

ÉTUDE DE L'ÉVOLUTION D'ORDURES MÉNAGÈRES EN CONDITIONS SIMULÉES DE MISE EN BALLES ENRUBANNÉES

Fabian Robles Martinez*, Rémy Gourdon*, Christophe Pascual**
 LAEPSI/Insa, Cydergie

Cette étude a été réalisée avec des ordures ménagères semi-synthétiques compactées dont on a fait varier la teneur en matière organique, le taux d'humidité et les conditions d'aération afin de simuler le stockage en balles compactées enrubannées imparfaitement étanches à l'air. Les résultats montrent une biodégradation très faible. Pendant les deux mois et demi de l'étude, la température n'a pas varié, fluctuant de 1 ou 2 °C autour de la température de la pièce climatisée (27 à 31 °C). La production maximale de biogaz a été de 29,3 l/kg de matière organique (MO) pour l'essai réalisé avec 50 % d'humidité et 25 % de matière organique, et la minimale a été 8,5 l/kg de MO dans l'essai réalisé avec 40 % d'humidité et 45 % de MO. Une biodégradation anaérobie complète de la matière organique aurait conduit à une production proche de 292 l/kg de MO. La relativement forte quantité d'acides gras volatils à la fin des essais montre qu'après deux mois et demi, l'évolution biologique est restée bloquée au niveau de la phase d'acidogénèse. La production de méthane ou d'H₂S n'a été détectée dans aucun des essais pendant deux mois et demi.

Il ressort de tous ces essais que la mise en balles enrubannées est une bonne méthode pour le stockage d'ordures ménagères, si l'objectif est de diminuer temporairement l'évolution biologique du déchet. La très faible activité biologique semble liée à l'acidification du milieu causée par l'accumulation d'acides gras volatils formés durant les premiers jours d'incubation par des micro-organismes anaérobies facultatifs, en condition d'anoxie.

A l'heure actuelle, la mise en balles des ordures ménagères (OM) a surtout été utilisée pour faciliter leur mise en décharge. La plupart des études publiées portent sur des procédés traditionnels de mise en balles, sans enrubannage des balles. G. Lambisto (1994) indique que la durée d'exploitation de la décharge peut augmenter de 20 % par rapport à une décharge conventionnelle et de 60 % par rapport à une décharge en vrac sans compactage sur le site. Pour F. Tamaddon *et al.* (1995), les avantages de la mise en balles, sont les suivants : a) il n'y a

This study concern the biological evolution of municipal wastes in bales. The work has been done with semi-synthetic municipal wastes. The effects of organic matter content, humidity and the conditions of aeration have been studied. Results show a very limited biodegradation. For the two months and a half of study, the temperature has not varied, fluctuating from 1 to 2 °C around room temperature (27 to 31 °C).

The highest biogas production was 29.3 l/kg of organic matter (O.M.) for the test realized with 50 % of humidity and 25 % of organic matter, and the lowest was 8.5 l/kg of O.M. for the test realized with 40 % of humidity and 45 % of O.M. A complete anaerobic biodegradation of organic matter would have produced 292 l/kg of O.M.

The relatively big quantity of volatile fatty acids at the end of the tests shows that after two months and a half, the biological evolution has remained stopped at the level of the acidogenic phase.

The production of methane or H₂S has not been detected in any of the tests. Results suggest that the baling process is a good method for storage of municipal wastes, if the aim is to reduce the waste biological evolution temporarily.

The very small biological activity seems to be related to the acidification of the medium caused by the accumulation of volatile fatty acids which are produced by facultative anaerobes under anoxic conditions during the first days of incubation.

pas de risque d'inflammation, b) stabilité pendant l'emmagasinage des balles et c) le transport et la gestion sont propres et ordonnés.

Une autre application possible de la mise en balles se trouve dans le stockage temporaire des OM avant incinération. En effet, dans certains cas, la production est fluctuante, et il faut prévoir de stocker les OM avant de les incinérer. Un aspect très important du stockage des ordures est alors de freiner l'évolution biologique pour éviter les problèmes que cette évolution génère (mau-

vaises odeurs, risques d'auto inflammation, etc..). Plusieurs solutions sont envisageables. Des études antérieures ont montré que la mise en balles semble prometteuse (CH.-L. McAdamms, 1994 et Tamaddon et al., 1995).

Parmi les différentes techniques de mise en balles des ordures ménagères, certaines proposent un enrubannage des balles. Notre étude concerne ce type de techniques avec enrubannage. Elle a pour objectif de mieux caractériser les paramètres qui ont une influence dans l'évolution des OM compactées, tels que : la teneur en eau, la teneur en matière organique et les conditions d'aération (simulant une étanchéité imparfaite des balles enrubannées).

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Préparation des essais

Les essais ont été au nombre de 11, selon le tableau 1. Ils ont été réalisés à partir d'ordures ménagères reconstituées et en partie synthétiques. Les fractions MO, papiers, cartons, plastiques et fines, issues d'OM réelles, ont été mélangées à une fraction inerte « synthétique » représentée par du verre. Les métaux ont été a priori écartés, notamment pour ne pas gêner le compactage dans les dispositifs expérimentaux de laboratoire.

L'humidité et la teneur en MO ont varié de leurs teneurs habituelles dans les ordures ménagères (respectivement 40 % et 25 %) à leurs limites supérieures ou inférieures envisageables (tableau 1).

Tableau 1 : Paramètres caractéristiques de chaque essai

Numéro de l'essai	Teneur en eau (%)	Teneur en MO biodégradable (%)	Aération
1	30	25	oui
2	40	25	oui
3	50	25	oui
4	60	25	oui
5	60	25	non
6	40	25	non
7	40	45	non
8	60	45	non
9	40	45	oui
10	50	35	oui
11	60	25	non*

* Purgé à l'azote au départ

L'ajout de MO dans les essais 7 à 10 a été réalisé sous la forme de gazon fraîchement coupé. On simule ainsi la variation saisonnière de composition des ordures ménagères par apport de déchets verts.

Les conditions d'aération ont été de deux types :

- étanchéité des enceintes réactionnelles avec au départ une teneur en oxygène correspondant à celle de l'air ;

- étanchéité des enceintes réactionnelles mais alimentation périodique en air pour simuler des balles enrubannées imparfaitement étanches à l'air.

Un essai supplémentaire a été également réalisé avec des ordures ménagères balayées à l'azote, au départ.

Composition de chaque essai

Tableau 2 : Masses (kg sec) des fractions de base utilisées en quantité égale dans les différents essais

Papier	0,513
Carton	0,421
Plastiques souples	0,212
Plastiques dures	0,246
Inertes*	0,796
Fines	0,458
Total	2,646

* Représentés par du verre concassé. Les autres fractions proviennent d'OM réelles collectées à l'usine d'incinération Lyon Nord.

Seules les quantités d'eau et de MO varient entre les différents essais. Les masses de papier, carton, plastique dur et plastique film, inertes et fines sont les mêmes dans tous les essais (voir tableau 2). Les essais ont alors été constitués en mélangeant à une

masse constante (2,646 kg) des fractions du tableau 2, les quantités d'eau et de gazon données dans le tableau 3 afin d'obtenir les % d'eau et de MO souhaités.

Les fractions de papiers, cartons, fines et plastiques ont été préalablement séchées pour faciliter la préparation des différents essais. En revanche la MO et le gazon n'ont pas été séchés pour ne pas perturber la biomasse microbienne associée à ces fractions. Les conditions de séchage ont été les suivantes :

- pour les fines : 24 h. à 50 °C (pour ne pas trop perturber la biomasse microbienne),
- pour le carton, le papier, le verre et les plastiques : 24 h. à 50 °C puis 36 h à 90 °C.

Remplissage des bidons

Les essais ont été réalisés dans des bidons en polyéthylène rigide de 15 litres (voir figure 1). Avant de mettre les ordures dans les bidons, une couche de 2 centimètres de petit gravier est disposée au fond des bidons. A chaque ajout, la matière est compressée manuellement et réhumidifiée en utilisant des aspergeurs. Finalement, les ordures ont été recouvertes de gravier grossier et compactées à l'aide d'une presse mécanique pour atteindre une densité comprise entre 0,75 et 0,85.

Suivi de l'évolution en cours d'essai

Le suivi des essais a été réalisé sur une période de 2 mois 1/2.

Mesure de température

L'incubation des bidons a été faite dans une pièce thermostatée à 30 °C. Les mesures de température à l'intérieur des bidons ont été réalisées à l'aide de thermocouples (figure 1).

Mesure de la production de biogaz

Le schéma de la figure 1 illustre le dispositif utilisé pour

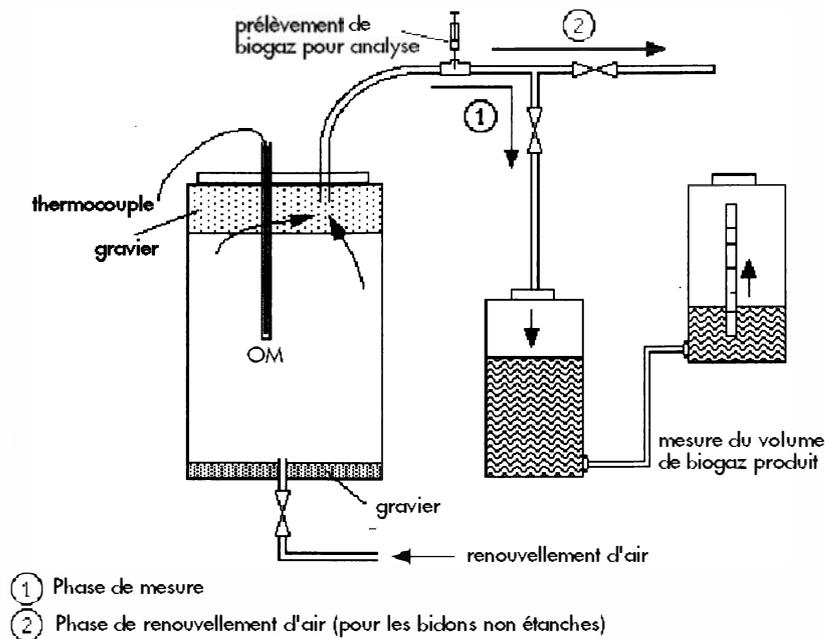


Figure 1 : Schéma des réacteurs et des dispositifs de mesure de la température et de la production de biogaz.

mesurer la production de biogaz.

Pour éviter la solubilisation du CO₂, la solution est saturée en sel (NaCl à 20 %) et acidifiée (acide citrique à 0,5 %) (P. Martel, 1990). Le système de collecte du biogaz est découplé des bidons lorsque ceux-ci sont aérés périodiquement (essais 1 à 4, 9 et 10).

Analyse du biogaz

Pour analyser le biogaz, on a utilisé :

- un chromatographe Delsi à détection par catharomètre et un intégrateur Delsi Enica 10,
- une colonne en acier inox de 2 m sur 1/8" remplie de Porapack Q 100/120 mesh, avec laquelle il est possible de séparer l'air, le méthane et le CO₂,
- une colonne en acier inox de 4,5 m sur 1/8" remplie de carboxen-1000, 60/80 mesh avec laquelle on sépare l'oxygène, l'azote et les gaz carbonés légers (CO, CO₂, et CH₄),
- températures du four 35 °C, de l'injecteur 50 °C et du détecteur 120 °C,
- gaz vecteur utilisé : hélium à 1 bar,
- détecteur : catharomètre, courant de filament réglé à 200 mA pour la colonne Parapack Q, et 250 mA pour la colonne carboxen-1000.

Les performances de séparation de l'oxygène et de l'azote par la colonne remplie de carboxen-1000 s'avérant décevantes aux faibles concentrations en O₂, une troisième colonne a été utilisée pour doser l'oxygène dans les dernières semaines d'incubation. Il s'agit d'une colonne en acier inox de 15 m sur 1/8" remplie d'un tamis moléculaire 5Å (Supelco). Les conditions d'analyse sont les mêmes que pour la colonne carboxen-1000.

Aération des bidons

Les bidons 1 à 4 et 9 et 10 (voir tableau 1) ont été aérés une fois par semaine, pour simuler une étanchéité imparfaite des balles enrubannées.

L'aération a été réalisée à flux ascendant à l'aide d'un tuyau disposé en bas des bidons et s'enfonçant dans la couche inférieure de graviers (voir schéma de la figure 1). On a utilisé de l'air comprimé à un débit correspondant à environ 380 l d'air pour une durée d'aération de 20 minutes. La quantité d'eau extraite lors de l'aération est négligeable (de l'ordre du ml).

Analyses réalisées en fin d'essai

Compte tenu des résultats de production de biogaz (voir la partie « Résultats ») il a été décidé d'arrêter les essais 1, 3, 5, 7 et 9 pour analyses destructives. Les analyses réalisées concernent la fraction solide, l'eau libre (lixiviat) et le gaz. Les autres essais sont actuellement poursuivis.

Analyse complète du biogaz

La sortie des bidons été fermée pendant 4 jours pour permettre l'accumulation du biogaz. Puis à l'aide d'une pompe péristaltique, des échantillons de gaz ont été prélevés dans des sacs Tedlar en polypropylène. Les analyses ont été réalisées au laboratoire LACE de l'Université Claude Bernard (Lyon 1) par spectrométrie de masse haute résolution.

Ouverture des bidons

Après avoir pesé les bidons, on récupère le lixiviat capable de s'écouler par gravité. Seuls les bidons 3 et 5 ont permis de récupérer du lixiviat. Dans les autres, le lixiviat est en trop faible quantité pour s'écouler.

Les bidons sont alors ouverts et leur contenu est transvasé sur des bâches en plastique.

Le contenu de chaque bidon est divisé en 2 parties en veillant à répartir le plus équitablement possible chacune des fractions constitutives. La première moitié est utilisée pour la mesure de la teneur en eau. La deuxième moitié est introduite dans un récipient et mélangée à une masse égale d'eau (ratio L/S = 1). Le mélange est agité vigoureusement pendant 30 minutes manuellement. Le lixiviat ainsi généré est récupéré, filtré sur membranes GF/C de 1,2 µm de pores, puis les analyses suivantes sont réalisées : pH (pH-mètre WTW), DCO (méthode HACH), et teneurs en acides gras volatils. Les mêmes analyses sont réalisées sur les lixiviats bruts récupérés au départ par écoulement gravitaire. En

outre, des analyses bactériologiques ont été effectuées sur le lixiviat généré à partir du contenu du bidon 5. Ces analyses ont été réalisées par l'Institut Pasteur de Lyon.

Dosage des Acides Gras Volatils (AGV)

Les AGV sont dosés par chromatographie en phase gazeuse à l'aide d'un chromatographe Girdel série 30 à détecteur à ionisation de flamme et d'un intégrateur Delsi, ENICA 10.

Les échantillons sont filtrés à 1,2 µm et préalablement acidifiés à pH = 2 par ajout d'acide phosphorique.

Les conditions d'analyses sont les suivantes :

- Colonne capillaire en silice fondue de longueur 30 m, diamètre 0,322 mm ; phase liquide OV 351 de 0,25 µm
- Températures : Four 125 °C ; injecteur 140 °C ; détecteur 200 °C
- Gaz vecteur : azote à 0,6 bar. Débit de fuite : 37 ml/min
- Flamme : débit d'hydrogène 30 ml/min et débit d'air 300 ml/min.

RÉSULTATS

Production de biogaz

La masse de matière organique, comme la masse totale d'ordures, n'étant pas la même dans tous les bidons (voir tableau 3), nous exprimons la production de biogaz en litres par kg de MO. Les figures 2 et 3 montrent la production de biogaz des bidons aérés périodiquement (essais 1 à 4, 9 et 10) et non aérés (essais 5 à 8, et 11) respectivement.

Composition du biogaz

Teneur en oxygène

Les analyses réalisées montrent que la teneur en O₂ dans les bidons non aérés (c'est-à-dire totalement étanches) est bien inférieure à 5 % dès les premiers jours d'incubation mais ne devient jamais nulle. Pour les bidons aérés périodiquement, la teneur en oxygène s'avère généralement proche de celle de l'air juste après les aérations périodiques ; elle devient ensuite bien inférieure à 5 % 24 heures après l'aération pendant les 15 premiers jours d'incubation. Après un mois d'incubation environ, la teneur en O₂ dans les bidons aérés est de l'ordre de 2 à 11 % 24 h après l'aération.

Teneur en méthane

Aucune trace de méthane (soit des teneurs bien inférieures à 0,1 %) n'a été détectée dans les différents essais.

Teneur en CO₂ et en (N₂ + O₂)

Les teneurs en CO₂ et en air (N₂ + O₂) ont été mesurées périodiquement dans le biogaz formé par chaque bidon. Nous ne présentons ici (figure 4) que les résultats types obtenus avec les bidons aérés (figure 4a) et les bidons non aérés (figure 4b).

Analyse poussée du biogaz en fin d'incubation

Les résultats sont donnés dans le tableau 4. Aucune trace de CH₄, CO, NH₃, et H₂S n'a été détectée.

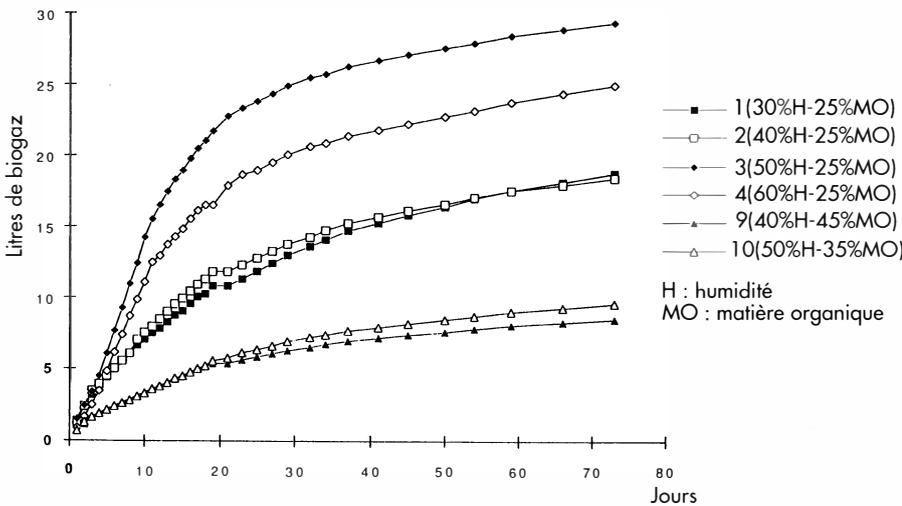


Figure 2 : Production de Biogaz par kg de matière organique (bidons aérés périodiquement)

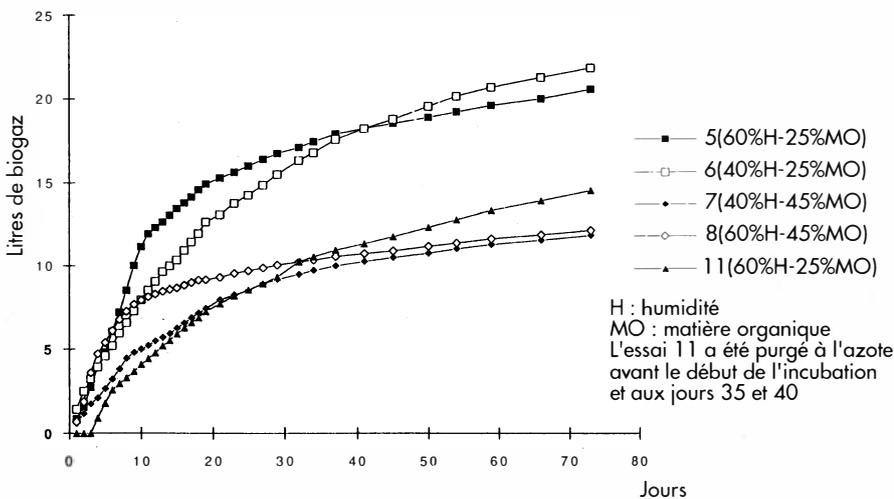


Figure 3 : Production de biogaz par kg de matière organique (bidons non aérés)

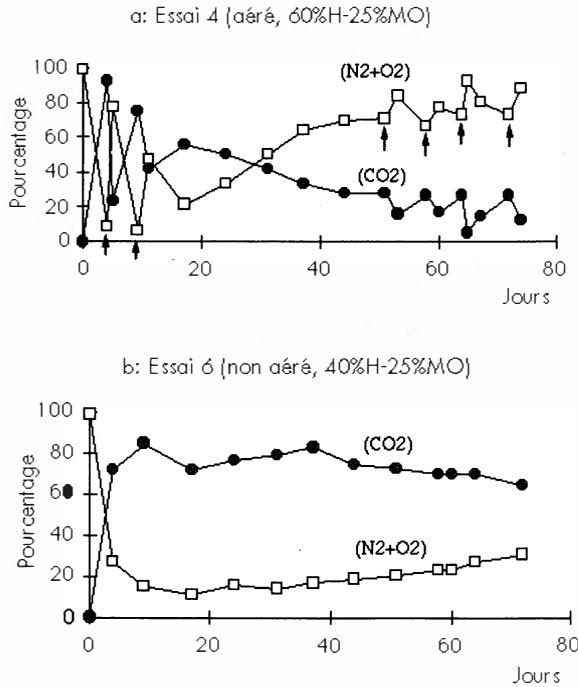


Figure 4 : Suivi de la teneur en CO₂ et (N₂ + O₂) dans deux essais représentatifs. Pour l'essai 4, les flèches symbolisent les aérations réalisées au début et à la fin de l'essai.

Essai HMO	Fractions de base* (kg)	Eau ajoutée(kg)	Gazon ajoutée (kg)	MO** ajoutée (kg)	Masse totale (kg)
1 (30, 25)	2,646	0,503		1,05	4,199
2 (40, 25)	2,646	1,104		1,25	5,000
3 (50, 25)	2,646	1,990		1,55	6,186
4 (60, 25)	2,646	3,408		2,02	8,074
5 (60, 25)	2,646	3,408		2,02	8,074
6 (40, 25)	2,646	1,104		1,25	5,000
7 (40, 45)	2,646	0,584	1,41	1,25	5,890
8 (60, 45)	2,646	3,245	2,80	2,02	10,710
9 (40, 45)	2,646	0,584	1,41	1,25	5,890
10 (50, 35)	2,646	1,816	0,85	1,55	6,862
11 (60, 25)	2,646	3,408		2,02	8,074

H = humidité (en %). MO = matière organique (en %)
 * Voir tableau 2**
 ** provenant d'ordures réelles

Gaz	Essais				
	1	3	5	7	9
N ₂	76,3	76,9	37,8	43,2	78,6
O ₂	62,0	18,7	9,6	2,6	2,8
CO ₂	16,6	3,4	51,9	53,2	17,5
Ar	0,8	0,8	0,5	0,5	0,8
H ₂ O	0,1	0,3	0,05	--	0,3

Tableau 5 : pH et DCO des solutions générées par mélange des ordures à l'eau avec un ratio L/S de 1, après 2,5 mois d'incubation

Essai	DCO (mg d'O ₂ /l)	pH de la solution
1	10 600	5,94
3	20 800	5,53
5	16 600	5,32
7	25 000	5,45
9	21 600	5,37

Tableau 6 : Teneur en principaux acides gras volatils (en g/kg OM) dans les solutions générées par mélange des ordures à l'eau avec un ratio L/S de 1 après 2,5 mois d'incubation

Essai	Acétique	Propionique	Isobutyrique	n-butyrique	Iso-valérique
1	1,98	1,66	0,49	0,46	
3	1,25	1,55	0,35	2,01	0,011
5	1,62	1,29	0,37	1,91	0,031
7	1,40	1,42	0,32	2,48	
9	1,37	1,08	0,28	1,27	0,214

Température

La température des ordures pour chaque essai fluctue aux alentours de 30°C, et on ne note aucune différence significative de température entre les différents essais.

Analyse des lixiviats obtenus à la fin des essais par mélange à l'eau (ratio L/S = 1)

Les résultats sont donnés dans les tableaux 5 et 6 pour le pH, la DCO et les AGV respectivement.

DISCUSSION GÉNÉRALE

L'ensemble des résultats obtenus montre une très faible évolution biologique des ordures. Trois groupes de résultats peuvent être distingués, qui sont discutés dans les paragraphes qui suivent. Il s'agit du suivi de la température, des résultats relatifs au biogaz et enfin des analyses réalisées sur le déchet à la fin des essais.

Suivi de la température des ordures

Ce suivi indique une faible activité de biodégradation aérobie. En effet, celle-ci étant globalement exothermique, une activité significative se serait traduite par une température des déchets supérieure à celle de la pièce d'incubation ce qui n'a pas été observé. Il faut noter que la taille des bidons est relativement faible, avec un rapport surface/volume assez élevé conduisant à des transferts thermiques éventuellement importants entre l'intérieur et l'extérieur des bidons. Baptiste et Carre (1991) ont observé des variations importantes de température lors d'essais sur des refus de compostage mis en balles non enrubbannées, lesquelles avaient les dimensions suivantes : largeur 0,70 m, longueur 1,30 m et hauteur 0,35 m. Cependant, on peut penser que les pertes thermiques ne sont pas ici responsables de la non élévation

de la température dans les bidons puisque les températures relevées à l'intérieur des bidons ne s'avèrent pas significativement supérieures à celle de la pièce thermostatée. On peut raisonnablement conclure à une faible biodégradation aérobie.

La biodégradation anaérobie reste, elle, possible au vu du paramètre température puisqu'elle n'est pas significativement exothermique. Cependant, les autres paramètres suivis indiquent qu'elle n'a quasiment pas eu lieu non plus.

Production et composition du biogaz

Volumes de biogaz produits sur la période d'incubation

La production de biogaz a lieu essentiellement durant les 20 premiers jours d'incubation pour tous les essais, puis elle tend vers un plateau pratiquement horizontal, signe que la biodégradation anaérobie est très faible durant les 50 derniers jours (figures 2 et 3). Tout se passe donc comme si la biodégradation de la MO était relativement correcte dans les conditions initiales, puis que les modifications de milieu induites par cette biodégradation conduisent à un ralentissement considérable de la biodégradation, bien que la quantité de MO restante soit encore importante.

Les volumes cumulés de biogaz produits au palier confirment le faible taux de biodégradation de la matière organique supposée facilement biodégradable (notée MO ici). En effet, les volumes produits varient de 8,5 à 29,3 l/kg de MO pour les bidons aérés périodiquement, et de 11,8 à 21,8 l/kg de MO pour les bidons non aérés. En considérant que la matière organique a approximativement une teneur en carbone de 50 % des matières sèches, qu'elle a une teneur en matière sèche de 28,2 % du poids frais (résultats d'analyse) et qu'enfin le biogaz est constitué uniquement de molécules à 1 atome de carbone, on peut calculer que la biodégradation anaérobie totale de 1 kg de MO devrait générer à 30°C un volume de biogaz de 292 l environ.

Ainsi, il apparaît que les volumes de biogaz recueillis traduisent un taux de biodégradation anaérobie de la MO allant de 2,9 à 10 % environ pour les bidons aérés périodiquement et 4 à 7,5 % pour les bidons non aérés. Ce calcul (relatif à la biodégradation anaérobie) suppose que la biodégradation aérobie est négligeable. En effet, la biodégradation aérobie se traduisant par la consommation d'O₂ gazeux et la production de CO₂ gazeux, le suivi de la production de biogaz n'est pas directement corréléable à la quantité de matière dégradée. Dans cette étude, la quantité d'oxygène initialement présent dans l'air des bidons est faible (environ 0,04 mole). La biodégradation aérobie est donc forcément très limitée dans les bidons non aérés (1 g de matière dégradée environ, si tout l'O₂ est consommé).

On atteint rapidement des conditions d'anoxie caractérisées par une faible teneur en O₂. Pour les bidons aérés périodiquement, l'apport d'O₂ reste malgré tout faible et on peut donc négliger la biodégradation aérobie dans une première approche.

Les taux de biodégradation anaérobie calculés pour chacun des essais sont donnés dans le tableau 7 qui montre que la biodégradation de la MO varie grossièrement avec le rapport H/MO : elle est d'autant plus faible que le pourcentage initial de MO est élevé et l'humidité H est faible.

Ce phénomène pourrait avoir trois causes principales qui sont discutées ci dessous :

1- *Épuisement de la fraction de MO la plus facilement biodégradable :*

Il est possible de penser que seule la part la plus facilement biodégradable de la matière organique est dégradée durant les premiers jours. Cependant, cette hypothèse est difficilement recevable. En effet, les ajouts de MO dans les essais 7, 8, 9 et 10 ont été réalisés sous forme de tontes fraîches de gazon, substrat dont la biodégradabilité est bien connue. Les essais réalisés avec ajout de gazon auraient donc dû conduire à des taux de biodégradation de la MO plus élevés. Or c'est l'inverse qui est observé.

2- *Appauvrissement en oxygène ou en nutriments :*

L'appauvrissement du milieu en nutriments est peu probable compte tenu de la composition des ordures ménagères, bien que la disponibilité de ces substances puisse être réduite, notamment si le déchet tend à s'assécher localement.

En revanche, l'appauvrissement du milieu en oxygène a été constaté par analyse de la phase gazeuse. Ce phénomène conduit à un ralentissement du métabolisme aérobie. On considère généralement (Mustin, 1987) que l'évolution biologique aérobie d'un substrat solide

Tableau 7 : Taux de biodégradation de la matière organique facilement biodégradable (MO) dans les différents essais (calculés en négligeant la biodégradation aérobie)

Condition d'aération	Numéro essai	% humidité initial	% MO initial	Taux biodégradation
Bidons aérés périodiquement	1	30	25	6,42 %
	2	40	25	6,30 %
	3	50	25	10,04 %
	4	60	25	8,54 %
	9	40	45	2,91 %
	10	50	35	3,28 %
Bidons étanches	5	60	25	7,03 %
	6	40	25	7,47 %
	7	40	45	4,04 %
	8	60	45	4,15 %
	11	60	25	4,98 %

poreux est possible lorsque le taux d'oxygène lacunaire est au moins égal à 5 % volumique (contre 21 % dans l'air). En conditions d'anoxie, les micro-organismes anaérobies facultatifs développent un métabolisme anaérobie conduisant à la formation d'acides carboxyliques (AGV). En effet la disponibilité d'accepteurs d'électrons minéraux (NO_3^- , SO_4^{2-}) pouvant permettre d'autres voies métaboliques est probablement limitée dans ces conditions. Les AGV sont susceptibles d'être dégradés par des bactéries anaérobies strictes (acétogènes et méthanogènes) qui ne peuvent cependant pas se développer correctement ici à cause de la présence résiduelle d' O_2 qui leur est toxique.

3)- Accumulation de substances inhibitrices :

Andrews (cité par Gourdon, 1987) a montré qu'il y a une toxicité des AGV liée à la forme non ionisée des acides. Cette hypothèse est la plus probable ici, comme l'ont montré les mesures de pH et les dosages d'AGV effectués en fin d'essai.

Vitesses initiales de production de biogaz

Celles-ci peuvent être grossièrement estimées par mesure de la pente de la zone linéaire des courbes, observée durant les premiers jours d'incubation (de 0 à 10 jours généralement). On constate (figures 2 et 3) que la vitesse initiale de production de biogaz est d'autant plus élevée que l'humidité initiale du déchet est forte. Ainsi, la biodégradation de la MO est logiquement améliorée en présence d'eau. Après les premières semaines d'incubation, il apparaît en revanche que la teneur en eau n'a pas toujours un effet d'augmentation de la production de biogaz (voir figures 2 et 3). Il est possible que cette observation soit liée à une réduction du taux d'humidité réel des ordures, due à l'écoulement gravitaire de l'eau dans le fond des bidons.

Composition du biogaz

Les analyses réalisées périodiquement sur le biogaz issu des différents essais montrent, en premier lieu, l'absence totale de méthane. Le biogaz produit est essentiellement constitué de CO_2 dans tous les essais. Ce phénomène traduit le non établissement de la phase méthanogène, qui montre que la biodégradation n'est pas conduite à son terme en anaérobiose. L'explication réside dans le fait que l' O_2 s'avère toujours présent dans tous les essais, rendant impossible le développement d'une activité méthanogène puisque l'oxygène moléculaire est toxique pour les bactéries strictement anaérobies.

On se trouve donc dans une situation d'anoxie où la teneur en oxygène (de l'ordre de quelques % vol.) est trop faible pour permettre une bonne biodégradation aérobie et trop forte pour que les métabolismes anaérobies puissent se développer. D'où l'accumulation des AGV probablement formés dans les premiers jours d'incubation. Les AGV étant toxiques pour les bactéries

acétogènes et méthanogènes à pH acide, la biodégradation se trouve bloquée à ce stade.

Dans les bidons aérés périodiquement, des analyses de gaz ont été faites, durant les 15 premiers jours et les 15 derniers jours, juste après l'aération et 24 heures environ après l'aération. Les résultats obtenus (figure 4a) montrent que juste après l'aération, la teneur en oxygène et azote est assez élevée (proche de celle de l'air), alors que la teneur en CO_2 est faible. L'air insufflé dans les bidons chasse donc le biogaz initialement présent. Après une journée, on constate durant les premiers jours d'incubation que la teneur en CO_2 a fortement augmenté alors que la teneur en $\text{N}_2 + \text{O}_2$ a, elle, fortement diminuée. Ce résultat est le signe d'une activité de biodégradation au cours de laquelle du CO_2 est produit (et de l' O_2 éventuellement consommé).

En revanche, vers la fin des essais, ce phénomène est d'une amplitude beaucoup plus faible (figure 4a). Cela indique une très faible biodégradation en fin d'essai, malgré l'apport d'oxygène, confirmant les conditions inhibitrices du milieu (accumulation d'AGV et acidification).

Le biogaz d'OM est une source de nuisances potentielles en raison des odeurs nauséabondes qui accompagnent son dégagement. Le biogaz véhicule, le plus souvent à l'état de traces, des composés sulfurés, des acides, des aldéhydes responsables des odeurs les plus désagréables, ainsi qu'éventuellement du xylène, du toluène, du chlorure de vinyle, entre autres (Mouton et al., 1985). Les résultats des analyses poussées de biogaz réalisées en fin d'essai (tableau 4) montrent l'absence d' H_2S et de composés organiques volatils, ce qui est un point positif vis à vis des problèmes éventuels d'odeurs. Les odeurs relevées à la fin des essais sont relativement faibles, caractéristiques d'ordures ménagères au tout début de leur évolution biologique.

D'autre part, les teneurs mesurées en argon montrent que, dans les bidons non aérés, la production de biogaz n'a pas permis de purger totalement l'air initialement présent (on trouve en effet 0,5 % d'argon, alors que l'air en contient 1 %).

Analyses des ordures en fin d'incubation

Les mesures de pH et les dosages d'AGV (voir tableaux 5 et 6) montrent une accumulation d'acides carboxyliques entraînant l'acidification du milieu. Les pH relevés sont légèrement supérieurs aux pKa des acides considérés. Les DCO relevées dans les lixiviats sont élevées. Elles sont supérieures aux DCO dues aux seuls AGV, ce qui indique la présence de matière organique soluble autre que les AGV.

L'ensemble de ces résultats montrent qu'une biodégradation partielle de la MO a eu lieu dans les premiers jours d'incubation. Dans les conditions d'anoxie rapidement atteintes, cette biodégradation se traduit par l'hydrolyse de la MO et l'acidogénèse à partir des oligo-

mères formés. Les substances organiques solubles formées par hydrolyse ainsi que les AGV sont biodégradables. Ils ne sont pas biodégradés dans nos essais parce que les conditions de milieu ne le permettent pas.

Les analyses bactériologiques (résultats non fournis ici) montrent la présence d'une flore aérobie et anaérobie peu nombreuse, mais en quantité suffisante pour conduire à une biodégradation. On ne peut a priori pas imputer la mauvaise biodégradation à une trop faible biomasse microbienne.

CONCLUSIONS

Les essais réalisés montrent que les ordures ménagères compactées dans des conditions simulant la mise en balles enrubannées sont le siège d'une activité de biodégradation faible à très faible, même en présence de teneurs en MO et en eau considérées comme des limites maximales raisonnables, et même avec un apport périodique d'air simulant un enrubannage imparfaitement étanche.

La mise en balles enrubannées apparaît donc comme une technique intéressante pour freiner l'activité biologique lors d'un stockage temporaire. Pour un stockage à plus long terme, des études plus longues seraient bien sûr nécessaires.

Les résultats présents montrent que la faible teneur résiduelle en oxygène (anoxie) dans les essais non aérés conduit les bactéries anaérobies facultatives à développer leur métabolisme anaérobie générant des AGV. Ceux-ci s'accumulent et acidifient le milieu car les bactéries acétogènes et méthanogènes (anaérobies strictes) susceptibles de les dégrader sont inhibées par l'O₂ présent. Les conditions empêchent donc le développement des métabolismes anaérobies susceptibles de générer diverses substances telles que du CH₄ et de l'H₂S et bloquent la biodégradation au stade de l'acidogénèse. Les essais dans lesquels une aération périodique a été réalisée ont conduit à une évolution similaire. Il est probable que la technique d'aération destinée à simuler une étanchéité imparfaite des balles (déchirures de l'enrubannage par exemple) n'ait pas permis d'apporter suffisamment d'oxygène au cœur du déchet compacté. Des conditions d'anoxie se sont donc installées qui ont conduit à l'inhibition discutée ci-dessus.

Les bidons expérimentaux (simulant des balles enrubannées) constituent un milieu confiné. Il n'y a pas de circulation d'eau contrairement à ce qui pourrait se passer dans une décharge ou avec des balles non enrubannées exposées à la pluie. Les conditions inhibitrices ne peuvent donc pas être levées par entraînement et dilution des AGV. Le rôle du film protecteur des balles enrubannées est donc double : d'une part, il rend les balles relativement étanches à l'air (ce qui conduit rapidement à bloquer la biodégradation au stade de l'acidogénèse) et d'autre part il protège les balles de l'eau (ce qui permet de maintenir les conditions inhibitrices). Les

essais expérimentaux se poursuivent pour évaluer notamment la durée de la stabilité biologique et l'effet d'une circulation d'eau simulant des déchirures importantes du film protecteur de balles exposées à la pluie.

Remerciements : Cette étude a été réalisée avec le concours financier de l'Ademe. Les auteurs remercient P. Bajeat pour sa participation.

* **Fabian Robles Martinez, Rémy Gourdon,**

LAEPSI, Insa Lyon, 20 avenue Albert Einstein, 69621 Villeurbanne cedex

** **Christophe Pascual**

Cyclergie, L'Orée d'Ecully, Chemin de la Forestière, 69130 Ecully cedex

Bibliographie

Borges de Casilhos : A. *Simulation au laboratoire du comportement hydraulique et de l'évolution bio-physico-chimique d'un déchet type composite mis en décharge*. Thèse Doct. : Institut national des sciences appliquées de Lyon, 1988.

Baptiste, Ph. et Carre J. *Étude des lixiviats de décharge de refus de compostage mis en balles*. T.S.M.- L'eau, octobre 1991.

Gourdon, R. : *Traitement d'un lixiviat en filtre bactérien anaérobie* : - Étude cinétique de l'épuration de la fraction organique facilement biodégradable (acides gras volatils), - Analyse de la fraction organique non biodégradable. Thèse Doct. : Institut national des sciences appliquées de Lyon, 1987

Lambisto, G. *OM en balle : la France hors de jeu*, Environnement et technique, N° 94, mars 90. p 27-31.

Martel, P. : *Biodégradation des acides gras volatils et de l'acide crotonique en filtre bactérien anaérobie, approche de la voie catabolique empruntée et de l'état de la biomasse par le calcul des bilans matière, adaptabilité de populations spécialisées*. Thèse : Doct. : Institut national des sciences appliquées de Lyon, 1990.

Mc. Adams, CH.-L. *Iredell county's balefill*. Waste age, novembre 1994. p 67-72.

Mustin, M. : *Le compost, gestion de la matière organique*. Editions François Dubusc-Paris. Paris, 1987.

Mouton, C., Albagnac, G., Beckelynck, J. et Dubourguier, H.C. : *Production et récupération de biogaz produit par les ordures ménagères enfouies en décharge*. T.S.M.-l'eau, Septembre 1985, N° 9, p391-404.

Tamaddon, F. ; Hogland, W. et Kjellberg, J. *Storage of waste-fuel by baling technique*. Department of water resources engineering, Lund Institute of Technology. Lund University. Sweden, Nov. 1995.