fermentation anaérobie avec production de gaz), en fonction des RH et températures :

- Dégagement d'odeurs :

- rH en surface ≤ 19 à 20 : pas d'oxygène dissout, dégagement d'odeurs ;
- rH en surface ≥ 21 : pas d'oxygène dissout, pas de dégagement d'odeurs ;
- rH en surface ≥ 22 : présence d'oxygène, pas d'odeurs.

- Evolution des sédiments (température et rH des sédiments) :

- Température 20° , rH ≥ 18 : pas de bullage ni de remontée de paquets de boue ;
rH < 17 à 18 : bullage ;
rH < 16 : bullage et remontée de paquets de boue ;
- Température $< 17^\circ$: pas de bullage à rH < 15 .

5. Fonctionnement optimal et surcharge

5.1 - Fonctionnement optimal

Les meilleurs niveaux de sortie obtenus lors de l'étude l'ont été pour des lagunes à trois bassins en série où le dernier bassin recevait une charge inférieure à 50 kg DBO/ha/j, avec des temps de séjour totaux plutôt longs (25 j pour 50 kg/ha/j et 100 j pour 30 kg/ha/j dans le cadre de notre étude). Dans ces conditions les concentrations descendent en-dessous de 40 mg/l en DBO et MES, et 100 mg/l en DCO. Ces niveaux correspondaient dans tous les cas au développement d'une grande faune algivore (Cladocères : gn Daphnies, Copépodes : gn Cyclopes ou Rotifères : gn Keratella).

Bien que les abattements en germes tests aient été très bons (sorties souvent inférieures à 100 germes/100 ml), la différence de comportement des coliformes et streptocoques pose la question de la modélisation de leur élimination et de l'adéquation à représenter l'élimination des germes pathogènes.

5.2 - Surcharge et virage

La surcharge caractérisée par le virage de teinte des bassins a été définie en fonction des paramètres : charge, température, stratification, nature de l'effluent et évolution des sédiments.

Il faut noter les différences entre virage à Chromatium, essentiellement fonction des températures et apports d'H₂S, et virage à Thiocapsa, lié aux fortes charges, faibles temps de séjour, alimentation en substrat soluble et fermentation des sédiments. Les Thiocapsa peuvent cependant apparaître à faible concentration pour des températures plus faibles que les Chromatium.

A partir des observations faites au cours de cette étude, on peut dire que le virage se caractérise par une augmentation des concentrations qui atteignent des paliers élevés :

- les DBO augmentent de 100-150 à 150-200 mg/l (ainsi que les MES) ;
- les DCO augmentent de 150-200 à 300-500 mg/l ;
- les nutriments et surtout NH₄⁺ sont très sensibles au virage (NH₄ augmente jusqu'à 100 mg/l contre 10 mg/l en faible charge) ;
- les bactéries libres augmentent 10⁹ à 10¹¹/l en fonction de la charge mais le virage peut s'accompagner d'une baisse à 10¹⁰/l.

Du point de vue des rendements, le virage s'accompagne d'une baisse de rendement variable, mais parfois très forte (rendements nuls à négatifs), surtout pour les MES et pour NH₄.

Le pH augmente de légèrement acide avant le virage (zone à Chlamydomonas), à légèrement alcalin après (zone à Thiocapsa), quoique beaucoup moins alcalin que pendant les développements massifs d'algues.

Les teneurs en oxygène deviennent le plus souvent nulles, ou seulement faibles en surface, les transmissions de lumière baissent, de 10 à 40 % en surface contre 22 à 8 % au fond pour les bassins de tête, et de 24 à 6 % en surface contre 30 à 24 % au fond pour les seconds bassins (ce paramètre répond très nettement à la stratification). En fonction de la charge, ce paramètre, qui atteint 50 à 90 % en charge faible, peut cependant baisser à 10 - 15 % avant virage, lors du maximum du développement algal.

Les meilleurs indices précurseurs du virage semblent être l'évolution des critères biologiques, notamment : les augmentations de concentration d'algues (Chlorelles et surtout Chlamydomonas), la chlorophylle A plafonnant vers 1 mg/l, mais surtout le développement des Thiocapsa, qui débute bien avant le changement de teinte.

Il faut noter que :

- une diminution de charge pendant le virage s'accompagne d'une récupération rapide des écosystèmes à algues ;
- la diminution de charge en fin de saison (15 j après virage) s'accompagne d'une récupération beaucoup plus lente ;
- le virage, s'accompagnant de la métabolisation des composés de fermentation (par exemple métabolisation d'H₂S par Chromatium), n'est pas cause d'odeurs, phénomène limité aux bassins à eaux stagnantes. Il n'est pas gênant pour l'épuration tant qu'il reste limité au premier bassin pour des périodes estivales ;
- de fortes charges (> 200 kg DBO/ha/j) sont temporairement admissibles sur le bassin de tête, où le virage n'apparaîtra qu'après un délai de l'ordre d'une ou deux semaines, souvent lors d'une homogénéisation du bassin par l'effet du vent, et d'une augmentation de température (fermentation).

6. Conclusions méthodologiques

6.1 - Appréciation des critères analytiques utilisables

DCO et DBO brutes pris isolément sont les paramètres les moins caractéristiques de l'évolution des bassins. De plus, il sont parfaitement redondants (cf. Titre IV § 2.3). Les paramètres filtrés ou les matières en suspension, ou plus encore les nutriments totaux ou minéraux sont de meilleurs indices.

En général, l'évolution des bassins se traduisant par l'évolution combinée de groupes de paramètres (MES, paramètres filtrés et nutriments sauf nitrates), une caractérisation fine nécessite l'emploi d'une gamme complète d'analyses (par exemple : MES - DCO - DCF - NTK - NH₄ - NO₃ - chlorophylles - pH - conductivité). Avec ces paramètres, on reste dans un domaine seulement descriptif de l'évolution des bassins.

Une caractérisation plus fine est donnée par les relations existantes entre paramètres opératoires et écosystèmes. Cependant, là aussi, la valeur indicatrice d'une espèce donnée est variable, et il faut considérer les relations de l'ensemble du peuplement avec les types d'activité :

- hétéro-autotrophe anaérobie ;
- hétéro-autotrophe aérobie ;
- autotrophe aérobie sans prédateurs ;
- autotrophe aérobie avec prédateurs.

La différence entre bassins peut être parfois mieux définie par le type d'écosystèmes présents que par les analyses physico-chimiques, qui peuvent ne différer que par un paramètre ou un groupe de paramètres, alors que les phénomènes de régulation interne propres aux écosystèmes leur donnent une certaine indépendance vis-à-vis des conditions opératoires. Il en résulte que la connaissance de la composition planctonique à un moment donné est beaucoup plus intéressante si l'on connaît son évolution au cours du temps.

Avec la connaissance de la composition planctonique, on peut envisager une prédiction de l'évolution des phénomènes, ce qui n'est pas le cas avec la connaissance des seuls paramètres physico-chimiques envisagés précédemment. Ainsi, comme indicateurs de surcharge, les meilleurs individus utilisables sont les concentrations en Bactéries libres, Rhodobactéries, le développement de Chlamydomonas. Le meilleur indicateur de faible charge est le développement des grands algivores.

D'autres paramètres importants à contrôler sont :

- . l'évolution des sédiments en fonction de la charge et de la température ;
- . la stratification thermique et ses conséquences sur l'hydraulique ;
- . l'évapo-infiltration qui pour être contrôlée nécessite le recueil de données météorologiques.

Ils entrent eux aussi, dans la prédiction de l'évolution des lagunes (surtout les sédiments).

6.2 - Suivi des installations

Compte tenu des temps de séjour élevés et des phénomènes de régulation internes, les bilans de 24 ou 48 h apportent peu d'informations par rapport aux visites et prélèvements d'échantillon de sortie.

Le seul bilan intéressant sur une lagune est un bilan annuel, ou saisonnier dans le cas d'un traitement estival.

Les phénomènes de stockage et de remaniement des sédiments, fonction des conditions météorologiques, sont en effet prédominants dans l'évolution du traitement.

Le suivi optimum d'une installation peut donc comporter les éléments suivants :

- estimation même grossière des charges entrantes (compteurs horaires de pompage, etc...) et bilan de charge entrante pendant les périodes caractéristiques de l'activité raccordée ;
- mesures instantanées hebdomadaires à mensuelles des débits de sortie, et mesure sur place des pluviométries et évaporations ;
- analyses sur échantillons instantanés de sortie des différentes lagunes, des compositions planctoniques, et analyses physico-chimiques ;
- relevé sur le terrain des pH, O₂, températures et hétérogénéités verticales (stratification) ;
- prélèvement de sédiments en place et relevé de pièges à sédiments, au moins sur le bassin de tête ;

La périodicité d'étude est à adapter en fonction de l'évolution saisonnière. Le suivi est à intensifier :

- . en période d'augmentation de température (printemps), avec des remaniements des sédiments ;
- . aux périodes des augmentations de charge fonction de l'activité raccordée.

Par contre, en hiver les variations sont faibles tant que les températures restent basses (période de stockage).

En ce qui concerne les sédiments, les durées de sédimentation doivent être suffisamment longues pour minimiser l'erreur analytique, mais le prélèvement des pièges suffisant pour suivre l'évolution annuelle (surtout avant les périodes de surcharge prévisibles).

7. Eléments de conception et de dimensionnement

La charge limitante de l'installation sera la charge sur le bassin de tête. Celle-ci peut atteindre 200 kg DBO/ha/j en été ($T = 20^\circ$), et avec un temps de séjour assez long (10-15 j) sur ce bassin, pourvu que la conception permette le maintien de la stratification thermique (profondeur minimale 1,50 m, entrée proche du fond et sortie à 0,30 m minimum de la surface). Des pointes de 300 kg/ha/j sur quelques jours peuvent être acceptables dans les mêmes conditions. Il semble par contre que les charges acceptables en hiver sont beaucoup plus faibles, et peuvent être même inférieures aux 100 kg/ha/j recommandés.

Le déclenchement du virage (qui influe surtout sur l'augmentation des MES et nutriments) étant lié à la charge d'entrée et aux sédiments, il convient d'éviter les formes allongées du bassin de tête, qui conduisent à concentrer charge et sédiments sur une portion réduite du bassin. De plus, les problèmes d'hydraulique (zonation) devraient aussi limiter la taille de ces bassins autour de 2 ha (pour une charge initiale de 100 à 200 kg/ha/j en pointe).

En ce qui concerne les bassins suivants les problèmes à éviter sont :

- l'élimination de la faune par le développement algal (qui se produit dans les seconds bassins fortement chargés par exemple aux environs de 100 kg DBO/ha/j) ;
- la stagnation de l'eau (temps séjour > 100 j) due à des pertes excessives.

Ceci conduit à choisir des suites de bassins de faibles volumes plutôt que des grands bassins, ou des écoulements en piston à partir du moment où il n'y a plus de risque de virage (charge sur le bassin < 100 kg/ha/j en été).

L'obtention de bons niveaux de sortie est liée à de faibles charges sur le dernier bassin (< 50 kg/ha/j), et à des temps de séjour inférieurs à 100 j (une augmentation des temps de séjour entraînant la concentration de l'effluent, et la reprise des nutriments et carbones retenus dans les sédiments).

Enfin, rappelons que cette étude a mis en évidence à différents niveaux (Titres I, III, IV) le peu de crédit que l'on peut porter aux modèles de dégradation classiques, (présentés au titre I) dans la mesure où l'on veut les utiliser pour justifier un dimensionnement.

Les quelques remarques précédentes indiquent qu'il faut tout autant porter attention à la conception des bassins qu'à leur dimensionnement.

1111

BIBLIOGRAPHIE

- ANGELI N. Thèse : Relations entre le plancton et la qualité de l'eau
Mai 1979, Université des sciences et techniques de Lille, n° d'ordre 452.
- ANGELI N. Interactions entre la qualité des eaux et les éléments de son plancton.
In Pesson : la pollution des eaux continentales. (GAUTHIER-VILLARS, 1980).
- ARRUMUGAN P.T. Physico-chemistry, destratification and nutrient budget
FURTADO J.H. of a lowland eutrophicated Malaysian reservoir and its limnological im-
plications.
Hydrobiologia, 1980, 70 vol 1-2, pp 11-14.
- BERTHET B. Facteurs influant sur l'oxygénation de bassins de lagunage de stations
d'épuration (avantages et inconvénients d'aérateurs).
TSM - L'eau, août-septembre 1979, pp 463-469.
- BERTHET B. Mémoire : quelques aspects de la biologie et de la qualité des eaux des
bassins de lagunage de Livery - presqu'île Gérénaudaise (LA).
1979, Université de Rennes, UER Sciences du Comportement et de l'Environ-
nement.
- BOKIL S.D. Stratification in laboratory simulations of shallow
AGRAWAL G.D. stabilization ponds.
Water Research, 1977, vol 11, pp 1025-1030.
- BOWLES D.S. Coliform decay rates in waste stabilization ponds.
MIDDLEBROOKS E.J. Journal W.P.C.F., 1979, vol 51 n°1, pp 87-99
REYNOLDS J.H.
- BREWER W.S. Oxygen consumption by freshwater sediments.
ABERNATHY A.R. Water Research vol 11, pp 471-473.
PAYNTER M.J.B.
- CIRELLO J The question of nitrification in the Passaic River, New Jersey ...
Water Research, 1979, vol 13, pp 525-537.
- CHAN Y.K. Denitrification of lake 287 during summer
CAMPBELL N.E.R. stratification
Canadian Journal of Fisheries and Aquatic sciences, 1980, vol 37, n°3, pp
506-612.

- DRAKIDES C. Etude de l'influence de la stratification et de l'évaporation sur la caractérisation de l'écoulement en lagunes dans le cas de modèles de laboratoire.
Rapport M.E.V.C., Mai 1981, 90 p.
- FREEDMAN P.L. Nutrient release from Anaerobic sediments.
CANALE R.P. J.E.E.D., avril 1977.
- FRITZ J.J. Dynamic process modeling of wastewater stabilization ponds.
MIDDLETON A.C.
MEREDITH D.D. J.W.P.C., 1979, 51 n°11, pp 2724-2743
- GLOYNA E.F. Bassins de stabilisation des eaux usées.
O.M.S. monographies n°60, 1972, 187 pp
- GLOYNA E.F. Design of waste stabilization pond systems.
TISCHLER G. Prog. in Wat. Tech., 1979, vol 11 n°415, pp 47-70.
- HIRN J. The effects of physicochemical, phytoplankton and seasonal factors on faecal indicator bacteria in Northern. Brackish Water.
VILJAMAA H.
RAEVUORI M. Water Research, 1980, vol 14, pp 279-285.
- MARAIIS G. Comment on note on the design of facultative sewage lagoons.
Water Research, 1974, vol 8, p. 497-498.
- MARA D.D. Sewage Treatment in water stabilization ponds. Recent Research in North East Brasil.
SILVA S.A. Prog. in Wat. Technol., 1979, vol 11 n°1/2, pp 341-344.
- MARA D.D. Design verification for tropical oxydation ponds.
SILVA S.A. J.E.E.D., fev 1979, pp 151-155.
DE CABALLOS B.S.
- PARKER C.D. Biological Mechanisms in Lagoons
Prog. in wat. Technol., Vol 11, N° 4/5, pp 71-85.
- REYNOLDS J.H. Biomass distribution and kinetics of baffled Lagoons.
NIELSON S.B. Journal Environmental Engineering Divisions, Dec 1975, pp 1005-1084.
MIDDLEBROOKS E.J.
- RINGUELET R. Le lagunage, résultats des expérimentations menées dans le Languedoc.
Le Moniteur, août 1977, pp 33-38.

- RINGUELET R. Le lagunage, un procédé rustique, souple et efficace pour épurer les eaux usées domestiques. Résultats des expérimentations menées en Languedoc. I.S.M. - l'Eau, avril 1977, pp 139-146.
- ROQUES H. Fondements théoriques du traitement biologique des eaux, vol 1 et 2, 1813 p, Technique et Documentation, 1980, (I.S.B.N. - 2 - 85206 - 042 - 6).
- SAUZE F. Données d'expériences récentes sur le lagunage des effluents domestiques. La Technique de l'Eau, 1976, p 15-29.
- SAUZE F. Etude du coefficient de vitesse de dégradation des charges organiques. Annales Technol. Agric., 1977, 26 (1), 39-58.
- SCHILLINGLAW S.N. Observations on algal populations in an experimental maturation pond system. Water S.A., 1977, n°4, pp 183-192.
- PEITERSE A.J. Hypolimnion injection of nutrient effluents as a method for reducing eutrophication. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 1980, 37, p 320-327.
- SCHINDLER D.W. Hypolimnion injection of nutrient effluents as a method for reducing eutrophication. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 1980, 37, p 320-327.
- RUSZCZYNSKI T. Operation of Three Waste Stabilization Ponds in serie. J.W.P.C.F., 1972, p 763-776.
- FEE E.J. SHINDALA A. MAHLOCH J.L. WALKER T.
- SEKI H. Dynamics of dissolved oxygen during algal bloom in lake Kasumigaurs, Japan. Water Research, vol 14, pp 179-183, 1980.
- TAKAHASHI M. HARA Y. ICHIMURA S.
- STEFAN H. Wind control of algal growth in eutrophic lakes. J.E.E.D., dec 1976, pp 1201-1213.
- SKOGLUND T. MEGARD R.O.
- STUTZ S.E. Settling rates of algae from wastewater lagoons. J.E.E.D., avril 1979, pp 273-282.
- WILLIAMSON K.J.
- THIRUMURTI D. Design criteria for waste stabilization ponds. Journal W.P.C.F., dec 1978, pp 2094-2106.
- TILZER M.M. Importance of mixing, thermal stratification and light adaptation for phytoplankton productivity in Lake Tahoe (California - Nevada.). Ecology, 59 (4), 1978, pp 810-821.
- GOLDMAN C.R.

Les campagnes d'observations préalables sur des lagunes à charge estivale et la présente étude ont été financées par l'Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse.

Cette étude a été réalisée par :

- l'Université des Sciences et Techniques du Languedoc de Montpellier -laboratoire de Génie Chimique appliqué aux biotechnologies- Christian Drakidès avec la collaboration de H. de Calignon pour la vérification des modèles cinétiques de dégradation.
- l'Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse -service des Techniques d'Épuration- Bernard Michellon.

La reproduction intégrale de ce document est soumise à l'autorisation préalable de l'Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse. Sa reproduction partielle est autorisée sous réserve de faire mention de la présente publication.



Pour tout renseignement s'adresser à :

agence de bassin rhône-méditerranée-corse
31 rue Jules Guesde 69310 Pierre-Bénite - Tél. (7) 850.16.40

Réalisation Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse
couverture: Paule M. Ribétou

dépôt légal 1^{er} trimestre 1984