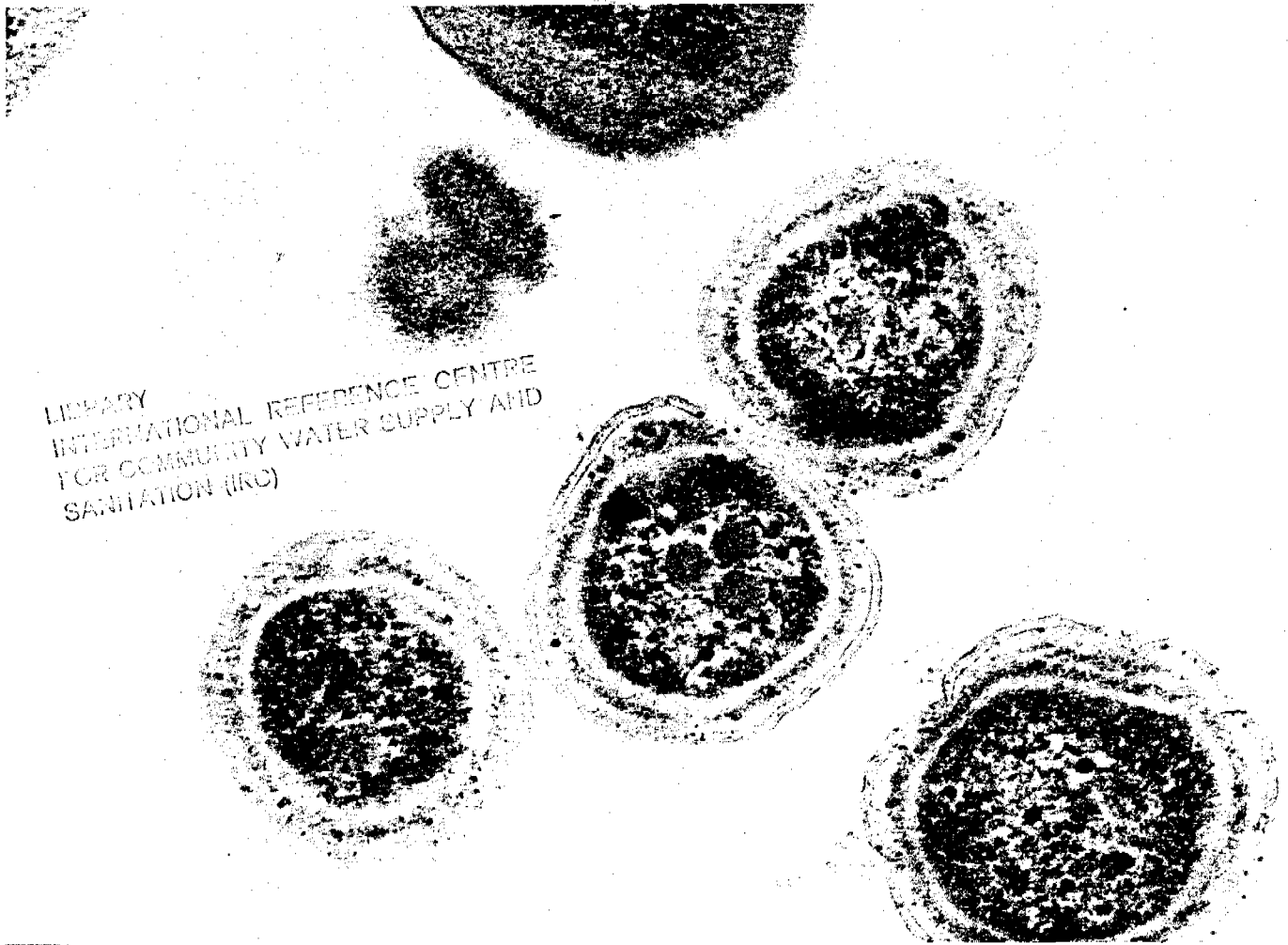


341.1

83 ET

**Etude du fonctionnement
d'installations d'épuration par lagunage
et filtration par le sol**



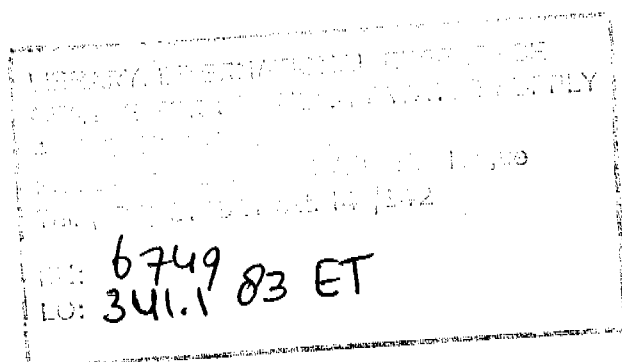
LIBRARY
INTERNATIONAL REFERENCE CENTRE
FOR COMMUNITY WATER SUPPLY AND
SANITATION (IRC)

Michel RUBATTEL, Ingénieur EPFL en génie rural
en collaboration avec Gilbert BEE, Biologiste diplômé

341.1-83ET-6749

**Etude du fonctionnement
d'installations d'épuration par lagunage
et filtration par le sol**

Michel RUBATTEL, Ingénieur EPFL en génie rural
en collaboration avec Gilbert BEE, Biologiste diplômé



P r é f a c e

En cette fin de XXe siècle, l'homme redécouvre des choses simples. En épuration des eaux, il a redécouvert l'épuration naturelle, appelée aussi "douce". Et certains ont cru, d'emblée, qu'elle pourrait être généralisée dans tous les cas, comme aussi qu'elle solutionnerait tous les problèmes.

Le Canton de Vaud, avec les communes intéressées, a tenté l'expérience sans idée préconçue, et il a eu raison. Encore fallait-il, pour une appréciation objective, organiser un suivi scientifique des installations, dans le but, aussi bien de les défendre que de démontrer leurs limites.

Cela a été la tâche de M. Rubattel, collaborateur occasionnel du Département des travaux publics, que je remercie ici très vivement. Que cette publication contribue à servir la vérité dans ce domaine.

Marcel Blanc
Conseiller d'Etat
Chef du Département des
travaux publics

AVANT-PROPOS

Depuis plusieurs années l'opinion publique est désireuse d'introduire un mode d'épuration de technique simple et mieux adaptée au traitement des eaux usées en zones rurales. De tels systèmes ont été étudiés en France, en Allemagne et aux Etats-Unis, mais jamais dans les conditions que nous rencontrons en Suisse (altitude, climat et surtout bassins déversant dans des lacs).

Le présent ouvrage comporte des parties bien définies qui permettent de mieux comprendre les phénomènes rencontrés dans les bassins d'oxydation, dans les sols et de mieux connaître les capacités épuratrices de ces systèmes.

Pour commencer l'auteur apporte une connaissance à la fois large et précise des cycles biologiques rencontrés dans les procédés naturels d'épuration. Une partie est consacrée aux observations et analyses complètes de différents paramètres chimiques, physiques et biologiques.

Dans la troisième partie, l'auteur nous fait part de ses préoccupations au niveau de l'assainissement des zones rurales et des buts à atteindre pour la protection des petits ruisseaux, si fréquemment rencontrés dans nos campagnes et de nos lacs en réel danger d'eutrophisation.

En exposant ses propres réflexions, Monsieur RUBATTEL ne se contente pas seulement de l'analyse du système étudié, mais il nous amène à des perspectives qui sont en fait nettement prospectives.

J.-J. FIAUX
Adjoint Chef du Laboratoire de
l'Office Cantonal de la Protection des Eaux
Responsable étude épuration zones rurales

REMERCIEMENTS

Qu'ici soient remerciées toutes les personnes ayant collaboré de près ou de loin à cette vaste étude. En particulier, Monsieur O. WETTER, chef du laboratoire de l'Office vaudois de la protection des eaux, et Monsieur J.-J. FIAUX, adjoint, ainsi que Messieurs CARRARD et MIHALYFY, de l'Office fédéral de la protection de l'environnement, qui ont eu la patience de lire ce travail et d'apporter leurs précieuses remarques.

INTRODUCTION

Dès 1977, année de son entrée en activité, le laboratoire de l'Office cantonal de la protection des eaux du canton de Vaud, chargé du contrôle des stations d'épuration et des eaux superficielles, constatait l'influence néfaste de certains rejets dans les rivières.

Les eaux épurées provenant d'une installation de traitement d'eaux usées ont encore une certaine charge résiduelle et les récepteurs naturels dans lesquels elles se déversent ne sont pas toujours aptes à les recevoir. C'est notamment le cas des cours d'eau à faible débit qui diluent insuffisamment ces effluents et subissent alors des altérations plus ou moins importantes.

Les exigences de l'ordonnance fédérale sur le déversement des eaux usées (1) ne sont alors pas respectées.

La présente étude, financée par la Confédération et le Canton de Vaud, consiste à apprécier les possibilités et limites de différentes méthodes d'épuration "douces" ou "naturelles" en traitement intégral d'eaux usées et d'affinage d'eaux épurées. Elle s'intègre dans le cadre de la recherche de solutions adaptées aux communautés rurales.

La tâche principale n'est pas la promotion d'un système au détriment d'un autre, mais bien de fournir les éléments nécessaires pour effectuer un choix en vue d'atteindre les buts fixés.

La présente étude est divisée en trois :

Première partie :

Traitement intégral des eaux usées par lagunage aérobie (Daillens et Vuiteboeuf), anaérobie (Bettens) et par infiltration dans le sol (Vennes, Orbe et Pully) et de leurs appréciations.

Deuxième partie :

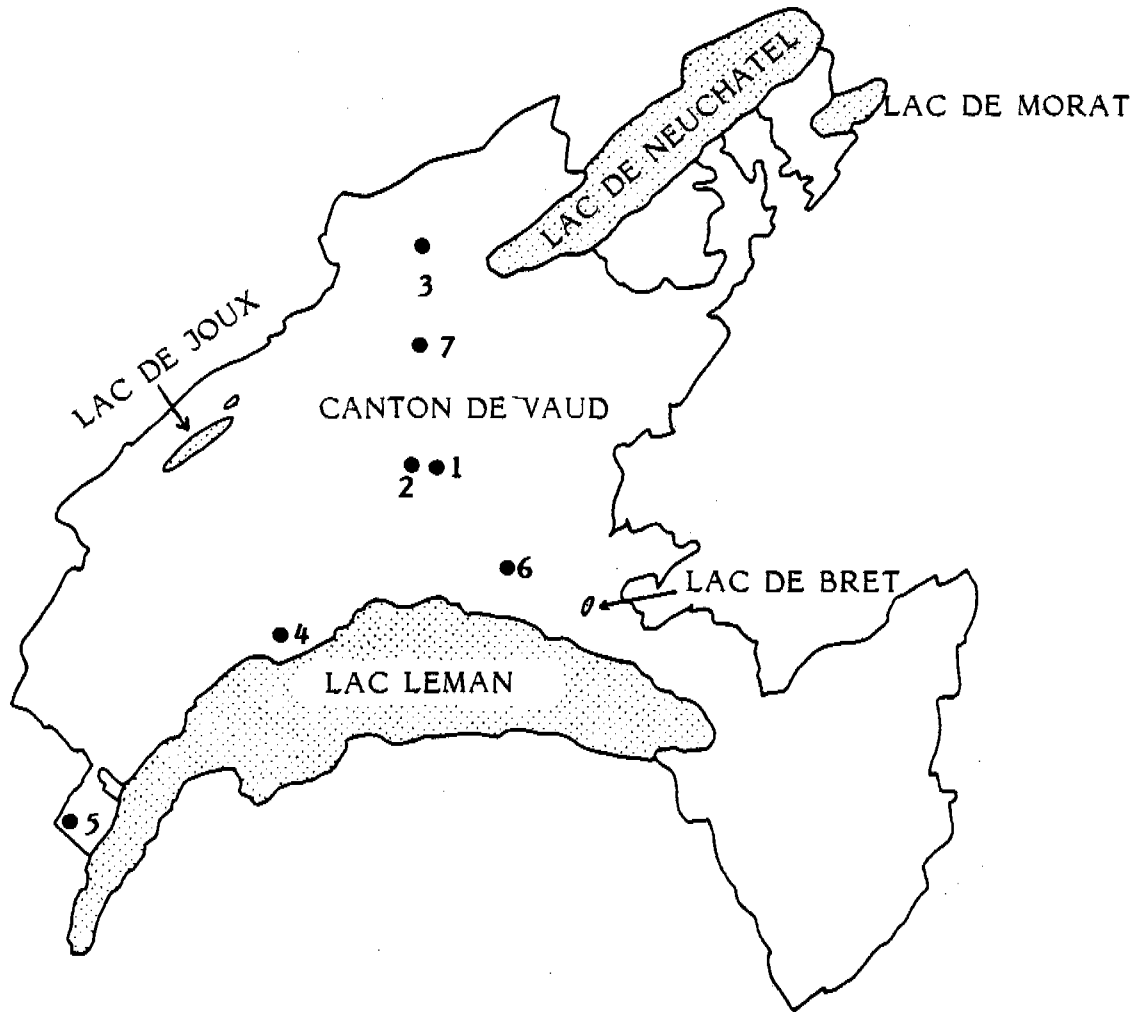
Traitement d'affinage à la sortie d'une station d'épuration par lagunage et filtration dans un sol planté (Chavannes-des-Bois) et par filtration au travers d'un substrat planté modélisé (Aubonne).

Troisième partie :

Bilan de l'épuration "douce" ou "naturelle".

La localisation des différents lieux d'essais apparaît à la figure 1.

LOCALISATION DES STATIONS D'ESSAIS



- | | |
|-----------------------|---|
| 1) BETTENS | : LAGUNAGE ANAEROBIE |
| 2) DAILLENS | : LAGUNAGE AEROBIE |
| 3) VUITEBOEUF | : LAGUNAGE AEROBIE |
| 4) AUBONNE | : STATION PILOTE D'AFFINAGE PAR LE SOL |
| 5) CHAVANNES-DES-BOIS | : AFFINAGE PAR LAGUNAGE ET SOL |
| 6 - 7) VENNES ET ORBE | : INFILTRATION DANS LE SOL D'EAUX DECANTEES |

PREMIERE PARTIE : TRAITEMENT INTEGRAL D'EAUX USEES

A) Le Lagunage naturel aérobie et anaérobie

1) Rappel des principes

Les étangs de lagunage désignent n'importe quel système de bassins destinés au traitement biologique des eaux usées.

On connaît deux sortes de lagunage naturel :

- L'aérobie facultatif, de faible profondeur, avec des conditions d'aérobiose en surface et d'anaérobiose au fond.
- L'anaérobie, de plus grande profondeur, pour le prétraitement et la digestion des boues.

Le lagunage aérobie facultatif est basé sur le double principe de la décantation et de la dégradation des matières organiques par des micro-organismes aérobies consommant l'oxygène fourni par la photosynthèse algale et les échanges air-eau.

Description des cycles de quatre éléments majeurs (C, N, P et S)

A.- Cycle du carbone

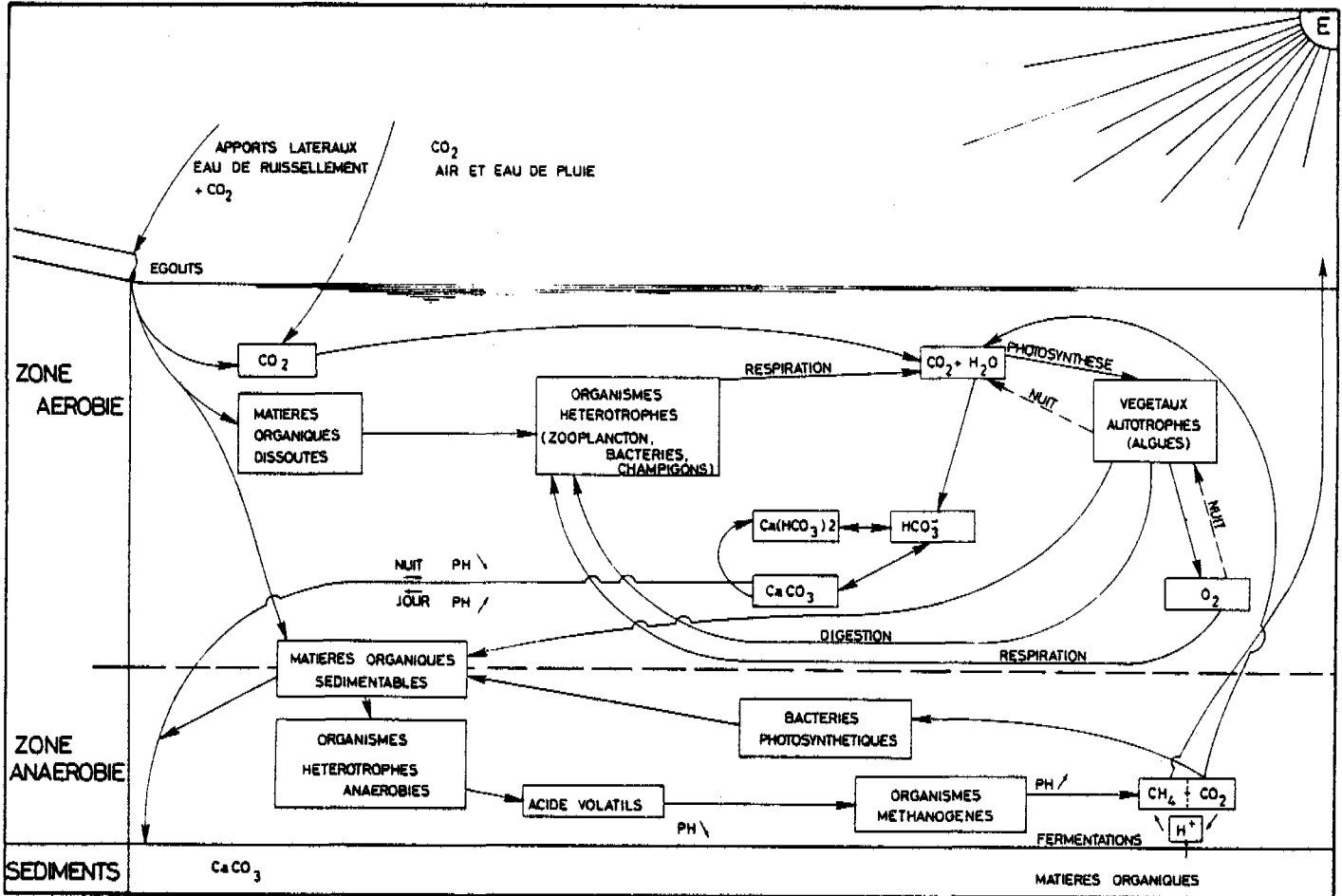
Les eaux d'égouts apportent une grande quantité de matières organiques. Elle est minéralisée par des bactéries saprophytes et des champignons (décomposeurs). Une partie peut être directement assimilée par des animaux (protozoaires, métazoaires). La décomposition et la digestion aérobie de cette matière produisent du CO_2 .

Les organismes hétérotrophes utilisent donc cette matière carbonée comme source d'énergie nécessaire à leur métabolisme, en consommant de l'oxygène (respiration).

D'autre part, les organismes autotrophes (algues) assimilent le CO_2 lors de la photosynthèse et dégagent de l'oxygène pendant la journée, alors que la nuit le phénomène est inversé (respiration végétale).

Au cours d'un cycle de 24 heures, il y aura donc de grandes variations de concentration de CO_2 , avec comme principales conséquences une variation de pH et une modification de l'équilibre chimique entre l'acide carbonique (H_2CO_3), le bicarbonate de calcium $[\text{Ca} (\text{H}_2\text{CO}_3)_2]$ et le carbonate de calcium (CaCO_3).

CYCLE DU CARBONE



Une partie de la matière organique arrivant dans le système va sédimenter au fond où règnent des conditions anaérobies. La dégradation de cette matière se fera en deux étapes : d'abord par des bactéries aérobies (*Pseudomonas*) et anaérobies facultatives (*Aerobacter* + *Clostridium*) qui forment des acides volatils (par ex : acide acétique, formique,...) puis par des bactéries anaérobies strictes procédant à la fermentation méthanogène (dégagement de CH₄). Chaque acide volatil possède sa propre gamme de micro-organismes méthanogènes.

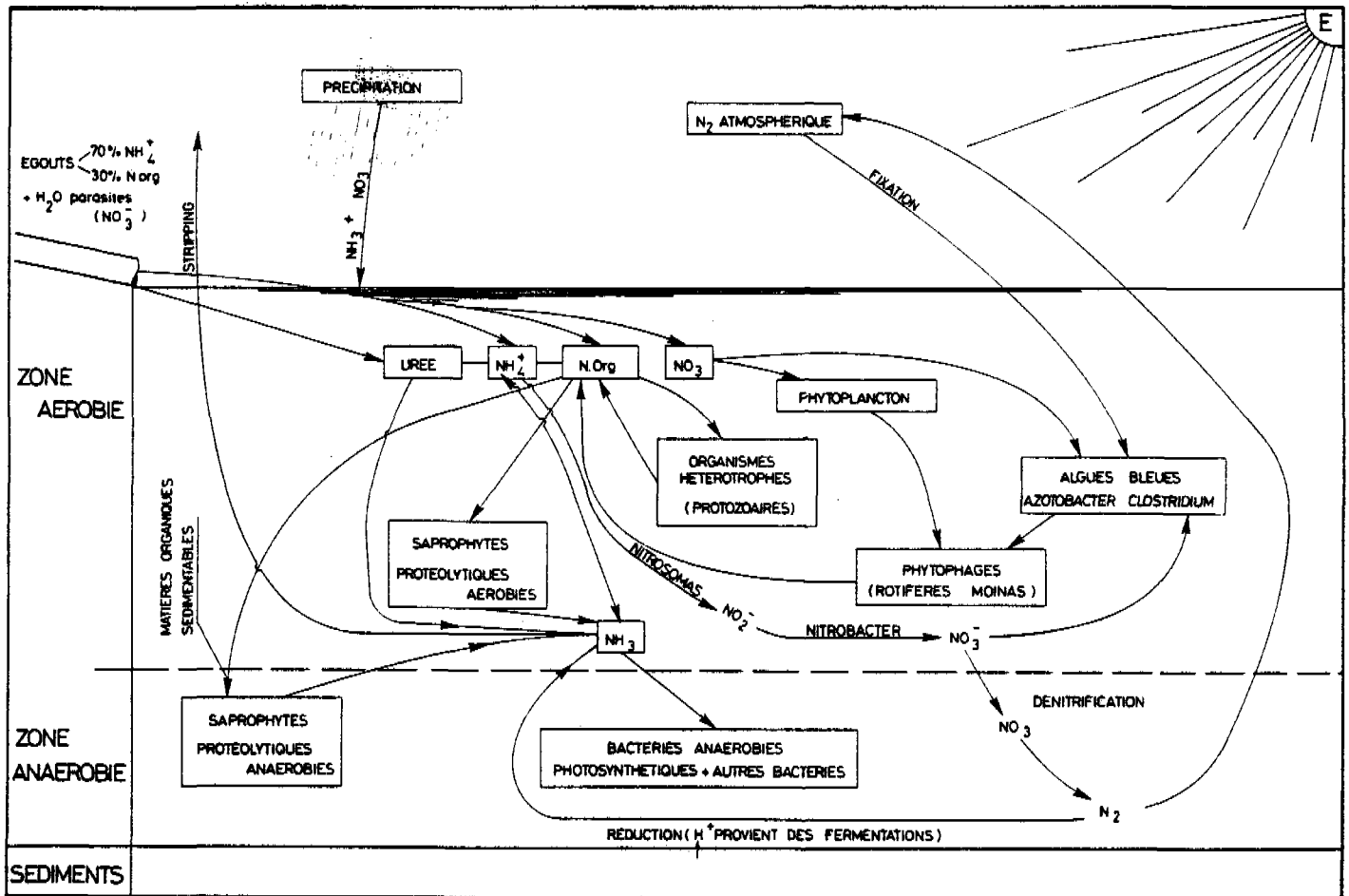
B.- Cycle de l'azote

L'azote suit dans une grande mesure le carbone avec lequel il est associé dans toutes les substances protéiques.

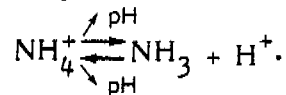
79 % de l'atmosphère est constitué par de l'azote gazeux, mais, à la différence du gaz carbonique, il ne peut être utilisé tel quel que par un nombre relativement restreint d'organismes (algues bleues, Clostridium). Ces organismes sont capables de réduire l'azote atmosphérique en ammonium (NH_4^+). C'est donc sous cette forme que les algues bleues et certaines bactéries assimilent l'azote, afin de synthétiser leurs protéines.

Les eaux d'égouts apportent une grande masse de matières azotées dans la station d'épuration. La composition est la suivante : ammonium (NH_4^+) 70 % environ, azote organique et urée 30 % environ. Tout comme dans le cycle du carbone, la masse de matières organiques est enrichie par la biomasse morte de l'étang. En plus, les eaux parasites provenant du ruissellement des eaux de pluie sur les cultures apportent une grande quantité d'azote minéral (engrais). Les précipitations orageuses enrichissent également la collection d'eau en azote minéral (ammonium (NH_3) et (HNO_3)).

CYCLE DE L'AZOTE



Les organismes protéolytiques aérobies et anaérobies sont responsables de la dégradation des protéines avec libération de CO_2 et d'ammoniaque (NH_4^+) : c'est l'ammonification. Lors des variations de pH, l'équilibre suivant est modifié :



D'autre part, une bactérie spécifique (*Micrococcus urae*) transforme l'urée en CO_2 et NH_4^+ . Ce dernier peut alors être utilisé par les bactéries photosynthétiques ou s'échapper par stripping dans l'atmosphère.

Nitrification - dénitrification

L'oxydation de l'ammonium (NH_4^+) sera l'oeuvre de bactéries nitrifiantes (*Nitrosomonas* et *Nitrobacter*). Celles-ci sont des transformatrices de fin de cycle car elles ne se développent parfaitement que dans les milieux où la matière organique est dégradée en éléments simples et où les autres bactéries aérobies ont terminé leur rôle.

D'autre part, la nitrification se fait généralement à des pH compris entre 6 et 9, et en présence d'un taux d'oxygène supérieur à 2 mg/l.

Si toutes ces conditions sont réunies, l'oxydation de l'ammonium se fera en deux étapes : d'abord en nitrites, puis en nitrates. La dénitrification s'effectue au fond de l'étang dans les zones anaérobies. Certaines bactéries, comme les *Pseudomonas*, utilisent l'oxygène lié aux nitrates pour dégrader les hydrates de carbone ou les alcools. L'azote volatil (N_2) ainsi formé repart dans l'atmosphère (abattement de l'azote) ou se lie à des ions hydrogènes, disponibles dans cette zone de fermentation où aucun oxygène ne les accepte, d'où formation de l'ammoniac (NH_3).

C.- Cycle du phosphore

Le phosphore est un des éléments essentiels de la matière vivante. Dans les milieux aquatiques, il est souvent facteur limitant pour la croissance des organismes autotrophes.

Dans l'eau usée, il se trouve sous forme d'orthophosphates (phosphore minéral dissous ou soluble), de polyphosphates (phosphates complexes des détergents), de phosphates particuliers provenant des organismes morts et de phosphates organiques dissous ou solubles (acides organiques, phospholipides, etc.).

Les eaux parasites contiennent également une quantité non négligeable de phosphates minéraux provenant des cultures (P_2O_5).

Le phosphore minéral proprement dit est un élément rare de la biosphère (1 % des roches contiennent du phosphore). Il est donc introduit dans l'eau par lessivage des roches.

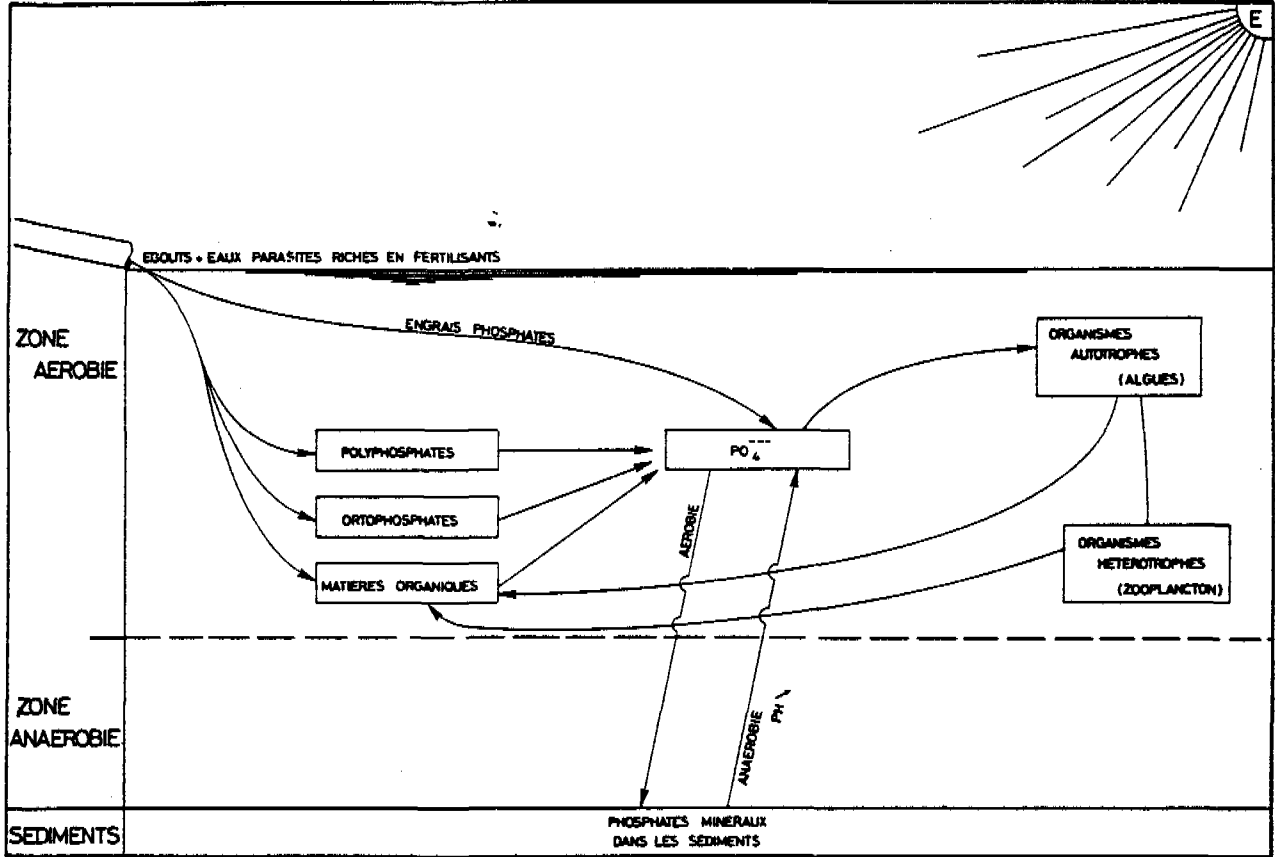
Dans le cas d'une station d'épuration par lagunage, ce sont surtout les polyphosphates, les engrais phosphatés et les phosphates organiques qui jouent un rôle important dans l'accroissement de la biomasse. On comprend donc aisément le formidable développement de la biomasse d'une telle station d'épuration vu que l'élément limitant se trouve en fortes concentrations.

La dégradation du phosphore organique en milieu aérobie donne des sels de l'acide phosphorique.

Dans le même milieu avec un pH élevé, le phosphate de calcium [$\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$] précipite.

En zone anaérobie où le pH peut être bas, ce dernier est remis en solution.

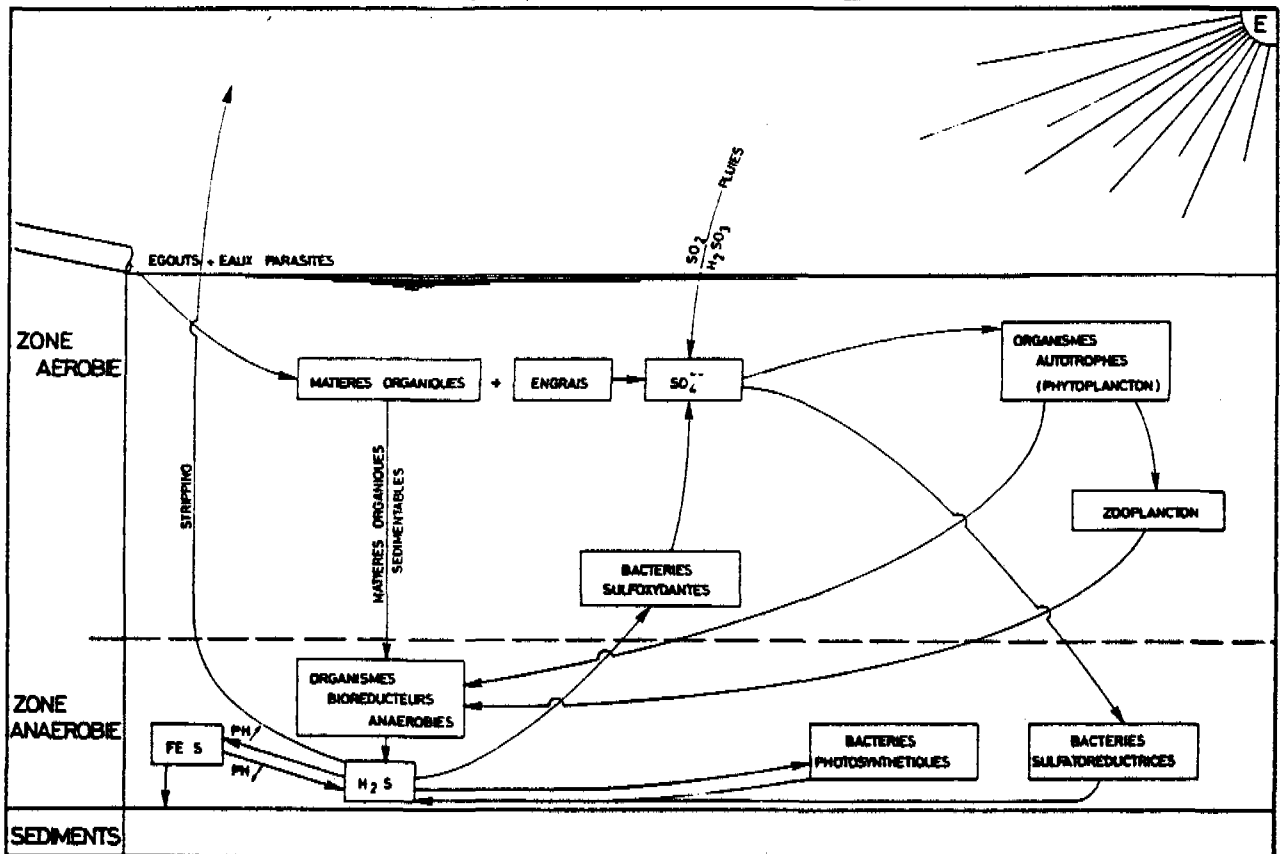
CYCLE DU PHOSPHORE



D.- Cycle du soufre

Le soufre arrive à l'installation sous forme organique (contenu dans les protéines), de sulfates (eaux naturelles) et d'acide sulfureux (pluies).

CYCLE DU SOUFRE



Les sulfates sont utilisés soit par des organismes autotrophes (algues) soit par des bactéries sulfatoréductrices en anaérobiose. Les matières organiques et la masse biologique morte sédimentées sont dégradées par des organismes bioréducteurs anaérobies. Il y aura finalement formation de H_2S qui repartira dans l'atmosphère par stripping ou qui sera utilisé, soit par des bactéries photosynthétiques en anaérobiose, soit par des bactéries sulfoxydantes en milieu aérobie.

La coloration noire de la vase des étangs est due au sulfure de fer (FeS). En milieu alcalin, il y a une précipitation et en milieu acide, une dissolution de FeS .

Les réactions biochimiques dans les bassins facultatifs sont donc complexes et l'intervention de micro-organismes hétérotrophes et autotrophes est diversifiée.

Dans le lagunage anaérobie, la charge organique à l'entrée doit être élevée et l'action microbienne consomme tout l'oxygène dissous, ce qui entraîne l'anaérobiose sur toute la profondeur. Au niveau des organismes, il ne reste plus que des bactéries anaérobies strictes et facultatives. Ainsi, les phénomènes qui s'y déroulent sont moins diversifiés.

Les produits résultants de la biodégradation anaérobie sont (au stade ultime) essentiellement CH_4 , NH_3 , CO_2 , H_2S et PO_4^{---} .

Le principal avantage d'un étang anaérobie réside en la possibilité de traitement d'une charge organique élevée sur une superficie restreinte, grâce à une plus grande profondeur.

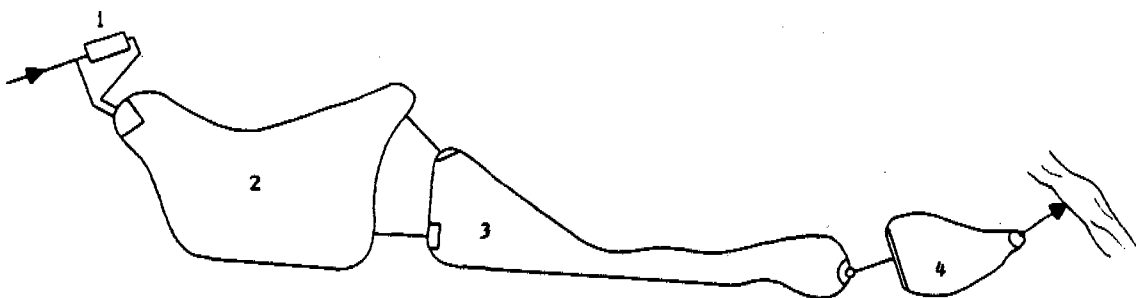
Ce genre d'installation est surtout utilisée pour épurer des eaux industrielles, notamment de l'agro-alimentaire.

L'effluent résultant doit nécessairement subir par la suite un traitement aérobie.

2) Lagunage aérobie

2.1.- Présentation de l'installation de Dailens (altitude 470 m, plateau suisse)

Les étangs d'oxydation de Dailens, construits en 1981, ont été dimensionnés pour une population de 500 équivalents-habitants ($10 m^2$ par EH).



- 1) FOSSE DE DECANTATION LAMELLAIRE ET DIGESTION
- 2) ETANG I : SURFACE $2450 m^2$ - VOLUME $2510 m^3$ - PROFONDEUR 0,8 - 1,2 m
- 3) ETANG II : SURFACE $1700 m^2$ - VOLUME $1360 m^3$ - PROFONDEUR 0,8 m
- 4) ROSELIERE : SURFACE $550 m^2$ - HAUTEUR DE GRAVIER 80 cm. PLANTATION DE MASSETTES, CAREX, JONCS
- 5) RECEPTEUR MOLOMBE - VENOGE - LAC LEMAN

Figure 6 : Etangs d'oxydation de Daillens

A l'entrée, se trouve un déversoir d'orage qui a la particularité d'envoyer les eaux en surverse, non pas dans la rivière, mais directement dans le premier étang qui fait office de bassin tampon hydraulique, permettant ainsi d'accepter constamment toutes les eaux.

En temps sec, l'eau passe par une grille manuelle et un décanteur lamellaire-digesteur dont les dimensions sont de 20 m³ pour la décantation, 60 m³ pour la digestion et 12,5 m³ pour les boues flottantes. Les grosses matières décantables et les flottants sont ainsi facilement extractibles. A chaque entrée dans les bassins sont disposées des parois plongeantes qui permettent de stopper toute pollution par hydrocarbures et tout autre flottant. Les prises d'eau dans les étangs se situent à 50 cm sous la surface, pour éviter les problèmes de gel.

Le troisième bassin, prévu initialement en étang d'oxydation, a été aménagé en roselière de filtration avec un sol de gravier 3-8 mm disposé sur une hauteur de 80 cm et planté de différentes espèces indigènes, de Massettes principalement.

Le réseau de canalisations est unitaire au centre du village, le solde étant en séparatif.

Les eaux traitées aboutissent dans la Molombe qui a déjà reçu à l'amont les eaux de Bettens; ces eaux rejoignant finalement le lac Léman par l'intermédiaire de la Venoge.

Le prix de construction de la station d'épuration a été de SFr 810'000.-- correspondant à un coût de SFr 1'620.-- par équivalent-habitant.

2.2.- Résultats du contrôle physico-chimique

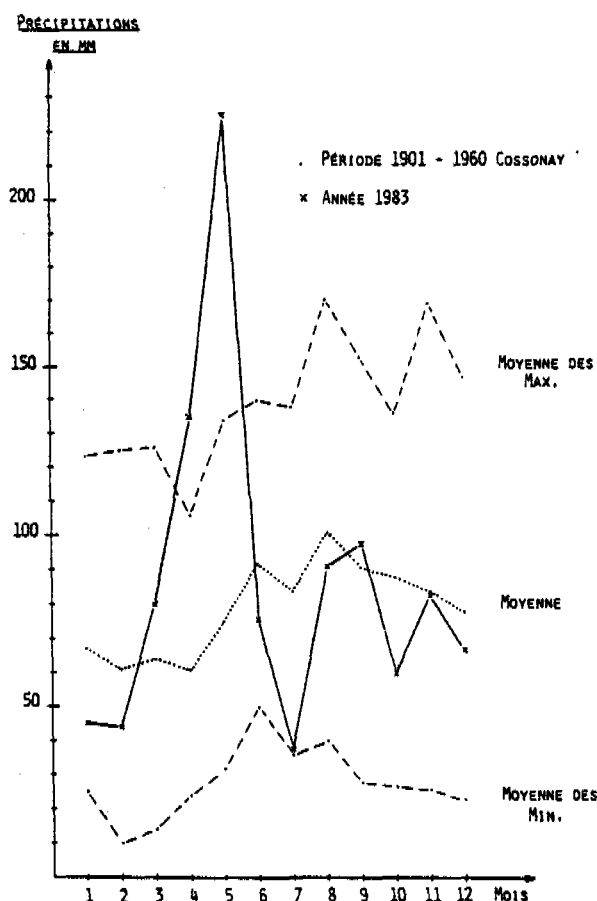
Le contrôle physico-chimique au cours de l'année 1983 s'est déroulé à raison de trois prélèvements hebdomadaires (sortie de la fosse, sorties des étangs et finale) effectués pendant 24 heures.

Des mesures débitmétriques en ces trois points ont été enregistrées en continu pendant toute l'année. Elles permettront de déterminer les charges entrantes et rejetées, ainsi que les rendements d'épuration.

Des déterminations biologiques (phytoplancton, chlorophylle et bactériologies) sont venues compléter les analyses usuelles dès le mois d'avril (chapitre 4).

Des relevés pluviométriques et de température, en continu, permettent de situer l'année d'étude par rapport à la moyenne des mesures du siècle.

2.2.1. Hydrologie et climatologie



Graphique 1 : Comparatif année 1983 - moyenne 1901-60 des précipitations.

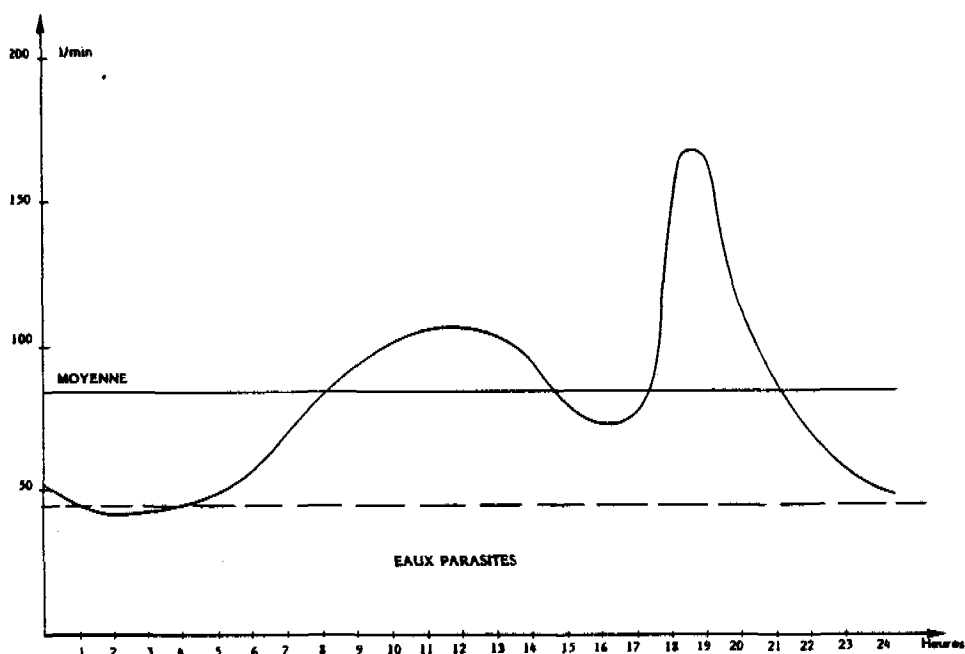
Il est à relever que les mois d'avril et mai ont été très pluvieux. Ce dernier a même le record du siècle des précipitations de mai. Après cette longue période humide suivent deux mois secs et très chauds (juillet et août). Au cours de l'année 1983, il aura plu 106 mm de plus que la moyenne du siècle.

Les températures estivales ont été plus chaudes.

Par temps sec, le débit d'eaux claires permanentes représente le 50 % du total (graphique 2) et la quantité d'eaux usées par habitant est de 160 litres/j.

Le débit moyen annuel mesuré à l'entrée est de 245 m³/j mais, au mois de mai, il a été mesuré des pointes à plus de 1'600 m³/j.

Graphique 2 : Débit horaire en période sèche à l'entrée



Le profil de la courbe de débit des eaux usées est bien représentative de l'activité humaine dans un village proche d'une grande ville. La proportion d'agriculteurs n'y est que de 15 %. Une grande partie de la population (travailleurs, écoliers) est absente pendant la journée. C'est pourquoi, le maximum journalier se situe entre 18 et 19 heures.

2.2.2.- Physico-chimie

A.- Charges d'entrée

La mesure de la DBO_5 n'est prise en compte que pour la détermination de la charge à l'entrée. En effet, les valeurs obtenues aux sorties seraient faussées par la présence d'algues qui continuent à produire de l'oxygène pendant quelques heures, même à l'obscurité.

La charge journalière moyenne arrivant dans les étangs est de 11 kg DBO_5 /j. soit 28 g/hab/j. Chaque habitant rejetant environ 45 g DBO_5 /j, (valeur statistique vaudoise) la fosse Emscher rabat donc la matière organique avec un rendement compris entre 35 et 40 %.

La charge reçue par l'ensemble lagunes-roselière est de 23 kg DBO_5 /ha /j, ce qui représente pour le premier étang une charge de 45 kg DBO_5 /ha /j. Elles sont conformes aux valeurs limites de dimensionnement admises en France, respectivement 50 et 100 kg DBO_5 /ha /j.

La charge journalière en phosphore entrant dans les étangs est de 1,3 kg P/j, soit 3,3 g/hab/j. En admettant que chaque habitant rejette 4 g/j (valeur statistique vau-doise), le rabattement en phosphore dans la fosse Emscher est compris entre 15 et 20 %, donc bien inférieur à la retenue en matières organiques.

B.- Evolution des concentrations

La moyenne annuelle est calculée à partir d'une cinquantaine d'analyses.

	DBO ₅ MG/L	T°C	pH	COND. uS/cm	DCO MG/L	ORTHO MG/L P	P.TOT MG/L P	MES MG/L	NH ₄ MG/L N	NO ₂ MG/L N	NO ₃ MG/L N
1) ENTREE	59	12,0	7,7	1004	141	5,1	7,0	59	14,7	0,21	0,94
2) SORTIE DES ETANGS	---	11,2	8,1	757	77	3,3	4,2	35	6,9	0,14	0,53
3) SORTIE FINALE	---	10,7	7,8	756	44	3,7	4,2	18	7,0	0,02	0,09

Tableau 1 : Moyennes générales 1983 des concentrations.

Les faibles concentrations mesurées à l'entrée sont caractéristiques d'eaux usées diluées par des eaux claires permanentes et parfois des eaux pluviales.

Le pH augmente sensiblement dans les étangs. Le phosphore total trouvé à la sortie de la roselière est constitué de 88 % d'orthophosphates. Les teneurs en nitrites et nitrates diminuent un peu dans les étangs et de façon très marquée dans la roselière.

La D.C.O. :

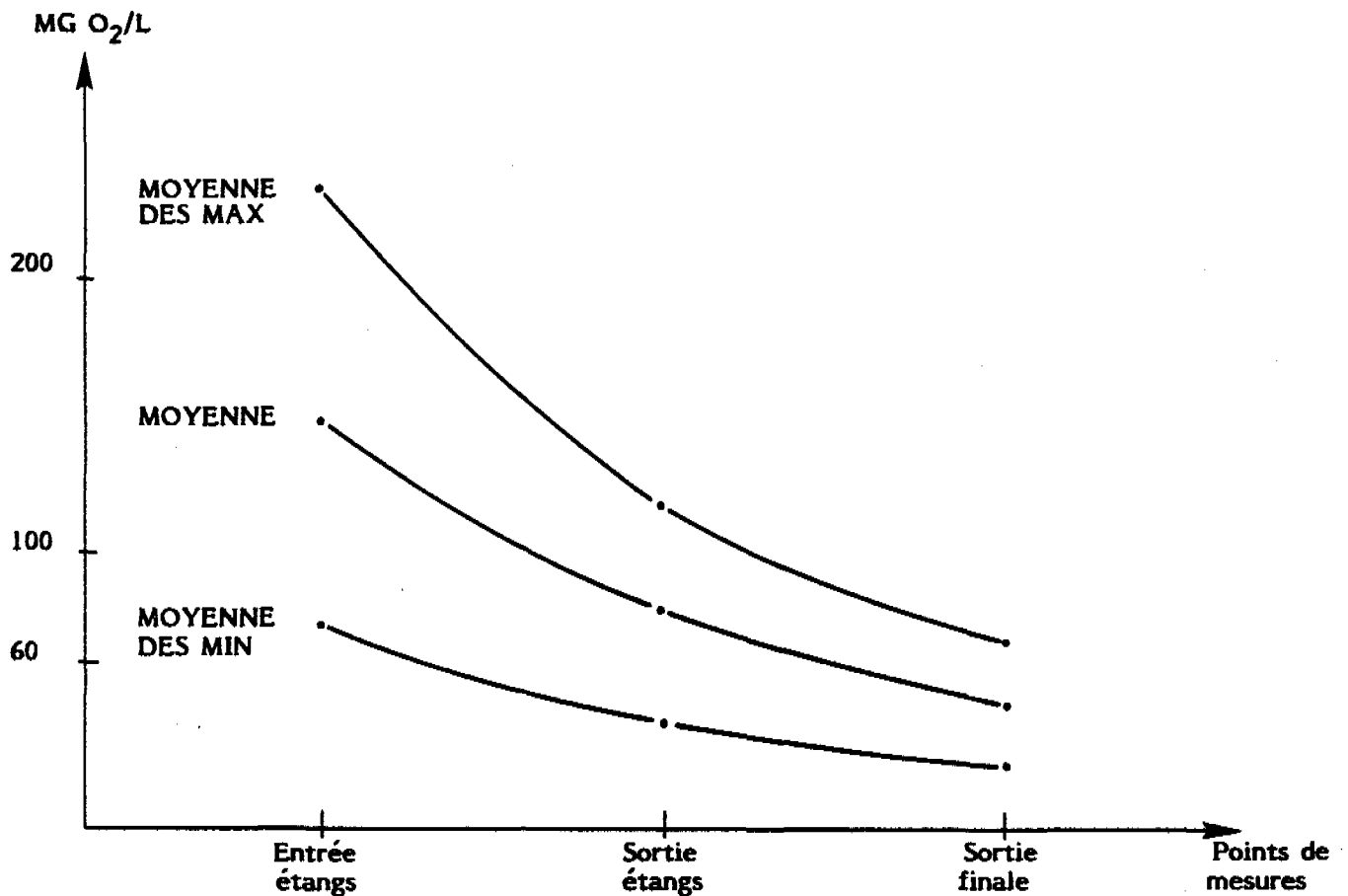
Trimestres	III/82	IV/82	I/83	II/83	III/83	IV/83	Moyenne
Entrée lagunes	185	108	141	98	145	188	150
Sortie 1ère	124	71	---	---	---	---	---
Sortie 2ème	102	60	75	53	91	91	83
Sortie finale	54	40	44	36	50	47	47
Pluviométrie (mm)	280	380	170	440	227	210	

Tableau 2 : Evolution trimestrielle des concentrations en DCO (mg/l)

Le meilleur rabattement se passe dans le premier étang. Les concentrations sont plus élevées aux sorties pendant les périodes estivales à cause de la recharge des effluents en algues. Ces différences sont atténuées après la roselière.

La variabilité aux sorties est plus faible qu'à l'entrée, mettant en évidence le rôle tampon des bassins. Les concentrations mesurées en 1982 et en 1983 à la sortie de la roselière sont très proches.

Nous pouvons tracer les courbes de diminution de la concentration à partir des 90 analyses effectuées à partir de juillet 1982.



Graphique 3 : Courbes de la moyenne et des extremums des concentrations DCO

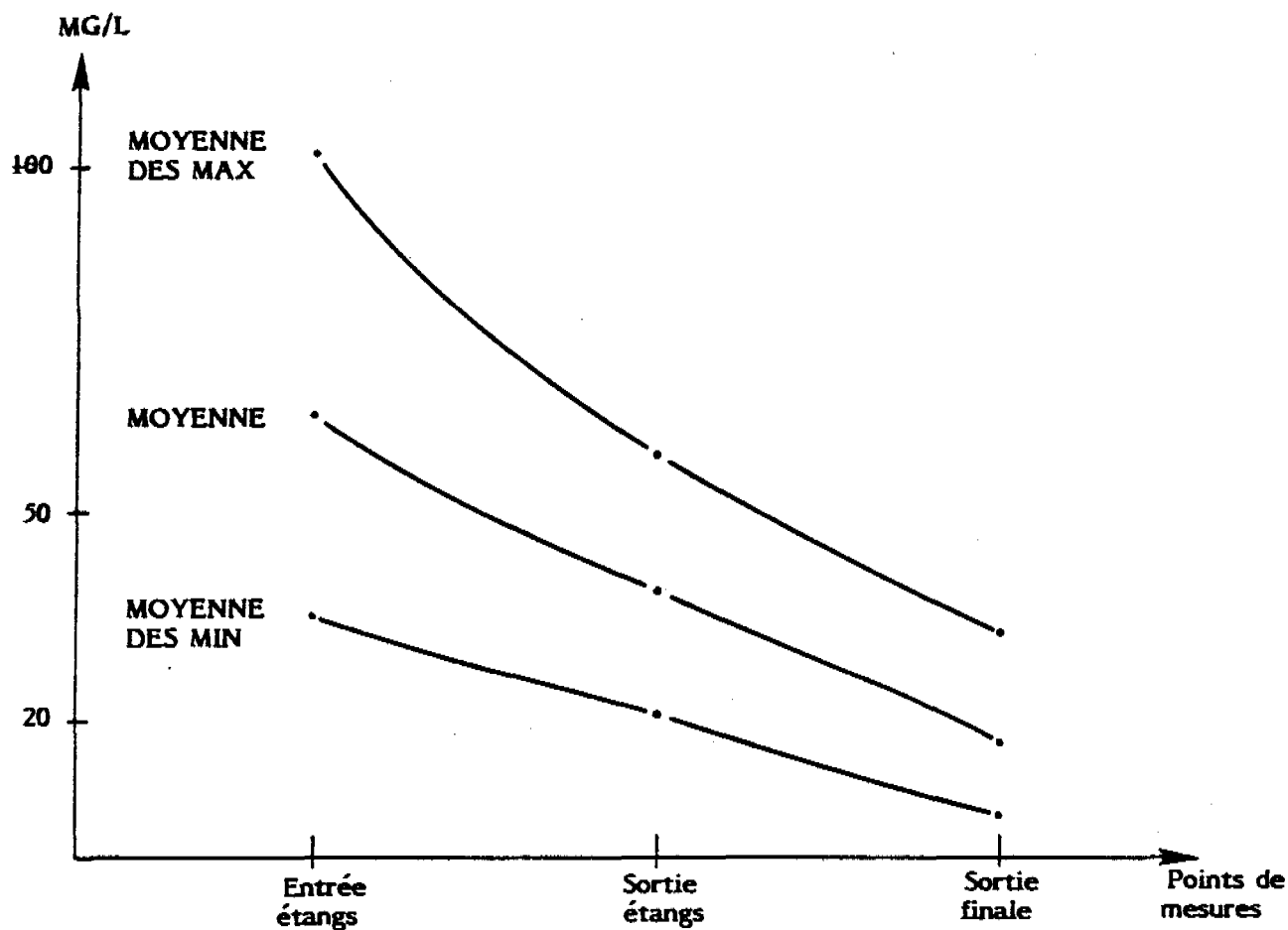
Les M.E.S. :

Les échantillons de sorties ont été filtrés avec un pré-filtre 0,2 - 10 mm superposé à une membrane 0,45 mm.

Trimestres	III/82	IV/82	I/83	II/83	III/83	IV/83	Moyenne
Entrée lagunes	84	54	58	45	66	67	64
Sortie 1ère	69	34	--	--	--	--	--
Sortie 2ème	59	25	34	22	46	41	39
Sortie finale	15	12	19	13	20	20	17

Tableau 3 : Evolution trimestrielle des concentrations en MES (mg/l)

De manière analogue à la DCO, les MES sont plus élevées en été à la sortie des étangs. Le quatrième trimestre 1983 a bénéficié de très bonnes conditions atmosphériques. C'est pourquoi, les valeurs mesurées sont proches de celles du troisième trimestre. La roselière fonctionne et remplit correctement son rôle de filtre, puisque le taux de MES est bien abaissé.



Graphique 4 : Courbes de la moyenne et des extrêmes des concentrations en MES

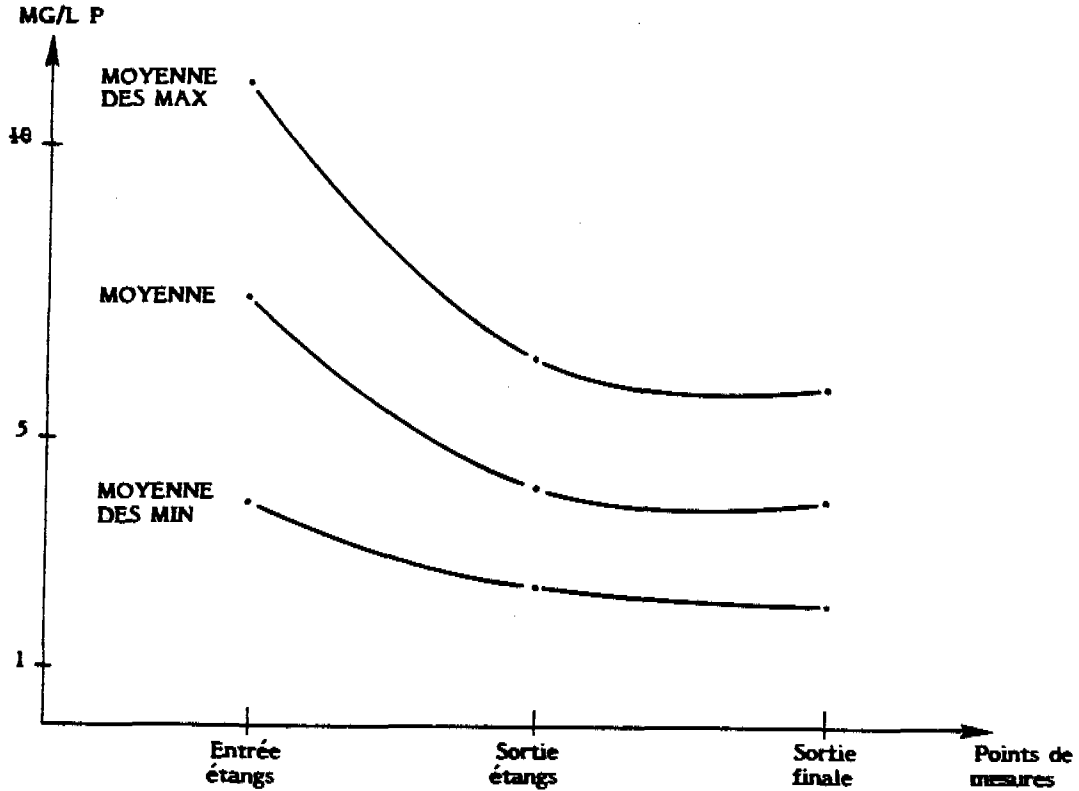
Le phosphore :

Trimestres	III/82	IV/82	I/83	II/83	III/83	IV/83	Moyenne
Entrée lagunes	9.3	4.6	6.3	5.0	8.2	8.9	7.4
Sortie 1ère	5.9	3.5	--	--	--	--	--
Sortie 2ème	4.4	2.8	4.0	2.7	4.4	5.7	4.1
Sortie finale	4.2	2.4	4.3	3.3	4.1	5.0	4.0

Tableau 4 : Evolution trimestrielle des concentrations en P tot. (mg P/l)

Le plus grand rabattement se passe dans le premier étang et pendant les périodes estivales à cause des phénomènes biochimiques (augmentation de pH et, par suite, formation de phosphate de calcium insoluble, voir cycles).

La rétention du phosphore dans l'ensemble du système, de même que dans la roselière, est très faible.



Graphique 5 : Courbes de la moyenne et des extremums des concentrations en phosphore total

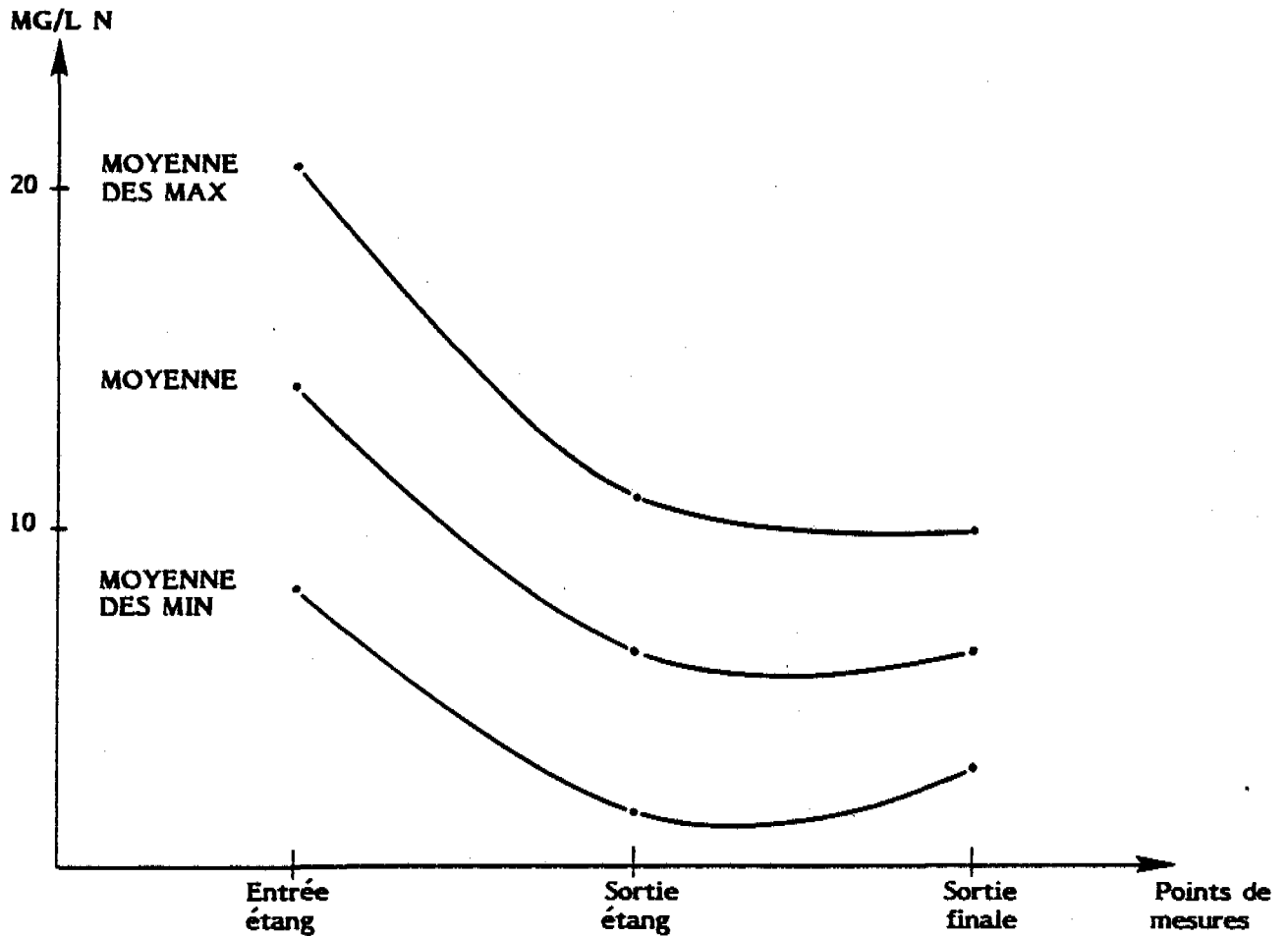
L'ammonium (NH_4^+) :

Trimestres	III/82	IV/82	I/83	II/83	III/83	IV/83	Moyenne
Entrée lagunes	17.8	9.1	11.8	9.3	17.8	21.3	14.2
Sortie 1ère	10.1	7.3	----	---	----	----	----
Sortie 2ème	2.7	5.4	6.8	4.6	5.1	11.5	6.3
Sortie finale	4.7	5.1	6.2	5.5	5.6	10.7	6.5

Tableau 5 : Evolution trimestrielle des concentrations en NH_4^+ (mg N/l)

Les deux étangs d'oxydation contribuent en part égale au rabattement de l'ammonium, surtout pendant les périodes estivales.

La variabilité à la sortie des lagunes est élevée à cause des variations de biomasse algale.



Graphique 6 : Courbes de la moyenne et des extremums des concentrations en NH₄⁺

C.- Rendements sur les charges

Trimestres 1983	D. C. O.					M. E. S.					P. total					NH ₄ ⁺				
	1	2	3	4	Moy	1	2	3	4	Moy	1	2	3	4	Moy	1	2	3	4	Moy
Lagunes, %	38	27	35	59	36	32	33	54	45	39	25	26	46	41	33	30	29	73	51	46
Lagunes + Roselière, %	59	51	60	78	59	61	53	60	71	59	17	19	51	49	31	35	21	70	54	45
Précipitations (mm)	170	440	227	210																

Tableau 6 : Evolution trimestrielle et moyennes annuelles des rendements (12 mesures par trimestre)

Ces rendements sont donc calculés à partir des valeurs d'eau décantée suivant les prescriptions de l'ordonnance fédérale.

Comme précisé au point A, nous avons admis que la fosse Emscher retient 35 à 40 % de matières organiques et 15 à 20 % de phosphore.

L'efficacité de l'installation complète à partir d'une eau brute serait alors de 75 % pour la DCO et 41 % pour le phosphore.

Les rabattements en DCO et MES sont identiques. Leur évolution trimestrielle suit le même cheminement. La présence d'algues dans les échantillons en été augmente les valeurs de sortie. Les variations au cours de l'année sont liées à des facteurs tels que pluviométrie, température et activité biologique.

Ce n'est pas le cas des éléments minéraux (P, N) qui varient surtout en fonction de l'activité biologique. L'arrivée des conditions hivernales ayant été tardive, les rendements du quatrième trimestre sont encore élevés.

Le rabattement organique dans la roselière est important et constant pendant l'année, sauf au troisième trimestre où le taux de MES a augmenté suite à un brusque et important développement d'ultraplancton, trop fin pour être retenu.

Au niveau minéral, il y a peu de rétention par le filtre. Le phosphore est relargué pendant les deux premiers trimestres, alors qu'il est retenu en faibles quantités lors du développement des plantes.

Beaucoup d'ammonium est restitué pendant les trimestres 2 et 3 pluvieux. La réduction des nitrates apportée par les eaux de drainages et l'ammonification en sont les causes.

Faucardage de la roselière (2)

La biomasse fraîche exportée en 1982 est de 1'820 kg et en 1983 de 2'040 kg, soit 1'930 kg en moyenne. La productivité aérienne par hectare en poids frais est donc de 35 tonnes. D'après le tableau 20 (p. 46), le pourcentage moyen de matières sèches pour les différentes plantes est de 20 %. Nous obtenons ainsi une productivité de 7 T/ha MS.

Les pourcentages de phosphore et d'azote mesurés dans cette matière sèche sont en moyenne et respectivement 0,37 % et 1,85 %.

Finalement, l'exportation par les plantes est de 1,4 kg P/an et 7,1 kg N/an (respectivement 2,5 g P/m²/an et 12,9 g N/m²/an).

D.- Charges à la sortie

Les charges journalières moyennes rejetées à la rivière peuvent être rapportées à un rejet par habitant (400 habitants). En tenant compte des concentrations admises par la loi et en admettant le débit moyen suisse à 500 l/hab/j, nous obtenons les charges admissibles à la sortie de l'installation.

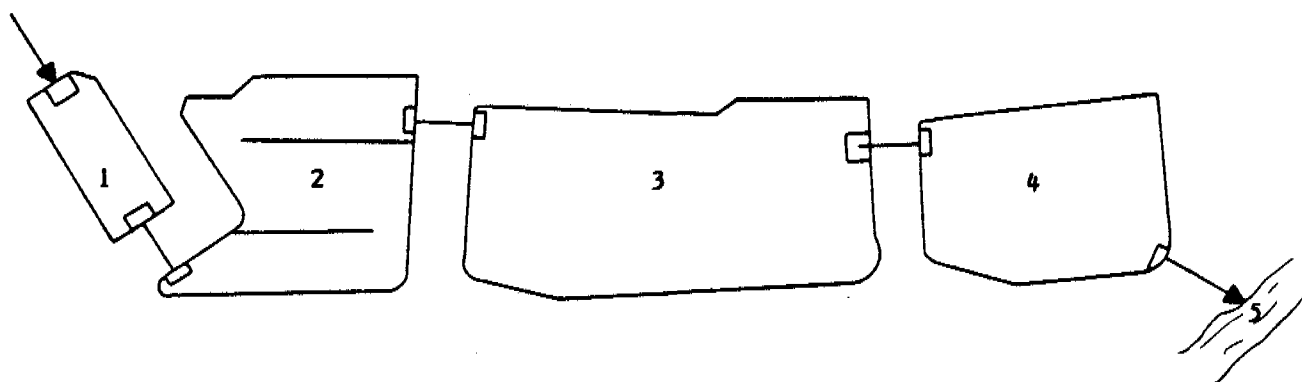
	Charges mesurées		Charges admissibles
	Totale	Par habitant	par habitant
D. C. O.	11.5 kg/j	29 g/j	30 g/j
M. E. S.	5.1 kg/j	13 g/j	10 g/j
P total	0.9 kg/j	2.3 g/j	0.5 g/j

Tableau 7 : Charges mesurées et admissibles de rejets à la rivière

Si les rejets en matières organiques sont à peu près conformes, ce n'est pas le cas du phosphore qui est rejeté en quantité 4,5 fois trop élevée.

2.3.- Présentation de l'installation de Vuiteboeuf (altitude 580 m, au pied du Jura)

Les étangs d'oxydation de Vuiteboeuf ont été conçus au début des années 80 et finalement construits en 1982-83. Ils ont été dimensionnés pour une population de 200 EH (15 m² par EH).



- 1) BASSIN DE SEDIMENTATION ET DE RETENTION (278 m³)
- 2) ETANG NO 1 - SURFACE : 890 m² PROFONDEUR : 1,20 m VOLUME : 1068 m³
- 3) ETANG NO 2 - SURFACE : 1370 m² PROFONDEUR : 1,20 m VOLUME : 1644 m³
- 4) ETANG NO 3 - SURFACE : 830 m² PROFONDEUR : 1,20 m VOLUME : 996 m³
- 5) RECEPTEUR ARNON - AFFLUENT DU LAC DE NEUCHATEL

Figure 7 : Etangs d'oxydation de Vuiteboeuf

Les eaux usées arrivent dans un bassin de sédimentation-rétention de 100 m³ de capacité en temps sec et 288 m³ en temps de pluie. Le débit d'entrée dans les lagunes est réglé par un diaphragme qui atténue les à-coups hydrauliques. Lors de fortes précipitations, un tuyau de gros diamètre, situé 1 mètre au-dessus du diaphragme, permet l'écoulement directement dans le premier bassin.

L'hydraulique du premier étang a été améliorée par la mise en place de 2 rideaux

de planches en bois forçant l'eau à utiliser tout le volume à disposition. Comme à Daillens, des parois plongeantes ont été installées aux entrées, mais aussi aux sorties, pour éviter les problèmes dus au gel.

Le réseau de canalisations reçoit une quantité importante d'eaux claires qui ont pour effet de fortement diminuer le temps de passage dans l'installation.

L'eau épurée se jette dans l'Arnon qui reçoit en amont les eaux de la station d'épuration à boues activées de Ste-Croix et se déverse finalement dans le lac de Neu-châtel.

Le prix de construction de l'installation est de SFr 452'000.--, correspondant à un coût de SFr 2'260.-- par équivalent-habitant.

2.4.- Résultats du contrôle physico-chimique

Le contrôle a débuté en juillet 1983 et ne concerne donc que le deuxième semestre. Les mêmes contrôles physico-chimiques et hydrauliques qu'à Daillens ont été entrepris.

2.4.1.- Hydrologie

Par temps sec, le débit d'eaux claires permanentes représente le 80 à 90 % du total et la quantité d'eaux usées par habitant est proche de 170 l/j.

Le débit moyen du deuxième semestre est de 295 m³/j, ainsi le temps de séjour n'est que d'une dizaine de jours.

2.4.2.- Physico-chimie

A.- Charges d'entrée

La charge reçue par l'ensemble lagune-roselière est de 36 kg DBO₅/ha /j, ce qui représente pour le premier étang 126 kg DBO₅/ha /j. La valeur limite admissible de 100 kg DBO₅/ha /j est dépassée et cela explique l'état souvent anaérobie de ce bassin, confirmée par la présence fréquente de bactéries oxydatrices du soufre sur le premier péré de communication.

B.- Concentrations et rendements sur les charges

La moyenne semestrielle a été calculée à partir d'une dizaine d'analyses.

	DBO ₅ MG/L	pH	Cond µs/cm	DCO MG/L	Ortho-P MG P/L	P tot MG P/L	MES MG/L	NH ₄ ⁺ MG N/L	NO ₂ ⁻ MG N/L	NO ₃ ⁻ MG N/L
Entrée étang	35	7.6	511	77	1.3	2.2	28	3.9	0.19	0.87
Sortie finale	--	7.8	466	40	1.3	1.6	18	3.5	0.08	0.29

Tableau 8 : Moyennes du 2ème trimestre 1983 des concentrations

Les valeurs à l'entrée sont très basses à cause de la très forte dilution des eaux usées. Les teneurs en nitrites et nitrates baissent dans les étangs.

Les rendements sont de :

- 50 % pour la DCO
- 40 % pour les MES
- 36 % pour le phosphore total
- 24 % pour l'ammonium (NH_4^+)

C.- Charges à la sortie

La comparaison des charges mesurées et admissibles est intéressante.

	Charges mesurées		Charges admissibles par habitant
	Totale	Par habitant	
D. C. O.	12.1 kg/j	61 g/j	30 g/j
M. E. S.	5.4 kg/j	27 g/j	10 g/j
P total	0.5 kg/j	2.5 g/j	0.5 g/j

Tableau 9 : Charges mesurées et admissibles de rejets à la rivière

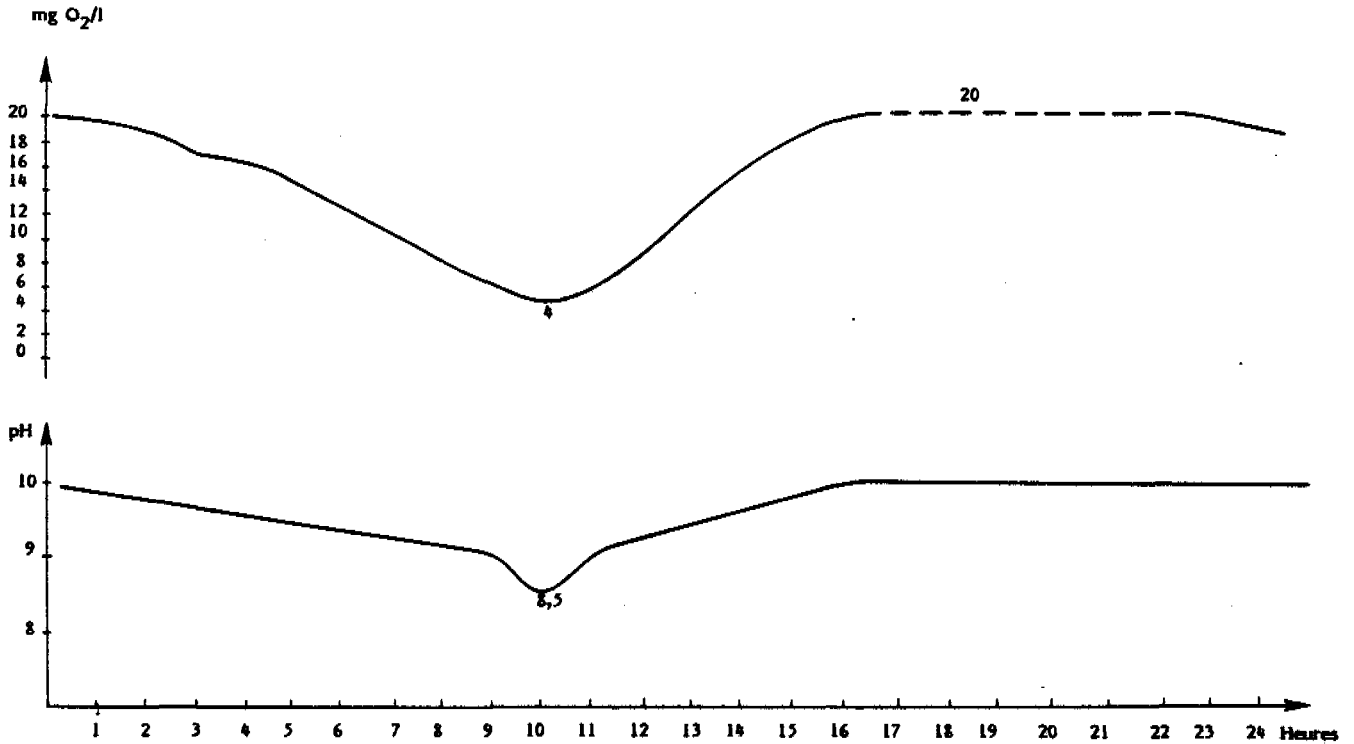
L'épuration est donc nettement insuffisante, tant pour les matières organiques que pour le phosphore.

2.5.- Mesures dans les étangs

Des mesures estivales d'azote faites à partir d'un échantillon prélevé sur les 50 premiers centimètres dans les 3 étangs de Vuiteboeuf confirment les tendances constatées pour les prélèvements de sortie.

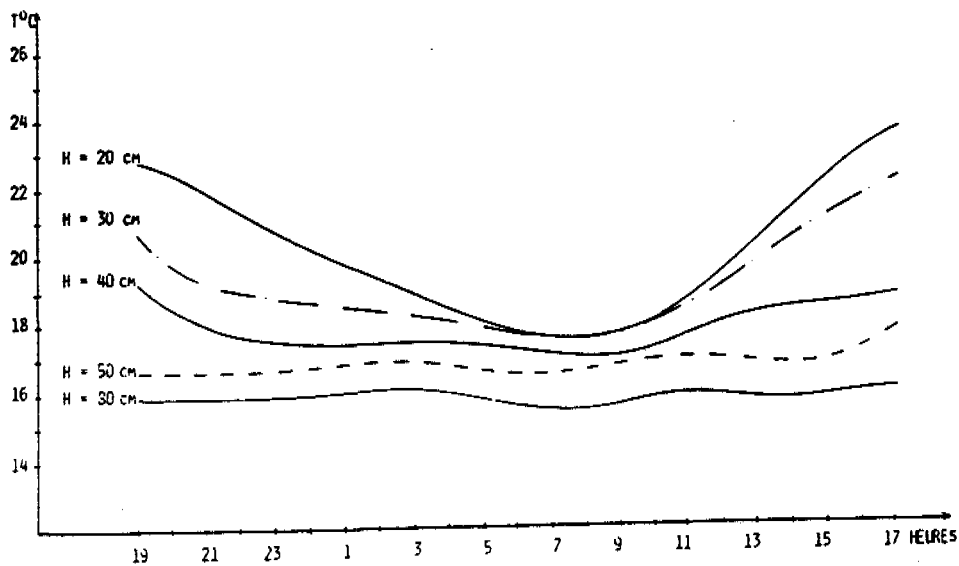
Les conditions extrêmes rencontrées dans ces étangs empêchent la nitrification.

Ainsi, le pH atteint des valeurs de 10 dans les premières couches pendant 6 à 8 heures par jour et l'oxygène dissous peut dépasser les 20 mg/l (limite de la mesure); la même constatation a été faite à Daillens.



Graphique 7 : Variation journalière de l'oxygène dissous et du pH à 20 cm de la surface (Daillens, étang I, septembre 1982)

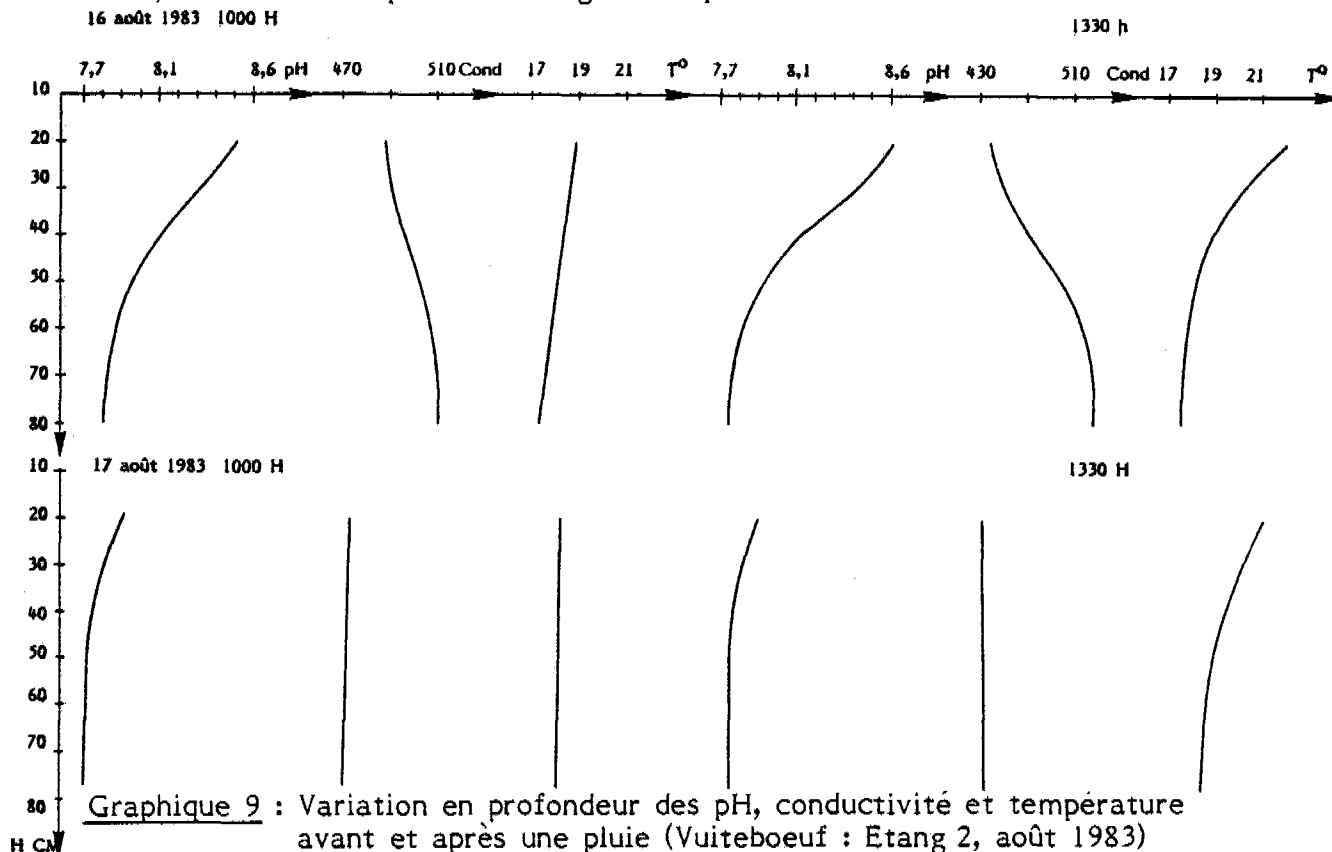
Remarquons la grande inertie d'un bassin d'oxydation, puisque les extremums sont décelés à 10 h. et 19 h. Il en est de même pour la température.



Graphique 8 : Variation journalière de température en fonction de la profondeur (Vuiteboeuf, étang 1, août 1983)

Le réchauffement de l'eau s'effectue essentiellement dans les 40 premiers centimètres. A partir de cette profondeur, les températures sont constantes. Nous pouvons donc conclure à une stratification thermique.

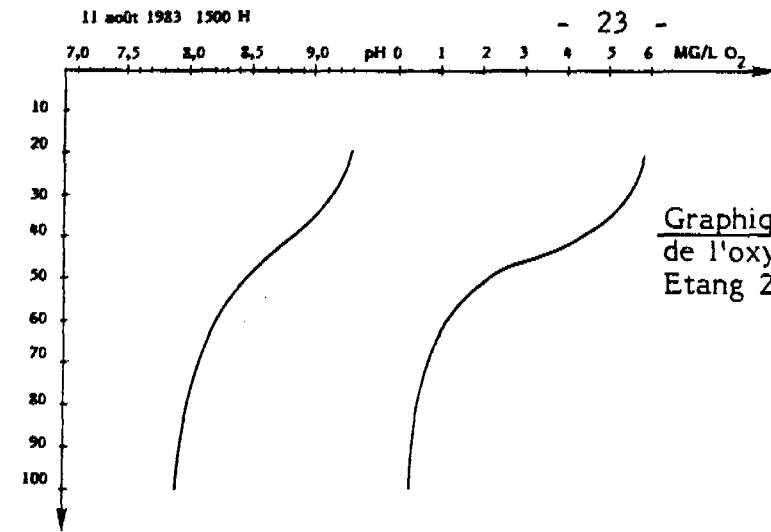
Mais, les conditions peuvent changer brusquement.



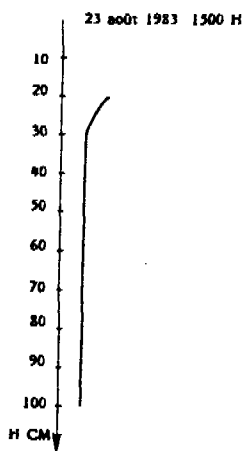
L'effet d'une pluie intense est radical. Une grande quantité d'eau arrivant à la station bouleverse complètement la stratification en homogénéisant tout le volume. Ainsi, le pH, la conductivité et la température deviennent constants sur toute la profondeur.

Quelques heures après l'épisode pluvieux, la courbe de la température tend déjà à reprendre sa forme originale.

L'étang d'oxydation ne fonctionne donc pas toujours comme le schéma théorique (statique) pourrait le laisser croire. Ainsi, la formation de fleurs d'eau à la surface, le décollement d'algues du fond ou l'apparition de Cladocères filtreurs (du genre Moina) peuvent contribuer à diminuer la biomasse algale.



Graphique 10 : Variation en profondeur de l'oxygène dissous et du pH (Vuiteboeuf : Etang 2, août 1983)

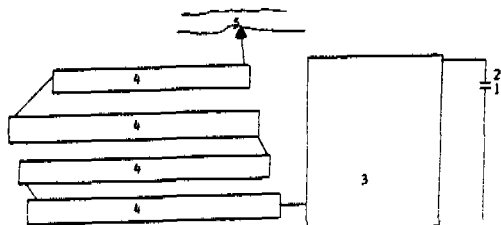


A partir du début du mois d'août, une grande quantité de Moina ont fait leur apparition. Ces Cladocères ont la faculté de filtrer un grand volume d'eau, consommant aussi bien les algues que les autres matières en suspension.

3) Lagunage anaérobie

3.1.- Présentation de l'installation de Bettens (altitude 560 m, plateau suisse)

L'installation de Bettens a été conçue en 1980 et, deux ans plus tard, sa construction était terminée. Elle a été dimensionnée pour 250 EH (4 m² par EH).



- 1) GRILLE MECANIQUE
- 2) DESSABLEUR
- 3) FOSSE DE DIGESTION - DECANTATION (1261 m³)
- 4) BASSIN D'OXYDATION (464 m³)
- 5) RECEPTEUR MOLOMBE - VENOGNE - LAC LEMAN

Les eaux, après avoir été dégrillées et dessablées, sont conduites dans un grand bassin de 1'300 m³ et de 7 m de profondeur. Le volume supplémentaire utilisable en temps de pluie est de 370 m³. Le surplus d'eau de pluie est évacué à l'une des extrémités du bassin, directement au ruisseau.

L'eau traitée anaérobiquement est reprise par un syphon inversé à environ 50 cm de la surface et s'oxyde en passant dans 4 lagunes en série, de faibles profondeurs (40 cm) et normalement plantées de végétaux immergés (*Elodéa crispata*).

Le réseau de canalisations est "pseudo-séparatif"; une certaine quantité d'eaux claires permanentes et pluviales diluent les eaux usées.

Les eaux traitées sont rejetées dans un affluent de la Molombe, en amont de Daillens.

Le prix de la construction de l'installation est de SFr 681'500.-- correspondant à un coût de SFr 2'730.-- par EH.

3.2.- Résultats du contrôle physico-chimique

Le contrôle s'est déroulé pendant toute l'année par trois prélèvements hebdomadaires (entrée brute, sorties bassin anaérobie et finale) de 24 heures. La mesure débit-métrique à l'entrée de l'installation a été faite pendant les six premiers mois.

3.2.1.- Hydrologie

Par temps sec, le débit d'eaux claires permanentes représente 50 à 60 % du total et la quantité d'eaux usées est proche de 170 l/j, valeur vérifiée à plusieurs reprises dans les zones rurales.

Le débit moyen du premier semestre, période très pluvieuse, est de 260 m³. Une estimation du débit sera faite plus loin à partir des charges théoriques d'entrée.

3.2.2.- Physico-chimie

A.- Charges d'entrée

La charge journalière moyenne mesurée est de 6,5 kg DBO₅/j; or, en théorie, elle devrait se situer aux environs de 10 kg/j (220 hab x 45 g/j). Cette différence s'explique par la qualité du prélèvement effectué sur eau brute.

Les pompes péristaltiques utilisées, fonctionnant en continu, ne prélèvent ni les grosses particules décantables, ni en fonction du débit. La charge ainsi déterminée devrait donc être majorée de 30 % pour les matières organiques et de 15 % pour le phosphore. Théoriquement, l'installation reçoit 100 kg DBO₅/ha/j; cette valeur est assez faible pour ce type de bassin.

B.- Concentrations et rendements

La moyenne annuelle 1983 est calculée à partir d'une cinquantaine d'analyses. Les valeurs d'entrée sont majorées comme précisé au paragraphe précédent. Les rendements mesurés et théoriques sont calculés d'après les concentrations, car le temps de séjour de l'eau est assez court dans cette installation.

	DBO ₅ MG/L	T °C	pH	Cond μS/cm	DCO MG/L	Ortho-P MH p/L	P tot MG P/L	MES MG/L	NH ₄ ⁺ MH N/L	NO ₂ ⁻ MG N/L	NO ₃ ⁻ MG N/L
Entrée	Mesurée	52	11.0	7.8	878	4.5	6.7	53	12.5	0.23	1.64
	Théorique	74									
Sortie anaérobie	--	10.7	7.9	770	86	4.2	5.2	40	10.3	0.16	0.57
Sortie finale	--	9.9	8.0	747	75	3.8	4.8	36	9.2	0.20	0.44

Entrée	Mesurée
S. anaérobie	Théorique
Entrée	Mesurée
S. finale	Théorique

37 %
56 %
45 %
61 %

22 %	25 %	18 %
34 %	47 %	---
28 %	32 %	26 %
39 %	53 %	---

Tableau 10 : Moyennes générales 1983 des concentrations et rendements mesurés et théoriques

Le meilleur rabattement a lieu dans le bassin anaérobie où il y a réduction des nitrates provenant des drainages; la diminution d'ammonium est effective pendant l'été par stripping, car la couche d'eau supérieure est aérobie. Les canaux d'oxydation n'occasionnent en moyenne que 6 à 8 % de rabattement supplémentaire par rapport aux rendements globaux. C'est pendant le 3ème trimestre qu'a lieu l'effet le plus grand. Sur les DCO, P tot et NH₄⁺.

C.- Charges de sorties

Par la DBO₅ : $6'500 \text{ [g/j]} / 52 \text{ [g/m}^3\text{]} = 125 \text{ [m}^3\text{/j]}$

et par le phosphore total : $730 \text{ [g/j]} / 6,7 \text{ [g/m}^3\text{]} = 109 \text{ [m}^3\text{/j]}$

La moyenne donne 117 m³/j soit 532 l/hab/j. Cette valeur est inférieure à deux fois le débit temps sec, valeur de dimensionnement de l'installation (156 m³/j).

Appliquée aux concentrations moyennes de sortie, il est donc possible d'estimer les charges rejetées à la rivière (pour 220 hab) et de les comparer aux charges admissibles et aux données fournies par le constructeur.

Charges	mesurées		prévues par les fournisseurs		admissibles par habitant
	totale	par habitant	totale	par habitant	
D. C. O.	8.8 kg/j	40 g/j	1.4 kg/j	6 g/j	30 g/j
M. E. S.	4.2 kg/j	19 g/j	0.4 kg/j	2 g/j	10 g/j
P total	0.56 kg/j	2.6 g/j	---	---	0.5 g/j

Tableau 11 : Charges mesurées, prévues et admissibles de rejets à la rivière

Les rejets pour tous les paramètres sont supérieurs aux charges admissibles, alors que les quantités prévues par les fournisseurs semblent totalement utopiques.

4) Paramètres biologiques

Pour des raisons pratiques, nous regroupons les résultats biologiques des trois installations.

Les analyses physico-chimiques fournissent un certain nombre de données quant au fonctionnement de l'installation. Les mesures biologiques contribuent à une meilleure compréhension des phénomènes qui s'y déroulent; elles ont été faites en parallèle.

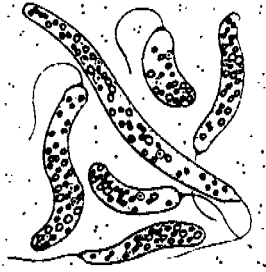
Il s'agit de la mesure de la chlorophylle, de la détermination et du comptage microscopique du phytoplancton.

D'autre part, des analyses bactériologiques sont venues compléter les investigations biologiques.

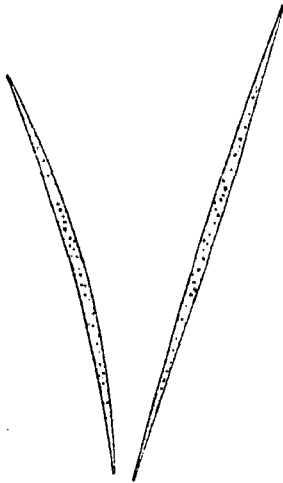
4.1.- Observation microscopique

Le prélèvement fait à l'aide d'une canne en PCV fournit un échantillon homogène sur toute la profondeur.

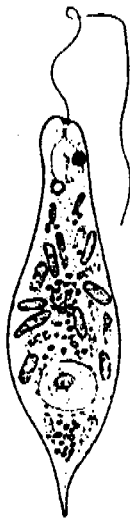
Le phytoplancton rencontré dans les étangs appartient aux groupes systématiques suivants :



a) Bactéries : essentiellement photosynthétiques (*Thiospirillum*)



b) Cyanophytes (algues bleues) : genre *Dactylococopsis*



c) Pyrrophytes : Euglèniens



d) Chlorophytes : Volvocales (surtout *Chlamydomonas*)

e) Micro-algues : caractéristiques des milieux très eutrophes

f) Ultra-plancton : cellules inférieures à 2 µm (photo lère page)

4.2.- Evolution de la chlorophylle (chl) et des organismes

La chlorophylle est un pigment présent dans les organismes autotrophes. La quantité trouvée dépend de la taille et du nombre d'organismes.

Les chlorophylles a et b ont été déterminées.

		Cyanophytes	Pyrrhophytes	Chlorophytes	Micro-algues	Ultra-plancton
Chl	a	++	+++	+++	+	+++
	b	+	+	++		++

Tableau 12 : Abondance de chlorophylle dans les organismes trouvés

(+ = peu, +++ = beaucoup)

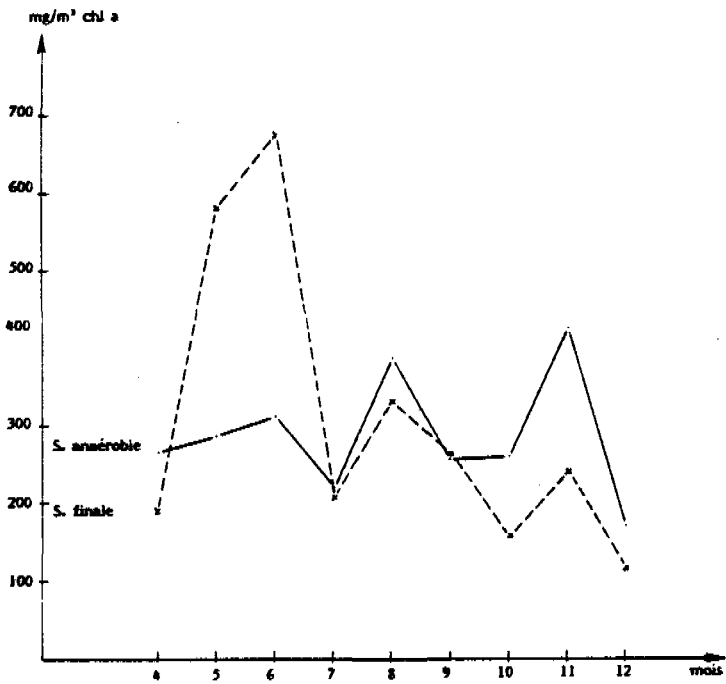
Station (nbre de mesures)	Daillens (38)			Vuiteboeuf (10)			Bettens (30)		
	Etangs	1	2	S. finale	1	2	3	Anaérobie	Canaux
Chl a		376	378	101	252	299	372	280	292
Chl b		172	174	83	89	98	118	124	110

Tableau 13 : Teneurs en chlorophylles (moyenne 1983), aux trois installations, en mg/m³

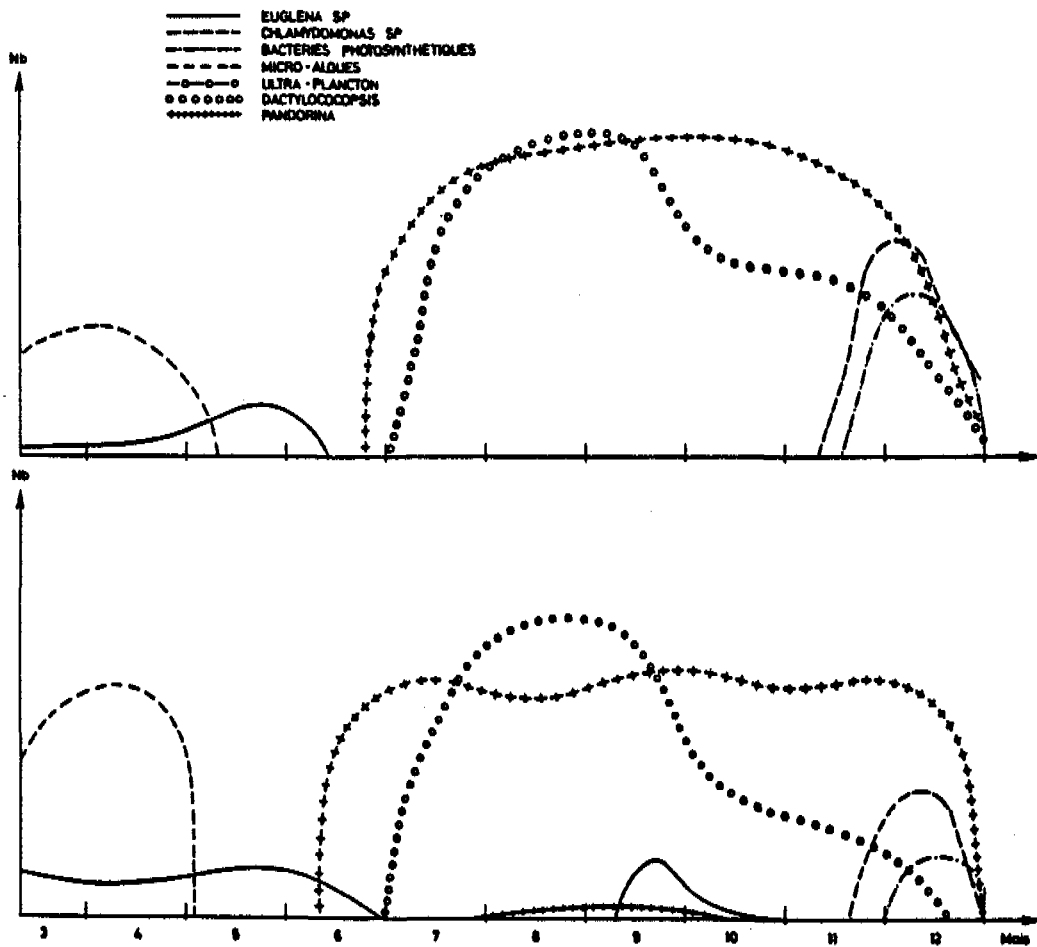
A Daillens, les deux premiers étangs ont des valeurs moyennes proches, alors qu'après la roselière, la teneur a fortement diminué; à Vuiteboeuf, c'est le troisième bassin qui possède la plus haute valeur. A Bettens, une quantité non négligeable de chlorophylle est mesurée dans les couches superficielles aérobies du bassin anaérobie.

Ces hautes teneurs sont indicatrices d'un milieu hyper-eutrophe; comparativement, les mesures effectuées dans le lac Léman, lors des campagnes de 1977 à 1980, étaient comprises entre 0 et 30 mg/m³ de chl a.

Evolution de la teneur en chlorophylle aux sorties à Bettens



Evolution des organismes à la sortie du bassin anaérobie et à la sortie finale

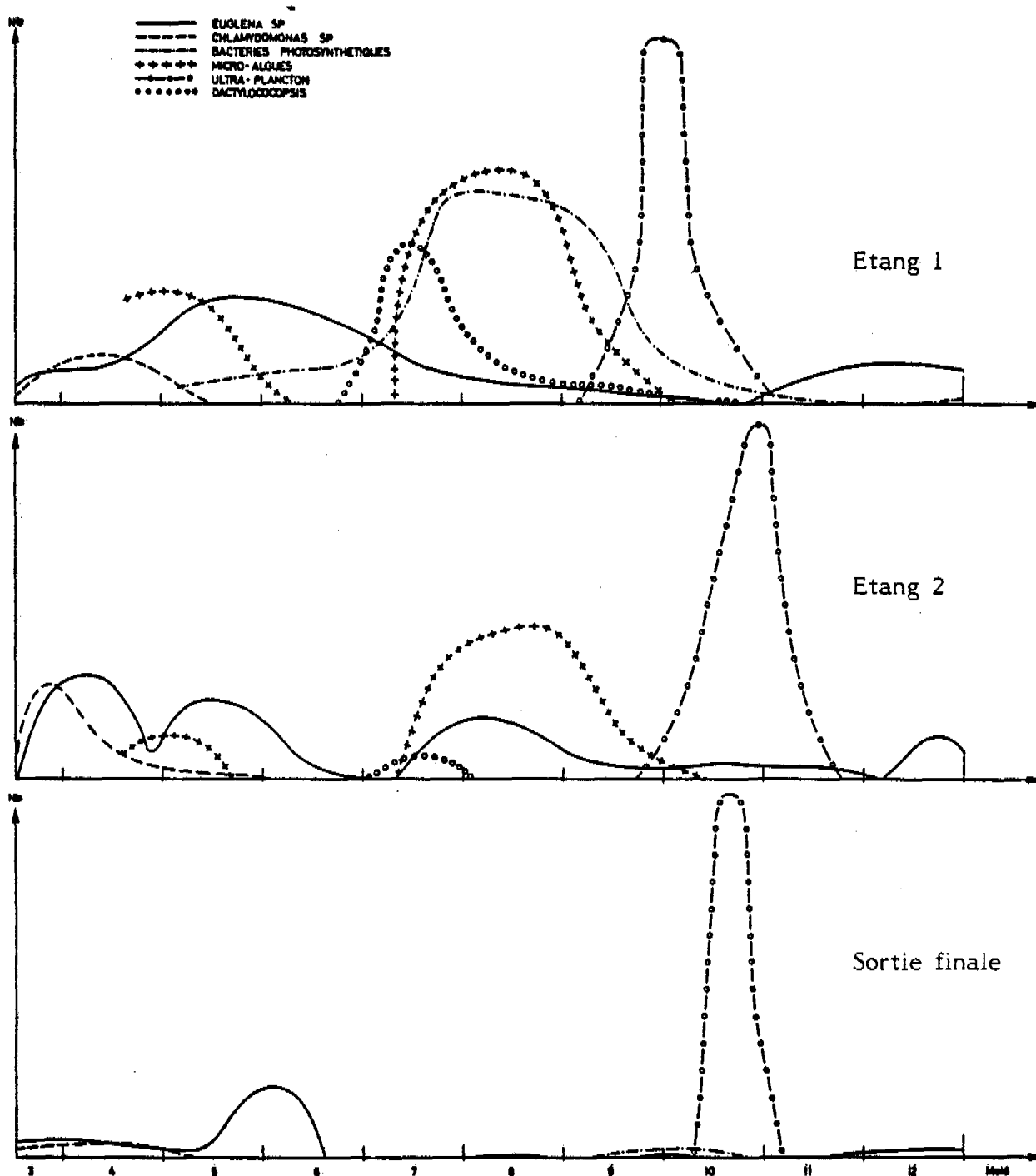


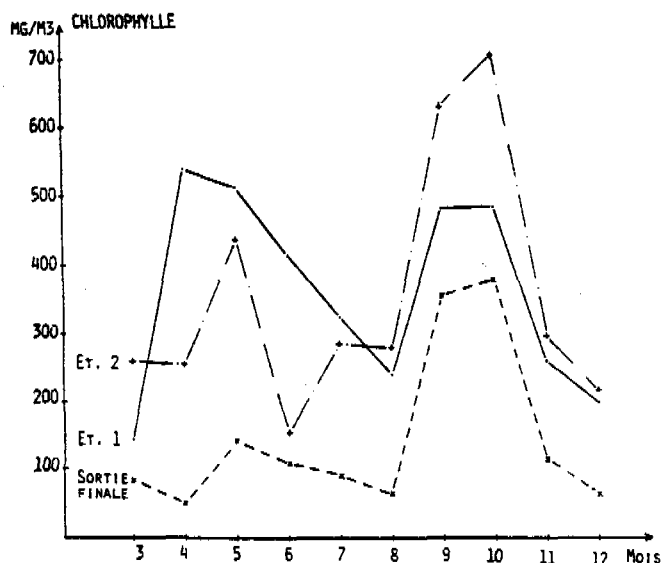
La chlorophylle mesurée à la sortie des canaux en mai et juin correspond à un développement d'Euglènes et de Chlamydomonas. Celui-ci est stoppé en juillet avec l'apparition de Cladocères Moina. Puis, à partir du mois d'août, une prolifération de lentilles d'eau sur les canaux se manifeste, provoquant une baisse de teneur en chl, par rapport à la sortie du bassin anaérobie, à cause de la faible pénétration de la lumière.

L'évolution des organismes est identique aux deux points. L'apparition de bactéries photosynthétiques indique le retour progressif à des conditions anaérobies.

A Daillens, l'évolution des organismes dans les deux étangs et à la sortie finale est comparable.

Evolution des organismes à Daillens :





Graphique 17 : Evolution de la chlorophylle dans les 2 étangs et en sortie finale à Dailens

Alors que la teneur en chlorophylle est supérieure dans l'étang 1 que dans le 2 jusqu'en juillet; c'est l'inverse par la suite. L'apparition des cladocères *Moina* débute très rapidement dans le deuxième bassin en juin puis leur nombre varie suivant les conditions météorologiques.

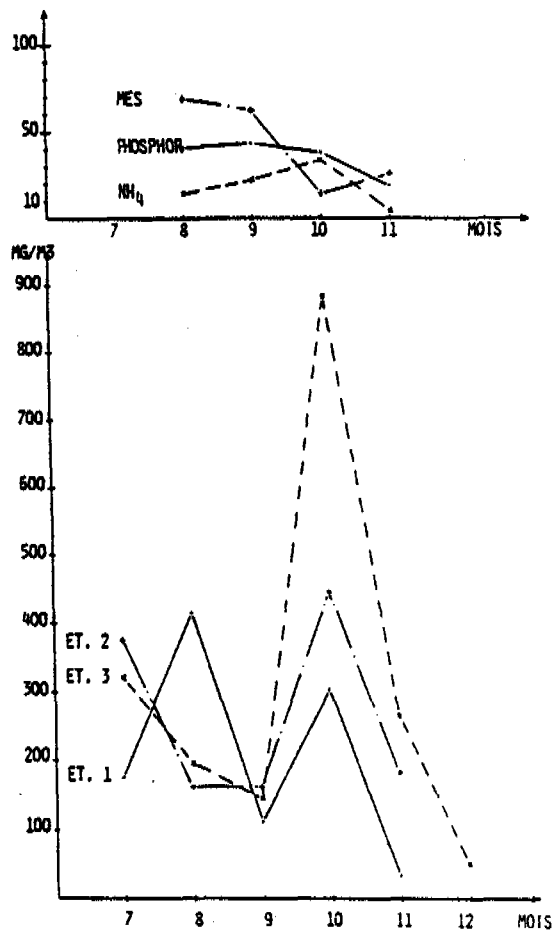
Des conditions favorables de température et d'ensoleillement au début du mois d'avril et en septembre-octobre ont favorisé le développement des algues. Pendant ces deux derniers mois, il est apparu une masse importante d'ultra-plancton qui donne à l'eau une coloration verte lumineuse. Ces très petites algues ne sont pas retenues dans la roselière et s'échappent dans le ruisseau.

Le développement de bactéries photosynthétiques n'apparaît que dans l'étang 1.

L'évolution de la chlorophylle à Vuiteboeuf (graphique 18) fait apparaître la différence de comportement entre le premier étang, à la limite de l'anaérobiose suivant la période, et les deux autres, aérobies.

4.3.- Relation biologie-rendement

Le temps de séjour très court dans l'installation de Vuiteboeuf permet de calculer les rendements mensuels des éléments chimiques.



Graphique 18 : Variations de la teneur en chlorophylle et rendements mensuels à Vuiteboeuf

Lors de la période étudiée, le rendement sur les matières organiques varie peu (46 à 57 %). Les Cladocères du genre *Moina* dégradent non seulement la masse biologique, mais aussi les matières en suspension.

Le rabattement en phosphore total change peu par rapport aux variations des teneurs en chlorophylle. L'ammonium et les matières en suspension ont un comportement opposé. A un haut taux de chl (en octobre), les rendements sont bas pour les MES et haut pour NH₄⁺, alors qu'à faibles teneurs, en août-septembre à cause des *Moina*, le rabattement est élevé pour les MES et plus faible pour NH₄⁺. En novembre, avec l'apparition des conditions hivernales, tous les rendements deviennent faibles.

Ainsi donc, le fonctionnement des lagunes dépend, pour certains paramètres, de l'état de la biomasse.

D'une manière générale, il faut s'attendre à des rendements plus faibles en hiver.

4.4.- Bactériologie

Des prélèvements mensuels ont été faits à l'entrée et à la sortie des deux installations de Daillens et Bettens en instantanés.

L'analyse porte sur les germes de contamination fécale : coliformes (C) et entérocoques (E).

Les résultats sont exprimés en logarithmes du nombre de germes par 100 ml.

	Daillens		Bettens	
	C	E	C	E
Entrée	7.6	6.6	7.4	7.1
Sortie	3.9	3.2	4.9	3.8
Réduction	3.7	3.4	2.5	3.3

Tableau 14 : Moyennes 1983 et réduction des germes fécaux

Une analyse plus détaillée, faite en mars 1982 à Daillens, indiquait la présence de Salmonelles tout au long du cheminement de l'eau.

L'abattement des germes fécaux est donc important. Il est compris entre 3 et 4 unités log. en moyenne. La meilleure réduction a été constatée pendant les mois à forte activité biologique.

5) Appréciation du lagunage

Ce tour d'horizon complet du lagunage permet de mieux cerner ses capacités et limites.

L'appréciation des deux types de lagunage sera faite séparément.

5.1.- Le lagunage aérobie

Le rendement sur les matières organiques dans la phase biologique est de l'ordre de 60 % à Daillens et de moins de 50 % à Vuiteboeuf.

En ajoutant la phase de décantation primaire, le rendement en DCO passe alors à Daillens à 75 %, alors qu'à Vuiteboeuf, il n'est que de 54 %.

Cette différence s'explique par la grande quantité d'eaux claires transitant à Vuiteboeuf, ce qui réduit passablement le temps de séjour, et par le meilleur fonctionnement de l'ouvrage de décantation de Daillens.

Exprimé par rapport aux charges admissibles rejetées par habitant, l'installation de Daillens est conforme, sauf en ce qui concerne le phosphore, mais à Vuiteboeuf, tous les paramètres sont trop élevés.

Ainsi, même avec le lagunage, il n'est pas possible de traiter n'importe quelle quantité d'eau. Le dimensionnement de 10 m²/hab, inspiré des expériences bavaroises, considère un rejet de 200 l/hab/j. Cette valeur dépassée, le temps de séjour devient trop court pour assurer une épuration un tant soit peu performante.

A Vuiteboeuf, par exemple, celui-ci n'est que de 10 jours au maximum en période sèche, au lieu de 30.

Cela signifie que la séparation des eaux claires permanentes doit aussi se faire avec l'épuration par lagunage.

Les avantages du lagunage aérobie sont les suivants :

- L'impact et l'intégration dans le paysage sont bons
- Les frais d'exploitation et la surveillance sont limités, mais existants
- Le grand volume à disposition joue le rôle de tampon face aux innombrables variations hydrauliques et polluatives. Il permet d'accepter, dans une certaine mesure, des eaux pluviales de réseaux unitaires
- Il est particulièrement adapté aux collectivités touristiques à population variable, surtout lorsque la surcharge est estivale (campings)
- Il offre l'intérêt d'une désinfection plus poussée que la STEP classique (rejet proche de zones de baignades)
- Il est possible d'utiliser ces effluents comme stockage pour l'irrigation
- Le rejet est relativement constant dans sa qualité
- Le rabattement en matières organiques varie peu au cours de l'année.

Au niveau des inconvénients, il faut citer :

- Une réduction minérale partielle et qui n'est effective que pendant la période estivale, mais toujours insuffisante, en particulier pour le phosphore
- L'emprise au sol est importante
- Le prix de construction est proche d'une STEP traditionnelle mais, si l'on doit étanchéifier le fond des bassins, ce coût est nettement supérieur.

Le procédé a donc certaines limites. Il ne pourra être implanté n'importe où et sera forcément accompagné d'un traitement physico-chimique lors de rejets en bassins versants de lacs. Les frais d'exploitation seront, en conséquence, augmentés.

5.2.- Le lagunage anaérobie

Le rendement mesuré est de 45 % pour la DCO, alors que l'estimation théorique le porterait à 60 % au maximum. Mais, il est préférable de se baser sur les charges rejetées à la rivière pour juger de l'efficacité du traitement.

A la sortie de l'installation, elles sont encore trop importantes pour tous les paramètres. L'efficacité du système est donc insuffisante.

Le résultat n'est pas surprenant; comme il a été mentionné dans l'exposé des principes (§A.1.), le système anaérobie est utilisé comme prétraitement dans une chaîne complète, ce qui n'est pas le cas à Bettens.

D'autre part, certains avantages invoqués pour le lagunage aérobie ne sont pas applicables ici.

L'impact et l'intégration dans le paysage rappellent plutôt la station traditionnelle. Le volume tampon est moins grand. Le coût de construction est très élevé.

Le lagunage anaérobie n'est pas à conseiller en traitement intégral pour eaux usées domestiques, ni même pour le prétraitement.

La fosse Emscher à décantation lamellaire donne de bons rendements pour une emprise au sol et un coût nettement inférieurs.

L'adjonction d'un bio-activateur (enzymes lyophilisés) ne permet pas de conclure à une amélioration du fonctionnement du bassin anaérobie, la littérature (3, 4) va dans le même sens en ce qui concerne les fosses septiques.

Il semblerait que le seul effet détecté soit la concentration volumique des boues.

B) Infiltration dans le sol d'eaux usées décantées

1) Rappel théorique

Lorsque des eaux usées percolent dans un sol, un ensemble de processus physiques, physico-chimiques et biologiques sont mis en jeu; ils sont brièvement décrits ci-dessous.

a) La perméabilité et la capacité de rétention d'un sol permettent les phénomènes de filtration et de rétention de l'eau.

La filtration retient une partie des matières en suspension, surtout dans les premiers centimètres.

Si les apports sont trop chargés, il peut y avoir colmatage mécanique du sol (remplissage des pores) ou biologique (proliférations microbiennes).

La durée de rétention de l'eau doit être suffisante pour permettre les réactions chimiques et biologiques.

b) L'adsorption permet la rétention de certains anions (PO_4^{---}). Ceux-ci peuvent être assimilés par les plantes et les micro-organismes.

c) La capacité d'aération et l'activité microbienne entraînent la dégradation des matières organiques par les micro-organismes hétérotrophes.

L'humidité est un des facteurs les plus importants qui surclasse bien d'autres paramètres (température....).

La submersion induit un ensemble de modifications des propriétés du sol qui agissent

plus ou moins sur l'équilibre microbiologique; on parle d'hydromorphisme et on en distingue trois types :

- L'hydromorphie non réductrice correspond à des potentiels rédox élevés et à une teneur en oxygène suffisante pour le développement des processus aérobies (possibilité de nitrification)
- L'hydromorphie moyennement réductrice est significative de potentiels rédox et d'une teneur en oxygène faibles (dénitrification)
- L'hydromorphie réductrice correspond à des sols à potentiels rédox négatifs et dépourvus d'oxygène (processus anaérobies).

Cet état arrive à la suite d'une abondance de matières organiques métabolisables ou d'une stagnation de la nappe. Les sols hydromorphes sont souvent rendus hétérogènes par la présence de racines. Au niveau de la rhizosphère, le régime du potentiel rédox est modifié par deux processus :

- Les racines consomment de l'oxygène et rejettent du CO_2
- Mais diffusent aussi de l'oxygène dans le sol par suite du transfert s'effectuant des parties supérieures vers les racines.

D'après (5), il semble que la stimulation de l'activité biologique est d'autant plus intense que les alternances dessiccation-humidification sont rapprochées.

C'est la mise en pratique de ce principe qui a été essayée à Vennes et à Orbe, en effectuant une alternance de remplissage et de vidange (cycle de 7 jours). Le premier bassin se remplit pendant que l'autre se vide. La difficulté réside dans la manipulation des pompes et vannes. Le sol est constitué de graviers 3/8 mm et il est planté de 50 petits arbustes (saules nains).

A Pully, un filtre à sable à écoulement vertical, non planté, à alimentation discontinue, a été mis en place.

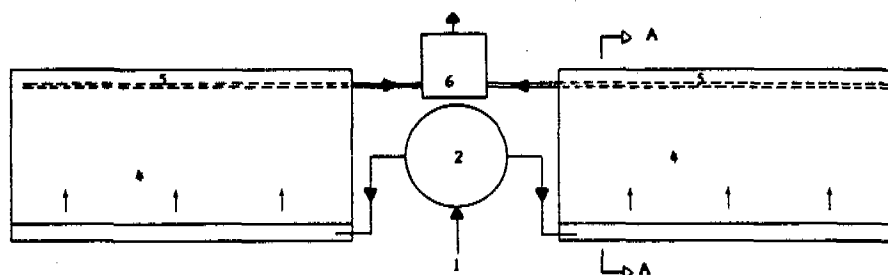
Le but est le test de capacité du terre filtrant ou butte filtrante (tumulus américain).

Ce système est utilisé lorsque l'épandage dans le sol n'est pas possible. L'eau décantée est pompée 4 à 5 fois par jour et répartie sur toute la surface du filtre à sable par un réseau de drains. L'eau traverse une couche de 1 m. de sable, puis s'écoule soit dans le sol en place, soit au ruisseau par un drain de récolte.

2) Installations de Vennes et Orbe (altitude resp. 670 et 440 m, plateau suisse)

2.1.- Présentation

Les deux installations reçoivent des eaux usées d'institutions publiques à population variable. Elles ont été dimensionnées pour 50 EH (2 m² par EH).



- 1) ARRIVEE DES EAUX BRUTES
- 2) FOSSE DE DECANTATION - DIGESTION
- 3) RIGOLE DE REPARTITION DES EAUX
- 4) LIT DE GRAVIER
- 5) DRAIN DE REPRISE DES EAUX
- 6) CHAMBRE DE MESURES
- 7) TERRE VEGETALE

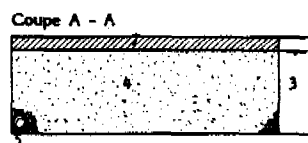


Figure 9 : Station pilote de Vennes et installation d'Orbe

Elles se composent d'une fosse de décantation-digestion, d'une chambre de répartition et de deux lits de graviers de 50 m² chacun, plantés d'arbustes. Les bassins sont remplis et vidés alternativement.

A Vennes, ce sont les eaux du Centre cantonal d'éducation qui sont traitées. L'installation fonctionne uniquement par gravité et les vannes sont manuelles. Elle reçoit des eaux très diluées en temps de pluie. L'intérieur des lits est recouvert d'une feuille plastifiée et soutenue par des coffrages. Le caractère provisoire et inachevé de cette station explique son faible coût (SFr 35'000.--, soit SFr 700.--/EH).

A Orbe, par contre, comme la Maison d'arrêts et de préventive se trouve sur une nappe, il a fallu garantir l'étanchéité et la stabilité de l'installation. Des piliers ont dû être posés, pour soutenir l'ensemble bétonné et un système de pompes et commandes électriques s'est avéré indispensable. Les eaux usées se composent seulement d'eaux de toilettes et de douches. L'installation est définitive et a coûté SFr 125'000.--, soit SFr 2'500.--/EH.

2.2.- Résultats du contrôle

Dans la mesure du possible, les prélèvements ont été faits pendant 24 heures.

Orbe	pH	Cond μS/cm	DBO ₅ MG/L	DCO MG/L	MES MG/L	Ortho-P MG/L P	P tot. MG/L P	NH ₄ ⁺ MG/L N	NO ₂ ⁻ MG/L N	NO ₃ ⁻ MG/L N
Entrée bassins	7.6	1820	251	449	120	8.9	12.9	51.1	*0.01	0.25
Sortie bassins	7.6	1728	84	203	46	8.0	9.6	48.5	*0.01	0.18
Rendement			67 %	55 %	62 %		26 %	5 %	*35 % < 0.01	

Tableau 15 : Moyennes de 17 analyses physico-chimiques et rendements d'Orbe

Les analyses portent sur la période de mai à décembre 1983. La variabilité de l'échantillonnage à l'entrée varie de 20 à 35 % suivant les paramètres et à la sortie de 25 à 65 %.

Vennes	pH	Cond μS/cm	DBO ₅ MG/L	DCO MG/L	MES MG/L	Ortho-P MG/L P	P tot. MG/L P	NH ₄ ⁺ MG/L N	NO ₂ ⁻ MG/L N	NO ₃ ⁻ MG/L N
Entrée bassins	7.6	724	186	336	107	7.0	13.0	16.8	0.06	0.29
Sortie bassins	7.6	769	72	160	38	8.6	10.5	14.3	0.01	0.15
Rendement			61 %	52 %	64 %		19 %	15 %		

Tableau 16 : Moyennes de 8 analyses physico-chimiques et rendements de Vennes

Comme prévu, les concentrations à l'entrée de Vennes sont inférieures à celles d'Orbe. Ceci s'explique par le réseau de canalisations de Vennes, considéré au départ comme séparatif, mais qui est en fait unitaire.

Les rendements des deux installations sont proches, mais insuffisants.

Les niveaux de sorties pour les paramètres principaux (DBO₅, DCO, MES, P tot, NH₄⁺) sont trop élevés.

Les faibles rabattements de NH₄⁺ indiquent un manque d'oxygène dans le sol.

3.- Installation de Pully

3.1.- Présentation

L'installation se compose de tuyaux de 40 cm de diamètre et de 1 m de hauteur qui sont remplis de graviers lavés, de granulométries différentes. Au rythme de cinq jours sur sept, quatre arrosages journaliers sont appliqués avec des eaux usées décantées. La charge totale représente 60 l/m²/j.

3.2.- Résultats du contrôle

Les contrôles hebdomadaires ont débutés à la mise en marche de l'installation, en avril 1983. Le prélèvement d'entrée résulte du mélange des quatre charges journalières d'eaux usées décantées appliquées. Quant à l'eau de sortie, elle est récoltée sous deux colonnes de graviers de granulométrie 0 à 6 mm et 3 à 6 mm.

		DBO ₅ MG/L	DCO MG/L	MES MG/L	Ortho-P MG P/L	P tot. MG P/L	NH ₄ ⁺ MG N/L	NO ₂ ⁻ MG N/L	NO ₃ ⁻ MG N/L	N min total MG N/L
Eau d'entrée (Dp)		66	155	87	2.7	5.4	16.20	0.13	0.84	17.17
Eau de sortie	gravier Ø 0-6 Rabattement	2 97 %	< 10* > 94 %	2 98 %	1.6 --	1.8 67 %	0.14 99 %	0.03 ---	21.6 ---	21.77 ---
	gravier Ø 3-6 Rabattement	6 91 %	23 85 %	14 84 %	2.4 --	2.8 48 %	2.17 87 %	0.19 ---	17.0 ---	19.36 ---

* pour 60 % des analyses

Tableau 17 : Moyennes des concentrations pour 40 semaines de fonctionnement

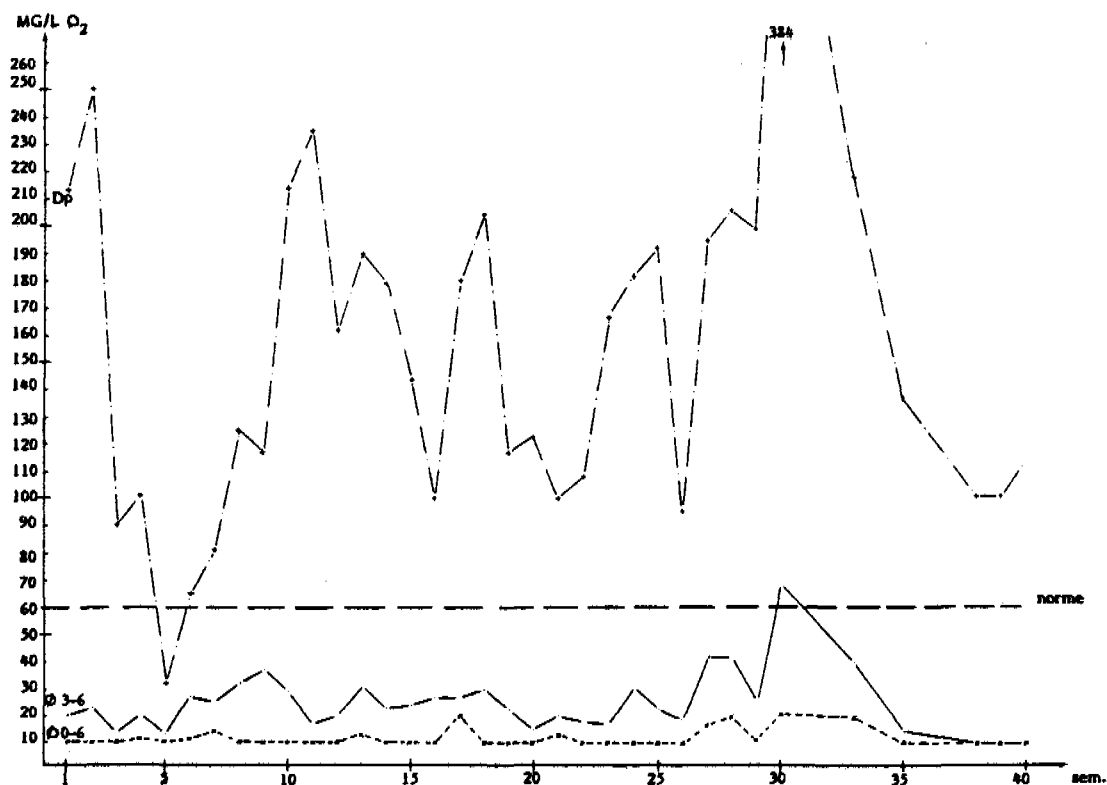
Les eaux d'entrée ne sont pas très chargées. Elles sont typiques d'une sortie de décanteur primaire recevant des eaux usées d'un réseau unitaire. Les variations en concentrations sont très importantes; ainsi les grosses pluies de mai sont apparentes aux semaines 5 et 6 (graphiques 19 et 20).

La qualité de l'eau à la sortie des colonnes de graviers est excellente. Le niveau de concentration n'est pas souvent mesurable en DCO pour le gravier 0-6 (limite de la méthode); il est juste décelable en DBO₅ et en MES.

Ce système démontre des capacités d'oxydation remarquables tant pour la matière organique totale (DCO, DBO₅) que particulière (MES). Après plus de 40 semaines, aucun colmatage n'a été décelé.

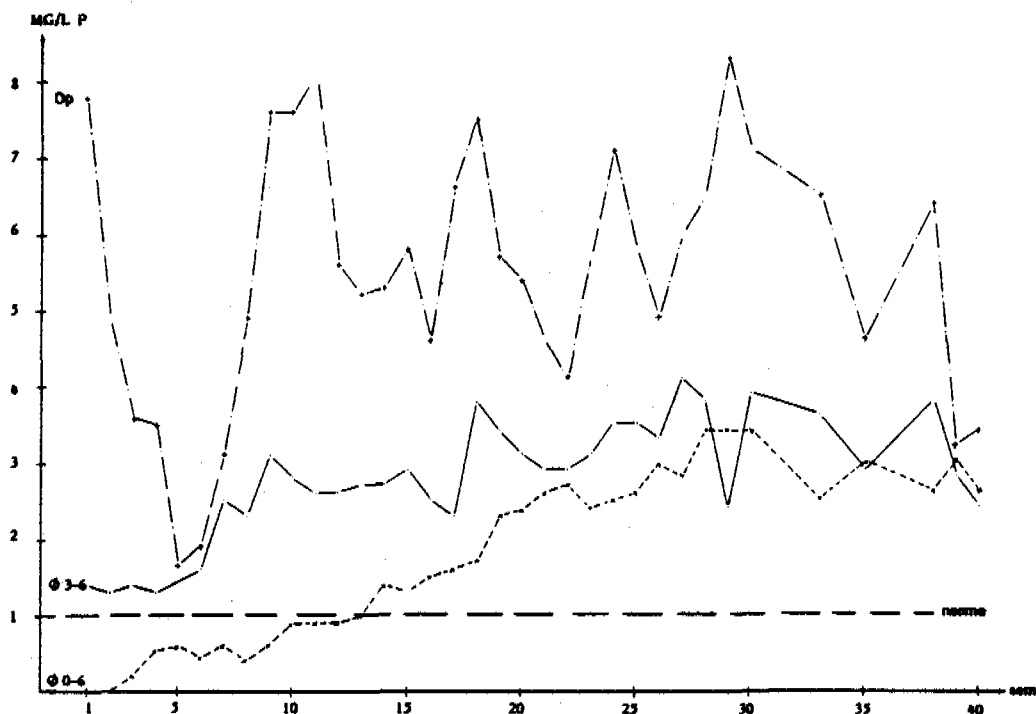
Nous assistons à une nitrification presque complète de l'azote tant ammoniacal (NH₄⁺) qu'organique, et ce d'autant plus que la granulométrie est fine.

Le graphique 19 permet de constater la constance de ce pouvoir oxydant. D'autres types de graviers (Ø 0-3 et 0-8) ont été essayés sans qu'il soit apparu de nettes différences.



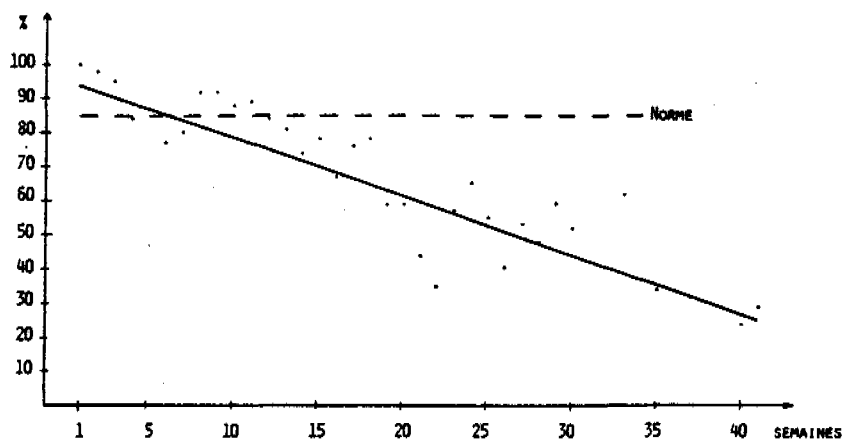
Graphique 19 : Variations hebdomadaires en DCO des concentrations à l'entrée (Dp) et aux sorties des colonnes de graviers de Ø 0-6 et 3-6

Pour ce qui est du phosphore, si les phénomènes de fixation sont très importants au début, surtout pour le gravier 0-6, la saturation n'est pas moins rapide. A partir de la troisième semaine, les concentrations mesurées semblent se stabiliser autour de 3 mg/l pour les deux granulométries.



Graphique 20 : Variations hebdomadaires en phosphore total des concentrations à l'entrée (Dp) et aux sorties des colonnes de graviers.

La saturation est évidente et la droite de régression a une bonne corrélation. Le rendement s'éloigne très rapidement de la norme de 85 %.



Graphique 21 : Droite dégressive du rendement de déphosphatation du gravier \emptyset 0-6, en fonction du temps

Testées pendant plus de 20 semaines, les eaux de sortie des colonnes de graviers de \emptyset 0-3 et 0-8 mm n'ont pas laissé entrevoir de différences épuratoires significatives par rapport au 0-6 mm.

Il apparaît donc que la fraction granulométrique 0-3 mm soit nécessaire à une meilleure épuration.

Pendant plus de trois mois, deux colonnes de graviers \emptyset 0-8 mm ont été alimentées avec une charge hydraulique trois fois plus élevée.

Diamètre (mm)	0 - 6	0 - 8	0 - 8	3 - 6
Débit y m ² /j	60	180	180	60
DBO ₅ mg/l	2	3	4	11
DCO mg/l	14	23	22	27
MES mg/l	3	8	8	11

Tableau 18 : Comparatif des concentrations de sorties de 4 colonnes à débit différencié

A première vue et à court terme, la dégradation des matières organiques est inférieure à fortes charges, mais elle est toujours meilleure que celle obtenue avec du gravier plus grossier. Comme pour les lits bactériens, la surface de contact est déterminante.

4) Appréciation du procédé

Les résultats obtenus dans ces trois installations prouvent la difficulté à travailler avec des sols à hydromorphie oxydante constante. La forte charge en matière organique, encore présente dans les eaux à la sortie de la fosse de décantation, provoque l'apparition de zones anaérobies réductrices (Orbe-Vennes). Dans ces deux cas, une grande partie de l'eau stagne dans le profil pendant quelques jours et perd tout oxygène.

Les rendements sur les matières organiques et le phosphore deviennent insuffisants et sont même négligeables pour l'azote.

L'apport d'oxygène dans le sol (cf § B.1) est alors trop faible et ne pénètre pas assez profondément pour satisfaire la consommation des bactéries.

Ce système ne donne pas satisfaction par rapport au but recherché (rabattement de N et P).

L'arrosage intermittent du sol, comme à Pully, permet l'oxydation complète de la matière organique et de l'azote, car la submersion est courte et la présence de bactéries aérobies constante.

Elle est d'autant meilleure que le temps de passage est allongé (gravier 0-6 mm). Mais, le système montre ses limites quant à la rétention du phosphore et, dans nos régions de lacs, celui-ci reste un problème prépondérant.

Il faut donc adjoindre à ce procédé un système de déphosphatation qui le rendra alors tout-à-fait performant et adapté au but poursuivi.

C) Conclusions

Le rythme très soutenu d'analyses et mesures effectuées pour toutes ces installations permet de mieux cerner les capacités et les limites de ces systèmes d'épuration extensifs en traitement intégral.

"Laisser faire la nature", tel était le slogan entendu un peu partout. Toutefois, celle-ci obéit à des lois bien précises qu'il n'est pas possible de transgresser. Le contrôle entrepris a mis en évidence l'étendue et la complexité des phénomènes que régissent ces milieux bien spécifiques.

Ce type d'épuration ne peut s'affranchir d'une certaine technique et demande un important investissement en matière grise et de bonnes connaissances en sciences naturelles.

Si le rabattement en matières organiques est plus ou moins important suivant les installations, tel n'est pas le cas des éléments minéraux, et particulièrement du phosphore.

Aucun des systèmes étudiés ne donne satisfaction pour cet élément, eu égard aux valeurs limites de rejets dans les bassins versants des lacs. Le canton de Vaud est particulièrement concerné par ce problème puisque toutes ses eaux superficielles se déversent finalement dans des lacs.

Il s'avère donc, qu'en traitement intégral, la charge en phosphore entrant dans les stations est trop élevée pour que celles-ci aient la capacité de le retenir.

N'ayant pas de phase gazeuse, cet élément ne peut être extrait qu'en phase solide, contrairement au carbone, à l'azote et au soufre (cf cycles biochimiques).

L'exportation ne peut se faire que par des plantes, ou par piégeage dans des boues à extraire.

Or, il a été constaté à Daillens, et la deuxième partie de ce rapport en fera état, que le besoin en phosphore des végétaux est faible. Il faut donc d'énormes surfaces pour retirer des quantités si grandes.

Une lutte plus intensive à la source est nécessaire, mais certainement pas suffisante. Même si l'on arrive à la suppression complète des phosphates dans tous les détergents, la quantité contenue dans les rejets humains reste trop importante (1,5 g P/hab/j) pour la biologie. Le seul remède reste donc son exportation dans les boues, au moyen d'un traitement chimique.

L'autre élément minéral important, eu égard au débit de la rivière réceptrice, est la quantité d'ammonium (NH_4^+) rejeté.

Le traitement par lagunage en conditions estivales permet de rabattre cet élément, non pas par nitrification, mais par stripping de l'ammoniac (NH_3). Or, comme il a été observé, ce phénomène n'est pas constant à cause de la concurrence algues-Cladocères filtreurs, qui a lieu pendant les périodes chaudes, ainsi que des pH trop faibles en hiver.

Le traitement par arrosage intermittent de filtres de graviers, suivant le principe du lit bactérien, permettrait une nitrification complète en tous temps.

Tout dépendra donc des conditions hydrographiques locales. Ce thème sera repris dans la troisième partie.

**DEUXIEME PARTIE : TRAITEMENT D'AFFINAGE PAR LAGUNAGE ET/OU
FILTRATION PAR LE SOL**

A) Affinage par le sol à Aubonne

1) Présentation de l'installation (altitude 400 m, bassin lémanique)

Une partie des eaux épurées de la station d'épuration par boues activées avec déphosphatation est amenée par un répartiteur gravitaire, dans huit bassins de 1,2 m de large et 10 m de long. Ceux-ci sont remplis de 50 cm de graviers lavés de granulométrie 3 à 8 mm et sont plantés de Massettes pour trois d'entre eux, de roseaux pour quatre autres, alors que le dernier, sans végétaux, sert de référence.

Le traitement se fait par percolation horizontale, l'eau étant introduite sur toute la largeur et par le fond. Elle est reprise par un drain à l'autre extrémité.

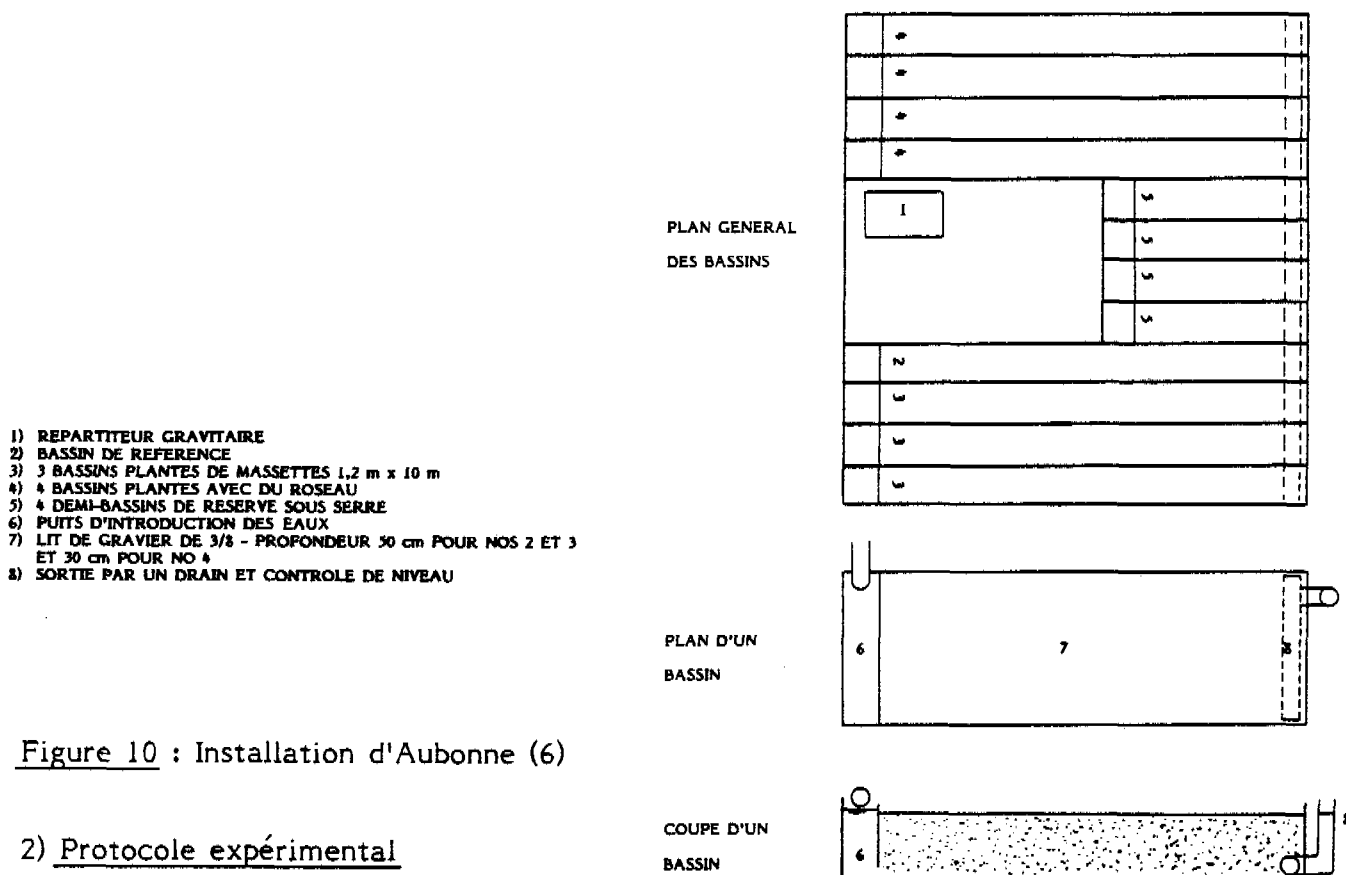


Figure 10 : Installation d'Aubonne (6)

2) Protocole expérimental

L'expérience s'est déroulée en deux phases bien distinctes.

A) La première période a débuté en été 1980 et les résultats obtenus portent sur la période juillet 1981 à juillet 1982. La période de végétation s'étendant de début mars à mi-novembre, c'est la moyenne des résultats de biomasses 1981 et 1982 qui est prise en considération.

A l'origine, la répartition des plantes et débits était différente de celle de 1983 qui apparaît à la figure 10 du descriptif. Le plan général était le suivant :

Plantes	Débit en l/m ² /j
8. Typhoïdes (Phalaris)	262
7. Phragmites	187
6. Phragmites	90
5. Carex	187
S E R R E	
4. Bassin de référence	187
3. Typha	262
2. Typha	187
1. Typha	90

Figure 11 : Plan de l'installation en 1981-1982

Le but de ces essais était la comparaison du pouvoir épurateur de tels bassins avec différentes plantes et débits.

La pesée directe des plantes récoltées permet d'estimer la biomasse exportée, en poids frais, et l'analyse des résidus, après séchage et broyage, sert à déterminer la quantité d'éléments (P, N,...) contenus dans les végétaux (2). Le contrôle physico-chimique de l'installation a été fait deux fois par mois par des prélèvements d'une semaine chacun.

B) La deuxième période s'étend sur toute l'année 1983. Les contrôles physico-chimiques bi-mensuels correspondent à des prélèvements journaliers.

Le but poursuivi ici a été de confirmer les résultats obtenus en première phase avec des débits égaux et l'essai avec une profondeur de graviers de 30 cm pour les roseaux.

3) Résultats du contrôle

3.1.- Première période

3.1.1.- Hydrologie et climatologie

Les débits alimentant les bassins sont établis au moyen de déversoirs à trous, nettoyés chaque semaine, qui permettent d'obtenir des débits relativement constants ($\pm 10\%$).

La quantité d'eau sortante est considérée égale à celle qui entre. Les moyennes des précipitations et températures mesurées sont comparables à la moyenne 1901-1960.

3.1.2.- Analyses physico-chimiques

Le pH est très stable dans tous les bassins, au cours de l'année. La valeur moyenne de sortie est de 7,6, alors qu'elle est de 7,7 à l'entrée. La conductivité, l'alcalinité, la dureté et le calcium ne subissent pas de modification significative au cours du transit. Les chlorures et le magnésium subissent une très légère baisse. Les fractions solubles du carbone organique et du phosphore augmentent puisqu'il a été mesuré

à la sortie en moyenne 92 % de DOC, alors que le rapport DOC/TOC était de 84 % à l'entrée et 91 % d'orthophosphates, comparé au rapport P soluble/P total entrant de 66 %.

Au niveau de l'azote, une baisse d'ammonium (NH_4^+) est constatée, mais surtout une diminution très sensible des nitrites qui passent de 0,39 mg/l à l'entrée, à 0,07 mg/l à la sortie.

Les nitrates évoluent de 6,4 mg/l à 5,1 mg/l en moyenne, à la sortie.

Il y a dénitrification lors du passage de l'eau à travers le filtre de graviers.

Les matières en suspension sont très bien retenues et l'eau ressort parfaitement claire.

Les résultats des principaux éléments et leur rendement apparaissent au tableau suivant. Les valeurs en DCO inférieures à 10 ne sont plus mesurables avec la méthode usuelle.

DEBIT L/M2/JOUR			90		173	181	186	198	252	
HELOPHYTE (NO)		ENTREE	TYPHA (1)	PHRAG MITES (6)	TYPHA (2)	CAREX (5)	PHRAG MITES (7)	REFE RENCE (4)	TYPHA (3)	TYPHOIDES (8)
DCO	MG/L O ₂	24	11	<10	<10	<10	<10	11	10	<10
	% ELIM.		54	>58	>58	>58	>58	54	58	>58
DBO ₇	MG/L O ₂	12,3	1,7	1,3	2,1	2,7	2,0	2,6	2,3	3,5
	% ELIM.		86	89	83	78	84	79	81	72
TOC	MG/L C	8,1	6,0	5,8	5,8	5,7	6,0	5,8	5,7	6,1
	% ELIM.		26	28	28	30	26	28	30	25
N. TOT. MINERAL	MG/L N	10,1	5,5	5,2	7,4	8,1	6,9	7,8	7,4	7,7
	% ELIM.		46	49	27	20	32	23	27	24
P. TOTAL	MG/L P	1,22	0,52	0,55	0,79	0,81	0,79	0,77	0,66	0,84
	% ELIM.		57	55	35	34	35	37	46	31

Tableau 19 : Moyennes des concentrations et rendements 1981-1982 de 25 analyses d'eau

Les concentrations mesurées à l'entrée des bassins sont faibles. La station d'épuration épure bien les eaux qui la traversent, à l'exception du phosphore dont le traitement est souvent resté insuffisant.

Les différences de rendements sur les matières organiques entre les bassins sont peu importantes.

3.1.3.- Analyses des plantes

Les parties aériennes des plantes représentent une certaine biomasse contenant des matières nutritives facilement extractibles. La quantification de cette exportation permet d'établir le bilan des charges de chaque bassin. Les analyses des plantes ont porté sur les récoltes de 1981 et 1982.

Plantes (bassins)	Poids frais KG/M ²	Poids sec KG/M ²	% MS	% N	N EXPORTE G/M ²	% P	P EXPORTE G/M ²	
Typha (1)	1981	16.1	2.7	16.8	1.27	34.3	0.22	5.9
	1982	14.6	2.9	19.9	1.37	39.7	0.29	8.4
	MOY	15.4	2.8	18.4	1.32	37.0	0.26	7.2
Typha (2)	1981	10.4	1.7	16.3	1.35	23.0	0.28	4.8
	1982	10.6	1.6	15.1	1.43	22.9	0.34	5.4
	MOY	10.5	1.7	15.7	1.39	23.0	0.31	5.1
Typha (3)	1981*	20.7	4.1	19.8	1.53	62.7	0.27	11.1
	1982	16.6	3.6	21.7	1.31	47.2	0.32	11.5
	MOY	18.7	3.9	20.8	1.42	55.0	0.30	11.3
Carex (5)	1981*	6.5	1.6	24.6	1.79	28.6	0.28	4.5
	1982	5.0	1.1	22.0	2.14	23.5	0.34	3.7
	MOY	5.8	1.4	23.3	1.97	26.1	0.31	4.1
Typhoïdes (8)	1981*	5.4	1.5	27.8	1.68	25.2	0.24	3.6
	1982	6.2	1.5	24.2	1.90	28.5	0.28	4.2
	MOY	5.8	1.5	26.0	1.79	26.9	0.26	3.9

* 2 coupes annuelles

Tableau 20 : Biomasse et exportation 1981-1982

Les différences entre les deux années d'analyses sont peu significatives. Le pourcentage d'azote et de phosphore du poids sec contenu dans les trois types de plantes est constant. Il est compris entre 1,32 et 1,97 pour l'azote et 0,26 et 0,31 pour le phosphore.

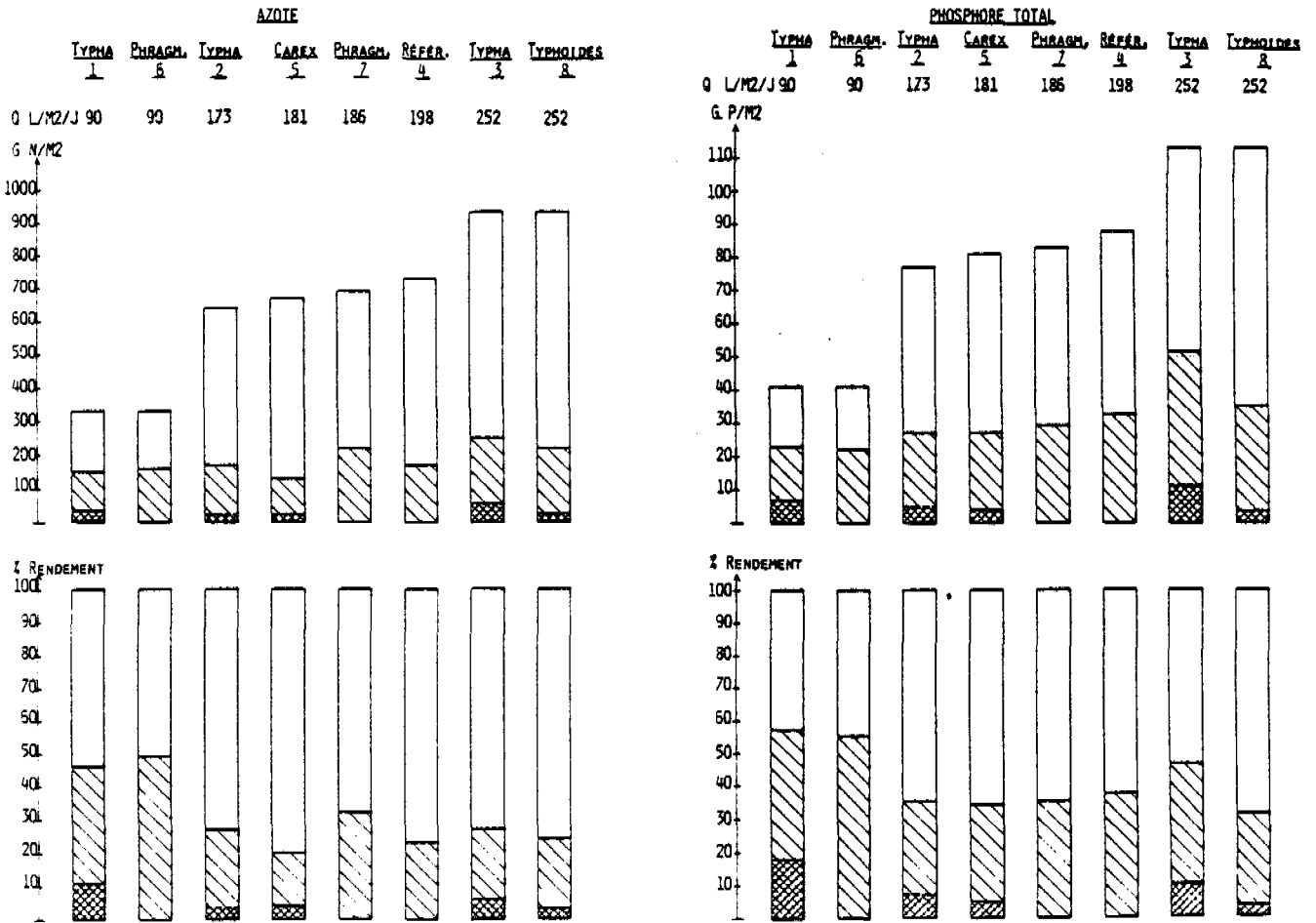
La quantité exportée diffère à cause de la biomasse sèche plus élevée pour les typhas que les autres plantes.

A partir de ces valeurs moyennes d'exportation, il est possible d'établir le bilan en charges entrantes, retenues (par le sol et les plantes) et exportées (par les plantes), durant la période juillet 1981 à juillet 1982.

Plante	Bassin	Charges en phosphore (g/m ² /an)			Charges en azote (g/m ² /an)		
		Entrantes	Retenues	Exportées	Entrantes	Retenues	Exportées
Typha	1	40.1	23.0	7.2	331.8	151.1	37.0
Typha	2	77.0	27.1	5.1 *	637.8	170.5	23.0 *
Typha	3	112.2	51.5	11.3	929.0	248.3	55.0
Référence	4	88.2	32.6	---	729.9	166.2	---
Carex	5	80.6	27.1	4.1	667.3	132.2	26.1
Phragmites	6	40.1	22.0	---	331.8	161.0	---
Phragmites	7	82.8	29.2	---	685.7	217.3	---
Typhoïdes	8	112.2	34.9	3.9	929.0	220.8	26.9

* Carences

Tableau 21 : Bilan en charges, juillet 1981 à juillet 1982



Graphique 22 : Quantités et pourcentages d'éléments nutritifs retenus dans les bassins et exportés par les plantes

Les valeurs d'exportations obtenues pour le deuxième bassin de Typhas sont faibles, car leur développement a été entravé sur une grande partie de la surface par la verse des typhas du bassin 3.

Les quantités d'éléments nutritifs retenus et exportés augmentent avec la charge appliquée par unité de surface. Cette tendance est plus nette pour le phosphore que pour l'azote.

En pourcentage, c'est l'inverse; la rétention et l'exportation sont meilleures à faibles charges.

La comparaison à charges semblables entre les différentes plantes donne l'avantage à Typha par rapport à Carex et Typhoïdes, aussi bien pour la rétention que pour l'exportation en azote et phosphore.

Les Phragmites ont des valeurs proches des Typhas, mais malheureusement l'analyse des plantes manque.

Les résultats obtenus à la sortie du bassin de référence sont inférieurs en azote, mais égaux pour le phosphore aux autres bassins plantés, à même charge hydraulique.

Le pourcentage exporté par les parties aériennes est faible. Il est compris entre 4 et 18 % de la charge entrante totale, pour le phosphore, et entre 3 et 11 % pour l'azote, suivant le type de plantes et les charges.

3.1.4.- Analyses bactériologiques

Les analyses de coliformes et d'entérocoques ont été effectuées à l'entrée et aux sorties de chaque bassin, au cours de l'année 1982.

Plantes (bassins)	Coliformes Nb/ML		Entérocoques Nb/ML	
	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
Typha 1	} 1100	< 10	} 140	< 10
Phragmites 6		< 10		< 10
Typha 2		180		12
Carex 5		110		12
Phragmites 7		60		10
Référence 4		160		31
Typha 3		70		14
Typhoïdes 8		100		20
STEP	$5.0 \cdot 10^4$	$1.1 \cdot 10^3$	$9.2 \cdot 10^3$	$1.4 \cdot 10^2$

Tableau 22 : Moyennes des analyses bactériologiques

Le rabattement dans la STEP est inférieur à deux unités logarithmiques (UL), la quantité de germes rejetée est encore importante. Par le passage de l'eau à travers les filtres plantés, la réduction supplémentaire est de 1 à 2 UL et le niveau de rejet devient faible.

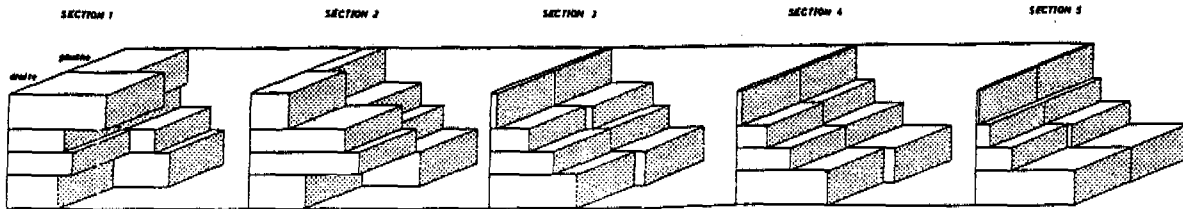
Logiquement, les meilleurs résultats sont obtenus à petites charges hydrauliques, car le temps de séjour de l'eau est plus long.

3.1.5.- Hydraulique

La détermination des temps de passage permet de savoir si les volumes disponibles sont utilisés entièrement.

A Aubonne, les mesures ont toujours donné des résultats inférieurs aux valeurs calculées, ce qui laisse supposer des zones mortes.

L'étude de l'hydraulique à l'aide d'un traceur dans les bassins (7) a permis de confirmer cette hypothèse et de connaître le cheminement préférentiel de l'eau.



Graphique 23 : Evolution des flux massiques par section dans le bassin non planté

L'eau à épurer est introduite par le fond; elle fait alors face à une zone colmatée qu'elle évite par le haut pour, ensuite, regagner le fond où se trouve le drainage de sortie. Ainsi, sur les 50 cm de hauteur de gravier disponible, seuls 30 cm au maximum sont effectivement utilisés par l'eau. Le contact des racines avec l'essentiel du flux liquide devient faible, car celles-ci ne pénètrent pas profondément (20 cm) à cause de la disponibilité suffisante de matières nutritives dans les premières couches.

C'est pourquoi, en 1983, les bassins 5 à 8 ont été modifiés. Ils n'ont plus que 30 cm de hauteur de graviers et sont plantés uniquement de Phragmites.

3.2.- Deuxième période (1983)

3.2.1.- Hydrologie et climatologie

Les débits varient toujours assez peu ($\pm 10\%$) au cours de l'année.

La gamme des valeurs à l'entrée se situe dans la tranche des débits moyens de la première période.

Les précipitations mesurées sont de 200 mm supérieures à la moyenne 1901-1960, à cause des mois d'avril et mai très pluvieux. Les températures ont été très chaudes pendant l'été.

3.2.2.- Analyses physico-chimiques

En ce qui concerne le pH, la conductivité, les orthophosphates, les MES et les formes de l'azote minéral, les remarques sont identiques à celles de la période 1981 - 1982 (§ 3.1.2).

Débit L/M ² /J		175	167	133	175	158	142	167	150	
Hélophyte (No)		Entrée	Typha (1)	Typha (2)	Typha (3)	Référence (4)	Phragmites (5)	Phragmites (6)	Phragmites (7)	Phragmites (8)
DCO	MG/L O ₂	27	17	15	14	15	16	16	14	14
	% ELIM		37	44	48	44	41	41	48	48
DBO ₅	MG/L O ₂	5.1	2.1	1.9	2.0	2.2	1.9	2.0	2.3	1.8
	% ELIM		59	63	61	57	63	61	55	65
N TOT MIN	MG/L N	10.3	6.3	6.4	5.7	6.6	5.5	4.5	6.1	5.9
	% ELIM		39	38	45	36	47	56	41	43
P. TOTAL	MG/L N	0.97	0.39	0.49	0.42	0.56	0.51	0.51	0.56	0.47
	% ELIM		60	49	57	42	47	47	42	52

Tableau 23 : Moyennes et rendements de 23 analyses d'eau

Les concentrations mesurées à la sortie de la STEP sont très proches des valeurs obtenues au cours de la première phase. La teneur en phosphore est 20 % inférieure.

Les rabattements des matières organiques sont plus faibles qu'en 1981-1982.

Plante	Bassin	Charges en phosphore (g/m ² /an)		Charges en azote (g/m ² /an)	
		Entrantes	Retenues	Entrantes	Retenues
Typha	1	62.0	37.1	657.9	255.5
Typha	2	59.1	29.2	627.8	237.7
Typha	3	47.1	26.7	500.0	223.3
Référence	4	62.0	26.2	657.9	236.3
Phragmites	5	55.9	26.5	594.0	276.8
Phragmites	6	50.3	23.9	533.8	300.6
Phragmites	7	59.1	25.0	627.8	256.0
Phragmites	8	53.1	27.4	563.9	240.9

Tableau 24 : Bilan en charges, année 1983

Les charges retenues dans les bassins sont proches de celles obtenues en première période.

Les tendances concernant les rétentions des matières minérales sont confirmées, à savoir les quantités retenues diminuent avec les charges (Typha 1 à 3). Il semble aussi que les bassins à Phragmites piègent mieux l'azote que les Typhas et inversement pour le phosphore.

Trimestres 1983	I	II	III	IV	MOYENNE
Phosphore	50	64	71	47	57
Azote min. total	35	65	44	37	45

Tableau 25 : Evolution des rendements en % pour le bassin Typha 3

Le tableau 25 démontre bien l'effet de la période de végétation et les différences de rendement au cours de l'année.

3.2.3.- Analyses bactériologiques

Le dénombrement des germes à la sortie de la STEP indique des valeurs faibles de l'ordre de 450 Coliformes/ml et 50 Entérocoques/ml. Les concentrations mesurées à la sortie des filtres sont toutes inférieures à 10 germes/ml. Les méthodes utilisées ne permettent pas d'être plus précis.

4) Commentaires

Les faibles charges appliquées par unité de surface dans le cadre de l'expérience ne permettent pas encore de déceler une saturation du sol en phosphore. Elle sera d'autant plus rapide que la charge est élevée (cf roselière de Dailiens).

L'hydraulique est importante pour avoir un meilleur développement des plantes, mais le rôle joué par celles-ci est toutefois restreint.

A la sortie de la STEP d'Aubonne, la charge par habitant en phosphore est encore de 0,77 g/j. La tendance qui se dégage actuellement est d'arriver à limiter ce rejet à 0,4 g/hab/j. Il faudrait donc encore retenir 0,37 g/hab/j, soit au total 1,1 kg P/j (402 kg P/an).

En admettant les meilleurs rendements obtenus (tableau 21) pour Typha 3 avec les charges les plus élevées (100 g P/m²/an), il faut consacrer un hectare de terrain pour retenir cette quantité de phosphore résiduaire, mais ce sont seulement 100 kg qui seront exportés par la coupe des partie aériennes, sans savoir à quel moment la saturation intervient.

Ces chiffres sont maximisés, car la modélisation donne souvent de meilleurs résultats que l'installation en vraie grandeur.

Les eaux sont assez peu chargées à l'entrée pour qu'il ne se dégage aucune odeur. Les mesures nous ont permis de détecter la présence d'oxygène sur toute la profondeur et jusqu'à la sortie.

B) Affinage par lagunage et sol à Chavannes-des-Bois

1) Présentation de l'installation (altitude 470 m, bassin lémanique)

La commune de Chavannes-des-bois est équipée d'une station d'épuration mécano-biologique dimensionnée pour 250 EH, constituée d'un seul bassin travaillant alternativement en biologie à boues activées avec aération de surface par turbine et par arrêt de l'aération, en décanteur.

- 1) STATION D'EPURATION MECANO-BIOLOGIQUE
- 2) ROSELIERE : 1300 m², prof. 0,50 m.
- 3) ETANG I : 1075 m², 1610 m³, 1,50 m.
- 4) ETANG II : 1825 m², 1825 m³, 1,00 m.
- 5) ROSELIERE DE FILTRATION : 250 m², 0,30 m.
- 6) RECEPTEUR : LE CREUSON - LAC LEMAN

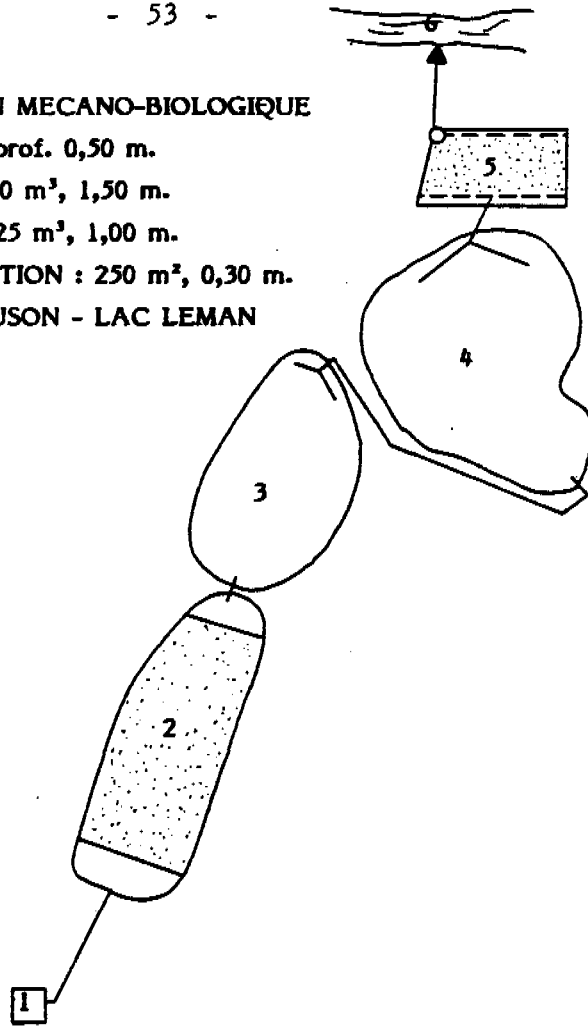


Figure 12 : Installation de Chavannes-des-Bois

Les eaux traitées sont amenées, depuis le début de 1983, dans une première roselière plantée de Massettes dans un sol de 50 cm d'épaisseur (20 cm de tout-venant et 30 cm de terre végétale).

Ces eaux passent ensuite dans deux étangs profonds et finalement transitent à travers une roselière de filtration dont le sol est constitué de graviers 3 à 8 mm qui aura été planté de roseaux dans le courant de 1984.

La reprise de l'eau dans les étangs s'effectue en deux points. La répartition et la collecte de l'eau dans la dernière roselière se fait à l'aide de tuyaux perforés en béton.

Le réseau de canalisations à l'amont de la STEP est de type pseudo-séparatif, avec quelques grilles de routes branchées. Le récepteur est un tout petit ruisseau qui se jette finalement dans le lac Léman, par l'intermédiaire de la Versoix.

Le prix de construction de l'installation d'affinage s'élève à SFr 100'000.--, correspondant à SFr 400.--/EH. Ce coût ne tient pas compte d'une aide bénévole très importante.

2.- Résultats du contrôle

Le contrôle physico-chimique s'est déroulé à raison de trois prélèvements bi-hebdomadaires d'eau (entrée-sortie STEP, sortie des étangs) effectués pendant 24 heures.

2.1.- Hydrologie

La moyenne annuelle des débits journaliers mesurés à la sortie de la STEP est de 95 m³/j, soit 380 l/hab/j, ce qui atteste du bon état du réseau pseudo-séparatif. En temps sec, il a été détecté un débit de 46 m³/j, correspondant à un rejet par habitant de 185 l/j.

Il n'y a pas d'eaux claires permanentes qui diluent les eaux usées, mais seulement des eaux pluviales occasionnelles.

2.2.- Analyses physico-chimiques

A.- Charges et rendements à la STEP

Comme à Bettens, le prélèvement d'entrée est fait sur une eau brute, les charges théoriques sont donc estimées à partir des valeurs par habitant.

		DBO ₅ kg/j	DCO kg/j	MES kg/j	P tot. kg/j	NH ₄ ⁺ kg/j
Entrée STEP	mesuré	9.4	21.4	7.8	0.85	1.81
	théorique	12.5	32.5	---	0.95	---
Sortie STEP		1.0	1.6	1.7	0.67	0.19
Rendement	mesuré	89 %	93 %	78 %	21 %	90 %
	théorique	92 %	95 %	---	29 %	---

Tableau 26 : Charges moyennes 1983 mesurées et théoriques et rendements

La charge organique envoyée dans le système d'affinage est donc de 2,3 kg DBO₅/hab/j et de 7,7 kg/hab/j pour la première roselière.

Les quantités de polluants sortant de la STEP par habitant peuvent être comparées aux charges admissibles.

Charges par habitant	Mesurées g/j	admissibles * g/j
DBO ₅	4	10
DCO	6	30
MES	7	10
P tot	2.7	0.5

* selon § 2.2.2. D

Tableau 27 : Charges mesurées et admissibles de rejets

Les rendements mesurés sont excellents et les charges rejetées sont faibles, sauf pour le phosphore.

B.- Evolution des concentrations dans le système STEP + affinage

	T °C	pH	Cond uS/cm	DBO ₅	DCO	Ortho-P	P tot-P	MES	NH ₄ ⁺ - N	NO ₃ ⁻ - N	NO ₃ ⁻ -N	N min. total
Entrée STEP	11	7.9	940	124	306	5.8	10.9	88	22.0	0.26	1.3	23.6
Sortie STEP	11	7.8	837	10	48	7.6	7.9	18	2.7	0.88	15.2	18.7
Sortie finale	10	8.4	522	4	30	2.3	2.6	19	0.9	0.07	2.7	3.7

Tableau 28 : Moyennes 1983 des concentrations en mg/l

Une bonne nitrification a lieu dans la STEP et le rabattement de l'azote minéral total est de 20 %, alors que le phosphore total retrouvé à la sortie est composé à 96 % d'orthophosphates. La comparaison des concentrations montre une diminution de tous les éléments, sauf des matières en suspension, dans l'étape d'affinage.

Il y a notamment une nette baisse de la concentration en azote minéral total qui provient surtout de la dénitrification dans la première roselière.

Les résultats en fin du polissage sont à prendre avec circonspection, puisque le système était toujours en cours d'aménagement lors des contrôles et surtout il y a eu, au printemps, des arrivées d'eaux parasites dans les lagunes, diluant ainsi les eaux analysées.

2.3.- Analyses bactériologiques

Quelques analyses de dénombrement des germes fécaux (Coliformes et Entérocoques) indiquent un bon rabattement dans l'étape de polissage pendant les périodes estivales. Il a été mesuré un abattement de 2,5 unités log pour les coliformes et 2,3 unités log pour les entérocoques, en moyenne, ce qui correspond à des rejets à la rivière de 700 Coliformes et 100 Entérocoques par 100 ml.

C) Conclusions

L'analyse de ces deux installations confirme le pouvoir tampon des systèmes de polissage, mais définit aussi mieux ses limites.

Le rabattement des matières organiques est constant au cours de l'année et n'est pas dépendant de la présence ou non de plantes, alors que la rétention des matières minérales et la réduction bactériologique sont meilleures pendant la saison estivale.

Toutefois, il est nécessaire de n'envoyer que de faibles charges dans le système car l'effet des plantes est limité.

Les parties aériennes des plantes les plus efficaces (Typhas et Phragmites) ne permettent pas d'extraire plus de 18 % en phosphore et 12 % en azote à faibles charges (respectivement 40 g P et 300 g N/m²/j), le sol et le système rhizomes-racines des plantes piégeant les 40 autres pourcents des quantités entrantes.

Dans ces conditions, il est difficile de déterminer la durée de fonctionnement jusqu'à la saturation du sol et des organes souterrains.

La reconstitution d'une zone humide permet de conserver une faune et une flore qui auraient tendance à disparaître.

Pour cela, il faut traiter les eaux usées d'abord dans une station d'épuration, puis ensuite envoyer l'eau traitée dans un milieu naturel dont les capacités ne seront pas dépassées.

Le traitement quaternaire du phosphore à long terme nécessiterait une surface minimale de 15 m²/hab (> 4 ha), pour exporter, par les parties aériennes des plantes, le surplus de phosphore annuel (0,37 g/hab/j ou 402 kg P/an) sortant de la STEP d'Aubonne.

Il est évident que la lutte à la source pour limiter la charge de phosphore rejeté par habitant ne peut être que plus efficace et plus rentable.

TROISIEME PARTIE : BILAN DE L'EPURATION "DOUCE" EN ZONES RURALES

Au cours des deux précédentes parties, on a pu se rendre compte des limites des systèmes à technologie douce, surtout au niveau des éléments minéraux (N et P), qui sont importants à considérer pour des rejets en zones rurales (7).

Aucun des différents systèmes étudiés ne donne satisfaction quant au piégeage du phosphore.

Les filtres à sable, ou graviers immergés plantés ou arrosés uniquement (tumulus) se saturent très rapidement si la charge entrante est élevée et l'extraction par les plantes reste faible.

La phase biologique simple ne suffit pas; il faut lui adjoindre nécessairement un traitement chimique (précipitant) ou utiliser des systèmes biologiques plus complexes (procédés alternant anaérobie et aérobie, type Bardenpho).

Autre élément important, l'élimination de l'azote; le lagunage n'est efficace que l'été sous certaines conditions et l'exportation par les plantes est faible.

Seule l'oxydation totale par biologiques fixées de différents types (lit bactérien, disques biologiques) ou par boues activées permet la nitrification.

Toute considération sur le choix d'un système d'épuration doit d'abord débiter par l'appréciation des capacités du récepteur. Ce contrôle comprend les paramètres physico-chimiques et biologiques et l'inventaire des utilisations du ruisseau.

L'analyse sera faite avant et après la mise en place de l'assainissement, afin de tester son efficacité et, suivant les situations, des allègements ou des renforcements des conditions de déversements seront prescrits.

Les contraintes locales et régionales guideront le concepteur à choisir le type de traitement le mieux approprié.

Mais, il ne faut pas oublier les autres sources de pollution, notamment l'épandage du purin.

Une mesure à la sortie d'un drainage de champs enneigés de 4 ha, à Maraçon, après purinage (janvier 1984), donne les concentrations suivantes à un débit instantané de 1 l/s.

Ortho-phosphates :	2,2 mg/l donc 190 g/j ou 50 EH
Ammonium (NH_4^+) :	2,3 mg/l
Potassium :	5,3 mg/l

Les quantités minérales lessivées peuvent donc être très importantes.

Cet exemple permet de se rendre compte de la nécessité de considérer la gestion globale des eaux et des déchets pour l'assainissement d'une commune.

La compréhension doit se faire tant au niveau des communes que des bureaux d'études mandatés.

Le schéma illustrant cette gestion est le suivant :

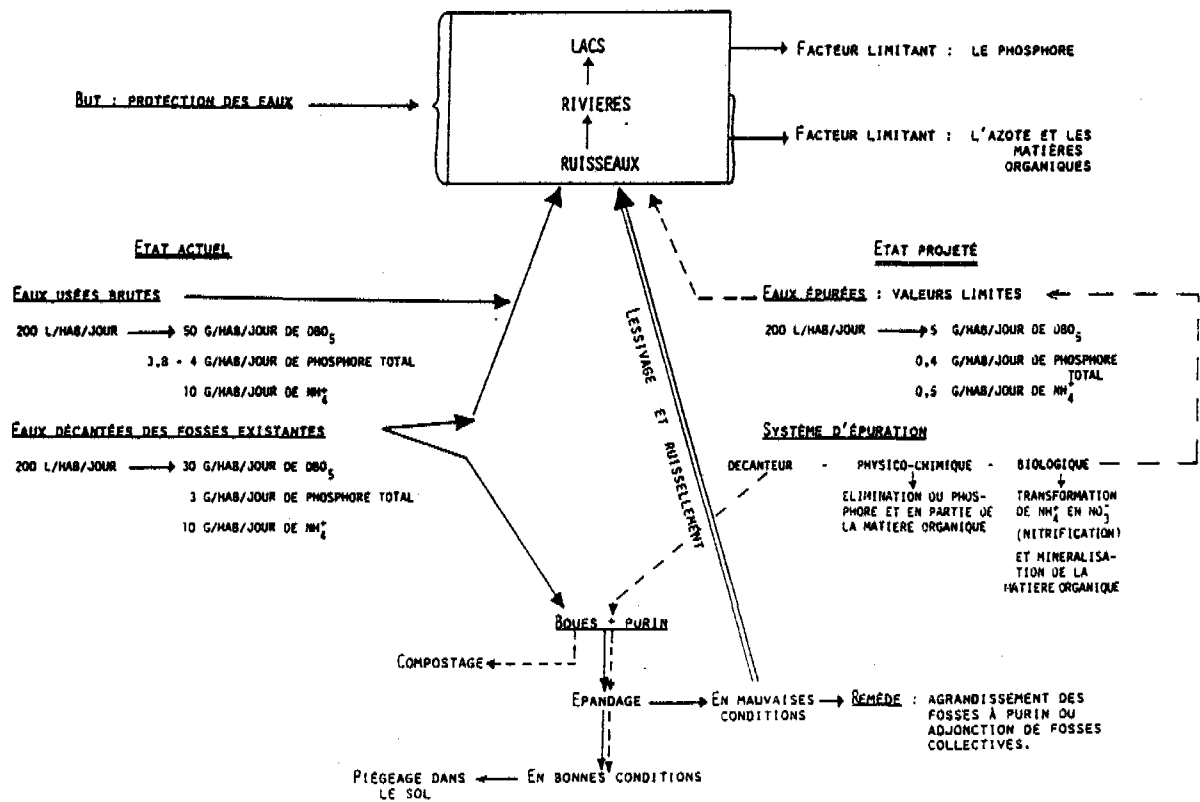


Figure 13 : Protection des eaux et gestion des déchets en zones rurales

Il apparaît dans ce schéma la présence de fosses de décantation. Elles sont habituellement imposées pour toute nouvelle construction dans les régions non assainies.

Généralement, elles sont by-passées lors de la construction du système d'épuration. Si cette pratique paraît logique dans les régions fortement peuplées, elle ne l'est plus en zones rurales où l'utilisation des boues est moins problématique.

La sauvegarde des fosses permet de retenir les matières décantables, papiers et autres solides rejetés.

Le réseau de collectes des eaux décantées pourra être pourvu de canalisations moins grandes et les ouvrages d'entrée du système central d'épuration seront simplifiés.

Les boues résultantes et le purin peuvent être répandus sur les champs, à certaines périodes où les nutriments sont piégés. En dehors de ces bonnes conditions, il faudra stocker les boues dans un digesteur et le purin excédentaire dans des fosses collectives.

Le vermi-compostage semble ouvrir une voie prometteuse pour la stabilisation des boues.

La commune devra établir un plan de vidange de ces fosses sur les lits de compostage qui peuvent être situés à proximité de la décharge pour déchets agricoles, l'adjonction de débris végétaux comme l'herbe étant très bénéfique à la formation du compost.

L'assainissement d'une communauté rurale doit être proposé suivant ce modèle :

1) Situation

Une bonne connaissance de la région est indispensable. Il s'agit des conditions mésoclimatiques (9), hydrogéologiques et topographiques, de la population, son mode de vie, et l'évolution des activités locales.

2) Le récepteur

Comprend la localisation des bassins versants, l'analyse de l'état et de la capacité du récepteur.

3) Le répertoire des éléments existants

La consultation des divers plans existants (canalisations à court et long termes), l'inventaire et la capacité des diverses fosses (à purin, de décantation).

4) La détermination de la charge pollutive et hydraulique

5) Les mesures proposées

C'est l'étude des différentes variantes du traitement des eaux usées et des déchets et leurs coûts.

6) La gestion

La définition d'un plan d'épandage et de compostage des boues et du purin.

L'étude terminée et approuvée, la réalisation sera faite, si possible, par les entreprises locales.

Les bureaux mandatés devraient ensuite assurer l'assistance et le suivi des installations

mises en place, la gestion et l'entretien.

Ces études doivent être faites en étroite collaboration avec les services cantonaux.

D'autre part, une séance d'information à la population, sur les buts à atteindre et les moyens correspondants, devra être absolument organisée. Elle permettra une sensibilisation et une responsabilisation personnelle plus poussée.

La tâche et la procédure s'avèrent difficiles et longues, mais la recherche de la solution la meilleure et la moins coûteuse est indispensable.

La démarche demande des connaissances très vastes et touche plusieurs domaines, tels le génie civil, le génie rural et sanitaire, la chimie, l'hydrobiologie et l'agronomie. Elle ne pourra être entreprise que par une équipe pluridisciplinaire.

Les problèmes des zones rurales sont tous liés et doivent être traités globalement.

Le but final est la sauvegarde de notre milieu naturel et la recherche de la meilleure harmonie de l'homme avec son environnement dans des limites sociales et économiques acceptables, avec l'aide de tout un chacun.

REFERENCES

- 1.- Ordonnance fédérale sur le déversement des eaux usées, du 8 décembre 1975 du Conseil fédéral suisse
 - 2.- Vuilloud C. Prélèvements et analyses de plantes dans le cadre de son travail de thèse.
 - 3.- Philip H, Ibrahim S, Rambaud A et Bontoux J. "Rôle des activateurs dans le fonctionnement des fosses septiques". Faculté de pharmacie de Montpellier. 35èmes journées internationales du CEBEDEAU, Liège, mai 1982.
 - 4.- "L'assainissement individuel". Publication de l'Agence de bassin de Loire-Bretagne.
 - 5.- Dommergues Y, Mangenot F. "Ecologie microbienne du sol". Ed. Masson et Cie, 1970.
 - 6.- Helfer N. "Affinage des eaux de sortie de la station d'épuration d'Aubonne par filtration sur un substrat et les plantes aquatiques" Laboratoire OCPE, Lausanne 1982, non publié.
 - 7.- Boesch F. "Contribution à l'étude de l'épuration quaternaire des eaux par les plantes aquatiques sur bassins filtrants de graviers". Travail pratique de diplôme, EPFL - Génie rural 1981.
 - 8.- Gujer W, Krejci V, Eichenberger E. "Hinweise für die Wahl von Einlungsbedingungen für kleine Abwasserquellen" GWA, 1982/11.
 - 9.- Primault B. "Etude méso-climatique du canton de Vaud". Cahiers de l'aménagement no 14. OCVU 1972.
-
- Demoulin F, Dubois M, Goeury A.-M. "Le lagunage : synthèse des connaissances actuelles". Fondation universitaire luxembourgeoise. Mai 1981.
 - Eckenfelder W.W. "Gestion des eaux usées urbaines et industrielles". Traduction L. Vandevenne. Technique et Documentation Lavoisier 1982.
 - C.E.M.A.G.R.E.F. "Etude de fonctionnement d'installations de lagunage naturel". Avril 1981.
 - Garrels R.M., Mackenzie F.T., Hunt C. "Chemical cycles and the global environment". W. Kaufmann I, California 1975.
 - Bee G, Fiaux J.-J., Rubattel M. Conférences ASPEE sur le thème "Bilan d'exploitation des systèmes d'épuration naturels". Daillens, octobre 1983.

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION

Première partie

Traitement intégral d'eaux usées

A

Le lagunage naturel aérobie et anaérobie

1. Rappel des principes
2. Le lagunage aérobie
 - 2.1. Présentation de l'installation de Daillens
 - 2.2. Résultats du contrôle physico-chimique
 - 2.3. Présentation de l'installation de Vuiteboeuf
 - 2.4. Résultats du contrôle physico-chimique
 - 2.5. Mesures dans les étangs d'oxydation
3. Le lagunage anaérobie
 - 3.1. Présentation de l'installation de Bettens
 - 3.2. Résultats du contrôle physico-chimique
4. Paramètres biologiques
 - 4.1. Observation microscopique
 - 4.2. Evolution de la chlorophylle et des organismes
 - 4.3. Relation biologie-rendement
 - 4.4. Bactériologie
5. Appréciation du lagunage
 - 5.1. Lagunage aérobie
 - 5.2. Lagunage anaérobie

B

Infiltration dans le sol d'eaux usées décantées

1. Rappel théorique
2. Installations de Vennes et Orbe
 - 2.1. Présentation
 - 2.2. Résultats du contrôle
3. Installation de Pully
 - 3.1. Présentation
 - 3.2. Résultats du contrôle
4. Appréciation du procédé

C

Conclusions

Deuxième partie

Traitement d'affinage par lagunage et/ou filtration dans le sol

A Affinage par infiltration dans le sol à Aubonne

1. Présentation de l'installation
2. Protocole expérimental
3. Résultats du contrôle
 - 3.1. Première période
 - 3.1.1. Hydrologie et climatologie
 - 3.1.2. Analyses physico-chimiques
 - 3.1.3. Analyses des plantes
 - 3.1.4. Analyses bactériologiques
 - 3.1.5. Hydraulique
 - 3.2. Deuxième période
 - 3.2.1. Hydrologie et climatologie
 - 3.2.2. Analyses physico-chimiques
 - 3.2.3. Analyses bactériologiques
4. Commentaires

B Affinage par lagunage et sol à Chavannes-des-Bois

1. Présentation de l'installation
2. Résultats du contrôle
 - 2.1. Hydrologie
 - 2.2. Analyses physico-chimiques
 - 2.3. Analyses bactériologiques

C Conclusions

Troisième partie

Bilan de l'épuration "douce" ou "naturelle"