

# Caractérisation des paramètres physico-chimiques et microbiologiques au cours d'un cycle de compostage d'ordures ménagères

Ben Ayed L.\*<sup>1</sup>, Hassen A.\*<sup>2</sup>, Jedidi N.\*<sup>3</sup>, Saidi N.\*<sup>4</sup>, Bouzaiane O.\*<sup>5</sup>, Murano F.\*<sup>6</sup>

\* Institut national de recherche scientifique et technique, Laboratoire eau et environnement, Hammam Lif (Tunisie)  
leyllone@yahoo.fr

Le compostage est un procédé aérobie de transformation biologique de matériaux biodégradables pour former, après maturation, un compost stable et riche en humus. La présente étude a permis de montrer les effets des paramètres physico-chimiques et microbiologiques sur le déroulement du processus de compostage. L'effet notable des hautes valeurs de la température sur l'élimination des coliformes fécaux, *E.coli* notamment, permet une hygiénisation du compost avec une diminution respectivement de 370 à 40, de 340 à 25 bactéries/g de MS. On a aussi remarqué que le compost abrite une large diversité microbienne responsable de la biodégradation. La caractérisation microbienne du compostage est importante dans le suivi du processus et dans la détermination de la qualité du produit fini. La biomasse C ( $B_C$ ) varie entre 4,86 et 1  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de compost sec du 5<sup>e</sup> jour jusqu'au 62<sup>e</sup> jour, et diminue pour atteindre 0,44  $\mu\text{g}/\text{kg}$  dans le compost mature. La biomasse N ( $B_N$ ) montre la même évolution que celle de  $B_C$  et varie de 1,472 à 0,443  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de compost sec du 5<sup>e</sup> au 62<sup>e</sup> jour. Cette évolution est vraisemblablement due à une diminution de la biodisponibilité des substrats facilement décomposables. Avec la progression du processus,  $B_C$  et  $B_N$  montrent une importante corrélation ( $r = 0,78$ ). L'évolution du rapport  $B_C/B_N$  donne une idée sur la composition chimique de toute la communauté microbienne et suggère une modification dans sa composition au cours du processus allant des bactéries et actinomycètes jusqu'aux champignons. Le produit fini obtenu en fin de cycle de compostage peut être utilisable à des fins agricoles.

Composting is a self heating, aerobic, biodegradative process of organic waste materials. The present study investigates the prevailing of both physico-chemical conditions such as temperature, total organic matter, moisture, C/N ratio, pH and microbial parameters such as faecal indicator bacteria, *Pseudomonas* as pathogenic bacteria, mesophilic and thermophilic bacteria, microbial biomass present in a compost of municipal solid waste. So, our results showed the effect of temperature on microbial diversity. In fact, when higher temperature are reached, there is a decrease of faecal coliforms, *E.coli*, and these results dropped respectively from 370 to 40, from 340 to 25 bacteria/ g de MS. The mesophilic

microorganisms are very active throughout the process until the end where their number decreased. We also remarked the myriad of microorganisms in the compost showed by the evaluation of the total microbial biomass. Microbial biomass C ( $B_C$ ) ranged from 4,86 to 1  $\mu\text{g}/\text{kg}$  of dry compost from day 5 to day 62, and decreased and reaches 0,44  $\mu\text{g}/\text{kg}$  in mature compost.  $B_N$  showed the same trend as  $B_C$  ranging from 1,472 to 0,443  $\mu\text{g}/\text{kg}$  of dry compost from day 5 to day 62. This behaviour is probably related with the decreasing availability of readily decomposable substrates with the ongoing of the process.  $B_C$  and  $B_N$  showed a strong correlation ( $r = 0,78$ ). Dynamics of  $B_C/B_N$  ratio, index of the chemical composition of the whole microbial population, suggested a shift in the composition of microbial populations during the process from prevailing bacteria and actinomycetes to prevailing fungi. The hygienization of the final product allow its utilization on agriculture as a fertilizer.

So, the aim of this work was to follow the different physico-chemical and microbiological parameters dynamics during the composting process of urban solid waste.

## INTRODUCTION

Les déchets représentent un des problèmes majeurs de l'environnement, dus au degré d'urbanisation, à l'amélioration du niveau de vie et à la progression du rythme de la consommation. Ces facteurs ont eu pour corollaire une concentration incessante de sources de contamination pour l'environnement. D'autre part, les sols sont de plus en plus appauvris en matières organiques. Le compostage se trouve alors être une solution envisageable pour diminuer les quantités d'ordures ménagères et pour pallier les déficiences en matières organiques. Le compostage est un procédé aérobie de transformation biologique de matériaux biodégradables pour former, après maturation, un compost stable et riche en humus (Mustin, 1987 ; Giloux, 1995). Cette stabilisation de déchets organiques se caractérise par une succession de phases mésophile, thermophile et de refroidissement, conditionnée par la présence d'une large diversité microbienne active. Cette

large diversité microbienne est responsable de la régulation de la décomposition par les microorganismes hétérotrophes (Giller et al., 1997), et de la transformation et du stockage des éléments nutritifs (Howarth et Paul, 1994). D'un autre côté, cette biomasse microbienne intervient dans le cycle du carbone via les processus de minéralisation et d'humification de la matière organique (Ross and Tate, 1993) et assure également des transformations de la matière organique en éléments minéraux dans le cycle de l'azote (Shen et al., 1989). Elle représente donc un paramètre fiable pour évaluer l'évolution du statut organique (Chaussod et al., 1992 ; Jedidi et al., 2004) et pourrait être utilisé en tant qu'outil de gestion du processus de compostage.

Une fois arrivé à maturité, le compost, exempt de pathogènes, est utilisé comme fertilisant pour les sols puisqu'il représente une source parfaite de matières organiques et d'éléments nutritifs nécessaires pour la croissance des plantes (Jedidi et al., 2004).

Le but de ce travail est de suivre l'évolution des paramètres physico-chimiques et microbiologiques au cours d'un cycle de compostage d'ordures ménagères.

## MATÉRIEL ET MÉTHODES

### Description de la station de compostage de Béja

Le processus de compostage a été entrepris dans la station de compostage des ordures ménagères de Béja (ville située à environ 100 km de Tunis). Cette station a été créée dans le cadre d'un projet de coopération entre l'Allemagne (GTZ) et la Tunisie (ANPE) pour étudier à l'échelle pilote les conditions de fonctionnement optimal du processus de compostage des rejets urbains du gouvernorat de Béja. Cette unité de compostage a une capacité de 1000 tonnes/an (Ferchichi, 2002). A leur entrée dans la station de compostage, les ordures ménagères sont mises en andains sans aucun traitement préalable. C'est la première phase du processus. Par la suite, les ordures ménagères subissent un traitement physique qui consiste en un tri manuel afin d'enlever les éléments grossiers du compost, en un broyage et un criblage par un tamis d'une maille de 40 mm dans le but de diminuer l'hétérogénéité des ordures ménagères. La matière organique fermentescible issue de ces traitements est remise en andains. C'est la deuxième phase du processus. Le produit fini est criblé avec des mailles plus fines de 10 mm.

Au cours de cette expérimentation, nous avons réalisé deux andains. Leurs dimensions sont de 3,0 x 2,5 x 1,5 m<sup>3</sup> (longueur x largeur x hauteur) et correspondent à une masse approximative de 6 tonnes. Un suivi quotidien de la température est réalisé à l'aide d'un thermocouple à compost (iron-constantan type J). Neuf mesures sont effectuées dont trois à mi-hauteur, trois à 30 cm du bas et trois à 30 cm du haut. La température de l'andain est la valeur moyenne des températures recueillies dans les différents points de mesure. Lorsque la température dépasse 65 °C, l'andain est retourné et arrosé. Les retournements permettent d'homogénéiser progressivement un déchet hétérogène au départ, et l'arrosage permet de maintenir une humidité élevée aux alentours de 50 %.

Il est à noter également qu'avant chaque prélèvement d'échantillons, les andains sont retournés dans le but d'avoir un échantillon bien homogénéisé et représentatif. Il en découle que les retournements ont été réalisés 10 fois.

Un apport de déchets verts et de sciures de bois est ajouté vers le 60<sup>e</sup> jour afin d'amplifier l'activité microbienne pour la deuxième phase en leur procurant un rapport C/N adéquat.

### Echantillonnage

Au moment du retournement des andains, un échantillon de 5 kg est prélevé à partir de différents points du tas selon la méthode de galette décrite par Gillet (1986). Ce même échantillon est brassé pour prélever trois exemplaires réduits. Le poids de chacun est de 1 kg. Le premier échantillon est congelé dans le but de fournir une collection d'échantillons, le deuxième est destiné aux analyses physico-chimiques et le troisième servira aux analyses microbiologiques.

### Les méthodes d'analyse des paramètres physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques mesurés sont la température déterminée in situ, l'humidité, la matière organique totale, le rapport C/N, le pH.

- Le pH est mesuré à partir d'une suspension de 5 g de compost dans 45 ml d'eau distillée agitée pendant une heure.

- Pour la détermination de l'humidité, une pesée de 10 g de chaque échantillon fraîchement prélevé est mise à sécher à l'étuve à 105 °C pendant 24 heures.

- La matière organique totale est déterminée par calcination à 550 °C pendant 2 heures.

- La méthode de Anne à chaud permet de doser le carbone organique total (Gillet, 1985), et la méthode de Kjeldahl permet le dosage de l'azote total (Bremner et Mulvaney, 1982) pour la détermination du rapport C/N.

### Les méthodes d'analyse des paramètres microbiologiques

Les analyses microbiologiques sont réalisées à partir d'une suspension de 10 g de compost dans 90 ml d'eau distillée stérile. La suspension est par la suite agitée pendant une heure dans le but de libérer le maximum de la charge microbienne.

- Le dénombrement des coliformes fécaux, des streptocoques fécaux, d'*E.coli* et de *Pseudomonas* se fait selon la méthode du nombre le plus probable (NPP) (Rodier, 1978)

- Le dénombrement de la flore mésophile totale et de la flore thermophile totale se fait après une incubation de 5 jours des boîtes de géloses nutritives respectivement à 22 et 45 °C.

- La détermination de l'activité déshydrogénase se fait à partir d'un mélange de 3 g de compost avec 3 ml d'eau distillée et 3 ml d'une solution à 3 % de Triphényl Tétrazolium Chloride (TTC), puis ce mélange est porté à incubation pendant 24 heures à 37 °C et à l'abri de la lumière. L'ajout de 10 ml de méthanol se fera par la suite et la suspension sera homogénéisée et filtrée. Le volume est ajusté avec du méthanol à 100 ml. La réduction du TTC jaune en Triphényl Formazan (TPF) rouge est dosée par spectrophotométrie à la longueur d'onde 485 nm (Tabatabai, 1994).

L'activité déshydrogénase est déterminée pour deux raisons : la première étant un suivi de la dégradation des substrats par les microorganismes, et la seconde parce qu'elle représente un indicateur fiable de la stabilité et de la maturité du produit fini.

#### Estimation de la biomasse microbienne par la méthode de fumigation-extraction

Le concept de l'évaluation de la biomasse microbienne considère les microorganismes comme une seule et unique entité (Mondini et al., 2002a). La méthode de fumigation-extraction est directement corrélée au carbone et à l'azote de la biomasse microbienne (Vance et al., 1987 ; Jedidi et al., 2004). Cette technique est considérée comme adéquate pour fournir des résultats reproductibles vu que le compost se caractérise par des rapides changements dans les propriétés physico-chimiques et microbiologiques, et par une grande hétérogénéité (Mondini et al., 2002b). Il est à noter que les microorganismes présents dans le compost peuvent être présents sans pour autant être fonctionnellement actifs (Trevors, 1998). En conséquence, cette méthode est une estimation de la taille de la biomasse beaucoup plus qu'une estimation de sa diversité (Zak et al., 1994).

Le protocole expérimental consiste en une pré-incubation de six prélèvements de 5 g de compost broyés pour chaque échantillon dans des béchers contenant de l'eau et du NaOH (0,5 M) à 25 °C pendant 5 jours pour réactiver la population microbienne (Horwath et al., 1995). Trois d'entre eux subissent une fumigation au chloroforme (CH<sub>3</sub>Cl) dans un dessiccateur pendant 24 heures, à l'obscurité et à 25 °C. Les trois autres prélèvements subissent une extraction avec 20 ml de K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (0,5 M) au moment du démarrage de la fumigation. Après fumigation, les échantillons subissent la même extraction que les échantillons non fumigés. Les échantillons sont agités mécaniquement pendant 1 heure à 300 rpm puis filtrés.

La méthode de fumigation-extraction est une méthode initialement adaptée par Vance et al. (1987) pour tous les types de sols (sol limono-argileux [Chotte et al., 1998], sols tropicaux [Chaussod et al., 1992], etc.). Comme il n'existe pas de méthodes standardisées pour la détermination de la biomasse microbienne au sein du compost, et comme la composition des sols est quasiment proche de celle du compost, nous avons donc eu recours à l'application de cette technique de fumigation-extraction au compost.

#### Détermination de l'azote de la biomasse microbienne

Le calcul de l'azote de la biomasse microbienne se fait selon la relation suivante :

$$B_N = \frac{(N_F - N_{NF})}{K_{EN}}$$

Où :

B<sub>N</sub> : Azote de la biomasse microbienne ; N<sub>F</sub> : Azote total du compost fumigé ; N<sub>NF</sub> : Azote total du compost non fumigé ; K<sub>EN</sub> : Coefficient d'efficacité d'extraction de l'azote de la biomasse microbienne. Brooks et al. (1985) ont attribué la valeur 0,68 à ce coefficient.

#### Détermination du carbone de la biomasse microbienne

Cette détermination se fait selon l'équation suivante :

$$B_C = \frac{(C_F - C_{NF})}{K_{EC}}$$

Où :

B<sub>C</sub> : Carbone de la biomasse microbienne ; C<sub>F</sub> : Carbone du compost fumigé ; C<sub>NF</sub> : Carbone du compost non fumigé ; K<sub>EC</sub> : Coefficient d'efficacité d'extraction du carbone de la biomasse microbienne. Voroney et al. (1991) attribuent la valeur de 0,35 à ce coefficient.

Comme il n'existe toujours pas de méthodes standardisées et normalisées pour la détermination de la biomasse microbienne dans le compost, nous avons eu recours à des coefficients déterminés pour les sols, élément à caractéristiques proches du compost.

## RÉSULTATS ET DISCUSSION

### Principales étapes du processus de compostage étudié

Lors de leur entrée dans la station de compostage de Béja, les ordures ménagères sont mises en andains sans aucun traitement préalable. C'est la première phase du processus qui dure 62 jours. Après cette période de pré-fermentation, les ordures ménagères subissent un traitement physique qui consiste en un tri manuel, suivi d'un broyage et d'un criblage. Ainsi, la matière organique essentiellement fermentescible obtenue est mise en andains pour la deuxième phase du compostage, qui dure 77 jours.

### Evolution des paramètres physico-chimiques au cours du compostage

#### Evolution de la température, de l'humidité et des matières organiques totales

La première phase du compostage commence par une phase mésophile où la température progresse rapidement une semaine seulement après la mise en place des andains. À ce niveau, la température atteint 42 °C (Figure 1). Cette élévation de la température est la conséquence directe de l'oxydation de la matière organique des substrats (Hassen et al., 2001). L'oxydation permet ainsi la libération de l'énergie contenue dans les liaisons chimiques des molécules constitutives

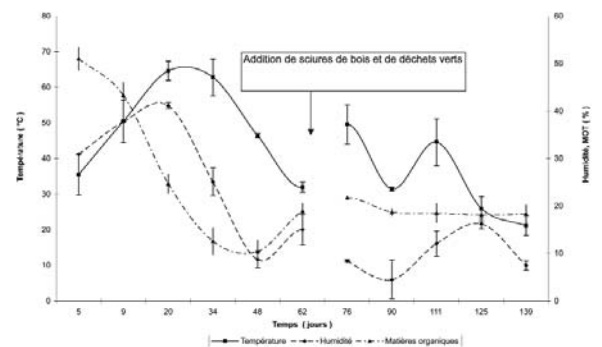


Figure 1. Evolution de la température, de l'humidité et des matières organiques totales

(Ryckeboer et al., 2003). Le taux d'humidité est assez élevé, de l'ordre de 45 %. Ceci est lié au fait que les déchets mis à composter sont des déchets de denrées alimentaires. Ultérieurement, à partir du 20<sup>e</sup> jour et avec l'augmentation de la température (aux alentours de 65 °C), la phase thermophile est atteinte. Cette phase a pour conséquence une diminution des valeurs de l'humidité. Nous assistons également à une importante biodégradation. Par ailleurs, Larney et al. (2003) ont trouvé qu'avec les hautes températures de la phase thermophile, il y a une pasteurisation naturelle. Les hautes températures favorisent également l'élimination des graines indésirables (Larney et Blackshaw, 2003). Toutefois, la fin de la phase thermophile ne coïncide pas avec la fin du cycle (Marrug et al., 1993). Une augmentation de la matière organique est observée entre le 48<sup>e</sup> et le 62<sup>e</sup> jour, conséquence directe d'un apport de sciures de bois et de déchets verts réalisé vers le 60<sup>e</sup> jour du processus, pour amplifier l'activité microbienne et maintenir un rapport C/N adéquat pour le démarrage de la phase suivante.

Au cours de cette deuxième phase, la température fluctue et son évolution suit celle de la première phase, mais avec une moindre intensité. Cette deuxième phase, atteinte vers le 125<sup>e</sup> jour, se caractérise par une diminution de la température jusqu'à la température ambiante, qui est de l'ordre de 30 °C, et il n'y a plus de remontée de la température, même lorsque les andains sont arrosés et retournés. Cette absence de remontée de température constitue un bon critère de la stabilisation du compost.

En résumé, une température supérieure à 55 °C favorise une élimination des germes et des graines indésirables, alors qu'une température variant entre 45 et 55 °C optimise l'intensité de la biodégradation.

### Evolution du pH

Le processus de compostage se caractérise par un pH initial de 6,5. L'évolution du pH en fonction du temps montre trois phases différentes (Figure 2). Le compostage passe par une phase acidogène de 15 jours, où le pH est aux alentours de 6,6. Vers le 25<sup>e</sup> jour, il y a un passage rapide par une phase de neutralité. Vers le 34<sup>e</sup> jour, il y a passage par une phase d'alcalinisation où le pH atteint 7,8. Cette phase est le résultat d'une part d'une production ammoniacale à partir de la dégradation des amines, et d'autre part d'une libération des bases auparavant intégrées à la matière organique.

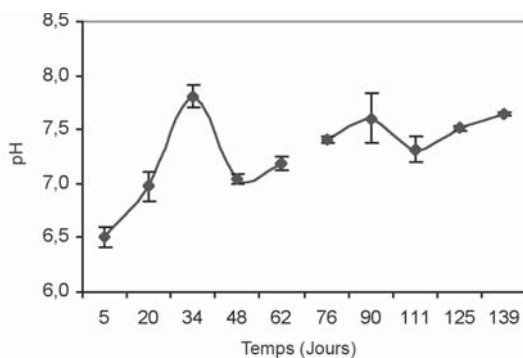


Figure 2. Evolution du pH

La deuxième phase du compostage passe par une phase alcaline stationnaire, et le compost mature a un pH égal à 7,6. Cette stabilité est la conséquence de la présence d'ions  $\text{Ca}^{2+}$  qui augmentent au cours du compostage et qui jouent un rôle de tampon dans le milieu (Juste, 1980 ; Morel et al., 1984). Le pH final légèrement alcalin fait du compost un produit sans risques pour le sol et pour les plantes. La valeur de pH obtenue dans cette expérimentation corrobore les travaux de He et al. (1992) et de Hellmann et al. (1997).

### Evolution du rapport C/N

Le rapport C/N est de l'ordre de 27 au début de la première phase du processus (Figure 3). Par la suite, on note une diminution de ce rapport qui devient égal en fin de la première phase à 13,1. Cette réduction s'explique par la transformation active du carbone en gaz carbonique, accompagnée d'une diminution des teneurs d'acides organiques dans la masse des déchets à composter (Chefetz et al., 1998). Vers le 60<sup>e</sup> jour, l'apport des déchets verts et de sciures de bois se traduit par une légère augmentation du rapport C/N. Cet apport a pour but d'amplifier l'activité microbienne pour le bon démarrage de l'étape suivante.

Au cours de la deuxième phase, une stabilisation du rapport C/N aux alentours de 9,1 est observée. Cette stabilisation est une tendance des ordures ménagères à la stabilité biologique (Hamrouni, 1987). De plus, selon Jedidi et al. (1991) et Guene (2002), cette diminution correspond à une évolution des matières organiques vers des formes plus stables et plus humifiées. De ce fait, ce rapport est considéré comme un indicateur de maturité du compost (Hardy et al., 1993).

Concernant l'évolution des différents paramètres physico-chimiques de contrôle étudiés, on a noté une similarité aussi bien au cours de la première phase qu'au cours de la deuxième phase du processus de compostage. Néanmoins, la première phase est plus active et c'est le résultat de la présence d'une large variabilité de substrats mis à composter et d'une large diversité microbienne non spécifique.

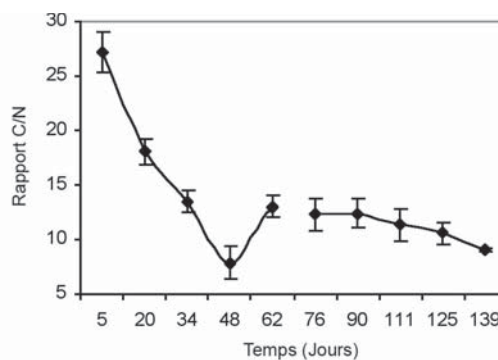


Figure 3. Evolution du rapport C/N

### Evolution des paramètres microbiologiques au cours du cycle de compostage

#### Evolution des coliformes fécaux et de *E. coli*

D'après la Figure 4, le début de la phase mésophile de la première phase du processus est caractérisé par une

colonisation du milieu par les coliformes fécaux et par *E. coli*. Par la suite, l'augmentation de la température entraîne leur diminution. Ce nombre passe donc respectivement de 370 à 40 et de 340 à 25 bactéries/g de MS à partir du 5<sup>e</sup> jour jusqu'au 48<sup>e</sup> jour de la première phase, en raison d'installation de conditions peu favorables à leur prolifération (Greenberg et al., 1986 ; Guene, 2002).

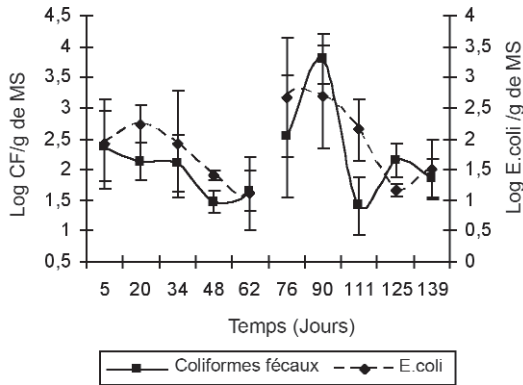


Figure 4. Evolution des coliformes fécaux et de *E. coli*

Au cours de la deuxième phase du processus, vers le 76<sup>e</sup> jour, le nombre des coliformes fécaux et de *E. coli* commence à augmenter. Ils sont respectivement de l'ordre de  $5,8 \cdot 10^3$  et  $5 \cdot 10^2$  bactéries/g de MS. Ces résultats sont probablement dus à une redistribution lors des retournements des andains ou à une recontamination par les engins utilisés lors du broyage ou du criblage (Hachicha et al., 1993 ; Hassen et al. 2001). Cette situation peut également être due à l'addition des sciures de bois et des déchets verts vers le 60<sup>e</sup> jour du cycle de compostage, qui a vraisemblablement amplifié leur développement. Vers le 111<sup>e</sup> jour, au cours de la phase thermophile de la deuxième phase, où la température est de l'ordre de 50 °C, il y a un abattement de 1,8 et de 2 unités logarithmiques, respectivement pour les coliformes fécaux et pour *E. coli*. Ces résultats témoignent du bon déroulement du processus de compostage.

#### Evolution des streptocoques fécaux

Le nombre des streptocoques fécaux est plus important que celui des coliformes fécaux au début de la première phase, et nous avons respectivement  $6,5 \cdot 10^3$  et  $3,7 \cdot 10^2$  bactéries/g de MS

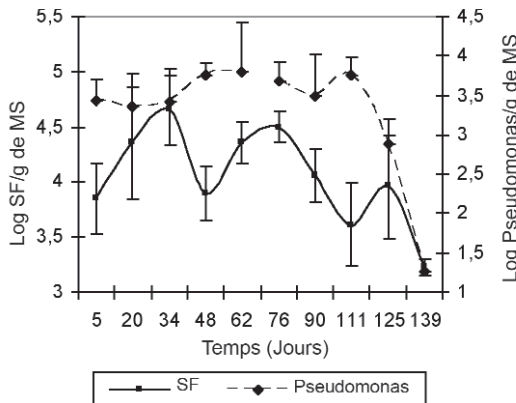


Figure 5. Evolution des streptocoques fécaux et des *Pseudomonas*

(Figure 5). Ce résultat plaide en faveur de leur résistance aux conditions de l'environnement (Hachicha et al., 1993). Le nombre des streptocoques fécaux continue à augmenter même au cours de la phase thermophile, et il est de l'ordre de  $4,5 \cdot 10^4$  bactéries/g de MS. On remarque que l'élévation de la température est sans conséquence sur la prolifération de ces bactéries. Selon Pahern et Clarck (1987), il peut être remédié à ce résultat par une phase thermophile prolongée à 55 jours et au-dessus de 60 °C.

Par ailleurs, le début de la deuxième phase est caractérisé par une recolonisation du milieu par ces microorganismes, vraisemblablement comme il a été indiqué pour les coliformes fécaux. Vers le 111<sup>e</sup> jour, où la température est de l'ordre de 50 °C et l'humidité est égale à 22 %, il y a une réduction considérable du nombre de ces bactéries. Il y a alors un abattement de 1,7 unité logarithmique. Ce résultat indique ainsi le bon déroulement de la deuxième phase du compostage.

#### Evolution des Pseudomonas

La phase mésophile de la première phase est caractérisée par la présence de conditions favorables pour la prolifération des *Pseudomonas*, et leur nombre est de l'ordre de  $3 \cdot 10^3$  bactéries/g de MS (Figure 5). Les *Pseudomonas* sont ubiquistes (Thompson et al., 2001). Vers le 34<sup>e</sup> jour et au cours de la phase thermophile, une légère diminution du nombre des *Pseudomonas* est observée et ce nombre est de l'ordre de  $2,5 \cdot 10^3$  bactéries/g de MS. Néanmoins, Droffner et Brinton (1995) ont isolé plusieurs mutants de *Pseudomonas* pouvant survivre à une gamme de température variant entre 48 et 54 °C.

La fin de la deuxième phase est caractérisée par une importante diminution du nombre de ces bactéries, et en fin de cycle de compostage, ce nombre atteint 50 bactéries/g de MS ; ce résultat prouve le bon déroulement de l'opération de compostage.

#### Evolution des microorganismes mésophiles, thermophiles et de l'activité déshydrogénase

D'après la Figure 6, au cours de la phase mésophile de la première phase, il y a une dominance de la flore mésophile qui est aux alentours de  $10^4$  microorganismes/g de MS. Selon Kilbertus (1985), ce sont les champignons qui colonisent en premier les substrats et dégradent préférentiellement la matière

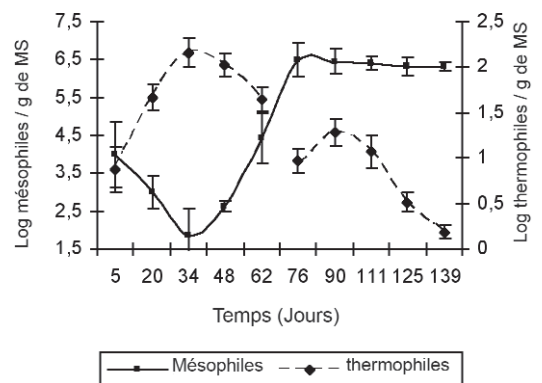


Figure 6. Evolution des mésophiles et des thermophiles

organique fraîche. Cette idée a été appuyée par la mesure de l'activité déshydrogénase, qui est de l'ordre de 4,8 mg de TPF/g de MS. Cette activité intense a pour effets d'augmenter la production de CO<sub>2</sub> et la température, et en conséquence la phase thermophile est atteinte (Hellmann et al., 1997). Durant cette phase thermophile, le nombre des mésophiles diminue nettement. Ces derniers sont partiellement inactivés ou tués, et en contre-partie, le nombre des thermophiles augmente sensiblement et atteint alors 5 10<sup>2</sup> microorganismes/g de MS vers le 34<sup>e</sup> jour.

La deuxième phase du processus est très active aussi bien pour les mésophiles que pour les thermophiles. Ils sont respectivement de l'ordre de 10<sup>6</sup> et de 140 microorganismes/g de MS vers le 90<sup>e</sup> jour. Ces résultats mettent en relief les actions conjuguées de ces microorganismes dans la biodégradation, démontrée également par l'activité déshydrogénase qui est égale à 2,07 mg de TPF/g de MS. Dans ce contexte, Beffa et al. (1996) trouvent que le genre *Thermus* est parmi le groupe de bactéries thermophiles qui domine dans la dégradation de la matière organique. Au cours de la phase de refroidissement, il y a une réduction importante du nombre des thermophiles, ce qui plaide en faveur du bon déroulement du processus de compostage. Il y a également une présence d'un nombre stable de mésophiles. Ces microorganismes continuent de dégrader les substrats comme la cellulose, la lignine, etc., pour obtenir en fin de cycle un compost stable (Bolta et al., 2003). La stabilité du produit fini est confirmée aussi par la diminution considérable de l'activité déshydrogénase qui est de l'ordre de 1,0 mg TPF/g de MS vers le 139<sup>e</sup> jour.

### Evolution du carbone et de l'azote de la biomasse microbienne

La mesure de la biomasse microbienne contribue d'une part à évaluer les changements au cours des différentes phases du processus de compostage, et d'autre part c'est un outil pour déterminer la maturité des composts (Klamer and Baath, 1998). La Figure 7 montre qu'au cours de la phase mésophile de la 1<sup>re</sup> phase du processus, il y a une augmentation des taux de carbone et d'azote de la biomasse microbienne qui passent, respectivement, de 4,06 à 6 mg/kg de MS et de 1,172 à

2 mg/kg de MS. Ces résultats reflètent la quantité de microorganismes, majoritairement hétérotrophes, commençant à décomposer les quantités de matières facilement biodégradables (Ladd et al., 1981, Chotte et al., 1998, Jedidi et al., 2004). Ces résultats concordent parfaitement avec la corrélation positive énoncée par Belete et al., (2001) entre la quantité de substrats et la masse de carbone et d'azote estimés de la biomasse microbienne. Le carbone et l'azote de la biomasse microbienne continuent à diminuer jusqu'au 62<sup>e</sup> jour de la 1<sup>re</sup> étape du compostage, et ils passent respectivement de 5,43 à 1 mg/kg de MS et de 1,65 à 0,45 mg/kg de MS. De ce fait, nous comprenons que les conditions de la phase thermophile et de la phase de refroidissement de l'étape de pré-compostage ne sont pas favorables à une bonne prolifération microbienne, comme un rapport C/N faible, malgré une bonne aération tous les 15 jours précédant l'échantillonnage, qui aura pour conséquence une production d'ammonium, élément toxique pour la biomasse (Tompkins et al., 1998) ou encore une diminution des valeurs de l'humidité (Wardle, 1998). En plus, au cours de la phase thermophile, une diminution de l'activité déshydrogénase a été observée, et varie de 4,8 à 2,05 mg TPF/g de MS quand les températures atteignent 60 °C vers le 34<sup>e</sup> jour.

Par ailleurs, les taux de carbone et d'azote estimés dans la biomasse microbienne augmentent considérablement au cours de la phase mésophile de l'étape de maturation, et sont respectivement de l'ordre de 5,12 et de 2,26 mg/kg de MS. Cette situation s'explique par une diminution de la dimension des particules favorisant la prolifération microbienne (Hachicha et al., 1992). Dans ce contexte, les microorganismes mésophiles reprennent la décomposition de la cellulose, de l'hémicellulose et d'autres polymères, tout en assurant une humification (Lalande et al., 2003). Cette décomposition se poursuit également pendant la phase thermophile de la 2<sup>e</sup> phase. En effet, les taux de carbone et d'azote sont respectivement de l'ordre de 3,59 et de 1,9 mg/kg de MS vers le 90<sup>e</sup> jour, où la température est égale à 50 °C. Ultérieurement, une diminution nette des taux de carbone et d'azote estimés de la biomasse microbienne est observée vers le 125<sup>e</sup> jour. La biomasse microbienne est alors de l'ordre de 0,91 mg/kg de MS pour le carbone et de 0,81 mg/kg de MS pour l'azote. Ces résultats sont la conséquence directe de l'épuisement du milieu en substrats et à l'accumulation de facteurs inhibiteurs à la fin du processus de compostage.

En conclusion, nous remarquons qu'il y a une sorte de corrélation entre d'une part la taille et les besoins énergétiques de la microflore, et d'autre part entre la taille et la biodisponibilité des matières organiques.

### Evolution du rapport azote de la biomasse / azote total (BN/NT)

Le rapport  $B_N/N_T$  reflète la biodisponibilité des substrats et c'est également un outil utile pour l'évaluation de la stabilité du compost (De Nobili et al., 1996 ; Mondini et al., 2003). D'après la Figure 8, nous notons un rapport de 15,69 au cours de la phase mésophile de la 1<sup>re</sup> phase. Ce résultat traduit la grande variabilité de substrats mis à composter au cours de cette

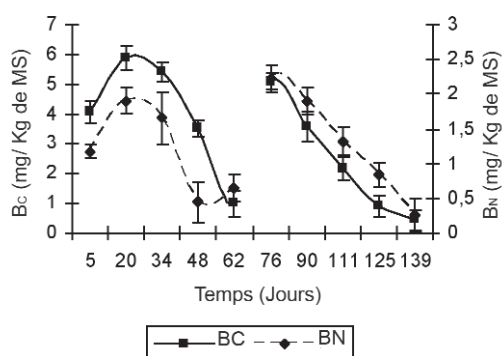


Figure 7. Estimation de la biomasse microbienne par la méthode de fumigation – extraction

phase puisque ce rapport reflète la biodisponibilité des substrats, donc plus ce rapport est élevé et plus il y a une grande disponibilité de substrats. Vers le 48<sup>e</sup> jour, il y a une diminution considérable de ce rapport qui devient égal à 2,49, ce qui plaide en faveur d'une décomposition accrue de la matière organique.

Le début de la 2<sup>e</sup> phase coïncide avec une augmentation du rapport  $B_N/N_T$  qui est de l'ordre de 19,53. Ce résultat s'explique par l'apport des sciures de bois et de déchets verts dans le but d'assurer un bon démarrage de l'étape de maturation. Vers le 125<sup>e</sup> jour, il y a une baisse sensible de ce rapport, qui devient alors de l'ordre de 1,54, synonyme d'un épuisement du milieu en substrats. Ce résultat traduit ainsi la stabilité et la maturité du produit fini.

### Evolution du rapport carbone de la biomasse / azote de la biomasse ( $B_C/B_N$ )

Le rapport  $B_C/B_N$  est intimement lié aux changements de la population microbienne (Miller, 1991 ; Jedidi et al., 2004). Dans cette expérimentation, ce rapport initial est de l'ordre de 3,32 et demeure relativement stable durant la phase mésophile et notamment au début de la phase thermophile (Figure 8). A partir du 48<sup>e</sup> jour, une diminution de ce rapport est enregistrée. Le début de la 2<sup>e</sup> phase du cycle de compostage se caractérise par une augmentation du rapport  $B_C/B_N$  qui est égal à 3,56. Ce résultat plaide en faveur d'une stimulation microbienne provoquée par une aération importante lors des étapes de tamisage et de criblage et par une addition de sciures de bois et de déchets verts. L'activité microbienne reflète un changement dans la composition chimique de la biomasse microbienne. Ce rapport demeure relativement stable aux alentours de 3,29 jusqu'à la fin du cycle, ce qui témoigne de l'état d'équilibre caractéristique de cette étape du cycle.

Par ailleurs, Miller (1991), à travers le rapport calculé à partir de la biomasse microbienne d'un sol, a obtenu un rapport  $BC/BN$  de 5 pour les bactéries et les actinomycètes et un rapport de 10 pour les champignons. Ces rapports corroborent l'évolution de la dynamique de la population microbienne dans le compost (Chen et al., 1997). En effet, les champignons dominent en nombre et en taille les autres microorganismes du compost (Hellmann et al., 1997).

Il est à noter que ce rapport peut être utile pour évaluer le degré de maturité du compost (Mondini et al., 1997).

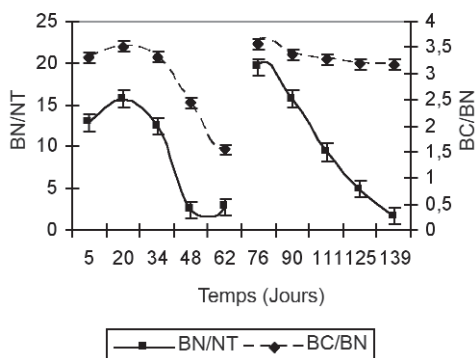


Figure 8. Evolution des rapports  $B_C/B_N$  et  $B_N/N_T$  au cours du cycle de compostage des ordures ménagères

### Relation entre $B_C/B_N$

La similitude dans le comportement de  $B_C$  et de  $B_N$  est confirmée par une corrélation existante entre ces deux paramètres ( $r = 0,73$ ).

La présence d'une aussi importante relation entre le carbone et l'azote de la biomasse microbienne suggère que la composition chimique de cette biomasse du compost à des degrés de stabilisation différents est dans un intervalle limité (Mondini et al., 1997).

### CONCLUSION

Cette étude nous a permis de caractériser l'influence de différents paramètres physico-chimiques et biologiques sur le déroulement du processus de compostage.

Le compostage permet une hygiénisation des déchets de départ et l'obtention en fin de cycle d'un produit fini exempt en pathogènes, utilisable comme fertilisant pour les sols, notamment ceux qui manquent de matières organiques.

Le concept de l'évaluation de la biomasse microbienne considère les microorganismes comme une seule et une unique entité. L'application de cette méthode aux différentes étapes du compostage a montré que :

- la biomasse microbienne est corrélée à la biodisponibilité des substrats ;
- l'évolution du rapport  $B_C/B_N$  traduit une diversité microbienne, avec des phases où ce sont les bactéries et les actinomycètes qui sont dominants, et d'autres où prédominent les champignons ;
- $B_N/N_T$  permet le suivi du degré de maturation du compost ;
- c'est une méthode facile d'utilisation, et qui ne nécessite pas un équipement très sophistiqué ;
- les limites de cette méthode résident en une incapacité à différencier les populations microbiennes.

L'absence de méthodes standardisées pour le compost a obligé les auteurs à utiliser des méthodes initialement adaptées aux sols. L'applicabilité de la méthode de fumigation-extraction au compost est réussie car elle s'adapte bien et permet de différencier entre les différentes phases du processus.

### Remerciements

Les auteurs remercient chaque membre du laboratoire Eau et Environnement (LEE) de l'Institut National de la Recherche Scientifique et Technique (INRST) pour leur collaboration dans la réalisation de ce travail.

## Références bibliographiques

- Beffa T., Blanc M., Lyon P.F., Vogt G., Marchiani M., Lott Fisher J., Aragno M. (1996). Isolation of *thermus* Strains from Hot Composts (60 to 80°C). *Appl. Environ. Microbiol.* 62, p. 1723-1727.
- Belete L., Egger-W., Neunhauserer C., Caballero B., Insam H. (2001). Can Community Level Physiological Profiles be used for Compost Maturity Testing? *Compost Sci. Util.* 9, p. 6-18.
- Bolta S.V., Mihelic R., Lobnik F., Lestan D. (2003). Microbial Community Structure during Composting With and Without Mass Inocula. *Compost Sci. Util.* 11, p. 6-15.
- Bremner J.M., Mulvaney C.S. (1982). Total Nitrogen. In: C.A. Black et al. Eds. *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties.* American Society of Agronomy, Madison, WI, p. 595-622.
- Brooks P.C., Landman A., Pruden G., Jenkinson D.S. (1985). Chloroform Fumigation and the Release of Soil Nitrogen: a Rapid Extraction Method to Measure Microbial Biomass Nitrogen. *Soil Biol. Biochem.* 17, p. 837-842.
- Chaussod R., Zuvia M., Breuil M.C., Hetier J.M. (1992). Biomasse Microbienne et Statut Organique des sols Tropicaux : Exemple d'un Sol Vénézuélien des Llanos sous Différents Systèmes de Culture. *Cah. Orstom. Sér. Pédol.* 27, p. 59-67.
- Chefetz B., Hatcher P.G., Hadar Y., Chen Y. (1998). Characterization of Dissolved Organic Matter Extracted from Composted Municipal Solid Waste. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, p. 326-332.
- Chen Y., Inbar Y., Chefetz B., Hadar Y. (1997). Composting and Recycling Organic Waste. In: *Modern Agriculture and The Environment.* Rose (D), Tel-Or (E), Hadar (Y), Chen (Y) (Eds). Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. The Netherlands. p. 341-362.
- Chotte J.L., Ladd J.N., Amato M. (1998). Sites of Microbial Assimilation and Turnover of Soluble and Particulate <sup>14</sup>C-labelled Substrates Decomposing in a Clay Soil. *Soil Biol. Biochem.* 30, p. 205-218.
- De Nobili N., Baca M.T., Fornassier E., Mondini I. (1996). Ninhydrin Reactive Nitrogen of CHCl<sub>3</sub> Fumigated and Non Fumigated Compost Extracts as a Parameter to Evaluate Compost Stability. In: De Bertoldi M., Sequi P., Lemmes B., Papi T. (Eds), *The Sciences of Composting.* Blackie Academic and professional, Glasgow, UK. p. 255-261.
- Droffner M.L., Brinton W.F. (1995). Survival Of *E.coli* and *Salmonella* Populations in Aerobic Thermophilic Composts as Measured With DNA Probes. *Zentralbl. Hyg. Umweltmed* 197, p. 387-397.
- Gillet R. (1985). *Traité de gestion des déchets solides et son application aux pays en voie de développement.* Vol. 1 : programme minimum de gestion des ordures ménagères et des déchets assimilés, p : 32-43.
- Gillet R. (1986). *Traité de gestion des déchets solides et son application aux pays en voie de développement.* Vol. 2: les traitements industriels des ordures ménagères et des déchets assimilés. Organisation et gestion d'un service, 538p.
- Giller K.E., Beare M.H., Lavelle P., Izac A., Swift M.J. (1997). Agricultural Intensification, Soil Biodiversity And Agroecosystem Function. *Appl. Soil Ecol.* 6, p. 3-16.
- Giloux P. (1995). Les Finalités du Compostage. *T.S.M. N°2*, p. 111-115.
- Greenberg A.E., Shastid T.B., Ellgas W.M. (1986). Quality Controlling Monitoring. *Biocycle* 7, p. 36-38.
- Guene O. (2002). Integrated Traditional Composting within Domestic Solid Waste Management. *Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste Management, Tunisia.* p. 349-356.
- Hachicha R., Hassen A., Jedidi N., Kallali H. (1992). Optimal Conditions for Municipal Solid Waste. *Biocycle* 6, p. 76-77.
- Hachicha R., Jedidi N., Hassen A. (1993). Aspects Hygiéniques de la Fermentation Aérobie des Déchets Urbains dans le Contexte Tunisien. *Arch. Inst. Pasteur Tunis* 70, p. 13-20.
- Hamrouni H. (1987). Contribution à l'Etude du Compost et du Compostage des Ordures Ménagères. Mémoire de fin d'études du cycle de spécialisation. INAT, 80p.
- Hassen A., Belguith K., Jedidi N., Cherif A., Cherif M., Boudabbous A. (2001). Microbial Characterization during Composting of Municipal Solid Waste. *Bioresource technol.* 80, p. 185-192.
- Hay J.C., Caballero R.C., Horvath R.W. (1984). Disinfection of Sewage Sludge by Windrow Composting. Proc-Disinfection of wastewater Effluent and Sludges. University of Miami, College of Engineering and National Science Foundation, Miami, Florida.
- He X.T., Logan T.J., Traina S.J. (1992). Physical and Chemical Characteristics of Selected U.S. Municipal Solid Waste Composts. *J. Environ. Qual.* 24, p. 543-552.
- Hellmann B., Zelles L., Palojarvi A., Bai Q. (1997). Emission of Climate-Relevant Trace Gases and Succession of Microbial Communities during Open-Windrow Composting. *Appl. Environ. Microbiol.* 63, p. 1011-1018.
- Horvath R.H., Paul E.A. (1994). Microbial Biomass. *Methods of Soil Analysis, Part 2. Microbiological and Biochemical Properties* – SSSA Book Series, no.5, p. 753-763.
- Horvath R.H., Elliott F.E., Churchill D.B. (1995). Mechanisms Regulating Composting of High Carbon to Nitrogen Ratio Grass Straw. *Compost Sci. Utiliz.* 3, p. 22-30.
- Jedidi N., Van Cleemput O., Mhiri A., Hachicha R. (1991). Utilisation du Carbone Marqué <sup>14</sup>C pour l'Etude de la Mminéralisation de Trois Types de Compost des Ordures Ménagères. *Revue de l'INAT*, 6, p. 63-79.
- Jedidi N., Hassen A., Van Cleemput O., Mhiri A. (2004). Microbial Biomass in a Soil Amended with Different Types of Organic Wastes. *Waste Manag. Res.* 22, p. 93-99.
- Juste C. (1980). Avantages et inconvénients de l'utilisation des composts d'ordures ménagères comme amendement organique des sols ou support de culture. *Journées internationales sur le compost.* Madrid. 16 p.
- Kilbertus G. (1985). *Compostage des écorces.* Rapport Université de Nancy I, 356p.
- Klamer M., Baath E. (1998). Microbial Community Dynamics during Composting of Straw Material Studied using Phospholipids Fatty Acid Analysis. *FEMS Microbiol. Ecol.* 27, p. 9-20.
- Ladd J.N., Oades J.M., Amato M. (1981). Microbial Biomass Formed from <sup>14</sup>C, <sup>15</sup>N-labelled Plant Material Decomposing in Soils in the Field. *Soil Biol. Biochem.* 13, p. 119-126.
- Lalande R., Gagnon B., Simard R.R. (2003). Papermill Biosolid and Hog Manure Compost Affect Short – Term Biological Activity and Crop Yield of a Sandy Soil. *Can. J. Soil Sci.* 83, p. 353-362.
- Larney F.J., Blackshaw R.E. (2003). Weed Seed Viability in Composted Beef Cattle Feedlot Manure. *J. Environ. Qual.* 32, p. 1109-1113.
- Larney F.J., Yanke L.J., Miler J.J., McAllister T.A. (2003). Fate of Coliform Bacteria in Composted Beef Cattle Feedlot Manure. *J. Environ. Qual.* 32, p. 1508-1515.
- Marrug C., Grebus M., Hassen R.C., Keener H.M., Hoitink H.A.J. (1993). A kinetic Model of Yard Waste Composting Process. *Compost. Sci. Util.* 1, p. 38-51.
- Miller F.C. (1991). Composting as a Process Based on the Control of Ecologically Selective Factors. In: Metting Jr., F. \_ Ed., *Soil Microbial Ecology. Applications in Agriculture and Management.* Dekker, New York, p. 515– 544.
- Mondini C., Monedero A.S., Leita L., Bragato G., De Nobili M. (1997). Carbon and Ninhydrin Reactive Nitrogen of the Microbial Biomass in Rewetted Compost Samples. *Commun. Soil Sci. Plant anal.* 28, p. 113-122.
- Mondini C., Contin M., Leita L., De Nobili M. (2002a). Response of Microbial Biomass to Air – Drying and Rewetting in Soils and Compost. *Geoderma* 105, p. 111-124.
- Mondini C., Insam H., Leita L. (2002b). Microbial parameters as a tool to evaluate compost stability. *Preliminary Proceedings of the 10<sup>th</sup> International Conference of the FAO European system of cooperative research networks in agriculture.*
- Mondini C., Dell'Abate M.T., Leita L., Benedetti A. (2003). An Integrated Chemical, Thermal and Microbiological Approach to Compost Stability Evaluation. *J. Environ Qual* 32, p. 379-386.
- Morel J.L., Colin F., Germon G.C., Godin P., Juste C. (1984). Methods of the Evaluation of the Maturity of the Municipal Refuse Compost. In: *Composting of Agricultural and Others Wastes.* Edited by Gasser J.K.R. CEC, workshop, p. 56-72.
- Mustin M. (1987). *Le Compost : gestion de la matière organique.* Editions François Dubusc. Paris. 953p.
- Pahern H.R., Clarck C.S. (1987). Microorganisms in Municipal Solid Waste and Public Health Implication. *Critic. Rev. Environ. Control* 17, p. 187-228.
- Rodier J. (1978). *L'analyse de l'Eau, Eaux Naturelles, Eaux Résiduelles, Eau de Mer.* 6<sup>ème</sup> édition. DUNOD, Paris, p. 709-968.
- Ross D.J., Tate K.R. (1993). Microbial C and N in Litter and Soil of a Southern Beech (Nothofagus) Forest: Comparison of Measurement Procedures. *Soil Biol. Biochem.* 25, p. 467-475.
- Ryckeboer J., Mergaert J., Coosemans K., Depriens K., Swings J. (2003). Microbiological Aspects of Biowaste during Composting in a Monitored Compost Bin. *Journ. Appl. Microbiol.* 94, p. 127-133.
- Shen S.M., Hart P.B.S., Jenkinson D.S. (1989). The Nitrogen Cycle in the Brad Balk Wheat Experiment 15N Labelled Fertilizer Residues in Soil Microbial Biomass. *Soil Biol. Biochem.* 21, p. 529-533.
- Smith J.L., Mc Neal B.L., Cheng H.H. (1985). Estimation of Soil Microbial Biomass: an Analysis of the Respiratory Response of Soils. *Soil Biol. Biochem.* 17, p. 11-16.
- Tabatabai M.A. (1994). Soil Enzymes. *Methods of Soil Analysis. Part 2. Microbiological and biochemical properties.* SSSA. Book series n° 5.
- Thompson S.E., Smith M., Wilkinson M.C., Peek K. (2001). Identification and Characterization of a Chitinase Antigen from *Pseudomonas aeruginosa* Strain 385. *Appl. Environ. Microbiol.* 67, p. 4001-4008.
- Tompkins D.K., Chaw D., Abiola A.T. (1998). Effect of Windrow Composting on Weed Seed Germination and Viability. In: *Compost Sci. Util.* 6, p. 30 – 34.
- Trevors J.T. (1998). Bacterial Biodiversity in Soil with an Emphasis on Chemically Contaminated Soils. *Water, Air and Soil Pollution* 101, p. 45-67.
- Vance E.D., Brooks P.C., Jenkinson D.S. (1987). Microbial Biomass Measurement in Forest Soils: Determination of KC Values and Tests of Hypotheses to Explain the Failure of the Chloroform Fumigation – Incubation Method in Acid Soils. *Soil Biol. Biochem.* 19, p. 689-696.
- Voroney R.P., Winter J.P., Gregorich E.G. (1991). Microbe / Plant Soil Interactions. In: D.C. Coleman and B.Fry (Eds). *Carbon Isotope Techniques.* Academic Press. New York, p. 77-99.
- Wardle D.A. (1998). Controls of Temporal Variability of the Soil Microbial Biomass: a Global – Scale Synthesis. *Soil Biol. Biochem.* 15, p. 1627-1637.
- Zak J.C., Willing M.R., Moorhead D.L., Wildman H.G. (1994). Functional Diversity of Microbial Communities: a Quantitative Approach. *Soil Biol. Biochem.* 26, p. 1101-1108.