HAL
open science

Le lagunage naturel en France. Bilan de 15 ans de pratique et perspectives

Catherine Boutin, Y. Racault

To cite this version:

Catherine Boutin, Y. Racault. Le lagunage naturel en France. Bilan de 15 ans de pratique et perspectives. Séminaire F.U.L. lagunage naturel et lagunage aéré, BEL, 23-24 mai 1996, 1996, Arlon, Belgique. pp.14. hal-02575029

HAL Id: hal-02575029

https://hal.inrae.fr/hal-02575029

Submitted on 26 May 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

96/0052

document présenté au séminaire "lagunage naturel et lagunage aéré" les 23-24/05/1996, organisé par la F.U.L (Belgique).

LE LAGUNAGE NATUREL EN FRANCE

Bilan de 15 ans de pratique et perspectives

C. BOUTIN* et Y. RACAULT**

CEMAGREF
** Division Qualité des Eaux, 3 bis, quai Chauveau, 69336 LYON Cedex 09, FRANCE*
*** Division Qualité des Eaux, 50, avenue de Verdun, BP 3, 33612 CESTAS Cedex, FRANCE*

Le lagunage se caractérise essentiellement par un temps de séjour très élevé des effluents, plusieurs dizaines de jours, et par des mécanismes de fonctionnement biologique fortement liés à la température et aux saisons. Ce caractère spécifique rend l'évaluation des performances de ce procédé sensiblement différent de celui des procédés conventionnels.

Pour parvenir à obtenir une image représentative des performances de cette filière de traitement, une enquête nationale a été lancée avec l'aide des SATESE et des Agences de l'eau en 1992 dans le cadre du groupe de travail sur le lagunage.

Par ailleurs, en vue d'améliorer la qualité du rejet issu des installations existantes, les premières conclusions d'essais pilotes d'infiltration-percolation sont rapidement relatées.

Les données issues de l'enquête ainsi que les travaux conduits sur les dysfonctionnements dans les bassins de lagunage permettent de proposer un dimensionnement légèrement modifié de la filière « lagunage naturel en France ».

I - ENQUETE NATIONALE

I.1 - ORIGINE DES DONNEES - METHODOLOGIE D'EXPLOITATION

I.1.1 - Le questionnaire

Les résultats exploités proviennent de données obtenues principalement par les SATESE et complétées par les propres mesures du CEMAGREF recueillies au cours de suivis approfondis de quelques installations conventionnelles. On appelle filière conventionnelle, une succession de bassins à microphytes ou macrophytes traitant intégralement des eaux usées d'origine domestique. Dès l'origine de l'enquête, nous avons choisi de ne retenir les résultats d'analyses que lorsque des mesures de flux (bilan 24 h) ont été réalisées à l'entrée et à la sortie de la filière de traitement. Cette information permet de disposer ainsi des charges réelles appliquées et des charges rejetées dans le milieu recepteur.

Les choix réalisés à priori (filière conventionnelle uniquement et mesures de flux) ont conduit à ne retenir que 280 fiches questionnaire décrivant des bilans réalisés sur 178 stations d'épuration.

I.1.2 - Caractéristiques de l'échantillon

Disposant déjà d'une description de l'état de développement de la technique du lagunage sur le territoire français (Boutin P. et al., 1986) nous avons pu vérifier la bonne représentativité géographique de notre échantillon en analysant ses caractéristiques. Les 178 lagunes retenues sont reparties sur 41 départements. Afin de tester l'influence du climat, l'échantillon a été réparti sur 6 zones géographiques différentes. (Racault Y. et al., 1995).

L'âge des installations de lagunage est présenté dans la figure 1. Le parc est relativement âgé puisque près de 35 % des stations ont plus de 10 ans. Par contre, il est important de noter qu'au moment de la réalisation des mesures bilans utilisées dans cette enquête, la durée du fonctionnement est de moins de 4 ans pour 44 % des données bilans recueillies. Les données de fonctionnement portent donc sur un parc relativement jeune.

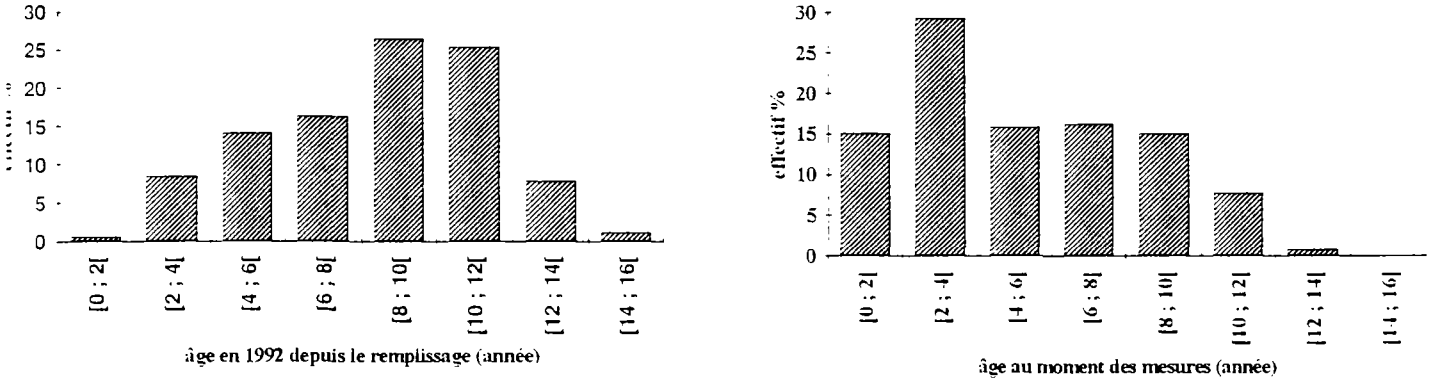

Fig. 1 - Age des installations en 1992 et âge au moment des mesures.

Le lagunage est utilisé essentiellement pour des collectivités de petite taille : plus de 77 % de l'échantillon a une taille inférieure à 1000 éq.hab. et la taille moyenne est proche de 600 éq.hab. Les lagunages pris en compte sont, dans 80 % des cas, des filières à microphytes uniquement. Dans 20 % des cas, le dernier bassin est planté entièrement ou partiellement de végétaux enracinés.

Le plus fréquemment, la filière de traitement est constituée de 3 bassins en série (60 % des cas). Dans 35 % des cas, il n'existe que deux bassins. Les bases de dimensionnement appliquées sont pour la majorité de l'échantillon très proche d'une valeur moyenne de 10 m^2/éq.hab.

Les lagunes de notre échantillon sont alimentées dans un peu plus de 35 % des cas par des réseaux séparatifs stricts (absence d'eaux parasites).

I.2 - CHARGES REÇUES SUR LES INSTALLATIONS

Pour éviter de donner un poids statistique trop élevé à des lagunes trés surchargées organiquement et non représentatives de la situation nationale, l'exploitation des données porte sur des installations dont la charge réelle appliquée est inférieure à 60 kg de DBO_5/ha.j., soit 95 % de l'effectif.

I.2.1 Charge organique

Le taux de charge moyen de l'échantillon est de 25,5 kg de DBO_5/ha.j soit 51 % de la charge nominale communément admise en France jusqu'ici.

La figure 2 fait apparaître, par type de réseaux (strictement séparatif et autres) la distribution des charges organiques appliquées aux lagunes. Quelle que soit la nature du réseau, la classe numériquement la plus importante est obtenue pour une charge organique voisine de 15 kg de DBO_5/ha.j soit un taux de charge équivalent à 30 % de la valeur nominale. Les lagunes fonctionnent donc dans l'ensemble, dans des conditions de nette sous-charge organique.

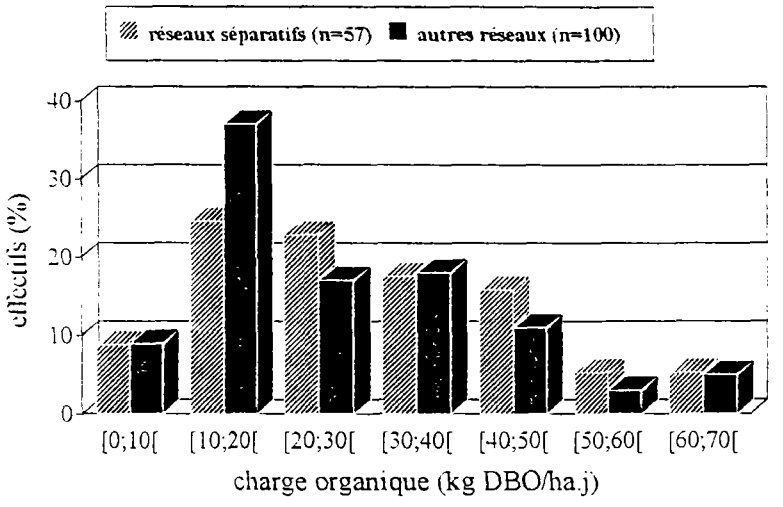

Fig. 2 - Distribution des charges organiques suivant le type de réseau.

Pour le cas des réseaux séparatifs, la charge organique n'est que très légèrement supérieure à celle constatée en cas d'utilisation d'autres types de réseaux.

I.2.2 - Charge hydraulique

La charge hydraulique moyenne calculée sur 165 stations est proche de la charge hydraulique nominale (taux de charge voisin de 90 %). Cette valeur a cependant peu de signification car l'écart-type sur ce paramètre est très élevé ce qui conduit à un coefficient de variation proche de 0,80.

La figure 3 met en évidence les distributions de charge hydraulique par type de réseaux. Dans les deux catégories, la classe dominante en effectif est observée pour des taux de charge hydraulique de l'ordre de 70 % des conditions nominales. Des valeurs extrêmes, jusqu'à 500 % peuvent être atteintes sur des réseaux unitaires.

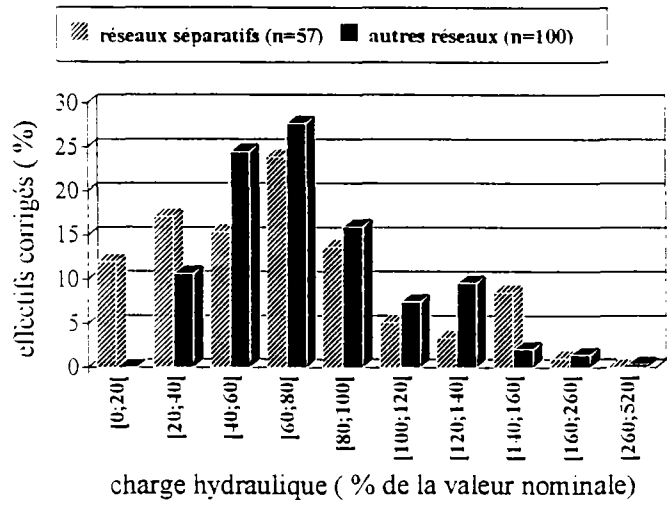

Fig. 3 - Distribution des charges hydrauliques suivant le type de réseau.

I.2.3 - Caractéristiques des eaux usées brutes

Tous réseaux confondus, les eaux usées présentent en moyenne des concentrations conformes aux valeurs habituellement rencontrées sur les collectivités rurales (Cf tableau 1).

Tableau 1 : Caractéristiques des Eaux Usées (mg/l)

		DCO brute	DBO_5 brute	MES	NK	NH_4^+	Pt
Tous réseaux	moy. pondérée	657	277	256	70	48	21
Réseaux séparatifs	moyenne	835	349	332	81	54	24
	écart type	*445*	*196*	*209*	*36*	*25*	*20*
Autres réseaux	moyenne	552	235	212	64	45	19
	écart type	*299*	*140*	*150*	*25*	*21*	*14*

Par types de réseau, le tableau 1 met en évidence des différences de concentrations tout-à-fait significatives, même si les écarts types sont très élevés à l'intérieur de chaque catégorie. Très logiquement la concentration en matières organiques des eaux usées est sensiblement plus élevée dans les réseaux séparatifs alimentant les lagunages. Le facteur d'augmentation est plus marqué pour la matière organique que pour l'azote.

I.3 - PERFORMANCES EPURATOIRES DES LAGUNES

I.3.1 - Qualité des eaux traitées

Les caractéristiques des eaux traitées sont reportées sur le tableau 2. La valeur moyenne calculée sur plus de 100 données conduit à un résultat respectant le « niveau d » de la circulaire du 4 novembre 1980 et la valeur de référence citée par la Directive européenne 91/271/CEE de 1991 puisque la

DCO filtrée et la DBO_5 filtrée présentent des concentrations respectivement inférieures à 125 mg/l et 25 mg/l. La teneur moyenne en azote Kjeldahl est de 22 mg/l avec une part d'azote ammoniacal de 65 %. Pour le phosphore total, la concentration moyenne est de 8,5 mg/l.

Tableau 2 : Qualité des eaux traitées (mg/l)

		DCO brute	DCO filtrée	DBO_5 brute	DBO_5 filtrée	MES	NK	$N\text{-}NH_4^+$	Pt
Tous réseaux	moy. pondérée	162	**99**	43	**23**	60	22	14	8,5
Réseaux séparatifs	moyenne	198	123	53	24	69	25	17	10
	écart type	*109*	*61*	*44*	*24*	*57*	*17*	*15*	*8*
Autres réseaux	moyenne	141	85	37	22	54	19	12	7,5
	écart type	*69*	*37*	*26*	*18*	*41*	*11*	*9*	*6*

L'examen des résultats obtenus sur les deux catégories de réseaux, montre des écarts-types importants mettant en évidence une forte dispersion des concentrations des eaux traitées, nettement plus forte que celle constatée sur les eaux usées. La fluctuation est particulièrement forte pour les DBO_5 (brute ou filtrée) et les MES. **En sortie de lagune, la présence des algues rend la mesure de la DBO_5 aléatoire, tant sur échantillon brut que sur échantillon filtré (passage possible de microalgues à travers le filtre). Ce paramètre n'a donc pas de réelle signification.**

Pour la DCO, paramètre qui apparaît être le plus stable et le plus fiable, tant sur échantillon brut que filtré, le coefficient de variation atteint 50 %.

D'un point de vue statistique, en comparant les résultats obtenus sur les deux catégories de réseaux par tests d'homogénéité pour tous les paramètres, il ressort que, excepté pour le paramètre DBO_5, la concentration des eaux traitées est significativement plus élevée dans le cas de réseaux séparatifs (la concentration résiduelle en DCO brute ou filtrée est accrue d'environ 30 %). Les concentrations en nutriments entre les deux catégories de réseaux sont aussi sensiblement différentes; on notera cependant les forts écarts-types relevés dans les deux cas, principalement liés à l'influence des conditions climatiques saisonnières.

I.3.2 - Rendement des lagunages

Du fait des temps de séjour très longs au sein d'une lagune mais aussi des variations qualitatives des eaux traitées en fonction des saisons, la notion de rendement est délicate et fait souvent l'objet de discussions.

Afin de tenir compte de la non conservation des débits entrée-sortie (phénomènes d'infiltration et d'évaporation spécifiques des bassins de lagunage), les rendements sont calculés sur les flux.

Le calcul de rendement a été effectué de deux façons :

- l'une traditionnelle compare des flux entrant et sortant

$$R1 = \frac{\text{concentration entrée x débit entrée - concentration sortie x débit sortie}}{\text{concentration entrée x débit entrée}}$$

- l'autre, calculé uniquement sur le paramètre DCO, compare un flux entrant brut et un flux sortant filtré du fait de la circulaire de novembre 1980 qui définit le « niveau d » par une valeur de concentration de DCO mesurée sur un échantillon filtré.

$$R2 = \frac{\text{concentration entrée x débit entrée - concentration sortie filtrée x débit sortie}}{\text{concentration entrée x débit entrée}}$$

Ce dernier mode de calcul majore les rendements callculés, c'est dire que les résultats ainsi obtenus ne peuvent être comparés à ceux des filières conventionnelles.

Tableau 3 : Rendements en flux (en %)

	DCO*	MES*	NK*	Pt*	DCO**
moyenne	78	79	72	66	86
écart type	16	20	23	24	9

* Formule R1 ** Formule R2

L'abattement sur la DCO calculé à partir d'un échantillon brut est proche de 80 % (Cf tableau 3). Une analyse plus fine de la répartition des classes de rendement montre que dans 91 % des cas l'abattement sur la DCO brute dépasse 60 % et qu'il est supérieur à 80 % dans plus de la moitié des cas. L'écart type faible souligne la constance de ce paramètre.

I.4 - FACTEURS INFLUENÇANT LES PERFORMANCES -

I.4.1 - Influence de la charge organique appliquée

Une représentation graphique intégrant l'ensemble des données, tous types de réseaux confondus, conduit à un nuage de points qui ne traduit pas de lien évident entre la qualité de l'effluent traité et la charge organique mesurée.

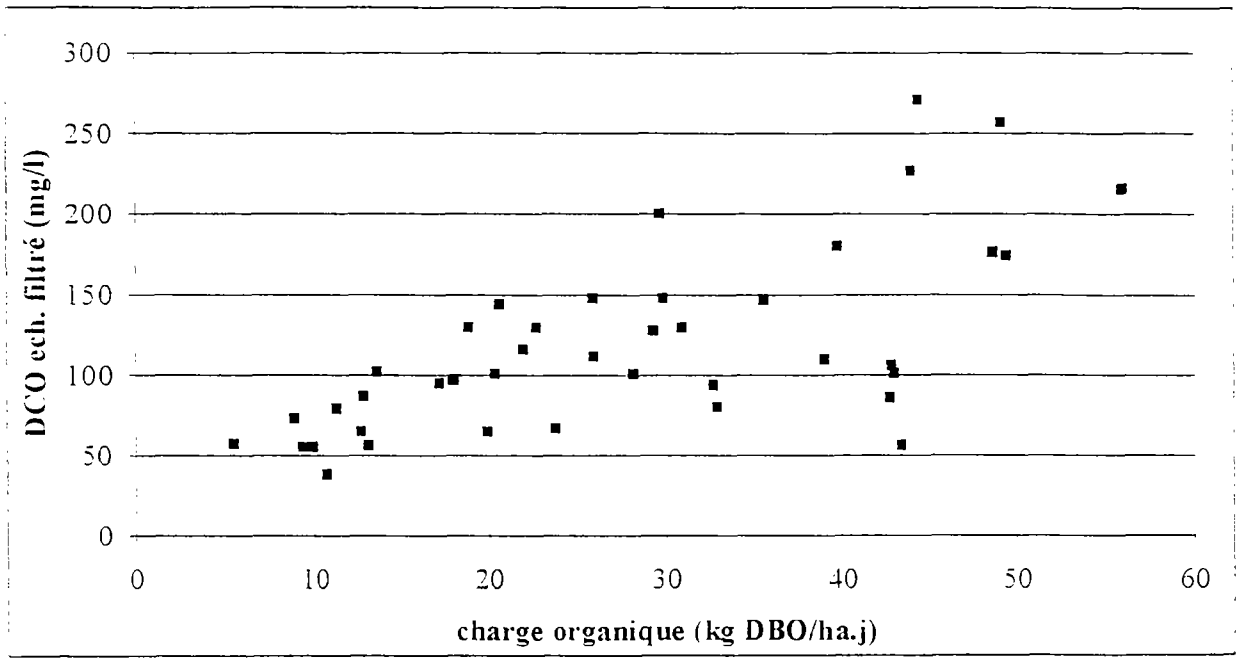

Fig. 4 - DCO filtrée en sortie en fonction de la charge organique appliquée **pour les réseaux séparatifs.**

En se limitant à la classe des réseaux séparatifs, on peut par contre faire apparaître une relation entre la DCO filtrée des eaux traitées et la charge organique appliquée (fig. 4). C'est pour les charges inférieures à 30 kg DBO_5/ha.j que la relation entre concentration et charge apparaît la plus nette, bien qu'on y observe encore une dispersion élevée. Ces résultats, même s'ils révèlent une tendance, ne peuvent cependant en aucun cas servir à préciser des bases de dimensionnement.

Pour l'azote, le phosphore et surtout les MES, l'impact de la charge organique est moins évident et d'autres facteurs sont prépondérants dans les variations observées.

I.4.2. - Influence de la saison

Le tableau 4 regroupe par saison et pour l'effectif total (réseaux séparatifs et non séparatifs) les résultats observés sur la qualité moyenne du rejet.

Tableau 4 : Qualité du rejet en fonction des saisons (mg/l)

Saison	DCOb*	DCOf**	DBOf**	MES	NK	N-NH_4	Pt
Eté	154	113	28	57	15.6	7.2	6.8
Automne	148	102	25	57	21.1	14.2	8.8
Hiver	149	85	26	54	28.8	20.8	9.4
Printemps	157	89	18	49	21.8	15.5	9.6

* échantillon brut ** échantillon filtré

Aucune différence significative (à 5 % de risque) n'apparaît pour la DCO, la DBO_5 filtrée et les MES entre les différentes saisons dans notre échantillon. Ces résultats, un peu inattendus, peuvent

s'expliquer en partie par la présence d'eaux parasites en quantité plus importante en hiver et en automne.

En ce qui concerne les nutriments, les résultats sont nettement différenciés selon les saisons, c'est particulièrement net sur l'azote ammoniacal où la concentration en été est environ 3 fois inférieure à la concentration hivernale.

I.4.3 - Influence combinée de la charge organique et de la saison

Sur l'azote ammoniacal paramètre pour lequel les différences saisonnières sont marquées nous avons testé l'influence complémentaire de la charge organique. En ne retenant que les saisons extrêmes (été, hiver) on constate que l'influence de la charge organique est très faible en été où la concentration en $N\text{-}NH_4^+$ demeure inférieure à environ 15 mg/l et par contre très sensible en hiver où une corrélation nette apparaît entre charge et concentration (fig. 5). Ces observations conduisent à dire que la qualité du rejet sur le paramètre azote est d'autant plus influencée par la charge organique appliquée que la période est froide.

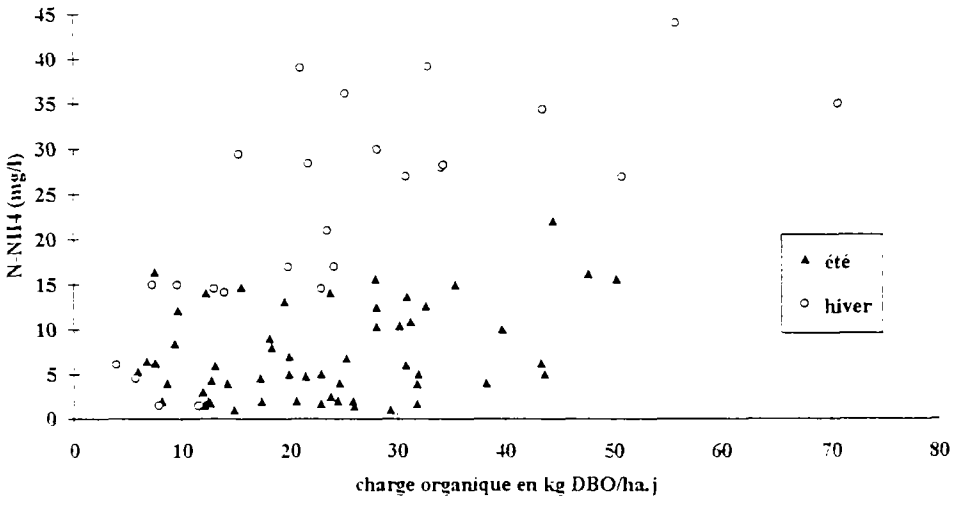

Fig. 5 - Azote ammoniacal en sortie en fonction de la charge organique (en été et hiver).

I.4.4 - Influence de la localisation géographique et de l'âge des installations

Le traitement des données par distinction de zones géographiques n'a pas permis de dégager des différences significatives, d'autres facteurs apparaissant probablement prépondérants.

L'influence de l'âge a aussi été testée. Il s'en dégage que la qualité des effluents est significativement meilleure pour les installations âgées de moins de 3 ans ce qui s'explique notamment par le fait que la charge organique moyenne appliquée est plus faible que sur l'ensemble de l'échantillon. De trois à dix ans d'âge, il n'apparaît pas possible d'établir une relation entre qualité du rejet et vieillissement même en se limitant aux réseaux strictement séparatifs et en prenant en compte une charge organique moyenne cumulée. Le suivi sur dix ans de la lagune de Vauciennes révèle cependant une décroissance progressive de l'abattement en phosphore (75% à 30%) qui parait bien liée au vieillissement (Schetrite S. et al., 1995). Cette observation demandera à être confirmée sur d'autres sites.

II - DYSFONCTIONNEMENT

Sur le territoire français, il semblerait qu'environ 30 % des stations d'épuration par lagunage ont présenté au moins une fois un problème de dysfonctionnement qui se caractérise par deux indicateurs olfactif et/ou visuel :

- odeurs nauséabondes (caractéristiques de conditions anaérobies par dégagement de H_2S) ;
- changement de couleur « ou virage du plan d'eau » qui passe progressivement d'une couleur verte à une teinte grise brune pour atteindre éventuellement le rose.

L'enquête a permis de faire apparaître les principales origines de dysfonctionnement retranscrites dans la figure n° 6 ci-dessous. L'influence d'un entretien trop réduit est net, une surcharge temporaire ou permanente ainsi que la qualité initiale des eaux sont susceptibles d'engendrer des problèmes de dysfonctionnement.

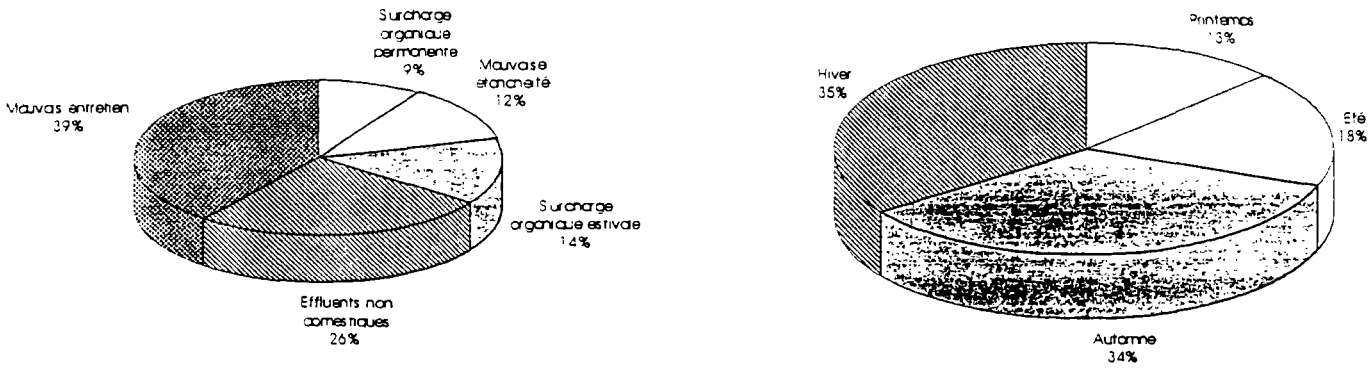

Fig. 6 - Principales causes de dysfonctionnement et leurs périodes d'apparition.

La période d'apparition de ce problème se situe principalement en hiver et en automne (fig. 6).

Les installations anciennes sont plus facilement sujettes au dysfonctionnement, ce qui s'explique par un taux de charge généralement croissant avec l'âge de la station d'épuration (cf. § I.4.4).

Les grandes tendances ont été décortiquées plus précisément lors d'un suivi longue durée de 3 installations situées dans le département du Tarn-et-Garonne (Racault Y., 1993). De manière très schématique, ces dysfonctionnements s'expliquent par un déséquilibre biologique conduisant à une disparition des algues et une prédominance de bactéries. Dans les stations d'épuration de taille petite à moyenne, une stratification thermique relevée au printemps et en été puis brutalement détruite en automne, contribue à accentuer le déséquilibre biologique.

Il n'a pas été possible d'isoler un seul et unique paramètre responsable de ces phénomènes. Par contre, les éléments suivants ont été identifiés comme facteurs de risque aggravant la mise en place d'un deséquilibre biologique :

- taux de charge réel dans le bassin de tête supérieur à 6-7 g de $DBO_5/m^2.j$
- effluent concentré (DBO_5 > 300 mg/l en moyenne annuelle)
- effluent septique.

Des erreurs de conception conduisant, par exemple, à des hauteurs d'eau supérieures à 1 m ou à un bassin de tête très allongé ainsi que des faiblesses d'entretien (dépôt de boues important) peuvent parfois à elles-seules être considérées comme des causes principales de dysfonctionnement.

III - ASSOCIATION LAGUNAGE NATUREL ET INFILTRATION-PERCOLATION.

Le lagunage présente des critères de rusticité tant en investissement qu'en exploitation qui l'ont conduit à un fort développement pour les collectivités rurales françaises.

Pourtant, il offre un rejet d'une qualité qui n'est pas toujours suffisante, eu égard aux valeurs fixées par les seuils français ou européens (cf. Tableau n° 2). De plus, les milieux récepteurs fragiles pour lesquels un niveau de qualité supérieure serait désormais souhaité peuvent inciter à introduire un complément de traitement de la filière lagunage.

Des essais sur colonne d'infiltration-percolation alimenté par une eau issue d'un bassin de lagunage ont donc été conduits, le but étant de s'assurer qu'un sable de maçon pouvait assurer une rétention physique des MES et/ou des algues suffisantes pour atteindre le niveau requis.

Le principe de station d'épuration par infiltration-percolation repose sur des mécanismes de traitement par des cultures fixées sur support fin associés à une alimentation alternée de plusieurs bassins étanches qui assure le maintien de conditions aérobies et une gestion optimisée du colmatage de surface (Agence de l'Eau, 1993).

III.1 - DESCRIPTION DU PILOTE

Le pilote est constitué d'un cylindre en PVC de faible diamètre (70 cm). La hauteur utile de sable dont la figure n° 7 fournit la courbe granulométrique a été volontairement réduite au minimum (27 cm). Etant donné qu'un grand nombre de lagunages naturels ne dispose pas d'électricité, il convient de tester les conditions-limites de hauteur de matériau permettant encore une alimentation gravitaire de la surface d'infiltration-percolation tout en obtenant une amélioration notable de la qualité du

rejet. Une couche drainante de 7 cm composée d'une succession de 3 couches de granulométrie croissante de bas en haut repose sur une plaque de PVC perforée.

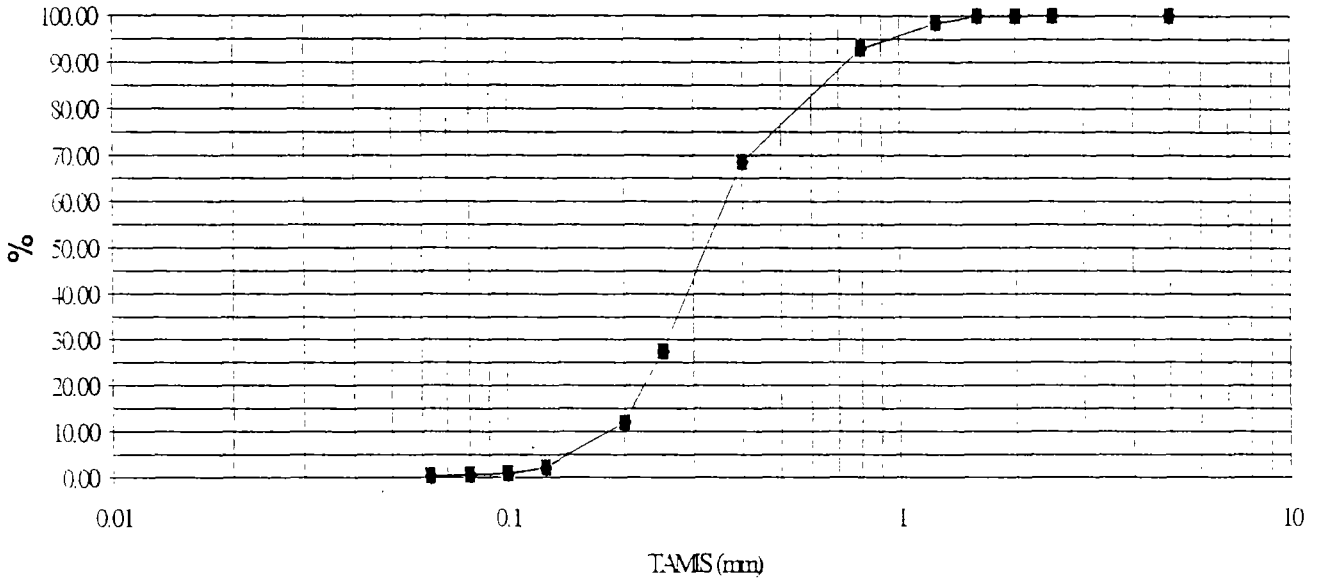

Fig. 7 - Courbe granulométrique du sable utilisé sur les pilotes.

III.2 - METHODOLOGIE

Pendant l'été 1994 (du 29-06-1994 au 15-09-1994), un pilote installé, pour des raisons techniques à l'aval d'un deuxième bassin de lagunage implanté dans le département de l'Ain, a été alimenté par 14 bachées réparties sur 3,5 jours puis mis au repos pendant le même temps.

Pendant la durée des essais, la charge hydraulique du filtre en service a volontairement été augmentée tous les mois d'une valeur de 20 cm/jour. Démarrant à 60 cm/jour au 29 juin, le filtre en service recevait pendant les phases d'alimentation du mois de septembre une hauteur d'eau de 1,20 m/jour.

Deux fois par semaine, au début et à la fin de la phase d'alimentation, ont été confectionnés des échantillons sur lesquels les paramètres DCO, DCO filtrée, MES ont été systématiquement mesurés. Des mesures complémentaires définissant les formes de l'azote ainsi que le phosphore ont été effectuées de manière épisodique. De plus, un suivi en continu des vitesses d'infiltration a été installé.

III.3 - RESULTATS - DISCUSSION

Le suivi des vitesses d'infiltration fût riche de renseignements. Il a mis en évidence la décroissance en dents de scie des vitesses d'infiltration au cours d'une période d'alimentation. Après une période de repos, les vitesses retrouvent une valeur bien supérieure à celle de la fin du cycle précédent. Il est donc nécessaire de maintenir l'alimentation alternée même pour des effluents traités préalablement. Par contre, le suivi des vitesses d'infiltration n'a pas permis d'établir un lien étroit entre charge hydraulique et vitesse d'infiltration.

Le colmatage du mois de septembre n'est pas à relier uniquement à un taux de charge hydraulique élevé. Les conditions climatiques n'étaient plus aussi propices à un assèchement superficiel ; l'apport d'une charge organique très important au début du mois de septembre, semble avoir joué un rôle majeur dans la mise en place du colmatage.

Cette situation a permis de définir une valeur maximale de charge organique appliquée, définie en **conditions estivales uniquement**, elle est de 90-120 g DCO/m² par **bachée**.

Le tableau n°5 et la figure n°8 relatent l'effet de l'infiltration-percolation sur les paramètres DCO et MES. En sortie de pilote, la concentration moyenne du rejet est en deça des valeurs seuils du niveau "e" de la circulaire du 4 novembre 80 : DCO = 90 mg/l, MES = 30 mg/l ; les valeurs maximales pour ces deux paramètres DCO et MES sont respectivement de 100 mg/l et 40 mg/l.

Tableau 5 : Variations de concentration en entrée et sortie du pilote

		ENTREE	SORTIE
MES	Min-max	26-99	10-40
mg/l	moyenne	50	20
	écart type	*19*	*7*
DCO brute	Min-max	79-398	36-99
mg/l	moyenne	135	61
	écart type	*71*	*16*

En terme de rendement, la hauteur de sable de 27 cm permet de retenir en moyenne 60 % des MES et 50 % de la DCO (les valeurs minimales étant respectivement de 44 % et 34 %).

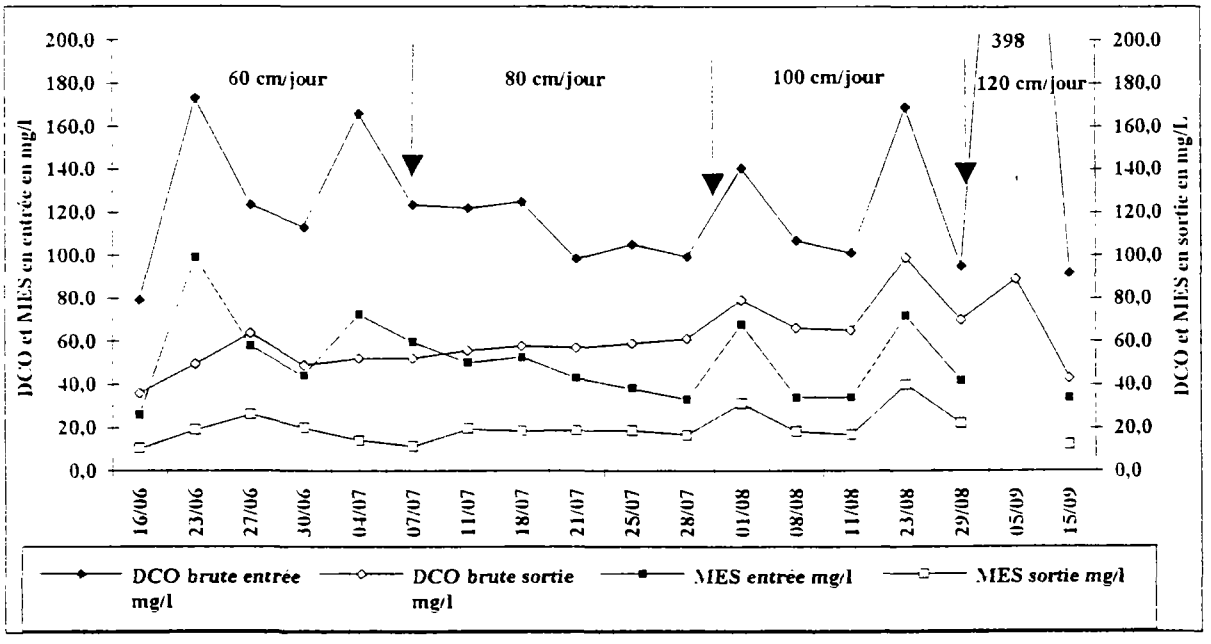

Fig. 8 - Variations de concentrations en MES et DCO brute en entrée et sortie du pilote.

L'activité biologique de ce massif est mise en évidence par une légère réduction du paramètre DCO dissous (rendement moyen d'environ 25 %). La nette décroissante (rendement supérieur à 50 %) mesurée sur l'azote Kjeldahl conforte l'hypothèse de la mise en place rapide de bactéries nitrificantes. La présence de nitrates en concentration très variables au cours du cycle d'alimentation (1-18 mg/l $N\text{-}NO_3^-$) est caractéristique d'un milieu très oxygéné. Pendant le suivi de ce pilote, les quelques mesures effectuées montrent que le niveau NK_2 (10 mg/l de NK) n'a jamais été dépassé.

Ces résultats relativement encourageants, permettent de jeter les premières bases de dimensionnement d'un ouvrage d'infiltration-percolation de faible hauteur (au moins 30 cm) alimenté par des eaux issues d'un bassin de lagunage. Par contre, l'influence prépondérante des paramètres hydrauliques et/ou organiques sur l'activité biologique et sur les rendements n'a pu être mise en évidence. Il convient donc de rester très prudent et ne pas généraliser un dimensionnement acquis à partir d'une étude pilote conduite pendant 3 mois.

Le suivi d'un site expérimental dimensionné à 2 x 0,35 m²/eq.hab en fonctionnement estival uniquement ou 3 x 0,35 m²/eq.hab en fonctionement tout au long de l'année permettrait de vérifier si l'on peut atteindre un rejet répondant toujours au norme européenne et éventuellement d'une qualité supérieure suivante : DCO < 90 mg/l ; MES < 30 mg/l ; NK < 10 mg/l.

IV - PERSPECTIVES

Les conclusions de l'enquête nationale ainsi que l'approche particulière des mécanismes de dysfonctionnement conduisent à modifier légèrement les bases de dimensionnement couramment admises en France (Cemagref, Agences de l'Eau, à paraître).

Il semble prudent de limiter la charge maximale admise sur le premier bassin de lagunage et donc d'augmenter, par rapport aux valeurs anciennes, de 20 % la surface de ce plan d'eau. La filière conventionnelle française devrait désormais s'approcher de la figure n° 9 ci-après.

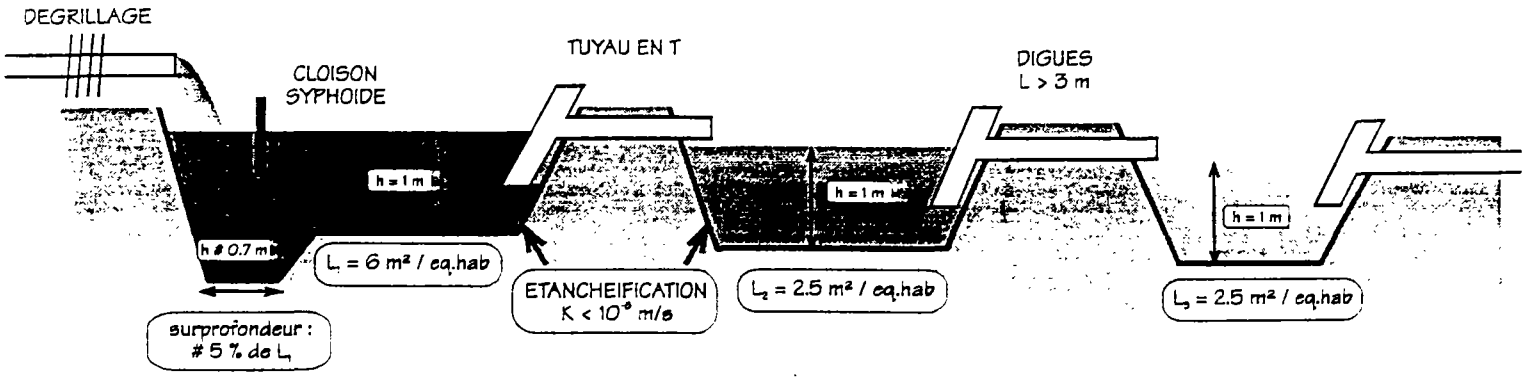

Fig. 9 - Nouvelles propositions de dimensionnement du lagunage naturel en France.

Si nécessaire, afin d'améliorer la qualité des rejets des lagunages existants, l'ajout d'un dispositif d'infiltration-percolation peut s'envisager dans des conditions qui doivent être précisées dans le

cadre du suivi d'un site expérimental, les bases de dimensionnement préconisées n'ayant été acquises en période estivale uniquement et à partir de l'étude d'un pilote.

V - BIBLIOGRAPHIE

AGENCES DE L'EAU (1993) - Epuration des eaux usées urbaines par infiltration-percolation: état de l'art et études de cas. Etude Inter-agences, n° 9, 89 p.

BOUTIN P., RACAULT Y. (1986) - Le lagunage naturel, situation actuelle d'une technique d'épuration en France. *Tech. Sci. Méth.*, Vol. 81, n° 6, pp. 273-284.

CEMAGREF - AGENCES DE L'EAU (A paraître) - Le lagunage naturel. Les leçons tirées de 15 ans de pratique en France.

CIRCULAIRE du 4 novembre 1980 relative aux conditions de détermination de la qualité minimale d'un rejet d'effluent urbain (J.O. du 29 novembre 1980).

DIRECTIVE DU CONSEIL n° 91/271 du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbains résiduaires (J.O.C.E. n° L.135/40 du 30 mai 1991).

RACAULT Y. (1993) - Ponds malfunction : case study of three plants in the south west of France. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 28, n° 10, pp. 183-192.

RACAULT Y., BOUTIN C. and A. SEGUIN (1995) - Waste stabilization ponds in France : a report on fifteen years experience. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 31, n° 12, pp. 91-102.

SCHETRITE S. and RACAULT Y. (1995) - Purification by a natural waste stabilization pond: influence of weather and ageing on treatment quality and sediment thickness. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 31, n° 12, pp. 191-200.