L'EPURATION PAR BIOFILTRATION

DOCUMENTATION TECHNIQUE
FNDAE
Hors série 8

L'EPURATION PAR BIOFILTRATION

Synthèse des résultats de suivi de 12 installations

Ce document a été réalisé à la demande :

- du Ministère de l'Agriculture et de la Pêche (Direction de l'Espace Rural et de la Forêt)
- du Ministère de l'Environnement (Direction de l'Eau)

avec le concours financier :

- du **F**onds **N**ational pour le **D**évelopement des **A**ductions d'**E**au (F.N.D.A.E.)
- des Agences de l'Eau (dans le cadre des études inter Agences)

Photographies CEMAGREF LYON

Couverture : Station du Barcarès - En incrustation : Station de Gréoux-les-Bains

Rédaction du document :

- J.-P. CANLER - Division qualité des eaux du CEMAGREF (groupement de Lyon)
- en étroite collaboration avec les Agences de l'Eau, et après avis des constructeurs français de biofiltres (CISE, DEGREMONT, O.T.V., SAUR)
- avec l'aide de Jean-Marc PERRET pour le traitement des données

SOMMAIRE

INTRODUCTION 4

PREMIERE PARTIE : PRESENTATION GENERALE 5
- I - Historique et développement de la technique 5
- II - Principe de fonctionnement 5
- III - Principales caractéristiques techniques 6
- IV - Insertion des biofiltres dans une filière de traitement des eaux usées 8

DEUXIEME PARTIE : CARACTERISTIQUES DES INSTALLATIONS 10
- I - Caractéristiques des installations 10
- II - Caractéristiques des biofiltres 13

TROISIEME PARTIE : LES MESURES 16
- I - Caractéristiques des effluents entrée station 16
- II - Efficacité du premier étage 17
- III - Efficacité des biofiltres 18

QUATRIEME PARTIE : ANALYSE DETAILLEE DU FONCTIONNEMENT DES BIOFILTRES 22
- I - Charge hydraulique (ou vitesse de passage) 22
- II - Charges appliquées 23
- III - Comportement des biofiltres face aux variations de charge 26
- IV - Biofiltration et effluents particuliers 27

CINQUIEME PARTIE : LES BESOINS ENERGETIQUES 28
- I - Aération 28
- II - Aspects énergétiques 30

SIXIEME PARTIE : L'EXPLOITATION DES BIOFILTRES 32
- I - Les lavages 32
- II - Production de boue 35
- III - Suivis techniques 36
- IV - Aspects microbiologiques 36
- V - Le moussage 37
- VI - Automatisme/exploitation 37

CONCLUSION GENERALE 38

ANNEXE I : FICHES DESCRIPTIVES DES INSTALLATIONS ETUDIEES 40

ANNEXE II : PRINCIPAUX TABLEAUX DE DONNEES 53

BIBLIOGRAPHIE 57

INTRODUCTION

Le renforcement de la protection du milieu naturel exige des installations de traitement des eaux usées de plus en plus performantes. La construction de nouvelles stations, l'extension d'unités existantes dans un contexte où la pression immobilière s'affirme toujours davantage, font que les procédés à faible emprise au sol sont de plus en plus mis en avant.

Pour faire face à ces évolutions, les constructeurs développent de nouvelles technologies, comme les biofiltres dont les premières installations fonctionnent depuis une dizaine d'années. Utilisés d'abord pour le traitement du carbone leur champ d'application s'est élargi à l'azote (nitrification - dénitrification) et au phosphore.

Ce document concerne principalement le traitement du carbone.

Ces procédés reposent sur l'action de microorganismes aérobies fixés sur un support granulaire immergé dans un bassin. Les avantages de compacité, d'affinage du traitement, et d'intensification des processus biologiques, qui leur sont reconnus sont à analyser en regard des limites du procédé. De plus, les conditions d'exploitation et les modalités de suivi ne sont pas aussi bien connues que celles des procédés conventionnels.

Pour répondre à ces questions, une étude détaillée du fonctionnement des biofiltres a été entreprise à l'initiative du Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, des Agences de l'Eau et du CEMAGREF.

La technicité du procédé, la nécessité de suivis approfondis sur plusieurs jours consécutifs, l'application de critères sélectifs pour le choix des sites, l'insertion du procédé dans différentes filières ont limité à 12 le nombre des installations étudiées au cours des quatres dernières années. Cinq sites ont déjà fait l'objet d'un rapport.

Le présent document complète les connaissances acquises (conception, fonctionnement, exploitation) et interprète l'ensemble des données recueillies. Le texte est organisé en six parties :

1) Un rappel du procédé (caractéristiques générales de la technique), illustré par des données de la bibliographie ;
2) Une présentation des sites étudiés ;
3) Une synthèse des résultats obtenus sur l'ensemble des sites ;
4) L'analyse des paramètres de fonctionnement des biofiltres ;
5) Les besoins énergétiques du procédé ;
6) La dernière partie est consacrée aux principales contraintes d'exploitation de cette filière.

PREMIERE PARTIE : PRESENTATION GENERALE

I - Historique et développement de la technique

Les systèmes biologiques immergés en cultures fixées, inspirés des filtres de production d'eau potable, sont apparus en France il y a une quinzaine d'années (BEBIN et al, 1974 ; BLANC, 1975). Des études sur stations pilotes et le recours à la modélisation ont apporté des enseignements sur les mécanismes réactionnels (GRASMICK et al, 1979) et les points clés du fonctionnement (hydraulique, vitesse de passage, granulométrie du matériau,...).

La première génération de filtres était caractérisée par une préoxygénation de l'eau à traiter avant son introduction dans le réacteur (cas de Briançon). L'utilisation de ce procédé est restée limitée au traitement d'eaux résiduaires peu concentrées (ou en traitement complémentaire) en raison des coûts élevés (oxygène pur, construction de filtres fermés,...) et de la capacité de traitement dépendante de la quantité d'oxygène injectée.

Pour pallier ces difficultés et élargir le domaine d'application du procédé, l'aération a été mise en place directement dans le réacteur. Cette nouvelle génération de filtres proposée par les constructeurs français se développe en France et à l'étranger (Suisse, Allemagne, Japon,...). A la croisée des procédés de filtration utilisés pour le traitement des eaux de consommation et des procédés biologiques plus spécifiques du traitement des eaux résiduaires, les biofiltres (terme employé en langage technique courant) constituent des réacteurs biologiques mettant en jeu trois phases :

- une phase solide consituée par un matériau granulaire assurant d'une part, la rétention des matières en suspension par filtration et d'autre part, la fixation d'une biomasse épuratoire ;
- une phase liquide (dans laquelle est immergé le matériau) sans cesse renouvelée par l'apport d'eau à épurer ;
- une phase gazeuse générée par l'insufflation de bulles d'air dans le massif filtrant.

Les principaux arguments avancés par les constructeurs pour promouvoir la technique des biofiltres sont les suivants :

- faible emprise au sol, compétitivité accrue par rapport aux techniques classiques dans les zones où la disponibilité en terrain est limitée ;
- facilité d'intégration au site ;
- aspect modulaire facilitant l'adaptation aux variations de charges (répartition des eaux à traiter sur une ou plusieurs cellules de biofiltration) et les possibilités d'extension ;
- rétention des particules en suspension au sein même du réacteur, ce qui évite la construction d'un décanteur secondaire, source de fréquents problèmes en boues activées (foisonnement,...).

Les implantations concernent notamment les sites où la pression immobilière réduit les surfaces disponibles (littoral, montagne, grosses agglomérations) et/ou les variations de charge sont souvent importantes (zones touristiques). Pour d'autres sites, l'attrait d'une nouvelle technique a contribué à son développement. A ce jour une quarantaine de stations est en service ou en cours de construction (figure 1).

II - Principe de fonctionnement

Pour des eaux résiduaires normalement concentrées, toute cellule de biofiltration doit être précédée d'un premier étage de traitement assurant un abattement important de la charge en matières en suspension (par décantation primaire simple ou par procédé physico-chimique,...).

Une cellule de biofiltration est constituée d'un bassin garni d'un matériau filtrant de faible granulométrie (quelques millimètres) immergé et aéré ou non suivant le type de réacteur. l'alimentation en eau résiduaire se fait par le haut ou par le bas.

La transformation de la matière organique contenue dans l'eau usée est effectuée par des populations bactériennes qui adhérent au support granulaire, et colonisent le matériau (appelées biofilm par la suite). Le milieu doit impérativement demeurer en aérobiose pour satisfaire les besoins en oxygène des bactéries assurant le traitement du carbone et/ou l'oxydation des composés azotés.

Le massif filtrant se colmatant progressivement en raison du développement d'un biofilm en surface des grains et de la rétention des matières en suspension entrantes, l'excès de biomasse doit être périodiquement retiré du système pour maintenir ses capacités hydrauliques et épuratoires. Cette opération est effectuée au moyen de lavages à l'eau avec des phases d'injection selon un courant ascendant, ces lavages étant homologues aux extractions de boues dans les stations à boues activées.

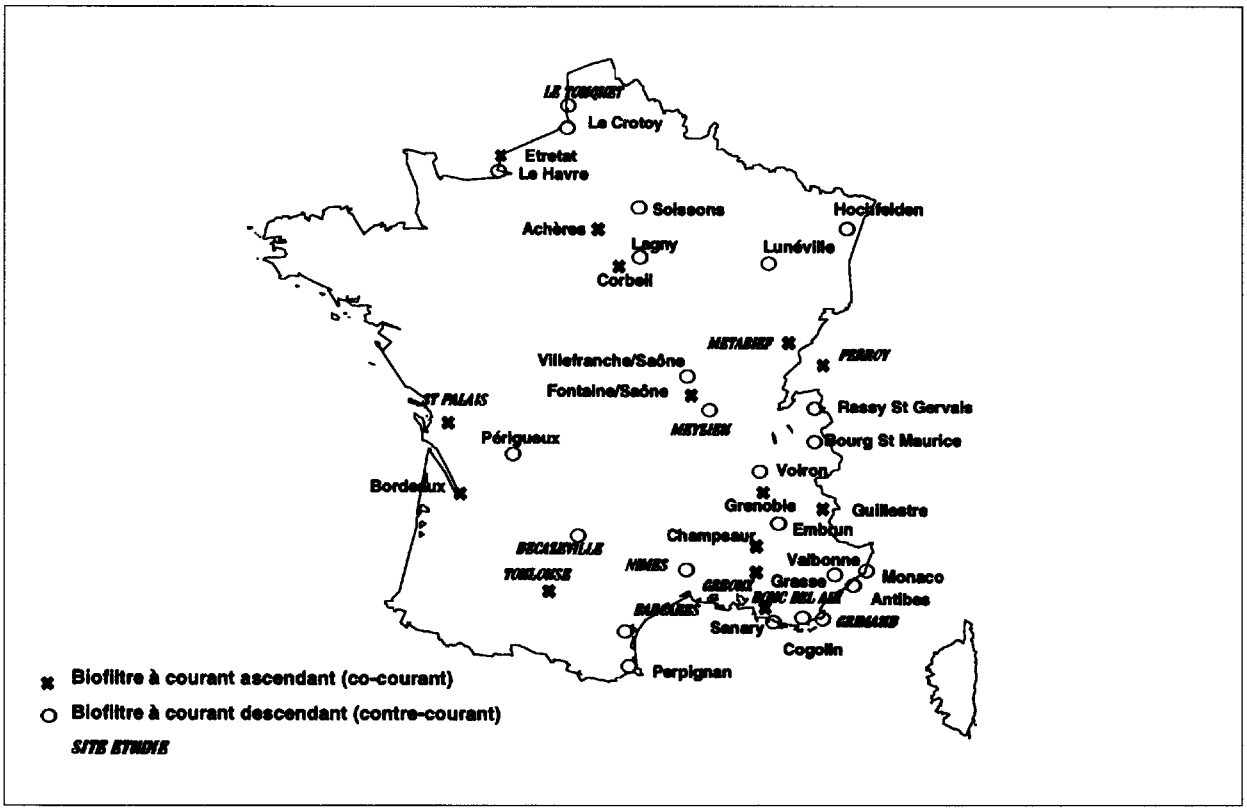


FIGURE 1 : Répartition géographique des biofiltres (support minéral)

Dans un seul ouvrage (réacteur), les deux fonctions épuratoires sont donc réalisées :

- rétention des matières en suspension de l'eau usée par passage à travers le massif filtrant ;
- transformation biologique de la pollution organique dissoute par la biomasse active fixée.

Les biofiltres apparaissent comme une nouvelle étape dans l'intensification des procédés biologiques se traduisant par une diminution importante des volumes réactionnels mis en jeu. Par exemple, la charge volumique appliquée sur un biofiltre (ayant pour objectif l'élimination de la matière organique) est environ 5 fois supérieure à celle appliquée dans la technique des boues activées en moyenne charge.

Le maintien d'une épuration de haut niveau exige :

- une concentration élevée en biomasse active dans le réacteur (10 à 20 fois supérieure à celle des boues activées d'après GRASMICK et FAUP, 1986) ;
- la satisfaction des besoins nutritionnels et énergétiques de cette biomasse ;
- une gestion optimale des cycles de lavage pour évacuer régulièrement la biomasse en excès.

III - Principales caractéristiques techniques

III.1 - Le matériau support

Le matériau de remplissage du filtre doit répondre à un double impératif :

- fixation de la biomasse,
- rétention physique des matières en suspension.

Le choix de la granulométrie du matériau résulte d'un compromis entre les deux exigences contradictoires suivantes :

- une faible granulométrie pour accroître la surface de fixation de la biomasse et améliorer la filtration,
- une forte granulométrie pour éviter un colmatage trop rapide et pour réduire les contraintes de lavage.

Les caractéristiques du matériau sont généralement les suivantes :

- granulométrie comprise entre 2 et 6 mm (GILLES, 1982), fonction de la charge en matières en suspension de l'eau à traiter ;
- densité apparente de l'ordre de 1 à 1,5 ; des valeurs supérieures impliquant des puissances énergétiques élevées lors du détassage afin de mettre en expansion l'ensemble du matériau ;

- homogénéité des grains pour limiter les risques de colmatage par les fines particules ;
- bonne résistance à l'attrition : le support doit conserver dans le temps ses caractéristiques de forme et de diamètre.

La nature même des matériaux ne semble pas avoir un rôle majeur sur l'épuration d'après les expérimentations de BOLDORCHI et al, 1983. En revanche, les implications sur les coûts, les puissances électriques à mettre en œuvre sont à considérer. Pour le traitement des eaux urbaines, les matériaux les plus utilisés font appel à des argiles ou schistes appartenant à la famille des silicates phylliteux. Quelques installations sont réalisées avec de la pouzzolane. Enfin, les matériaux synthétiques (polystyrène expansé), séduisants compte tenu de leur faible densité, devraient engendrer une réduction des puissances installées : ils ne sont encore utilisés que sur quelques installations.

III.2 - Circulation des fluides (air-eau)

Le sens d'écoulement des fluides caractérise les différents types de biofiltres. On distingue :

- les réacteurs à flux d'eau ascendant (co-courant) où l'eau et l'air circulent dans le même sens (ex : procédé Biofor : figure 2)
- les réacteurs à flux d'eau descendant (ou contre-courant) dans lesquels l'eau et l'air circulent en sens inverses (ex :procédé Biocarbone : figure 2).

Le mode d'alimentation à co-courant faciliterait la circulation et la répartition des fluides (PARTOS et al, 1985) alors que le mode à contre-courant optimiserait le transfert de l'oxygène dans le réacteur (GILLES, 1982).

Un réseau de diffuseurs assure la répartition et la distribution de l'air insufflé nécessaire au traitement. Ce réseau est situé directement en fond du réacteur ou à quelques cm au-dessus du plancher supportant le matériau. Dans ce dernier cas, la couche filtrante non aérée conjuguée à un flux d'eau descendant permettrait d'affiner la rétention des MES (SIBONY, 1983) et de contribuer à la dénitrification le cas échéant. Selon RUSTEN (1986), les performances épuratoires dépendent d'une part, de la quantité d'oxygène fournie, et d'autre part, du transfert de l'oxygène dans l'eau. Les rendements d'utilisation de l'oxygène apporté par l'air atteindraient couramment 20% dans les biofiltres (BERNARD, 1981).

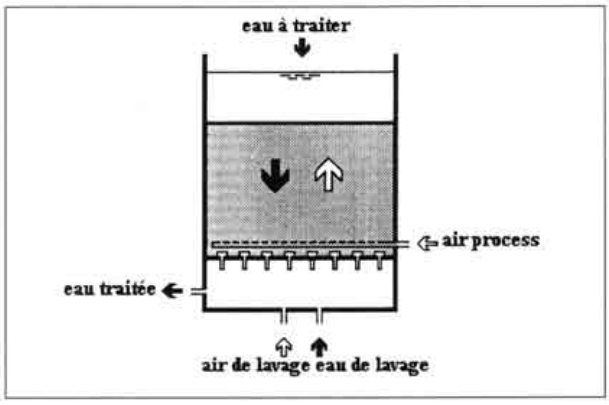


Schéma du procédé BIOCARBONE - contre-courant

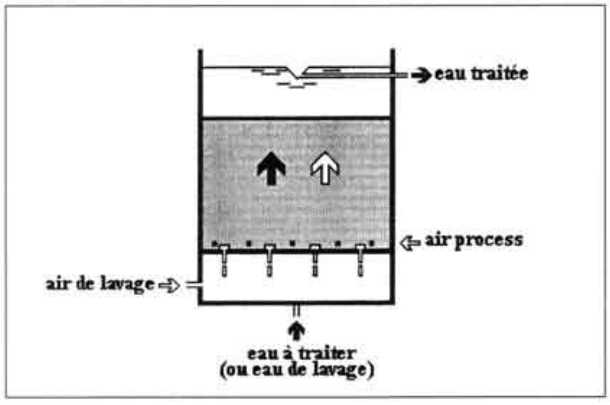


Schéma du procédé BIOFOR - co-courant

FIGURE 2 : Schéma de principe du fonctionnement des biofiltres

III.3 - Les lavages

Le fonctionnement des biofiltres entraîne à terme un colmatage inévitable qui provoque un accroissement de la perte de charge dans le réacteur. Il est donc nécessaire de procéder périodiquement au lavage du biofiltre. Le lavage, qui doit être suffisamment efficace pour optimiser la durée des cycles d'épuration, est de gestion délicate. En effet il faut :

- éviter l'entrainement du matériau avec les eaux sales de lavage,
- conserver une fraction de la biomasse nécessaire au redémarrage rapide du biofiltre.

En général, la durée d'un cycle d'épuration entre deux lavages est en moyenne de 24 à 48 heures ; elle peut varier avec la taille du matériau filtrant (degré de colmatage plus faible avec une granulomètrie grossière), la concentration des eaux à traiter, les charges appliquées et enfin avec la nature de la biomasse fixée.

Une séquence complète de lavage du filtre dure 8 à 40 minutes et comprend typiquement trois phases :

1 - Détassage du matériau par insufflation d'importants volumes d'air.
2 - Décrochage d'une fraction de la biomasse fixée par des flux d'air et d'eau.
3 - Rinçage proprement dit à l'eau.

Les eaux utilisées pour le lavage proviennent en totalité du rejet épuré stocké dans une bâche spécifique située en sortie de station.

L'air nécessaire au lavage est insufflé sous le plancher des filtres et pénètre dans le réacteur par un réseau de buselures appropriées.

Les opérations de lavage sont dans tous les cas automatisées et programmées généralement la nuit pour limiter :

- les à-coups hydrauliques en période où la charge polluante à traiter est élevée.
- les dépenses énergétiques en opérant pendant les heures creuses EDF.

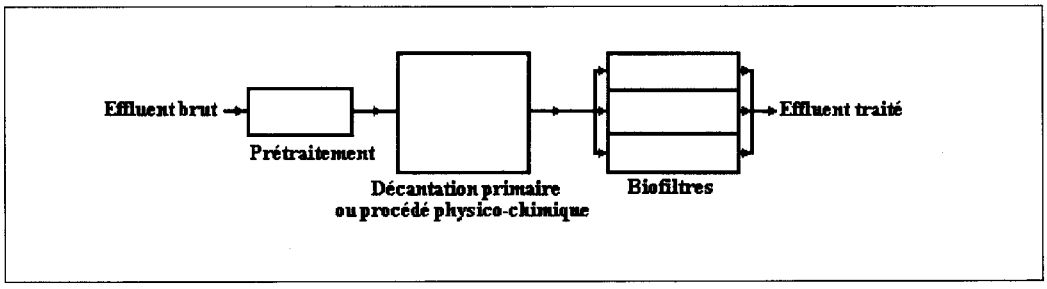
Les boues en excès sont déversées dans une seconde fosse de stockage désignée bâche "eau sale" (ou bâche à boues en excès) puis dirigées vers le premier étage de traitement sur une filière séparée. La fraction décantable y est piégée avant d'être évacuée vers la filière de traitement des boues.

IV - Insertion des biofiltres dans une filière de traitement des eaux usées

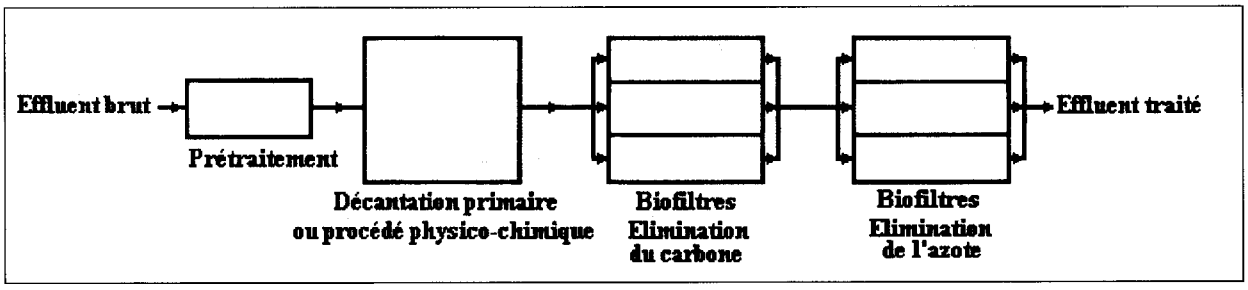
La concentration initiale des eaux résiduaires (DCO, DBO, MES) en entrée des filtres est un facteur limitant de la durée d'un cycle d'alimentation. Sur ce point, CARRAND (1989) indique, pour le procédé BIOFOR (co-courant), que les concentrations maximales normalement admissibles en entrée des filtres sont de l'ordre de 200 mg/l de MES et 400 mg/l de DCO, ce qui justifie dans tous les cas un traitement préalable fiable et efficace.

Différentes variantes sont toutefois envisageables en regard des caractéristiques des eaux à traiter (concentrations, variations de charge) et des objectifs du traitement (élimination du carbone, de l'azote,...). Les principales options sont proposées à la figure 3.

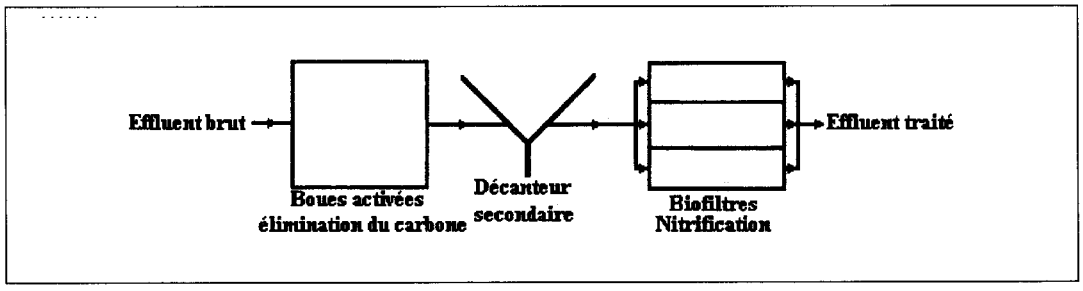
Il est souhaitable d'opter pour la technique offrant le maximum de souplesse et de garantie pour la fiabilité des biofiltres placés à l'aval.



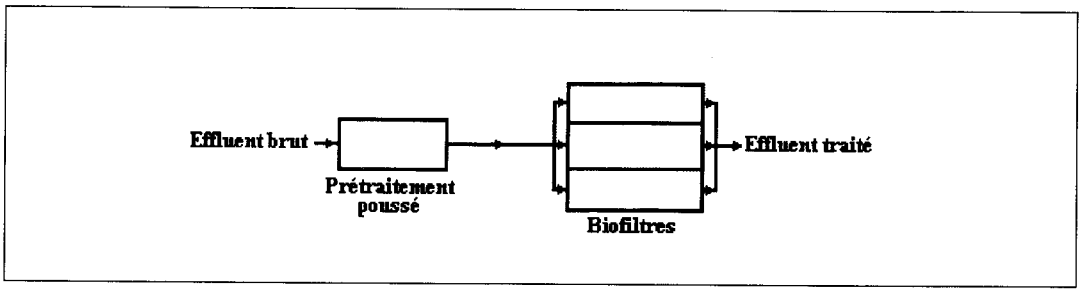
1) CAS GENERAL - TRAITEMENT DU CARBONE (ET DE L'AZOTE DANS LE CAS DE CHARGE APPLIQUEE EN DCO PLUS FAIBLE)



2) ELIMINATION DU CARBONE ET DE L'AZOTE PAR DEUX UNITES EN SERIE



3) BIOFILTRES : TRAITEMENT COMPLEMENTAIRE



4) CAS D'EFFLUENTS A TRAITER TRES PEU CONCENTRES (AUCUN SITE RECENSE EN FRANCE)

FIGURE 3 : Insertion des biofiltres dans une filière de traitement des eaux résiduaires

DEUXIEME PARTIE : CARACTERISTIQUES DES INSTALLATIONS

I - Caractéristiques des installations

I.1 - Sélection des sites étudiés

La sélection des sites, au total 12, s'est effectuée en tenant compte de différents critères :

- la faisabilité des mesures sur le terrain,
- le suivi d'au moins un site par constructeur commercialisant le procédé.
  A ce jour, le procédé est développé par les constructeurs suivants :
  Courant ascendant : DEGREMONT, CISE
  Courant descendant : OTV, STEREAU
- l'étude d'un site reflétant les différentes possibilités d'insertion du procédé recensé actuellement en France. Les différences sont situées à l'amont de la biofiltration :
  * Décantation statique ou lamellaire
  * Décantation lamellaire avec ajout de réactif
  * Procédé biologique

Le suivi a demarré pour le premier site en 1986 et s'est terminé en 1992 pour le dernier. Au cours de cette étude le choix dépendait pour chaque constructeur, de l'état d'avancement de la technologie et de la nature des effluents collectés.

Le tableau 1 rassemble les principales caractéristiques des installations étudiées. Pour simplifier l'énumération des sites, chaque station sera désignée par un code.

LIEU (département)	CODE STATION	CAPACITE DE TRAITEMENT (en éq.hab.)	MISE EN SERVICE	CONSTRUCTEUR	FILIERE AMONT
COURANT DESCENDANT					
DECAZEVILLE (12)	DECA	25 000	1985	OTV	DP
LE TOUQUET (62)	TOUQ	53 000 (T) 8 000 (PS)	1984		DL
BARCARES (66)	BARC	40 000	1989		DL + F
MEYZIEU (69)	MEYZ	35 000	1989		DL
NIMES (30)	NIME	100 000	1991	STEREAU-SAUR	LB+ D
COURANT ASCENDANT					
BOUC BEL AIR (13)	BOUC	20 000	1987	DEGREMONT	DL + F
GREOUX LES BAINS (04)	GREO	20 000 (T) < 10 000 (PS)	1987		DL + F
METABIEF (25)	META	11 000 (T) 2 200 (PS)	1984		DL + F
ST PALAIS (17)	SPAL	67 500	1990		DL + F/F.F
PERROY (SUISSE)	PERR	7 500	1989		DL + F
TOULOUSE (31)	TOUL	150 000	1989		BA - FC
GRIMAUD (83)	GRIM	40 000 (T)	1990	CISE	DL + F

(T) = pleine activité touristique
(PS) = population sédentaire
DP = Décantation Primaire simple
LB + D = Lit Batérien + Décanteur
DL = Décantation primaire Lamellaire
BA - FC = Boue Activée - Forte Charge
F = ajout de réactifs de Floculation
F.F. = Flottation avec Floculant

TABLEAU 1 : Caractéristiques des stations étudiées

L'ensemble des collectivités est équipé d'un réseau d'assainissement de type mixte ou séparatif et collecte un effluent à dominante domestique. La capacité des installations concernées va de 7 500 éq.hab. à 150 000 éq.hab. Certains sites correspondent à des collectivités confrontées à de fortes variations saisonnières :

- activité industrielle (cave vinicole) : PERROY (SUISSE)
- activité touristique :
  hivernale : METABIEF
  estivale : LE TOUQUET
  BARCARES
  GRIMAUD
- activité thermale : GREOUX LES BAINS
  ST PALAIS

En général, la gestion de la variation saisonnière s'effectue par la mise en route d'unités supplémentaires de biofiltration, à l'exception du site de BARCARES où les biofiltres sont arrêtés en dehors de la période estivale (8 à 9 mois).

I.2 - Filières de traitement

L'étage de biofiltration est toujours précédé de prétraitements puis d'un traitement préalable plus ou moins fin.

Les principales différences technologiques portent sur la taille du dégrillage. Elle varie en fonction de la filière située à l'aval. On notera une maille grossière pour les stations équipées d'un décanteur statique ou d'une boue activée et une maille très fine pour la décantation lamellaire ou le lit bactérien.

a) - la nature des prétraitements :

Ce poste est composé, pour l'ensemble des sites, d'un dégrillage plus ou moins poussé, suivi d'un ouvrage combiné : dessableur-dèshuileur.

Les différentes mailles des dégrilleurs sont les suivantes :

dégrillages grossiers (maille 2 à 3 cm)	
TOUL (3 cm) - PERR (2 cm) - DECA (2 cm)	
dégrillage fin (maille de l'ordre de 1 cm)	
DECANTEUR LAMELLAIRE	TOUQ - MEYZ
dégrillage très fin : Type AQUAGUARD ou autre (maille 3 à 6 mm)	
DECANTEUR LAMELLAIRE	GRIM - SPAL - BARC BOUC - META - PERR
LIT BACTERIEN	NIME

b) - traitement préalable :

Le traitement préalable peut être :

* soit un traitement primaire par décantation ou flottation avec ou non ajout de réactifs chimiques (coagulation-floculation) :

DECANTATION	
STATIQUE	DECA
LAMELLAIRE SIMPLE	TOUQ, MEYZ
LAMELLAIRE COUPLE A UNE COAGULATION FLOCULATION	BARC, BOUC, GREO, META, GRIM, PERR, SPAL (tr.4)

FLOTTATION	
AVEC REACTIFS	SPAL (tr.3)

Les différences sur la décantation proviennent de l'ajout de réactifs chimiques et du type de décantation.

* soit un traitement, de type biologique à forte charge :

BOUES ACTIVEES FORTE CHARGE	TOUL
LIT BACTERIEN FORTE CHARGE + DECANTATION STATIQUE	NIME

c) - le nombre et le type de filtres installés (Cf tableau 2) :

Le nombre d'unités varie de 2 à 8. Les surfaces unitaires sont plus élevées pour les courants descendants mais avec des hauteurs de matériau plus faibles. Les caractéristiques du matériau sont variables (granulométrie - nature).

d) - extraction des boues en excès :

Les boues biologiques en excès extraites au moment des lavages sont dans tous les cas renvoyées dans le circuit eaux usées :
- en tête de station à l'amont du décanteur primaire, le plus souvent, ou
- en amont immédiat du décanteur secondaire : NIME, TOUL.

Ces boues mélangées aux boues primaires et/ou biologiques, sont ensuite extraites et envoyées vers un ouvrage dit d'épaississement (épaississeur ou flottateur TOUL) à l'exception du site SPAL où l'ouvrage est une bâche de stockage.

Les boues épaissies ou stockées sont ensuite déshydratées par les différents systèmes qui équipent les installations :
- filtre à bande,
- filtre presse,
- centrifugeuse

	DECA	TOUQ	BARC	MEYZ	NIME*	BOUC	GREO	META*	SPAL	PERR**	TOUL	GRIM
	Courant descendant					Courant ascendant						
Nombre de filtres	3	6	4	4	8	4	4	4	4	2+1	6	8
Surface unit. (m^2)	42,5	33,3	31,6	43	75,6	17,5	14,1	10,5	24,5	17,6	40,0	12,5
Surface totale de biofiltre (m^2)	127	200	126	172	604,8	70	56	42	98	52,7	240	100
Haut. matériau (m)	2	2	2,1	2,1	2,2	2,7	3	3	3	3	3	2,5
Volume total de filtration (m^3)	280	400	264	361	1313	190	168	126	294	159	720	250
Matériau minéral	bioda-gène	bioda-gène	bioda-gène	bioda-mine	Pouz-zolane	biolite	biolite	biolite	biolite	biolite	biolite	Pouz-zolane
Taille effective (mm)	3 à 6	3 à 6	3 à 6	3 à 6	3,2	3,5	3,5	3,5	2,7	3,5	2,7	3 à 6

Tableau 2 : Principales caractéristiques des biofiltres

I.3 - Caractéristiques nominales des installations

L'ensemble des charges retenues pour le dimensionnement des installations sont rassemblées à l'annexe 1.

La population raccordée est très variable, de 7 500 à 150 000 éq.hab, les sites étudiés couvrent donc un large éventail des capacités de traitement.

Sur le plan hydraulique, les débits maximum retenus comparés au débit moyen, sont variables

* : station nitrifiante

** : station équipée de 2 étages de biofiltres en série (C + N).

d'une station à l'autre. Les coefficients de pointe compris entre 1,5 et 3 sont fonction de la nature du réseau de collecte des eaux usées, des ouvrages tampons et/ou du déversoir situé à l'amont.

Les charges à traiter tant organiques qu'hydrauliques sont liées à la population raccordée. Les valeurs extrêmes sont 19 500 kg de DCO par jour et 1 200 kg de DCO par jour pour les charges organiques, et 2 300 à 30 000 m^3 pour les volumes journaliers.

I.4 - Objectifs du traitement

Les contraintes imposées aux rejets de station d'épuration dépendent des objectifs fixés pour les milieux récepteurs qui varient selon les situations locales.

Les normes de rejet imposées aux stations étudiées sont mentionnées dans le tableau 3.

Pour la pollution carbonée :

Ces objectifs correspondent en majorité au niveau **e** de la circulaire interministérielle du 4/11/1980, définissant les rejets de station d'épuration pour les matières en suspension et matières oxydables.
Le niveau **f** est demandé aux stations de BARC et GRIM.
Un compromis entre le niveau e et f est fixé pour les stations de :
- DECA surtout sur les MES.
- PERR
- TOUQ

Pour la pollution azotée :

Les contraintes particulières sur l'azote concernent deux installations :
- NIME et META (niveau NK_2).

Pour la pollution phosphorée :

Deux stations comportent une contrainte sur ce paramètre. C'est le cas des stations de PERR dont le rejet rejoint le lac LEMAN. L'objectif est d'atteindre le niveau PT2 afin de lutter contre l'eutrophisation du lac. Pour le second site (META), le niveau de rejet est beaucoup moins contraignant (10 mg/l).

CONCENTRATION MOYENNE (24h) en mg/l	DECA	TOUQ	BARC	MEYZ	NIME	BOUC	GREO	META	SPAL	PERR	TOUL	GRIM
DCO	80	90	50	90	90	90	90	90	90	-	90	50
DBO_5	20	20	15	30	30	30	30	30	30	20	30	15
MES	10	30	20	30	30	30	30	30	30	20	30	20
niveau de rejet	f	e	e	e	e	e	e	e	f			
NK	40	-	-	40	10	40	40	10	-	-	40	-
P	-	-	-	-	-	-	-	10	-	1	-	-

TABLEAU 3 : Objectifs de qualité pour le rejet épuré

I.5 - Estimation des rendements nominaux des différents ouvrages

Il est intéressant de pouvoir comparer les données prévisionnelles aux valeurs mesurées sur le terrain.

La démarche retenue pour déterminer les rendements prévisionnels des différents ouvrages a été la suivante :
- calcul des concentrations en entrée des biofiltres, avec prise en compte des concentrations des eaux brutes de projet et des rendements épuratoires prévisionnels du 1er étage de traitement
- calcul du rendement épuratoire des biofiltres en fonction du niveau de qualité du rejet.

Les concentrations moyennes prévisionnelles des eaux au cours du traitement (valeurs nominales) sont rassemblées dans le tableau annexe 2.

Ces principales valeurs montrent que :
- les concentrations en DCO sur les effluents à l'entrée station sont dans l'ensemble relativement élevées, ce qui suppose un réseau séparatif ou des rejets d'effluent industriel. Ce dernier point est le cas de la station PERR qui traite aussi les eaux usées issues d'une cave vinicole,
- le rapport DCO/DBO_5 est en moyenne de 2,15, valeur tout a fait classique pour des effluents urbains,
- les concentrations en sortie du premier étage sont très variables et s'expliquent par le traitement retenu et par les concentrations des effluents d'entrée.

A partir de ces données, le rendement des ouvrages peut être calculé.

Rendements du 1er étage :

Par décantation :
- Les potentialités épuratoires prévisionnelles sont fonction du mode de décantation utilisé ;

* décantation statique ou lamellaire sans réactif :
  - de l'ordre de 35 % sur la DCO, et
  - de l'ordre de 60 % sur les MES.
* décantation lamellaire avec réactif :
  - de l'ordre de 60 % sur la DCO,
  - et supérieur à 70 % sur les MES.

à l'exception de trois sites GREO, BOUC et PERR pour lesquels le rendement attendu sur la DCO est faible (35%) bien que la décantation

soit de type lamellaire avec réactif. Cela s'explique en partie par la qualité de l'effluent : teneur en pollution dissoute élevée (cave vinicole) sur le site de PERR par exemple.

Par traitement biologique :

Pour le lit bactérien forte charge ou la boue activée forte charge, le rendement est de l'ordre :
- de 65 % sur la DCO,
- et supérieur à 60 % sur les MES.

Rendements des biofiltres :

Les rendements attendus sur les biofiltres sont résumés dans le tableau 5.

L'abattement sur les matières carbonées se situe entre 60 % et 90 % (avec une moyenne de 74 % sur la DCO).

Pour chaque site, l'écart entre le rendement prévisionnel obtenu sur la DCO et la DBO_5, est d'environ 10 points, valeur tout à fait classique dans le cas d'un traitement biologique. Deux exceptions : BOUC et GRIM où rendements (DCO et DBO_5) sont équivalents.

Celui sur les MES est de 50 à 95 %, avec une moyenne de 71 %.

Deux stations (META ET NIME) se distinguent par des contraintes sur la pollution azotée (nitrification niveau NK_2).

RENDEMENT %	DECA	TOUQ	BARC	MEYZ	NIME	BOUC	GREO	META	SPAL	PERR	TOUL	GRIM
DCO	32	38	55	32	62	35	35	65	65	-	66	70
DBO_5	33	38	55	33	64	40	40	65	65	37	67	72
MES	60	60	70	60	60	70	70	80	85	85	79	90

TABLEAU 4 : Rendements épuratoires prévisionnels du traitement préliminaire. (données constructeurs)

RENDEMENT %	DECA	TOUQ	BARC	MEYZ	NIME	BOUC	GREO	META	SPAL	PERR	TOUL	GRIM
DCO	87	82	71	82	72	80	69	59	72	-	59	80
DBO_5	92	91	85	91	84	82	81	66	81	94	70	83,5
MES	94	84	80	82	83	72	67	51	56	82	50	56
N	-	-	-	-	68	-	-	80	-	-	-	-

TABLEAU 5 : Rendements épuratoires prévisionnels des biofiltres

II - Caractéristiques des biofiltres

II.1 - Conception

Les principales caractéristiques sont rassemblées dans le tableau 2.

Les filtres testés se différencient par :

- le mode de circulation de l'eau à traiter dans le filtre (flux ascendant ou descendant) ;
- un volume total de filtration variable en fonction de la pollution à traiter.
  Dans certains cas, des matériaux différents au fond du biofiltre (graviers, bille de verre) sont présents ; pour l'ensemble des calculs liés au volume, aucune distinction n'est faite sur ces différentes couches de matériau, la valeur retenue est le volume total en matériau divers du filtre.
- une hauteur de matériau variable :
  On notera, pour les courants descendants, une hauteur de matériau voisine de 2 m avec des surfaces unitaires plus importantes que pour les courants ascendants.
  Deux exceptions sont à noter pour les surfaces unitaires : NIME et TOUL. Afin de traiter le volume d'eau important de ces grandes installations sans multiplier le nombre de biofiltres, les surfaces unitaires sont augmentées. Celles de NIMES atteignent 75 m^2.

	COURANT ASCENDANT	COURANT DESCENDANT
Hauteur moyenne de matériau (en m)	2,9	2,2
Surface unitaire moyenne d'un biofiltre (en m^2)	16,1	37,6

- le type de matériau utilisé est variable suivant les constructeurs : argiles ou schistes, pour tous les sites à l'exception de GRIM et NIME, qui contiennent de la pouzzolane.
- leur granulométrie varie de 2,5 à 6 mm, de forme arrondie ou anguleuse et d'aspect lisse ou rugueux. L'ensemble du massif peut être uniforme ou hétérogène,
- les volumes des bâches de stockage des eaux propres ou sales (tableau 6) sont généralement égaux et dimensionnés en fonction du volume unitaire du filtre. Ils correspondent aux volumes d'eau nécessaires à un lavage et au stockage des eaux sales.
  L'analyse des ratios "volume de stockage/volume utile" d'un filtre révèle un coefficient moyen de l'ordre de 2,5. Des ratios différents peuvent s'expliquer en particulier par :
  - la réutilisation d'un ouvrage existant,
  - l'ancienneté de l'installation : les volumes de stockage sont alors plus faibles.

II.2 - Paramètres de fonctionnement nominaux

II.21 - Charges hydrauliques superficielles et charges volumiques

Deux paramètres caractérisent le fonctionnement global de ces réacteurs biologiques : **la charge hydraulique superficielle et la charge volumique.**

Le premier paramètre est plus connu sous le terme de vitesse de passage de l'eau dans le filtre (notée Ve).

Vitesse de passage de l'eau dans le filtre = Ve

$$Ve = \frac{\text{Débit admis dans le filtre}}{\text{Surface utile de filtration}}$$

(exprimée en $m^3/m^2.h$ ou m/h)

Quant au second (noté c_v), il représente la charge polluante appliquée sur le massif filtrant pendant un temps donné (24 heures en général).

Charge polluante appliquée sur le massif filtrant = c

$$c_v = \frac{\text{Charge polluante}}{\text{Volume utile de filtration}}$$

(exprimée en kg/m^3 de matériau.j)

A titre indicatif, il est intéressant d'analyser les valeurs (tableau 7) que prennent ces paramètres sur la base des données nominales extraites des dossiers techniques.

	DECA	TOUQ	BARC	MEYZ	NIME	BOUC	GREO	META	SPAL	PERR	TOUL	GRIM
Volume	Courant descendant					Courant ascendant						
Bâche eaux propres (m^3)	187 (2,0)	140 (2,8)	156 (2,3)	250 (2,8)	400 (2,4)	280 (5,8)	180 (4,3)	60 (1,9)	2000 *	160 (2,8)	288 (2,4)	100 (3,2)
Bâche eaux sales (m^3)	190 (2,0)	140 (2,8)	156 (2,3)	250 (2,8)	400 (2,4)	140 (2,9)	120 (2,8)	60 (1,9)	590 *	170 (3,0)	600 (5,0)	150 (4,8)

** bâche commune aux 2 tranches.*
(les chiffres entre parenthèses correspondent au ratio : volume de la bâche sur volume d'un module de filtre)

TABLEAU 6 : Volume des bâches de stockage

	DECA	TOUQ	BARC	MEYZ	NIME	BOUC	GREO	META	SPAL	PERR	TOUL	GRIM
V_e (m/h)												
• moyen	1,6	1,6	2,6	1,5	1,4	2,2	2,9	2,3	1,7	1,2	5,6	2,2
• maximum	4,5	4,9	4,3	3	2,5	5,7	7,1	5,9	3,8	2,7	8,2	4
C_v ($kg/m^3.j$)												
• DCO	11,3	9,9	8,7	8,6	3,5	9,3	6,9	4,0	4,5	-	11,9	5,3
• MES	3,3	5,4	3,2	1,9	1	2,2	2,3	1,1	1	0,6	2,9	1
Rendement (%)												
• DCO	87	82	71	82	72	80	69	59	72	-	59	80
• MES	94	84	80	82	83	72	67	51	56	82	50	56

TABLEAU 7 : Paramètres de fonctionnement nominaux

Les vitesses moyennes de passage sont logiquement plus faibles dans les filtres à flux descendant, dont la surface est plus élevée.

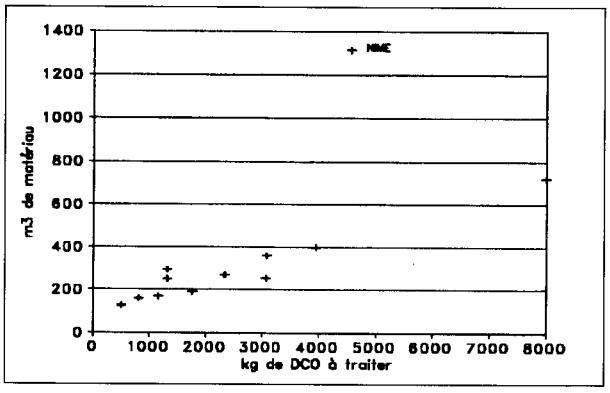
Les charges volumiques appliquées en DCO sont très différentes et varient de 3,5 à 11,9, la moyenne se situant à 6,8 kg de DCO/m^3.j. Ces variations s'expliquent par :

- l'ancienneté de l'installation : les charges appliquées sur les premiers filtres étaient plus élevées,
- les concentrations prévisionnelles des effluents d'entrée sur les biofiltres qui varient en fonction de la nature des effluents collectés et du traitement plus ou moins poussé à l'amont,
- les objectifs fixés : cas des stations de META et NIME. Ces deux stations ne peuvent être réellement comparées aux autres car elles sont conçues pour traiter l'azote (nitrification) ; ceci implique des charges appliquées inférieures à celles nécessaires à un simple abattement de la pollution carbonée.

La charge volumique moyenne retenue lors du dimensionnement pour traiter la pollution carbonée est plus élevée pour les courants descendants (c_v = 9,6) que pour les courants ascendants (c_v = 7,6).

- Relation pollution à traiter/volume de filtres

Le volume de matériau, retenu lors du dimensionnement, est fonction de la charge théorique en DCO à traiter comme le confirme le graphique suivant :

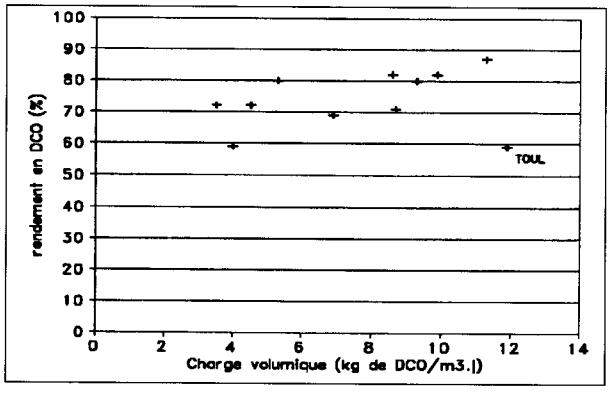


GRAPHE 1 : Relation volume de matériau en fonction des kg de DCO à traiter

A l'exception du site de NIME (site nitrifiant) dimensionné sur la charge en NK, les bases pour l'ensemble des sites répondent à une relation linéaire (r=0,92).

- Relation charge volumique/rendement sur les biofiltres.

La représentation graphique du rendement prévisionnel en DCO en fonction de la charge volumique appliquée donne :



GRAPHE 2 : Relation rendement prévisionnel en DCO en fonction de la charge volumique appliquée

On observe une augmentation des rendements en DCO avec la charge volumique appliquée ce qui parait assez contradictoire. Il convient d'être prudent car l'ensemble des points correspondent à des gammes de charges volumiques appliquées différentes suivant les constructeurs. Les faibles charges volumiques sont le plus souvent accompagnées de concentrations peu élevées en DCO à l'entrée et pénalisent le rendement des filtres.

II.22 - Temps de passage réel dans le réacteur

Ce paramètre fournit une indication sur la durée du contact entre la pollution à traiter et la biomasse. Il est défini par l'expression suivante :

$$Tp = \frac{\text{Volume occupé par l'eau dans le filtre } (m^3)}{\text{débit moyen horaire } (m^3/h)}$$

Le volume occupé par l'eau dans le biofiltre n'est pas connu précisément. Il a été apprécié par mesure de la quantité d'eau recouvrant un volume connu de matériau sur 3 sites META, DECA, et MEYZ. Pour l'air, le volume a été évalué par les mesures de différences de niveau avec ou sans surpresseur.

Le matériau et l'air emprisonné représentent un peu moins de 50 % du volume du réacteur estimé par des mesures en éprouvette. Ce chiffre a été retenu pour l'ensemble des filtres. Il en résulte que le temps de passage moyen est compris entre 30 et 40 minutes. Ces temps sont très courts comparé aux procédés boues activées (8 à 10 heures en moyenne charge).

TROISIEME PARTIE : LES MESURES

L'ensemble des résultats consigné dans ce document a été obtenu à partir d'investigations plus ou moins poussées sur les sites. Les mesures se sont déroulées entre 1988 et 1992.

Sur chaque installation, les mesures ont été réalisées dans des conditions aussi proches que possible des valeurs nominales. Dans le cas d'installations sous chargées, le nombre de filtres en fonctionnement a été diminué en conséquence.

Dans l'ensemble, les conditions des suivis sont représentatives de situations quotidiennes auxquelles les exploitants doivent faire face.

Les principaux commentaires sur les conditions des mesures sont les suivants :

- plusieurs organismes ont effectué les mesures sur les stations :
  * CEMAGREF : DECA, BARC, MEYZ, NIME, META, PERR, TOUL
  * GUIGUES S.A. : BOUC, GREO, GRIM
  * IRH / ANJOU RECHERCHE : TOUQ
  * SAFEGE : SPAL
- la durée des mesures ainsi que la méthodologie retenue sont variables d'une station à l'autre (suivis intensifs ou légers),
- les résultats de terrain ont été triés avant de les intégrer dans le jeu de données définitif. Les jours de mesures particuliers suivants ont été supprimés :
  * anomalies sur la station liés à des incidents techniques,
  * anomalies sur le réseau ou collecte d'épisodes pluvieux,
  * ou mauvaise gestion de l'installation.

On observe cependant des conditions particulières défavorables de fonctionnement pour les stations suivantes :

- METABIEF : Démarrage des filtres à température inférieure à 10° inhibant la nitrification.
- ST PALAIS : Perturbation hydraulique rendue nécessaire pour les besoins des mesures et ayant une incidence sur les lavages et donc sur le fonctionnement.

Il conviendra d'être prudent sur l'analyse individuelle des sites, en particulier pour les stations de META et NIME où les objectifs fixés sur l'azote Kjeldahl (nitrification) sont élevés ce qui induit une diminution des charges appliquées en pollution carbonée. Pour certains cas, sur des stations de conceptions anciennes, les paramètres de dimensionnement sont beaucoup plus élevés qu'actuellement.

I - Caractéristiques des effluents entrée station

Les caractéristiques des eaux résiduaires ainsi que les capacités épuratoires du premier étage sont des éléments importants à connaître pour la compréhension du fonctionnement des biofiltres placés à l'aval. Ces données ont été collectées sur toutes les installations à l'exception de la station TOUQ, et sont analysées dans les paragraphes qui suivent.

I.1 - Débits

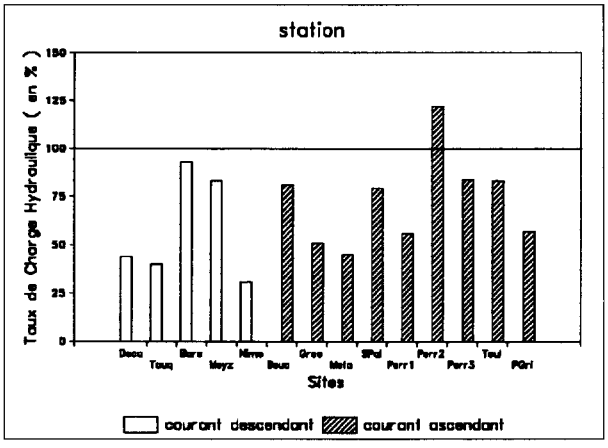
La mesure de débits à l'entrée station a été effectuée sur l'ensemble des sites, sa comparaison avec les données nominales (taux de charge) a donné les résultats suivants :

		Courant descendant					Courant ascendant						
		DECA	TOUQ	BARC	MEYZ	NIME	BOUC	GREO	META	SPAL*	PERR	TOUL	GRIM
Volume journalier m^3/j													
• Nominal		6 000	7 950	8 500	6 000	21 000	3 800	4 000	2 300	9 316	1 000	30 000	3 300
• Mesuré	1re période	2 141	3 239	7 871	5 001	6 569	2 928	1 872	1 095	3 696	559	24 956	3 036
	2e période	2 009	-	-	-	-	-	-	824	-	1 223	-	-
	3e période	-	-	-	-	-	-	-	-	-	845	-	-
• Taux de charge	1re période	43	40	93	83	31	77	47	47,6	79	56	83	57
	2e période	40	-	-	-	-	-	-	36	-	122	-	-
	3e période	-	-	-	-	-	-	-	-	-	84	-	-

: Tranches 3 + 4

TABLEAU 8 : Débits à l'entrée station

Le taux de charge hydraulique correspond au rapport du débit mesuré sur le débit nominal retenu lors du dimensionnement.



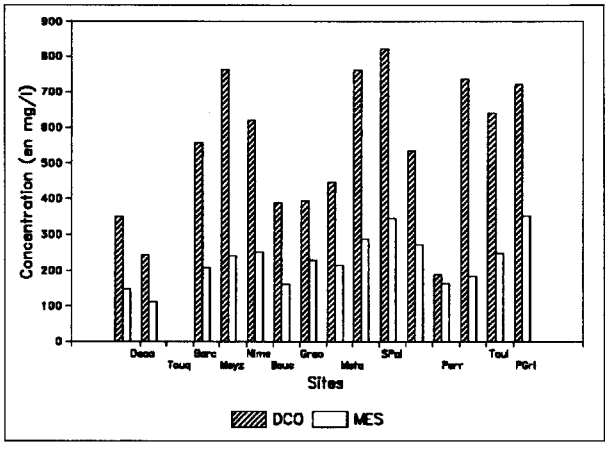
GRAPHE 3 : Taux de charge hydraulique en entrée station

Ce graphe montre un fonctionnement en sous charge hydraulique de l'ensemble des sites à l'exception du site de PERR (période 2) pendant laquelle des eaux de pluie ont été collectées par le réseau.

I.2 - Concentrations moyennes des eaux résiduaires brutes

Les résultats d'analyses ont été regroupés dans le tableau annexe 3, les chiffres sont représentatifs de la moyenne calculée sur les périodes de suivis intensifs et pour des cycles de prélèvement de 24 heures.

Le graphique suivant est une représentation simplifiée des caractéristiques des effluents.



GRAPHE 4 : Concentration moyenne en DCO et MES des différentes stations

- Huit sites collectent des effluents moyennement concentrés. Cinq d'entre eux ont une DCO moyenne > à 700 mg/l,
- Trois stations traitent des effluents peu concentrés (DCO = 360 mg/l en moyenne) liés à l'introduction d'eaux parasites : DECA, GREO et BOUC.
- Certains sites, ont fait l'objet de plusieurs périodes de mesures :
  - DECA : 1re période - variation brutale de charge sur les biofiltres ne permettant pas une exploitation correcte des résultats ; 2e période - régime stabilisé
  - META : les deux périodes correspondent à deux années différentes. Les variations qualitatives sont dues à la fréquentation touristique et à la fonte des neiges (eaux parasites). Les résultats de la seconde période ne sont pas exploités en raison d'avaries importantes sur le réseau.
  - PERR : Trois périodes sont analysées :
    - **PERR 1 :** effluent domestique, (DCO = 535 mg/l)
    - **PERR 2 :** effluent domestique dilué par la présence d'eaux parasites, (période de pluies violentes : DCO = 190 mg/l)
    - **PERR 3 :** période de vendanges. (DCO = 738 mg/l)

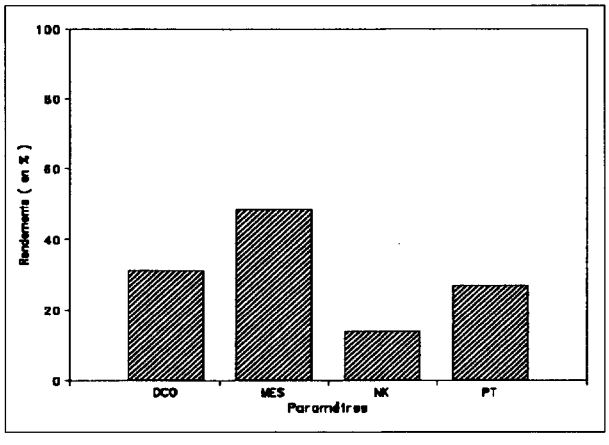
Les données n'ont pas été mesurées sur TOUQ.

L'analyse des résultats du tableau annexe 3 révèle :

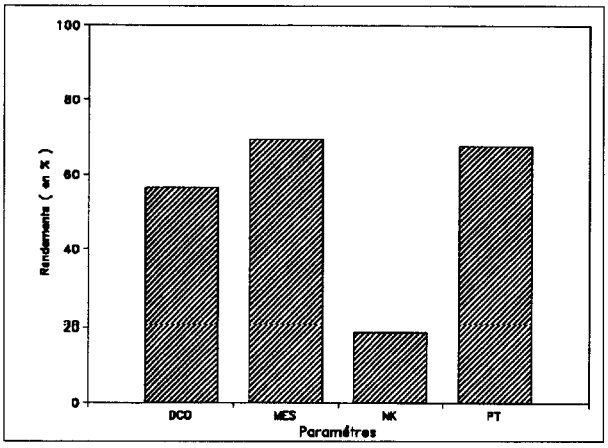
- une part de DCO dissoute élevée (supérieur à 50 %) pour certains sites, c'est surtout le cas de MEYZ (activité industrielle) et PERR 3 (période de vendanges). Pour GREO, la part élevée peut être due à l'activité thermale.
- les teneurs en NK sont normales et bien corrélées avec la dilution de l'effluent à l'exception du site de SPAL et de la troisième période de PERR (liée à l'activité viticole).

II - Efficacité du premier étage

Les détails concernant le fonctionnement du premier étage figurent dans le tableau annexe 4. Les rendements moyens obtenus sont présentés en fonction de la technologie retenue, c'est à dire la décantation avec ou sans réactif et les procédés biologiques.

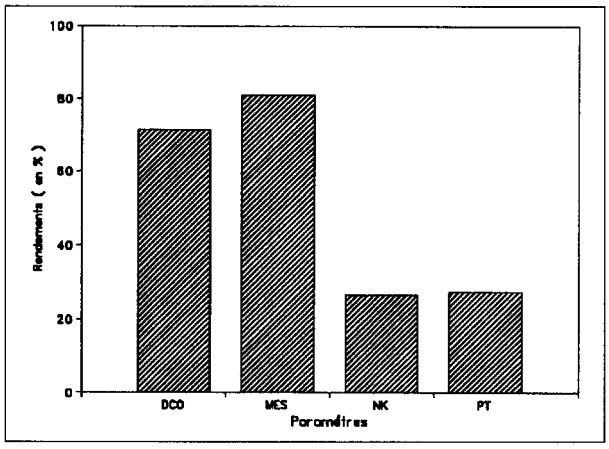


GRAPHE 5 : Décantation statique ou lamellaire sans réactif : (valeur moyenne sur trois sites)



GRAPHE 6: Décantation lamellaire avec réactif: (valeur moyenne sur 7 sites)

Une différence significative d'efficacité des décanteurs est liée à l'utilisation ou non de réactifs. Les résultats obtenus sont conformes à ce qu'on attend généralement de ces filières.



GRAPHE 7: Procédés biologiques (valeur moyenne sur deux sites)

Les rendements réels en DCO et MES sur ces deux procédés biologiques forte charge (lit bactérien - boues activées) compte tenu des charges appliquées, correspondent aux attentes.

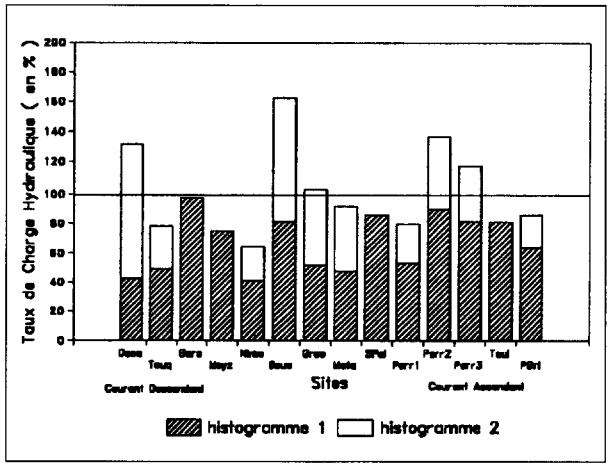
III - Efficacité des biofiltres

Les résultats obtenus au cours des campagnes de mesures seront comparés aux valeurs de dimensionnement.

Il a été nécessaire de procéder à une sélection préalable des données pour pouvoir établir des comparaisons: ont été retenus les chiffres correspondant aux périodes de suivis continus d'une période minimale d'une semaine (exception de TOUQ: 3 jours de mesures consécutifs) pour lesquels les conditions de fonctionnement et d'alimentation étaient "stabilisées".

III.1 - Débits à l'entrée des biofiltres

Les débits mesurés sont dans la plupart des cas inférieurs aux valeurs nominales (I.1). Le taux de charge des différents sites est le suivant (sur la base du volume journalier):



GRAPHE 8: Taux de charge hydraulique à l'entrée des biofiltres des différentes stations

Le taux de charge hydraulique est exprimé de deux façons:
Histogramme 1: Le débit réel est comparé au débit nominal pour l'ensemble des biofiltres
Histogramme 2: Le débit réel est comparé au débit nominal des unités de biofiltration en fonctionnement

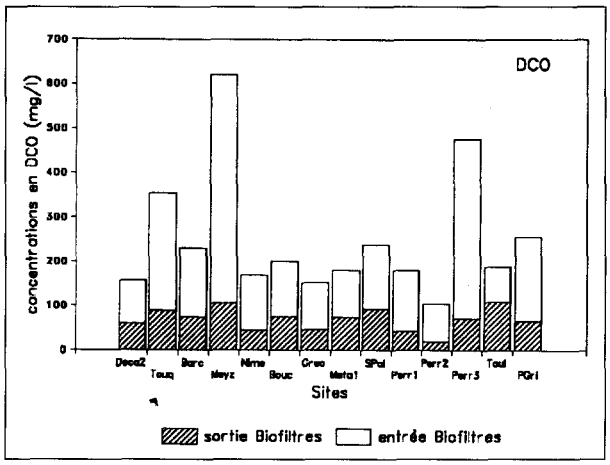
La mise hors service de quelques unités de filtration pour approcher le fonctionnement à charge volumique (kg de DCO/m^3. jour) nominale a conduit à des surcharges hydrauliques dans quatre cas: DECA, BOUC, GREO, PERR.

Les points identiques pour les deux courbes correspondent au maintien du nombre de filtres sur l'installation afin de traiter l'ensemble de la pollution.

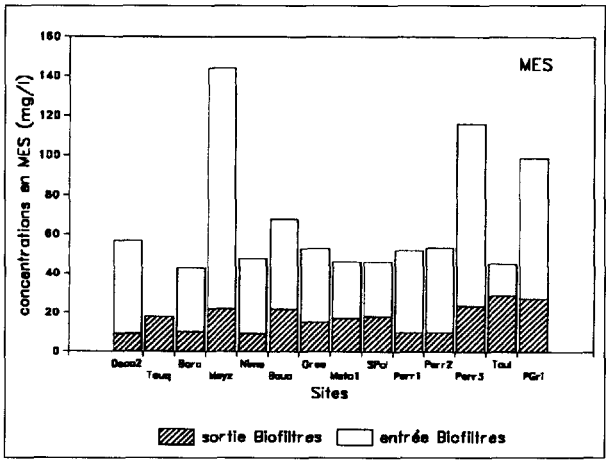
Cependant, les biofiltres sont bien protégés hydrauliquement sur les débits de pointe admissibles par la mise en place d'un by-pass à leur amont direct, calé sur le débit maxi toléré par l'installation. En cas de surcharge hydraulique, les effluents seront directement envoyés dans le milieu récepteur, d'où l'intérêt d'une bonne maîtrise des débits d'entrée.

III.2 - Concentrations moyennes des eaux en entrée et sortie des biofiltres

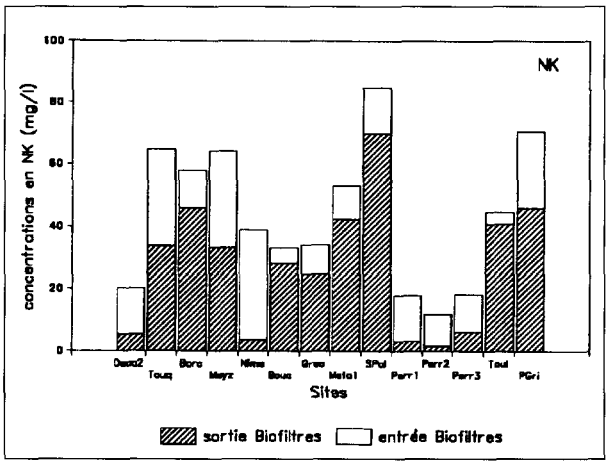
Le détail des valeurs est donné dans les tableaux annexes 5 et 6. Les graphes ci-dessous montrent la concentrations des eaux en entrée et en sortie des biofiltres, pour différents paramètres:



GRAPHE 9: Concentration en DCO, en entrée et sortie des biofiltres



GRAPHE 10: Concentration en MES, en entrée et sortie des biofiltres



GRAPHE 11: Concentration en NK, en entrée et sortie des biofiltres

Les effluents d'entrée :

La concentration en DCO des effluents est en général, inférieure à 300 mg/l à l'exception de 4 sites dont 2 reçoivent de très fortes concentrations : stations de MEYZ et PERR (période de vendanges) (maximum à 620 mg/l).

Les matières en suspension sont assez bien corrélées avec la concentration en matière organique, avec pour 3 sites des valeurs élevées, supérieures à 100 mg/l.

La fraction dissoute de la DCO est élevée, de l'ordre de 75 % et liée aux ouvrages de traitement précédant la biofiltration.

Le rapport DCO/DBO_5 est en moyenne de 2,3.

L'azote total est essentiellement sous forme ammoniacale.

Les effluents de sortie :

Les concentrations à la sortie sont généralement inférieures à 90 mg/l de DCO et à 30 mg/l de MES.

Le rapport DCO/DBO_5 est dans l'ensemble assez bas. En dehors du site de NIME où la valeur est élevée (6,4) : valeur liée à une DBO_5 très faible, le ratio moyen est de 3,00 (valeurs extrêmes 2,2 à 4,08). Ce chiffre relativement bas pourrait être une particularité du système intensif. Lors des dimensionnements, les constructeurs avaient retenu un ratio égal à 3,3.

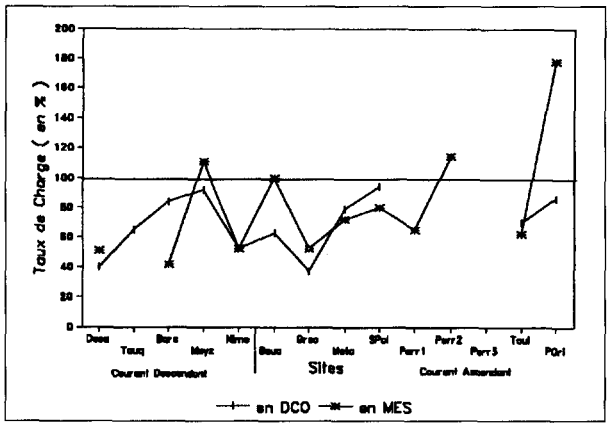
III.3 - Taux de charge organique des biofiltres

Il convient de rappeler les principales charges (hydraulique et organique) moyennes appliquées sur les biofiltres.

Sur le plan hydraulique, la plupart des stations ont fonctionné à des vitesses proches du nominal, et même en surcharge hydraulique pour quatre installations (voir paragraphe III.1).

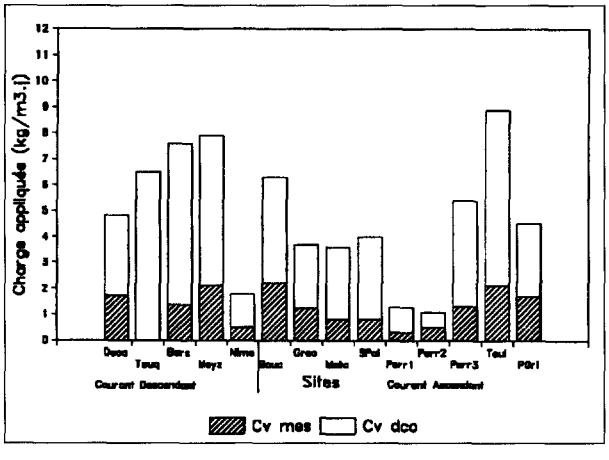
Sur le plan organique, les installations étaient sous chargées : charge moyenne de l'ordre de 60 % en DCO et 50 % en MES (à l'exception de MEYZ proche du nominal).

Deux sites présentaient une surcharge en matières en suspension : MEYZ et GRIM.



GRAPHE 12: Taux de charge en DCO et MES des différents biofiltres

Les principaux résultats concernant la charge appliquée sont présentés dans le graphique suivant :



GRAPHE 13: Charges appliquées en DCO et MES sur les différents biofiltres

Les charges volumiques appliquées en DCO ont varié dans des proportions importantes. A l'exception des sites nitrifiants, les valeurs extrêmes sont 3,7 - 8,9 avec une moyenne de 5,96.

On notera des charges organiques appliquées différentes plus élevées pour les courants descendants : 6,7 kg de DCO/m^3.j et courants ascendants, 5,5 kg de DCO/m^3.j ; ces différences correspondent à la sélection des sites et aux concentrations des effluents à traiter au moment des mesures.

III.4 - Rendements épuratoires des biofiltres

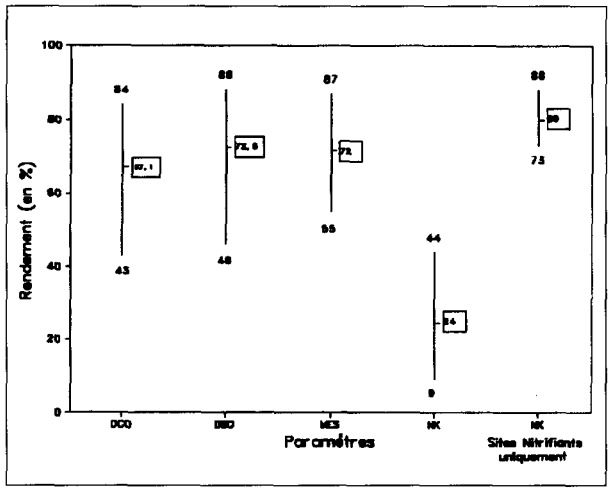
Les rendements d'épuration (tableau annexe 7) ont été calculés sur la base des concentrations entrée et sortie des biofiltres. Les données ont été sélectionnées à partir des mêmes critères que ceux utilisés précédemment. Le tableau 9 donne les rendements moyens sur chaque paramètre.

	DCO	DBO_5	MES	N_K
Moyenne	67,2	72,5	73,8	26,7
écart-type	12,4	14	10	13,2
écart	0,18	0,19	0,13	0,49
nb de valeurs	16	13	13	11

TABLEAU 9 : Rendements moyens (hors biofiltre nitrifiant)

En ce qui concerne l'azote Kjeldhal, le chiffre retenu concerne uniquement les sites dont le seul objectif est l'abattement de la pollution carbonée à l'exception du site de DECA où la charge appliquée en DCO était très faible et a entraîné une nitrification de l'effluent.

Les variations de ces rendements, illustrées par le graphique ci-après, seront interprétées dans le chapitre suivant.



GRAPHE 14 : Rendements moyens des biofiltres sur la DCO, la DBO, les MES et le NK

III.5 - Respect des niveaux de rejet

Les comparaisons des niveaux de rejet avec les résultats de mesures ont montré des concentrations de sortie particulièrement élevées dans deux cas.

Les résultats des autres périodes sont récapitulés dans le tableau 10 ci-dessous.

Les niveaux de rejet en moyenne demandés ont été atteints :

* Pour la charge carbonée : 6 installations sur 11. Les sites non conformes s'expliquent :

- par une qualité de rejet demandée élevée (< à 50 mg/l : niveau f) : BARC,
- par des charges appliquées élevées sur la filière et des concentrations élevées à l'entrée : TOUL - MEYZ,
- pour la station de SPAL, un dépassement très faible pour la DCO et supérieur à 25 % pour la DBO_5.

* Pour les MES : 11 installations sur 12
Seul le site de GRIM a présenté un dépassement faible. Il est imputable à la technique d'analyse , en particulier sur le type de filtre utilisé, compte tenu des résultats obtenus sur la DCO et la DBO_5.

* Pour l'azote : 1 installation sur 2
Le niveau NK1 (40 mg/l sur le NK) n'est pas considéré comme un objectif poussé sur l'azote. Deux sites présentent une contrainte sur la pollution azotée. Un des deux sites (META) n'a pas répondu à l'objectif assigné en raison des faibles températures.

SITES	DECA	TOUQ	BARC	MEYZ	NIME	BOUC	GREO	META	SPAL	PERR	TOUL	GRIM
Niveau de rejet (mg/l) (24 h)												
• DCO	80	90	50	90	90	90	90	90	90	-	90	50
• DBO_5	20	20	15	30	30	30	30	30	30	20	30	15
• MES	10	30	20	30	30	30	30	30	30	20	30	20
• NK	40	-	-	40	10	40	40	10	-	-	40	-
Filière amont	DP	DC	DL- F	DC	LB-D	DL-F	DL-F	DL-F	DL-F	DL-F	BAFC	DL-F
Sortie												
• DCO	59	88	73	105	45	75	46	73	93	-	90	50
• DBO_5	21	-	30	37	7	26	15	28	38	12	41	14
• MES	9	18	10	21	9	22	15	17	18	13	29	24
• NK	5	-	-	33	3,5	28	25	42	-	-	41	-

TABLEAU 10 : Filières et objectifs de qualité

QUATRIEME PARTIE : ANALYSE DETAILLEE DU FONCTIONNEMENT DES BIOFILTRES

Après une présentation technique des installations et de leurs performances, il importe de procéder à une analyse plus détaillée des conditions de fonctionnement des installations pendant les mesures.

La démarche retenue consiste à analyser deux des principaux paramètres de fonctionnement : les charges hydraulique et organique en fonction de la qualité du rejet et des rendements obtenus sur l'ouvrage.

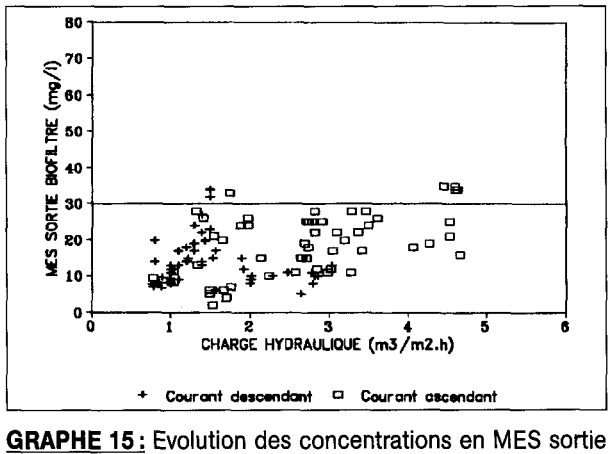
I - Charge hydraulique (ou vitesse de passage)

Les charges hydrauliques ont varié de 0,8 à 4,6 m/h.

Conformément à ce qui a été vu au paragraphe sur le dimensionnement, les courants descendants ont les charges hydrauliques plus faibles, de 0,8 à 3 m/h. Les valeurs maximales se rencontrent pour les courants ascendants, la variation étant de 0,8 à 4,6 m/h.

I.1 - Relation charge hydraulique et qualité du rejet

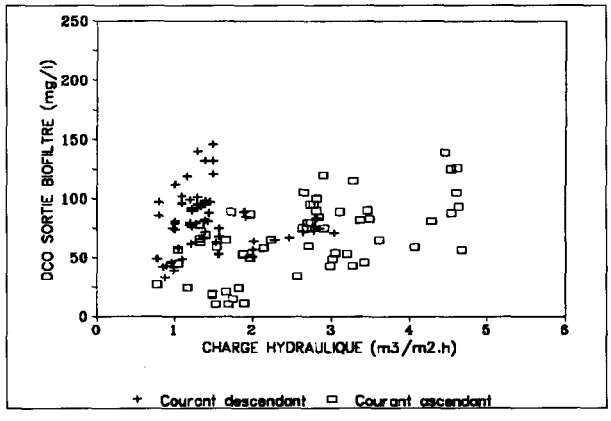
Il n'existe pas de relation nette entre la charge hydraulique et les MES de sortie.



GRAPHE 15 : Evolution des concentrations en MES sortie biofiltres en fonction de la charge hydraulique

L'augmentation des vitesses de passage dans la gamme testée n'a pas d'incidence néfaste sur la qualité du rejet en matières en suspension : les MES sont inférieures à 30 mg/l (niveau e) pour des concentrations en matières en suspension à l'entrée variant de 6 à 182 mg/l.

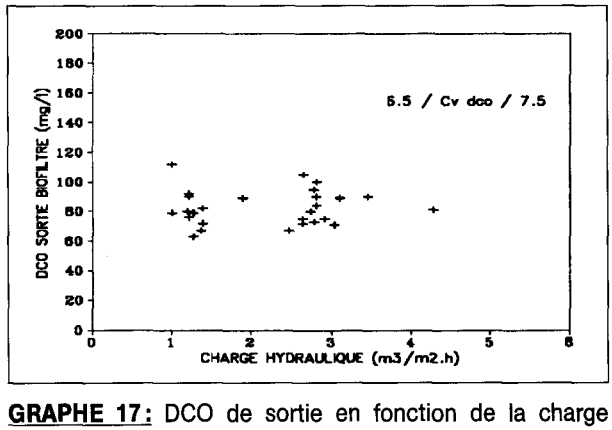
Les conclusions sont différentes si l'on se réfère à la DCO.



GRAPHE 16 : Evolution des concentrations en DCO sortie biofiltres en fonction de la charge hydraulique

Dans le cas des courants ascendants, où la plage de variation hydraulique est grande, on notera une tendance à l'augmentation de la DCO en sortie du biofiltre liée à l'augmentation des vitesses. Pour les courants descendants les variations sont trop faibles pour tirer des conclusions sur l'évolution de la qualité du rejet en fonction de l'hydraulique.

Toutefois, l'essai de corrélation de ces mêmes paramètres pour les filtres fonctionnant avec une charge volumique appliquée comprise dans l'intervalle 6,5 à 7,5 kg de DCO/m^3 de matériau par jour révèle une absence de relation nette entre la vitesse et la DCO de sortie.

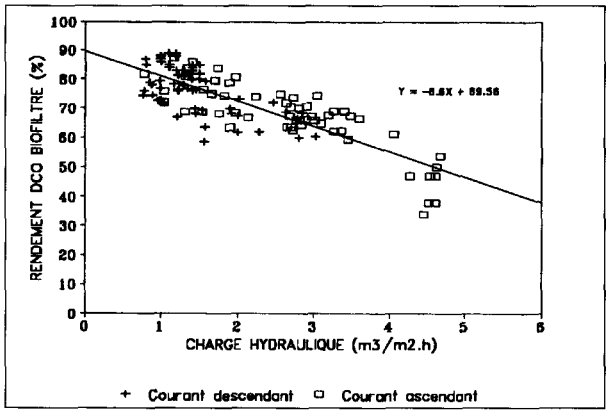


GRAPHE 17 : DCO de sortie en fonction de la charge hydraulique

Parmi les sites étudiés, le facteur principal affectant la qualité de l'effluent de sortie n'est donc pas la charge hydraulique. D'autres facteurs interviennent sur l'efficacité du procédé.

I.2 - Relation charge hydraulique et rendement

Le tracé suivant montre une relation nette entre la vitesse et le rendement en DCO.



GRAPHE 18: Rendement en DCO des biofiltres en fonction de la charge hydraulique

Le rendement décroît avec l'augmentation des vitesses. Cette constatation appelle plusieurs commentaires :

- Les vitesses élevées diminuent le temps de contact de la pollution à traiter par la biomasse et entraînent une dégradation limitée de la DCO soluble.
- Les DCO faibles à l'entrée du filtre donnent des rendements peu élevés. Elles sont fréquemment rencontrées sur des installations aux charges hydrauliques élevées.
- Les rendements sont avant tout tributaires des concentrations à l'entrée des filtres qui varient selon le type de traitement amont (physico-chimique ou biologique).

CONCLUSION :

Les vitesses de passage moyennes dans les installations testées se sont situées le plus souvent dans l'intervalle 1 à 3 m/h, avec des vitesses plus élevées pour des courants ascendants mais avec des concentrations d'entrée en DCO plus faibles.

Des valeurs extrêmes hors de cet intervalle ont des conséquences différentes selon le type de circulation de l'effluent.

Pour les courants ascendants :

- une vitesse trop faible peut favoriser un encrassement en profondeur du matériau qui perturbe le fonctionnement du filtre et rend plus difficile l'exploitation. De plus, ce colmatage génère des pertes de charges plus élevées et risque de déclencher prématurément un lavage.

Pour les courants descendants :

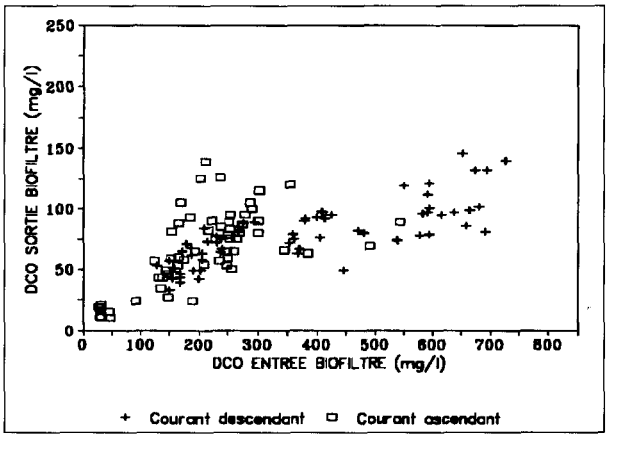
- des vitesses très faibles ne présentent pas d'inconvénient, à l'exception des sites où l'effluent est très concentré (cas de MEYZ). Ces très faibles vitesses encrassent alors le matériau en surface et provoquent une montée en charge lors des à-coups hydrauliques, avec déclenchement d'un lavage pour un degré de colmatage faible de l'ensemble du massif filtrant.
- des vitesses trop fortes entraînent la mise en charge du filtre, et le déclenchement d'un lavage par contact de la sonde.

II - Charges appliquées

La qualité du rejet peut être appréhendée en fonction de la concentration de l'effluent d'entrée ou de sa charge volumique appliquée. Cette démarche générale a été étudiée sur plusieurs paramètres dont DCO, MES, NK et Pt.

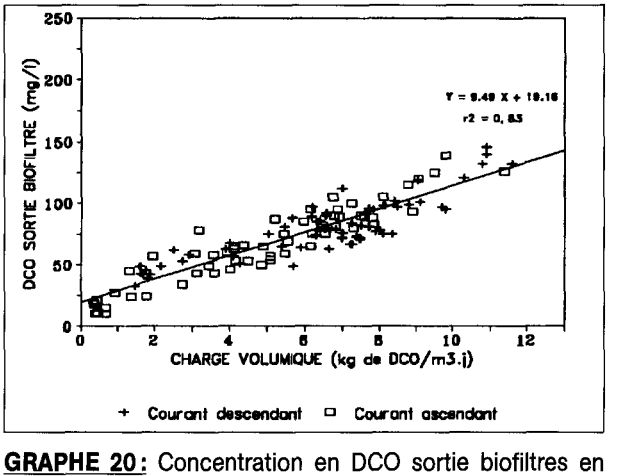
II.1 - DCO

La représentation de la qualité du rejet en fonction de la DCO d'entrée donne la relation suivante :



GRAPHE 19: Concentration en DCO sortie biofiltres, en fonction de la concentration en DCO entrée biofiltres

La DCO d'entrée a varié de l'ordre de 30 mg/l à plus de 700 mg/l, pour une DCO de sortie de 20 à 145 mg/l.



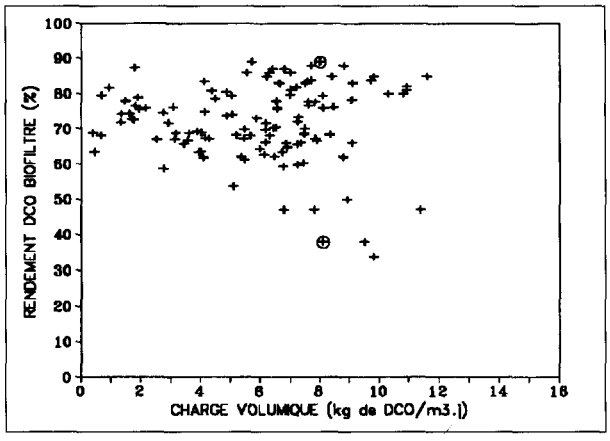
GRAPHE 20: Concentration en DCO sortie biofiltres en fonction de la charge volumique

L'accroissement de la concentration en DCO à la sortie est lié à la concentration en DCO à l'entrée et plus directement encore, à la charge appliquée en DCO par m^3 de matériau par jour. La relation est très nette dans ce deuxième cas (graphe 20).

L'équation de la droite de régression étudiant la relation DCO de sortie en fonction de la charge volumique appliquée donne un coefficient de corrélation $r^2 = 0,83$, avec pour équation $y = 9,5\,x + 19,2$.

Elle montre qu'au-delà de 7 kg de DCO/m^3.j, la concentration moyenne en DCO de sortie dépasse 90 mg/l soit le niveau e, et il faudra une charge appliquée de l'ordre de 5,5 - 6 kg pour que la majorité des échantillons de sortie soit inférieure à 90 mg/l en DCO

L'étude du rendement en DCO des installations en fonction de la charge volumique appliquée montre qu'il n'existe pas de corrélation forte entre ces deux paramètres.



GRAPHE 21 : Rendement en DCO des biofiltres en fonction de la charge volumique

Le rendement des installations se situe entre 60% et 90% (à l'exception de quelques points). Manifestement, les charges volumiques élevées sont liées à des concentrations à l'entrée relativement fortes. A ce niveau, le rendement sur la dégradation de la matière organique fait intervenir de nombreux facteurs dont :

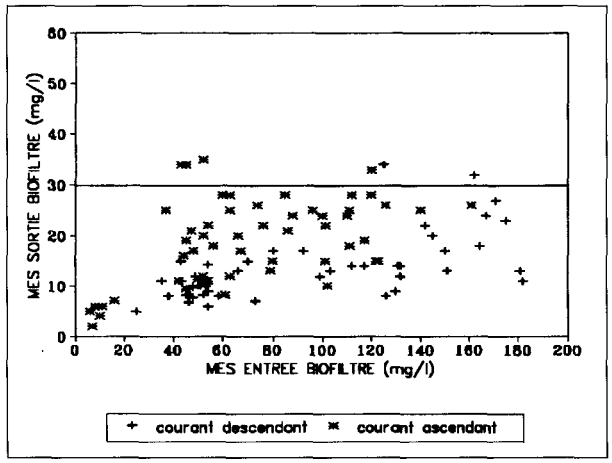
- la concentration de la DCO à l'entrée : des concentrations faibles à l'entrée pénalisent le rendement de l'installation ;
- les conditions d'aération (bactéries aérobies) ;
- la charge hydraulique appliquée : des vitesses élevées diminuent les temps de passage.

A partir du jeu de données, l'examen des 2 points (+) illustre l'écart important de rendement pour une charge appliquée identique. La valeur maximale correspond à une concentration d'entrée élevée et à une faible concentration pour le second point.

Cet exemple est révélateur et montre la limite des relations théoriques. Ces dernières sont d'utilisation possible à condition que les autres facteurs indispensables à une bonne activité biologique soient correctement assurés (oxygène, micro-faune diversifiée et bien établie...).

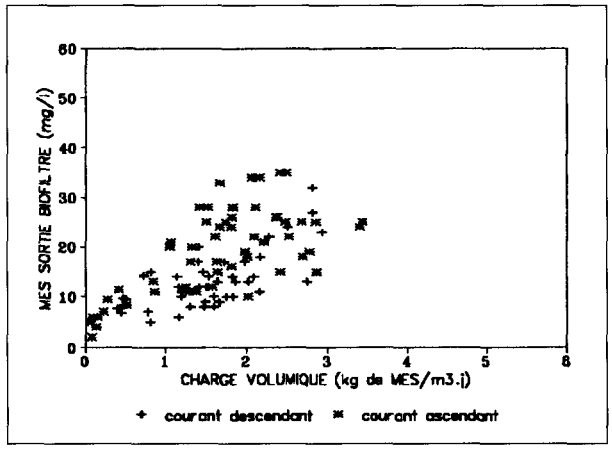
II.2 - Charge particulaire (MES)

Le comportement des biofiltres face à une charge particulaire à traiter est également intéressant. Les principaux résultats des campagnes de mesures sont présentés ci-après :



GRAPHE 22 : Evolution des concentrations en MES sortie biofiltres en fonction des concentrations en MES entrée biofiltres

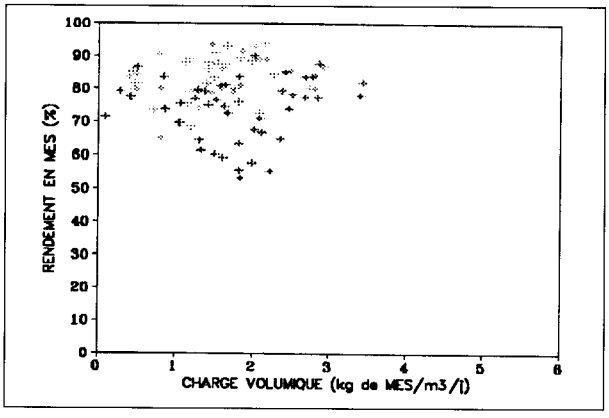
Ce graphique montre l'effet remarquable de la filtration sur les matières en suspension. A l'exception de quelques points, la teneur en MES en sortie est inférieure à 30 mg/l (niveau e) pour des effluents entrants dont les concentrations varient de 10 à 180 mg/l avec des plus fortes concentrations d'entrée pour les courants descendants.



GRAPHE 23 : Evolution des concentrations en MES sortie biofiltres en fonction de la charge volumique en MES

La représentation de la relation entre la concentration en MES à la sortie et la charge volumique (en kg de MES/m³.j) montre une légère corrélation: les concentrations à la sortie augmentent avec la charge volumique. Toutefois, dans le domaine des charges volumiques étudiées (inférieures à 3,2 kg de MES/m³.j), les concentrations à la sortie restent majoritairement inférieures à 30 mg/l (niveau "e").

Le rôle filtrant des biofiltres est également illustré par le graphique suivant:



GRAPHE 24: Rendement en MES des biofiltres en fonction de la charge volumique en MES

Il montre un rendement élevé le plus souvent supérieur à 80 %, sans relation directe avec la charge appliquée en MES sur les réacteurs.

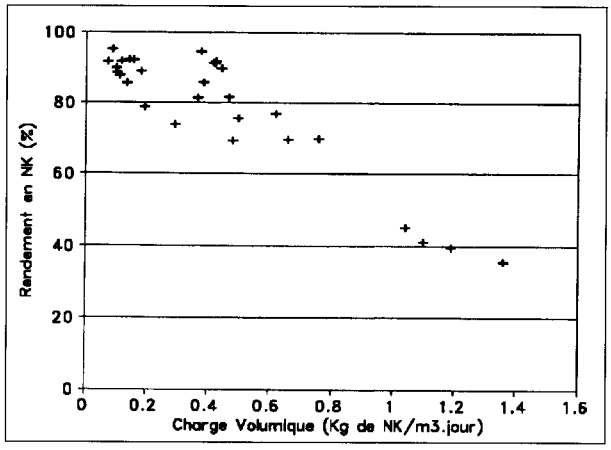
II.3 - Abattement de la pollution azotée

L'ensemble du document est essentiellement consacré à l'abattement de la pollution carbonée. Pourtant, plusieurs sites ont présenté des résultats intéressants sur l'azote dont les principaux sont: NIME, META, PERR, DECA, BARC et GRIM.

Les sites de NIME et META sont des installations dont l'objectif nitrification était retenu pour le dimensionnement.

Pour PERR et DECA, aucun objectif pour l'azote n'avait été retenu dans le cahier des charges.

La représentation du rendement en N Kjeldahl en fonction de la charge volumique appliquée en azote NK est la suivante:



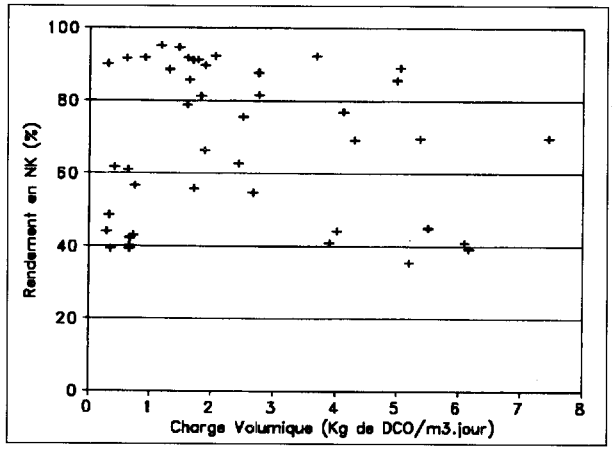
GRAPHE 25: Rendement en NK des biofiltres en fonction de la charge volumique appliquée en NK

Seuls les rendements supérieurs à 35 % ont été retenus, car il est couramment admis que les valeurs inférieures correspondent pour l'essentiel à une simple assimilation par la biomasse.

Le graphique et les résultats détaillés du tableau annexe 7 appellent les commentaires suivants:

- des rendements en azote NK supérieurs à 80 % ne peuvent être obtenus que sur des stations présentant des charges appliquées en NK inférieures à 0,5 kg de NK /m³.j.
- la station de META n'assure qu'une nitrification partielle. Ce point est à rapprocher de la faible température de l'effluent au moment du démarrage du filtre, de l'ordre de 5 à 10°C seulement.
- la station DECA, non prévue pour nitrifier, présente de bons résultats, ces rendements élevés sont liés aux faibles charges appliquées en azote.

Le graphique suivant est une représentation du rendement en NK en fonction de la charge volumique appliquée en DCO. Il montre une faible relation entre ces deux paramètres.



GRAPHE 26: Rendement en NK des biofiltres en fonction de la charge volumique appliquée en DCO

En résumé, les rendements en nitrification supérieurs ou égaux à 80 %, correspondent à des charges de l'ordre de :
0,44 kg de NK/m^3 de matériau.jour
ou 0,36 kg de NH_4+ appliqués/m^3 de matériau.jour

Ces ratios sont obtenus sur des installations présentant un rapport DCO/N de l'ordre de 10. En traitement tertiaire, (le rapport est beaucoup plus faible), des rendements supérieurs ou égaux à 80% peuvent être obtenus avec des charges volumiques appliquées plus élevées.

En dehors de la charge appliquée en NK, rappelons que les rendements élevés dépendent notamment :
- d'une bonne répartition de l'air,
- de la température de l'eau,
- la faible concentration en carbone,
- et d'une bonne gestion des lavages.

II.4 - Le phosphore

Les rendements en phosphore sur l'étage biofiltration sont assez variables. Les résultats moyens sont récapitulés dans le tableau 11.

L'abattement du phosphore est amélioré grâce à l'adjonction de réactifs au niveau de l'étage précédent. Dans ce cas, on obtient un abattement compris entre 30 et 60 %. Sur les sites sans traitement chimique à l'amont, l'abattement du phosphore est limité à l'assimilation bactérienne (de l'ordre de 10 %).

Des résultats plus détaillés ont été recueillis sur l'un des sites.

	Rendements en %		
	P. Total	P. Particulaire	P. Dissous
Etage physico-chimique	72	67	80
Etage biofiltration	66	93	6
Rendement global	90	97	80

** La fraction particulaire est obtenue par différence de concentration entre le total et le dissous (centrifugé puis filtré).*

On remarque qu'en sortie du premier étage, une partie du phosphore résiduel est encore sous la forme particulaire et que son élimination est très élevée sur l'étage biofiltration. Ce point confirme le rôle important de filtration du système.

Abattement en %	DECA	BARC	NIME	BOUC	GREO	META	SPAL	PERR	TOUL	GRIM
Réactifs chimiques*	AR	R	AR	R	R	R	R	R	AR	R
Rendement biofiltre	11	33	6	10	38	6	24	50	7	64

** Réactifs chimiques : AR : Absence de Réactifs - R : Réactifs*

TABLEAU 11 : Abattement du phosphore

III - Comportement des biofiltres face aux variations de charge

III.1 - Variations de charge hydraulique

En régime stabilisé, des vitesses élevées entraînent une dégradation des rendements d'épuration (en particulier sur la DCO). Dans le cas d'une augmentation brutale des débits de courte durée (épisodes pluvieux, arrêt de filtres), les rendements sont peu affectés et peuvent même dans certains cas être améliorés par l'augmentation de la concentration des eaux (en début de période pluvieuse) à l'entrée de la station.

L'inconvénient majeur de ces à-coups hydrauliques, dans le cas des courants descendants, consiste en la mise en charge prématurée du biofiltre avec pour conséquence :

- La détection d'un colmatage par les sondes et isolement du filtre entraînant des surcharges hydrauliques sur les autres,
- l'amorçage du by-pass situé à l'amont des biofiltres comme protection hydraulique.

Afin d'éviter ces problèmes, la prise en compte des débits maximaux au moment du dimensionnement s'impose :
- soit par la mise en place d'une régulation de débit (bassin tampon, pompe à débit variable),
- soit par une surface de filtration adéquate.

En effet, un lavage inutile entraîne des conséquences sur les autres filtres en fonctionnement : ils reçoivent une charge hydraulique plus forte pendant les lavages. Cette surcharge hydraulique se poursuit même après la réalimentation du filtre lavé en raison de la réintroduction des eaux de lavage dans la filière à l'amont du décanteur.

III . 2 - Variations de charge organique

Ces variations ont eu lieu accidentellement (anomalie de fonctionnement sur l'étage précédent) ou volontairement par diminution du nombre de filtres en fonctionnement.

Différents cas ont été observés :

- La situation la plus défavorable correspond à l'introduction de plusieurs dizaines de m^3 de boues primaires sur des biofiltres lors du colmatage d'un décanteur lamellaire. La charge n'a pu être précisément mesurée (prélèvements difficiles), mais le rendement en DCO a chuté de 20 points en 24 heures. Des lavages fréquents pendant 48 heures ont pu rétablir en partie la situation qui est restée malgré tout précaire étant donnée la faible quantité de biomasse active présente dans le filtre. La situation est redevenue tout à fait normale au bout de quelques jours.
- Des variations brutales ont également été provoquées par arrêt de certains filtres pour se rapprocher des valeurs nominales. Les performances de la station accusent une baisse de quelques points (5 points sur le rendement) avec la montée en charge.
- Sur un site, toute la biomasse a été détruite par l'adjonction volontaire de produits chimiques ; un délai de 3 semaines a été nécessaire pour retrouver un rendement correct pour la DCO dissoute ; par contre, l'effet filtration sur la pollution particulaire est immédiat.
- Sur un autre site, le suivi de la mise en route des biofiltres après un arrêt de plusieurs mois a révélé un bon redémarrage du système. Une dizaine de jours après la remise en service de l'installation, les rendements sur la DCO et les MES atteignaient déjà 75 à 85 %.

Le retour à un rendement satisfaisant est différent sur ces deux derniers sites. L'amélioration plus rapide est dû probablement :

- à des conditions de fonctionnement différentes (charge volumique et vitesse plus faible), et
- à une biomasse fixée (sous forme enkystée) déjà présente dans le filtre.

Dans tous les cas, face à des surcharges organiques, la biofiltration retrouve une efficacité beaucoup plus rapidement sur la pollution particulaire que sur la pollution dissoute.

Remarque : pour le traitement de l'azote (par nitrification), l'utilisation de filtres en série pour la nitrification permet d'accroître la fiabilité du procédé.

En résumé, les biofiltres ont un bon comportement face aux variations de charge organique. Leur efficacité sera d'autant plus élevée que l'état du filtre sera satisfaisant, c'est-à-dire :

- présence d'une biomasse bien développée et diversifiée,
- bonne aération du milieu.

Lors de l'apparition de surcharges brutales, la solution est dans une gestion optimisée des lavages, afin de retrouver rapidement un état biologique et hydraulique satisfaisant du massif.

IV - Biofiltration et effluents particuliers

IV.1 - Comportement des biofiltres face à des effluents peu concentrés

Les eaux résiduaires peu concentrées s'accompagnent habituellement d'importants volumes à traiter (réseau drainant, raccordements défectueux,...). Ces conditions sont souvent très pénalisantes pour les systèmes à boues activées avec décanteur secondaire.

Le procédé de biofiltration apporte une sécurité accrue dans ce cas, puisque la qualité du rejet est peu affectée par la charge hydraulique appliquée dans la limite des vitesses mesurées dans l'étude, mais cela suppose quand même des conditions de dimensionnement tenant compte de la présence de ces eaux parasites.

IV . 2 - Comportement des biofiltres face à des effluents très concentrés

L'efficacité du système et la qualité du rejet sont directement liés à la charge organique volumique appliquée.

Les installations alimentées par des effluents concentrés et à des charges appliquées élevées, entraînent des contraintes d'exploitation importantes liées à la gestion des lavages qui doivent être très fréquents. Sur ce type d'installation, une gestion soutenue et un suivi intensif devraient permettre de faire face à ces périodes difficiles et de maintenir une épuration correcte.

CINQUIEME PARTIE : LES BESOINS ENERGETIQUES

Le suivi des différentes installations a permis d'étudier les besoins énergétiques du procédé par biofiltration, notamment l'aération.

I - Aération

L'air introduit par surpression en fond du filtre permet de fournir l'oxygène dissous aux micro-organismes aérobies présents.

Les possibilités de mesure d'air injecté dans les biofiltres sont dans la plupart des cas inexistantes sur les stations. Seules, les installations récentes sont équipées de dispositif de contrôle permettant de moduler les apports en fonction des charges à traiter.

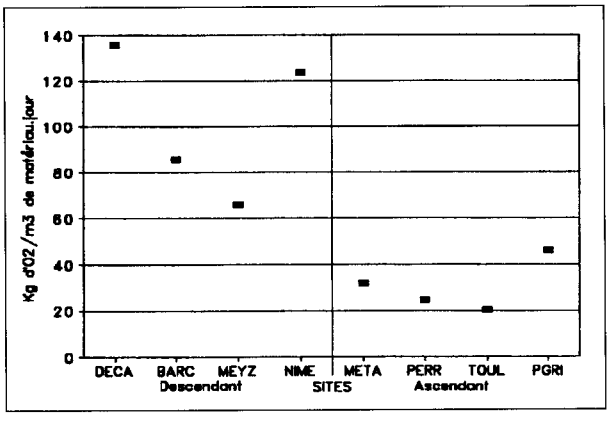
Dans les calculs suivants, il n'a pas été tenu compte du rendement d'oxygénation dans les filtres, ce paramètre étant difficilement appréciable en raison des valeurs variables avec :
- la hauteur d'eau
- le degré de colmatage du filtre
- la nature du matériau...

Les valeurs d'air injecté ont été transformées en O_2 sur la base de la teneur en O_2 de l'air (21%).

I.1 - Bases de dimensionnement

L'ensemble des données concernant l'aération figure dans le tableau annexe 9.

Une première approche consiste à comparer les apports maximaux d'oxygénation (dispositif de secours compris) introduits dans le système pour chaque site et rapportés au m^3 de matériau. Les résultats sont représentés sur le graphique suivant :



GRAPHE 27 : Quantité d'O_2 apportée par m^3 de matériau et par jour sur les différents sites

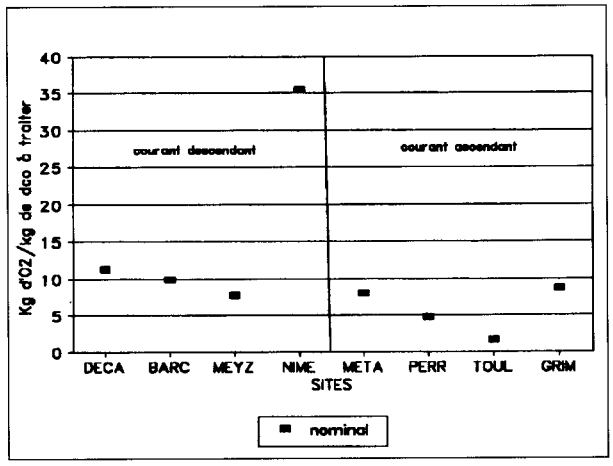
Quatre sites n'ont pu figurer sur le graphique, compte tenu de l'absence de données concernant leurs capacités théoriques d'oxygénation.

Deux blocs se distinguent :

* Pour les courants ascendants (META, PERR, TOUL, PGRI) le ratio (kg d'O_2/m^3 de matériau) varie peu et est égal à 30,7 en moyenne.
* Pour les courants descendants (DECA, BARC, MEYZ, NIME) ce ratio varie davantage et atteint globalement une valeur moyenne supérieure ou égale à 103.

Cette différence s'explique en partie par des charges volumiques appliquées, lors du dimensionnement, plus élevées pour les courants descendants (C_v=9,52), comparé aux courants ascendants (C_v = 4,82).

La quantité d'oxygène apportée tient compte de la charge à traiter, le graphique suivant est la représentation du rapport : quantité d'oxygène insufflée ramenée au kg de DCO à traiter.



GRAPHE 28 : Quantité d'O_2 insufflée par kg de DCO à traiter sur les différents sites

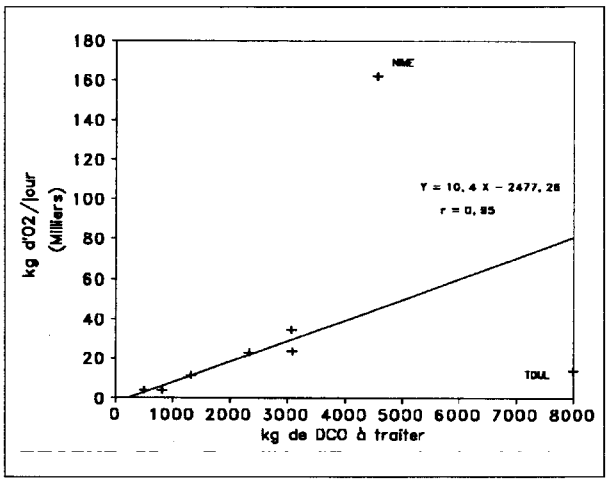
Les résultats obtenus sont différents d'un site à l'autre. La station de NIME (site nitrifiant : surdimensionnement des surpresseurs) ne sera pas retenue pour les interprétations suivantes.

On obtient :

	Courant descendant	Courant ascendant
Valeur moyenne kg d'O_2/kg de DCO à traiter	9,6	7,18 (3 points) : META - PERR - GRIM
		5,8 (4 points) : tous les sites

La dispersion des points ainsi que leur nombre ne permettent pas de dégager la démarche particulière retenue lors du dimensionnement des biofiltres par les constructeurs. La hauteur de matériau et d'eau au-dessus de la rampe d'aération a un effet sur le rendement d'oxygénation, ce dernier n'a pu être vérifié lors des mesures.

Le graphique ci-dessous représente la quantité d'O_2 maximale théorique en fonction de la charge nominale à traiter en DCO :



GRAPHE 29 : Quantité d'O_2 maximale théorique insufflée par jour en fonction de la charge en DCO nominale à traiter

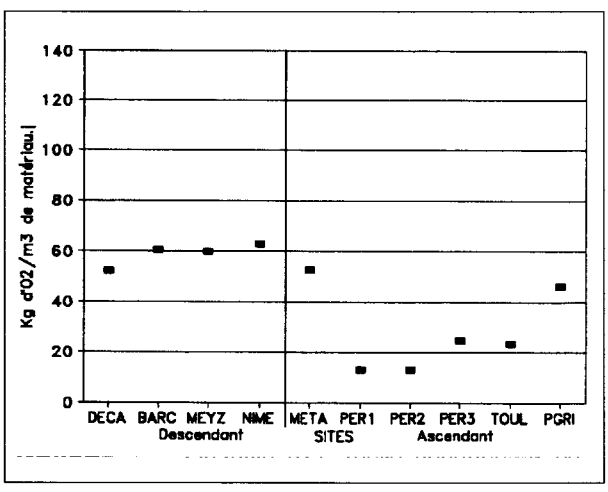
Lors du dimensionnement, le calcul de l'apport d'O_2 insufflé est basé en moyenne sur :

10 kg d'O_2 apporté / kg de DCO à traiter.

I.2 - Valeurs mesurées

L'ensemble des données recueillies parait en tableau annexe 9.

Une approche identique à celle du chapitre précédent a été effectuée à partir des données mesurées sur les sites, et en particulier des charges de pollution réellement reçues par les ouvrages.



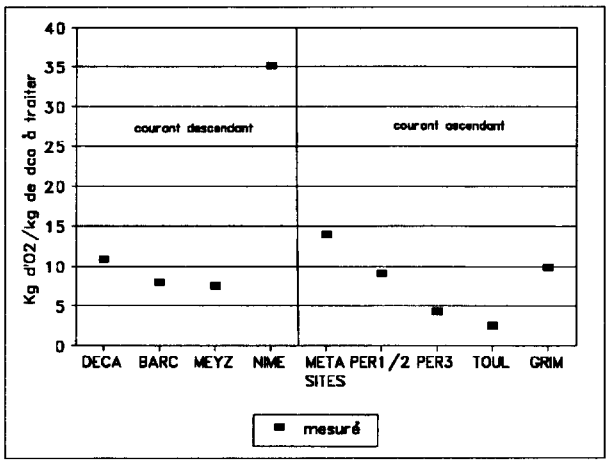
GRAPHE 30 : Quantité d'O_2 réelle apportée/m^3 de matériau et par jour sur les différents sites

Contrairement à ce qui ressortait du chapitre précédent, on observe :

- une homogénéité du rapport kg d'O2/m^3 de matériau pour les courants descendants,
- une dispersion plus grande pour les courants ascendants.

La grande amplitude relevée sur le nominal s'amoindrit.

Les apports d'O_2 en fonction de la charge traitée sont représentés sur le graphique suivant :



GRAPHE 31 : Quantité d'O_2 réelle apportée, par kg de DCO à traiter sur les différents sites

Courants descendants :

A l'exception du site de NIME (site nitrifiant), les quantités d'air injectées sont assez proches. La valeur moyenne est de :

8 à 9 kg d'oxygène insufflé par kg de DCO à traiter.

A 10,9 kg d'oxygène insufflé par kg de DCO à traiter, le site de DECA a permis de nitrifier les composés azotés. La comparaison avec le site de NIME est difficile pour les raisons suivantes :

- rapport DCO/N différent,
- la quantité d'azote à nitrifier est beaucoup plus élevée sur le site de NIME.

Courants ascendants :

La dispersion des points est plus élevée. Chaque installation a fonctionné dans des conditions bien particulières :

- site de META : nitrification demandée, non réalisée en raison de la température basse.
- PERR 1 et 2 : nitrification effective.
- TOUL : sous aération du massif confirmée par l'observation microscopique.

Ces différences ne permettent pas d'étudier correctement la relation apport d'O_2 insufflé en fonction de la charge à traiter.

Des ordres de grandeur sont présentés en fonction des résultats obtenus sur les sites.

	SITES	RESULTATS en kg d'O_2/kg de DCO traitée
Nitrification demandée	META	14,6
Nitrification effective (concentration en NH4 faible)	PERR 1 et 2 GRIM	9,12 9,9
Absence de nitrification (aération limitée)	PERR 3	4,41

Dans le cas des courants ascendants, l'apport d'O_2 se situe entre 9,51 et 4,41 ; la valeur moyenne serait de l'ordre de :
7 kg d'oxygène insufflé/ kg de DCO à traiter.

Conclusions :

La quantité d'air envoyée pour traiter la pollution carbonée est très variable, cela est à rapprocher des raisons suivantes :
- absence d'une mesure réelle de débit d'air,
- efficacité différente des surpresseurs,
- absence de régulation fine,
- quantité de DCO à traiter différente,
- et absence de mesure sur le rendement d'oxygénation du système.

En conséquence, ces chiffres ci-après sont donnés à titre indicatif :
8 à 9 kg d'oxygène insufflé/ kg de DCO à traiter pour les courants descendants.
7 kg d'oxygène insufflé/ kg de DCO à traiter pour les courants ascendants.

La connaissance des quantités réelles en air injecté et des rendements de transfert (liés à la hauteur d'eau) permet de définir précisément la consommation en O_2 et les besoins énergétiques.

L'expérience acquise au cours de cette étude montre l'intérêt d'optimiser le débit d'air en fonction de la charge à traiter. Une gestion fine est essentielle et doit s'appuyer sur :
- une mesure des débits d'air sur les surpresseurs,
- des surpresseurs à vitesse variable,
- un réseau de distribution interconnectable entre les filtres afin de faire face à d'éventuelles anomalies sur les surpresseurs.

II - Aspects énergétiques

II.1 - Puissances installées

Le procédé de biofiltration mobilise des puissances électriques installées importantes. Les surpresseurs et pompes nécessaires au traitement sont les principaux consommateurs.

L'ensemble des résultats relatifs aux aspects énergétiques est rassemblé dans le tableau annexe 10.

Le tableau suivant résume la puissance spécifique installée par m³ de matériau.

W/m³		Moyenne	
	extrêmes	courant ascendant	courant descendant
Surpresseur • Air process • Air de lavage	92 à 410 426 à 952	134 677	300 597
Pompe • Eau de lavage	190 à 902	305	709

TABLEAU 12 : Mesure des puissances spécifiques *

** les puissances spécifiques ont été rapportées au volume lavé, c'est à dire le plus souvent à un filtre à l'exception de la station de NIME (puissance ramenée à 1/2 filtre, chaque réacteur étant compartimenté en deux).*

Ces valeurs sont obtenues en prenant en compte les puissances installées des différents moteurs (les organes de secours n'étant pas retenus).

L'ensemble des puissances installées par m³ de matériau est très variable, mais homogène pour un même type de biofiltres :

- **l'air process :** les puissances installées sont deux fois plus élevées dans le cas des courants descendants et s'expliquent en partie par des charges en DCO à traiter plus élevées au départ ;
- **l'air de lavage :** on remarque une "homogénéité" des puissances installées pour les compresseurs "air de lavage" ;
- l'eau de lavage : la puissance des pompes est très différente d'un site à l'autre, elle est plus élevée pour le courant ascendant (multiplié par deux). Ceci s'explique en partie par le fait que, dans le courant ascendant, le colmatage situé en fond de filtre nécessite des puissances importantes pour son évacuation à travers tout le support.

Les puissances installées nécessaires aux lavages, sont généralement supérieures aux besoins de l'aération mais leur temps de fonctionnement est faible.

II . 2 - Consommation énergétique

II . 21 - Elimination de la pollution carbonée

En moyenne sur l'ensemble des installations, la consommation spécifique journalière mesurée est de l'ordre de :
1,1 kWh/kg de DCO éliminée.

Ce chiffre est obtenu sur des installations fonctionnant en dessous de leur charge nominale.

L'énergie dépensée par kg de DCO éliminée dépend des quantités d'oxygène injectées mais également de la puissance utilisée pour introduire l'oxygène dans le massif filtrant.

Le pourcentage de consommation des biofiltres par rapport à la consommation totale de la station varie en fonction :
- de la filière retenue
- de l'optimisation du fonctionnement des filtres (nombre de lavages) lié à la charge appliquée.
- des équipements plus ou moins importants sur le site (agitateur dans la bâche eaux sales par exemple).

Les ordres de grandeur sont les suivants :

TYPE DE FILIERE PRECEDANT LES BIOFILTRES	% de consommation énergétique des Biofiltres / à la station.
- Décantation	
Traitement primaire	65 %
Traitement primaire avec réactifs chimiques	55 %
- Traitement biologique	
BA forte charge (biofiltre non nitrifiant)	**25 %**
Lit bactérien forte charge (biofiltre nitrifiant)	**44 %**

La consommation électrique journalière des biofiltres (tableau annexe 10) est importante. Elle est due principalement à l'air process fonctionnant en continu, qui représente environ 87 % de la consommation de l'étage biofiltration.

II. 22 - Elimination de la pollution azotée

A titre indicatif, pour les filtres réalisant une nitrification, les consommations sont très différentes et élevées (tableau annexe 10).

On retiendra la valeur obtenue sur le site de NIME où le dimensionnement a été prévu pour traiter l'azote :

6,9 kWh / Kg de NH_4+ éliminé.

Il convient d'être prudent sur l'utilisation de cette valeur car ce chiffre est obtenu sur un seul site.

Le pourcentage de consommation des biofiltres par rapport à la consommation totale de la station dépend du type de filière précédant les biofiltres, soit :
- 44% pour la filière lit bactérien forte charge + biofiltres,
- 74% pour la filière décanteur lamellaire avec réactif + biofiltres.