

Chapitre 3

Modèles de dégradation des déchets et de production de biogaz

Ce chapitre comporte trois parties principales. La première est une introduction suivie par une étude bibliographique des modèles simplifiés de dégradation anaérobie des déchets et de production de biogaz de type I. Ces modèles sont basés principalement sur des cinétiques de dégradation des déchets solides de premier ordre. La production de biogaz est déterminée directement à partir des déchets solides dégradés sans considérer les processus biologiques et la biomasse participant à ces processus. Cette partie est suivie par la description du modèle de type I que nous avons développé pour notre modèle de couplage. La deuxième partie introduit les modèles de dégradation de type II qui sont basés sur le modèle de croissance microbienne de Monod (1949) et qui considèrent le rôle de la biomasse méthanogène dans la production de gaz et de chaleur. À la fin de cette partie nous introduisons le modèle de type II que nous avons développé pour le modèle de couplage, en insistant sur le rôle de la teneur en eau et de la température des déchets sur l'activité des microorganismes et la dégradation anaérobie des déchets. Pour simplifier le modèle et éviter une longue liste des paramètres à identifier, nous avons simplifié notre modèle en utilisant une seule population méthanogène mésophile. Considérant les valeurs de température observées et signalées dans différentes études et l'importance des microorganismes thermophiles (Lanini, 1998), nous avons ajouté dans un second temps une population thermophile dans le modèle. Finalement la troisième partie comporte une étude bibliographique effectuée sur les paramètres thermiques et biologiques nécessaires pour chaque type de modèle de dégradation.

3.1 Introduction

Pour pouvoir modéliser les phénomènes biologiques durant la dégradation anaérobie des déchets, nous devons connaître d'abord ces phénomènes, les différentes phases de dégradation, les familles de microorganismes qui participent à chaque phase et les paramètres et processus importants qui influent la dégradation des déchets et la production de biogaz, comme la teneur en eau, la température, la recirculation de lixiviat etc. Nous présentons ici d'abord les différentes

phases de dégradation et les paramètres clé des modèles de dégradation, et ensuite les modèles de dégradation de type I et de type II.

Nous utiliserons désormais le terme *Biomasse* pour définir les microorganismes méthanogènes et acétogènes. Nous utiliserons aussi le terme de « teneur en eau » ou de « saturation » pour définir le caractère humidifiant du lixiviat dans sa composante physique, mais pas biochimique.

3.1.1 Les phases de dégradation des DND

Quand les déchets sont placés dans un centre de stockage, la digestion anaérobie expliquée auparavant, au paragraphe 1.2.4 du chapitre 1, ne se produit pas immédiatement. Une période de quelques mois à quelques années est nécessaire pour la croissance des populations microbiennes méthanogènes.

Le nombre des phases de dégradation des déchets définies par différents auteurs varie entre trois et six, même plus, dépendant des données disponibles et de l'objectif recherché (Barlaz et al. 1989b). Dans cette partie nous résumons la représentation de la dégradation en quatre phases (Barlaz et al. 1989b). La décomposition des déchets est représentée par la succession d'une phase aérobie, d'une phase anaérobie acidogène, d'une phase anaérobie méthanogène accélérée et d'une phase ralentie de production de méthane. Cette description est basée sur des données de laboratoire.

3.1.1.1 Phase 1: La phase aérobie

L'oxygène est présent dans les espaces vides quand les déchets sont stockés. Cet oxygène et celui de l'eau déclenchent la décomposition aérobie. Dans la phase aérobie l'oxygène puis les nitrates sont consommés et les sucres solubles servent de source de carbone à l'activité microbienne. Tous les groupes trophiques nécessaires à la méthanogénèse sont déjà présents dans les déchets jeunes (population cellulolitiques, acidogènes et méthanogènes). Le biogaz est composé de presque 100% de CO₂ dans cette phase.

La phase aérobie dure seulement quelques jours après la mise en stockage des déchets dans une ISDND et pendant cette phase l'humidité des déchets est généralement inférieure à leur capacité au champ. Comme les déchets jeunes sont stockés sur des déchets plus âgés, les caractéristiques des lixiviats issus de cette phase sont difficilement observables sur site. L'analyse du lixiviat généré par les déchets jeunes, obtenu en pilotes de laboratoire ou sur site, montre parfois des valeurs de Demande Chimique en Oxygène (DCO) d'environ de 10⁴ à 10⁵ mg/l.

Cette phase aérobie provoque une montée de température immédiatement après la mise en décharge des déchets qui peut atteindre un pic de 80 °C. Cette élévation de température est imputée aux réactions exothermiques de biodégradation réalisées par les microorganismes aérobies. La température va ensuite diminuer et se stabiliser aux environs de 30 °C à 40 °C (Lanini et al., 1997).

Cette première phase de décomposition aérobie des déchets favorise du fait de l'augmentation de température, la croissance ultérieure des populations microbiennes anaérobies. Cette phase a donc probablement une influence très positive sur le démarrage de la biodégradation du massif de déchets et sur l'établissement d'un régime méthanogène stable (Aguilar-Juarez et al., 1999). Il a été estimé que 5 à 15 % de la matière biodégradable était consommée lors de cette première phase de dégradation (INSA-IMFT, 1999), bien que celle-ci ne dure que quelques semaines (pour une couche de déchets donnée). Cette dégradation aérobie de la matière organique rapidement biodégradable pourrait toutefois entraîner une forte concentration en acides gras volatils (AGV) et peut dans certaines circonstances inhiber les phases ultérieures de biodégradation des déchets (Yuen, 1999).

3.1.1.2 Phase 2: La phase acide anaérobie

Dans cette phase, tout l'oxygène des déchets a été consommé et comme les déchets sont recouverts par une nouvelle couche de déchets plus jeunes, la phase anaérobie commence. Dans cette phase les acides carboxyliques sont accumulés, le pH diminue, on peut observer une très légère décomposition de la cellulose et de l'hémicellulose, ainsi que quelques pourcents de méthane dans la composition du biogaz. La première partie de cette phase est caractérisé par l'accumulation rapide des acides carboxyliques et la diminution du pH. En plus des acides carboxyliques, une énorme variété de composés organiques intermédiaires est aussi produite. La forte concentration en CO₂, rapportée initialement par Farquhar et Rovers (1973) est le résultat de l'activité fermentative, comme la forte concentration en H₂. CO₂ et H₂ sont produits essentiellement par la fermentation des sucres. Le méthane n'est en général pas détectable dans cette première partie de la phase acide.

La concentration en CO₂ et le pH diminuent et la concentration en méthane augmente avec la progression dans la phase acide. L'hydrolyse de la cellulose et de l'hémicellulose n'est pas compatible avec cette phase et il y a peu d'hydrolyse de la phase solide en général, probablement à cause de l'accumulation des acides carboxyliques et de l'inhibition de l'hydrolyse, à faible pH.

La production de méthane signale la fin de la deuxième phase et permet l'établissement de la phase suivante. La phase acide peut être présentée en trois étapes :

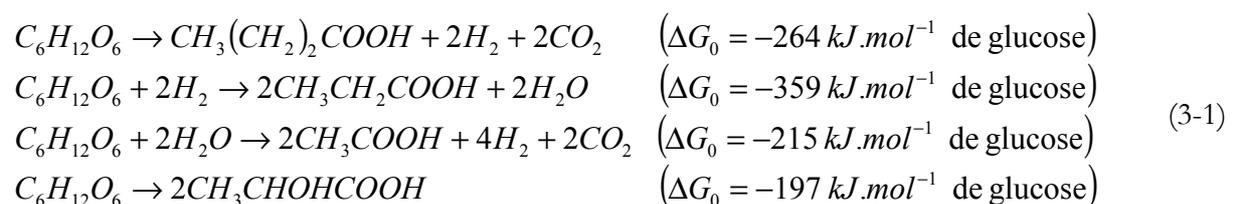
- **Hydrolyse**

Durant cette étape, les micro-organismes anaérobies et aérobies facultatifs produisent des enzymes extracellulaires qui hydrolysent les biopolymères (polysaccharides, lipides, protéines) en oligomères et monomères, hydrosolubles. Ainsi, les polysaccharides sont transformés en sucres simples, les matières grasses sous l'action d'exoenzymes particulières (les lipases) donnent des acides gras et du glycérol, produits de faible poids moléculaire assimilable par les micro-organismes. Enfin, les protéines sont transformées grâce à l'intervention d'enzymes (protéinases) qui vont catalyser la coupure des liaisons peptidiques et détruire ainsi l'arrangement moléculaire. Les protéines dégradées sont ensuite assimilées sous forme d'acides aminés ou sous la forme d'oligopeptides. De l'ammonium peut également être libéré. Cette phase permet aux micro-organismes de type fermentatif d'incorporer les nutriments (Christensen et Kjeldsen, 1989).

La phase d'hydrolyse peut se dérouler en aérobiose partielle. Le passage en anaérobiose se caractérise par une diminution du potentiel d'oxydoréduction et par une forte augmentation de la charge organique des lixiviats (DCO). Cette phase se fait lentement par rapport à l'acidogénèse, elle est donc l'étape limitant du processus de dégradation des déchets. Le taux d'hydrolyse est une fonction du pH, de la température, de la concentration des microorganismes et du type et de la taille des particules de matière organique (Pavlostathis et Giraldo-Gomez, 1991).

- **Acidogénèse**

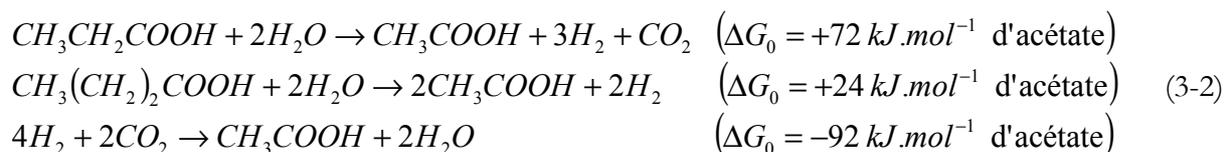
L'hydrolyse des polymères organiques conduit à la formation de monomères ou de produits de faible poids moléculaire. Ainsi, au cours de cette étape de la biodégradation des déchets, les sucres, les acides aminés et les acides gras obtenus à l'étape précédente sont transformés en alcools, en azote ammoniacal et en acides gras volatils (AGV) tels que l'acide acétique, propionique, butyrique ou valérique par des micro-organismes acidogènes. Les réactions de dégradation du glucose sont présentées comme suit (Vigneron, 2005) :



Les produits de l'hydrolyse peuvent aussi être transformés directement en acide acétique avec formation de dioxyde de carbone et d'hydrogène (acétogénèse). La teneur en acides gras volatils devient prépondérante dans la fraction organique des lixiviats (Coulomb *et al.*, 1998). Cette production d'acides entraîne une diminution du pH des lixiviats provoquant ainsi la dissolution des matières inorganiques. Pendant cette phase, la demande chimique en oxygène (DCO) augmente (Quasim et Burchinal, 1970).

- **Acétogénèse**

Lors de la troisième étape de la phase acide anaérobie, des micro-organismes acétogènes utilisent les AGV et les alcools produits précédemment pour former de l'acide acétique, de l'hydrogène et du dioxyde de carbone, selon les réactions suivantes :



Trois types de microorganismes acétogènes sont connus (Pelmont, 1993) :

- les homo-acétogènes qui produisent essentiellement de l'acétate à partir du CO₂ et du H₂ (dernière relation de l'Equation 3-2),
- les hétéro-acétogènes qui, à partir de substrats organiques, libèrent dans le milieu du butyrate et du caproate en plus de l'acétate,
- les formes mixotrophes qui utilisent à la fois le CO₂, le H₂ et les substrats organiques.

La croissance des microorganismes acétogènes nécessite une très basse pression partielle en H₂ (< 10⁻⁴ atm) pour rendre la production d'acétate thermodynamiquement possible (Barlaz *et al.*, 1990). Il faut donc une syntrophie très étroite entre les microorganismes acétogènes, qui produisent de l'hydrogène, et les autres microorganismes capables de consommer l'hydrogène produit (méthanogènes, sulfato-réducteurs). Cette phase est une étape clé de la digestion anaérobie. Tout dysfonctionnement à ce niveau risque de se traduire par une accumulation d'hydrogène et d'AGV associée à une baisse importante du pH, le tout entraînant une inhibition de l'étape suivante de méthanogénèse.

3.1.1.3 Phase 3: La phase méthanogène accélérée

Pendant cette phase il y a une forte augmentation de la production de méthane qui atteint ses valeurs maximum. La concentration de méthane est de 50-70% dans le biogaz et la concentration en acides carboxyliques diminue. Ces acides sont consommés plus rapidement qu'ils sont produits. Le taux de production de méthane augmente ainsi que le pH. La concentration en matière organique présente dans les lixiviats diminue, ce qui se traduit par une baisse de la DCO. Il y a peu d'hydrolyse de la phase solide dans cette phase et les populations microbiennes cellulolitiques, acidogènes et méthanogènes augmentent.

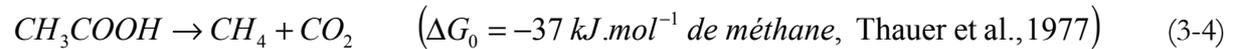
70 % du méthane est issu de la conversion de l'acétate (Jeris et McCarty 1965; Mah et al. 1977; Wolfe 1982; Gujer et Zender 1983 ; El-Fadel et al., 1996).

Les réactions microbiennes aboutissant à la production de méthane sont en général exothermiques (El Fadel et al. 1996) mais ne permettent pas toutes de libérer la même quantité d'énergie, ce qui rend certaines réactions plus favorables que d'autres dans certaines conditions environnementales (Schink, 1997). Les réactions méthanogènes peuvent être présentées comme suit pour les trois types de microorganismes méthanogènes (Vigneron, 2005) :

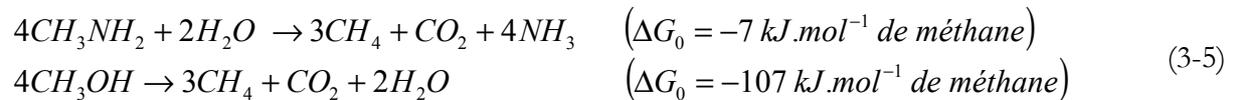
- Les hydrogénophiles transforment l'hydrogène et le dioxyde de carbone en méthane (Methanosarcina, Methanobacterium, Methanococcus) selon la réaction :



- Les acétoclastes qui transforment l'acide acétique en méthane et en dioxyde de carbone (Methanosarcina, Methanosaeta) selon la réaction :



- Les méthylotrophes qui transforment le méthanol ou le méthylamine en méthane et en dioxyde de carbone (Methanosarcina) selon la réaction :



Nous présentons dans la dernière partie de ce chapitre les différentes valeurs d'énergie libérée proposées dans la littérature pour les réactions méthanogènes.

3.1.1.4 Phase 4: La phase méthanogène ralentie

La phase finale de la décomposition des déchets est la phase méthanogène ralentie. Cette phase est caractérisée par la diminution de la concentration en acides carboxyliques au dessous de 100mg/l et l'augmentation du pH. Malgré la diminution des acides carboxyliques, il y a quand même un peu de DCO dans le lixiviat à cause de la dégradation des déchets lentement biodégradables (Barlaz et al. 1989) qui entraînent la formation de molécules complexes du type acides humiques et fulviques (Lagier, 2000 ; Labanowski, 2004).

Le taux de production de méthane diminue malgré que la concentration en CO₂ et méthane reste constante à 40% et 60%, respectivement. Le taux de décomposition de la cellulose et de l'hémicellulose dans cette phase est le plus élevé de toutes les phases. L'hydrolyse de la phase solide contrôle le taux de production de méthane puisqu'il n'y a alors plus d'accumulation d'acides carboxyliques qui sont immédiatement consommés. Dans les autres phases de décomposition des déchets, l'hydrolyse de la cellulose et de l'hémicellulose conduisait à l'accumulation des acides carboxyliques. Dans la quatrième phase où le taux d'hydrolyse des polymères augmente, aucune accumulation n'est observée (Barlaz et al, 1989).

Cette phase de stabilisation est longue à se mettre en place. Aucun paramètre à lui seul ne semble permettre de vérifier la stabilisation d'un massif de déchets (François, 2004). La dégradation d'un déchet est en général associée à l'obtention de paramètres stables (DCO, production de méthane). La dégradation peut être suivie par des tests de production de méthane (Townsend et Miller, 1996), par l'évaluation de la matière volatile (Attal et al., 1992), par l'évaluation des tassements (Warith et al., 1999), ainsi que par des analyses de cellulose, hémicellulose et lignine (Mehta et al., 2002). L'évolution du rapport cellulose plus hémicellulose sur lignine est en effet un bon indicateur du degré de décomposition d'un déchet et du potentiel méthanogène résiduel (Bookter et Ham, 1982 ; Wang et al., 1994).

3.1.2 Les paramètres et processus clés du modèle de dégradation

Dans le cadre des objectifs de cette thèse et pour développer un modèle numérique capable de reproduire le comportement hydro-thermo-biologique des déchets dans un bioréacteur, nous considérons une ISDND- bioréacteur comme un milieu poreux où il y a production de biogaz et

de chaleur. Ce milieu poreu hétérogène (par la composition des déchets, leur teneur en eau et la taille des composants) est constitué de trois phases principales: la phase solide constituée par les déchets, la phase liquide qui est le lixiviat et la phase gazeuse qui est le biogaz considéré comme un mélange de méthane et de dioxyde de carbone dans la phase anaérobie méthanogène. Les paramètres clés, les processus et mécanismes à prendre en compte pour ce modèle sont :

- l'humidité
- la température
- la biodégradation
- la recirculation de lixiviat
- l'effet de l'humidité et de la recirculation de lixiviat sur la température

La recirculation de lixiviat est réalisée soit par des tranchées ou brins horizontaux soit par des puits verticaux. La dégradation des déchets solides à travers les processus biologiques et les réactions chimiques conduit à la production de biogaz et à la production de chaleur. Cette dégradation de la phase solide est accompagnée de tassements et déformations des déchets et de variations des paramètres hydrauliques, biologiques et thermiques. La prise en compte de tous les phénomènes et processus intervenant dans un bioréacteur n'est ni optimale ni possible et les modèles numériques doivent rester simples. Dans notre modèle nous considérons que le milieu est indéformable. Nous considérons la phase anaérobie de dégradation et une seule population microbienne, les microorganismes méthanogènes. Nous allons examiner ces paramètres et processus plus en détail.

3.1.2.1 L'humidité

L'humidité des déchets est un facteur déterminant dans les cinétiques de dégradation et donc de production de gaz. Nombre d'auteurs ont montré qu'en deçà d'une certaine teneur en eau les populations microbiennes ne peuvent pas se développer correctement et toute production gazeuse devient alors quasiment inexistante (10 à 20% par rapport à la masse totale humide pour Schulze, 1961 ; Haug, 1993 ; Palmisano et Barlaz, 1996; 25 à 30% pour Buivid et al., 1981 ; Noble et al., 1991 ; Gurijala et Suflita, 1993). Cette humidité minimale correspond à une quantité d'eau vitale aux microorganismes actifs de la dégradation. Elle peut être également considérée telle une fine pellicule d'eau entourant les particules solides de la matrice poreuse, nécessaire à la mobilité et à la diffusion des bactéries (Aran, 2000). Au dessus de cette humidité minimale, la production de biogaz ne cesse d'augmenter avec la teneur en eau des déchets. Nous présentons au paragraphe 3.1.3, les modèles qui existent dans la littérature pour décrire l'augmentation de la dégradation et de la production de biogaz en fonction de la teneur en eau, mais il paraît encore difficile d'établir des modèles théoriques de production de biogaz en fonction de l'humidité sans tenir compte de la composition des déchets.

3.1.2.2 La température

La température est l'un des paramètres les plus importants pour la dégradation anaérobie et la stabilisation des déchets. Malgré l'importance de ce paramètre et son influence sur différents aspects mécaniques, biologiques et hydrauliques des déchets et des bioréacteurs, les travaux et analyses concernant ce paramètre sont très limités (Yesiller et al, 2005).

La température est l'un des facteurs clés pour le taux d'hydrolyse des déchets (Veeken et al., 1999) et la production de biogaz puisqu'elle détermine la nature des populations microbiennes actives pendant la dégradation des déchets et contrôle de ce fait les vitesses des cinétiques biochimiques (Aran, 2000 ; Rosso et al. 1993). Selon la température atteinte par le milieu, on considère en général trois grandes familles de populations microbiennes:

- Les psychrophiles ($T < 20^{\circ}\text{C}$)
- Les mésophiles ($20^{\circ}\text{C} < T < 44^{\circ}\text{C}$)
- Les thermophiles ($T > 44^{\circ}\text{C}$)

Les températures mesurées dans les décharges semblent indiquer que l'activité biologique concerne essentiellement les domaines mésophile et thermophile. Pour chacune de ces populations, il existe une température optimale de croissance au delà de laquelle l'activité peut être complètement inhibée. La température optimale mesurée en laboratoire est de 17°C pour les psychrophiles, $35\text{-}40^{\circ}\text{C}$ pour les mésophiles et $50\text{-}60^{\circ}\text{C}$ pour les thermophiles (Tchobanoglous et al., 1993; Cecchi et al., 1993). La production maximum de biogaz a été identifiée en laboratoire avec des températures optimales de 34°C et 45°C par DeWalle (1978), Hartz et al. (1982) et Mata-Alvarez et Martinez-Viturtia (1986). Une température optimale pour la production de biogaz a été signalée par Rees (1980 a, b), dans une installation de stockage en Angleterre. Les températures supérieures à 70°C risquent de bloquer les processus de dégradation des déchets et la méthanogénèse (Lanini, 1998). Jung et al. (2006) ont montré que le taux de dégradation anaérobie et de production de biogaz et de méthane dans les digesteurs thermophiles (à 55°C) est supérieur aux digesteurs mésophiles (à 30°C).

La température maximum d'une ISDND peut atteindre 70°C et 85°C dans la phase anaérobie et aérobie, respectivement (Dach and Jager, 1995).

La température semble influencer la dégradation des déchets solides de deux façons : l'effet à court terme sur les taux de réaction et l'effet à long terme sur l'équilibre des populations microbiennes (Hartz et al., 1982). Elle influence aussi le tassement en changeant les caractéristiques mécaniques des déchets (Lamothe and Edgers 1994).

Yessiler *et al.* (2005) ont déterminé la distribution spatiale et temporelle de la température des déchets dans quatre installations de stockage de déchets dans le Michigan, au Nouveau Mexique, en Alaska, et en Colombie Britannique. La température des déchets situés dans les couches superficielles (de 6 à 8m) et près du bord des casiers confirme l'effet des variations de la température extérieure sur la température des déchets. Une température constante ($23\text{-}57^{\circ}\text{C}$, dépendant de la température de l'air et du sol) est observée à partir des couches médianes jusqu'au fond des casiers. Ces résultats soulignent le rôle des paramètres thermiques des dispositifs de couvertures et d'étanchéité de fond dans la température des installations de stockage des déchets. La température diminue au fond des casiers, restant toujours supérieure à celle du sol. Le gradient thermique varie entre $-30^{\circ}\text{C}/\text{m}$ et $+22^{\circ}\text{C}/\text{m}$ avec une moyenne de moins de $5^{\circ}\text{C}/\text{m}$.

Gartung et al., (1999) et Lefebvre et al., (2000) ont instrumenté des sections verticales et horizontales dans des installations de stockage. Le gradient thermique le plus fort a été observé à proximité de la surface et le plus faible en fond de site, dans une section verticale. Dans la section horizontale, le gradient diminue en s'approchant du cœur des massifs.

Augenstein et al. (2008) ont mesuré la production de méthane dans le bioréacteur de Yolo County en Californie. Leurs résultats montrent que la production de méthane suit un cycle sinusoïdal journalier qui est très probablement lié aux variations de la température dans un cycle jour-nuit. Ces résultats peuvent indiquer que la température influence directement la production de biogaz dans un centre de stockage de déchets.

3.1.2.3 La biodégradation

Nous avons présenté, dans le chapitre 1 ainsi que dans le paragraphe 3.1.1, les différentes étapes de dégradation anaérobie de la matière organique en général et les différentes phases de dégradation des déchets. Dans notre modèle nous nous concentrons sur la dégradation anaérobie, en absence d'oxygène, des déchets ménagers (déchets non dangereux) et la production de méthane dans la phase méthanogène.

3.1.2.4 La recirculation du lixiviat

De nombreuses études ont montré que la recirculation de lixiviat augmente l'activité biologique, en particulier méthanogène, et la dégradation des déchets (Barlaz et al., 1990). Cette augmentation de l'activité biologique est plus le résultat de la répartition du lixiviat au sein du massif de déchets que l'augmentation stricte de la teneur en eau (Klink and Ham, 1982).

La recirculation de lixiviat améliore les conditions de la dégradation des déchets, comme le pH et la température (Eliassen, 1942; Rees, 1980; Buivid et al., 1981; Townsend et al., 1996; Wreford et al., 2000; San et Onay, 2001).

Gurijala and Sulfito (1993) ont proposé une teneur en eau entre 50-60% comme la meilleure valeur pour la phase méthanogène. La recirculation de lixiviat peut entraîner l'augmentation de la DCO du lixiviat (Miller and Townsend, 1995). Cette augmentation de la DCO peut être attribuée à l'accélération de l'hydrolyse des déchets en présence d'eau et aussi à la dilution des AGV qui peuvent inhiber l'hydrolyse (McCreanor, 1998). McCreanor (1998) résume l'effet de la recirculation de lixiviat en cinq parties selon les travaux des différents auteurs (Robinson et Maris, 1985 ; Lema, 1988 ; Pohland, 1989) :

- Répartition des nutriments
- Tampon de pH
- Dilution des inhibiteurs (AGV)
- Recirculation et distribution des populations méthanogènes
- Modification de la composition du lixiviat

3.1.2.5 L'effet de l'humidité et de la recirculation de lixiviat sur la température

Koerner et al. (2006) a comparé les données de température au fond et en couverture d'un centre de stockage de déchets ménagers à faible teneur en eau et ceux d'un bioréacteur anaérobie à teneur en eau assez élevée. Ses résultats montrent que la température d'un bioréacteur est de 10 à 15°C supérieure à celle d'un centre de stockage traditionnel et sec.

Townsend et al. (1996) a signalé que la température des déchets récupérés dans les zones humides de réinjection de lixiviat se situe entre 45 et 50°C. Mehta et al. (2002) a étudié deux casiers : un témoin (sec) et un test (avec recirculation de lixiviat) dans l'installation de Yolo County en Californie. Il a observé que la température a augmenté dans les deux casiers jusqu'à 50-55°C, mais s'est stabilisée à 25-32°C dans le casier témoin. Par contre dans le casier test humide, la température a augmenté avec le démarrage de la recirculation de lixiviat et s'est stabilisée à 35°C au fond et à 40°C au cœur et dans les couches superficielles. Kumar et al. (2008) a étudié l'effet de la recirculation de lixiviat dans les déchets dans un bioréacteur en Floride (New River Regional Landfill). La température initiale mesurée aux différentes profondeurs est de 53, 51 et 42°C en fond, au milieu et en surface du casier respectivement. La température diminue dans un premier temps avec la recirculation de lixiviat, comme le lixiviat est en général plus froid. Elle augmente avec un taux de 5°C par an suite à l'activité biologique, déclenchée par la recirculation de lixiviat. Yoshida et al. (1997) ont modélisé les variations de température en considérant la production et le transfert de chaleur générée par la dégradation biologique des déchets. Ils ont amélioré leurs résultats en passant d'un modèle 1D à un modèle de 3D en 1999.

Rowe (1998) a aussi étudié la température dans un centre de stockage et a conclu que l'humidité est le facteur le plus important de la dégradation des déchets et de l'augmentation de température dans un centre de stockage.

3.1.3 Les modèles de type I et de type II

Nous classons les modèles de dégradation et de production de biogaz en deux types généraux : modèles de type I et modèles de type II. Dans les deux types de modèles, la dégradation des déchets solides est représentée par une cinétique de dégradation de premier ordre des fractions biodégradables du déchet. Un modèle de type I considère que le terme de production de biogaz est directement obtenu à partir de la dégradation de déchets solides, et il ne considère pas les phénomènes biologiques de dégradation et des microorganismes participant à ces phénomènes expliqués auparavant au 3.1.1 (Figure 3-1).

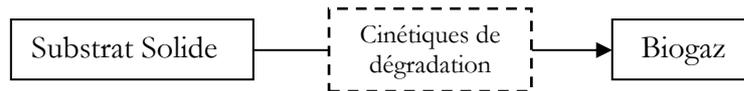


Figure (3-1) Un modèle de dégradation et de production de biogaz de type I

Par contre, un modèle de type II considère la production des AGV solubles à partir de la dégradation des déchets solides, ainsi que le rôle des microorganismes acétogènes et méthanogènes dans la production de biogaz à partir des AGV (Figure 3-2). Aucun de ces deux types de modèles ne considère les microorganismes fermentatifs participant à la phase d'hydrolyse et d'acidogénèse.

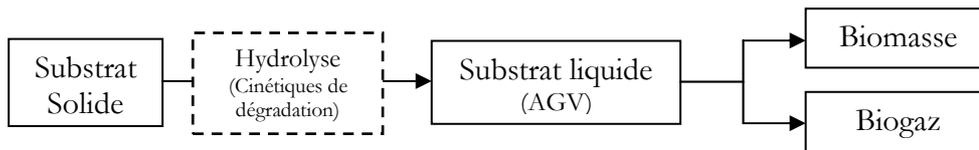


Figure (3-2) Un modèle de dégradation et de production de biogaz de type II (forme générale)

Dans la première partie de ce chapitre nous présentons d'abord les modèles de type I et l'étude bibliographique qui a été réalisé. Ensuite nous présentons le modèle de type I que nous avons développé. Dans la deuxième partie nous présentons d'abord les modèles de type II de la littérature et ensuite le modèle de type II que nous avons développé. Dans la troisième partie de ce chapitre nous présentons une étude bibliographique sur les différents paramètres des deux modèles de type I et de type II.

3.2 Modèles de dégradation et de production de gaz de type I : Cinétiques de dégradation de premier ordre

3.2.1 Dégradation des fractions biodégradables des déchets

La dégradation des déchets est une conséquence de la décomposition des matériaux organiques des déchets qui cause la perte de volume et le tassement des déchets. Pendant la phase d'hydrolyse des déchets, les matières organiques se transforment en composantes solubles comme les acides aminés, les acides gras et le glycérol qui sont plus dégradables. Les cinétiques de première ordre sont largement utilisés dans les modèles de dégradation parce qu'elles sont faciles à calculer même s'il n'y a pas assez de données.

Un modèle de type I considère que le terme de production de biogaz est obtenu directement à partir de la dégradation des déchets solides selon une cinétique de dégradation de premier ordre des fractions biodégradables du déchet (Aran, 2000). Findikakis et al. (1979), Arigala et al. (1995) et El Fadel et al. (1996) ont décomposé les déchets en trois fractions organiques, différentes

suivant leur taux de biodégradabilité: une partie rapidement dégradabile, une seconde moyennement et une dernière lentement. Les cinétiques de dégradation qui sont associées à ces trois types de déchets sont supposées être chacune du premier ordre. Pour chacune de ces trois fractions, il existe une constante cinétique reliée à la température par la loi d'Arrhenius.

Le taux de dégradation de chaque composante solide des déchets est représenté comme suit:

$$\frac{dA_i}{dt} = f(A_i, \omega), \quad (3-6)$$

où A_i est la fraction i du déchet ($i = 1$ rapidement, $i = 2$: moyennement et $i = 3$: lentement biodégradable) et ω est la teneur en eau des déchets. Comme le processus de dégradation des fractions biodégradables a lieu en condition non saturée, le taux de dégradation dépend de la teneur en eau du déchet. Straub et Linch (1982) ont proposé un modèle de dégradation qui dépend de la teneur en eau du déchet de la façon suivante:

$$\frac{dA_i}{dt} = A_i \cdot k'_h, \quad (3-7)$$

où k'_h est la constante d'hydrolyse. Les valeurs de la constante d'hydrolyse dépendent des caractéristiques des fractions biodégradables des déchets, de la température et du pH mais principalement de la teneur en eau des déchets pendant la dégradation de la matière organique. Williams et al. (1987) ont proposé que le taux de dégradation dépende linéairement de la teneur en eau des déchets et ont modifié la constants d'hydrolyse de la façon suivante:

$$k_h = \omega \cdot k'_h, \quad (3-8)$$

Dans ce cas on peut écrire l'équation (3-7) comme suit, où A_{i0} est la fraction biodégradable initiale et t et le temps:

$$A_{it} = A_{i0} \cdot \exp(-k'_h t) \quad (3-9)$$

Nous avons écrit dans le chapitre 1 que l'humidité des déchets est le facteur déterminant dans les cinétiques de dégradation des déchets. Nombre d'auteurs ont montré qu'une teneur en eau minimum est nécessaire à la dégradation des déchets (10 à 20% par rapport à la masse totale humide pour Schulze, 1961 ; Haug ,1993 et Palmisano et Barlaz, 1996; 25 à 30% pour Buivid et al., 1981 ; Noble et al., 1991 ; Gurijala et Suflita, 1993; 20-35% pour McCreanor et al., 1996). L'importance de ce paramètre à conduit certains auteurs à proposer des fonctions de teneur en eau pour considérer les variations du taux de dégradation avec l'humidité des déchets.

On peut trouver deux types de fonction de teneur en eau $f(\omega)$ dans la littérature. L'un est basé sur l'hypothèse que le taux de dégradation augmente et reste à un maximum à partir d'une teneur en eau minimum (Gil Diaz, 1995). L'autre est basé sur l'hypothèse que la production de biogaz diminue à partir d'une teneur en eau proche de la saturation (Rees, 1980 ; Jokela et al., 1999 ; Aran, 2000). Les deux fonctions sont présentées ci-dessous:

La fonction d'humidité proposée par Gil Diaz (1995):

- $f(\omega) = 0$ pour $\omega < 20\%$
- $f(\omega) = (\omega - 20)/15$ pour $20 < \omega < 35\%$
- $f(\omega) = [0.1 + 0.9(\omega - 35)]/40$ pour $35 < \omega < 75\%$
- $f(\omega) = 1$ pour $\omega > 75\%$

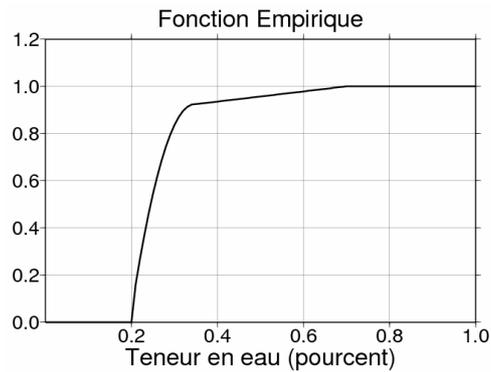


Figure (3-3) Fonction empirique d'humidité (Gil Diaz, 1995)

La fonction d'humidité proposée par Aran (2000):

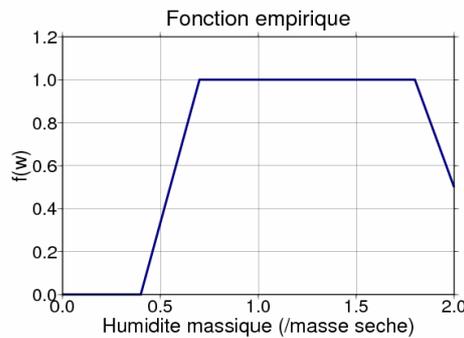


Figure (3-4) Fonction empirique d'humidité (Aran, 2000)

3.2.2 La production de biogaz

La production de biogaz dépend de différents paramètres comme la composition des déchets, la teneur en eau, la température et la densité du milieu qu'il faut prendre en compte dans les modèles cinétiques de production de biogaz (Manna 1999). La production de biogaz change en fonction des composantes dégradables du déchet et de leur quantité. La production de biogaz est définie par loi exponentielle proposée par Halvadakis (1983). Cette loi fonctionne mal pour les premières années de dégradation d'un déchet jeune mais s'applique très bien à la phase anaérobie (Finidikakis et al. 1987):

$$\alpha_b = C_{Tb} \frac{dA_i}{dt} \quad (3-10)$$

où C_{Tb} est le potentiel de production de biogaz en m^3/Kg_{wastes} et α_b est le taux de génération de biogaz. La production de chaleur est obtenue à partir du taux de production de méthane:

$$\alpha_q = \frac{H}{2M_b} \cdot \alpha_b, \quad (3-11)$$

où H est l'énergie libérée par mole de méthane produit et M_b est la masse molaire du méthane. La division par deux dans la formulation traduit l'hypothèse d'une teneur en méthane de 50% dans le biogaz.

3.2.3 Développement d'un nouveau modèle de type I

Nous avons développé un modèle de dégradation de type I en modifiant l'équation (3-9) pour considérer l'effet des variations de saturation dans les cinétiques de dégradation. Comme nous avons déjà écrit, la saturation est utilisée comme une variable de notre modèle au lieu de la teneur en eau à cause de sa définition claire. La dégradation des fractions biodégradables du déchet solide entre le temps t et $t + \partial t$ est obtenue avec la formulation suivante:

$$A_i(t + \partial t) = A_i(t) \cdot \exp(-\lambda_i(S_i, T) \times \partial t), \quad (3-12)$$

où $\lambda_i(T)$ (s^{-1}) est la constante cinétique de génération de biogaz de la fraction biodégradable A_i , définie par la loi d'Arrhenius. Cette loi qui est basée sur une énergie d'activation constante pour déterminer le taux de dégradation s'écrit comme suit:

$$\lambda_i(T) = k_{hi} \exp(-Ea_i / RT), \quad (3-13)$$

où k_{hi} est la constante d'hydrolyse (s^{-1}), Ea_i est l'énergie d'activation du composé i (J), T est la température (K) et R est la constante universelle des gaz parfaits ($J \cdot mol^{-1} \cdot K^{-1}$). Alors, pour considérer l'effet de la saturation dans les cinétiques de dégradation, on peut écrire:

$$\lambda_i(S_i, T) = f(S_i) \times k_{hi} \exp(-Ea_i / RT), \quad (3-14)$$

où $f(S_i)$ est la fonction de saturation que nous avons introduite précédemment. Pour cette fonction nous avons choisi le modèle de Gil Diaz (1995) car aucune donnée de la bibliographie ne justifie à notre connaissance l'hypothèse de la diminution de la production de gaz dans les saturations élevées.

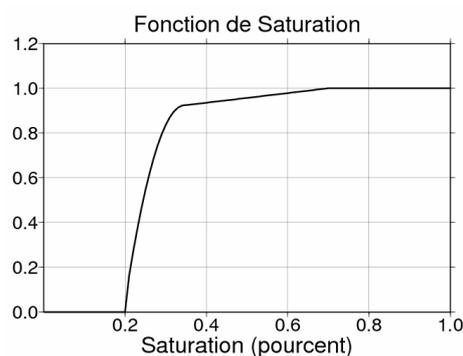


Figure (3-5) Fonction de saturation

Selon ce modèle lorsque la saturation est nulle, la dégradation et la production de biogaz s'annulent et la fraction biodégradable de chaque composant reste constante. La production de biogaz pour la totalité des composants biodégradable du déchet, est la somme des productions de biogaz de chaque fraction biodégradable:

$$\alpha_b = \sum_{i=1}^3 C_{Tb} \frac{A_i(t+dt) - A_i(t)}{dt}. \quad (3-15)$$

Finalement la production de chaleur est obtenue directement à partir de la production de méthane:

$$\alpha_q = \left(\sum_{i=1}^3 C_{Tb} \frac{A_i(t+dt) - A_i(t)}{dt} \right) \times \frac{H}{2.M_b} \quad (3-16)$$

3.3 Modèles de dégradation de type II : Utilisation d'un modèle de croissance des microorganismes

Toutes les observations de site et les résultats des simulations numériques nous montrent qu'un modèle de dégradation et de production de biogaz de type I sans considérer d'activité microbienne ne peut pas reproduire le comportement thermique des bioréacteurs observé sur site (chapitre cinq). Pour reproduire ce comportement thermique de façon correcte, il faut un modèle de dégradation plus complet qui considère la croissance des microorganismes dans les déchets, malgré l'augmentation du nombre de paramètres inconnus inhérente à la complexification du modèle. Nous présentons ici d'abord les modèles de type II qui se trouve dans la littérature et ensuite le modèle que nous avons développé.

3.3.1 Modèle d'El-Fadel (1996)

Les premiers efforts de modélisation de la production de méthane à partir de déchets sont basés sur la description mathématique de l'écoulement du biogaz et sur des fonctions empiriques simplifiées pour le taux de production de méthane (Findikakis et Leckie 1979; Findikakis et al. 1988). Halvadakis (1983) a proposé une description de la méthanogénèse basée sur les principes fondamentaux gouvernant les processus microbiologiques et les réactions biochimiques associés à la production de méthane et de dioxyde de carbone à partir des déchets. Il a développé un système d'équations qui décrit la dynamique d'un écosystème microbien simplifié, en utilisant le principe d'un substrat solide constitué par les déchets. Les formulations représentent l'hydrolyse du carbone organique solide du déchet, l'utilisation du carbone soluble par la biomasse, la croissance et la décroissance des biomasses acidogène et méthanogène et finalement la production de biogaz (méthane et CO₂) à partir d'acétate. Mais Halvadakis n'a pas considéré les effets de la température sur l'écosystème et donc sur la méthanogénèse. El-Fadel (1996) a développé un modèle numérique avec ces aspects bio-physico-chimiques fondamentaux pour modéliser la production et les transferts de biogaz et de chaleur dans les déchets.

3.3.1.1 Production de biogaz

La production de biogaz dans le modèle d'El-Fadel est basée sur l'utilisation du modèle de Monod (1942, 1949, 1950) pour la croissance microbienne. Les équations traduisant la dynamique de l'écosystème incluent l'hydrolyse des composants précurseurs de la production de biogaz, l'utilisation du carbone dissous par les biomasses acidogènes, la naissance et la mort des biomasses acidogène et méthanogène et finalement la production de méthane et de dioxyde de carbone à partir de l'acétate produit par la biomasse acidogène. Le modèle de production de biogaz a ainsi deux composantes principales, biochimique et biologique. Les paramètres physiques importants de ce modèle sont la densité des déchets, la teneur en eau, la porosité et la température.

La composante biochimique du modèle est basée sur l'hydrolyse de la fraction cellulosique des déchets qui est une étape limitant le taux de production de méthane (Pfeffer 1974, Tsao 1984; McCarty et al. 1986). Des cinétiques de premier ordre sont utilisées pour représenter l'hydrolyse des composants biodégradables:

$$\frac{dC_{(S)i}}{dt} = -k_{hi}C_{(S)i}$$

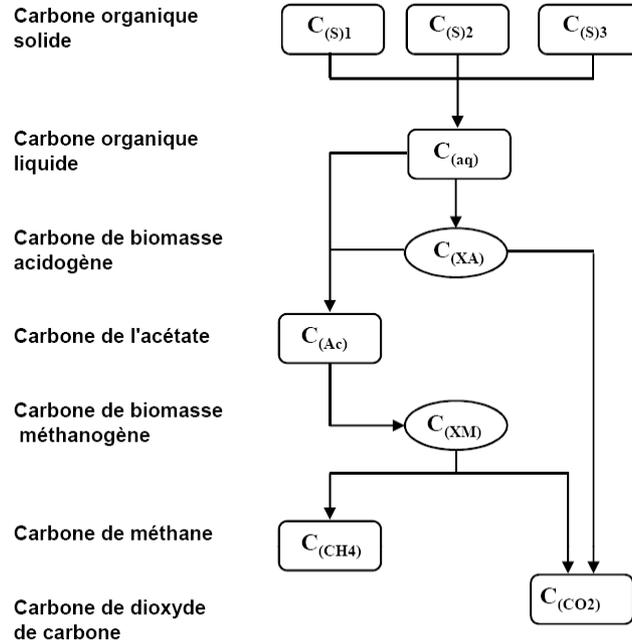
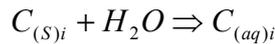


Figure (3-6) Modèle d'El-Fadel (1996) basé sur le modèle de Monod pour la croissance microbienne

où k_{hi} est la constante cinétique de premier ordre du composant i (j^{-1}), $C_{(S)i}$ est la teneur en carbone organique solide du composant i (kg/m^3) et $C_{(aq)i}$ est la concentration en carbone organique dissous du composant i (kg/m^3).

La composante biologique du modèle de production de biogaz décrit la dynamique de l'écosystème du déchet. Le principe de conservation de la masse de carbone est couplé avec ce modèle pour lier les différents composants du modèle.

$$\dot{C}_{(S)i} = -\sum_{i=1}^3 (k_{hi} C_{(S)i})$$

Solide organique

$$\dot{C}_{(aq)} = \sum_{i=1}^3 (k_{hi} C_{(S)i}) - \left(\frac{\mu_A}{Y_A} \right) \left(\frac{C_{(aq)}}{K_{S_A} + C_{(aq)}} \right) \cdot C_{(X_A)}$$

Liquide organique

$$\dot{C}_{(X_A)} = \left[\left(\frac{\mu_A C_{(aq)}}{K_{S_A} + C_{(aq)}} \right) - K_{d_A} \right] \cdot C_{(X_A)}$$

Biomasse acidogène

$$\dot{C}_{(X_M)} = \left[\left(\frac{\mu_M C_{(Ac)}}{K_{S_M} + C_{(Ac)}} \right) - K_{d_M} \right] \cdot C_{(X_M)} \quad \text{Biomasse méthanogène}$$

$$\dot{C}_{(Ac)} = Y_{HAc} \left[(1 - Y_A) \left(\frac{\mu_A}{Y_A} \right) \left(\frac{C_{(aq)}}{K_{S_A} + C_{(aq)}} \right) + K_{d_A} \right] \cdot C_{(X_A)} \quad \text{Acétate}$$

$$- \left[\left(\frac{\mu_M}{Y_M} \right) \left(\frac{C_{(Ac)}}{K_{S_M} + C_{(Ac)}} \right) \right] \cdot C_{(X_M)}$$

$$\dot{C}_{(CH_4)} = Y_{CH_4} \left[(1 - Y_M) \left(\frac{\mu_M}{Y_M} \right) \left(\frac{C_{(Ac)}}{K_{S_M} + C_{(Ac)}} \right) + K_{d_M} \right] \cdot C_{(X_M)} \quad \text{Méthane}$$

$$\dot{C}_{(CO_2)} = (1 - Y_{HAc}) \left[(1 - Y_A) \left(\frac{\mu_A}{Y_A} \right) \left(\frac{C_{(aq)}}{K_{S_A} + C_{(aq)}} \right) + K_{d_A} \right] \cdot C_{(X_A)} \quad \text{Dioxyde de carbone}$$

$$+ (1 - Y_{CH_4}) \left[(1 - Y_M) \left(\frac{\mu_M}{Y_M} \right) \left(\frac{C_{(Ac)}}{K_{S_M} + C_{(Ac)}} \right) \right] \cdot C_{(X_M)}$$

Où $C_{(S)_i}$ est la teneur en carbone solide (kg/m^3), $i=1, 2, 3$, $C_{(aq)}$ est la concentration en carbone dissous (kg/m^3), $C_{(X_M)}$ est la concentration en biomasse méthanogène (kg/m^3), $C_{(X_A)}$ est la teneur en carbone de l'acétate (kg/m^3), $C_{(CO_2)}$ est la teneur en dioxyde de carbone (kg/m^3), $C_{(CH_4)}$ est la teneur en méthane (kg/m^3), Y_A est la masse de biomasse acidogène produite par masse de carbone utilisé (kg/kg), μ_A est le taux de croissance spécifique maximum de la biomasse acidogènes (j^{-1}), K_{S_A} est la constante de demi-concentration en substrat pour la biomasse acidogène (kg/m^3), K_{d_A} est la constante de mortalité de la biomasse acidogène (j^{-1}), Y_M est la masse de la biomasse méthanogène produite par masse d'acétate utilisé (kg/kg), μ_M est le taux de croissance spécifique maximum de la biomasse méthanogène (j^{-1}), K_{S_M} est la constante de demi-concentration en substrat pour la biomasse méthanogène (kg/m^3), K_{d_M} est la constante de mortalité de la biomasse méthanogène (j^{-1}), Y_{AC} et Y_{CH_4} sont les coefficients de rendement de carbone de l'acétate et du méthane (kg/kg), respectivement. Le coefficient de rendement de l'acétate, Y_{AC} est assumé égale à 0,9 (El-Fadel et al., 1996). Le coefficient de rendement du méthane, Y_M est choisi entre 0,6-0,7 (Jeris et McCarty, 1965; Mah et al., 1977; Wolfe, 1982; Gujer et Zender, 1983). Il est supposé que les déchets contiennent deux populations microbiennes, acidogène et méthanogène. La croissance nette de chaque population microbienne est caractérisée par quatre constantes bio-cinétiques (K_S , K_d , μ et Y). Les observations expérimentales indiquent que certaines constantes bio-cinétiques varient avec la température (Guger et Zehnder 1983 ; El-Fadel et al., 1996).

La loi d'Arrhenius, basée sur l'hypothèse d'une énergie d'activation constante est la relation la plus utilisée pour estimer les variations des constantes de cinétique avec la température (Pfeffer 1974; Bryers 1984; McCarty et al. 1986; Pavlostathis et al. 1988; Tong et McCarty 1989; Tong et al. 1990):

$$P_B = \alpha_B \exp\left(-\frac{E_B}{RT}\right) \quad (3-17)$$

où α_B est une constante et E_B est l'énergie d'activation (kcal mol⁻¹). P_B est la constante de cinétique utilisée dans le modèle (K_s, K_d, μ et Y). α_B et E_B sont en général déterminés expérimentalement et α_B est exprimé avec la même unité que la constante cinétique correspondante. Par contre, les données expérimentales pour la constante de cinétique d'hydrolyse des déchets ne sont pas disponibles dans la littérature. Dans ce cas la constante de cinétique d'hydrolyse est déterminée par l'analyse inverse (El-Fadel et al., 1996). Il faut noter qu'une température supérieure à 70°C est très rare dans les systèmes que nous modélisons et que la production de biogaz s'arrête à des températures légèrement supérieures aux valeurs optimales qui ne dépassent jamais 70°C (El-Fadel et al., 1996). La loi (3-17) n'est donc pas applicable aux températures supérieures à 70°C.

3.3.1.2 Production de chaleur

La production de chaleur pendant la dégradation des déchets dépend de la chaleur produite par toutes les réactions biochimiques. Il n'est pas possible de considérer toutes les réactions de l'hydrolyse des fractions solides à la production de biogaz, dans un modèle (El-Fadel 1991). Il est cependant possible de connaître les valeurs de l'enthalpie de chaque réaction. La réaction pour laquelle il y a le plus d'incertitude concernant l'enthalpie est l'hydrolyse (El-Fadel et al., 1996). On estime en général l'enthalpie de la réaction en utilisant l'équation suivante :



Où ΔH est l'enthalpie de la réaction (kcal), ΔH_p est l'enthalpie des produits (kcal) et ΔH_R est l'enthalpie des réactifs (kcal). Les valeurs d'enthalpie des productions et réactions sont présentées dans le Tableau 3-1. La chaleur obtenue est de 244,5kcal par mole de matière organique convertie et de 61kcal par mole de méthane produit. L'enthalpie nette de la réaction est d'environ 26 kcal (108 KJ) par mole de méthane produit.

Tableau 3-1 Enthalpie nette de chaque réaction

Réactants	ΔH_R (kcal)	Produits	ΔH_p (kcal)
$(C_6H_{10}O_5)_2$	-532.5	HCO_3^-	-165.20
H_2O	-68.3	CH_4	21.28
		H^+	0.00
		H_2	-1.00

El-Fadel a considéré dans son modèle une production de chaleur à partir de la production d'acide acétique:

$$\alpha = \omega_{ch} \left[\dot{C}_{(AC)} \right], \quad (3-19)$$

où ω_{ch} est la chaleur nette produite (kcal / kg).

3.3.2 Modèle de Vavilin (2000, 2002)

Ce modèle biologique est basé sur un modèle simplifié de Monod et considère l'hydrolyse de la phase solide et la production de biogaz et de biomasse à partir des AGV, produit par dégradation de la phase solide, par les enzymes extracellulaires (Schlegel, 1993). Comme le modèle d'El-Fadel, des cinétiques de premier ordre sont utilisées pour représenter l'hydrolyse des fractions solides biodégradables:

$$\begin{aligned} \frac{dA}{dt} &= -\sum_{i=1}^3 [A_i \cdot \lambda_i(T) \cdot fs(A_s)] && \text{Solide organique} \\ \frac{dA_s}{dt} &= -\beta \frac{dA}{dt} - \rho_{App}(T) \cdot gs(A_s) \cdot \left(\frac{A_s}{K_{S_A} + A_s} \right) \cdot X - \frac{dX}{dZ} && \text{Acide Gras Volatil (AGV)} \\ \frac{dX}{dt} &= Y \cdot \left(\rho_{App} \cdot gs(A_s) \cdot \frac{A_s}{K_{S_A} + A_s} \cdot X \right) - K_{mort} \cdot X - \alpha_X \frac{dX}{dZ} && \text{Biomasse} \\ \frac{dB}{dt} &= (1 - Y) \rho_{App}(T) \cdot gs(A_s) \cdot \left(\frac{A_s}{K_{S_A} + A_s} \right) \cdot X && \text{Biogaz (Méthane et Dioxyde de carbone)} \end{aligned}$$

où β est un coefficient stœchiométrique et α_X est la proportion de biomasse déplacée par l'écoulement de liquide, X est la concentration en biomasse méthanogène, K_{S_A} est la constante de demi-concentration en substrat (kg/m^3), K_{mort} est la constante de mortalité de la biomasse méthanogène (j^{-1}), Y est le coefficient de rendement en biomasse méthanogène de l'acétate (kg/kg) et μ_{App} est le taux de croissance spécifique maximum de la biomasse méthanogène (j^{-1}). $fs(A_s)$ et $gs(A_s)$ sont les termes d'inhibition de l'hydrolyse et de la méthanogénèse, respectivement, en fonction de la concentration en AGV (Veeken et al. 1999), comme nous l'avons expliqué précédemment:

$$\text{Hydrolyse :} \quad fs(A_s) = \frac{1}{1 + \left\{ \frac{A_s}{k_{inh1}(1 + k_a/Hb)} \right\}^2}, \quad (3-20)$$

$$\text{Méthanogénèse :} \quad gs(A_s) = \frac{1}{1 + \left\{ \frac{A_s}{k_{inh2}(1 + k_a/Hb)} \right\}^2},$$

où A_s est la concentration en AGV produite par hydrolyse du substrat solide, k_a est la constante de dissociation, Hb est la constante de proton et k_{inh1} et k_{inh2} sont les constantes d'inhibition de l'hydrolyse et de la méthanogénèse, respectivement.

3.3.3 Modèles de croissance des microorganismes

De nombreuses études montrent que la température influence l'activité microbienne (Heijnen et al. 1992 ; Battely, 1999 ; Daverio et al., 2002). Daverio et al. (2002) montrent que l'activité des microorganismes mésophiles diminue de 57% à 20°C par rapport à 35°C. L'importance de la température pour la croissance microbienne a conduit la publication de nombreux modèles de croissance (Hinshelwood, 1946 ; Mohr et Krawiec, 1980 ; Esener et al. 1981 ; Schoolfield et al., 1981 ; Ratkowsky et al., 1982 et 1983 ; Lobry et al., 1991 ; Rosso et al. 1993). Le modèle le plus utilisé dans le domaine de la microbiologie est basé sur trois valeurs de température : la température maximum, T_{\max} ; la température optimale, T_{opt} et la température minimum, T_{\min} (Stanier et al. 1986) (Figure 3-7). T_{\max} et T_{\min} sont des valeurs de température au delà et au-dessous desquelles aucune croissance microbienne n'est observée, respectivement. T_{opt} est la température à la quelle la croissance microbienne arrive à sa valeur maximum.

En général, il existe deux types de modèle : les modèles basés sur la loi d'Arrhenius (Hinshelwood, 1946; Mohr et Krawiec, 1980; Esener et al. 1981; Schoolfield et al, 1981) et les modèles empiriques. Les modèles empiriques sont construits à l'aide de fonctions mathématiques et leur capacité à représenter les phénomènes biologiques est examinée. Nous présentons ici quelques de ces modèles de croissance en fonction de température.

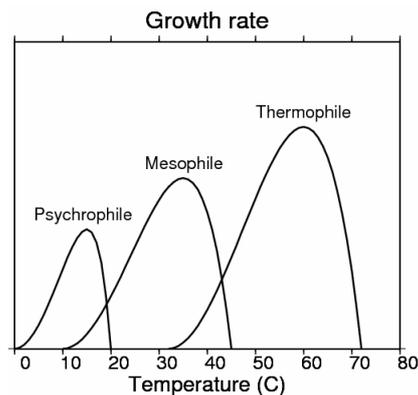


Figure (3-7) Courbe de croissance microbienne pour des populations méthanogènes (Rosso et al. 1993 ; Aran, 2000)

- **Modèle de Hinshelwood (H)**

$$\mu = A_1 e^{-B_1/T} - A_2 e^{-B_2/T} \quad (3-21)$$

μ est la croissance microbienne (h^{-1}); A_1 , A_2 , B_1 et B_2 sont quatre paramètres sans interprétation biologique. Hinshelwood (1946) argumente que ces paramètres peuvent être interprétés thermodynamiquement.

- **Modèle complet de Ratkowsky (RTK2)**

$$\mu = \left[b(T - T_{\min}) (1 - e^{c(T - T_{\max})}) \right]^2 \quad (3-22)$$

$b(^{\circ}C^{-1}h^{-0.5})$ et $c(^{\circ}C^{-1})$ sont des constantes, T_{\min} et T_{\max} sont les températures minimum et maximum pour la croissance. Ce modèle (Ratkowsky et al. 1983) à été développé à partir d'un premier modèle (Ratkowsky et al. 1982).

- **Modèle de Zwietering (ZWT)**

Ce modèle, dérivé du modèle de Ratkowsky, à été proposé par Zwietering et al.(1991) comme une forme alternative au modèle RTK2:

$$\mu = \left[b(T - T_{\min})^2 (1 - e^{c(T - T_{\max})}) \right] \quad (3-23)$$

- **Modèle CTMI (Cardinal temperature model with inflection)**

Cette méthode empirique est basée sur les trois valeurs de température qui sont en général utilisées en microbiologie (Stanier et al., 1986) pour caractériser les effets de la température sur la croissance bactérienne d'une façon approximative (Rosso et al. 1993). Une autre raison du développement de ce modèle est qu'une étude préliminaire montre que les paramètres de la méthode RTK2 sont très difficiles à estimer. Le modèle CTMI est dérivé d'un modèle plus ancien (Lobry et al., 1991) pour prendre en compte un troisième point expérimental, T_{opt} entre T_{\max} et T_{\min} .

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{(T - T_{\max})(T - T_{\min})^2}{(T_{opt} - T_{\min}) \left[(T_{opt} - T_{\min})(T - T_{opt}) - (T_{opt} - T_{\max})(T_{opt} + T_{\min} - 2T) \right]} \quad (3-24)$$

$\mu_{\max} (h^{-1})$ est la croissance maximum à $T_{opt} (^{\circ}C)$. Deux conditions supplémentaires pour ce modèle (Richard et al. 1998) sont: $T_{opt} - T_{\min} > (T_{\max} - T_{\min})/2$ et $(T_{\max} - T_{opt}) > 2$ qui empêche un comportement biologiquement irréaliste dans les parties supérieures de la courbe de température.

Ces différentes méthodes ont été comparées par Richard et al., (1998) et Rosso et al. (1999) pour déterminer le modèle le plus efficace. Les résultats montrent que les paramètres du modèle CTMI sont très stables et leurs variations sont directement liées aux changements de processus microbiologiques. Un autre avantage de ce modèle est que ses paramètres sont faciles à estimer et peuvent être estimés directement par expérimentation en laboratoire ou par expérimentation en vraie grandeur.

3.3.4 Développement d'un nouveau modèle de type II

Notre modèle biologique est composé de différentes parties. La Figure (3-8) montre les différentes étapes de ce modèle qui est exprimé par les équations (3-25) à (3-28).

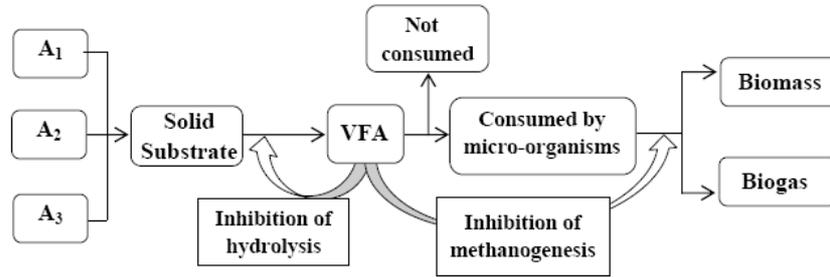


Figure (3-8) Modèle de dégradation et production de biogaz type II développé dans la thèse

Hydrolyse

Nous avons décrit le processus d'hydrolyse dans le paragraphe 3.1.1 L'hydrolyse est déclenchée par les bactéries fermentatives. Dans notre modèle l'activité des bactéries fermentatives est considérée indirectement par la loi d'Arrhenius et la dégradation de premier ordre, comme dans El-Fadel (1996) et Vavilin (2002). Par contre nous avons considéré l'effet direct de la saturation dans l'accélération de la dégradation des déchets solides en ajoutant une fonction de saturation S_{th} dans l'équation d'hydrolyse (3-25). S_{th} est défini par la relation: $S_{th} = (S - S_{min}) / (1 - S_{min})$ où S_{min} est la saturation minimum au-dessous de laquelle l'hydrolyse peut s'arrêter. L'effet indirect de la saturation est la diminution de la concentration en AGV inhibiteurs de l'hydrolyse et de la méthanogénèse.

$$\text{Hydrolyse du substrat solide: } \frac{dA}{dt} = -\sum_{i=1}^3 [A_i \cdot \lambda_i(T) \cdot fs(A_s) \cdot S_{th}] \quad (3-25)$$

Les paramètres A_i , $\lambda_i(T)$ et $fs(A_s)$ sont définis comme dans le modèle de Vavilin (2002).

Production de biogaz

Les équations (3-26) à (3-28) représentent les étapes de croissance microbienne par consommation des AGV et la production de biogaz.

$$\text{AGV: } \frac{dA_s}{dt} = -\beta_{As} \frac{dA}{dt} - \rho_{App}(T) \cdot gs(A_s) \cdot \left(\frac{A_s}{K_{S_A} + A_s} \right) \cdot X - \alpha_A \cdot q \frac{dA_s}{dZ} \quad (3-26)$$

$$\text{Biomasse: } \frac{dX}{dt} = \underbrace{Y \cdot \rho_{App}(T) \cdot gs(A_s)}_{\text{Croissance}} \cdot \frac{A_s}{K_{S_A} + A_s} \cdot X - \underbrace{K_d(T) X}_{\text{Mortalité}} - \alpha_X \cdot q \frac{dX}{dZ} \quad (3-27)$$

$$\text{Biogaz: } \frac{dB}{dt} = (1 - Y) \rho_{App}(T) \cdot gs(A_s) \cdot \left(\frac{A_s}{K_{S_A} + A_s} \right) \cdot X \quad (3-28)$$

où β_{As} est un coefficient stœchiométrique, α_A et α_X sont les fractions d'AGV et de biomasse transportées par l'écoulement de lixiviat, q est le débit volumique de lixiviat par unité de surface, K_{S_A} (kg/m^3) est la constante de demi saturation pour l'acidogénèse et Y (kg/kg) est le coefficient

de rendement de la biomasse méthanogène par unité de masse de substrat. Dans ce modèle $X(g/l)$ est considéré comme la concentration de la masse humide de biomasse dans lixiviat. Pour simplifier le modèle nous avons considéré une seule population microbienne, la biomasse méthanogène mésophile, qui d'après Lanini (1998) est une des principales populations responsables de la dégradation lors de la phase anaérobie méthanogène. La production de biogaz est obtenue à partir de la consommation d'AGV par la biomasse méthanogène vivante:

$$\text{Substrat consommé} \\ (\text{par la biomasse vivante}) : \quad \left(\frac{\mu_{App}(T)}{Y} \right) \left(\frac{A_S}{K_{S_d} + A_S} \right) \cdot X = \quad Y \cdot (\text{Subst_consommé}) + \underbrace{(1-Y) \cdot (\text{Subst_consommé})}_{\frac{d\text{Biogaz}}{dt}}$$

Comme nous l'avons expliqué précédemment, dans les modèles biologiques existant dans la littérature, la température est une constante et les modèles sont basés sur des valeurs constantes de mortalité et de croissance de la biomasse (El Fadel et al., 1996; Vavilin, 2002). Comme notre modèle étudie les changements thermo-biologiques d'un bioréacteur avec la température, il est très important de pouvoir considérer l'activité microbienne en fonction de la température. Dans cet objectif, nous avons utilisé deux termes de croissance et de mortalité en fonction de la température dans l'équation (3-27) de croissance nette de la biomasse méthanogène, tels que définis par:

$$\text{croissance: } \mu_{App}(T) = Y \cdot \rho_{App}(T) = \mu_{max} \cdot g_S(A_S) \cdot \frac{A_S}{K_{S_d} + A_S} \cdot dGr / dT \quad \text{et mortalité: } K_d(T) = K_{d\max} \cdot dD / dT,$$

où μ_{max} et $K_{d\max}$ sont les valeurs maximum pour ces fonctions à une température optimum T_{opt} .

La Figure (3-9) montre la courbe utilisée dans notre modèle. Cette courbe représente le taux de croissance nette de la biomasse méthanogène ; il est la différence entre le taux de croissance et le taux de mortalité de la biomasse. Nous avons présenté, au chapitre 1, les différents modèles de la littérature pour la croissance microbienne méthanogène. Ces modèles ne considèrent que le coté positif des courbes de croissance nette. Nous croyons qu'il est raisonnable de prolonger la courbe jusqu'aux valeurs négatives, avec la même pente. Nos calculs et simulations de bioréacteur, présentés au chapitre 5, montrent qu'un régime stationnaire de la température ne peut pas être obtenu sans le coté négatif de la courbe de croissance. La valeur maximum de cette courbe est atteinte pour une température d'environ 35°C, ce qui est la température optimale de la biomasse mésophile. Cette courbe de croissance nette, différence entre la croissance et la mortalité de la biomasse mésophile, est obtenue mathématiquement comme la différence entre une courbe de croissance du modèle CMTI (paragraphe 3.3.3) et une courbe de mortalité en forme de S.

A notre connaissance, aucune courbe de mortalité n'est présentée dans la littérature à propos des populations méthanogènes. La forme en S de cette courbe à été proposée à partir d'une série de simulations numériques avec différentes fonctions de mortalité. Les meilleurs résultats en termes de température à l'état stationnaire sont obtenus avec une courbe de mortalité telle que présentée sur la Figure (3-9).

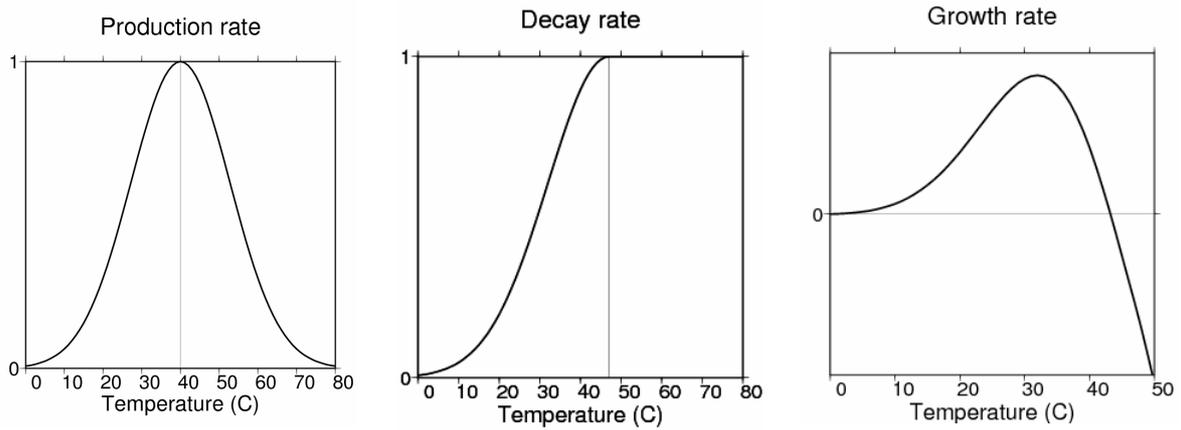


Figure (3-9) Courbes de croissance, mortalité et croissance nette de biomasse méthanogène mésophile

Production de chaleur

La production de chaleur dans un bioréacteur est le résultat de nombreuses réactions biochimiques qui commencent avec l'hydrolyse et finissent par la production de méthane et de CO₂. Ces réactions sont si nombreuses qu'on ne peut pas les considérer toutes dans un modèle numérique (El-Fadel 1991, 1996). La production de chaleur dans notre modèle est obtenue avec la formulation suivante:

$$\alpha_q = \beta_{As} \frac{H_{AGV}}{M_{AGV}} \cdot \frac{dA}{dt} + \frac{H_{meth}}{M_{meth}} \cdot \frac{\alpha_b}{2}, \quad (3-29)$$

où $H(KJ)$ est l'énergie libérée par mole d'AGV/ méthane produit et M est la masse molaire d'AGV/ méthane. α_b est le taux de production de biogaz (dB/dt). On peut trouver une large gamme de valeurs pour H_{meth} dans la littérature. Lanini (1998) a proposé des valeurs entre 40 et 255 KJ, Aran (2000) a proposé des valeurs entre 2 et 60 KJ, Augenstein et al. (1999) une moyenne de 68 KJ et finalement El-Fadel et al. (1996) une valeur de 108 KJ. Dans notre modèle nous avons utilisé les valeurs suivantes: $H_{AGV} = 170$ KJ/mole et $H_{meth} = 80$ KJ/mole.

3.4 Etude bibliographique sur les paramètres thermiques et biologiques des modèles de dégradation et de production de biogaz de type I et de type II

Une étude bibliographique a été entreprise pour estimer les valeurs des paramètres utilisés dans les modèles de type I et de type II. Les Tableaux 3-2 à 3-6 résument cette étude, notamment basée sur les articles de Meima et al., (2007) et El-Fadel et al., (1996). Dans le Tableau 3-3, E désigne les données obtenues par expérimentation, L par la littérature et M par les modèles numériques et analyse inverse.

3.4.1 Les paramètres biologiques et thermiques du modèle de type I

Des valeurs de la constante de dégradation $\lambda_i(T)$ sont proposées par différents auteurs comme Lee et al. (1993), El-Fadel et al. (1996), Manna et al. (1999), Young(1995), Zacharof and Butler (2001), Harstrick et al. (2001), Lee et al. (2001) et Lobo (2003). Ces valeurs varient entre $1,157.10^{-12}$ et $1,157.10^{-3}$ pour l'hydrolyse, $1,157.10^{-9}$ et $1,157.10^{-3}$ pour l'acétogénèse et entre $1,157.10^{-10}$ et $1,157.10^{-1}$ pour la méthanogénèse acétoclastique, pour les fractions rapidement et lentement dégradables. Ces grandes gammes de valeurs sont attribuables aussi bien à la variabilité des déchets qu'aux difficultés expérimentales liées à l'obtention de ces résultats (Lobo Garcia de Cortazar, 2005). Les valeurs proposées pour les paramètres H (énergie libérée par mole de méthane produit) et C_{Tb} (potentiel de production de méthane) sont présentées dans le Tableau 3-2.

Tableau 3-2 Paramètres du modèle de dégradation de type I

Paramètres	Valeurs	Référence
C_{Tb} ($m^3 \cdot kg^{-1}$ déchets)	0,06 - 0,17	Vigneron (2005)
	0,068	Gidakos et al. (2005)
	0,024 - 0,031	Mehta et al. (2002)
	0,178	Arigala et al (1995)
	0,12	Findikakis et al (1979) El Fadel et al (1996)
H (KJ)	40 - 255	Lanini (1998)
	108 - 255	El-Fadel et al. (1996)
	68	Augenstein et al. (1999)
	2 - 60	Aran (2000)
	45	Aguilar (2000)

3.4.2 Les paramètres biologiques et thermiques du modèle de type II

Tableau 3-3 Étude bibliographique des paramètres biologiques et thermiques

Paramètres	Valeurs publiées	Source	Type	Substrat
k_{hi} : Constante cinétiques de dégradation de premier ordre (j^{-1})				
k_{hi} : Hydrate de carbone	0,0066-0,018 (35°C)	Terashima et Lin (2000)	E	Hydrates de carbone
	0,15 (28°C)	Vavilin et al. (1997)	M	Cellulose
	0,025-0,2 (~60°C)	Christ et al. (2000)	E	Hydrates de carbone
	0,08-0,24 (55°C)	Kim et al. (2000)	M	Déchet alimentaire
	0,09-0,26 (30°C)	Veeken et Hamelers (1999)	E	Déchets LFJ*
	0,2 (60°C)	Mora Naranjo et al. (2002)	E	Cellulose
	0,26-0,31 (35°C)	Stinson et Ham (1995)	E	Cellulose
	0,25-0,4 (23 et 55°C)	Siegrist et al. (2002)	L, E, M	Boue
	1,0	Angelidaki et al. (1993)	L, E, M	Lisier
1,0 (60°C)	Haarstrick et al. (2001)	M	Hydrates de carbone	

*Légumes, Fruits, Jardins

k_{hi} : Protéine, lipide, autre	2,0.10 ⁻⁶ – 5,0.10 ⁻⁵ (60°C)	El Fadel et al. (1996)	L	DND
	6,0.10 ⁻⁵ – 1,6.10 ⁻⁴	Pareek et al. (1999)	E	Papier journal
	4,0.10 ⁻⁵	Pareek et al. (1999)	E	Sciure de bois
	8,0.10 ⁻⁴	Borzacconi et al. (1997)	M	DND
	8,0.10 ⁻⁴	Lee et al. (1993)	M	DND
	9,0.10 ⁻⁴ – 1,2 .10 ⁻³ (35°C)	Terashima et Lin (2000)	E	Lipides
	4,2 .10 ⁻³ – 7,2.10 ⁻³ (35°C)	Terashima et Lin (2000)	E	Protéines
	0,005-0,01 (~60°C)	Christ et al. (2000)	E	Lipides
	0,015-0,075 (~60°C)	Christ et al. (2000)	E	Protéines
	0,075 (60°C)	Haarstrick et al. (2001)	M	DND
K_d : Taux de mortalité (j^{-1})				
$K_{d\ Xan}$: Biomasse anaérobie	0,01- 0,03 (35°C)	Costello et al. (1991b)	L, E, M	Glucose
	0,05 (80°C)	Haarstrick et al. (2001)	M	DND
	0,01-0,4	El Fadel et al. (1996)	L	DND
	0,8 - 3,2 (35 et 55°C)	Siegrist et al. (2002)	L, E, M	Boue
$K_{d\ Xan}$: Biomasse Méthanogènes	0,005	Haarstrick et al. (2001)	M	DND
	0,016 (36°C)	Kiely et al. (1997)	E, M	DND/Eau usée, Boue
	0,02 (de 35°C)	Costello et al. (1991b)	L, E, M	Glucose
	0,006 - 0,04 (30-35 °C)	Vavilin et al. (2000)	M	DND
	0,01 - 0,04	El Fadel et al. (1996)	L	DND
	0,05 - 1,2 (35 et 55°C)	Siegrist et al. (2002)	L, E, M	Boue
μ_{max} : Taux de croissance maximum (j^{-1})				
$\mu_{max, Xan}$: Pour la croissance de la biomasse anaérobie sur glucose, propionate ou butyrate	2 (35°C)	Haarstrick et al. (2001)	M	DND
	1,0 - 3,0 (35°C)	Henz et al. (1995)	L	Eau usée
	5,8 (55°C)	Kim et al. (2000)	E	Glucose
	4 - 16 (35 et 55°C)	Siegrist et al. (2002)	L, E, M	Boue
	2 - 30	El Fadel et al. (1996)	L	DND
$\mu_{max, Xme-1}$: Pour la croissance de la biomasse méthanogène sur l'acétate	0,06 - 0,12 (35°C)	Mora Naranjo et al. (2002)	E	DND
	0,11 - 0,24 (~37°C)	Kalyuzhnyi et Fedorovich (1998)	L	Boue
	0,3 - 0,5 (35°C)	Henz et al. (1995)	L	Eau usée
	0,4	Haarstrick et al. (2001)	M	DND
	0,1 - 0,5	El Fadel et al. (1996)	L	DND
	0,6 (36°C)	Kiely et al. (1997)	E, M	DND/Eau

	0,04 - 0,912 (30-38 °C)	Vavilin et al. (2000)	L	usée Glucose
	0,37 - 1,47 (35 et 55°C)	Siegrist et al. (2002)	L, E, M	Boue
$\mu_{\max, X_{me-2}}$: Pour la				
croissance des biomasses méthanogène sur CO2	1,2 - 2 (~35°C)	Kalyuzhnyi et Fedorovich (1998)	L	Boue
	2 - 8 (35 et 55°C)	Siegrist et al. (2002)	L, E, M	Boue
K_{S_A} : Constante de demi-saturation pour les différents substrats (g/l)				
Pour glucose	0,023	Costello et al. (1991b)	L, E, M	Glucose
	0,025	Haarstrick et al. (2001)	M	DND
	0,01 - 0,15	El Fadel et al. (1996)	L	DND
	0,03 - 0,15	Henz et al. (1995)	L	Eau usée
	0,08 - 0,3	Siegrist et al. (2002)	L, E, M	Boue
	0,5	Angelidaki et al. (1993)	L, E, M	Lisier
	0,7	Kim et al. (2000)	E	Glucose
Pour acide butyrique	0,007	Costello et al. (1991b)	L, E, M	Glucose
	0,03 - 0,15	Henz et al. (1995)	L	Eau usée
	0,176	Angelidaki et al. (1993)	L, E, M	Lisier
Pour acide propénoïque	0,039	Costello et al. (1991b)	L, E, M	Glucose
	0,03 - 0,23	Siegrist et al. (2002)	L, E, M	Boue
	0,246	Kalyuzhnyi et Fedorovich (1998)	L	Boue
	0,259	Angelidaki et al. (1993)	L, E, M	Lisier
Pour acide acétate	0,015	Kiely et al. (1997)	E, M	DND/Eau usée, Boue
	0,03 - 0,1	Henz et al. (1995)	L	Eau usée
	0,12	Angelidaki et al. (1993)	L, E, M	Lisier
	0,145	Mora Naranjo et al. (2002)	E	DND
	0,154	Costello et al. (1991b)	L, E, M	Glucose
	0,002 - 0,37 (30-38 °C)	Vavilin et al. (2000)	L	Glucose
	0,03 - 0,44	Kalyuzhnyi et Fedorovich (1998)	L	Boue
	0,32 - 0,43	Siegrist et al. (2002)	L, E, M	Boue
	0,6	Haarstrick et al. (2001)	M	DND
0,01- 2,5	El Fadel et al. (1996)	L	DND	
Pour CO2	0,065	Haarstrick et al. (2001)	M	DND
	0,03 - 0,1	Henz et al. (1995)	L	Eau usée
Pour H2	$1,3 \cdot 10^{-5} - 6,5 \cdot 10^{-5}$	Siegrist et al. (2002)	L, E, M	Boue
	$6,2 \cdot 10^{-4}$	Haarstrick et al. (2001)	M	DND
	$2,5 \cdot 10^{-4} - 8,7 \cdot 10^{-4}$	Kalyuzhnyi et Fedorovich (1998)	L	Boue

Pour NH4	1,0.10 ⁻⁴ – 5,0.10 ⁻⁴	Henz et al. (1995)	L	Eau usée
	2,5.10 ⁻⁴	Haarstrick et al. (2001)	M	DND
	0.053	Angelidaki et al. (1993)	L	Lisier
k_{inh} : Constante d'inhibition (g/l)				
k_{inh,H_2} : Inhibition des biomasses anaérobies par H2	1,3.10 ⁻⁵ – 2,0.10 ⁻⁴	Siegrist et al. (2002)	L, E, M	Boue
	0,5	Haarstrick et al. (2001)	M	DND
	0,2- 0,8	Henz et al. (1995)	L	Eau usée
$k_{inh,ac,Hy}$: Inhibition d'hydrolyse par acide acétate	0,33	Angelidaki et al. (1993)	L, E, M	Lisier
$K_{inh,ac,Xan}$: Inhibition de biomasse anaérobies par acide acétate	0,2-0,8	Henz et al. (1995)	L	Eau usée
	0,72-0,96	Angelidaki et al. (1993)	L, E, M	Lisier
	1,6	Siegrist et al. (2002)	L, E, M	Boue
Y : Coefficient de rendement de biomasse/ substrat (g/g)				
$Y : X_{an}$ sur glucose pour acétogènes	0,188	Kiely et al. (1997)	E, M	DND/Eau usée, Boue
	0,23	Massé et Droste (2000)	E, M	Lisier
	0,2 - 0,3	Henz et al. (1995)	L	Eau usée
	0,14 - 0,21	El Fadel et al. (1996)	L	DND
$Y : X_{an}$ sur glucose pour acidogènes	0,16	Massé et Droste (2000)	E, M	Lisier
$Y : X_{an}$ sur acide bytyrique	0,15	Massé et Droste (2000)	E, M	Lisier
$Y : X_{an}$ sur acide propionique	0,025	Kalyuzhnyi et Fedorovich (1998)	L	Boue
	0,12	Massé et Droste (2000)	E, M	Lisier
$Y : X_{met}$ sur acide acétate	0,04 - 0,05	Henz et al. (1995)	L	Eau usée
	0,05	Massé et Droste (2000)	E, M	Lisier
	0,011 - 0,055	Vavilin et al. (2000)	L	Glucose
	0,03 - 0,07	Erickson et Fung (1988)	L	Substrat
	0,03 - 0,07	Kalyuzhnyi et Fedorovich (1998)	L	Boue
	0,08	Kiely et al. (1997)	E, M	DND
	0,07 - 0,1	El Fadel et al. (1996)	L	DND/Eau usée, Boue

	0,07 - 0,12	Mora Naranjo et al. (2002)	E	DND
Y : X_{met} sur CO₂	0,009-0,037	Kalyuzhnyi et Fedorovich (1998)	L	Boue
	0,03-0,28	Erickson et Fung (1988)	L	Substrat
	0,18-0,31	Massé et Droste (2000)	E, M	Lisier
Variables générales de contrôle de croissance				
X_{an}: Biomasse anaérobie initiale (g/l)	1,6.10 ⁻⁴ – 9,4.10 ⁻⁴	El Fadel et al. (1996b)	M	DND
X_{met}: Biomasse méthanogène initiale (g/l)	3,1.10 ⁻⁴ – 3,1.10 ⁻³	El Fadel et al. (1996a)	M	DND
Biomasse initiale totale (g/l)	0,6 – 1,7	Haarstrick et al. (2001)	E	DND
Teneur en eau (m/m – %wet)	22 - 26	Haarstrick et al. (2001)	E	DND
	22 - 52	Mora Naranjo et al. (2002)	E	DND
	9 - 43	Suflita et al. (1992)	E	DND
Température (°C)	10,5 - 62,8	Suflita et al. (1992)	E	DND
	32 - 62	Mora Naranjo et al. (2002)	E	DND
pH	6,5 - 7,0	Haarstrick et al. (2001)	E	DND
	5,8 - 8,1	Suflita et al. (1992)	E	DND
	4,5 - 9,0	Ehrig (1988)	E	DND
	1,5 - 9,5	El Fadel et al. (1997)	L	DND
	7,85 - 9,9	Leonhard et Wilderer (1992)	E	DND
Les fractions biodégradables A_i (% de masse)				
Lente	15	Arigala et al. (1995),		
Moyenne	30	Findikakis et al (1979) et		
Rapide	35	El Fadel et al (1996)		

Tableau 3-4 Constantes de cinétique pour les phases acidogène et méthanogène (El-Fadel et al., 1996)

méthanogènes				
	Coefficient de Rendement Y (kg/ kg)	Constante de demi-concentration en substrat K _{S_A} (mgDCO/l)	Maximum spécifique taux de naissance μ _{M max} (j ⁻¹)	Taux de mortalité K _{d_m} (j ⁻¹)
Borne inférieure	0,05	10	0,10	0,01
Nominale	0,06	500	0,25	0,03
Borne supérieure	0,07	2500	0,50	0,04

O'Rourke (1968), Lawrence et McCarty (1969), Montgomery (1983)

acidogènes				
	Coefficient de Rendement Y (kg/ kg)	Constante de demi-concentration en substrat K_{S_A} (mgDCO/l)	Maximum spécifique taux de naissance $\mu_{A\max}$ (j^{-1})	Taux de mortalité K_{d_A} (j^{-1})
Borne inférieure	0,1	10		0,01
Nominale	0,15	50		0,05
Borne supérieure	0,5	150		0,40

McCarty (1971), Pohland et Gosh (1971), Eastman et Ferguson (1981), Zoetemeyer et al. (1982)

El Fadel et al. (1996) a utilisé des valeurs comprises entre 0,6 et 0,7 pour le coefficient de rendement dans la phase méthanogène, basées sur l'observation que l'acétate est à l'origine de 70% de la production de méthane dans la phase méthanogène (Jeris et McCarty 1965; Mah et al. 1977; Wolfe 1982; Gujer et Zender 1983). Le coefficient de rendement de l'acétate Y_{AC} est supposé égal à 0,9 (El-Fadel).

Tableau 3-5 Variation des constantes de cinétique avec la température (El-Fadel et al. 1996)

Constante bio-cinétique	Constante α_B (équation 3-17)	Energie d'activation $E_{hi}/R(K)$
Acidogène		
Taux de croissance spécifique (j^{-1})	$5,65.10^9$	6898,27
Demi-concentration en substrat (mg/l)	$6,45.10^{-6}$	-266,73
Taux de mortalité (j^{-1})	$5,65.10^8$	6898,27
Méthanogène		
Taux de croissance spécifique (j^{-1})	$1,94.10^1$	1295,47
Demi-concentration en substrat (mg/l)	$1,66.10^{-2}$	-1065,18
Taux de mortalité (j^{-1})	$4,87.10^2$	4099,21
Hydrolyse		
Composants :		
rapidement biodégradable (j^{-1})	$5,65.10^{-3}$	1561,1
moyennement biodégradable (j^{-1})	$9,42.10^{-4}$	1561,1
lentement biodégradable (j^{-1})	$1,88.10^{-4}$	1561,1

Neil (2006) a étudié la décomposition de la matière organique d'un sol avec l'objectif de construire un modèle de dynamique des populations microbiennes et leur croissance dans le sol. Les valeurs proposées par Neil dans le sol sont présentes dans le Tableau ci dessous.

Tableau 3-6 Paramètres biologiques pour un sol, Neil (2006)

Paramètre	μ_{\max} (j^{-1})	m_t (j^{-1})	m_x	Y_c	$k_{d\max}$ (j^{-1})
Valeur	0,96	0,024	0,25	0,4	0,12-1,2

où m_t est le taux de renouvellement des populations, m_x est le coefficient de l'énergie de maintenance des populations.