

# Bilan du carbone dans le lagunage anaérobie appliqué sous climat méditerranéen

## Mass balance of carbon in anaerobic ponds applied under a mediterranean climate

J. Paing, J.-P. Sambuco, R. Costa, A. Rambaud and B. Picot

Volume 16, Number 3, 2003

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/705512ar>

DOI: <https://doi.org/10.7202/705512ar>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (print)

1718-8598 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

Paing, J., Sambuco, J.-P., Costa, R., Rambaud, A. & Picot, B. (2003). Bilan du carbone dans le lagunage anaérobie appliqué sous climat méditerranéen. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 16(3), 357–368. <https://doi.org/10.7202/705512ar>

Article abstract

This project examined the application of anaerobic ponds for the primary treatment of urban wastewater under a Mediterranean climate. The objectives of the study were to determine removal performances and to study sludge accumulation and the production of biogas. Together, these results allowed us to calculate the carbon mass balance in the anaerobic ponds.

This work was carried out in the two large primary anaerobic ponds of the waste stabilization pond system at the *Ecosite of Mèze* (Hérault, France), treating domestic wastewater for 13,800 person-equivalents (PE). Anaerobic ponds were 5,000 m<sup>3</sup> in volume, 3.1 m in depth and presented a retention time of 4.6 d with a mean volumetric organic loading of 83 g BOD<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>·d. The characteristics of the influent and effluent (including: suspended solids (SS); chemical oxygen demand (COD); biological oxygen demand (BOD<sub>5</sub>); bicarbonate (HCO<sup>3-</sup>); total organic carbon (TOC); and volatile fatty acids (VFA)) were determined twice-monthly. The volume of sludge and its characteristics (including: SS; volatile solids (VS); TOC; and VFA) were measured monthly. The production of biogas and its composition (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S) were measured with gas collectors specially developed for this study.

Results showed that the anaerobic ponds constituted a good primary treatment with mean removal rates of 55% for SS, 30% for BOD and 22% for COD. Removal performances were relatively constant over the year. Indeed, removal rates were essentially due to the removal of particulate organic matter by sedimentation. Anaerobic degradation occurred essentially in the sludge layer and the removal of soluble COD was low.

The study of sludge characteristics showed that anaerobic digestion equilibrium was reached after one year of operation. The beginning of methanogenesis could be observed by the decrease in the concentration of volatile fatty acids. The accumulation of sludge showed seasonal variation with an important accumulation in winter and the digestion of the accumulated stock in summer. This evolution could be related to the influence of temperature on methanogenesis. The mean rate of sludge accumulation was only 3.8 g SS/P·E·d or 0.017 m<sup>3</sup>/P·E·yr. This rate was significantly lower than for the primary settling tank (50-60 g SS/P·E·d) and for the facultative ponds (0.085 m<sup>3</sup>/P·E·yr) due to the intensive anaerobic degradation.

The production of biogas was measured by gas collectors specially developed for this study. The biogas contained essentially CH<sub>4</sub> (83%); CO<sub>2</sub> was less than 4% because it dissolved in the water column and was converted into bicarbonate alkalinity. The concentration of H<sub>2</sub>S was less than 1% (between 75 and 4770 ppm) but was the cause of unpleasant odours. The biogas production rate was strongly dependent on temperature. A non-linear relationship was obtained ( $E_{biogas} = 4.8451 \times e^{0.1203T}$ ,  $r^2 = 0.92$ ,  $n = 16$ ). The mean annual biogas production rate was calculated to be 49 L/m<sup>2</sup>·d. Seasonal variation in the biogas production rate could be related to seasonal variations in sludge accumulation.

The carbon mass balance showed that 74% of the removed organic carbon was converted into CH<sub>4</sub>, 13% into dissolved inorganic carbon (bicarbonates) and only 15% was stored in sludge. The mass balance was well equilibrated and did not show the entry of atmospheric CO<sub>2</sub>, which occurs in aerobic ponds where CO<sub>2</sub> is used by algae to produce their cell biomass. In an anaerobic pond, the low production of sludge was due to the efficiency of the anaerobic degradation but also to the low internal biomass production.

To conclude, the use of a primary anaerobic pond was advantageous and permitted a reduction in the required surface area for a waste stabilization pond system. This process produced effluent for secondary treatment in a facultative pond with essentially the removal of the particulate organic matter. However, anaerobic ponds may cause odor problems linked to the emission of H<sub>2</sub>S.

## Bilan du carbone dans le lagunage anaérobie appliqué sous climat méditerranéen

Mass balance of carbon in anaerobic ponds applied under a mediterranean climate

J. PAING<sup>1</sup>\*, J.-P. SAMBUCCO<sup>2</sup>, R. COSTA<sup>3</sup>, A. RAMBAUD<sup>1</sup>, B. PICOT<sup>1</sup>

Reçu le 30 novembre 2001, accepté le 21 février 2003\*\*.

### SUMMARY

This project examined the application of anaerobic ponds for the primary treatment of urban wastewater under a Mediterranean climate. The objectives of the study were to determine removal performances and to study sludge accumulation and the production of biogas. Together, these results allowed us to calculate the carbon mass balance in the anaerobic ponds.

This work was carried out in the two large primary anaerobic ponds of the waste stabilization pond system at the *Ecosite of Mèze* (Hérault, France), treating domestic wastewater for 13,800 person-equivalents (PE). Anaerobic ponds were 5,000 m<sup>3</sup> in volume, 3.1 m in depth and presented a retention time of 4.6 d with a mean volumetric organic loading of 83 g BOD<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>·d. The characteristics of the influent and effluent (including: suspended solids (SS); chemical oxygen demand (COD); biological oxygen demand (BOD<sub>5</sub>); bicarbonate (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>); total organic carbon (TOC); and volatile fatty acids (VFA)) were determined twice-monthly. The volume of sludge and its characteristics (including: SS; volatile solids (VS); TOC; and VFA) were measured monthly. The production of biogas and its composition (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S) were measured with gas collectors specially developed for this study.

Results showed that the anaerobic ponds constituted a good primary treatment with mean removal rates of 55% for SS, 30% for BOD and 22% for COD. Removal performances were relatively constant over the year. Indeed, removal rates were essentially due to the removal of particulate organic matter by sedimentation. Anaerobic degradation occurred essentially in the sludge layer and the removal of soluble COD was low.

1 UMR 5569 Hydrosociences. DSESP, UM I, BP 14491, 34093 Montpellier cedex 5, France. Tél. : 04 67 54 80 86. Fax : 04 67 54 86 95.

2 Ecosite DRLE, Zone de Recherche du Lagunage, B.P. 118, 34140 Mèze, France.

3 Departamento de Engenharia Sanitaria e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Universitario, Trindade, 88010-970, Florianopolis, Santa Catarina, Brazil.

\* Correspondance. E-mail : jpaing@yahoo.fr, Bernadette.Picot@pharma.univ-montp1.fr, jpsambuco@yahoo.fr, rejane@ens.ufsc.br

\*\* Les commentaires seront reçus jusqu'au 30 mars 2004.

The study of sludge characteristics showed that anaerobic digestion equilibrium was reached after one year of operation. The beginning of methanogenesis could be observed by the decrease in the concentration of volatile fatty acids. The accumulation of sludge showed seasonal variation with an important accumulation in winter and the digestion of the accumulated stock in summer. This evolution could be related to the influence of temperature on methanogenesis. The mean rate of sludge accumulation was only 3.8 g SS/P-E.d or 0.017 m<sup>3</sup>/P-E.yr. This rate was significantly lower than for the primary settling tank (50-60 g SS/P-E.d) and for the facultative ponds (0.085 m<sup>3</sup>/P-E.yr) due to the intensive anaerobic degradation.

The production of biogas was measured by gas collectors specially developed for this study. The biogas contained essentially CH<sub>4</sub> (83%); CO<sub>2</sub> was less than 4% because it dissolved in the water column and was converted into bicarbonate alkalinity. The concentration of H<sub>2</sub>S was less than 1% (between 75 and 4770 ppm) but was the cause of unpleasant odours. The biogas production rate was strongly dependent on temperature. A non-linear relationship was obtained ( $E_{biogas} = 4.8451 \times e^{0.12037T}$ , r<sup>2</sup> = 0.92, n = 16). The mean annual biogas production rate was calculated to be 49 L/m<sup>2</sup>.d. Seasonal variation in the biogas production rate could be related to seasonal variations in sludge accumulation.

The carbon mass balance showed that 74% of the removed organic carbon was converted into CH<sub>4</sub>, 13% into dissolved inorganic carbon (bicarbonates) and only 15% was stored in sludge. The mass balance was well equilibrated and did not show the entry of atmospheric CO<sub>2</sub>, which occurs in aerobic ponds where CO<sub>2</sub> is used by algae to produce their cell biomass. In an anaerobic pond, the low production of sludge was due to the efficiency of the anaerobic degradation but also to the low internal biomass production.

To conclude, the use of a primary anaerobic pond was advantageous and permitted a reduction in the required surface area for a waste stabilization pond system. This process produced effluent for secondary treatment in a facultative pond with essentially the removal of the particulate organic matter. However, anaerobic ponds may cause odor problems linked to the emission of H<sub>2</sub>S.

**Key-words:** anaerobic pond, biogas, carbon mass balance, sludge accumulation, removal performance.

## RÉSUMÉ

Ce travail a porté sur l'application du lagunage anaérobie pour le traitement primaire des eaux résiduaires urbaines sous climat méditerranéen. Il a été réalisé sur les lagunes anaérobies de l'Écosite de Mèze (Hérault, France). Les lagunes anaérobies constituent un traitement primaire satisfaisant avec des rendements moyens de 55 % pour les MES et 30 % pour la DBO<sub>5</sub>, pour une faible emprise au sol. Le taux d'accumulation des boues est de seulement 0,017 m<sup>3</sup>/EH.an, notamment du fait de l'efficacité de la dégradation anaérobie. L'équilibre du métabolisme anaérobie des boues est atteint après un an de fonctionnement. L'accumulation des boues se fait alors de façon saisonnière avec une forte accumulation en hiver et une digestion du stock en été. Cette évolution est liée à l'influence de la température sur la méthanogénèse. La production de biogaz (83 % CH<sub>4</sub>) a pu être mesurée par des collecteurs à gaz mis au point pour cette étude et dépend également fortement de la température. Le bilan du carbone montre que 74 % du carbone organique épuré est converti en CH<sub>4</sub>, 13% en carbone inorganique dissous et seulement 15 % est stocké dans les boues. Toutefois, les lagunes anaérobies présentent un risque de créer des nuisances olfactives dues à l'émission de H<sub>2</sub>S.

**Mots clés :** lagunage anaérobie, biogaz, accumulation des boues, bilan du carbone, performance épuratoire.

## 1 – INTRODUCTION

Le lagunage naturel est un procédé extensif d'épuration des eaux usées qui ne nécessite pas d'apport extérieur d'énergie et produit une quantité de boues stabilisées inférieure aux procédés conventionnels (PICOT *et al.*, 2001). Les faibles coûts d'investissement et de fonctionnement ainsi que sa simplicité d'opération rendent ce procédé particulièrement attractif pour les petites collectivités en France et dans les pays en voie de développement. Les systèmes de traitement par lagunage naturel comportent plusieurs bassins en série, caractérisés par des écosystèmes épuratoires très différents. Les lagunes les plus couramment utilisées sont les lagunes anaérobies, les lagunes facultatives et les lagunes de maturation. En France, le lagunage s'est beaucoup développé au cours des vingt dernières années et compte environ 2500 installations, soit environ 20 % du parc de stations d'épuration sur l'ensemble du territoire, représentant 3 % de la capacité épuratoire. La filière classique est constituée d'une lagune facultative et de deux lagunes de maturation, avec une surface totale de 11 m<sup>2</sup>/EH (RACAULT, 1997). A travers le monde, la filière la plus souvent utilisée est constituée d'une lagune anaérobie, une lagune facultative et une lagune de maturation (MARA and PEARSON, 1998).

Le lagunage anaérobie est un procédé efficace pour l'élimination d'une partie de la matière organique de l'effluent avec un minimum de place. L'intégration d'une lagune anaérobie en tête de filière permet de réduire significativement la surface requise, sans besoin énergétique supplémentaire (MARA and WILLS, 1994). Malgré ses avantages, le lagunage anaérobie a été peu étudié dans les pays tempérés. De plus, les études réalisées s'attachent généralement uniquement aux rendements épuratoires (OUAZZANI, 1998 ; PEARSON *et al.*, 1996 ; SILVA *et al.*, 1996). L'accumulation des boues et la production de biogaz ont été rarement étudiées (DRIOUACHE *et al.*, 1997 ; TOPRAK, 1995). Pourtant, les mécanismes d'épuration principaux sont la sédimentation du matériel décantable et la digestion anaérobie dans la couche de boues résultante (SAQQAR and PESCOD, 1995). L'étude de l'accumulation des boues, de la composition et du taux de production de biogaz est donc importante pour la caractérisation des mécanismes épuratoires. La connaissance de la quantité de boues produites et de leurs caractéristiques est également essentielle pour l'évaluation des coûts de gestion de ce procédé. Le bilan du carbone incluant l'accumulation dans les boues et l'émission dans l'atmosphère n'a jamais été réalisé. La connaissance du devenir du carbone épuré est pourtant une information importante pour évaluer l'efficacité d'un procédé de traitement.

Ce travail a donc porté sur l'application du lagunage anaérobie pour le traitement primaire des eaux résiduaires urbaines sous climat méditerranéen avec pour objectifs la détermination des performances épuratoires, l'étude de l'accumulation des boues et de la production de biogaz. L'ensemble de ces résultats nous permettra de réaliser le bilan du carbone dans le lagunage anaérobie.

## 2 – MATÉRIEL ET MÉTHODES

### 2.1 Site expérimental

Cette étude a été réalisée sur la station de lagunage de la commune de Mèze (13800 Équivalent Habitants), située au bord de l'étang de *Thau* (03°35'06" E, 43°25'10" N), sur la côte méditerranéenne française. Cette station a été agrandie en 1998 par l'addition de deux lagunes anaérobies primaires, alimentées en parallèle (volume unitaire 5000 m<sup>3</sup>, profondeur 3.1 m, temps de séjour moyen 4.6 j, charge organique moyenne 83 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.j). Ces lagunes reçoivent l'effluent brut (collecté par un réseau pseudo-séparatif) après un prétraitement constitué d'un dégrillage grossier. Les lagunes anaérobies ont été suivies dès leur démarrage pendant deux ans. Le climat de la région est de type tempéré méditerranéen avec une température moyenne annuelle de 15 °C pendant la période d'étude. Les moyennes mensuelles variaient de 6 °C en janvier à 24 °C en juillet.

### 2.2 Caractérisation des effluents

Le débit de l'effluent d'entrée était mesuré en continu par un débitmètre électromagnétique *Mag 3100 Danfoss*. Les effluents entrant et sortant des lagunes anaérobies ont été caractérisés par des mesures bimensuelles. La température, le pH et le potentiel redox ont été mesurés *in situ* par un appareil *pEW Ponselle*. L'effluent entrant a été échantillonné par un prélèvement moyen sur 24 heures et l'effluent sortant par un prélèvement ponctuel. Les paramètres suivants ont été mesurés selon les méthodes standards (APHA, 1995) : demande chimique en oxygène (DCO) sur échantillons bruts et filtrés (filtres *Whatman GF/C*), matières en suspension (MES), sulfures, sulfates, azote Kjeldhal, ammonium, phosphore total et orthophosphate. La demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>) a été mesurée au moyen d'un appareillage *Oxytop WTW*. Les bicarbonates (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) et les acides gras volatils (AGV) ont été mesurés par une méthode potentiométrique décrite par ANDERSON and YANG (1992). Le carbone organique total (COT ou C<sub>organique</sub>) a été mesuré sur une partie des échantillons au moyen d'un analyseur *TOC-5000A Shimadzu*. Ces mesures ont permis d'obtenir un rapport DCO/COT égal à 2,8 ± 0,6 (n = 17). Le carbone inorganique (C<sub>inorganique</sub>), correspondant à la somme HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> + H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>, a été calculé à partir des mesures de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> et du pH.

### 2.3 Mesure de l'accumulation des boues

L'accumulation des boues a été étudiée par un suivi mensuel sur 4 points d'échantillonnage et des campagnes semestrielles sur 40 points (selon un maillage de 5 × 5 mètres, en décembre 1998, juillet 1999 et décembre 1999). La hauteur des boues a été mesurée à l'aide d'une électrode pH fixée sur une perche graduée (PAING *et al.*, 2000). Les boues ont été prélevées grâce à une pompe péristaltique manuelle. Les matières sèches (MS) ont été déterminées après séchage à 105 °C et les matières volatiles (MV) après combustion à 525 °C. Les bicarbonates et les acides gras volatils ont été mesurés dans l'eau interstitielle après centrifugation. Le carbone organique total (COT ou C<sub>organique</sub>) a été calculé à partir de la mesure du pourcentage de matières volatiles et du

rapport COT/MV =  $5,35 \pm 0,26$  (COT en mg/g de MS et MV en % MS) obtenu à partir de l'analyse de 20 échantillons de boues. Les analyses de COT ont été réalisées au moyen d'un analyseur TOC-5000A Shimadzu couplé à une unité spéciale pour l'analyse des échantillons solides SSM-5000A.

## 2.4 Mesure de la production de biogaz

La production de biogaz a été mesurée grâce à quatre collecteurs à gaz spécialement conçus et réalisés pour cette étude. Ces collecteurs sont constitués d'une demi-sphère en *plexiglass* (surface de collecte =  $0,385 \text{ m}^2$ ). Ils sont maintenus à la surface de la lagune avec des flotteurs et des cordes fixées sur les berges. Ils permettent une lecture directe de la quantité de biogaz produite en 24 heures et un prélèvement moyen en sac *Tedlar* pour l'analyse en laboratoire. Le  $\text{CH}_4$  et le  $\text{CO}_2$  ont été analysés par chromatographie gazeuse avec un chromatographe *Girdel 30* version catharomètre, couplé à un enregistreur-intégrateur *Enica 21 Delsi Instrument*. La teneur en  $\text{H}_2\text{S}$  a été mesurée après précipitation des sulfures dans une solution d'acétate de zinc, dosés ensuite par iodométrie indirecte (APHA, 1995).

## 3 - RÉSULTATS ET DISCUSSION

### 3.1 Caractéristiques des effluents et rendements épuratoires

L'effluent brut est essentiellement d'origine domestique, comme le montre ses caractéristiques moyennes, données dans le tableau 1. On peut toutefois signaler des rejets épisodiques d'effluents industriels issus de caves vinicoles (notamment au mois de septembre), entraînant des augmentations brutales de DCO et des baisses de pH. Les lagunes anaérobies présentent une bonne capacité tampon pour réguler le pH et les augmentations brutales de charge polluante.

L'évolution des paramètres entre l'entrée et la sortie de la lagune témoigne de l'activité de la digestion anaérobie avec une diminution du pH et du potentiel redox, une augmentation des acides gras volatils, une augmentation des bicarbonates qui témoignent de la solubilisation du  $\text{CO}_2$  (TOPRAK, 1995) ainsi qu'une augmentation des sulfures issus de la réduction des sulfates par les bactéries sulfato-réductrices.

Les rendements d'élimination moyens annuels sont de 55 % sur les MES, 22 % sur la DCO et 30 % sur la  $\text{DBO}_5^1$ . L'élimination de la DCO particulière est de 39 % alors que le rendement obtenu sur la DCO dissoute est de seulement 7 %. Ces rendements sont relativement constants tout au long de l'année, aucune amélioration significative n'a été observée lors de l'augmentation de la température (PAING, 2001). Au contraire, des baisses épisodiques sont apparues en été dues à des remontées de boues lors de l'augmentation de la production de biogaz, comme observé par OUAZZANI (1998).

<sup>1</sup> Ces rendements ont été calculés à partir de la moyenne des flux journaliers de MES et de DCO entrant et sortant des bassins exprimés en kg/j.

**Tableau 1** Caractéristiques moyennes annuelles de l'effluent entrant et sortant de la lagune anaérobie (du 15/10/1998 au 19/10/1999). Moyenne, minimum, maximum et écart-type  $\sigma$  ( $n = 22$ ,  $*n = 14-19$ ,  $**n = 12$ ).

**Table** *Annual mean characteristics for the influent and effluent of the anaerobic pond (from 15/10/1998 to 19/10/1999). Mean, minimum, maximum and standard deviation  $\sigma$  ( $n=22$ ,  $*n=14-19$ ,  $**n=12$ ).*

Paramètres	Effluent brut				Sortie			
	Moy.	Min.	Max.	$\sigma$	Moy.	Min.	Max.	$\sigma$
Débit (m <sup>3</sup> /j)	<b>1036</b>	722	1900	280				
Température (°C)	<b>18,6</b>	12,2	25,3	4,1	<b>17,3</b>	8,1	25,8	5,7
pH	<b>7,4</b>	6,1	8,4	0,8	<b>7,1</b>	6,7	7,4	0,2
Potentiel redox* (mV)	<b>-54</b>	-128	108	62	<b>-86</b>	-150	1	43
MES (mg/l)	<b>256</b>	151	404	73	<b>114</b>	60	217	39
DCO brute (mg/l)	<b>589</b>	356	960	150	<b>462</b>	278	614	85
DCO filtrée (mg/l)	<b>332</b>	160	641	122	<b>302</b>	158	456	58
Bicarbonate (mg CaCO <sub>3</sub> mg/l)	<b>321</b>	121	477	77	<b>380</b>	214	487	61
Acides gras volatils (mg ac.ac./l)	<b>41</b>	14	115	19	<b>75</b>	33	111	24
Sulfures (mg-S/l)	<b>3,8</b>	0,0	8,8	2,3	<b>19,2</b>	3,2	36,4	8,3
Sulfate (mg-S/l)	<b>55</b>	32	74	10	<b>19</b>	1	41	11
Azote kjeldahl** (mg-N/l)	<b>59</b>	25	92	20	<b>59</b>	30	83	17
Ammonium** (mg-N/l)	<b>45</b>	16	63	12	<b>51</b>	26	68	12
Phosphore total** (mg-P/l)	<b>10,4</b>	5,0	13,4	2,1	<b>9,5</b>	4,0	11,1	1,9
Orthophosphate** (mg-P/l)	<b>6,3</b>	2,2	8,5	1,8	<b>7,1</b>	3,1	8,9	2,0

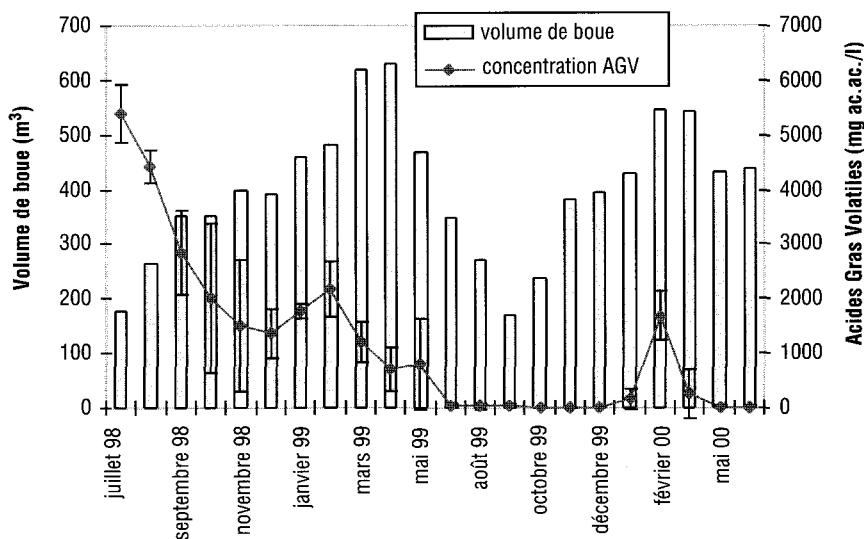
L'élimination de la DCO particulaire résulte de la sédimentation et de la digestion anaérobie des boues alors que l'élimination de la DCO dissoute résulte de la digestion anaérobie dans la colonne d'eau. Or, l'activité métabolique est plus importante dans la couche de boues car le développement des bactéries méthanogènes y est favorisé du fait des longs temps de séjour des boues et de la présence de surface solide pour leur fixation. Les réactions dans la colonne d'eau sont donc faibles de sorte que les performances épuratoires sont essentiellement dues à la décantation de la matière organique particulaire, comme l'ont montré SAQQAR and PESCOD (1995). Notons toutefois que même si les rendements sur la DCO dissoute sont faibles, l'augmentation des acides gras volatils dans l'effluent de sortie témoigne de la dégradation anaérobie partielle des molécules organiques complexes, qui facilitera l'action de la biomasse épuratrice des lagunes secondaires.

Les performances observées en hiver (température moyenne de 10 °C) sont en accord avec celles rapportées par ARCEIVALA (1973) qui donne 30 à 40 % d'élimination de DBO<sub>5</sub> pour des températures de 10 à 15 °C et des temps de séjour de 4 à 5 jours. En été (température moyenne de 23 °C), les performances restent constantes (30 % DBO<sub>5</sub>) et sont alors plus faibles que 50-70 % habituellement cités par la littérature pour des températures supérieures à 20 °C (ARCEIVALA, 1973 ; MARA and PEARSON, 1998). Cependant, les rendements élevés ont été obtenus essentiellement sous des climats tropicaux sans variations saisonnières marquées (nord-est du Brésil, SILVA *et al.*, 1996 ; Kenya, PEARSON *et al.*, 1996). Sous climat tempéré, les performances en été peuvent

être réduites du fait de la remise en solution de composés organiques volatils lors de la dégradation anaérobie du stock de boues accumulé en hiver. Des performances faibles de 20-30 % de DBO<sub>5</sub> en période estivale (25-30 °C) ont également été observées par OUAZZANI (1998) à Marrakech sous climat méditerranéen semi-aride.

### 3.2 Accumulation des boues

L'évolution du volume de boues, calculé à partir du suivi mensuel et des cartographies semestrielles, est montrée sur la figure 1. Ces variations résultent de la dégradation anaérobie des boues qui augmente avec la maturation de la lagune et avec les fortes températures. Le suivi des caractéristiques des boues a montré que l'équilibre de la digestion anaérobie est atteint après un an de fonctionnement. La mise en place de la méthanogénèse se traduit en effet par la diminution progressive de la concentration en acide gras volatils dans les boues (figure 1), jusqu'à atteindre des valeurs proches de 0 qui indiquent que l'équilibre entre acidogénèse et méthanogénèse est atteint. Après la période de démarrage, l'accumulation des boues se fait de façon saisonnière avec une augmentation importante en hiver et la digestion du stock en été. Cette évolution s'explique par l'influence de la température sur l'intensité de la digestion anaérobie.



**Figure 1** Variations temporelles du volume des boues accumulées dans la lagune anaérobie et de leur concentration en acides gras volatils.

*Temporal variations of the accumulated sludge volume in the anaerobic pond and its concentration in volatile fatty acids.*



Il est important de tenir compte de cette évolution saisonnière pour estimer le taux d'accumulation à long terme, qui doit être calculé à partir du stock de boues restant à la fin de l'été après la période de digestion. Le stock résiduel de boues contient alors de la matière organique difficilement biodégradable, qui constitue l'accumulation à long terme. Il a donc été choisi les valeurs mesurées en septembre 1999, soit après 17 mois de fonctionnement. Le volume de boues était alors de 170 m<sup>3</sup>, la teneur moyenne en matières sèches de 81 g/l avec 49 % de matières volatiles. Le taux d'accumulation est donc de **0,017 m<sup>3</sup>/EH.an**, ce qui équivaut à **3,8 gMS/EH.j**. Ce taux est plus faible que la valeur de 0,04 m<sup>3</sup>/EH.an généralement donnée pour les lagunes anaérobies fonctionnant à 20 °C (MARA and PEARSON, 1998), mais proche de 0,02 m<sup>3</sup>/EH.an mesuré par GOMES DE SOUSA (1988). L'accumulation des boues peut également être comparée à celle des décanteurs primaires, évaluée à 50-60 gMS/EH.j (AGENCES DE L'EAU, 1994) ou à celle des lagunes facultatives primaires, estimée en moyenne à 0,085 m<sup>3</sup>/EH.an par PICOT *et al.* (2001), sur un parc de 14 lagunes âgées de 12 à 19 ans. Le taux d'accumulation dans les lagunes anaérobies est très faible du fait de l'efficacité de la dégradation des boues mais aussi du fait de la faible production interne de biomasse dans les procédés anaérobies. La connaissance du taux d'accumulation est essentielle pour la planification des périodes de curage. Les lagunes anaérobies nécessitent un curage quand un tiers du bassin est rempli de boue (MARA and PEARSON, 1998). Dans le cas de Mèze, en extrapolant le taux d'accumulation mesuré, le premier curage devrait être réalisé après 13 ans de fonctionnement. Compte tenu des variations saisonnières, il doit être effectué à la fin de l'été, quand les boues sont bien stabilisées.

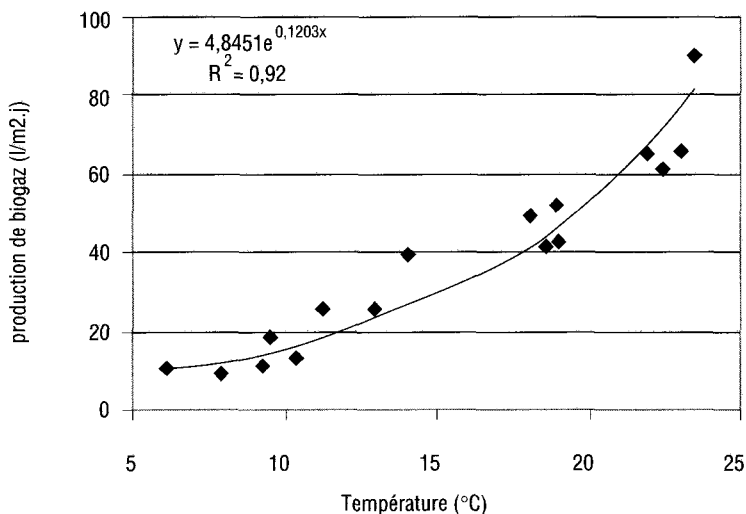
### 3.3 Production de biogaz

Le biogaz collecté à la surface de la lagune contient essentiellement du CH<sub>4</sub> (83 %). Le CO<sub>2</sub> a été détecté mais n'a pas pu être quantifié car inférieur à la limite de détection de 4 %. Cette composition diffère de celle habituellement mesurée dans les réacteurs anaérobies où le CO<sub>2</sub> représente 20 à 30 %. GREEN *et al.* (1995) et IWEMA *et al.* (1987) ont également mesuré des faibles teneurs en CO<sub>2</sub> dans le biogaz émis par des lagunes. Le CO<sub>2</sub> est en partie dissous dans la colonne d'eau et se transforme en bicarbonates quand le biogaz, essentiellement produit dans la couche de boues, remonte à travers la colonne d'eau. Ceci a pour effet d'augmenter la concentration en carbone inorganique dans l'effluent de sortie.

La teneur moyenne en H<sub>2</sub>S est inférieure à 1 % (de 75 à 4770 ppm) mais est à l'origine de nuisances olfactives importantes (PAING, 2001). Le seuil olfactif de H<sub>2</sub>S est en effet très bas, estimé entre 0,001 et 0,1 ppm selon les auteurs. Il reste environ 14 % de gaz non déterminé qui pourraient être de l'azote (N<sub>2</sub>) issu de la diffusion moléculaire de l'azote dissous dans l'eau (IWEMA *et al.*, 1987).

Les mesures du taux de production de biogaz ( $E_{\text{biogaz}}$  en l/m<sup>2</sup>.j) ont été reliées à la température de la lagune (T en °C). La figure 2 montre qu'une relation exponentielle a été obtenue entre ces deux paramètres :

$$E_{\text{biogaz}} = 4,8451 \times e^{0,1203T} \quad (r^2 = 0,92, n = 16) \quad (1)$$



**Figure 2** Relation entre le taux de production de biogaz et la température de la lagune.

*Relation-ship between the biogaz production rate and the pond temperature.*

Ce type de relation exponentielle a également été obtenue *in situ* par TOPRAK (1995). Cette relation résulte de la sensibilité des bactéries méthanogènes dont l'activité diminue pour les faibles températures. Les boues contiennent en effet essentiellement des espèces mésophiles avec une activité maximale entre 30 et 35 °C (PAING, 2001). Cette influence de la température entraîne des variations saisonnières importantes de la production de biogaz qui peuvent être reliées à celles de l'accumulation des boues décrites précédemment. Le biogaz provient en effet essentiellement de la dégradation des boues et non pas des réactions produites dans la colonne d'eau.

L'équation 1 permet de calculer le taux de production annuel moyen à 49 l/m<sup>2</sup>.j, avec un minimum de 13 l/m<sup>2</sup>.j en hiver et un maximum de 108 l/m<sup>2</sup>.j en été. Ce taux est en accord avec TOPRAK (1995) et DRIOUARCHE *et al.* (1997), qui ont mesuré respectivement 29-83 et 35 l/m<sup>2</sup>.j dans des lagunes anaérobies au Portugal et au Maroc. Avec une surface à mi-hauteur de 1615 m<sup>2</sup>, la production moyenne annuelle est de 79 m<sup>3</sup>/j. Le choix de la surface à mi-hauteur se justifie car la production de biogaz s'effectue essentiellement dans la couche de boues. L'émission sera donc plus faible sur les bords du bassin du fait de sa forme trapézoïdale.

### 3.4 Bilan du carbone

En raison des variations saisonnières, le bilan journalier en terme de carbone a été effectué à partir des moyennes annuelles des flux de DCO entrant et sortant avec les effluents, de la production moyenne annuelle de biogaz et du taux d'accumulation des boues estimé à long terme.

Les résultats du bilan sont montrés sur la figure 3, on a donc :

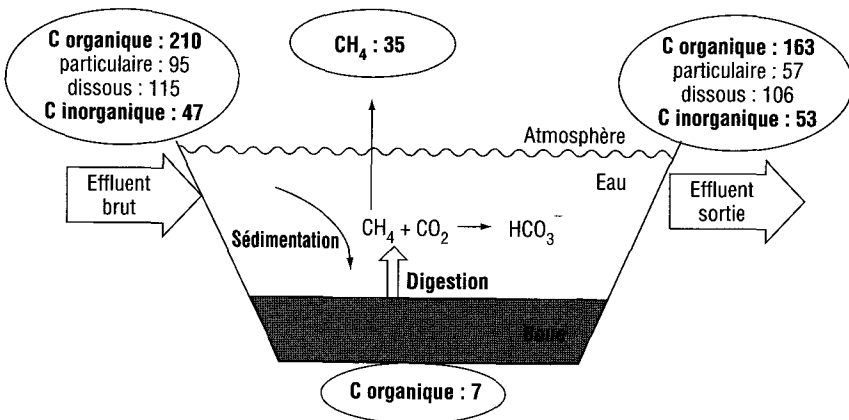
- 257 kg-C/j ( $210 C_{\text{organique}} + 47 C_{\text{inorganique}}$ ) entrant par l'effluent brut ;
- 216 kg-C/j ( $163 C_{\text{organique}} + 53 C_{\text{inorganique}}$ ) sortant par l'effluent de sortie ;
- 35 kg-C/j émis dans l'atmosphère ( $\text{CH}_4$ ) ;
- 7 kg-C/j accumulé dans les boues ( $C_{\text{organique}}$ ).

Le bilan est bien équilibré avec 257 kg-C/j entrant et 258 kg-C/j « sortant » ( $216 + 35 + 7$ ). L'émission de  $\text{CO}_2$  a été considérée comme négligeable car inférieure à la limite de détection de l'analyse dans le biogaz (au maximum 1,6 kg-C/j).

Ce bilan permet de connaître le devenir du carbone organique éliminé de l'effluent (47 kg-C/j avec 80 % de particulaire et 20 % de dissous) :

- 74 % est converti en  $\text{CH}_4$ , émis dans l'atmosphère ;
- 13 % est converti en carbone inorganique dissous dans l'effluent ;
- 15 % est stocké dans les boues.

Dans le lagunage anaérobie, le carbone organique éliminé est donc principalement converti en  $\text{CH}_4$ . L'accumulation annuelle de carbone dans les boues est très faible, notamment du fait de l'efficacité de la dégradation anaérobie des boues, particulièrement active en été. La faible production de boues s'explique également par la faible production interne de biomasse. Dans les lagunes facultatives, la croissance algale entraîne une production de biomasse supplémentaire qui peut se retrouver dans les boues. Contrairement au bilan du carbone réalisé dans une lagune à haut rendement algal (GREEN *et al.*, 1995), ce bilan ne montre pas d'entrée de  $\text{CO}_2$  atmosphérique. Dans ces lagunes, le  $\text{CO}_2$  est utilisé par les algues pour la production de leurs cellules. BOUARAB (1988) montrait également que dans une lagune facultative, les dépôts de carbone organique étaient supérieurs au carbone éliminé de l'effluent, ce qui s'explique par l'utilisation de  $\text{CO}_2$  atmosphérique par les algues.



**Figure 3** Bilan du carbone dans la lagune anaérobie (flux donnés en kg-C/j).  
*Mass balance of carbon in the anaerobic pond (flow expressed in kg-C/j).*

## 4 - CONCLUSION

L'application du lagunage anaérobie pour le traitement primaire des eaux résiduaires urbaines sous climat méditerranéen est donc satisfaisante d'un point de vue des performances épuratoires. Avec une élimination de 55 % des MES, 30 % de la DBO<sub>5</sub> et 22 % de la DCO pour une emprise au sol très faible, ce procédé permet de réduire significativement la surface requise pour les stations d'épuration par lagunage. Les lagunes anaérobies permettent une bonne préparation de l'effluent pour les étages d'épuration secondaires avec l'élimination de la matière organique particulaire décantable mais aussi la dégradation partielle de la matière organique dissoute. Elles présentent également une bonne capacité pour tamponner les pics de pollution ou les changements brutaux de pH, protégeant ainsi la population algale sensible des lagunes secondaires. La production de boues est très faible du fait de leur digestion anaérobie qui permet la conversion de la matière organique en biogaz (essentiellement du CH<sub>4</sub> émis dans l'atmosphère et du CO<sub>2</sub> dissous dans l'effluent). Cependant, le risque de nuisances olfactives occasionnées par l'émission de H<sub>2</sub>S avec le biogaz produit limite l'application de ce procédé dans le cas de proches habitations. Des mesures de contrôle des odeurs peuvent alors être mises en place (recirculation, couverture imperméables ou perméables...).

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AGENCES DE L'EAU, 1994. L'assainissement des agglomérations : techniques d'épuration actuelles et évolutions. Études Inter-Agences n° 27, 167 p.
- ANDERSON G.K., YANG G., 1992. Determination of bicarbonate and total volatile acid concentration in anaerobic digesters using a simple titration. *Wat. Env. Res.*, 64(1), 53-59.
- APHA, 1995. *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 19<sup>th</sup> edition, American Public Health Association, Washington DC, USA.
- ARCEIVALA J.S., 1973. Simple waste treatment methods : aerated lagoons, oxidation ditches, stabilization ponds in warm and temperate climate, Ankara, Turkey. In WHO (1987). *Wastewater stabilization ponds - Principles of planning and practice*. WHO Emro Technical Publication, n° 10, Alexandria, 138 p.
- BOUARAB L., 1988. Contribution à l'étude des différentes formes de phosphore dans le lagunage naturel. Station expérimentale de Marrakech. Thèse de troisième cycle de l'Université Cadi Ayyad, Marrakech, 160 p.
- DRIOUACHE A., SIMONIS P., WAUTHLET M., HAHN H.H., HOFFMAN E., 1997. Utilisation du biogaz à la station de Ben Sergao (Maroc) - Méthodes et résultats, Deutsche Gesellschaft für technische Zusammenarbeit (GTZ), report, 55 p.
- GOMES DE SOUSA J.M., 1988. Wastewater stabilisation lagoon design criteria for Portugal. *Wat. Sci. Tech.*, 19(12), 55-65.
- GREEN F.B., BERTONE L., LUNDQUIST T.J., MUIR J., TRESAN R.B., OSWALD W.J., 1995. Methane fermentation, submerged gas collection, and the fate of carbon in advanced integrated wastewater pond systems. *Wat. Sci. Tech.*, 31(12), 55-65.
- IWEMA A., CARRE J., MINOT D., 1987. Sedimentation and digestion: an attempt to establish a short term balance. *Wat. Sci. Tech.*, 19, 153-159.

- MARA D.D., WILLS S.W., 1994. Who's afraid of anaerobic ponds? *Wat Qual. Int.*, 2, 34-37.
- MARA D.D., PEARSON H.W., 1998. *Design manual for Waste Stabilization Ponds in Mediterranean countries*. Lagoon Technology International Ltd., Leeds, England, 112 p.
- OUAZZANI N., 1998. Traitement extensif des eaux usées sous climat aride en vue d'une réutilisation en agriculture. Thèse d'État de l'Université Cadi Ayyad, Marrakech, 221 p.
- PAING J., PICOT B., SAMBUCO J.P., RAMBAUD A., 2000. Sludge accumulation and methanogenic activity in an anaerobic lagoon. *Wat. Sci. Tech.*, 42(10-11), 247-255.
- PAING J., 2001. Bilan du carbone et du soufre dans le lagunage anaérobie. Contrôle de l'émission d'H<sub>2</sub>S pour la réduction des nuisances olfactives. Thèse de l'Université Montpellier I, 258 p.
- PICOT B., DA COSTA R.H.R., PAING J., PHILIPPI L.S., 2001. Sludge accumulation and properties in several types of waste stabilisation ponds. In «*Specialised conference on sludge management: regulation, treatment, utilisation and disposal*», IWA, 25-27 octobre, Acapulco, Mexico, 614-619.
- PEARSON H.W., AVERY S.T., MILLS S.W., NJAGGAH P., ODIAMBO P., 1996. Performances of the phase II Dandora waste stabilisation ponds the largest in Africa: the case for anaerobic ponds. *Wat. Sci. Tech.*, 33(7), 91-98.
- RACAUT Y., 1997. Le lagunage naturel. Les leçons tirées de 15 ans de pratique en France. Groupe de travail Satese-Cemagref, 59 p.
- SAQQAR M.M., PESCOD M.B., 1995. Modelling the performance of anaerobic wastewater stabilization ponds. *Wat. Sci. Tech.*, 31(12), 171-184.
- SILVA S.A., OLIVEIRA R., MARA D.D., 1996. Performances of Waste stabilization Ponds in Northeast Brazil. Research Monograph n° 9, University of Leeds, England, 139 p.
- TOPRAK H., 1995. Temperature and organic loading dependency of methane and carbon dioxide emission rates of a full-scale anaerobic waste stabilization pond. *Wat. Res.*, 29(4), 1111-1119.