

Contrôle et conduite des digesteurs anaérobies Control and utilisation of anaerobic digestors

R. Moletta

Volume 2, numéro 2, 1989

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/705031ar>

DOI : <https://doi.org/10.7202/705031ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

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

ISSN

0992-7158 (imprimé)

1718-8598 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Moletta, R. (1989). Contrôle et conduite des digesteurs anaérobies. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 2(2), 265–293.
<https://doi.org/10.7202/705031ar>

Résumé de l'article

L'utilisation de la digestion anaérobie comme outil de dépollution présente de nombreux intérêts. La méconnaissance du processus a conduit à des incidents de fonctionnement qui ont induit une méfiance vis-à-vis du processus et une résistance à son implantation.

Les connaissances acquises ces quinze dernières années sur la digestion anaérobie ont permis de définir la nature des paramètres à contrôler pour surveiller l'écosystème et leurs plages de valeurs à respecter pour que le processus fonctionne bien.

Les paramètres sont de deux types : ceux qui vérifient que les conditions de fonctionnement imposées soient bien réalisées (comme les débits de liquide, la température, la concentration en DCO de l'alimentation) et ceux qui permettent de contrôler l'état biologique de l'écosystème (le pH, la teneur en H₂ dans des gaz, la concentration en acides gras volatils...).

Les variations de certains de ces paramètres sont directement couplées à la modification du fonctionnement des microorganismes, d'autres ne sont que les résultats de la variation d'autres paramètres et n'ont donc pas la même importance pour exprimer les variations observées dans l'écosystème microbien.

Ces paramètres peuvent dans la plupart des cas, être mesurés de manière simple par des capteurs, ce qui permet d'envisager des contrôles en ligne et une conduite optimale de ces procédés. Ceci doit permettre de meilleures performances, en fonctionnement plus stable du procédé, notamment lors des surcharges organiques.

Le choix d'un (ou plusieurs) paramètres de contrôle doit répondre à certains critères, comme un temps de réponse court avec un maximum de variation. Après l'introduction d'une surcharge organique sur un filtre anaérobie de laboratoire, adapté sur vinasse de vin, nous avons comparé les variations de ces différents paramètres.

La pression partielle en H₂ et le débit de gaz sont détectés rapidement avec une variation d'amplitude de 50 pour H₂ et de 4 à 5 pour le débit. Dans la phase Liquide, les variations de pH et la teneur en carbone organique total apparaissent plus tardivement.

Lorsque les paramètres de contrôle atteignent des valeurs critiques, il est nécessaire d'engager des actions pour ramener l'écosystème microbien vers un fonctionnement normal. Celles-ci sont principalement, la diminution ou l'arrêt du débit d'alimentation ou l'addition d'une base.

La nature et l'amplitude de ces actions sont définies à partir d'algorithmes de types boîte noire ou par des modèles plus structurés. Actuellement la commande adaptative fait l'objet de recherches importantes. C'est à travers ces algorithmes que se situe l'introduction des critères de conduite optimale.

Contrôle et conduite des digesteurs anaérobies

Control and utilisation of anaerobic digestors

R. MOLETTA (1)

RÉSUMÉ

L'utilisation de la digestion anaérobie comme outil de dépollution présente de nombreux intérêts. La méconnaissance du processus a conduit à des incidents de fonctionnement qui ont induit une méfiance vis-à-vis du processus et une résistance à son implantation.

Les connaissances acquises ces quinze dernières années sur la digestion anaérobie ont permis de définir la nature des paramètres à contrôler pour surveiller l'écosystème et leurs plages de valeurs à respecter pour que le processus fonctionne bien.

Les paramètres sont de deux types : ceux qui vérifient que les conditions de fonctionnement imposées soient bien réalisées (comme les débits de liquide, la température, la concentration en DCO de l'alimentation) et ceux qui permettent de contrôler l'état biologique de l'écosystème (le pH, la teneur en H₂ dans les gaz, la concentration en acides gras volatils...).

(1) Institut National de la Recherche Agronomique
Laboratoire de Biotechnologie de l'Environnement des I.A.A.
Bd du Général De Gaulle - 11104 NARBONNE - FRANCE
Conférence plénière présentée au Séminaire du GRUTEE
PROCESSUS ET PROCÉDES CONDUISANT A LA METHANISATION
13-14 octobre 1987
Centre de lagunage de Mèze, Hérault, FRANCE

Les variations de certains de ces paramètres sont directement couplées à la modification du fonctionnement des microorganismes, d'autres ne sont que les résultats de la variation d'autres paramètres et n'ont donc pas la même importance pour exprimer les variations observées dans l'écosystème microbien.

Ces paramètres peuvent dans la plupart des cas, être mesurés de manière simple par des capteurs, ce qui permet d'envisager des contrôles en ligne et une conduite optimale de ces procédés. Ceci doit permettre de meilleures performances, en fonctionnement plus stable du procédé, notamment lors des surcharges organiques.

Le choix d'un (ou plusieurs) paramètres de contrôle doit répondre à certains critères, comme un temps de réponse court avec un maximum de variation. Après l'introduction d'une surcharge organique sur un filtre anaérobie de laboratoire, adapté sur vinasse de vin, nous avons comparé les variations de ces différents paramètres.

La pression partielle en H_2 et le débit de gaz sont détectés rapidement avec une variation d'amplitude de 50 pour H_2 et de 4 à 5 pour le débit. Dans la phase liquide, les variations de pH et la teneur en carbone organique total apparaissent plus tardivement.

Lorsque les paramètres de contrôle atteignent des valeurs critiques, il est nécessaire d'engager des actions pour ramener l'écosystème microbien vers un fonctionnement normal. Celles-ci sont principalement, la diminution ou l'arrêt du débit d'alimentation ou l'addition d'une base.

La nature et l'amplitude de ces actions sont définies à partir d'algorithmes de types boîte noire ou par des modèles plus structurés. Actuellement la commande adaptative fait l'objet de recherches importantes. C'est à travers ces algorithmes que se situe l'introduction des critères de conduite optimale.

Mots clés : dépollution, méthane, conduite, surcharge.

SUMMARY

Utilization of anaerobic digestion in waste treatment is an extremely interesting method. Its main advantages are in its low energy requirement, a production of methane readily utilisable "in situ" and a very reduced production of microorganisms.

The lack of knowledge concerning this process led formerly to more or less serious breakdowns owing mainly to the organic overload of various origins. They created a certain suspicion towards this process and delayed its development.

For the past fifteen years, research has been carried out on the microbial ecosystem, its kinetics and its modelling. It has permitted to determine the different parameters involved

and the values necessary to obtain good operating conditions.

These parameters can be divided into two categories : those indicating whether the recommended operating conditions are fulfilled, and those enabling to control the microbial ecosystem.

The former concern :

- in the effluent : the pH, the COD concentration, the suspended solid content and the flow rate ;
- the temperature, the liquid level, the recirculating flows and the volatile suspended solid (VSS) content (for the completely stirred tank reactor - CSTR -) in the digester.

The parameters thanks to which the kinetics of the microbial ecosystem can be controlled are :

- for the liquid phase : the pH, the volatil fatty acids (VFA), the bicarbonate and the COD concentrations ;
- for the gas phase : the flow rate, the gas composition (CO_2/CH_4) and the hydrogen content.

Variations in certain of these parameters (VFA, H_2) are directly related to changes in the microorganism activity or result from the variation in factors such as the gas composition, the pH, or the bicarbonate. In the expression of the variations in the microbial ecosystem these parameters are less important.

In most cases, these parameters can be measured by sensors which allow an optimal automatic control of the digester.

The development of an optimal automatic control should improve the performance of methane-producing conditions, especially at starting point.

The choice of one or several parameters for an automatic control depends on several factors, such as its sensivity to variations and its response time to an organic overload.

The last two factors were measured for different parameters after an experimental overload of a 6 liter anaerobic filter used in the treatment of wine vinasse.

Partial hydrogen pressure and gas flow rate were the first parameters to change. The variation coefficients varied around 50 and 4 to 5 respectively. In liquid the variation in pH and total organic carbon (TOC), which, like COD, indicates the amount of organic matter, occured later. In our study, the pH varied little and TOC was multiplied by 3. The variations in gas composition, in VFA concentration and alkalinity due to bicarbonate were the last factors detected.

Utilization of hydrogen as a controlling parameter is therefore interesting because its concentration varies rapidly and more largely than the one of the other parameters. Moreover, it is much involved in the microbial ecosystem equilibrium.

When the controlling parameters reach critical values, operating conditions have to be modified to restore a good microbial activity.

The process can be modified :

- by the reduction or the stopping of the input rate ;
- by the addition of a base ;
- by the recycling of methane alone ;
- or by the increase in the microorganism concentration in CSTR.

The nature and significance of these actions are defined on the basis of the data collected by the recording device. These values can be processed by black-box type algorithms, or by simple models derived from cognitive models. At present, research in adaptative control is in progress.

In these algorithms, we consider the optimal criteria leading to a stable process with either a maximum methane production, or a minimal COD (or TOC) in the output, or with both.

Key-words : *depollution, methane, control, overload.*

1 - INTRODUCTION

La digestion anaérobie est une fermentation réalisée par une population mixte comprenant divers types de bactéries qui vivent en symbiose et transforment la matière organique en méthane et gaz carbonique.

Son utilisation en tant qu'outil de dépollution présente de nombreux avantages par rapport aux techniques traditionnelles et son implantation dans les industries agro-alimentaires notamment, est déjà relativement importante. Son succès est dû principalement à :

- des besoins en énergie de fonctionnement faible ;
- une production d'un gaz combustible directement utilisable sur place ;
- une production de microorganismes réduite.

Néanmoins, une enquête effectuée en Amérique du Nord a montré qu'il existait une résistance à l'implantation des digesteurs anaérobies, particulièrement pour les nouveaux procédés comme les filtres, (POHLAND et HARPER, 1985). Ceci peut être expliqué par un coût encore élevé des supports de fixation des microorganismes, par des besoins de recirculation du milieu, et aussi par le fait que la méthanisation est encore parfois considérée comme un processus instable.

Cette mauvaise réputation est due au fait qu'autrefois la surveillance rigoureuse des digesteurs n'était pas une pratique usuelle, particulièrement pour les installations de petite capacité. L'augmentation des volumes à traiter et des temps de résidence plus courts, ont conduit parfois à des surcharges qui ont déstabilisé les écosystèmes. La formation du personnel amené à conduire ces procédés a permis de réduire significativement ces problèmes.

On peut classer les contrôles en deux catégories :

- ceux qui vérifient que les conditions imposées de fonctionnement sont bien réalisées ;
- et ceux qui permettent de surveiller l'état d'équilibre de l'écosystème microbien.

Il existe une grande variabilité de composition des effluents traités par la digestion anaérobie. Sur un site, ils peuvent avoir parfois des caractéristiques différentes en fonction de la nature de la production en cours (conserverie de légumes par exemple). Ceci peut donc entraîner des contrôles particuliers, comme par exemple la teneur en un produit jugé toxique.

De plus, la nature du procédé utilisé implique des conditions de conduite différentes et aura, avec la composition de l'effluent à traiter, un impact sur l'écosystème microbien qui s'y développera.

Les techniques employées ont bien changé depuis la méthanisation en discontinu des déjections animales dans les années quarante. Leur évolution rapide de ces dix dernières années s'est faite principalement vers une diminution des temps de résidence des liquides et une augmentation de celui des solides. Les principes utilisés sont représentés sur la figure 1.

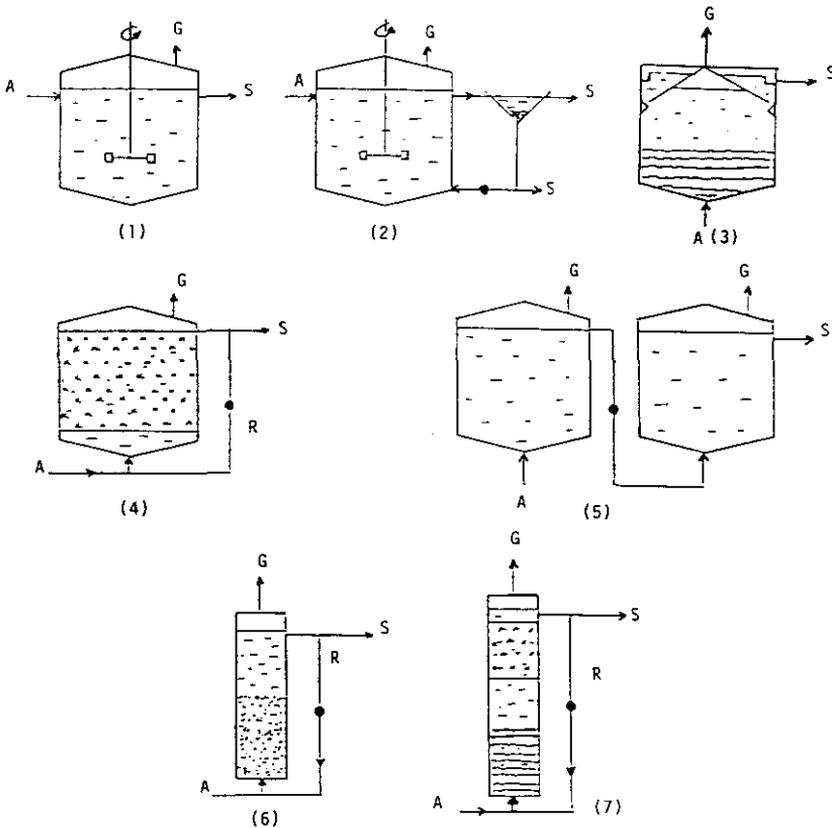


Figure 1.- Principales conceptions des réacteurs anaérobies
Alimentation (A), Sortie des gaz (G), Sortie des liquides (S),
Recirculation (R), Pompe de recyclage (●). (1) Réacteur
infiniment mélangé, (2) Contact anaérobie, (3) U.A.S.B.,
(4) Filtre anaérobie, (5) Réacteur à deux étages, (6) Lit
fluidisé, (7) Réacteur mixte avec lit de boue et filtre
anaérobie.

Dans cet article, nous allons nous intéresser plus particulièrement au contrôle et à la conduite des digesteurs anaérobies, appliqués à l'épuration des effluents des IAA.

2 - PROBLÈMES RENCONTRÉS LORS DE LA MISE EN OEUVRE INDUSTRIELLE

A) Problème sur le matériel

Au niveau de l'alimentation, ce sont les problèmes de pompage qui sont les plus fréquents, notamment pour les unités à la ferme qui ont un produit à méthaniser très chargé en matières en suspension. Dans les réacteurs industriels la décantation dans les bacs de stockage et les variations de production sont parmi les problèmes les plus fréquents

Au niveau du digesteur, l'étude effectuée par DEMUYNCK *et al.* (1984), a montré que les problèmes de fuite de gaz sont les plus souvent rencontrés (tableau 1), notamment lorsque les digesteurs sont fabriqués en béton.

Tableau 1.- Nombre de problèmes rencontrés sur l'engineering et la maintenance des digesteurs de méthanisation, pour 96 sites.

	MAJEUR	MINEUR
1 - Fuite de gaz	13	14
2 - Système d'agitation insuffisant	11	8
3 - Défaut ou inefficacité du transfert dans les digesteurs chauffés	6	5
4 - Défaut électrique	5	2
5 - Problème avec des excès de pression dans les dispositifs de sortie	2	7
6 - Corrosion du digesteur et annexes	1	9
7 - Problème d'isolation thermique	2	2

(Les problèmes majeurs sont ceux qui ont entraîné un arrêt prolongé du digesteur ou une acidification du réacteur. Les problèmes mineurs sont ceux qui n'ont eu qu'un faible impact sur le fonctionnement du procédé.) (DEMUYNCK *et al.*, 1984)

En ce qui concerne l'utilisation du gaz, des problèmes majeurs se trouvent sur les moteurs, et des problèmes mineurs, sur les brûleurs.

Pour maintenir les paramètres physico-chimiques dans des gammes compatibles avec le bon fonctionnement de l'écosystème microbien, les réacteurs de méthanisation comportent des capteurs, des systèmes de régulation et de commande, des alarmes... Une défaillance de ces appareillages est toujours susceptible de se produire.

B) Problème de fonctionnement

Au niveau du stockage, une décantation dans la cuve est possible, et dans le digesteur, un mauvais mélange est souvent la cause d'incidents comme la formation de mousse et une hétérogénéité trop importante entre les différents points du digesteur.

La partie amont du traitement d'épuration, c'est à dire l'usine, peut être aussi la source de problèmes de conduite du digesteur. Ceux-ci peuvent être dus à des variations importantes dans la nature, la concentration ou le débit des effluents ; ou à l'introduction accidentelle de matières toxiques...

C) Impact sur l'écosystème microbien

Les problèmes rencontrés lors du fonctionnement du procédé peuvent avoir un impact important sur l'équilibre de l'écosystème microbien. Les plus ennuyeux sont ceux qui se traduisent par un déséquilibre entre la quantité de matière organique introduite et les potentialités cinétiques du système. Si une modification des caractéristiques de l'alimentation est souvent en cause, la modification des potentialités cinétiques peut être générée par une hétérogénéité dans le réacteur, une élimination intempestive de microorganismes, ou la modification d'un paramètre physico-chimique (pH, température...)

Si cette surcharge organique est sévère, le système peut demander beaucoup de temps avant de retrouver ses performances initiales, parfois, il ne les retrouve jamais.

Actuellement, les connaissances physico-chimiques et physiologiques sont généralement insuffisantes pour espérer engager un traitement curatif après de telles déstabilisations. Les difficultés viennent également de la croissance extrêmement lente des microorganismes de l'écosystème.

3 - REPRÉSENTATION DU FONCTIONNEMENT DE LA MÉTHANOGENÈSE

A) Les flux métaboliques

Les flux métaboliques de la méthanogénèse mettent en oeuvre de nombreuses réactions (figure 2). Dans les réacteurs alimentés en continu, lorsque le système est en régime stationnaire, les vitesses et donc les concentrations dans le milieu, sont constantes. En réalité, on peut observer de légères variations, dues à de légères perturbations dans le système d'alimentation ou dans les systèmes de régulation qui oscillent autour d'un point de consigne.

Des variations importantes d'une ou plusieurs de ces concentrations signifient que le système est en régime transitoire et nécessite donc une attention particulière.

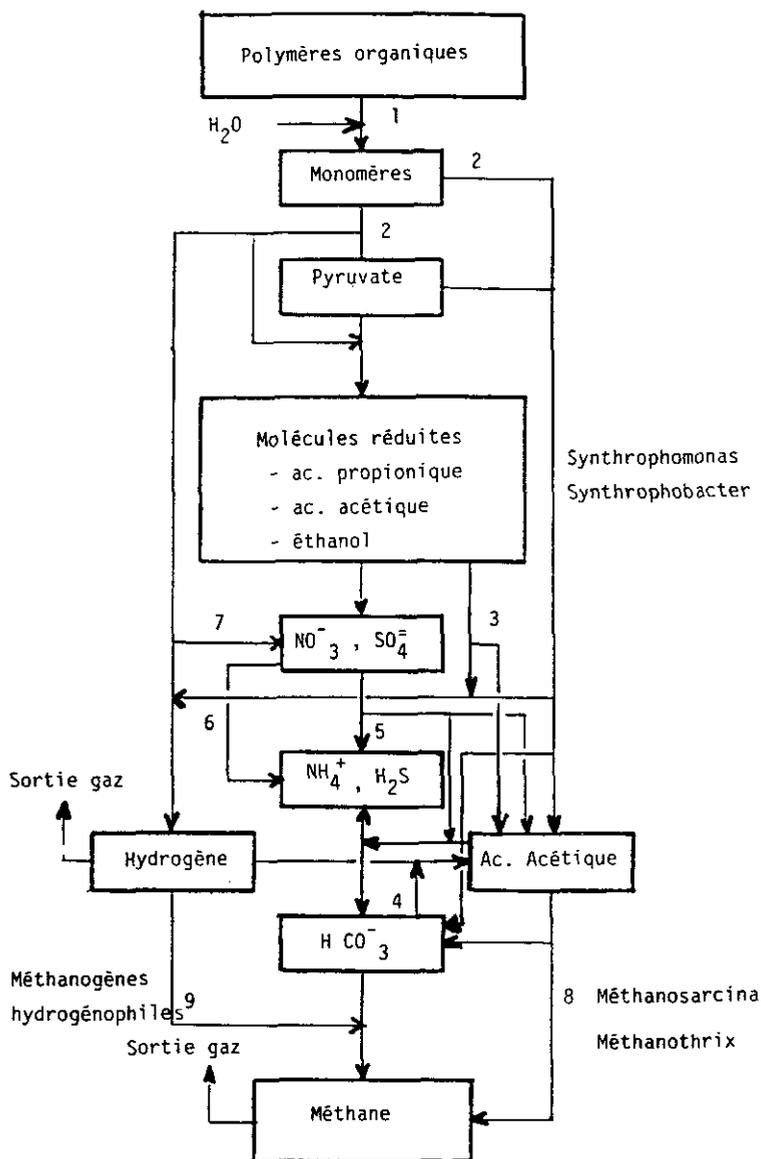


Figure 2.- Flux métaboliques lors de la digestion anaérobie de la matière organique (3).

1 - hydrolyse des polymères, 2 - fermentation des monomères organiques, 3 - oxydation des acides propionique, butyrique et des alcools par les bactéries OHPA, 4 - homoacétogénèse, 5 - oxydation des acides propioniques, butyrique et des alcools par les bactéries sulfatoréductrices (BSR), celles qui réduisent le nitrate (BRN), 6 - oxydation de l'acide acétique par les BSR et BRN, 7 - oxydation de H_2 par les BSR et BRN, 8 - fermentation méthanique acétoclaste, 9 - fermentation méthanique hydrogénéophile (d'après HARPER et POHLAND, 1987).

B) Représentation cinétique de la méthanogénèse

L'étude des cinétiques, et leurs intégrations dans des modèles mathématiques permet de relier, par des expressions quantitatives, les variations des concentrations des différents intermédiaires métaboliques (et les modifications physico-chimiques qu'elles entraînent dans le milieu) à la cinétique globale. La modélisation permet aussi de quantifier des paramètres difficilement mesurables directement comme les concentrations en microorganismes par exemple.

Les modèles représentant la fermentation méthanique considèrent généralement trois phases (fig. 3)

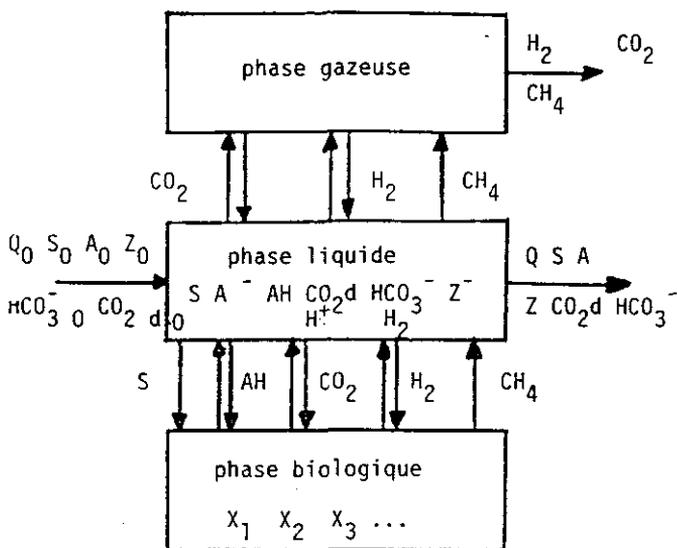


Figure 3.- Exemple d'échange de matière entre les différentes phases de la fermentation méthanique (MOLETTA, 1986)

1) Modélisation de la phase gazeuse

Elle ne considère que les échanges de matière (CO_2, H_2, CH_4) avec la phase liquide, et la sortie du gaz. Seuls les équilibres du gaz carbonique et l'hydrogène avec la phase liquide sont pris en compte, le méthane étant biologiquement neutre et très peu soluble. Ces équilibres sont quantifiés au moyen de la loi de Henry.

2) Modélisation de la phase liquide

Elle considère les réactions physico-chimiques avec les différentes molécules présentes et permet ainsi de relier entre eux l'alcalinité, le pH, la concentration en acides gras volatils sous ses différentes formes (ionisées ou non) et définit ainsi l'intensité des échanges avec les phases gazeuse et biologique.

Une approche détaillée de la modélisation de cette phase a été décrite par MOLETTA (1986a). De manière très schématique, on peut considérer que :

- Le pH est calculé à partir de l'équilibre du bicarbonate avec le CO₂ dissous.
- Les acides gras volatils se comportent comme des acides forts vis à vis du bicarbonate et l'on produit une molécule de CO₂ dissous par mole d'AGV accumulée.
- Le gaz carbonique dissous va passer dans la phase gazeuse jusqu'à ce que l'équilibre soit atteint.
- On peut ainsi déterminer une relation entre la pression partielle de CO₂, la concentration en bicarbonate et le pH (fig. 4).

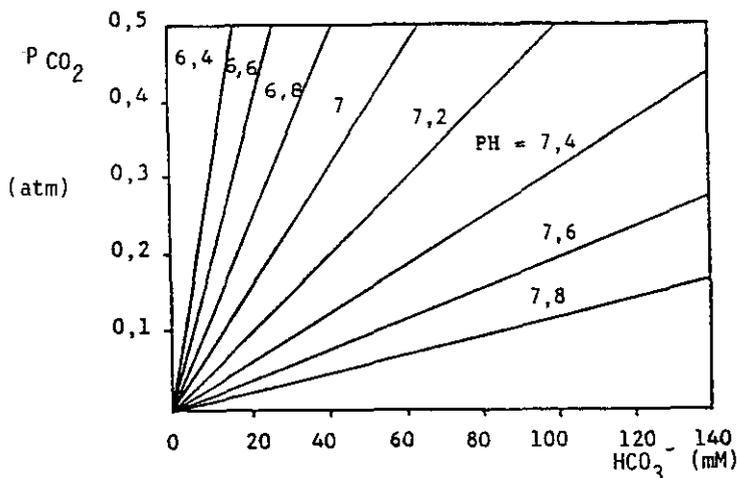


Figure 4.- Pression partielle de CO₂ en fonction de l'alcalinité (due au HCO₃⁻) et du pH (KH = 25.10⁻³ M/ATM, Ka = 5,1.10⁻⁷ M)

3) Modélisation de la phase biologique

Les divers modèles font appel à des approches relativement voisines pour la modélisation des phases gazeuses et liquides. Par contre, ils présentent une très grande variabilité dans les hypothèses retenues pour modéliser la phase biologique.

a) Modélisation de l'étape limitante (la méthanogénèse de l'acétate)

Andrews, (qui a été un pionnier dans ce domaine), propose une représentation en une étape : la méthanogénèse à partir de l'acétate (ANDREWS 1968). Ce choix est justifié par le fait que souvent elle limite la vitesse de la réaction globale. Afin de tenir compte des effets inhibiteurs de la concentration en acides gras volatils (AGV) et du pH, cet auteur a considéré que c'est la concentration en acides gras volatils non ionisés qui est responsable de l'inhibition de l'activité méthanogène. En effet, de nombreuses expériences ont montré que les acides faibles (tels que les AGV) diffusent à travers la membrane sous leurs formes ionisées (HAROLD et LEVIN, 1974), (RIEBELING *et al.*, 1975).

Pour les bactéries méthanogènes l'acide acétique est aussi un activateur puisqu'il est également un substrat de croissance.

b) Modélisation des surcharges organiques

La représentation de la méthanogénèse en deux étapes considère que la matière organique est d'abord transformée en acides organiques, par des bactéries acidogènes puis en méthane et gaz carbonique par les bactéries méthanogènes. Cette approche est particulièrement intéressante car elle permet de simuler les surcharges organiques qui se traduisent par une accumulation des AGV et une inhibition plus ou moins importante de la méthanogénèse.

Cette approche a été menée par HILL et BATH (1977), MOLETTA *et al.* (1986a). Elle a permis de simuler avec une bonne précision la méthanisation de différents substrats, sous des conditions physico-chimiques très différentes (MOLETTA *et al.* 1986).

c) Modélisation de l'influence de l'hydrogène

La pression partielle d'hydrogène joue un rôle déterminant (pour des raisons thermodynamiques) sur la possibilité de dégradation des acides propionique et butyrique notamment. Une pression partielle trop élevée conduit à une diminution ou même à un arrêt des activités acétogènes sans influencer sensiblement la vitesse de production de ces deux acides.

MOSEY (1983) modélise ce phénomène en considérant que la pression partielle en hydrogène commande la vitesse de production et de consommation de ces acides. Les flux matières retenus dans cette approche sont représentés sur la figure 5 .

La principale hypothèse de ce modèle est que la disponibilité de la forme réduite (NADH) et de la forme oxydée (NAD⁺) de la molécule Nicotinamide Adénine Dinucléotide contrôle les flux métaboliques et donc la nature des métabolites excrétés dans le milieu. La nécessité pour les bactéries de régénérer leurs cofacteurs, conduit à dévier une fraction de la production d'acide acétique vers celle de molécules plus réduites.

Le rapport (NADH/NAD⁺) est directement lié à la concentration en hydrogène dissous, donc à la pression partielle de cette molécule dans la phase gazeuse. Un exemple de représentation des vitesses relatives de la formation des AGV en fonction de la concentration d'hydrogène dans la phase gazeuse est représenté sur la figure 6.

Matières Organiques

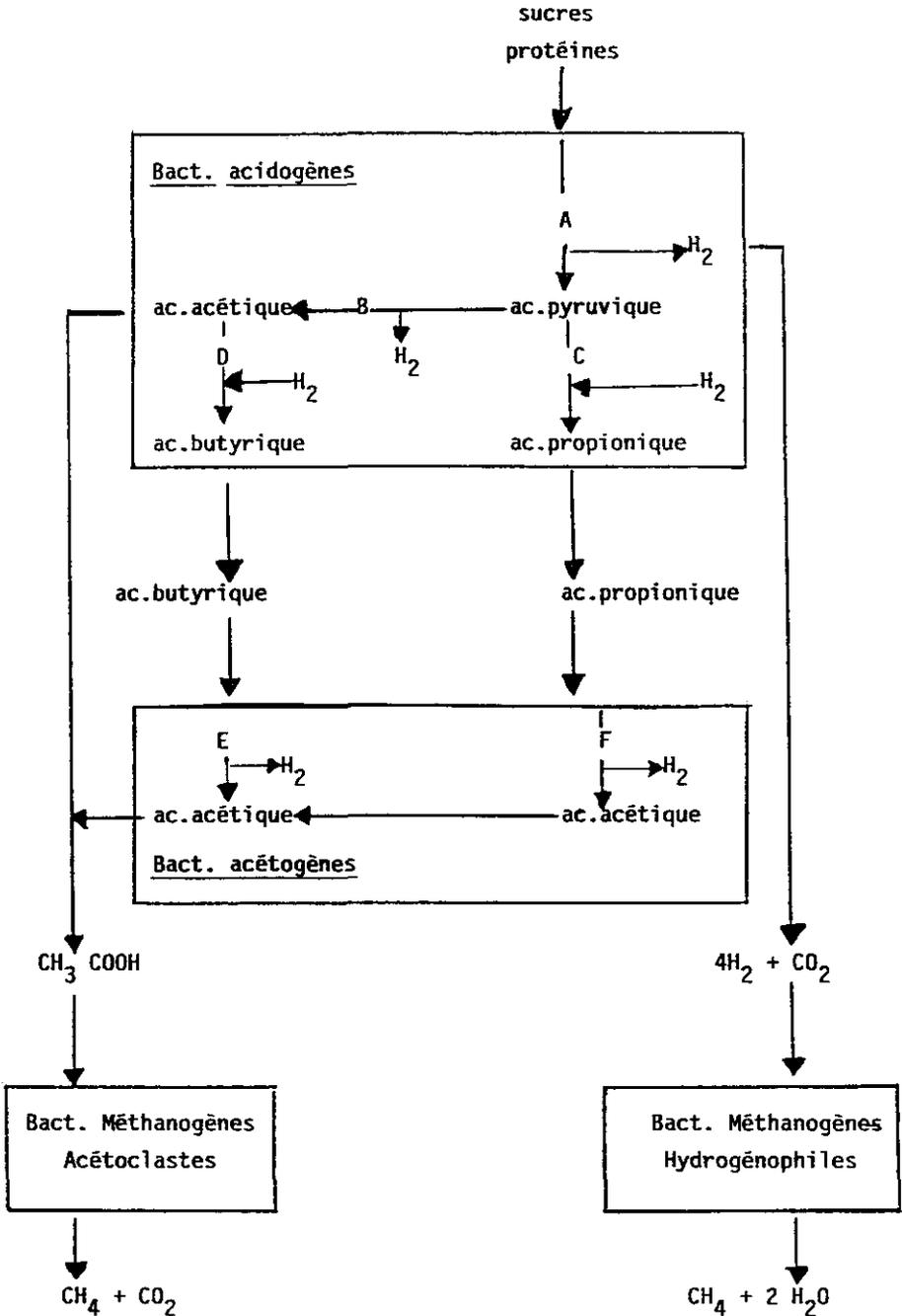


Figure 5.- Schéma métabolique retenu pour la modélisation de l'influence de l'hydrogène sur la formation des acides gras volatils, d'après MOSEY (1983)

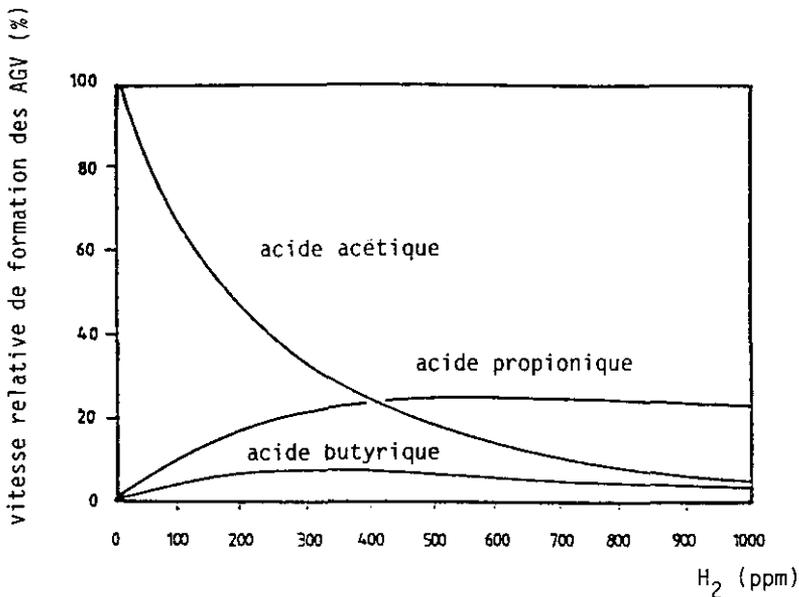


Figure 6.- Influence de la concentration de l'hydrogène (dans la phase gazeuse) sur la vitesse relative de formation des AGV d'après MOSEY (1983)

4 - PARAMÈTRES À CONTRÔLER

A) Vérification des conditions imposées pour le fonctionnement

Lorsqu'un procédé a été choisi, et des conditions de fonctionnement établies, il est nécessaire de contrôler assez souvent les valeurs des différents paramètres pour s'assurer qu'ils restent dans une gamme de valeurs acceptables afin de ne pas modifier les réponses cinétiques de l'écosystème microbien.

Leurs natures et leurs fréquences dépendent de la technique utilisée, de l'effluent traité et de l'expérience acquise sur le procédé. Les différents paramètres contrôlés sont généralement :

- le pH, le débit, la concentration chimique en oxygène (D.C.O.) et la teneur en matières en suspension (M.E.S.) de l'effluent d'alimentation.
- la température, le niveau, les débits de recirculation et les M.E.S. (Réacteurs infiniment mélangés) dans le réacteur.

Souvent, les valeurs de ces paramètres sont surveillées en continu par des capteurs adaptés et couplés à des alarmes. La température fait souvent l'objet d'une régulation automatique à $35 \pm 3^\circ\text{C}$ pour les digesteurs mésophiles et $55 \pm 2^\circ\text{C}$ pour les thermophiles.

B) Contrôle du bon fonctionnement biologique

Il permet de s'informer de la réponse biologique de l'écosystème microbien aux conditions de fonctionnement subies. La nature de ces contrôles et leur fréquence va dépendre des risques potentiels. Chaque paramètre utilisable donne une information partielle et il est souvent nécessaire d'en contrôler plusieurs pour avoir une image suffisamment précise de l'état de l'écosystème.

1) Les contrôles dans les liquides

Bien que des brassages et des recirculations soient prévus dans les digesteurs, ils ne sont jamais entièrement homogènes. Certains paramètres comme la DCO et le pH, peuvent être effectués en différents points du procédé et améliorer ainsi l'information recueillie.

a) La demande chimique en oxygène

Sa détermination peut être effectuée en différents points du digesteur mais on se limite le plus souvent à l'effluent de sortie. En effet, les digesteurs sont avant tout des outils de dépollution et le rendement d'épuration sur la DCO donne une image de l'efficacité du traitement. La mesure de la DCO peut être effectuée sur la partie soluble (DCOS) ou sur la totalité du prélèvement (DCOT). Cette première contient la matière organique soluble non dégradée qui provient de l'alimentation et des intermédiaires métaboliques. Sa valeur en sortie dépend donc de la nature des substrats entrants et des charges appliquées. Souvent un post-traitement aérobie permet d'abaisser encore sa valeur avant de rejeter l'effluent dans le milieu naturel.

Une augmentation de la DCOS traduit le plus souvent une augmentation de la concentration en acides gras volatils résiduels, indiquant un mauvais fonctionnement du digesteur. Cependant, la digestion anaérobie génère aussi des molécules minérales réduites (sulfures par exemple) qui peuvent fausser par excès la valeur obtenue sur les matières organiques résiduelles.

La DCO est parfois remplacée par la mesure du carbone organique total (COT) et les rendements d'épuration obtenus ainsi sont légèrement supérieurs, car les molécules minérales réduites n'interfèrent pas.

La mesure de la DCOS automatique est réalisable par des chaînes à flux continu (MORFAUX et SARRIS, 1974). Il existe ainsi des automates utilisables sur sites industriels.

b) Les acides gras volatils (AGV)

La teneur en acides gras volatils est un paramètre fondamental à surveiller, car leurs accumulations entraînent les modifications physico-chimiques les plus graves. La teneur en AGV dans l'effluent de sortie est généralement inférieure à 0,5 g/l lorsque le digesteur fonctionne bien. Cette valeur est souvent le résultat d'un compromis entre le taux de charge à appliquer et le rendement d'épuration désiré.

Une surcharge organique se traduit par l'accumulation d'AGV. Souvent c'est l'acétate qui s'accumule le premier, mais dans le cas de méthani-

sation des vinasses, c'est le propionate. L'accumulation d'AGV entraîne un déplacement de bicarbonate vers le CO_2 dissous et le CO_2 va passer en partie dans la phase gazeuse. Si l'accumulation est sévère, on peut observer une chute de pH.

Le dosage individuel des AGV s'effectue par chromatographie en phase gazeuse, ce qui limite sa diffusion. Il est possible d'effectuer une surveillance en continu, mais au prix d'automate pas toujours fiable. Des techniques mesurant l'acidité volatile totale (AVT) permettent parfois de se faire une idée de leur concentration dans le milieu. Il en va de même de la comparaison de l'alcalinité totale et de l'alcalinité due aux bicarbonates déterminées par titrimétrie.

c) Matières en suspension (MES)

Cette détermination permet d'estimer la biomasse bactérienne dans le réacteur.

Les matières en suspension sont d'origine minérale ou organique et parmi ces dernières, une fraction représente les microorganismes. Il s'ensuit différents types de mesures : matières en suspension totale (MEST) ou volatile (MVES).

Pour un réacteur "infiniment" mélangé tel que le contact anaérobie, la détermination de la teneur en MVES permet de surveiller la potentialité méthanogène du digesteur. Sa représentativité dépend essentiellement de la teneur (à peu près constante) en matières organiques non dégradables. La quantité de bactéries méthanogènes peut être aussi évaluée par la mesure de la vitesse de dégradation de l'acétate (VALCKE et VERSTRAETE, 1983), mais elle est difficilement automatisable.

La surveillance des MES résiduelles dans l'effluent en sortie d'un réacteur à cellules fixées (filtre anaérobie) permet de détecter un éventuel détachement du biofilm, qui peut être consécutif à une surcharge organique.

d) Le pH

La digestion anaérobie se déroule de façon optimale au voisinage de la neutralité (pH 7,2 \pm 0,5). Mais elle est généralement possible entre pH 5 et pH 9. Une baisse de pH augmente la teneur en AGV non ionisés donc les phénomènes d'inhibition sur les microorganismes.

La vitesse de restauration de l'activité initiale d'un écosystème après une chute importante de pH dépend de la durée du phénomène, mais aussi de la valeur de ce pH. Pour un filtre anaérobie sur acétate, la durée de récupération est inversement proportionnelle au pH appliqué (CLARK et SPEECE, 1970), (fig. 7).

La régulation du pH est généralement prévue dans la conception des digesteurs industriels. Différents produits sont susceptibles d'être employés. La chaux, vu son faible coût, est souvent utilisée mais elle entraîne aussi une dissolution de CO_2 créant ainsi une dépression dans le digesteur (DALLA TORRE et STEPHANOPOULOS, 1986). Les meilleurs choix sont les bicarbonates ou les carbonates de sodium ou potassium. Une addition trop importante de ces produits ne conduit pas à des pH trop élevés.

La mesure du pH est une technique simple mais nécessite de nombreux nettoyages car le poreux se colmate rapidement dans ces milieux. De nouvelles électrodes contenant un gel semble être plus fiables avec le temps.

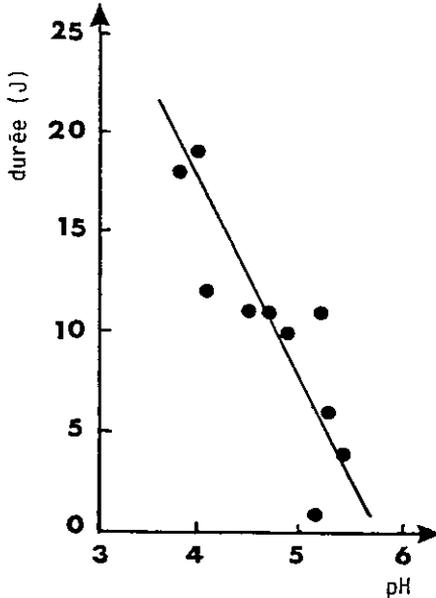


Figure 7.- Influence d'une baisse du pH sur le temps nécessaire au digesteur pour récupérer 50 % de son activité (réacteur filtre anaérobie piston, substrat acétate 6 g/l. Le pH bas est maintenu 7 à 8 jours) d'après CLARK et SPEECE (1970)

e) L'alcalinité

L'alcalinité est la capacité d'un milieu à absorber un apport de protons. Elle est représentée par la somme de toutes les bases titrables. Dans la gamme de pH de la digestion anaérobie, le bicarbonate est la principale molécule qui agit sur l'effet tampon (CAPRI et MARRAIS, 1975). En effet, l'ion carbonate est pratiquement inexistant dans les conditions de pH correspondant à un fonctionnement normal du digesteur.

La capacité tampon d'un milieu de fermentation peut être modifiée par les systèmes orthophosphorique et hydrosulfurique mais ils sont généralement à des concentrations trop faibles pour avoir un impact important. L'alcalinité peut être présente, dans l'alimentation ou être générée dans ce milieu, par exemple par dégradation de protéines ou d'autres composés riches en azote (urée), qui produisent de l'ammoniaque par hydrolyse.

L'alcalinité due au bicarbonate est une mesure souvent utilisée dans le milieu industriel pour vérifier l'état biologique du système. Un digesteur alimenté avec une alcalinité faible ou ne contenant pas de molécules susceptibles de la générer, est difficile à conduire, car le

pouvoir tampon est faible et les variations de pH rapides. Généralement, on considère qu'il faut une alcalinité en bicarbonate de 20 à 60 mg/l (1000 à 3000 mg/l exprimée en CaCO_3) ; en dessous de ces valeurs, une action corrective doit être engagée.

Pour la méthanisation des glucides par un filtre anaérobie à flux descendant (DSFF), (KENNEDY *et al.*, 1985) ont montré que dans le cas d'un effluent bien tamponné, une surcharge organique se traduit dans le réacteur par une baisse de pH plus faible, une accumulation d'AGV plus réduite que dans le cas d'un effluent à faible alcalinité.

Différentes techniques sont disponibles pour doser l'alcalinité due au bicarbonate (AB). Elles consistent principalement à mesurer la quantité totale de HCO_3^- en acidifiant le milieu avec des acides forts de titre connu. On déplace l'équilibre vers la formation de CO_2 . La principale interférence dans cette mesure est due à la présence des AGV qui vont passer sous la forme non ionisée.

BROVKO et CHEN (1977) proposent de mesurer l'alcalinité totale (AT) jusqu'à pH 4 et de soustraire l'influence des AGV. A ce pH, on les retrouve essentiellement sous la forme non ionisée (85 %).

JENKINS *et al.* (1983) proposent de descendre jusqu'à pH 5,75. A ce pH, on a titré 80 % du bicarbonate et 20 % des AGV. Dans ce cas-là, si l'on a une concentration de 0,5 g/l d'acide acétique et une alcalinité (AB) de 2000 mg/l (en CaCO_3), l'erreur commise en occultant l'interférence due aux AGV est de 4,1 %. D'autres méthodes existent et peuvent parfois servir à évaluer la quantité d'AGV présents (DILLALO et ALBERTSON, 1961).

Le dosage automatique de l'alcalinité due au bicarbonate a été réalisé à partir de la méthode décrite par DILLALO et ALBERTSON (1961). Cette technique consiste à titrer l'alcalinité jusqu'à pH 4, à éliminer le CO_2 dissous par chauffage ou dégazage à l'azote, et à titrer en retour avec une base jusqu'au pH initial (COLIN, 1984). L'alcalinité due au bicarbonate est obtenue par différence. Le capteur mettant en oeuvre cette méthode est représenté sur la figure 8.

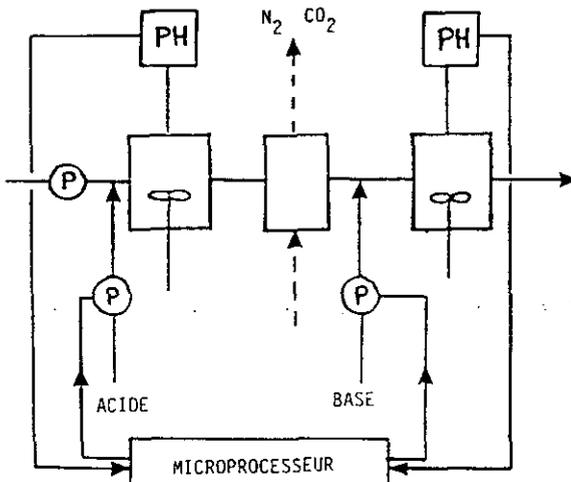


Figure 8.- Schéma de principe de dosage automatique de l'alcalinité due au bicarbonate (COLIN, 1984).

2) Les contrôles réalisés sur la phase gazeuse

a) Le débit et la teneur en CO₂ du gaz

Le débit est un paramètre facile à contrôler dans le milieu industriel et son enregistrement peut être effectué en continu. Il va être un reflet de l'activité des microorganismes, mais certaines interférences peuvent se produire comme une redissolution intempestive de CO₂ à la suite d'un ajustement de pH par exemple, ou à une surproduction de CO₂ due à l'accumulation d'AGV après une surcharge organique. Dans ce dernier cas, la modification des conditions physico-chimiques du milieu se traduit rapidement par un ralentissement, voire l'arrêt total de la production de gaz.

En dehors des surcharges organiques, la variation dans la phase gazeuse peut dépendre, par exemple, d'un ajustement de pH ou d'un débit hydraulique plus élevé. En laboratoire de nombreuses méthodes sont disponibles pour le doser. La plus utilisée est la chromatographie en phase gazeuse. La détermination en continu de la pression partielle de CO₂ peut se faire en mesurant le pH d'une solution de bicarbonate dans laquelle passe le biogaz (ROZZI *et al.*, 1983) ou par des techniques d'absorption dans l'infrarouge.

b) La teneur en hydrogène

La teneur en hydrogène dans la phase gazeuse (et donc dans la phase liquide) doit être maintenue dans une gamme de concentration étroite afin que les réactions qui le produisent et celles qui le consomment, aient une énergie libre négative (fig. 9). Le modèle de MOSEY (1983) montre bien son impact sur les cinétiques d'accumulation des AGV et donc l'importance qu'il y a à surveiller sa valeur. Théoriquement, sa pression partielle doit se situer entre 10⁻⁴ et 10⁻⁶ atm.

Un digesteur de laboratoire fonctionnant correctement sur vinasse contient 10 à 20 ppm d'hydrogène dans la phase gazeuse. MOSEY et FERNANDES (1984) ont noté des concentrations de 40 à 100 ppm dans des procédés industriels. L'augmentation de la concentration en hydrogène dans la phase gazeuse est une réponse assez commune pour divers types de surcharge quelle que soit la zone de température : mésophile ou thermophile (WITHMORE *et al.*, 1985)

Le dosage de l'hydrogène dans les gaz peut se faire de différentes manières : par chromatographie en phase gazeuse (le seuil de mesure dépend de la sensibilité du détecteur) ou par des techniques polarographiques qui permettent de descendre à des valeurs voisines du ppm. L'"Exhaled Hydrogen Monitor" de GMI et préconisé par MOSEY et FERNANDES (1984) est basé sur ce dernier type de détecteur. Dans cet appareil, l'hydrogène sulfuré doit être éliminé et la valeur obtenue doit être diminué de 30 ppm environ pour tenir compte des interférences dues au CH₄ et CO₂. des techniques mettant en oeuvre des spectromètres de masse ont été utilisées en laboratoire (WITHMORE *et al.*, 1985) avec une sonde à membrane plongée dans le liquide.

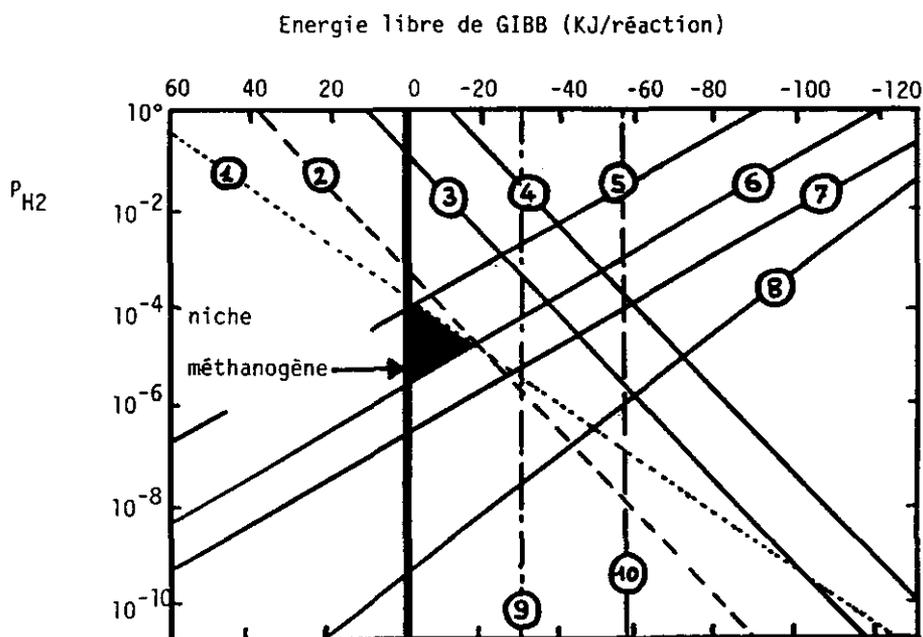


Figure 9.- Représentation graphique des conditions thermodynamiques créées par la pression partielle d'hydrogène (P_{H_2}) sur les principales réactions anaérobies d'après HARPER et POHLAND (1987).

1, 2, 3, 4, 5 : Acétogénèse du propionate, butyrate, éthanol, ac. lactique et bicarbonate respectivement.

6, 9 : Méthanogénèse sur H_2/CO_2 et acétate respectivement

7, 8 : Réduction des sulfates et sulfites en sulfure respectivement

10 : Acétoclastie par les B.S.R.

Base de calcul : Acide acétique 25 mM, acides lactique, propionique, butyrique et éthanol 10 mM, sulfate et sulfite 5 mM, bicarbonate 20 mM et méthane 0,7 atm.

3) Bilan DCO

Pour surveiller le devenir du carbone dans un digesteur, on peut effectuer un bilan de la DCO entre l'entrée (liquide) et les sorties (gaz liquide) en considérant qu'une molécule de méthane produit, contient 64 gr de DCO éliminée, et génère environ 0,36 l de méthane (à 20°C, 1 ATM)

4) Choix du paramètre à contrôler

Le ou les paramètres à contrôler peuvent donc être de natures diverses et leurs choix va dépendre de leurs relations avec l'expression de l'état physiologique et cinétique du système, et de la rapidité de leurs détections après la mise en surcharge. Les concentrations en hydrogène, en AGV et en H^+ dans la phase liquide ont un impact direct sur la cinétique de l'écosystème et sont donc parmi les paramètres les plus

importants à surveiller. Les autres tel que la composition du gaz, le débit, la teneur en HCO_3^- sont le résultat des variations de ces premiers et sont donc rapportés indirectement à l'état de l'écosystème. L'hydrogène est considéré généralement comme le plus intéressant car il apparaît principalement en début de flux métabolique et comme on le retrouve aussi sous forme gazeuse, son temps de rétention dans le digesteur est généralement plus faible que pour les liquides. Ce choix peut être conditionné par la nature de l'effluent à traiter et une comparaison du temps de réponse de ces différents paramètres pour une surcharge d'un digesteur acclimaté sur une vinasse de vin est rapportée dans le chapitre 6.

5 - LE CONTRÔLE ET LES MOYENS D'ACTION SUR LES DIGESTEURS INDUSTRIELS

La nature des contrôles effectués sur les sites industriels diffèrent quelque peu suivant le type de procédé utilisé. Les principaux contrôles effectués et leur fréquence sont rapportés ci-dessous, pour trois types de digesteurs.

A) Contact anaérobie

Les informations concernent les deux réacteurs de 2500 m³ installés à la conserverie Bonduelle à Renescure-Nord (D. VERRIER, Communication personnelle).

Les contrôles quotidiens sont : la température, le pH, les matières en suspension (dans l'alimentation, le digesteur et la sortie), la DCO (alimentation et sortie) et la production de gaz.

Les moyens d'action sur le procédé sont la modification du débit et du pH de l'alimentation, ainsi que la température au niveau de l'échangeur.

B) Filtre anaérobie

Les informations concernent le filtre anaérobie à flux descendant installé à Révico, Saint-Laurent de Cognac, et qui traite des vinasses de vins (M. LAGARDE, communication personnelle et MEUNIER (1987)).

Les contrôles quotidiens sont faits sur l'alimentation, dans le digesteur, et dans l'effluent de sortie. Ils concernent le pH, la température, la DCO et les MES. De temps à autre sont effectués l'AVT, le titre alcalimétrique complet (TAC ou AT) et les AGV par chromatographie en phase gazeuse. Ce digesteur possède l'acquisition en ligne de certains paramètres comme la température dans les liquides et les gaz, les débits liquides et gazeux, les pH et les niveaux de liquide.

Pour le contrôler, on peut agir principalement sur le débit d'alimentation et le pH.

C) Lit fluidisé

Les informations concernent le lit fluidisé à deux étapes (acidogénèse et méthanogénèse) de la Gist-Brocades à Prouvy-Nord et qui traite des effluents de production de levure de boulangerie (C. PENNEQUIN, communication personnelle). C'est une unité conçue pour être une installation expérimentale en vraie grandeur.

La plupart des contrôles se font automatiquement par des capteurs installés en différents endroits du procédé. Ce sont : le pH (alimentation, milieu et sortie) la température d'entrée, chaque débit de recirculation, les deux débits de gaz et la hauteur dans le bac de stockage. Des contrôles manuels viennent les compléter quotidiennement : la DCO (alimentation, point milieu et sortie) et de temps à autre les AGV et la composition des gaz.

Les moyens d'action sur le procédé se situent au niveau des débits (alimentation, recirculation), des températures et du pH.

6 - TEMPS DE RÉPONSE DES PARAMÈTRES DE CONTRÔLE DE L'ÉCOSYSTÈME MICROBIEN

Le temps qui s'écoule entre l'enclenchement d'un problème et celui où il est détecté est la somme du temps de réponse du système biologique, des délais nécessaires pour que les variations physico-chimiques arrivent aux capteurs de détection, et du temps pour que les informations correspondantes soient transmises au système d'alarme.

Dans le cas d'une surcharge liée à l'augmentation du COT de l'eau à traiter, le premier délai va dépendre de l'amplitude de la variation de concentration et des transferts de matière ; le second des conditions hydrauliques de fonctionnement et de l'emplacement du site de détection, enfin le troisième de l'existence éventuelle d'un capteur en continu et du système d'alarme qui y est associé.

Nous avons comparé le temps de réponse de plusieurs paramètres après une surcharge organique d'un filtre anaérobie de 6 l, adapté sur une vinasse de vin neutralisée à pH 7. Ce réacteur est alimenté quotidiennement en quatre fois pendant 15 mn. La surcharge a consisté en l'introduction d'une solution de vinasse dix fois plus concentrée en remplacement d'une introduction normale. Ceci correspond à une surcharge de faible intensité car le réacteur récupère un fonctionnement correct en une dizaine d'heures. Les résultats obtenus sont rapportés sur le tableau 2.

Les variations dans la pression partielle d'hydrogène et du débit de gaz sont détectées rapidement. Le coefficient d'amplitude est de 50 pour le premier paramètre et de 4 à 5 pour le second. En cas de surcharge organique plus importante ou d'introduction d'ions toxiques, le sens de variation du débit gazeux est difficilement prévisible (augmentation puis diminution ou simple diminution). Par contre, la production d'hydrogène augmente avec l'intensité de la surcharge.

Dans les liquides, les valeurs sont prises au niveau de la recirculation. Les variations de pH et du COT sont détectées rapidement, cependant le pH en raison de l'alcalinité a une faible variation. La valeur élevée du COT doit être principalement due à l'accumulation de molécules à dégradation lente.

Tableau 2.- Amplitude des variations et temps de réponse des différents paramètres susceptibles d'être utilisés pour le contrôle en continu des digesteurs après une surcharge organique.

	GAZ			LIQUIDE			
	H ₂ ppm 2	Débit*** imp/15mn	CO ₂ %	pH	COT gC/l	AB mg/lCaCO ₃	AGV** C ₃ g/l
Condition normale (3,5 g DCO/l.J)	10	5-15	35	7,2	1,75	4900	0-0,1
Valeur à l'extremum	470	48	60	6,8	4,5	4400	1,40
* temps nécessaire à l'obtention de l'extremum	1,5	2h	3,5	2,5	1,5	2,5	2,5
* temps nécessaire à la détection de l'extremum	0,75	0,75	1,5	1	1	2,5	1,5

* à partir du début de l'introduction

** le principal acide qui s'accumule est l'acide propionique

*** impulsions de 12 ml en 15 mn

7 - PREMIÈRE MISE EN SERVICE DES INSTALLATIONS

Les premières mises en service des digesteurs sont toujours des étapes critiques car les risques de surcharge organique sont importants.

La population microbienne de l'inoculum n'est souvent pas adaptée au substrat, et elle n'est disponible qu'en quantité insuffisante. C'est donc une période où il faut être particulièrement attentif à la réponse biologique de l'écosystème face à une augmentation de la charge appliquée.

Les problèmes rencontrés au démarrage sont dus principalement à l'hétérogénéité des vitesses de croissance des microorganismes, et bien sûr aux taux particulièrement bas de ceux qui seront responsables des réactions d'acétogénèse et de méthanogénèse (fig. 10). La modélisation peut être un outil d'étude de l'impact des conditions de démarrage sur la réponse du système. Un exemple de simulation obtenue à partir d'un modèle à deux étapes biologiques (acidogénèse et méthanogénèse) est représenté sur la figure 11. Il permet d'étudier l'influence de la concentration de l'alimentation sur les variations du pH (MOLETTA 1986).

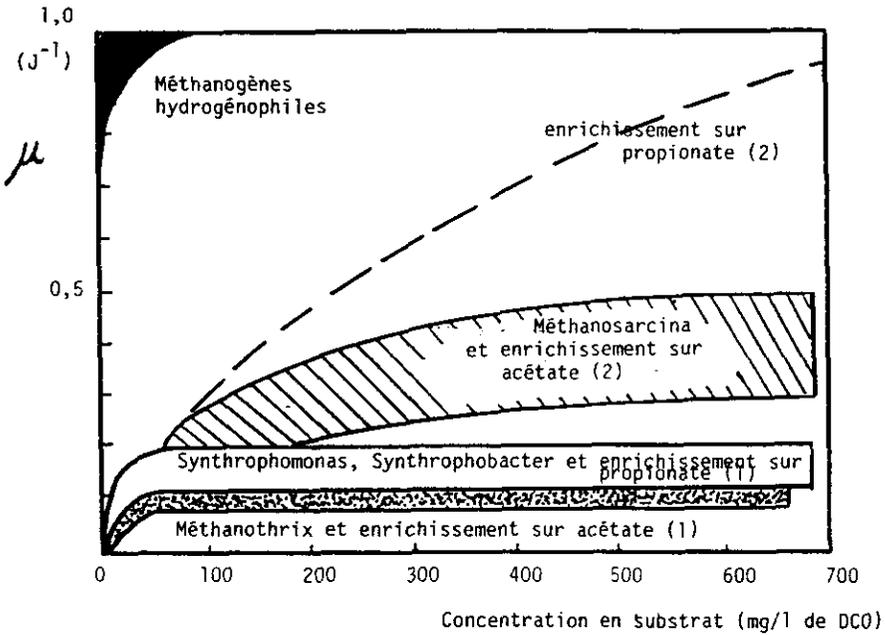


Figure 10.- Influence de la concentration en substrats sur le taux de croissance (μ) de bactéries ou d'enrichissement issus de l'écosystème microbien méthanogène (HARPER et POHLAND, 1987).

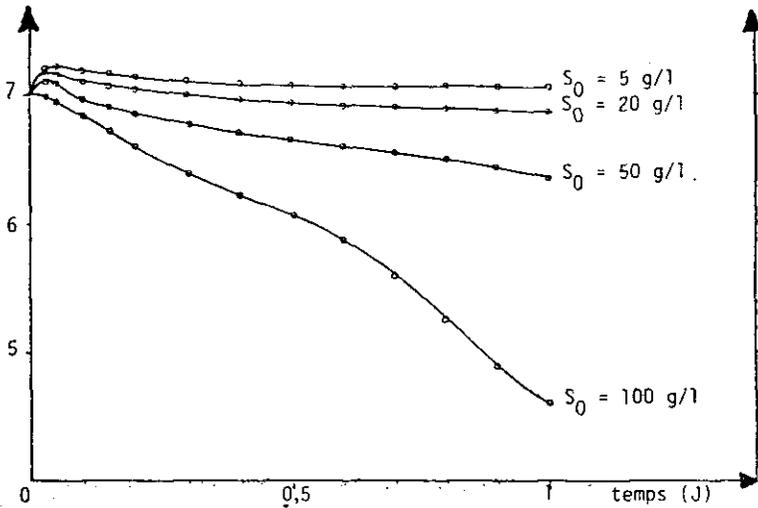


Figure 11.- Modélisation de la fermentation méthanique en continu. Etude de l'influence de S_0 sur la variation de pH avec le temps (MOLETTA, 1986)

Conditions de calculs : $V = 15 \text{ l}$; $Q_0 = 3 \text{ l/j}$ (T.S. = 5j) ; $S_i = 0$; S_0 = variable ; $A_0 = 0$; $X_{1i} = 4 \text{ g/l}$; $X_{2i} = 4 \text{ g/l}$; $\text{pH}_i = 7$; $P_{\text{CO}_2} = 0,4$; $P_{\text{CH}_4} = 0,6$

Les techniques à appliquer diffèrent suivant la nature du procédé utilisé et des possibilités offertes sur le site. Elles consistent à créer des conditions de réaction correctes (élimination de l'air, homogénéité dans le réacteur, maintien de la température à 35 °C) et à imposer des pressions de sélection qui permettront de favoriser la croissance des microorganismes souhaités. Les montées en charge se font par pallier après s'être assuré que les microorganismes s'adaptent correctement.

Le démarrage de l'unité de Bonduelle s'est fait en deux temps (VERRIER *et al.*, 1983). Dans le premier réacteur ont été introduits 1000 m³ de boues de station d'épuration, complétées avec 1500 m³ d'eau. Le pH a été régulé et maintenu au-dessus de 6,8. L'année suivante, le second digesteur a étéensemencé avec une partie des boues du premier.

Pour les filtres anaérobies (DSFF), l'aptitude du support à fixer les microorganismes influe directement sur sa vitesse de colonisation (KENNEDY et DROSTE, 1985). Avec une alimentation diluée, le biofilm se développe plus rapidement et, à charge égale, le réacteur sera plus stable (KENNEDY et DROSTE 1985). Pour ces procédés, la charge peut être augmentée même si la concentration en AGV atteint 1,5 g/l.

Par contre, ceci n'est pas acceptable lors du démarrage des UASB, car pour former les granules, il faut favoriser la croissance de *Méthanothrix*. Ce microorganisme est en compétition pour l'acétate avec *Méthanosarcina barkeri* qui pousse plus rapidement, lorsque la concentration en acétate résiduel est supérieure à 1 g/l. Pour favoriser l'installation de *Méthanothrix*, il faut donc exercer une pression de sélection en maintenant la concentration en acétate dans le réacteur à de faibles valeurs, très inférieures à 1 g/l (De ZEEUW, 1984).

L'autre pression de sélection à exercer est l'élimination des microorganismes inutiles. Elle est essentielle à la formation de granules (De ZEEUW, 1984).

Le fonctionnement saisonnier des usines, notamment dans les IAA, conduit à l'arrêt du digesteur pendant des semaines, voire des mois. Généralement, la mise en régime est rapide (une à deux semaines) et se passe bien.

8 - MÉTHODES DE REMISE EN RÉGIME DE RÉACTEURS DÉSTABILISÉS

Lorsque les paramètres de contrôle atteignent des valeurs jugées critiques, il est indispensable d'engager des actions pour éliminer la cause de ce déséquilibre et de ramener leurs valeurs dans les zones biologiquement acceptables. Différents types d'actions peuvent être envisagés.

A) Diminution ou arrêt du débit d'entrée

Cette méthode est la plus simple. Elle ajuste le flux d'entrée au flux de matières admissible par les microorganismes. Son emploi seul implique que la surcharge déjà introduite peut être supportée par le système microbien.

B) Addition d'une base

C'est une action qui est commandée lorsque la surcharge organique est sévère, la valeur du pH risque d'atteindre des valeurs suffisamment basses pour mettre l'équilibre du système en danger.

C) Recyclage du méthane

Cette action consiste à réajuster le pH en enlevant des acides faibles (acides carboniques), plutôt qu'en rajoutant une base (ANDREW, 1975). Lorsque le pH atteint une valeur fixée, une partie du biogaz produit passe par un laveur qui élimine le CO₂ et le gaz très enrichi en méthane est renvoyé dans le digesteur.

D) Augmentation de la quantité de microorganismes dans le réacteur

Cette action n'est envisageable que pour un réacteur contact anaérobie (ANDREW, 1975). Elle consiste à réajuster la charge massique en réintroduisant dans le réacteur les microorganismes présents dans le décanteur.

9 - LA CONDUITE AUTOMATIQUE DES PROCÉDÉS

Actuellement, les capteurs installés sur les digesteurs anaérobies et leurs annexes rentrent dans des systèmes de régulation ou le plus souvent dans des systèmes de surveillance. On peut de nos jours envisager la conduite optimale des procédés de méthanisation. Elle se fait actuellement au stade laboratoire. Elle nécessite trois étapes : l'acquisition des données ; leur traitement pour définir la nature et l'amplitude de la commande ; la modification des caractéristiques de fonctionnement.

A) L'acquisition des données

Elles sont effectuées sur les paramètres de fonctionnement (température, débit...) et sur ceux représentatifs de l'état biologique de l'écosystème. Parmi ces derniers, un seul paramètre est en général retenu mais l'acquisition des autres peut améliorer la maîtrise du système. Si le modèle le permet il est souhaitable de prendre en compte

des données redondantes pour obtenir une meilleure maîtrise du procédé. Les paramètres doivent posséder les caractéristiques suivantes :

- leurs variations doivent représenter une modification de l'état biologique du système et leurs amplitudes doivent être élevées.
- ils doivent être enregistrés en continu par des capteurs fiables.
- ils doivent avoir un temps de réponse suffisamment court pour permettre une action de correction rapide.

La mesure de la pression partielle d'hydrogène dans le gaz semble être particulièrement adaptée et de plus, un capteur facilement utilisable sur site industriel est disponible.

B) Le traitement de l'information

L'interprétation des données se fait à travers un modèle de commande. Ces modèles doivent être simples et peuvent être obtenus par simplification du modèle de connaissance ou conçus d'emblée en recherchant les expressions qui traduisent au mieux les principales caractéristiques apparentes des procédés.

Il existe un grand nombre de techniques de traitement de l'information du type "boîte noire" (SEVELY, 1984). Actuellement la commande adaptative fait l'objet de recherches importantes dans le domaine des fermentations et en méthanogénèse notamment (DONCHAIN et BASTIN, 1985).

C'est au niveau du traitement de l'information que se situe l'introduction des critères de conduite optimale qui peuvent être par exemple, soit un fonctionnement stable à des vitesses maximum, soit une valeur maximale limite de la DCO en sortie, soit parfois l'intégration des deux, avec un critère prioritaire. La nature des acquisitions à effectuer va dépendre aussi du critère d'optimisation choisi.

PODRUZYNY et VAN DEN BERG (1984) utilisent le débit gazeux comme indicateur de fonctionnement du digesteur. La durée de fonctionnement de la pompe d'alimentation est calculée par un algorithme. Sa valeur par cycle varie de 1 à 99 s. Elle est décrite par :

$$Y = Y_0 + K_c e + (I/T_i)$$

avec :

- Y : temps de fonctionnement de la pompe
- Y₀ : valeur qui augmente avec l'efficacité de la réaction
- e : écart de la valeur par rapport au point de consigne
- I : intégrale de edt
- T : constante de temps

A chaque diminution du débit gazeux, la durée de fonctionnement augmente. Si la chute atteint 75 % de la valeur normale de fonctionnement, il y a une routine de récupération qui est enclenchée.

C) Modification des caractéristiques de fonctionnement

La nature et l'amplitude de ces modifications sont définies par le programme. Ce dernier peut être conçu pour agir sur un seul paramètre (débit d'entrée par exemple) ou deux paramètres (addition d'une base jointe à la diminution du débit d'alimentation par exemple).

10 - CONCLUSION

L'utilisation de la digestion anaérobie comme procédé de dépollution a de sérieux atouts pour s'imposer dans de nombreux secteurs industriels.

Aux réacteurs infiniment mélangés ont succédé des réacteurs permettant un confinement très important des microorganismes à l'intérieur du réacteur. Les temps de résidence hydraulique ont pu ainsi être diminués de manière spectaculaire. Les réacteurs industriels de demain vont concrétiser de manière plus précise les informations issues du travail de recherche mené par les spécialistes du génie chimique et les microbiologistes sur les transferts de la matière, la maîtrise de l'homogénéité des réacteurs, les relations inter-microorganismes et les cinétiques microbiennes.

La maîtrise du fonctionnement des digesteurs industriels nécessite deux types de contrôles : celui relatif aux conditions de fonctionnement et celui de l'état biologique du l'écosystème microbien. Ce dernier peut être abordé par la mesure de plusieurs paramètres caractéristiques de la phase liquide ou gazeuse. Dans la phase liquide, ce sont principalement la valeur de la DCO en sortie, le pH et le titre alcalimétrique dû au bicarbonate qui sont utilisés en routine, dans la phase gazeuse, ce sont la composition et le débit du biogaz.

D'autres techniques peuvent être utilisées, plus précises dans l'information, mais elles ne sont effectuées qu'épisodiquement, ou alors uniquement au cas où il y aurait des problèmes sur le digesteur. Toutes les valeurs de ces paramètres sont reliées entre elles et leur interprétation permet souvent d'identifier rapidement la cause d'une instabilité lorsqu'elle est présente.

La pression partielle d'hydrogène a un impact important sur de nombreuses réactions de la digestion anaérobie qu'elle peut activer ou au contraire inhiber. MOSEY a montré que l'on pouvait à travers la mesure de ce paramètre avoir une idée assez précise de l'état biologique du système. De plus, pour des conditions de surcharge très variées le temps de réponse est court et l'amplitude de variation est importante. La pression partielle d'hydrogène est donc un paramètre particulièrement intéressant pour la surveillance et le contrôle en continu de la stabilité de l'écosystème.

L'automatisation du contrôle et de la conduite des digesteurs est avant tout un problème de choix de capteurs. De nombreux paramètres peuvent être surveillés en continu de manière automatique (H_2 , HCO_3^- , pH, débit gazeux, % CO_2 dans le gaz...) et donner constamment une image de l'état biologique de l'écosystème. Des recherches sur la conduite automatique et optimale de ces procédés sont déjà effectuées dans les laboratoires et souhaitons que leur maîtrise puisse aboutir rapidement à leurs applications dans le domaine industriel.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ANDREWS J.F. (1968). A mathematical model for the continuous culture of micro-organisme utilizing inhibitory substrate. *Biotech. Bioeng.*, 10: 207.
- ANDREWS J.F. (1975). Control strategies for the anaerobic digestion process. Part II, Water and Sewage Work, Avril 1975, 74.
- BROVKO N., CHEN K.Y. (1977). Optimizing gas production, methane content, and buffer capacity in digestion operation. *Water and Sewage Works*, Juillet, 54.
- CAPRI M.G., MARAIS G.V.R. (1975). pH adjustment in anaerobic digestion. *Water Research*, 9: 307.
- CLARK R.H., SPEECE R.E. (1970). The pH tolerance of anaerobic digestion, in: *Advances in a water pollution research, proceeding of the 5th International water pollution research conference held in San Francisco and Hawaf.*
- COLIN F. (1984). Proc. CEC Conference "Anaerobic digestion and carbohydrate hydrolysis of waste", Luxembourg, 8-12 8-12 mai 1984.
- DALLA TORRE A., STEPHANOPOULOS G. (1986). Mixed culture model of anaerobic digestion : application to the evaluation of start up procedures. *Biotech. Bioeng.*, 27: 1106.
- DEMUINK M., NYNS E.J., PALZ W. (1984). In: *Biogas plants in Europe. A practical Handbook ; Solar energy R et D in the European Community, Série E, 6, Energy from Biomass. ISBN 90-277-1780-X.*
- DE ZEEUW W. (1984). Acclimatization of anaerobic sludge for UASB-reactor start up, Thèse de Doctorat, 7 septembre 1984, cation. *J. Water Poll. Control Fed.*, 59(3): 152.
- DILLALO R., ALBERTSON O.E. (1961). Volatile acids by direct titration. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 33: 356.
- DONCHAIN D., BASTIN G. (1985). Stable adaptative controllers for waste treatment by anaerobic digestion. *Environ. Technol. Letters*, 6: 584.
- HAROLD F.M., LEVIN E. (1974). Lactic acid translocation, terminal step in glycolysis by *Streptococcus faecalis*. *J. Bact.*, 117: 1141.
- HILL D.T., BARTH C.L. (1977). A dynamic model for simulation of animal waste digestion. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 10(49): 2129
- JENKINS S.R., MORGAN J.M., SAWYER C.L. (1983). Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration, *J. Water Pollut. Control. Fed.*, 55(5): 448.
- KENNEDY K.J., MUZAR M., COPP G.H. (1985). Stability and performance of mesophilic anaerobic fixed film reactors during organic overloading, *Biotech. Bioeng.*, 27: 86.
- KENNEDY K.J., DROSTE R.L. (1985). Start up of anaerobic downflow stationary fixed film (DSFF) reactor. *Biotech. Bioeng.*, 27: 1152.
- MOLETTA R. (1986a). Différentes approches de la modélisation de la fermentation méthanique. *Bio-Sciences*, 5(2): 55.
- MOLETTA R., VERRIER D., ALBAGNAC G. (1986). Dynamic modelling of anaerobic digestion. *Water Research*, 20:427.
- MOLETTA R. (1986b). Modélisation de la fermentation méthanique : influence des conditions de fonctionnement sur le pH, *11ème colloque Soc. Fr. Microbiol. Toulouse*, 285.
- MENIER M. (1987). La méthanisation des vinasses de Cognac, Adour-Garonne, 34, Hiver 87, 4.
- MORFAUX J.N., SARRIS J. (1974). Détermination automatique de la DCO : Etude critique de l'oxydation de quelques corps purs. *Tribune de Cebedeau*, 363, 1.
- MOSEY F.E. (1983). Mathematical modelling of the anaerobic digestion process: regulatory mechanism for the formation of short-chain volatile acids from glucose. *Wat. Sci. Tech.* 15: 209.
- MOSEY F.E., FERNANDES X.A. (1984). Mathematical modelling of methanogenesis in sewage sludge digestion, in: *Microbiological methods for environmental biotechnology*, ISBN 0-12-295040-2, 159.
- PODRUZYNY M.F., VAN DEN BERG L. (1984). Development of a computer control system for anaerobic methane producing reactors. *Biotech. Bioeng.*, 26: 392.
- POHLAND F.G., HARPER S.R. (1985). Biogas developments in North America, in *Proc. 4th International Symposium on Anaerobic Digestion, Guangzhou, Chine*, 41.

- RIEBELING V., THAUER R.K., JUNGERMAN K. (1975). The internal alkaline pH gradient, sensitive uncoupler and ATPase inhibitor in growing *Clostridium pasteurianum*, *Eur. J. biochem.*, 55: 445.
- ROZZI A., DI PINTO A.C., BRUNETTI A. (1985). Anaerobic process control by bicarbonate monitoring. *Environ. Technol. Letters*, 6: 594.
- ROZZI A., BURTON K.W., HAWKES D.L. (1983). Potentiometric method for the determination of carbon dioxide in biogas. *J. Agric. Engng. Res.*, 28: 505.
- SEVELY Y. (1984). Modelisation contrôle, *Biofutur*, 25: 51.
- VERRIER D., MOLETTA R., ALBAGNAC G. (1983). Anaerobic digestion of vegetable canning wastewaters by the anaerobic contact process : operational experience, Proceeding of the third international symposium on anerobic digestion, 14-19 août 1983, Boston, Massachusetts USA, 303
- WHITMORE T.N., LAZZARI M., LLYOD D. (1985) Comparative studies of methanogenesis in thermophilic and mesophilic anaerobic digestion using membrane inlet mass spectrometry. *Biotech. Letters*, 7: 283.