

**MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA
RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE MOULOU D MAMMERI DE TIZI-OUZOU
FACULTE DES SCIENCES BIOLOGIQUES ET DES
SCIENCES AGRONOMIQUES**

**Laboratoire de Production, Sauvegarde des Espèces Menacées et des
Récoltes. Influence des variations climatiques.**

Thèse de Doctorat

En écologie et environnement

Présentée par : SLIMANI Rachid

Valorisation par compostage des déchets organiques dans la wilaya de Tizi-Ouzou

Membres du jury :

Président :

Mme SAADOUN Noria

Professeur à l'UMMTO

Rapporteur :

Mme METNA Fatiha

MCA à l'UMMTO

Examineurs :

M. MOUFOK Benali

Professeur à l'Université de Sidi Bel Abbas

Mme LARIBI-HABCHI Hassiba

Professeur à l'Université de Blida

Mme MAIZI Naila

Professeur à l'Université de Bouira

Soutenu le 08 décembre 2022

Remerciements

La réalisation d'un projet de thèse de doctorat est le fruit d'un investissement personnel, mais fait participer de manière directe ou indirecte de nombreuses personnes.

Je tiens à exprimer mes vifs remerciements et ma profonde reconnaissance à **Mme METNA-ALI AHMED Fatiha**, MCA à l'UMMTO, qui a accepté d'être ma directrice de thèse et qui a surtout assuré avec bienveillance et engouement l'encadrement de cette thèse à laquelle elle a largement contribué. J'ai eu la chance de bénéficier de ses conseils, de son soutien et de ses encouragements durant la réalisation de ce travail. Je remercie **Mr. HAMMOUM Arezki**, MCB à l'UMMTO, co-directeur de la thèse, pour ses conseils, ses orientations et son aide plus que précieuse.

Mes vifs remerciements à **Mme SAADOUN Noria**, Professeur à l'Université Mouloud MAMMERI de Tizi-Ouzou, pour avoir accepté de présider le jury de cette thèse malgré ses nombreuses obligations.

Je remercie également **M. MOUFOK Benali**, professeur à l'Université de Sidi Belabbes ; **Mme LARIBI-HABCHI Hassiba**, professeur à l'Université de Blida, et **Mme MAIZI Naila**, professeur à l'Université de Bouira, pour avoir consacré de leur temps à lire et à examiner ce travail de thèse.

Ce travail a été réalisé au sein de laboratoire de Production, Sauvegarde des Espèces Menacées et des Récoltes, Influence des Variations Climatiques. Pour cela, je tiens à remercier **Mme SADOUDI ALI-AHMED Djamila**, directrice du laboratoire, de m'avoir accueilli parmi l'équipe de recherche, comme je tiens à remercier **Mme ABROUS Hassina**, ingénieur de laboratoire, qui répondait présente à mes sollicitations.

Je suis également reconnaissant envers les propriétaires de l'huilerie « Amrioui », à leur tête « **M. AMRIOUI Ahmed** », de nous avoir autorisés à réaliser une partie de notre étude au niveau de leur propriété, et aussi envers toutes les personnes qui y travaillent, de nous avoir aidés tout au long de ce travail. Un grand merci aux responsables des deux résidences universitaires Ex-Habitat et Hasnaoua 2 qui ont accepté la réalisation d'une partie de ce travail au sein de leurs établissements.

Mes vifs remerciements vont également à mes collègues : **Mme KANANE Melissa**, **Mme**

OULTAF Lynda et **M. RAMDINI Ramdane** pour leur encouragement et leur aide précieuse.

Enfin, je remercie tous ceux et celles qui, de près ou de loin, ont contribué à la réalisation de ce travail, de par leurs connaissances, leur soutien ou leur encouragement (étudiants, doctorants, enseignants, amies et famille).

M. SLIMANI Rachid

Dédicaces

Je dédie ce travail à :

- *Ma mère*
- *Mon père*
- *Mon frère et mes sœurs*
- *Mes nièces et mes neveux*
- *Tous mes amis*

Liste des abréviations

ACP : Analyse en Composantes Principales

AFNOR : Association Française de Normalisation

ANOVA : Analyse de la variance

CE : conductivité électrique

C.E.C : capacité d'échange cationique

CET : Centre d'Enfouissement Technique

C/N : rapport carbone sur azote

COT : carbone organique total

DB : déchets de bois

DDL : Degré de liberté

DM : déchets de métaux

DMA : déchets ménagers et assimilés

DO : déchets organiques

DOUH : Direction des Œuvres Universitaires Hasnaoua

DP : déchets plastiques

DPC : déchets de papier / carton

DU : déchets ultimes

DV : déchets de verre

F : Facteur de Fisher

FB : fumier de bovin

FV : fumier de volaille

GES : gaz à effet de serre

GO : grignon d'olive

GT : grand tas

H% : taux d'humidité

MC : Moyenne des carrés

MO : matière organique

MOT : matière organique totale

MS : matière sèche

P : Probabilité

PC : papier et car

PCI : pouvoir calorifique inférieur

P.E.D : pays en développement

PI : pays industrialisés

Q : quantité

SB : sciure de bois

SC : Somme des carrés

STEP : station d'épuration

TT : tas témoin

Liste des figures

Figures	Titres	Page
Figure 1	Représentation schématique du processus de compostage	4
Figure 2	Courbe théorique de l'évolution de la température et du pH au cours du compostage d'après Mustin (1987)	10
Figure 3	Humification et minéralisation de la matière organique fraîche	12
Figure 4	Modèles de structure des acides humiques selon Schulten & Leinweber (1996)	15
Figure 5	Modèle de structure des acides fulviques selon Buffle et <i>al.</i> (1977)	16
Figure 6	Situation géographique de la commune d'Aït Yahia Moussa	29
Figure 7	Chaîne d'extraction d'huile d'olive au niveau de l'huilerie « Amrioui »	30
Figure 8	Huilerie et plateforme de compostage	30
Figure 9	Matériaux compostés	32
Figure 10	Réception, contrôle et homogénéisation des déchets	33
Figure 11	Pesage de la brouette (vide et pleine)	33
Figure 12	Disposition des tas à l'intérieur et à l'extérieur de la serre	34
Figure 13	Arrosage des tas avec de l'eau	35
Figure 14	Appareils et méthodes utilisés lors du suivi des paramètres	36
Figure 15	Evaluation de la teneur en eau du compost par le test de la poignée	37
Figure 16	Conservation des échantillons des composts dans des bocaux	38
Figure 17	Graines semées dans des alvéoles	39
Figure 18	Préparation des substrats	39
Figure 19	Collecte sélective des déchets	44
Figure 20	Pesée des déchets	45
Figure 21	Etapes de la préparation de la plateforme de compostage	46
Figure 22	Les biodéchets utilisés lors de l'essai de compostage	46
Figure 23	Mise en tas des biodéchets en utilisant les matières carbonées	47
Figure 24	Mesure de la température à l'aide d'un thermomètre	48
Figure 25	Mesure du poids des déchets en décomposition	49

Figure 26	Biodéchets récupérés du restaurant de la résidence universitaire	50
Figure 27	Mise en composteur des biodéchets	50
Figure 28	Les neuf composteurs mis en place devant le restaurant de la résidence Hasnaoua 2	51
Figure 29	Mesure de la température à l'aide des thermomètres	51
Figure 30	Prise du pH à l'aide d'un pH-mètre	52
Figure 31	des tas au début du processus de compostage (premier jour)	52
Figure 32	Etat des tas après dix jours de compostage	53
Figure 33	Etat des tas après un mois de compostage	53
Figure 34	Etat des tas à la fin du compostage	54
Figure 35	Evolution de la température moyenne des tas les moins volumineux au cours du compostage	54
Figure 36	Evolution de la température moyenne des grands tas au cours du compostage	54
Figure 37	Evolution de la température des tas témoins au cours du compostage	55
Figure 38	Evolution du pH moyen des tas les moins volumineux	56
Figure 39	Evolution du pH des grands tas	56
Figure 40	Evolution du pH des tas témoins	57
Figure 41	Evolution du taux d'humidité des tas les moins volumineux durant le processus du compostage	67
Figure 42	Evolution du taux d'humidité des grands tas durant le processus du compostage	57
Figure 43	Evolution du taux d'humidité des tas témoins durant le processus du compostage	58
Figure 44	Echantillons de composts avant tamisage	58
Figure 45	Echantillons de composts tamisés à 4 mm	59
Figure 46	Germination des graines semées dans différents substrats	62
Figure 47	Répartition et corrélation des variables sur le plan factoriel (F1 x F2)	63
Figure 48	Répartition des individus sur le plan factoriel (F1 x F2)	64
Figure 49	Proportions des déchets générés dans les restaurants pendant les déjeuners et les dîners	65

Figure 50	Types de déchets générés au niveau des deux restaurants	66
Figure 51	Types de déchets générés au niveau des infrastructures de l'Ex-Habitat	66
Figure 52	Typologie des déchets générés au niveau de toute la résidence Ex-Habitat	67
Figure 53	Evolution des paramètres de compostage réalisé dans l'Ex-Habitat	68
Figure 54	Evolution des paramètres de compostage au niveau de Hasnaoua 2	70
Figure 55	Comparaison de la dégradation des biodéchets dans les tas GT1 et GT2 au quatrième jour de compostage	70
Figure 56	Apparition et développement d'actinomycètes thermophiles dans les tas après dix jours de compostage	71
Figure 57	Degré de la dégradation des biodéchets après dix jours de compostage	71
Figure 58	Apparition et développement d'actinomycètes thermophiles dans les tas après vingt jours de compostage	72
Figure 59	Dégagement de la chaleur lors du retournement des tas GT1 et GT2	72

Liste des tableaux

Tableaux	Titres	Page
Tableau 1	Rapport C/N de différents matériaux compostables (Mustin, 1987 ; Michaud, 2007)	7
Tableau 2	Température et durée d'exposition nécessaire à la destruction de certains pathogènes (Lucero-Ramirez, 2000 ; Noble & Roberts, 2003)	9
Tableau 3	Propriétés et caractéristiques principales des acides humiques et des acides fulviques (Stevenson & Code, 1999)	16
Tableau 4	Caractéristiques du fumier de bovins laitiers (Jewel et <i>al.</i> , 1976 ; MWPS-18, 1985)	23
Tableau 5	Comparaison des teneurs en matière sèche, N, P ₂ O ₅ et K ₂ O de deux effluents avicoles (ITAVI, 1997)	24
Tableau 6	Composition chimique indicative des différents types de grignons (Chaabane et <i>al.</i> , 1997)	25
Tableau 7	Protocole expérimental du compostage	34
Tableau 8	Fréquence des retournements des tas	37
Tableau 9	Echantillons représentatifs des différents tas	38
Tableau 10	Croissance des plantes sur les différents substrats	59
Tableau 11	Résultats de l'ANOVA à deux facteurs appliquée à la variable « taux de germination » pour les différents types de substrats	60
Tableau 12	Résultats du test de Newman et Keuls	60
Tableau 13	Paramètres physiques et chimiques des composts produits	61
Tableau 14	Les quantités globales des déchets générés et les ratios journaliers dans les deux résidences	64
Tableau 15	Teneurs des composts en éléments fertilisants (/MS)	89

Résumé

La première partie de la présente étude a porté sur la valorisation par compostage des déchets organiques (fraction fermentescible des DMA, grignon d'olive, fumier de bovin et fumier de volaille). Le processus a été suivi durant 111 jours, et les paramètres mesurés ont été la température et le pH. Des retournements ont été effectués pour assurer l'aération, et pour maintenir une humidité propice au développement des micro-organismes, les tas ont été arrosés lorsque c'est nécessaire. Pour évaluer la qualité des composts produits, des paramètres physico-chimiques ont été analysés tels que le pH, la température, le rapport C/N, matière sèche, matière organique, les éléments fertilisants (NPK). Un test de germination a été réalisé pour compléter l'analyse. Les valeurs des indicateurs physico-chimiques mesurés ont été conformes aux normes AFNOR, et les résultats du test de phytotoxicité ont montré que l'utilisation du compost comme amendement est liée à la dose apportée et aussi au type de culture.

L'objectif de la deuxième partie c'est la caractérisation des déchets ménagers et assimilés générés dans deux résidences universitaires, Ex-Habitat et Hasnaoua 2, sises dans la ville de Tizi-Ouzou, en Algérie, afin de connaître leurs quantités et leur typologie pour mieux les gérer. Les résultats obtenus montrent que les déchets organiques représentent la fraction la plus dominante, soit 87,95% au niveau de l'Ex-Habitat et 96,57% au niveau de Hasnaoua 2. Le ratio est de 0,29 kg/personne/jour pour la première résidence et de 0,22 kg/personne/jour pour la seconde. Pour traiter in-situ les déchets organiques générés en grande quantité et éviter ainsi leur acheminement vers le CET de Oued-Falli (Tizi-Ouzou), deux modes de compostage ont été utilisés : en tas et dans des composteurs. Le suivi du processus de compostage nous a permis d'obtenir des résultats satisfaisants en utilisant comme apport carboné le grignon d'olives, la sciure du bois, des feuilles d'arbres sèches et du papier carton. Les températures les plus élevées ont été obtenues avec le grignon d'olives, la sciure du bois et les feuilles sèches, ce qui indique un bon déroulement du processus de dégradation des biodéchets mélangés avec ces matières carbonées. Quant au papier/carton, les résultats relèvent une activité microbienne moins intense où les températures maximales n'ont pas dépassé les 37,5°C dans les tas et les composteurs où les biodéchets ont été mélangés avec cet apport carboné. Ces résultats nous permettent de conclure que l'utilisation du papier/carton comme apport carboné n'est pas à recommander car sa présence dans le substrat empêche le bon déroulement du processus de compostage : une mauvaise circulation de l'oxygène, ce qui provoque un ralentissement de la dégradation des biodéchets et l'émanation d'odeurs

nauséabondes.

Mots clés : compost, grignon d'olives, déchet organique, valorisation, test de phytotoxicité, caractérisation, compostage, déchet, résidence universitaire.

Abstract

The first part of this study discusses the composting recovery of organic waste (fermentable fraction of household and assimilated waste, olive pomace, cattle manure and poultry manure). In this study, the process was carried out for 111 days. The parameters measured were T° and pH. Turnings were carried out to ensure aeration, and to maintain a humidity conducive to the development of microorganisms; the piles were watered when necessary. Physico-chemical parameters such as pH, temperature, carbon/nitrogen ratio (C/N), dry matter, organic matter, fertilizers (NPK) were analyzed to evaluate the quality of the composts produced. A germination test was carried out to complete the analysis. The values of the physico-chemical indicators measured comply with AFNOR standards. In addition, the results of the phytotoxicity test show that the use of compost as a soil improver is related to the dose applied and also to the type of crop.

The aim of the second part is the characterisation of the household and assimilated wastes generated by two university residences (Ex Habitat and Hasnaoua), both located in TIZI-OUZOU (Algeria), to know their typologies and quantities for better management. The results show that the organic wastes represent the dominating fraction with 87,95% in the Ex-Habitat and 96,57% in Hasnaoua 2. The ratio was 0,29kg/person/day for the first university residence and 0,22% for the second one. Two methods of composting were used to treat large quantities of organic waste in-situ: in piles and composters thus to prevent them from being sent to the Oued-Falli landfills (Tizi-Ouzou). The composting process monitoring allowed us to get satisfying results using olive pomace, sawdust, dry tree leaves and cardboard paper as a carbon input. The highest temperatures were obtained with olive pomace, sawdust and dry leaves, indicating a good progression of the degradation process of the biowaste mixed with these carbonaceous materials. As for paper/cardboard, the results show a less intense microbial activity where the maximum temperatures did not exceed 37.5°C in the piles and composters where the biowaste was mixed with this carbon input. These results allow us to conclude that paper/cardboard as a carbon input is not recommended because its presence in the substrate prevents the smooth running of the composting process: poor oxygen circulation, which slows down the degradation of the biowaste and produces foul odours.

Keywords: compost, olive pomace, organic waste, recovery, phytotoxicity test, characterization, composting, waste, university residence.

SOMMAIRE

Introduction générale.....	1
Chapitre I : Synthèse bibliographique.....	4
I. Généralités sur le compostage	4
1. Définition du compostage	4
2. Avantages du compostage	4
3. Paramètres du compostage	5
3.1. Paramètres physico-chimiques	6
3.2. Paramètres biologiques.....	11
4. Transformation du substrat au cours du compostage	12
4.1. Perte de masse de la matière organique.....	12
4.2. Evolution biochimique de la matière organique.....	13
4.3. Evolution des teneurs en C et en N	13
4.4. Humification de la matière organique	14
4.5. Stabilisation de la matière organique	17
5. Valeur agronomique du compost	18
6. Qualité du compost.....	19
6.1. Indicateurs physiques	19
6.2. Indicateurs chimiques.....	20
6.3. Indicateurs biologiques.....	21
6.4. Teneur en métaux lourds	21
II. Déchets organiques compostables.....	22
1. Fraction organique des DMA	22
2. Fumier de bovin	22
3. Effluents avicoles	23
4. Grignon d'olive	24
Chapitre II: Matériels et méthodes.....	29
I. Présentation des sites d'études.....	29
1. Présentation de la commune d'Aït Yahia Moussa	29
2. Présentation de l'huilerie « Amrioui »	30
3. Méthodologie du travail au niveau de l'huilerie.....	30

3.1. Protocole expérimental.....	30
3.2. Analyse de la qualité des composts.....	36
3.3. Méthode d'analyse statistique des résultats.....	41
3.4. Valeur agronomique des composts.....	42
4. Présentation des résidences universitaires.....	43
5. Méthodologie du travail au niveau des résidences universitaires.....	43
5.1. Au niveau de la résidence Ex-Habitat.....	43
5.1.1. Caractérisation des déchets.....	43
5.1.2. Essai de compostage.....	43
5.2. Au niveau de la résidence Hasnaoua 2.....	47
5.2.1. Caractérisation des déchets.....	47
5.2.2. Essai de compostage.....	48
Chapitre III: Résultats et discussion.....	52
I. Résultats du compostage au niveau de l'huilerie « Amrioui ».....	52
1. Evolution des tas au cours du processus de compostage.....	52
2. Résultats du suivi des paramètres au cours du compostage.....	53
2.1. Evolution de la température.....	53
2.2. Evolution du pH.....	54
2.3. Humidité des tas.....	56
3. Résultats de l'analyse de la qualité des composts produits.....	58
3.1. Aspect des composts produits.....	58
3.2. Résultats du test de germination.....	58
3.3. Résultats de l'analyse de la variance (ANOVA).....	59
3.4. Indicateurs physiques et chimiques.....	60
3.5. Résultats de l'Analyse en Composantes Principales (ACP).....	61
4. Valeur agronomique des composts.....	63
II. Au niveau des résidences universitaires Ex-Habitat et Hasnaoua.....	64
1. Résultats de la caractérisation des déchets.....	64
2. Résultats des essais de compostage.....	67
III. Discussion des résultats.....	69
1. Compostage au niveau de l'huilerie « Amrioui ».....	69

1.1. Evolution des tas au cours du processus de compostage.....	69
1.2. Evolution des paramètres du compostage	72
1.2.1. Evolution de la température.....	72
1.2.2. Evolution du pH	75
1.2.3. Evolution de l'humidité.....	78
1.2.4. Fréquence des retournements des tas	79
1.3. Qualité des composts produits.....	81
1.3.1. Paramètres empiriques.....	81
1.3.2. La phytotoxicité des composts	82
1.3.3. Les indicateurs physico-chimiques.....	84
1.4. Valeur agronomique des composts produits.....	87
2. Caractérisation des déchets dans les résidences universitaires Ex-Habitat et Hasnaoua 2.....	89
3. Essais de compostage réalisés dans les résidences universitaires Ex-Habitat et Hasnaoua 2... 91	91
Conclusion générale.....	94
Références bibliographiques.....	98

La croissance démographique, l'urbanisation rapide ainsi que les mutations des modes de consommation qu'a connues l'Algérie ces dernières décennies ont pour impact une production importante de déchets ménagers et assimilés (DMA), avec un ratio de 0,7 kg/jour/habitant dans les zones urbaines et de 0,9 kg/jour/habitant dans les grandes villes (Kehila, 2010). La gestion de ces déchets est loin d'être efficace car, à ce jour, leur élimination par enfouissement et par leur mise en décharge demeure la solution appliquée à 97% dans le cadre de leur traitement (Djemaci, 2018) en dépit des nuisances causées par ce mode de traitement tels que les odeurs nauséabondes, émission de gaz à effet de serre et production du lixiviat. Ces nuisances sont engendrées essentiellement par l'enfouissement des déchets putrescibles. Aussi, l'adoption de ce mode de traitement porte préjudice à la qualité de l'environnement à travers la pollution de l'eau, de l'air et du sol (El Maguiri et *al.*, 2016) et à l'économie, étant donné que cette pratique nécessite des coûts exorbitants (Cheniti, 2014). De part leur composition, où la fraction fermentescible est la plus dominante, avec plus de 60% par rapport aux autres types de déchets (Sefouhi et *al.*, 2010 ; Tahraoui Douma, 2013 ; Guermoud & Addou, 2014), le traitement des DMA en Algérie doit être impérativement basé sur le tri sélectif et la valorisation de chaque type pour épargner l'environnement des impacts négatifs qu'ils sont susceptibles d'engendrer et pour en tirer un profit économique. Le mode de gestion le plus approprié est celui basé sur le traitement de la fraction organique in-situ (Bertolini, 2003) ou d'au moins, le plus localement possible.

Par ailleurs, le procédé d'extraction de l'huile d'olive a évolué dans le temps, passant d'un procédé de pressage traditionnel discontinu vers un procédé moderne, plus performant, qui est la centrifugation en continu. Ce dernier est basé soit sur un système à trois phases soit sur un système à deux phases (M'sadak et *al.*, 2015). La production de l'huile d'olive engendre deux types d'effluents : les effluents liquides appelés « les margines », et les effluents solides appelés « les grignons » (Hamdi et *al.*, 1992). Ces sous-produits oléicoles générés en grandes quantités sont rejetés généralement dans la nature, ce qui constitue une menace pour l'environnement, vu leur composition chimique chargée en polluants (Sebban et *al.*, 2004). Dans le cas des grignons d'olives, les caractéristiques chimiques dépendent fortement du procédé d'extraction de l'huile et du stade de maturité (Nefzaoui et *al.*, 1991). Par la nature et les proportions des composants des grignons d'olives, ces derniers génèrent un impact négatif sur les différents écosystèmes, et ce en raison des teneurs élevées en composés polluants, mais pourraient tout de même constituer une valeur inestimable dans le cas où ils seraient valorisés.

En effet, les grignons d'olives sont chargés de substances phénoliques, essentiellement des polyphénols, avec des quantités très élevées qui varient entre 0.3 et 5 % de la MS, dont l'oleuropéine, un sucre amer, est le composé phénolique le plus abondant et le plus caractéristique des oléagineux (Ronchero *et al.*, 1974). Aussi, les grignons d'olives sont caractérisés par une forte teneur en lignine (acid detergent lignin) qui peut atteindre 30 % du total des fibres (Nefzaoui *et al.*, 1991).

Aussi, en Algérie, le problème de la gestion des effluents d'élevage se pose avec acuité. En effet, dans les régions où les activités d'élevage sont importantes, les éleveurs sont tenus de diminuer les rejets et d'adopter une meilleure gestion des fumiers et ce, dans le but de limiter les impacts négatifs engendrés par ces effluents d'élevage sur l'environnement. Les caractéristiques de ces derniers dépendent du type d'élevage et des caractéristiques nutritionnelles des aliments que ces animaux ingèrent (Bastianelli *et al.*, 2007). Par ailleurs, le fumier de volailles contient des micro-organismes pathogènes susceptibles de contaminer les cours d'eau via ruissellement s'il est appliqué par épandage sur les surfaces agricoles (Mishara *et al.*, 2008 ; Jinkins *et al.*, 2008 ; Brooks *et al.*, 2009) d'où l'intérêt de valoriser ce sous produit agricole par compostage pour utiliser le compost comme fertilisant pour les cultures (Cotinet *et al.*, 2011).

Longtemps, le fumier de bovin, qui est le mélange des déjections animales et de la paille de la litière, était considéré comme un déchet dont la valeur est faible voir même négative (Franco *et al.*, 2018). Le stockage du fumier de bovin (en tas ou en fosse), est la pratique la plus courante et la plus utilisée pour le traitement de ce déchet agricole en dépit de ses inconvénients. En effet, le contact du fumier de bovin avec l'air engendre des émissions d'odeurs et d'ammoniac (Berg et Pazsiczki, 2006). Aussi, la gestion des effluents d'élevage par simple épandage induit la diminution de la richesse bactérienne des exploitations agricoles. Cette pratique peut également affecter le fonctionnement des sols cultivés et altérer ainsi les services écosystémiques assurés et rendus par ces derniers (Djemiel *et al.*, 2021).

En tenant compte de la nature des sous-produits et déchets cités ci-dessus, le compostage est le mode de traitement le mieux approprié. Le compostage est un procédé biologique de transformation des résidus organiques en un produit stabilisé et riche en substances humiques qui est le compost. Le processus de dégradation de la matière organique se déroule dans des

conditions aérobies et assuré par des organismes décomposeurs (Mustin, 1987 ; El Fels, 2014). Le traitement des biodéchets par compostage permet de réduire la quantité des déchets ménagers et assimilés à transporter et à mettre en décharge, et contribue à la réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) engendrées par la fermentation anaérobie des déchets fermentescibles dans les décharges (CEFREPADE, 2012). Aussi, sur le plan socio-économique, la disponibilité du gisement des déchets compostables, tels que les sous-produits oléicoles, les effluents d'élevage et autres résidus agricoles, est toujours une opportunité pour la création d'emploi. Les besoins en main d'œuvre dépendent du degré de mécanisation et d'industrialisation de la filière du compostage (CEFREPADE, 2012).

Cette présente étude, qui porte sur la valorisation des biodéchets par compostage, s'inscrit dans le domaine de la protection de l'environnement et dans le cadre d'un projet de recherche sur la gestion des déchets dans la région de Kabylie, initié par une équipe de recherche du laboratoire PSEMRVC de la facultés des Sciences Biologiques et des Sciences Agronomiques de l'Université de Tizi-Ouzou, et faisant suite à d'autres travaux déjà réalisés dans ce domaine en Algérie, notamment les travaux de Djemaci (2012), Tahraoui Douma (2013), Cheniti (2014), Boukria (2018) et Chouaki (2019).

L'objectif global de ce travail est la valorisation par compostage de biodéchets dans la wilaya de Tizi-Ouzou en Algérie. Ainsi, nous avons réalisé deux études dans deux endroits différents : la première étude a été réalisée sur une plateforme de compostage aménagée près de l'huilerie « Amrioui » sise dans la commune d'Aït Yahia Moussa à Tizi-Ouzou et dont l'objectif a été la valorisation par compostage des déchets organiques apportés d'un marché de gros de fruits et légumes, du grignon d'olive, du fumier de volaille et du fumier de bovin. Quant à la deuxième partie, nous l'avons réalisée dans les deux résidences universitaires Hasnaoua 2 et Ex-Habitat. L'objectif a été la caractérisation des déchets ménagers et assimilés qui y sont générés et le traitement sur place et par compostage de la fraction organique.

Ce présent travail est structuré en quatre chapitres :

Le premier chapitre est consacré à une synthèse bibliographique portant sur des généralités sur le compostage et sur les déchets organiques compostables. Dans le deuxième chapitre, nous avons détaillé la démarche suivie, le matériel utilisé, ainsi que la méthodologie appliquée pour la réalisation de ce travail. Aussi, nous avons précisé les objectifs des

différentes études réalisées. Le troisième et le quatrième chapitre sont consacrés respectivement à la présentation puis à la discussion des résultats obtenus.

I. Généralités sur le compostage

1. Définition du compostage

Le compostage est un procédé biologique et contrôlé, de dégradation des déchets organiques d'origine animale et végétale dans des conditions aérobies (Mustin, 1987 ; Sharma et *al.*, 1997 ; Cedric, 2003). La décomposition de la matière organique est assurée par différentes communautés de microorganismes, principalement de bactéries, d'actinomycètes et de champignons, qui se succèdent lors du processus de compostage (Hassen et *al.*, 2001 ; McClintock, 2004). Ce processus conduit à l'élaboration d'un produit stabilisé, hygiénique et riche en composés humiques appelé « compost » (Haug, 1993 ; Mason, 2007) (Figure 1).

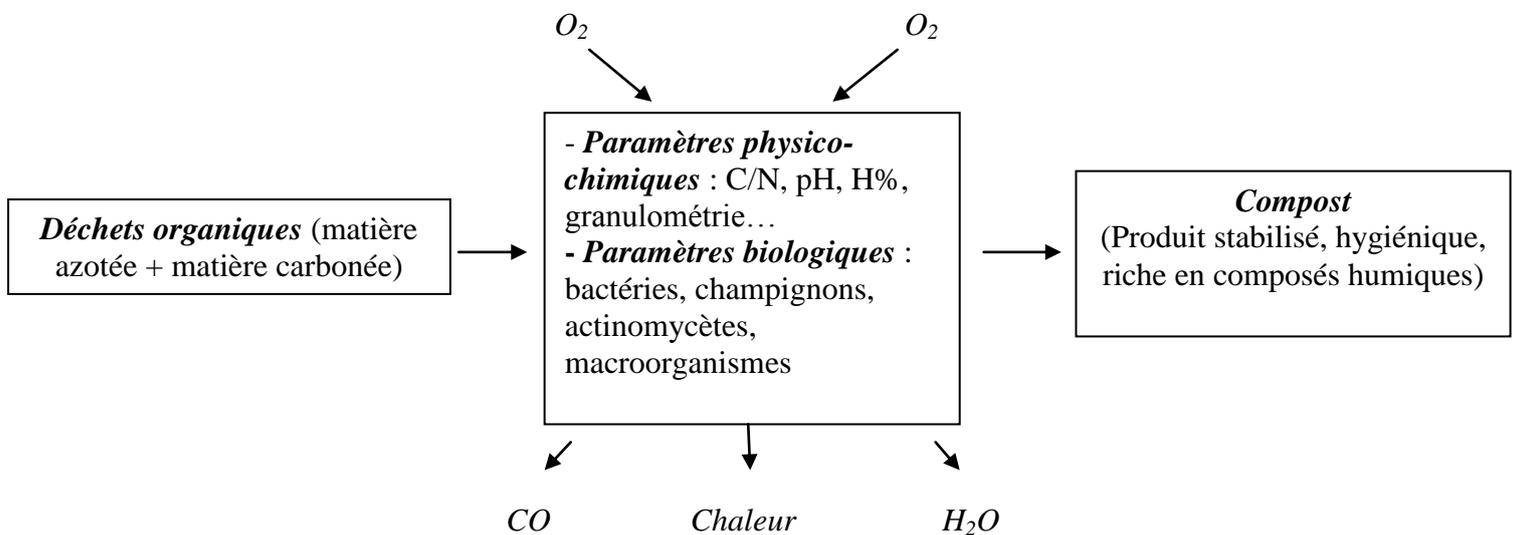


Figure 1 : Représentation schématique du processus de compostage.

2. Avantages du compostage

La valorisation par compostage des déchets organiques est une technique prometteuse permettant d'enrichir les sols en matière organique et de réduire les risques environnementaux engendrés par l'accumulation de ce type de déchets, tout en diminuant leurs volumes (El Fels, 2014). Le compostage est considéré comme la filière de traitement la plus pérenne, la plus durable et la mieux adaptée pour une large gamme de résidus et de substrats : fraction organique des déchets ménagers et sous-produits d'huilerie (Abouelwafa, 2009 ; Barje et *al.*, 2012), les déchets verts et boues de STEP (Amir & Hafidi, 2001 ; Amir et *al.*, 2010 ; Jouraiphy, 2007). Les travaux de ces auteurs ont montré que le compostage offre différents avantages tels que :

Synthèse bibliographique

- Le compostage est une écotechnique permettant de réduire les masses et les volumes de déchets à moitié (50% par rapport aux déchets initiaux). Ces réductions sont dues à la perte d'eau et à la modification de la porosité du milieu et à la minéralisation des composés organiques (Das & Keener, 1997 ; Eklind & Kirchmann, 2000).
- C'est un procédé biotechnologique utilisant les potentialités microbiennes permettant l'obtention d'un amendement organique « appelé compost » à partir des déchets organiques.
- L'augmentation de la température au cours de la phase thermophile du processus de dégradation, permet la destruction des agents pathogènes et de graines d'adventices.
- Le compostage permet la désodorisation due à la transformation de l'azote ammoniacal (qui est responsable des odeurs nauséabondes) en azote organique par les microorganismes.
- Le traitement in-situ par compostage des déchets putrescibles nous épargne leur acheminement vers les CET où ils subissent l'enfouissement. Dans ces lieux, ces déchets se décomposent en l'absence d'air (anaérobie) et produisent du lixiviat qui entraîne avec lui des contaminants solides tels que les métaux lourds et qui risque de se déverser dans les plans d'eau sous terrains ou de surface. En plus du lixiviat, la décomposition des déchets fermentescibles en absence d'oxygène produit des biogaz comme le dioxyde de carbone (CO₂) et le méthane (CH₄), deux gaz à effet de serre (GES) responsables du réchauffement climatique.

3. Paramètres du compostage

La connaissance parfaite des paramètres qui interviennent au cours du processus de compostage permet d'améliorer, d'accélérer et de mieux contrôler le procédé (Charnay, 2005). Ces facteurs interviennent en même temps et non pas indépendamment les uns des autres (Jiménez & García, 1991, Bernal *et al.*, 1996 ; Faverial, 2016) et peuvent être classés en deux groupes (Charnay, 2005 ; Bernal *et al.*, 2009, Oudart *et al.*, 2012) :

- Les paramètres liés à la nature et à la composition initiale des déchets à composter : teneur en eau (humidité), pH, granulométrie du substrat (taille des particules) et le rapport C/N.
- Les paramètres liés au suivi et à l'entretien du processus : température, présence d'oxygène et aussi la teneur en eau.

Ces principaux paramètres peuvent être classés aussi en deux catégories (Charnay, 2005 ; Diaz & Savage, 2007) :

3.1. Paramètres physico-chimiques

Ils permettent de créer les conditions propices au développement des microorganismes qui assurent la décomposition de la matière organique. Ces paramètres sont :

3.1.1. Teneur en eau ou humidité

L'activité microbienne est influencée par la teneur en eau des déchets à composter du fait que les microorganismes ont besoin d'eau pour se développer. Une humidité trop faible (en dessous de 20%) conduit à la décroissance de l'activité et à l'inhibition de la décomposition de la matière organique (Diaz & Savage, 2007 ; Ahn *et al.*, 2008 ; Petric *et al.*, 2009), par contre, une teneur en eau trop importante (au dessus de 70%) provoque la saturation des espaces lacunaires du substrat et limite ainsi l'apport d'oxygène au milieu, ce qui crée des conditions favorables à l'anaérobiose et engendre un ralentissement de l'activité biologique (Richard *et al.*, 2002 ; Mason., 2006). L'humidité optimale pour le compostage est située entre 40% et 60% (Mustin, 1987 ; Haug, 1993 ; Tiquia *et al.*, 1998 ; Richard *et al.*, 2002). Lors du compostage, une partie d'énergie calorifique dégagée sert à l'évaporation de l'eau qui est évacuée en grande partie à l'extérieur du compost ce qui provoque son assèchement, et pour compenser cette perte excessive en eau, l'arrosage du compost est indispensable (El Fels, 2014).

3.1.2. Rapport C/N

Au cours du processus de compostage, les bactéries utilisent le carbone comme source d'énergie et l'azote comme source protéique (Mustin, 1987). Le rapport C/N exprime la proportion entre le carbone et l'azote bio-disponible (Charnay, 2005), et qui dépend de la nature et de la composition intrinsèque des matériaux constituant le substrat à composter (Mustin, 1987). Pour que la dégradation des matières organiques soit idéale et rapide, un rapport C/N initialement équilibré doit être assuré. Selon les données bibliographiques, le rapport C/N optimal se situe entre 25 et 40 (Larsen & Mc Cartney, 2000 ; Amir *et al.*, 2001 ; Mbuligwe *et al.*, 2002 ; Sadaka & El-Taweel, 2003 ; Antizar-Ladislao *et al.*, 2005). Dans le cas où ce rapport est inférieur à 12, on assiste à une perte d'azote donc une production d'ammoniac ce qui entraîne une diminution du pH, par contre s'il est supérieur à 40, le processus de dégradation devient lent (El Fels, 2014). Le tableau 1 donne les rapports C/N de quelques matériaux compostables.

Synthèse bibliographique

Tableau 1 : Rapport C/N de différents matériaux compostables (Mustin, 1987 ; Michaud, 2007).

Matériaux	Rapport C/N
Gazon coupé	12
Ordures ménagères	25
Papier-carton	70
Papier journal	625
Sciure de bois	200
Copeaux de bois dur	560
Feuilles d'arbres	54
Branches d'arbres	70
Foin	23
Fumier de bovin	19
Fumier de mouton	16
Lisier de porc	14
Paille de blé	127

3.1.3. Apport d'oxygène

La présence d'oxygène est indispensable au bon déroulement du compostage pour maintenir les conditions aérobies nécessaires à une décomposition rapide et inodore (Charnay, 2005). Pour assurer une activité biologique aérobie, un taux d'oxygène lacunaire de l'ordre de 5% (Tomati et *al.*, 1995) doit être ajusté. Ce dernier est fonction de la porosité, de la granulométrie des particules présentes et de l'humidité du substrat (Van Ginkel et *al.*, 2002). Une granulométrie trop fine avec une humidité importante conduisent à la diminution de la teneur en oxygène dans le compost, ce qui favorise la mise en place des conditions favorables à l'anaérobiose (Kulcu & Yaldiz, 2004 ; Amir, 2005 ; Charnay, 2005). Pour apporter de l'oxygène au contenu du compost, il faut assurer l'aération par divers moyens : retournements mécaniques, brassage, aération forcée ou pilotée (Bari & Koenig, 2001).

3.1.4. pH

Les déchets organiques compostables ont généralement un pH qui varie entre 4,5 et 6 (Eklind et *al.*, 1997). L'acidité est due à la présence d'acides organiques contenus dans les matières premières, tels que les acides lactiques et acétiques (Beck-Friis et *al.*, 2003).

Synthèse bibliographique

Au cours du processus de compostage, le pH passe par trois (03) phases distinctes (figure 2) : Une phase acidogène caractérisée par un pH légèrement acide. La diminution de la valeur du pH est due à la production d'acides organiques et de dioxyde de carbone par hydrolyse (Haug, 1993). A cette phase d'acidification, succède une deuxième phase d'alcalinisation où la valeur du pH augmente pour atteindre 8 – 8,5 (Sharma et *al.*, 1997 ; Diaz & Savage, 2007). Cette alcalinisation est le résultat des réactions d'ammonification des composés azotés (libération de NH₃).

Lors de la troisième phase, le pH diminue pour atteindre la neutralité, cette phase s'explique par l'épuisement des matières organiques et par les réactions de nitrification avec libération d'ions H⁺ (Nakasaki et *al.*, 1993 ; De Guardia, 2006).

3.1.5. Température

Lors de l'oxydation des matières organiques, les microorganismes produisent de l'énergie dégagée sous forme de chaleur (Culot & Lebeau, 1999). La température de compost dépend de la quantité de chaleur produite lors de la dégradation de déchet fermentescible et de son pouvoir calorifique (Pujol, 2012) et des échanges de chaleur avec l'extérieur qui sont influencés par l'aération et le procédé de compostage (Berthe, 2007)

L'activité biologique aérobie n'est effective que dans des conditions de température comprises entre 5°C et 80°C (Mason, 2006 ; Ahn et *al.*, 2008). L'évolution de la température au cours du processus de dégradation a un effet sur la succession des différentes communautés microbiennes (Mustin, 1987 ; Haug, 1993 ; Rosso et *al.*, 1993 ; Richard & Walker, 1998 ; Tremier et *al.*, 2005 ; De Guardia, 2006)

L'évolution de la température au cours du processus de compostage permet de diviser ce dernier en quatre (04) phases successives (figure 2) qui sont :

- **La phase mésophile** : elle marque le début du processus de compostage. Cette phase est caractérisée par l'augmentation rapide de la température à l'intérieur du substrat en dégradation. La décomposition des composés organiques simples, tels que les acides aminés, les sucres et l'amidon par des bactéries et quelques rares groupes de champignons, accompagnée de dégagement d'une quantité de chaleur sont à l'origine de l'augmentation de la température durant la phase mésophile (Godden et *al.*, 1983 ; Nakasaki et *al.*, 1985a et b). La température peut atteindre les 40°C (Celerier, 2008), résultant de haut niveau d'activité métabolique avec une biomasse microbienne en pleine croissance (Bochove, 1993).

Synthèse bibliographique

- **La phase thermophile** : durant cette phase, les températures atteignent un maximum- parfois 80°C- dû à l'état de non évacuation de la chaleur produite (Suler & Finstein, 1977), ce qui inhibe la croissance des microorganismes mésophiles et favorise la prolifération des populations de microorganismes thermophiles (Witter, 1986). Ces dernières, constituées principalement de bactéries, de champignons et d'actinomycètes thermophiles (Nakasaki et al., 1985) œuvrent à la dégradation de composés plus complexes comme les lignines, les celluloses et hémicelluloses. C'est au cours de la phase thermophile que l'hygiénisation du compost est assurée avec la destruction des pathogènes (tableau 2) et des graines adventices (Klamer & Bååth, 1998 ; Hassen et al., 2001). Le compost est susceptible d'être réinfecté par certains pathogènes en état de résistance (Hamer, 2003). Cette hygiénisation du compost est conditionnée par l'aération, la durée suffisante et l'humidité adéquate (Liang et al., 2003).

Tableau 2 : Température et durée d'exposition nécessaire à la destruction de certains pathogènes (Lucero-Ramirez, 2000 ; Noble & Roberts, 2003).

Type de microorganismes	Température et durée nécessaire à sa destruction
<i>Ascaris lumbricoides</i>	4h à 60°C ou 1h à 65°C
<i>Salmonella spp</i>	15-20 min à 60°C ou 1h à 55°C
<i>Escherichia coli</i>	15-20 min à 60°C ou 1h à 55°C
<i>Taenia saginata</i>	5 min à 71°C
<i>Shigella spp</i>	1h à 55°C
<i>Entamoeba hystolitica</i>	68°C – temps inconnu
<i>Necator americanus</i>	50 min à 45°C

- **La phase de refroidissement** : au cours de cette phase, la température commence à baisser et le rôle des actinomycètes devient majeur (Godden et al., 1983).

- **La phase de maturation** : c'est la phase la plus longue du processus qui peut durer des mois (Klamer & Bååth, 1998 ; Hassen et al., 2001) où la température baisse sensiblement pour avoisiner la température ambiante. Elle est caractérisée par la stabilisation de la matière organique (processus d'humification) ce qui lui donne l'aspect de l'humus, par une activité microbienne réduite et par la présence de petits invertébrés qui jouent un rôle primordial dans la décomposition de la matière organique (Witter, 1986).

Dans la littérature, certains auteurs (Klamer & Bååth, 1998 ; Hassen et al., 2001) regroupent

Synthèse bibliographique

la phase de refroidissement et la phase de maturation en une seule phase dite « phase de ralentissement de l'activité » et qui s'oppose à la phase oxydative (la phase mésophile et la phase thermophile).

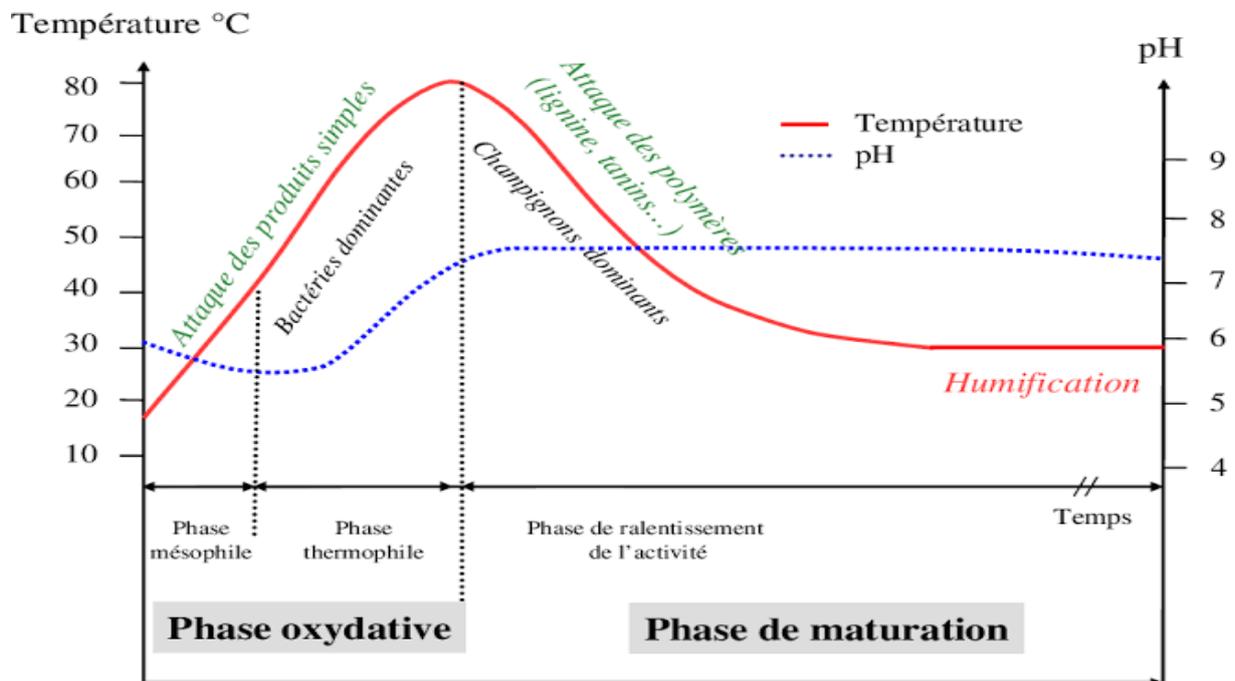


Figure 2 : Courbe théorique de l'évolution de la température et du pH au cours du compostage d'après Mustin (1987).

3.1.6. Granulométrie

La vitesse de dégradation est influencée par la granulométrie du substrat. Plus la surface spécifique de ce dernier sera élevée, plus les microorganismes auront accès facilement à la matière organique, donc l'oxydation sera meilleure (Trémier et *al.*, 2009). La granulométrie optimale favorise la circulation d'air ce qui permet une bonne oxygénation du compost et évite les conditions d'anaérobioses (El Fels, 2014). Si la granulométrie trop élevée, les apports en oxygène vont dépasser les teneurs optimales, asséchant le compost, et la montée en température se réalisera difficilement. Par contre si la granulométrie est trop fine, l'espace lacunaire sera réduit, et l'accès puis la circulation de l'air vont diminuer, ce qui induit l'étouffement du compost et la mise en place des conditions d'anaérobiose (Bari & Koenig, 2001). Au cours du processus de compostage, la dégradation du substrat par fragmentation transforme les agrégats en éléments fins. Cette évolution de la granulométrie est caractérisée par une teneur en oxygène trop faible, une masse trop compacte (El Fels, 2014). L'apport supplémentaire d'oxygène au cours du processus sera nécessaire (Bari et Koenig, 2001).

3.2. Paramètres biologiques

Le compostage est un procédé biologique durant lequel la biodégradation de la matière organique est assurée par des microorganismes. Les variations des paramètres physico-chimiques comme la température, humidité, pH, porosité (Or et *al.*, 2007), la compétition entre populations microbiennes pour un même substrat (Korniłowicz-Kowalsca & Bohacz, 2010), et la nature des substrats compostés (Vargas-García et *al.*, 2010) sont les facteurs qui conditionnent la succession et l'évolution des populations microbiennes (Rosenzweig et *al.*, 1980). La microbiologie du compostage doit être étudiée à travers plusieurs aspects : la composition et la succession des communautés, les micro habitats, et le rôle des microorganismes au sein de la communauté (Haruta et *al.*, 2005). Les microorganismes et les macroorganismes intervenant lors de la biodégradation de la matière organiques sont :

Bactéries

Les bactéries sont les microorganismes les plus abondants dans les déchets organiques (Jouraiphy, 2007 ; Chroni et *al.*, 2009 ; Barje, 2010). Elles seraient responsables de 80 à 90% de l'activité microbienne lors du processus de compostage (Mustin, 1987) grâce à leur rapport surface/volume très élevé lui permettant des transferts rapides de substrats solubles dans le milieu intracellulaire (Tuomela et *al.*, 2000). La succession des groupes taxonomiques des bactéries est en fonction de l'évolution de la température et du pH du compost (Ryckeboer et *al.*, 2003 ; Haruta et *al.*, 2005), ces deux paramètres caractérisent les différentes phases du processus.

Champignons

Les champignons sont des organismes unicellulaires constitués d'un ensemble de filaments appelés « mycéliums » (Michaud, 2007). La majorité des champignons se développent sur des substrats acides et tolèrent un large éventail de pH (El Fels, 2014), et sont actifs pendant la phase mésophile (températures situées entre 5 et 37°C) (Dix & Webster, 1995) et même durant la phase de maturation où ils sont responsables de la dégradation des polymères complexes (Charnay, 2005).

Actinomycètes

Les actinomycètes sont des microorganismes ayant des caractéristiques des bactéries et des champignons : ce sont des bactéries filamenteuses multicellulaires. Ils apparaissent lors de la phase thermophile et pendant la phase de maturation (Tuomela et *al.*, 2000). Contrairement aux bactéries, les actinomycètes ont une croissance lente et tolèrent des pH légèrement

basiques. Ils contribuent à la dégradation de la cellulose et de la lignine (Deloraine, 2002).

Macro-organismes

A coté des bactéries, des champignons et des actinomycètes, on retrouve des groupes de macroorganismes qui participent à la dégradation de la matière organique durant le processus de compostage comme les lombrics, les insectes, les acariens, les gastéropodes, les myriapodes, les crustacés, les nématodes...etc. (Michaud, 2007 ; El Fels, 2014).

4. Transformation du substrat au cours du compostage

4.1. Perte de masse de la matière organique

Au cours de la dégradation biologique des déchets organiques, la minéralisation de la matière organique - pouvant atteindre 20 à 60% de la matière organique initiale (Atkinson et *al.*, 1996), l'évaporation de l'eau sous l'effet de la chaleur (Canet & Pomares, 1995) et la réduction de la taille des particules due à la décomposition des substrats initiaux par les microorganismes provoquent la perte de masse de la matière organique. La perte en volume peut atteindre 60% (Inbar et *al.*, 1993). Cette diminution dépend de la durée du processus et aussi des conditions dans lesquelles le procédé est réalisé. Selon Tremier et *al.* (2005) et Francou et *al.* (2005), l'évolution de la teneur en MO au cours du compostage est marquée par deux phases (figure 3):

- Une phase de dégradation de la MO facilement biodégradable. Cette matière organique est dégradée en éléments solubles qui sont utilisés par les microorganismes comme source d'énergie.
- Phase de maturation durant laquelle une activité microbienne résiduelle conduit à la réorganisation de la MO initialement minéralisée sous forme de macromolécules organiques semblables aux substances humiques.

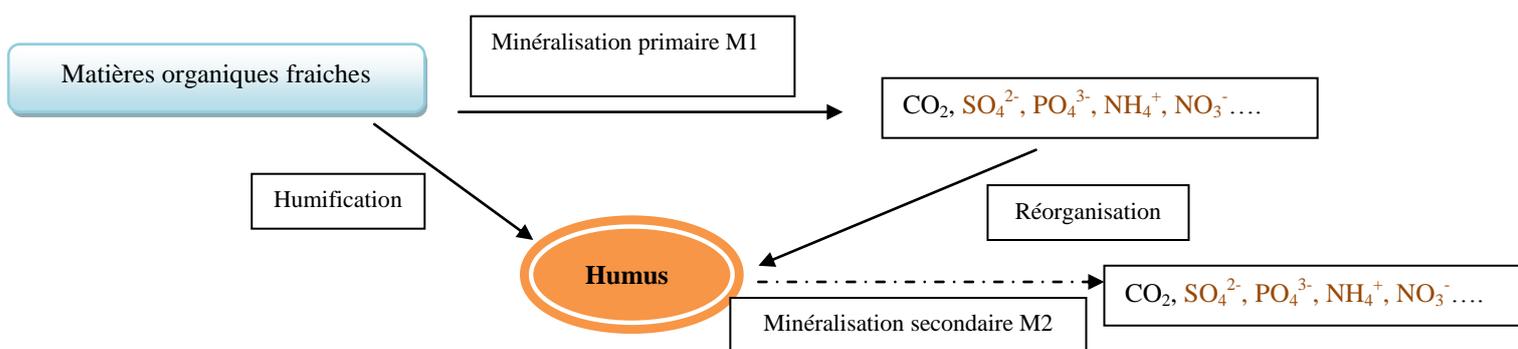


Figure 3 : Humification et minéralisation de la matière organique fraîche (Gossart, 2001).

4.2. Evolution biochimique de la matière organique

L'utilisation de la méthode de **Van Soest**, basée sur des attaques successives avec des réactifs d'acidité croissante, à chaud et à froid (Van Soest & Wine, 1967 ; Van Soest & Wine, 1968), permet de séparer la matière organique en quatre fractions qui sont la fraction soluble, les hémicelluloses, la cellulose et la lignine.

La matière organique contenue dans le substrat mis à composter est composée de diverses molécules complexes. Elle subit d'abord une dégradation microbienne qui libère les composés simples souvent solubles (Tiquia, 2002). La minéralisation complète d'une partie facilement assimilable tels que les sucres et les acides aminés libère des composés minéraux solubles. La partie la plus résistante (comme la lignine) subit une série de biotransformation et sert de matériau de base pour la formation des substances humiques (Stevenson, 1994 ; Chefetz et *al.*, 1998 ; Kogel-Knabner, 2002).

L'évolution de la composition biochimique de la matière organique au cours du compostage se traduit par une diminution des proportions d'hémicellulose et de cellulose qui se dégradent progressivement en composés plus simples (Sánchez-Monedero et *al.*, 1999 ; Said-Pullicino et *al.*, 2007). La dégradation de ces deux fractions est importante, elle peut atteindre 60 à 90% des quantités initialement présentes pour l'hémicellulose et 50 à 80% pour la cellulose (Jouraiphy et *al.*, 2005 ; Doublet, 2008 ; Francou et *al.*, 2008).

La fraction soluble de la matière organique contient les polysaccharides, les protéines, les peptides et sucres aminés constituant ainsi une source de carbone et d'azote disponible et facilement accessible au métabolisme microbien (Said-Pullicino et *al.*, 2007).

La lignine est le composé le plus récalcitrant à la biodégradation. Au cours du processus de compostage, on observe soit une stabilité de ses proportions dans la matière organique, soit son augmentation (Inbar et *al.*, 1989 ; Atkinson et *al.*, 1996 ; Tuomela et *al.*, 2000 ; Eklind & Kirchmann, 2000). Plus la proportion de la lignine est élevée, moins la biodisponibilité du substrat est grande, car la biodégradation difficile de ce composé engendre une restriction physique des autres constituants cellulaires, du fait que la lignine réduit les surfaces accessibles aux les microorganismes, donc disponibles pour l'activité enzymatique (Haug, 1993).

4.3. Evolution des teneurs en C et en N

Au cours du processus de compostage, la teneur en carbone organique total (COT) diminue.

Synthèse bibliographique

Cette diminution est due à l'utilisation du carbone par les microorganismes pour leur métabolisme. Près de 40% du carbone organique initial est perdu lors de la biodégradation de la matière organique au cours du compostage (Sánchez-Monedro *et al.*, 1999 ; Francou *et al.*, 2008). La perte de carbone indique une dégradation intense de la matière organique (Changa *et al.*, 2003).

Contrairement au carbone qui subit une perte remarquable au cours du compostage, l'azote subit moins de perte, cela est dû à la réorganisation partielle de l'azote minéralisé (Lashermes, 2010). La teneur en azote total a tendance à augmenter durant le processus de compostage (Bernal *et al.*, 1998 ; Sánchez-Monedro *et al.*, 1999 ; Francou *et al.*, 2008). Une partie de l'azote peut être perdue par volatilisation (Boucher *et al.*, 1999).

La diminution de la teneur en COT et l'augmentation de la teneur en azote total conduisent à la diminution du rapport C/N au cours du compostage (Bernal *et al.*, 1998 ; Francou *et al.*, 2008).

4.4. Humification de la matière organique

❖ Structure des substances humiques

L'humification de la matière organique se déroule pendant la deuxième phase du compostage, à savoir la phase de maturation (Zbytniewski & Buszewski, 2005). Cette action d'humification se traduit par une réorganisation et une condensation sous forme de macromolécules des constituants organiques non minéralisés. Le degré de transformation de la matière organique brute ou fraîche en composés humiques peut être considéré comme un indice de stabilité et de maturité du compost (Inbar *et al.*, 1990 ; Sánchez-Monedro *et al.*, 1999 ; Ouatmane *et al.*, 2000 ; Wu & Ma, 2002 ; Ait Baddi *et al.*, 2004). La teneur en matière humiques et l'étude de la structure de celles-ci constituent un paramètre à prendre en considération pour l'évaluation de la qualité du compost et l'appréciation de sa valeur agronomique (Valdrighi *et al.*, 1996 ; Madejón *et al.*, 2001 ; Spaccini *et al.*, 2002). La formation et les structures des substances humiques du compost, comme celles du sol, demeurent complexes (Leinweber & Schulten, 1999 ; Koivula & Hännien, 2001).

Les substances humiques formées sont co-extraites dans les différentes fractions biochimiques (Eklind & Kirchmann, 2000), et ces dernières évoluent peu pendant la maturation, ce qui rend difficile la mise en évidence de l'humification de la matière organique en se basant uniquement sur le suivi des fractions biochimiques seules (Sánchez-Monedro *et al.*, 1999 ;

Synthèse bibliographique

Zbytnewski & Buszewski, 2005 ; Francou et *al.*, 2008). La méthode utilisée couramment pour caractériser l'humification de la matière organique durant le processus du compostage est celle utilisée pour l'étude des sols. Cette méthode est basée sur l'extraction des acides humiques, des acides fulviques et de l'humine. Selon Stevenson (1994), ce fractionnement est basé sur les caractéristiques de solubilité des composés organiques dans l'eau ajustée en fonction du pH, c'est-à-dire à différentes conditions acido-basiques. Ainsi, les substances humiques dont le poids moléculaire varie entre 1000 et 300 000 daltons (Wolf et *al.*, 2001) sont subdivisés en trois fractions :

- ✓ **Les acides humiques** : ils précipitent à partir d'un pH inférieur à 2. Ce sont des polymères à haut poids moléculaire (10 000 à 300 000 daltons), très hétérogènes, chargés négativement, de couleur noire à brun foncé. Ils proviennent d'un processus de condensation oxydative des composés phénoliques (Stevenson, 1994) et liés à des acides aminés, des peptides et des polysaccharides (Martin & Haider, 1971). Les acides humiques sont riches en carbone aromatique et moins riches en oxygène par rapport aux acides fulviques (Figure 4) :

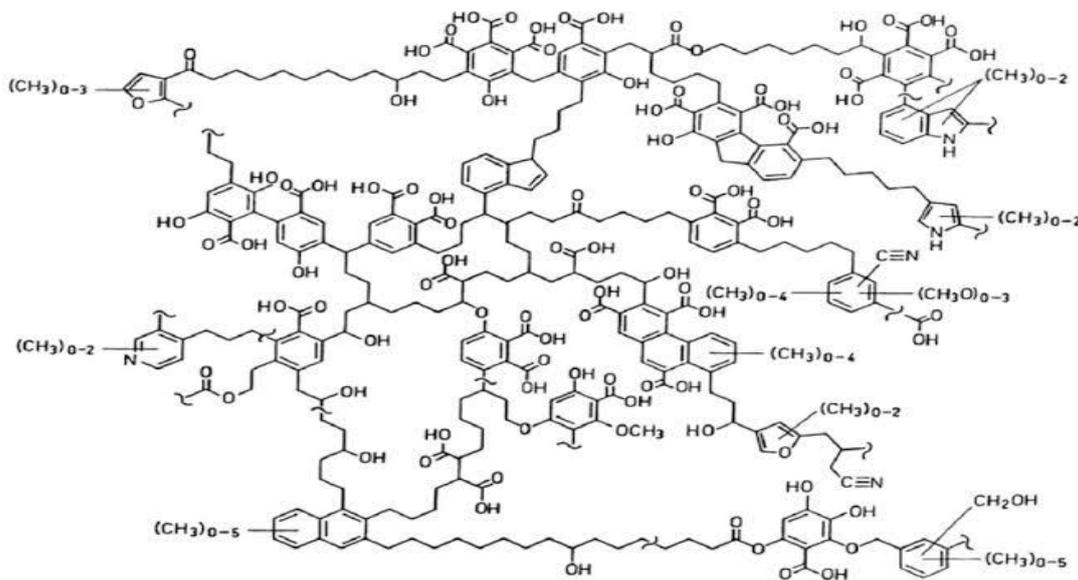


Figure 4 : Modèles de structure des acides humiques selon Schulten & Leinweber (1996).

- ✓ **Les acides fulviques** : ce sont des polymères de taille plus petite (1000 à 10 000 da) et ils sont solubles dans l'eau quelque soit le pH (acide, neutre ou alcalin). Ils possèdent un taux de carbone relativement faible. L'oxygène, présent sous forme de groupes carboxyliques libres est abondant (figure 5) (Wufeng, 2003). Ils sont formés de composés phénoliques à faible poids moléculaire, liés à des polysaccharides (Duchaufour, 1991 ; González-Vila et *al.*, 2001).

Synthèse bibliographique

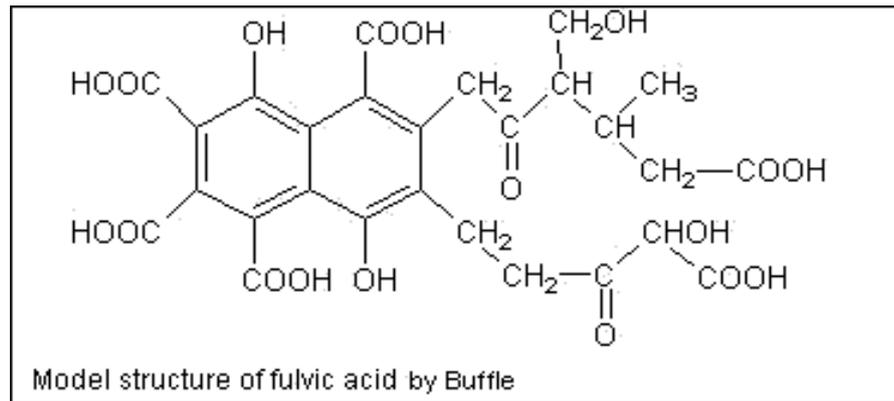


Figure 5 : Modèle de structure des acides fulviques selon Buffle et *al.* (1977).

- ✓ **L'humine :** quelque soit le pH, cette molécule est insoluble dans l'eau. Elle correspond à la partie non-extractible de la fraction humifiée (Duchaufour, 1991). Elle est composée de macro-structures organiques très grandes et très complexes intimement liées à la fraction minérale (Almendros et *al.*, 1996). Les principales caractéristiques des acides humiques et des acides fulviques sont illustrées dans le tableau 3.

Tableau 3 : Propriétés et caractéristiques principales des acides humiques et des acides fulviques (Stevenson & Code, 1999).

(La masse moléculaire est en g/mol (dalton) et l'acidité est en cmol/kg ou mmoles/g)

Acide Fulvique		Acide Humique	
Acide crénique	Acide apocrénique	Acides humiques bruns	Acides humiques gris
Jaune clair	Marron jaune	Marron foncé	Noir-gris
Augmentation du degré de polymérisation		→	
2000	Augmentation de la masse moléculaire	→	300 000
45%	Augmentation du taux de carbone	→	62%
48%	Diminution du taux d'oxygène	→	30%
1400	Diminution de l'acidité	→	500

Durant le compostage, une diminution de la teneur en acide fulvique et une augmentation de la teneur en acide humique sont observées (Francou et *al.*, 2005 ; Jouraiphy et *al.*, 2005).

Cette méthode classiquement utilisée est controversée pour deux raisons majeures :

- Les fractions séparées n'ont pas de propriétés biochimiques définies : les acides humiques et humines peuvent contenir des composés jeunes, peu polymérisés, faciles à dégrader, comme ils peuvent contenir des composés vieillis, très condensés et difficiles à dégrader (Zbytniewski & Buszewski, 2005).
- Absence de consensus sur les modalités d'extraction des fractions biochimiques : ce qui entraîne des différences dans l'élaboration des protocoles d'extraction (Inbar et *al.*, 1990 ; Serra-Wittling et *al.*, 1996).

Par ailleurs, d'autres méthodes plus récentes qui sont basées essentiellement sur des analyses spectrales de la matière organique (spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier, résonance magnétique nucléaire, pyrolyse) permettent de mieux caractériser la nature chimique, le degré de condensation et l'aromatation des substances humiques (Jouraiphy et *al.*, 2005 ; Francou et *al.*, 2008).

4.5. Stabilisation de la matière organique

La stabilisation de la matière organique correspond à la diminution de sa biodégradabilité (Francou, 2003). Elle dépend de la nature du substrat initial mis à composter, de la durée et du procédé de compostage (Lashermes, 2010). Selon Francou et *al.* (2005), une durée de 3 à 4 mois de compostage est suffisante pour obtenir des composts stabilisés à la base de déchets verts et de boues de STEP, alors que le compostage de la fraction organique d'ordures ménagères nécessite une durée de 6 mois pour obtenir un compost stabilisé.

La méthode de référence pour évaluer la stabilité d'un compost est le suivi de l'activité respiratoire d'un sol auquel le compost est incorporé. Cette activité respiratoire est généralement mesurée par le dégagement de CO₂ lors d'incubations dans des conditions contrôlées (à des températures comprises entre 25 et 30°C) de composts mélangés à du sol préalablement séchés et homogénéisés (Robertson & Morgan, 1995 ; Bernal et *al.*, 1998 ; García-Gómez et *al.*, 2003).

Cependant, il est à noter qu'actuellement il n'existe pas une référence bibliographique fixant

Synthèse bibliographique

des niveaux de stabilité de la matière organique des composts. Les travaux menés dans ce sens mettent généralement en évidence deux catégories de composts (Francou, 2003) :

- les composts très instables dont l'incorporation au sol entraîne une très forte augmentation de l'activité microbienne.

- les composts très instables dont l'incorporation au sol ne modifie pas l'activité microbienne.

Les situations intermédiaires comprises entre ces deux extrêmes correspondent à une gamme continue de stabilisation, ce qui rend difficile la comparaison des résultats tirés des différentes études réalisées (Francou, 2003).

5. Valeur agronomique du compost

Les avantages que peut apporter l'utilisation de compost de qualité pour les cultures et pour les sols sont nombreux :

- le compost est un amendement organique permettant d'améliorer la structure des sols, l'aération, le drainage, la minéralisation des composés organiques et la concentration des fertilisants ce qui permet de réduire les carences nutritionnelles chez certaines cultures (El Fels, 2014).

- l'application de compost a des effets positifs sur la stabilité des agrégats à court terme. Ainsi, l'amélioration de la structure du sol –qui est liée à cette stabilité des agrégats- conduit à une augmentation de la porosité et à une diminution de la densité (Asche et *al.*, 1994 ; Giusquiani et *al.*, 1995 ; Asche, 1997 ; Timmermann et *al.*, 1999 ; Hartmann, 2003).

- il possède un effet à long terme dans le sol contrairement aux fertilisants chimiques. Il enrichit et maintient la biodiversité des populations microbiennes des sols (El Fels, 2014).

- une augmentation de la capacité de rétention de l'eau généralement observée longtemps après l'application de compost (Avnimelech et *al.*, 1993 ; Kahle & Belau, 1998 ; Hartmann, 2003).

- l'application de compost peut avoir un effet sur l'assimilation d'énergie d'un sol en raison de sa couleur foncée (Hartmann, 2003).

- l'apport du compost conduit généralement à une élévation du pH des sols cultivés, cela est dû au fait que la plupart des composts ont un pH relativement élevé et possèdent des quantités importantes de substances tampon (Diez & Krauss, 1997 ; Kahle & Belau, 1998 ; Landes et *al.*, 2002).

- le compost favorise l'augmentation de la biomasse microbienne et améliore à long terme la fertilité du sol (Smith & Paul, 1990).

- augmentation de diverses activités enzymatiques (uréases, protéases, phosphatases,

sulfatases) et augmentation du potentiel biologique et enzymatique du sol (Perucci, 1990).

6. Qualité du compost

Le compost est utilisé comme amendement organique pour améliorer la qualité des sols et aussi comme fertilisant pour les plantes visant à augmenter les rendements des cultures. Son utilisation dépend de sa qualité qui est déterminée à travers l'évaluation de trois paramètres : la maturité et le degré de stabilisation de la matière organique (Abdelhamid *et al.*, 2004) et de sa teneur en métaux lourds. La stabilité du compost est décrite comme le degré de biodégradation de la matière organique au-delà duquel l'activité biologique est fortement ralentie et ne peut pas redémarrer même si les conditions favorables sont réunies (Cooper, 2004). Un compost mature est un produit prêt à l'usage tant que le degré de décomposition est atteint que l'absence d'effets phytotoxiques pour les cultures, et aussi de ses bonnes qualités amendantes (Tremier *et al.*, 2007).

L'utilisation de compost immature présente des effets dépressifs pour le sol et pour les plantes : la diminution du taux d'oxygène et du potentiel oxydo-réducteur du sol favorise la création de conditions d'anaérobiose. Ces dernières favorisent la mobilisation des métaux lourds et provoquent des réactions inhibitrices ou phytotoxiques, lesquelles sont liées à la production d'ammoniac et d'acides organiques (Jiménez & Garcia, 1989 ; Wang *et al.*, 2004). Parmi les indicateurs permettant l'évaluation de la qualité du compost on peut citer :

6.1. Indicateurs physiques

Appelés également « critères empiriques » ; l'odeur, la couleur, la granulométrie et la température du compost sont considérés comme critères susceptibles de renseigner sur le degré de stabilisation de la matière organique au cours du compostage et sur la maturité du compost final.

- ✓ Un bon compost est caractérisé par l'odeur d'humus et par l'absence d'odeur désagréable (Mbuligwe *et al.*, 2002).
- ✓ Un compost mature doit ressembler à du terreau par sa couleur (brune ou noire foncée) (Jimenez & Garcia, 1989). En effet, au cours de la phase de maturation, des substances humiques qui sont des molécules aromatiques à doubles liaisons sont synthétisées. Elles sont responsables de la couleur du compost mature. La couleur peut être évaluée visuellement ou par la méthode spectroscopique (Tremier *et al.*, 2007).

Synthèse bibliographique

- ✓ Durant le processus du compostage, les réactions de biodégradation des déchets organiques conduisent à la diminution de leur granulométrie (ANID P.J, 1982). Un compost avec une texture friable est considéré comme étant mature (Charnay, 2005).
- ✓ Température : la maturité et la stabilisation du compost marque la fin du processus de dégradation de la matière organique. Elle se traduit par une température du tas stable et qui s'approche de la température ambiante extérieure (Harada et *al.*, 1981 ; Kapétanios et *al.*, 1993 ; Barje et *al.*, 2013).

6.2. Indicateurs chimiques

Les principaux paramètres chimiques permettant l'évaluation de la maturité des composts se basent sur le suivi de l'évolution du : pH, rapport C/N, rapport $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$, capacité d'échange cationique (C.E.C), la conductivité électrique (CE)...

Les **pH** acides caractérisent les composts immatures, alors que les composts matures ont un pH qui varie entre 7 et 9 (Avnimelech et *al.*, 1996). Le **rapport C/N** est le paramètre le plus communément mesuré pour évaluer la maturité d'un compost. Un rapport C/N inférieur à 12 est considéré comme un indicateur de maturité pour le compost (Jimenez et *al.*, 1993 ; Bernal et *al.*, 1998), ce rapport se rapproche souvent de 10. Bernal et *al.* (1998) a montré dans une étude que l'ajout d'un compost mature (dont le rapport C/N est inférieur à 15) dans le sol n'altère pas l'équilibre microbiologique de ce sol.

La qualité de compost est également évaluée par le suivi de l'azote. Les microorganismes nitrifient le substrat, se traduisant par une diminution de la concentration en $[\text{NH}_4^+]$ et une apparition d'ions nitrate (Charnay, 2005). Un compost stable produit à la base d'ordures ménagères est caractérisé par une concentration en $[\text{NH}_4^+]$ voisine de 0,04% soit 400mg/kg (Bernal et *al.*, 1998). Dans une étude de Sánchez-Monedro et *al.*, (2001), il a été conclu que la perte d'azote dans un compost d'ordures ménagères est proche de 40% et qu'un rapport $[\text{NH}_4^+]/[\text{NO}_3^-]$ inférieur ou égal à 0,11% est considéré comme un indicateur de bonne qualité pour ce type de compost. Le suivi de la capacité d'échange cationique (**C.E.C**) permet également l'appréciation de la qualité d'un compost (Harada et *al.*, 1981). Le processus d'humification produit des groupes fonctionnels et augmente l'oxydation de la matière organique, ce qui conduit à l'accroissement de la CEC. Une valeur de la CEC supérieure à 60mg eq/100g indique que le compost est mature (Harada & Inoko, 1980). Pour Bernal et *al.* (1998), cet indice est valable uniquement pour les composts produits à la base d'ordures ménagères.

Synthèse bibliographique

La **conductivité électrique (CE)** d'un compost dépend de sa concentration en sels minéraux, elle est donc liée directement à la salinité (Feverial, 2016). Selon Hirai et *al.* (1983) il existe une relation entre la phytotoxicité d'un compost et sa CE. Un apport limité de compost pour des espèces végétales sensibles aux sels est recommandé (Sæbø & Ferrini, 2006). La CE suit des évolutions différentes. En effet, durant le processus de compostage une minéralisation intense associée à une forte perte de masse concentre les sels minéraux et tend à augmenter la CE. Aussi, au cours de la formation des substances humiques les sels se fixent sur la MO stabilisée (Francou, 2003) et provoquent une diminution de la CE. Une conductivité électrique comprise entre 2 et 3ms.cm⁻¹ est considérée comme un indicateur de maturité de compost (Sæbø & Ferrini, 2006).

6.3. Indicateurs biologiques

Quoique les différents paramètres physico-chimiques permettent d'évaluer la maturité d'un compost ils demeurent moins efficaces pour l'évaluation de ses éventuels risques de phytotoxicité (El Fels, 2014). D'autres méthodes d'appréciation de la maturité de compost- donc de sa qualité- sont basées sur le degré de stabilisation de la MO, et ses effets sur l'activité microbienne des composts et des sols-plantes (Houot et *al.*, 2002). Généralement, la maturité d'un compost est liée à la germination et à la croissance des plantes incluant la phytotoxicité et la génotoxicité générées par les polluants. Ces méthodes et outils peuvent être: un test respirométrique et d'auto-échauffement, test de phytotoxicité, test de germination, test de génotoxicité, mesure des dommages à l'ADN par l'essai comet, test de croissance foliaire et racinaire...

6.4. Teneur en métaux lourds

Contrairement aux pays industrialisés (P.I) où la réglementation sur la qualité des composts est stricte, la plupart des pays en développement (P.E.D) ne possèdent pas une réglementation en matière de qualité de compost (Charnay, 2005). La teneur en métaux lourds est l'un des critères de qualité les plus préconisés dans la réglementation. Une grande diversité est constatée dans la tolérance dans chaque pays, cela est dû au fait que les teneurs en métaux lourds dans le compost varient d'un pays à un autre en fonction de la variation des sources de génération. Ces dernières sont souvent liées à la composition et à la typologie des déchets urbains : plastiques (Cd, Ni, Zn), peintures (Cr, Cd, Pb), piles (Hg, Zn, Pb, Cd), papiers et cartons (Pb), composants électroniques (Pb, Cd), céramiques et cosmétiques (Meoun & Le

Synthèse bibliographique

Clerc, 1999 ; De Miquel, 2001). Pour avoir un compost de qualité à la base d'ordures ménagères, il est nécessaire de faire un tri sélectif des déchets ménagers et assimilés (DMA) en amont afin d'éviter que la fraction organique soit souillée par d'autres composants contenant des métaux lourds.

II. Déchets organiques compostables

1. Fraction organique des DMA

Dans les villes des pays en développement (PED), les déchets ménagers constituent une préoccupation pour les populations et pour les responsables chargés de la gestion de ces déchets. Cette préoccupation est justifiée par les différents problèmes liés à la gestion des déchets solides urbains (ou déchets ménagers et assimilés) : coûts de traitement très élevés, les décharges ne reçoivent en moyenne que 30 à 50% des déchets générés, nuisances et risques pour la santé en raison de l'amoncellement des déchets en putréfaction et l'obstruction des canaux d'évacuation des eaux (CEFREPADE, 2012).

Dans les PED, la fraction organique des DMA représente plus de 60% par rapport aux autres fractions (déchets recyclables et déchets ultimes) (Guermoud et *al.*, 2014) et le compostage constituerait une solution fiable et durable de ces déchets fermentescibles (Aloueimine, 2006) compte tenu de leurs caractéristiques physico-chimiques : ils sont riches en composés organiques, teneur en eau élevée, faible pouvoir calorifique inférieur (PCI). Les déchets de cuisine, les déchets de jardin, les déchets fermentescibles de l'activité commerciale, les déchets de l'industrie agroalimentaire sont parmi les déchets susceptibles d'être valorisés par compostage.

2. Fumier de bovin

Les bovins, comme tous les autres animaux domestiques, ingèrent environ 70% du carbone consommé mais seulement 30% des minéraux consommés comme l'azote, le phosphore et la potasse. Donc il est important de récupérer ces nutriments non ingérés et de les réutiliser pour la fertilisation des cultures (Barrington et *al.*, 1997).

Le fumier est l'effluent d'élevage de bovin le plus important en volume et en charge polluante. C'est un mélange de fèces, d'urine, de litière et d'eau provenant des résidus alimentaires (Barrington et *al.*, 1997). Une gestion optimale et écologique de ces effluents, notamment le fumier, nécessite une connaissance précise de leurs caractéristiques physiques,

Synthèse bibliographique

chimiques et biologiques. La composition du fumier dépend de plusieurs facteurs tels que l'âge de l'animal, la consommation d'eau, la formulation de la ration et le climat (Taiganides & Hazen, 1966) et cette composition change considérablement après l'excrétion (Ghaly et al., 1988).

Les caractéristiques et la teneur en éléments fertilisants du fumier de bovin (laitier) sont données par le tableau 4.

Tableau 4 : Caractéristiques du fumier de bovins laitiers (Jewel et al., 1976 ; MWPS-18, 1985).

<i>Poids de l'animal (kg)</i>	<i>Fumier produit (kg/j)</i>	<i>Densité (kg/m³)</i>	<i>ST¹ (%)</i>	<i>SV² (%)</i>	<i>P₂O₅ (g/L)</i>	<i>K₂O (g/L)</i>
68	5,5	993	13,3	10,8	2,0	4,0
114	9,0	993	13,0	10,5	2,0	4,0
227	18,6	993	12,6	10,5	2,0	4,0
455	37,2	993	12,7	10,5	2,0	4,0
636	52,3	993	12,7	10,4	2,0	4,0
455	32,2 - 49,9	970	12,5	10,2	1,92	4,2

¹ Solides totaux

² Solides volatiles

3. Effluents avicoles

Les effluents issus des élevages avicoles (en particulier l'élevage des poulets de chair et des poules pondeuses) constituent d'excellents engrais organiques compte tenu de leurs teneurs élevées en azote et en phosphore (tableau 5) (Quideau, 2010). Ces effluents peuvent être de fumier, des fientes et de lisier.

Généralement, les volailles de chair sont élevées dans des bâtiments (poulaillers) avec un sol en terre battue et recouvert d'une litière végétale, dont la nature, l'origine et la composition sont variables (ITAVI, 1997). Le fumier constitue un vaste réservoir d'éléments fertilisants d'où l'intérêt de le valoriser par compostage grâce à une ventilation forcée et/ou des retournements mécaniques (Quideau, 2010). Le compostage permet d'obtenir un compost hygiénisé et plus stable que le produit initial.

En plus du fumier, les fientes de volailles sont riches en minéraux, en particulier en calcium et

Synthèse bibliographique

en phosphore (1,9 et 1,7% de la matière sèche des fientes de poulets respectivement) (Nefzaoui, 1991).

En outre, en aviculture, les antibiotiques sont fréquemment utilisés et les fumiers issus de l'élevage des volailles traités peuvent contenir ces antibiotiques. L'épandage direct et sans traitement préalable (compostage ou simple stockage) présente un risque sur l'environnement et sur la santé humaine en raison de ces différents contaminants (Le Devendec et *al.*, 2015).

Tableau 5 : Comparaison des teneurs en matière sèche, N, P₂O₅ et K₂O de deux effluents avicoles (ITAVI, 1997).

Effluent	Matière Sèche (%)	N (g/kg de produit brut)	P (g/kg de produit brut)	K (g/kg de produit brut)
<i>Fientes poules pondeuses (préséchage en bâtiment + stockage en hangar)</i>	77,6	36,8	16,5	20,8
<i>Fumier poulet standard (sortie bâtiment)</i>	62,4	22,8	6,0	15,7

4. Grignon d'olive

L'oléiculture est très développée dans les pays du bassin méditerranéen. Cette activité agricole contribue fortement au développement économique et social des populations (Meziane, 2013). L'Algérie est parmi les plus gros pays producteurs de l'huile d'olive (elle occupe la 5^{ème} position mondiale après l'Espagne, l'Italie, la Grèce et la Tunisie) (Bensemmane, 2009).

Cependant, l'industrie d'extraction de l'huile d'olive génère deux résidus : les margines et les grignons qui, par leur rejet sans traitement dans la nature, constituent une source de nombreux problèmes environnementaux inquiétants (pollution des cours d'eau, des sols, des plans d'eau tous-terrains...etc.). La valorisation de ces sous-produits contribuerait à atténuer les impacts négatifs de l'industrie oléicole sur l'environnement.

En Algérie, comme dans la plupart des pays méditerranéens, les grignons d'olive sont disponibles en grandes quantités. Selon le procédé d'extraction utilisé et l'équipement des huileries on distingue trois types de grignons :

- ✓ Les grignons bruts : issus des huileries utilisant le système traditionnel de presse hydraulique et les scourtins (Chaabane et *al.*, 1997). Ils sont caractérisés par une

Synthèse bibliographique

teneur élevée en eau et en huile, ce qui leur permet une altération rapide à l'air libre (Nefzaoui, 1984).

- ✓ Les grignons épuisés : obtenus après traitement des grignons bruts (désuilage par solvant) (Nefzaoui, 1984 ; Chaabane et *al.*, 1997).
- ✓ Les grignons partiellement dénoyautés : issus des huileries modernes utilisant le procédé d'extraction en chaîne continue ou super presses. Ils résultent de la séparation partielle des débris de noyau de la pulpe par tamisage ou par ventilation (Nefzaoui, 1984 ; Chaabane et *al.*, 1997)

La composition chimique des grignons d'olive varie en fonction du stade de maturation, du procédé d'extraction de l'huile et de l'épuisement par les solvants (Nefzaoui, 1984). La composition des différents types de grignons figure dans le tableau 6:

Tableau 6 : Composition chimique indicative des différents types de grignons (Chaabane et *al.*, 1997).

	Grignon brut	Grignon épuisé	Grignon chaînes continues
Matière sèche	70,2	83,4	40,6
Matières minérales (%MS)	3,7	10,4	2,4
Matières grasses (%MS)	8,1	3,3	9,1
Matière azotées totales (%MS)	8,7	9,5	7,2
Cellulose brute (%MS)	47,6	46,7	52,0
A.D.F. (%MS)	53,6	68,2	59,9

%MS : en pourcentage de la matière sèche ; **A.D.F** : Acide Detergent Fiber.

Notre étude porte sur la valorisation par compostage des biodéchets au niveau de l'huilerie « Amrioui » à Aït Yahia Moussa et dans les deux résidences universitaires Ex-Habitat et Hasnaoua 2.

I. Présentation des sites d'études

1. Présentation de la commune d'Aït Yahia Moussa

Aït Yahia Moussa, anciennement appelée Oued Ksari, est une commune de la daïra de Draa El Mizan dans la wilaya de Tizi-Ouzou en Algérie. Elle est située à 20km au sud-ouest de la ville de Tizi-Ouzou et à 115km au sud-est d'Alger (coordonnées géographiques : 36°38'28'' nord, 3°53'18'' est). Elle est délimitée au nord par Tadmaït, à l'est par Maâtkas, au sud par la daïra de Draa El Mizan et par la wilaya de Boumerdes à l'ouest (Figure 6). Elle a une superficie de 62,90km² et d'une altitude de 300m, avec un climat méditerranéen caractérisé par un été chaud.

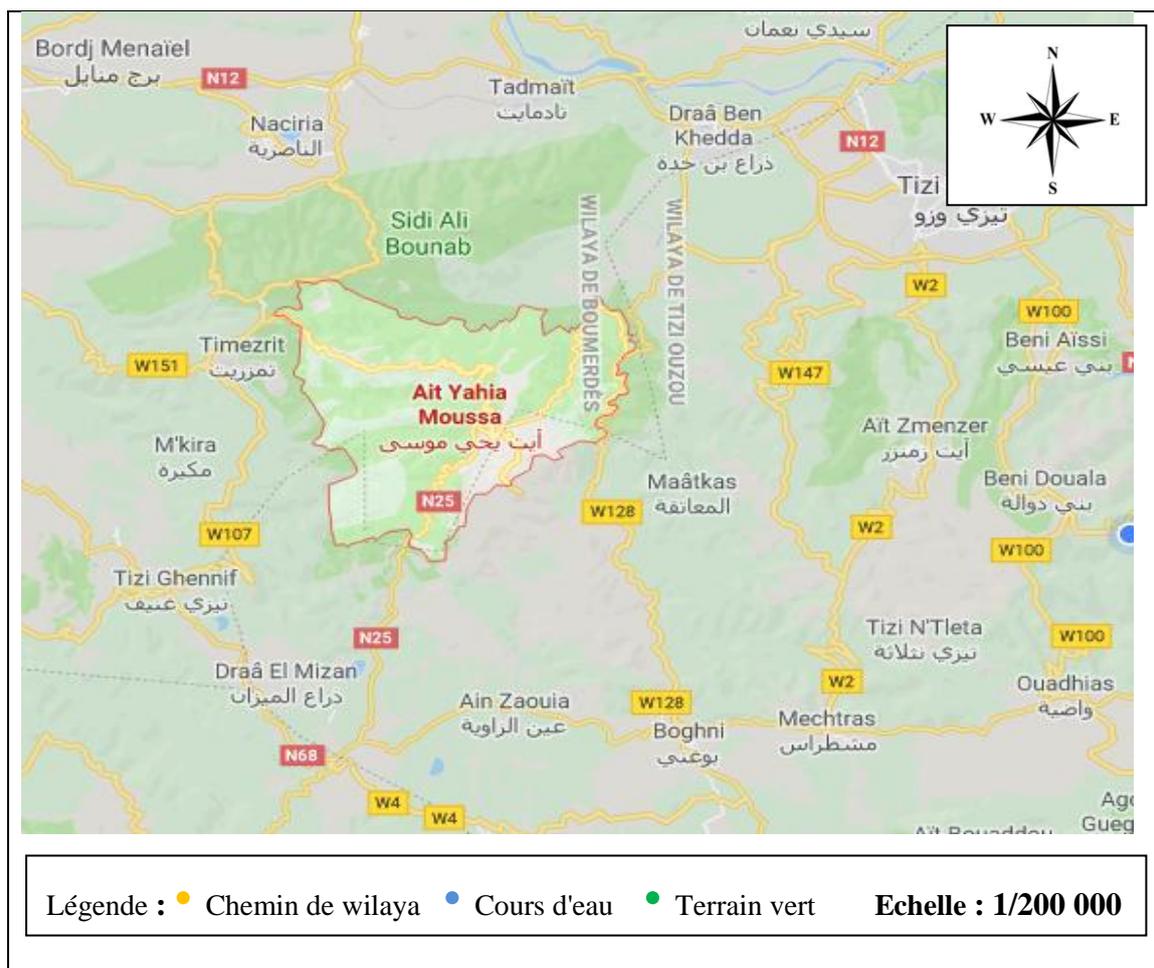


Figure 6 : Situation géographique de la commune d'Aït Yahia Moussa (Google Maps, 2020).

2. Présentation de l'huilerie « Amrioui »

L'huilerie « Amrioui », située au village « Ighil Moho » dans la commune Aït Yahia Moussa, a ouvert ses portes en novembre 2017. Elle est dotée d'une chaîne d'extraction moderne (Figure 7) qui fonctionne avec un système d'extraction par centrifugation à trois phases. Elle traite en moyenne 2 à 2,5 tonnes/h par une équipe constituée de 4 à 5 ouvriers. Ils travaillent avec les producteurs de la région d'Aït Yahia Moussa et avec ceux des communes limitrophes (Tizi Ghennif, Draa El Mizan, Boumerdes).

La première partie de notre travail a été réalisée sur une plateforme de compostage aménagée auprès de l'huilerie (figure 8).



Figure 7 : Chaîne d'extraction d'huile d'olive au niveau de l'huilerie « Amrioui ».



Figure 8 : Huilerie et plateforme de compostage.

3. Méthodologie du travail au niveau de l'huilerie

3.1. Protocole expérimental

L'étude a été réalisée durant une période de 111 jours, soit du 20 février au 10 juin 2019. Les objectifs fixés préalablement sont les suivants :

- valorisation par compostage des déchets organiques générés au niveau du marché de gros de fruits et légumes « les Chabanes » de Tizi-Ouzou, et le grignon d'olives, un sous-produit hautement toxique pour les écosystèmes, aquatiques en particulier, suite à leur déversement dans les cours d'eau.
- valorisation par compostage des effluents d'élevage (fumier de volailles et fumier de bovins).

3.1.1. Substrats utilisés pour le compostage

Les substrats utilisés dans cette expérimentation sont les suivants (figure 9) :

- Déchets verts : composés essentiellement de fruits et légumes apportés d'un marché de gros dans des sacs de 30 kg.
- Grignon d'olives : un sous-produit issu de l'huilerie après trituration des olives.
- Fumier de bovins : apporté d'une étable située près du site de compostage.
- Fumier de volailles : apporté d'un poulailler qui se trouve à proximité du site de compostage.



Déchets verts



Grignon d'olives



Fumier de bovins



Fumier de volailles

Figure 9 : Matériaux compostés

3.1.2. Mise en tas

Une fois les déchets verts sont sur place, ils ont été déversés sur le sol et un contrôle visuel s'est fait pour éliminer les matières non compostables (sachets en plastique, pots de yaourt...). L'étape suivante consistait à homogénéiser les différents matériaux qui constituent ces déchets. Des pelles et des pioches ont été utilisées lors de l'opération de l'homogénéisation (figure 10).



Figure 10 : Réception, contrôle et homogénéisation des déchets

Afin de déterminer le volume des intrants, nous avons utilisé une brouette que nous avons pesée vide et pleine pour déterminer le poids des intrants (figure 11).



Figure 11 : Pesage de la brouette (vide et pleine)

Matériels et méthodes

Lors de cette expérience, dix-sept (17) tas ont été mis en place suivant un protocole expérimental préétabli (tableau 7). Compte tenu de l'espace disponible, quinze (15) tas ont été disposés à l'intérieur d'une serre et deux (2) ont été disposés à l'extérieur et couverts par une bâche pour les protéger contre les aléas du climat (figure 12).



Figure 12 : Disposition des tas à l'intérieur et à l'extérieur de la serre

Tableau 7 : Protocole expérimental du compostage.

Tas	Volume (%)	Poids (kg)
FV1	50% du fumier de volailles + 50% de grignon d'olives	169
FV2	50% du fumier de volailles + 50% de grignon d'olives	186
FV3	50% du fumier de volailles + 50% de grignon d'olives	198
FV4	75% du fumier de volailles + 25% de grignon d'olives	203
FV5	75% du fumier de volailles + 25% de grignon d'olives	203
FV6	75% du fumier de volailles + 25% de grignon d'olives	222
FB1	50% du fumier de bovins + 50% de grignon d'olives	205
FB2	50% du fumier de bovins + 50% de grignon d'olives	230
FB3	50% du fumier de bovins + 50% de grignon d'olives	235
DO1	50% de déchets organiques + 50% de grignon d'olives	168
DO2	50% de déchets organiques + 50% de grignon d'olives	158
DO3	50% de déchets organiques + 50% de grignon d'olives	152
TT1	Tas témoin avec 100% du fumier de volailles	228
TT2	Tas témoin avec 100% du fumier de bovins	198
TT3	Tas témoin avec 100% du grignon d'olives	204
GT1	Grand tas avec 50% de déchets organiques (variés) + 50% du grignon d'olives	1113
GT2	Grand tas avec 50% de déchets organiques (des carottes et des navets) + 50% du grignon d'olives	988

Les tas ont été arrosés avec de l'eau à la fin de leur mise en place pour assurer une humidité adéquate du substrat (figure 13).



Figure 13 : Arrosage des tas avec de l'eau

3.1.3. Suivi des paramètres

Durant toute la période de l'étude expérimentale, quatre paramètres ont été suivis. La température, le pH et le taux d'humidité ont été mesurés à l'aide d'appareils, et l'aération des tas était assurée manuellement à l'aide des pelles (figure 14). Par le biais de nos observations faites sur le terrain, nous avons également suivi l'évolution de l'aspect des tas et les changements qui ont caractérisé les différentes phases du compostage.

➤ Température :

La mesure de la température des tas permet de suivre l'évolution de l'activité microbienne durant le processus de compostage, ce qui permet la détermination des différentes phases qui caractérisent le processus de dégradation. Durant les premiers quinze jours, les températures des tas étaient mesurées chaque quatre (4) jours à l'aide d'un thermomètre (INOVALLEY TC 10, Thermomètre Compost avec sonde métal argent 51 cm) implanté au centre des tas et à différents points. La température ambiante était également mesurée. Au-delà des quinze jours, les températures étaient mesurées une fois par semaine.

➤ Mesure du pH :

Le pH a été mesuré à l'aide d'un pH-mètre à sonde (4 In 1 Soil Survey Instrument) implanté au centre des tas pendant 30 secondes, jusqu'à ce que le pH-mètre indique une valeur stable, puis la valeur du pH est lue directement sur l'appareil.

➤ Taux d'humidité :

Le taux d'humidité dans les tas a été mesuré à l'aide d'un hygromètre (ACHICOO model : RC-4HC). Le test de la poignée (figure 15) a été également utilisé pour évaluer la teneur en eau du compost. Le principe de ce test consiste à presser légèrement une poignée de compost dans la main : si un filer d'eau s'en échappe entre les doigts, le contenu est trop humide, et si rien ne coule et que le contenu s'effrite et se défait en ouvrant la main, le compost est trop sec. Dans le cas où quelques gouttelettes d'eau perlent entre les doigts et que le contenu ne se disperse pas en ouvrant la main, on conclue que le compost a une humidité adéquate et propice au développement des microorganismes.

Ces trois paramètres ont été mesurés le même jour. Pour assurer **l'aération des tas**, des retournements ont été effectués après chaque prise des paramètres et selon la fréquence indiquée dans le tableau 8, puis les tas dont l'humidité était en-dessous de 50% ont été arrosés avec de l'eau.

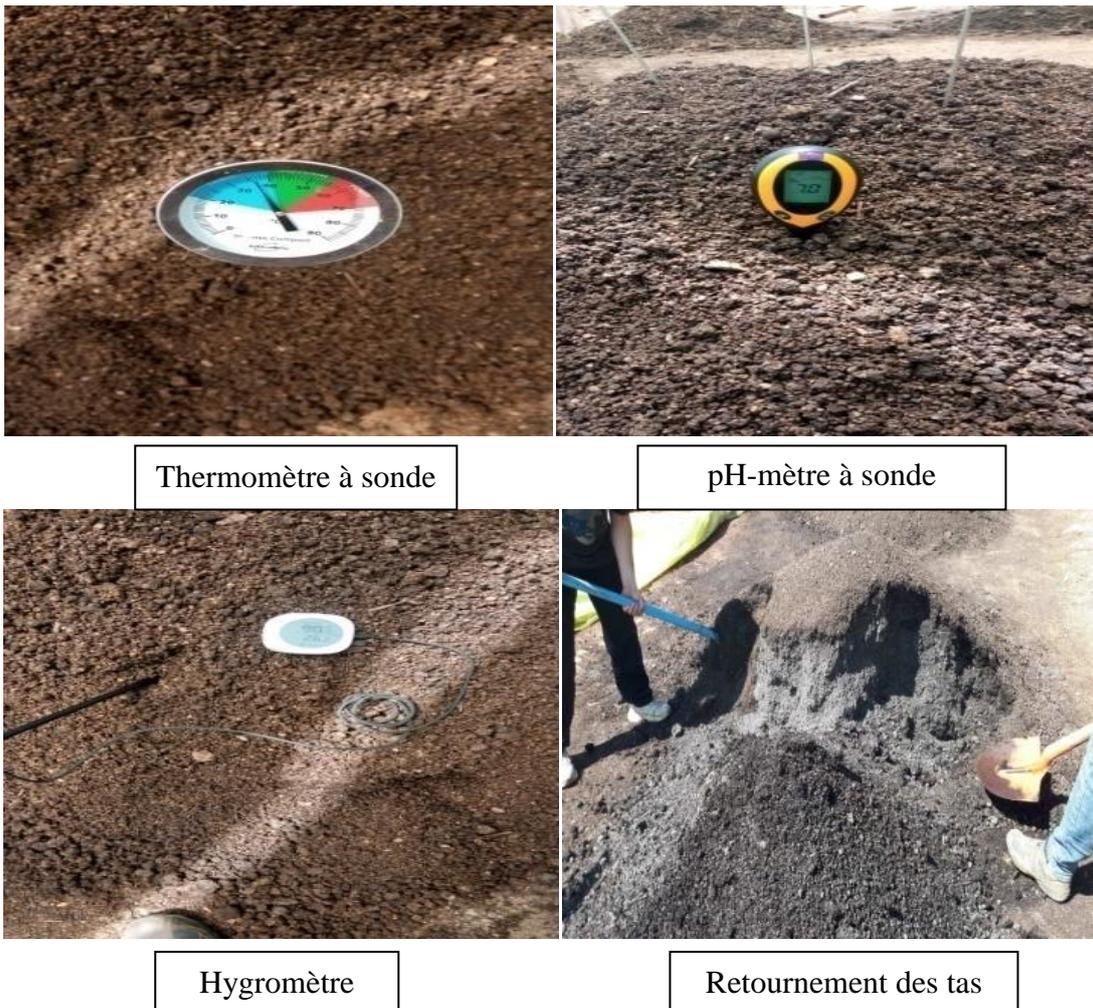


Figure 14 : Appareils et méthodes utilisés lors du suivi des paramètres.



Figure 15 : Evaluation de la teneur en eau du compost par le test de la poignée.

Tableau 8 : Fréquence des retournements des tas

<i>Jours</i>	<i>Fréquence des retournements</i>
20/02/ 2019	-
24/02/2019	+
28/02/2019	+
04/03/2019	+
11/03/2019	+
18/03/2019	+
25/03/2018	+
01/04/2019	+
09/04/2019	+
18/04/2019	+
22/04/2019	-
25/04/2019	+
29/04/2019	-
02/05/2019	+
06/05/2019	-
09/05/2019	+
13/05/2019	-
16/05/2019	+
28/05/2019	-
10/06/2019	-

+ : retournement des tas ;

- : pas de retournement des tas

3.2. Analyse de la qualité des composts

Pour analyser la qualité des composts obtenus, six (06) échantillons représentatifs ont été prélevés et conservés dans des bocaux en verre transparent et stérilisés (tableau 9 et figure 16). Ces échantillons ont été obtenus après avoir criblé les composts (en utilisant un tamis de mailles carrées de 4 mm) et ont été utilisés pour la réalisation des analyses des différents paramètres physico-chimiques et pour la réalisation du test de germination. La qualité des composts a été également évaluée en nous appuyant sur des paramètres empiriques : aspect des composts, couleur, odeur...etc.

Tableau 9 : Echantillons représentatifs des différents tas.

Noms des échantillons représentatifs	Tas constituant l'échantillon
FV1, 2,3	FV1 + FV2 + FV3
FV4, 5,6	FV4 + FV5 + FV6
FB	FB1 + FB2 + FB3
DO	DO1 + DO2 + DO3
GT1	GT1
GT2	GT2



Figure 16 : Conservation des échantillons des composts dans des bocaux.

3.2.1. Evaluation de la phytotoxicité des composts

3.2.1.1. Protocole suivi

Le test de phytotoxicité est basé sur le pouvoir germinatif des graines de cultures en présence de compost (Attrassi *et al.*, 2005). Pour chaque type de compost, 16 graines de chaque culture (blé et tomate) ont été semées dans des alvéoles (figure 17) contenant un substrat avec des proportions différentes du sable et de compost : 100%S, 100%C, 50%S+50%C, 75%S+25%C (S : sable, C : compost) (figure 18). Les essais ont été réalisés sous une température ambiante de 25°C et l'arrosage a été assuré chaque jour pour maintenir les substrats humides et permettre aux graines de germer. Les graines germées ont été comptées après 10 jours et la phytotoxicité des composts a été évaluée en calculant le taux de germination par rapport aux témoins en appliquant la formule suivante (Tremier *et al.*, 2007) :

$$\text{Indice de germination(IG)} = (\text{NGG} / \text{NGS}) * 100$$

(1)

NGG : nombre de graines germées ; NGS : nombre de graines semées.



Figure 17 : Graines semées dans des alvéoles.



Figure 18 : Préparation des substrats.

3.2.1.2. Matériel biologique

➤ Description de la tomate

La tomate, choisie pour son pouvoir de fixation d'azote, est une plante herbacée appartenant à la famille Solanaceae comprenant 102 genres avec environ 2500 espèces d'annuelles, de vivaces ligneuses ou non ligneuses, de petits arbustes et arbres (Toundou, 2016). Les fleurs de la tomate sont hermaphrodites, en grappe et généralement de couleur jaune, et le fruit est de forme globulaire ou aplatie, vert et poilu lorsqu'il n'est pas mûr. La couleur des fruits mûrs varie du jaune au rouge en passant par l'orange (Shankara et al., 2005).

Le système racinaire est très développé, pivotant avec de nombreuses racines. La tige est pleine et anguleuse, poussant jusqu'à une longueur de 2 m (Shankara et al., 2005). Quant aux feuilles, elles sont simples, composées, alternées et sans stipule (Shankara et al., 2005).

➤ Description du blé

Le blé est une plante à paille, monocotylédone, appartenant à la famille des Poacées. C'est une céréale dont le grain est un fruit sec, indéhiscent appelé caryopse.

C'est une plante annuelle, à tige élevée, dressée, creuse, avec des feuilles planes, larges, un peu rudes. Elle est caractérisée par un épi gros, subtétragone, dense, à la fin perché, à un axe non fragile. Le blé est cultivé partout sous un grand nombre de variétés.

3.2.2. Analyse des paramètres physico-chimiques

A l'exception de la température et de l'humidité, tous les paramètres ont été analysés au laboratoire. Le protocole d'analyse de chaque paramètre est décrit ci-dessous.

3.2.2.1. Matière sèche

La détermination de la matière sèche se fait par la méthode normée Afnor NF U 44-171 d'octobre 1982, et qui consiste à mesurer la perte de masse après séchage à 105°C jusqu'à masse constante selon le protocole suivant :

Après échantillonnage, une quantité maximale d'échantillon d'une masse connue (généralement $100 \pm 0,1\text{g}$) est séchée dans une étuve à $105 \pm 2^\circ\text{C}$ jusqu'à poids constant (environ 24h) (Charnay, 2005). La teneur en matière sèche de l'échantillon se calcule selon la formule ci-dessous :

$$\%MS = [M_0 - M_1] * 100 / M_0 \quad (2)$$

Avec :

- M_0 : masse de l'échantillon brute (g)
- M_1 : masse de l'échantillon après passage à l'étuve (g)
- %MS : taux de la matière sèche contenue dans l'échantillon

3.2.2.2. Teneur en matière organique

La mesure de la teneur en matière organique est déterminée par la perte en masse lors de la calcination de l'échantillon à 480°C durant 6 heures de l'échantillon d'humidité résiduelle connue (NF U 44-160 de novembre 1985).

Le pourcentage en matière organique total (MOT%) ou en solide volatil est obtenu par différence de pesée entre la masse de l'échantillon séché à 105°C et la masse de l'échantillon après calcination. On peut en déduire le pourcentage de MOT dans l'échantillon sec et brut.

$$\%MOT = [M_1 - M_2] * 100 / M_1 \quad (3) \quad \text{dans l'échantillon sec}$$

$$\%MOT = [M_0 - M_2] * 100 / M_0 \quad (4) \quad \text{dans l'échantillon brut}$$

Avec :

- M_0 : masse de l'échantillon (g)
- M_1 : masse de l'échantillon après passage à l'étuve (g)
- M_2 : masse de l'échantillon après calcination (g)
- %MOT : pourcentage de matière organique totale

3.2.2.3. Teneur en carbone organique

La teneur en carbone organique est mesurée par combustion à haute température sous oxygène puis mesure du CO_2 libéré par infrarouge. La combustion catalytique à 680°C permet

Matériels et méthodes

la combustion complète de l'échantillon par le chauffage à haute température dans un environnement riche en oxygène. Cela est facilité par l'emploi d'un tube à combustion rempli de catalyseur à base de platine. Le dioxyde de carbone produit est ensuite détecté par un Infra Rouge Non Dispersif (NDIR).

L'échantillon est prélevé et introduit dans la chambre de combustion, et en présence d'air, du catalyseur platine et de la température à 680°C, la fraction carbonée est convertie complètement en CO₂. Après refroidissement, séchage et purification, le CO₂ est mesuré par le détecteur NDIR sous forme de pic. La concentration en CT (carbone total) est obtenue par comparaison avec un étalonnage réalisé dans les mêmes conditions.

D'autre part, une nouvelle prise d'essai est soumise à l'attaque acide et une purge pour déterminer la fraction inorganique de l'échantillon. Le CO₂ ainsi produit est envoyé au détecteur NDIR par le même chemin et quantifié par rapport à un étalonnage spécifique.

Le carbone organique total (COT) est obtenu par soustraction de la valeur de CT et du carbone inorganique (CI) de l'échantillon.

3.2.2.4. Teneur en azote

La détermination de la teneur en azote total est effectuée avec un analyseur CHN (combustion à haute température puis mesure par infrarouge) selon la norme NF ISO 13-878 (1998) (analyse élémentaire ou méthode par combustion sèche).

Ce système comprend deux fours, l'un à 1000°C pour la combustion éclair et l'autre à 750°C pour la réduction des oxydes formés, un compartiment chauffé à 60°C et contenant une colonne chromatographique remplie et un détecteur catharométrique (Celier, 2008).

3.2.2.5. Détermination de la teneur en "P" et en "K"

Les analyses sont réalisées par ICP-AES (Inductively Coupled Plasma – Atomic Emission Spectrometry) permettant de mesurer la teneur d'un élément inorganique présent dans un échantillon.

C'est une méthode d'analyse par spectrométrie d'émission atomique dont la source est un plasma généré par couplage inductif. Le plasma est un gaz ionisé électroniquement neutre. Après un passage dans le cœur du plasma, les atomes et les ions excités émettent, en retournant à des états de niveau d'énergie moins élevé, un rayonnement lumineux. La partie émise dans le domaine UV-Visible est analysée par le dispositif optique (Zerrouqi, 2009).

3.2.2.6. Mesure du pH

La détermination du potentiel hydrogène « pH » est effectuée sur des suspensions aqueuses de composts dans de l'eau avec un rapport compost/eau de 1/5 selon la norme Afnor NF ISO 10-390 suivant le protocole ci-dessous :

Une masse de 20 g de matière sèche est mise en solution dans 100 ml d'eau distillée. La suspension est homogénéisée par agitation magnétique pendant 15 min. La mesure du pH se fait directement par lecture sur un pH-mètre à l'électrode combinée.

3.3. Méthode d'analyse statistique des résultats

Le logiciel Microsoft Office Excel 2007 a été utilisé pour concevoir et traiter les bases de données, et pour le traitement statistique des résultats obtenus, nous avons utilisés le logiciel STATISTICA version 7.1

3.3.1. Analyse statistique des résultats du test de germination

Pour savoir si le type de culture et la dose de compost incorporé au substrat influencent le taux de germination (traitement statistique des résultats du test de germination), nous avons réalisé une analyse de la variance (ANOVA) à deux facteurs (facteur 1 : dose, facteur 2 : type de culture). L'ANOVA à deux facteurs a pour principe la comparaison de « k » moyennes de la variable quantitative (ici c'est le taux de germination) selon deux facteurs qualitatifs (dose de compost et type de culture). Il s'agit d'étudier l'effet de chacun des deux facteurs séparément et l'effet de leur interaction. Par conséquent, trois hypothèses peuvent être formulées et chacune d'elles peut être rejetée par l'hypothèse alternative H_1 :

- H_0 : le facteur 1 n'a pas d'effet sur la variable.
- H_0 : le facteur 2 n'a pas d'effet sur la variable.
- H_0 : l'interaction des deux facteurs n'a pas d'effet sur la variable.

Les hypothèses sont testées au seuil de signification $\alpha = 0,05$. Ensuite, l'ANOVA a été complétée avec le test de Newman & Keuls (complément d'analyse pour ANOVA) pour les facteurs qui influencent sur le paramètre étudié.

3.3.2. Traitement statistique des résultats de l'analyse physico-chimique des composts

Dans le but de réaliser un traitement statistique global des résultats de l'analyse physico-

chimique des composts produits, nous avons opté pour une Analyse en Composantes Principales (ACP). Cette méthode statistique descriptive a pour objectif d'étudier la relation qui existe entre « k » variables quantitatives. Les résultats sont donnés sous forme de graphes : un graphe de variables et un graphe d'individus, tracés dans des plans factoriels (formés par les axes F1 et F2). Elle permet de se ramener d'un espace à « k » dimensions vers un espace de dimension réduite ($\ll k$).

3.4. Valeur agronomique des composts

La valeur agronomique d'un compost peut être évaluée en tenant compte de deux aspects : la valeur amendante et la valeur fertilisante. Selon Soumaré et *al.* (2003), un compost riche en matières organiques et en composés minéraux (en particuliers N, P, K et oligo-éléments) est susceptible d'améliorer la fertilité du sol.

Dans la présente étude, la valeur agronomique des composts produits a été évaluée à travers l'analyse de leurs teneurs en matière organique et en éléments fertilisants (N, P, K).

4. Présentation des résidences universitaires Ex-Habitat et Hasnaoua 2

Les résidences universitaires Ex-Habitat et Hasnaoua 2 sont rattachées à la Direction des Œuvres Universitaires Hasnaoua (DOUH) de l'université Mouloud MAMMERRI de Tizi-Ouzou. La première est située à la sortie de la ville de Tizi-Ouzou vers la ville d'Azazga, et la seconde est située près du boulevard Krim Belkacem dans la même ville. La résidence Hasnaoua 2, qui se trouve à proximité d'un campus universitaire, est plus grande avec une superficie de 137 477 m² dont 15 485 m² bâtis. Elle est destinée à héberger des étudiantes avec une capacité d'hébergement de 2535 lits. Ex-Habitat, une résidence dortoir, s'étend sur une superficie de 17938 m² dont 2799 m² bâtis. Elle est destinée à héberger des étudiants garçons avec une capacité d'hébergement de 360 lits.

5. Méthodologie du travail au niveau des résidences universitaires

5.1. Au niveau de la résidence universitaire Ex-Habitat

5.1.1. Caractérisation des déchets

La caractérisation a consisté à évaluer la quantité et la typologie des déchets générés au niveau des différentes structures de la résidence (pavillons d'hébergement, administration, foyer et restaurant) durant une semaine d'étude. Le ratio journalier a été également calculé. Pour se faire, des bacs (parfois des caisses en plastiques) ont été déposés au niveau de chaque structure pour assurer la collecte sélective des déchets : un pour les déchets organiques, un autre pour les déchets ultimes (déchets qui ne sont plus valorisables, ni par recyclage ni par valorisation énergétique), et un troisième bac a été destiné à collecter les déchets recyclables (papier/carton, plastique, verre, métaux...etc.). Tous les types de déchets ont été pesés à la fin de chaque journée sauf ceux du restaurant qui ont été pesés au moment du déjeuner et du dîner (figure 19). Le ratio est calculé selon la formule suivante :

$$\text{Ratio} = \text{Quantité globale des déchets} / \text{Nombre d'étudiants} / \text{Nombre de jours}$$



Figure 19 : Pesée des déchets recyclables et des déchets ultimes.

5.1.2. Essai de compostage

La fraction organique des déchets générés au niveau du restaurant de la résidence Ex-Habitat (une quantité de 135 kg) a été valorisée par compostage. Pour cela, nous avons suivi quatre

étapes.

5.1.2.1. Préparation de la plateforme de compostage

Nous avons préparé une plate forme d'une longueur de 3,30 m et d'une largeur de 2 m, et ce, après avoir procédé au désherbage du site. Nous avons clôturé la plate forme à l'aide de matériaux trouvés dans la déchèterie de la résidence. L'enclos a été séparé en trois compartiments de surfaces égales (1m² chacun).

Les différentes étapes de la préparation de la plate forme de compostage sont illustrées dans la figure 20.



Figure 20 : Etapes de la préparation de la plateforme de compostage.

5.1.2.2. Récupération des biodéchets

Les biodéchets que nous avons récupérés du restaurant de la résidence universitaire Ex-Habitat étaient triés préalablement où les débris non compostables ont été enlevés.

5.1.2.3. Mise en tas des déchets

Cette technique consiste à regrouper les déchets directement sur le sol pour former un tas. Ce qui permet une accessibilité et une visibilité, aussi une surveillance en toute facilité (ADEME, 2005). Cette méthode est très pratique lorsqu'il s'agit de grandes quantités de déchets à composter (Michaud, 2007).

Une fois les biodéchets ont été sur place (figure 21), ils ont été déversés par terre puis brassés afin d'homogénéiser les matériaux. En utilisant trois apports carbonés différents, trois (03) tas ont été formés (figure 22) selon le protocole expérimental suivant :

- Le premier tas (A) : composé de 45 kg de biodéchets et 5 kg du papier découpé en morceaux.
- Le deuxième tas (B) : composé de 45 kg de biodéchets et 5 kg de la sciure de bois fine.
- Le troisième tas (C) : composé de 45 kg de biodéchets et 5 kg de feuilles d'arbres sèches découpées.

Les tas étaient couverts pour les mettre à l'abri des aléas du climat.



Figure 21 : Les biodéchets utilisés lors de l'essai de compostage.



Figure 22 : Mise en tas des biodéchets en utilisant les matières carbonées.

5.1.2.4. Suivi du processus de compostage

Durant 50 jours, les biodéchets en décomposition ont été entretenus en effectuant des retournements périodiques pour assurer l'aération des tas. Pour vérifier l'humidité, nous avons utilisé le test de la poignée. Les tas ont été arrosés quand leurs contenus étaient secs.

Au cours du processus de dégradation des déchets, nous avons suivi deux paramètres : la température à l'intérieur des tas, et les poids des déchets en décomposition.

➤ **Température**

Pendant les douze premiers jours de compostage, les températures des tas étaient prises chaque jour à l'aide d'un thermomètre de labo implanté au centre de chaque tas (figure 23). La température ambiante était également mesurée. Au-delà de cette période, les températures étaient mesurées une fois par trois jours.



Figure 23 : Mesure de la température à l'aide d'un thermomètre.

➤ Poids

Le poids des déchets en décomposition de chaque tas était mesuré chaque neuf (09) jours à l'aide d'une balance électronique (figure 24), et ce dans le but de suivre l'évolution de la biodégradation des biodéchets et savoir quel apport carboné stimulerait mieux l'activité microbienne.



Figure 24 : Mesure du poids des déchets en décomposition.

5.1.3. Traitement statistique des résultats

Pour traiter les données de cette partie de travail, nous avons utilisés le logiciel Microsoft Office Excel 2007. Pour la présentation des résultats, nous avons utilisé la méthode graphique : diagrammes en barres, diagrammes circulaires et des courbes.

5.2. Au niveau de la résidence universitaire Hasnaoua 2

5.2.1. Caractérisation des déchets

Cette résidence universitaire est, contrairement à l'Ex-Habitat, plus grande avec un plus grand nombre d'étudiants, 3922 étudiantes contre seulement 360 étudiants pour l'Ex-Habitat. Nous avons choisi de caractériser uniquement les déchets générés au niveau du restaurant pour connaître la quantité globale ainsi que les différents types de ces déchets et pour calculer le ratio journalier. La même démarche a été adoptée et qui consiste à collecter les déchets

séparément (tri sélectif) : 03 bacs ont été mis à la disposition des étudiantes et du personnel de la cuisine, destinés à collecter les biodéchets, les déchets recyclables, et les déchets ultimes. Les différents types de déchets ont été pesés à la fin de chaque service du déjeuner et du dîner à l'aide d'une balance. Cette opération a été renouvelée quotidiennement pendant une période de 08 jours.

5.2.2. Essai de compostage

La fraction organique des déchets générés au niveau du restaurant de la résidence universitaire Hasnaoua 2 a été valorisée par compostage.

5.2.2.1. Protocole expérimental

Pour le traitement et la valorisation des biodéchets générés au niveau du restaurant (figure 25), nous avons opté pour le compostage dans des composteurs. Durant une période de 25 jours, la quantité générée chaque jour était mise dans les composteurs (figure 26). Nous avons utilisé comme apport carboné le grignon d'olives, la sciure de bois et le papier/carton générés dans la résidence et découpé en petits morceaux. Les biodéchets en décomposition ont été arrosés avec les margines et le lactosérum récupéré dans une fromagerie industrielle. Neuf (09) composteurs (de 1 m³ chacun) ont été mis en place (figure 27) selon le protocole expérimental suivant :

- Trois composteurs (A, B et C) ont été utilisés pour accueillir les déchets organiques (ou les biodéchets) mélangés au papier/carton (PC). Ces composteurs ont été nommés respectivement PCA, PCB et PCC.
- Trois composteurs (D, E et F) ont été utilisés pour accueillir les déchets organiques (ou les biodéchets) mélangés à de la sciure de bois (SB). Ces composteurs ont été nommés respectivement SBD, SBE et SBF.
- Trois composteurs (G, H et I) ont été utilisés pour accueillir les déchets organiques (ou les biodéchets) mélangés au grignon d'olives (GO). Ces composteurs ont été nommés respectivement : GOG, GOH et GOI.



Figure 25 : Biodéchets récupérés du restaurant de la résidence universitaire.



Figure 26 : Mise en composteur des biodéchets.



Figure 27 : Les neuf composteurs mis en place devant le restaurant de la résidence Hasnaoua 2.

5.2.2.2. Suivi du processus de compostage

Durant la période de compostage (qui été de 75 jours), les biodéchets en décomposition étaient entretenus. Les contenus des composteurs étaient brassés périodiquement, soit une fois tous les trois jours au cours des deux premières semaines, et une fois par semaine à partir du deuxième mois de compostage, pour assurer l'oxygénation des milieux. Pour vérifier l'humidité, nous avons utilisé le test de la poignée. Les différents substrats ont été arrosés quand ils étaient secs.

Au cours du processus de dégradation des déchets, nous avons suivi deux paramètres : la

température et le pH.

➤ **Température**

La température a été prise, d'abord une fois tous les trois jours puis une fois par semaine, à l'aide des thermomètres à sonde (INOVALLEY TC 10, Thermomètre Compost avec sonde métal argent 51 cm) introduits directement dans les substrats en décomposition, à raison de plusieurs prises (figure 28). La valeur la plus élevée était prise en considération.



Figure 28 : Mesure de la température à l'aide des thermomètres.

➤ **pH**

Le pH a été mesuré à l'aide d'un pH-mètre à sonde (4 In 1 Soil Survey Instrument) (figure 29).



Figure 29 : Prise du pH à l'aide d'un pH-mètre.

5.2.3. Traitement statistique des résultats

Pour traiter les données de cette partie de travail, nous avons utilisés le logiciel Microsoft Office Excel 2007. Pour la présentation des résultats, nous avons utilisé la méthode graphique : diagrammes en barres, diagrammes circulaires et des courbes.

I. Résultats du compostage au niveau de l'huilerie « Amrioui »

1. Evolution des tas au cours du processus de compostage

Les résultats du suivi de l'évolution des tas durant le processus de compostage sont illustrés dans les figures 30-33. Quatre jours après la mise en tas des déchets, des changements s'étaient opérés dans l'ensemble des tas et s'étaient accentués au fil du temps. Au 10^{ème} jour, nous avons constaté une dégradation partielle des déchets et une apparition de couches blanchâtres peu abondantes dans la plus part des tas (figure 31). Après un mois de compostage, les biodéchets compostés, en particulier les fruits et légumes, étaient difficilement distingués et les tas étaient abondamment couverts de couches blanchâtres (figure 32). Aussi, les températures relevées étaient très élevées.

Vers la fin du processus de compostage (figure 33), la couleur des tas s'était assombrie : les tas GT1 et GT2 avaient une couleur noir foncé tandis que les tas constitués du fumier avaient la couleur brun foncé. Nous avons remarqué que la biodégradation des biodéchets était complète.



Figure 30 : Etat des tas au début du processus de compostage (premier jour).



Figure 31 : Etat des tas après dix jours de compostage.



Figure 32 : Etat des tas après un mois de compostage.



Figure 33 : Etat des tas à la fin du compostage.

2. Résultats du suivi des paramètres au cours du compostage

Durant toute la période du compostage, nous avons suivi la température, le pH, le taux d'humidité des différents composts et effectuons des retournements suivant une fréquence préétablie.

2.1. Evolution de la température

Les résultats du suivi de l'évolution de la température des tas au cours du processus du compostage sont donnés par les figures 34, 35 et 36. Quatre jours après la mise en tas des biodéchets, la température a augmenté rapidement et a atteint des pics le 13^{ème} jour dans les petits tas (figure 34) et après deux mois dans les deux grands tas (figure 35). Les températures moyennes maximales étaient de 56°C, 58°C et 43°C dans les tas FV, FB et DO respectivement, et de 74°C et 70°C dans les tas GT1 et GT2 respectivement. Après que les pics ont été atteints, une baisse de la température a été constatée dans l'ensemble des tas et les valeurs se sont approchées de la température ambiante. Dans les tas témoins (figure 36), les températures maximales ont été de 61°C, 52°C et 42°C pour TT3, TT1 et TT2 respectivement. Nous remarquons que la courbe de l'évolution de la température dans le tas TT2 diffère de celles obtenues pour les autres tas.

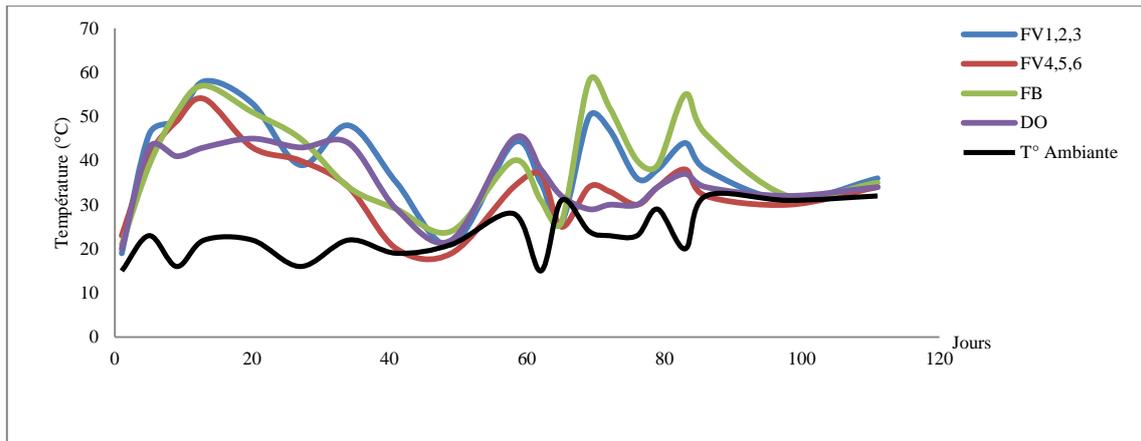


Figure 34 : Evolution de la température moyenne des tas les moins volumineux au cours du compostage.

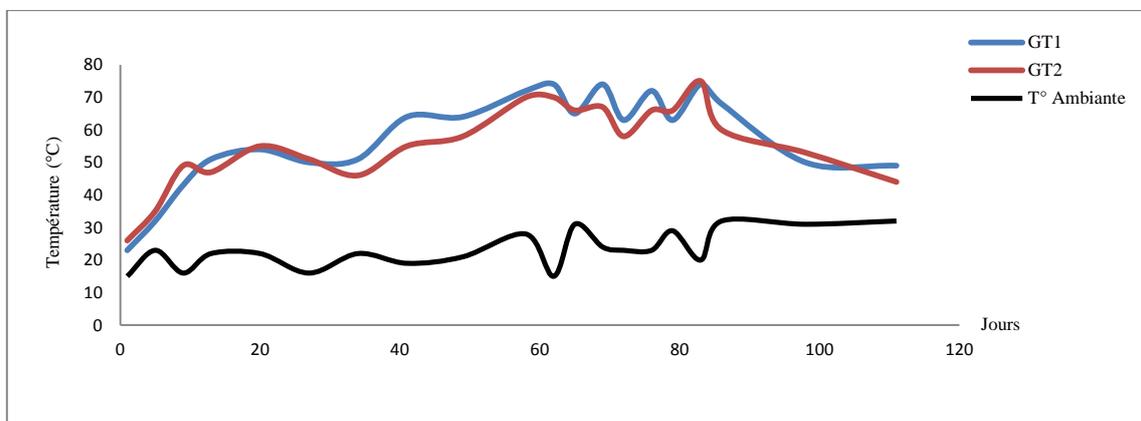


Figure 35 : Evolution de la température moyenne des grands tas au cours du compostage.

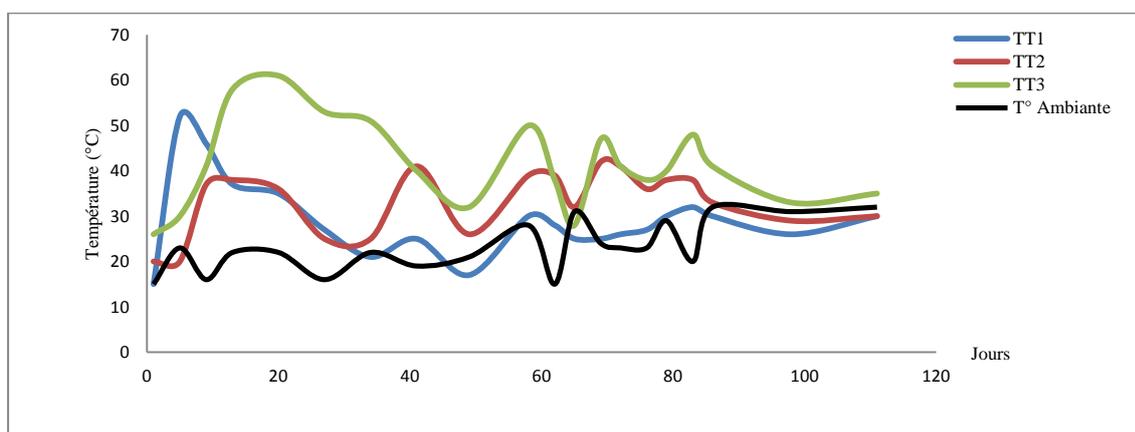


Figure 36 : Evolution de la température des tas témoins au cours du compostage.

2.2. Evolution du pH

Les figures 37, 38 et 39 présentent les résultats du suivi de l'évolution du pH des différents tas durant le processus du compostage. Les valeurs initiales du pH dans l'ensemble des tas ont été

Résultats et discussion

comprises entre 7 et 7,5. Une baisse du pH a été observée au cours des premiers jours pour atteindre des valeurs moyennes comprises entre 4 et 5 (FV1,2,3 ; FB, DO, GT1 et GT2) et une valeur moyenne de 6 dans les tas FV4, FV5 et FV6. Par la suite, le pH a marqué une tendance haussière vers le 41^{ème} jour et a atteint des valeurs comprises entre 7,5 et 8. Vers la fin du processus de dégradation, le pH décroît et atteint des valeurs comprises entre 7 et 7,5 dans les tas les moins volumineux (figure 37) et des valeurs de 6 e 6,5 dans les tas GT1 et GT2 respectivement (figure 38). Dans les tas témoins (figure 39), le pH a baissé durant les premiers jours pour atteindre des valeurs de 3.5 ; 5.5 et 4 dans les tas TT1, TT2 et TT3 respectivement. Ensuite, dans le tas TT1, le pH a augmenté pour atteindre une valeur de 7 au cours du 20^{ème} jour. Le pH était resté stable durant quelques jours pour augmenté une deuxième fois au 80^{ème} jour et atteindre une valeur de 8,5. Le pH a baissé légèrement et a atteint une valeur 7,5 jusqu'au dernier jour du compostage. Même évolution a été observée dans le tas TT2 sauf que le pH maximal a été enregistré au cours du 100^{ème} jour et la valeur du pH vers la fin a été de 7. Nous avons remarqué que l'évolution du pH dans le tas TT3 a été différente. En effet, le pH était acide et les valeurs n'ont pas dépassé 7 durant le processus de dégradation des biodéchets.

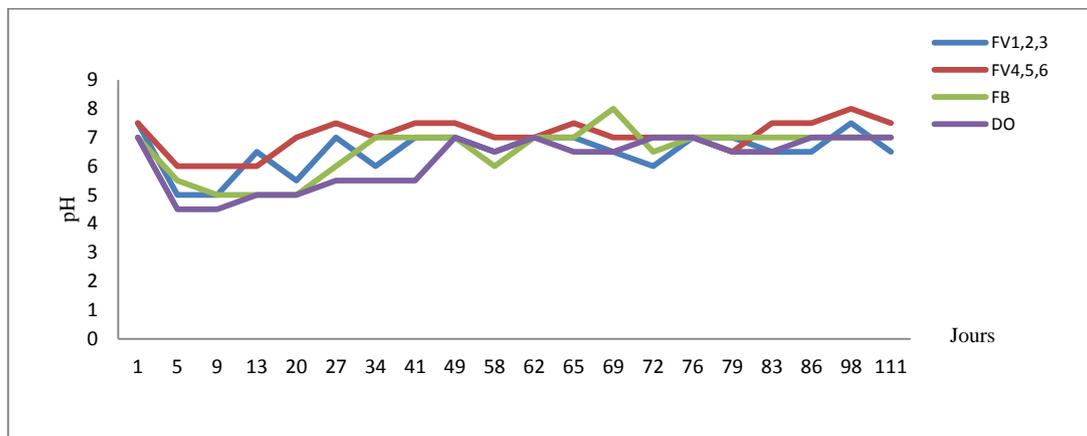


Figure 37 : Evolution du pH moyen des tas les moins volumineux.

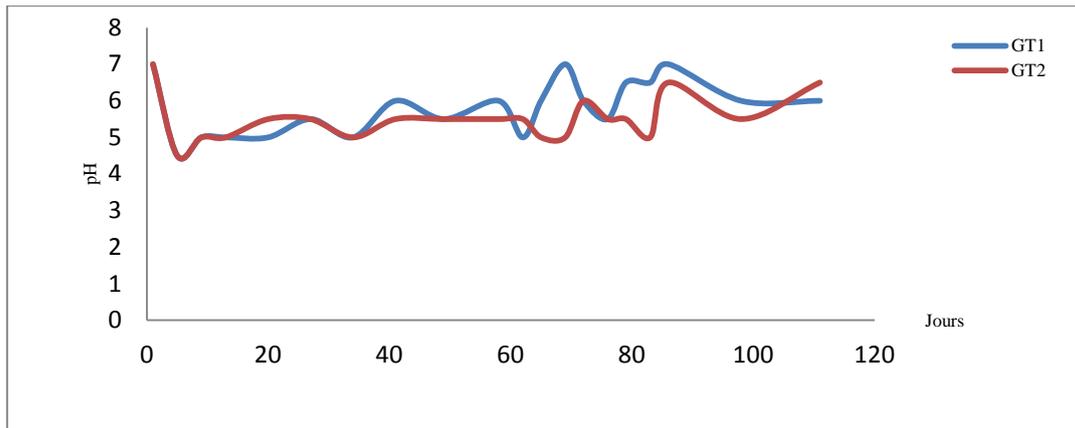


Figure 38 : Evolution du pH des grands tas.

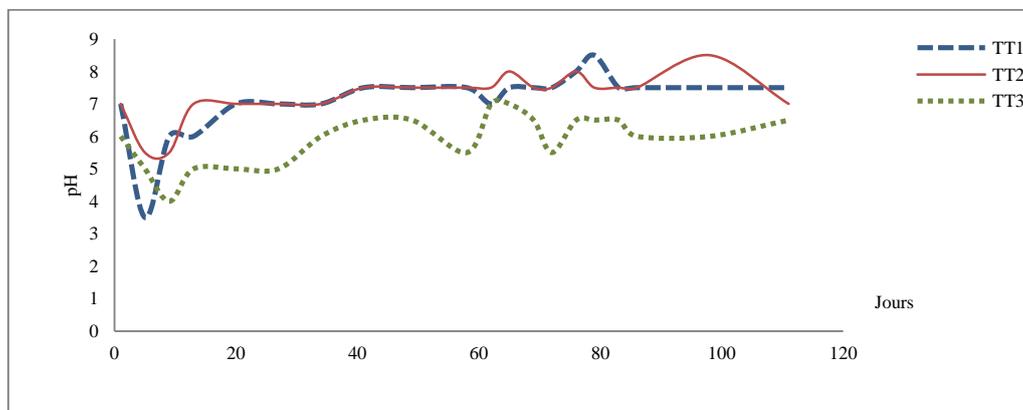


Figure 39 : Evolution du pH des tas témoins.

2.3. Humidité des tas

Les résultats du suivi de l'évolution de l'humidité dans les différents tas durant le processus du compostage sont présentés par les figures 40, 41 et 42. Lors de la mise en place des tas, nous avons suffisamment arrosé les biodéchets pour avoir des taux d'humidité de 90 %. Quelques jours plus tard, les taux d'humidité ont sensiblement baissé pour atteindre des valeurs qui varient entre 30 % et 40 %. Les teneurs en eau des tas ont marqué des fluctuations, et ce en raison de la dégradation des biodéchets et de l'arrosage (augmentation du taux d'humidité), la montée des températures et l'aération des tas (baisse du taux d'humidité). Vers la fin du compostage, les tas avaient des teneurs en eau dont les valeurs sont comprises entre 20 % et 30 %.

Résultats et discussion

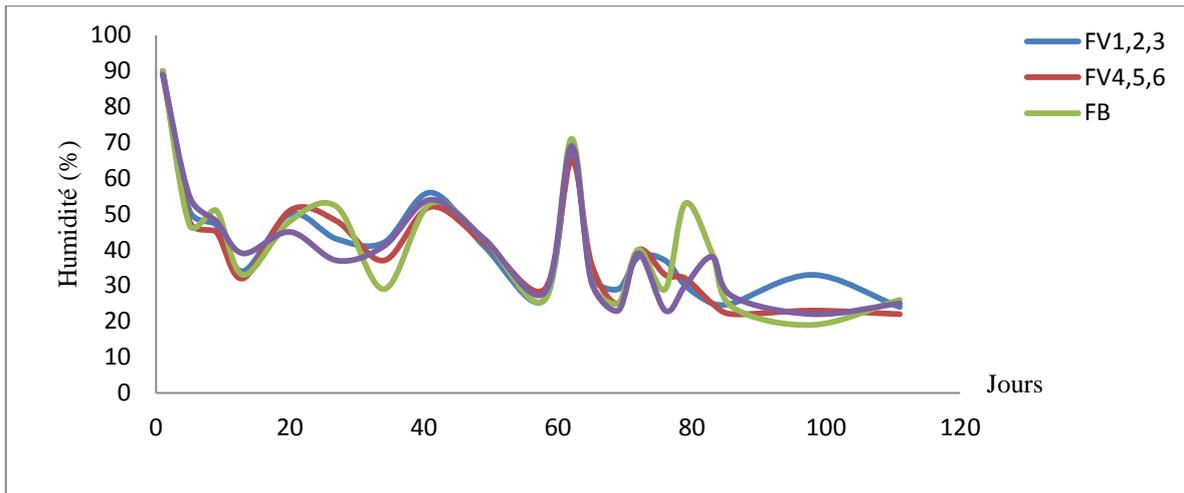


Figure 40 : Evolution du taux d'humidité des tas les moins volumineux durant le processus du compostage.

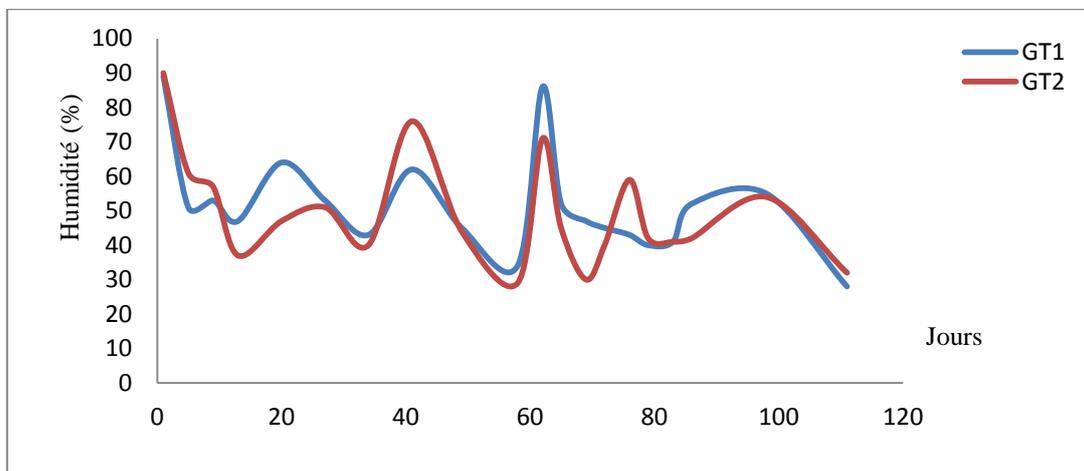


Figure 41 : Evolution du taux d'humidité des grands tas durant le processus du compostage.

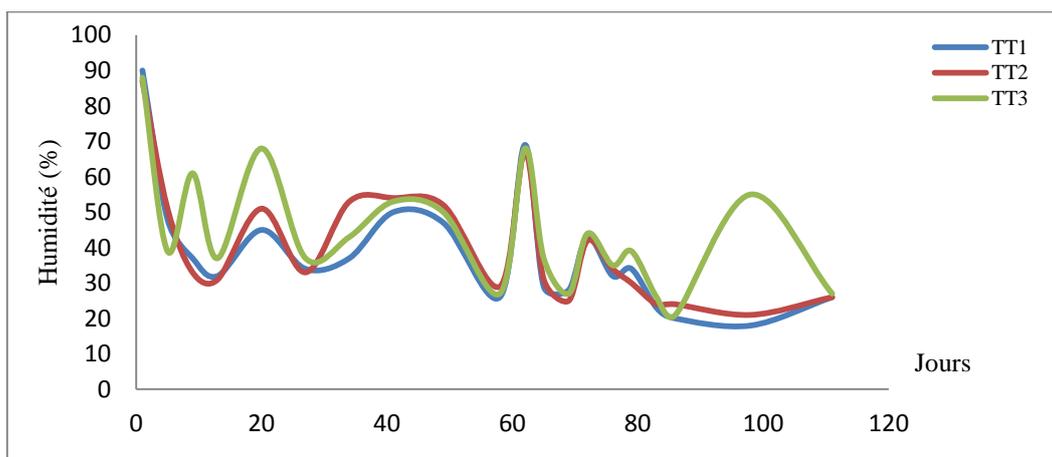


Figure 42 : Evolution du taux d'humidité des tas témoins durant le processus du compostage.

3. Résultats de l'analyse de la qualité des composts produits

3.1. Aspect des composts produits

Au terme de 111 jours de compostage, nous avons obtenu des composts qui répondent bien aux caractéristiques d'un bon compost, et ce en évaluant les indicateurs et les paramètres empiriques avant et après tamisage (figures 43 et 44). Nous avons remarqué que les composts issus des tas composés de fruits et légumes et du grignon d'olives (les tas DO, GT1 et GT2) avaient la couleur noir et une texture granuleuse, sèche et friable contrairement aux composts issus des tas composés du fumier de volailles et/ou de bovins mélangé avec du grignon d'olives avaient, quant à eux, une couleur brun foncé et une texture légèrement compacte et humide.



Figure 43 : Echantillons de composts avant tamisage.



Figure 44 : Echantillons de composts tamisés à 4 mm.

3.2. Résultats du test de germination

Les résultats du test de germination sont présentés par la figure 45 et le tableau 10. Nous remarquons que les meilleurs taux de germination sur un substrat contenant de compost à différentes doses ont été donnés par le blé. En effet, l'utilisation du compost à 50 % et à 25 %

Résultats et discussion

a donné respectivement des taux de germination de 82,29 % et 85,41 pour le blé contre seulement 39,58 % et 35,41 % pour la tomate sur des substrats contenant respectivement 50 % et 25 % (tableau 10).



Figure 45 : Croissance des plantes sur les différents substrats.

Tableau 10 : Résultats du test de germination des deux cultures

	Taux de germination (Blé)				Taux de germination (Tomate)			
	100% S	100% C	50%S+50 %C	75%S+25 %C	100%S	100%C	50%S+50%C	75%S+25%C
FV1, 2,3	87,5%	0%	81,25%	87,5%	43,75%	0%	18,75%	43,75%
FV4, 5, 6	100%	0%	100%	100%	31,25%	0%	43,75%	37,5%
FB	81,25 %	0%	68,75%	75%	37,5%	0%	25%	62,5%
DO	93,75 %	0%	100%	87,5%	81,25%	6,25%	50%	6,25%
GT1	93,75 %	0%	81,25%	75%	37,5%	0%	37,5%	25%
GT2	87,5%	0%	62,5%	87,5%	50%	0%	62,5%	37,5%
Moyenne	90,62 %	0%	82,29%	85,41%	46,87 %	1,04%	39,58%	35,41%

3.3. Résultats de l'analyse de la variance (ANOVA)

Les résultats de l'ANOVA sont illustrés dans le tableau 11 et ceux du test de Newman & Keuls sont illustrés dans le tableau 12. Au seuil de probabilité de 5 %, p est inférieure à 0,05 % pour les deux facteurs étudiés. Ces résultats signifient que les facteurs « type de culture » et

Résultats et discussion

« dose appliquée » ont, indépendamment et en interaction, une influence hautement significative sur le paramètre étudié qui est « le taux de germination ». Par conséquent, le test de Newman et Keuls est conduit pour les deux facteurs, dont les résultats font ressortir trois groupes homogènes (tableau 12) :

- Le groupe 1 (G1) : regroupe les taux de germinations les plus faibles ;
- Le groupe 2 (G2) : regroupe les taux de germination moyens ;
- Le groupe 3 (G3) : regroupe les taux de germination les plus élevés.

Tableau 11 : Résultats de l'ANOVA à deux facteurs appliquée à la variable « taux de germination » pour les différents types de substrats.

Source	DDL	SC	MC	F	P
Culture	1	13753,3	13753,3	83,498	0,00000***
Dose	3	36071,0	12023,7	72,997	0,00000***
Culture*Dose	3	4964,2	1654,7	10,046	0,00004***

DDL : Degré de liberté ; MC : Moyenne des carrés ; P : Probabilité ;
 SC : Somme des carrés ; F : Facteur de Fisher ; *** : Effet hautement significatif

Tableau 12 : Résultats du test de Newman et Keuls.

Culture	Dose	TG	G1	G2	G3
Blé	D2	0,00000			****
Tomate	D2	1,04167			****
Tomate	D4	35,41667	****		
Tomate	D3	39,58333	****		
Tomate	D1	46,87500	****		
Blé	D3	82,29167		****	
Blé	D4	85,41667		****	
Blé	D1	90,62500		****	

3.4. Indicateurs physiques et chimiques

Les résultats de l'analyse des indicateurs physiques et chimiques des composts produits au terme de notre étude sont présentés dans le tableau 13. Les températures des composts issus des petits tas (FV, FB et DO) sont comprises entre 32°C et 34,6°C, tandis que celles des composts provenant des deux grands tas GT1 et GT2 sont de 49°C et 44°C respectivement. Le pH varie entre 7,3 et 8,7 pour l'ensemble des composts. Nous remarquons que les composts issus des tas GT1 et GT2 sont riches en matière organique, avec des teneurs de 55,7 % et 72,7 % respectivement, par rapport aux autres composts dont les teneurs sont comprises entre 33,6

Résultats et discussion

% et 49,7 %. Les produits provenant du compostage du fumier de volailles et du fumier de bovins sont plus riches en phosphore et en potassium (P et K) par rapport aux composts issus du compostage des fruits et légumes (DO, GT1 et GT2). Les composts ont des rapports (C/N) compris entre 10,05 et 18,46.

Tableau 13 : Paramètres physiques et chimiques des composts produits.

<i>Paramètres</i>	Composts						<i>Dim.</i>
	FV1, 2,3	FV4, 5, 6	FB	DO	GT1	GT2	
T	34,6	33,3	34	32	49	44	°C
pH	8,5	8,0	8,1	8,7	8,0	7,3	-
%H	23	21	24	23	28	32	%
MO	33,6	34,0	45,9	49,7	55,7	72,7	% ITS
MS	91,6	82,2	94,1	83,5	92,8	91,6	%
C	17,0	16,9	23,0	25,5	28,4	37,3	%ITS
N	1,51	1,68	1,60	1,91	1,75	2,02	%ITS
P	12800	17000	3210	2570	1550	1420	mg/kg ITS
K	13800	13300	11600	11500	9020	10000	mg/kg ITS
C/N	11,25	10,05	14,37	13,35	16,22	18,46	-

3.5. Résultats de l'Analyse en Composantes Principales (ACP)

Les résultats graphiques de l'Analyse en Composantes Principales appliquée pour les paramètres physico-chimiques des composts produits sont présentés par les figures 46 et 47. Les résultats montrent que l'axe factoriel F1 donne 71,91 % des informations concentrées et l'axe factoriel F2 en donne 13,61 %. Le plan principal Axes (1-2) du cercle des corrélations résume ainsi 85,52 % de l'information, soit un pourcentage supérieur à 75 % (figures 46 et 47).

La figure 46 montre que deux groupes peuvent être distingués : le groupe A, où les deux variables MO et C/N sont corrélées positivement, et le groupe B, avec une corrélation positive entre la variable pH d'une part, et les deux variables P et K de l'autre part. La figure 47 montre que deux groupes sont constitués : le premier regroupe les individus GT1 et GT2, et le deuxième regroupe les individus FV1,2,3 et FV4,5,6.

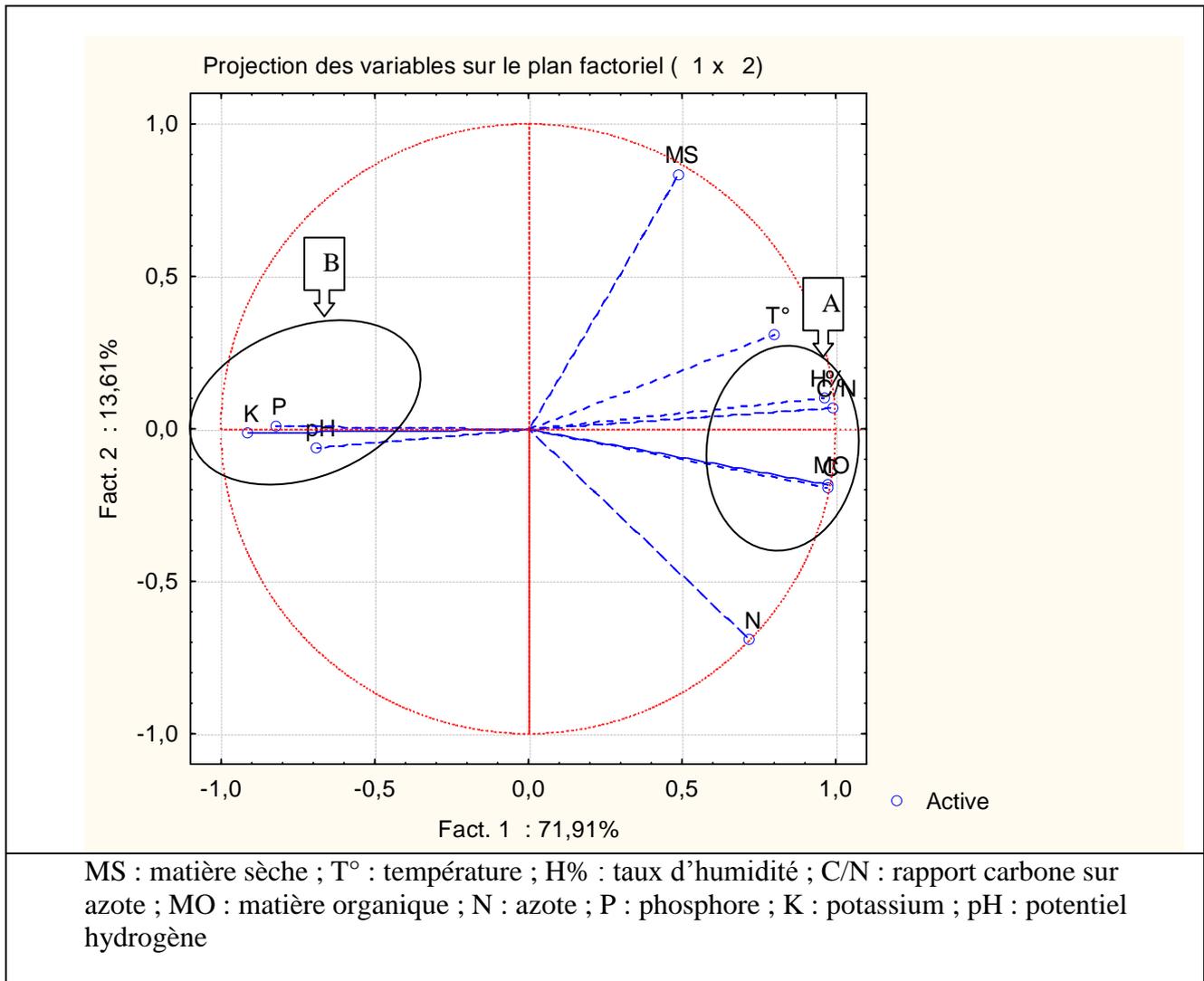


Figure 46 : Répartition et corrélation des variables sur le plan factoriel (F1 x F2).

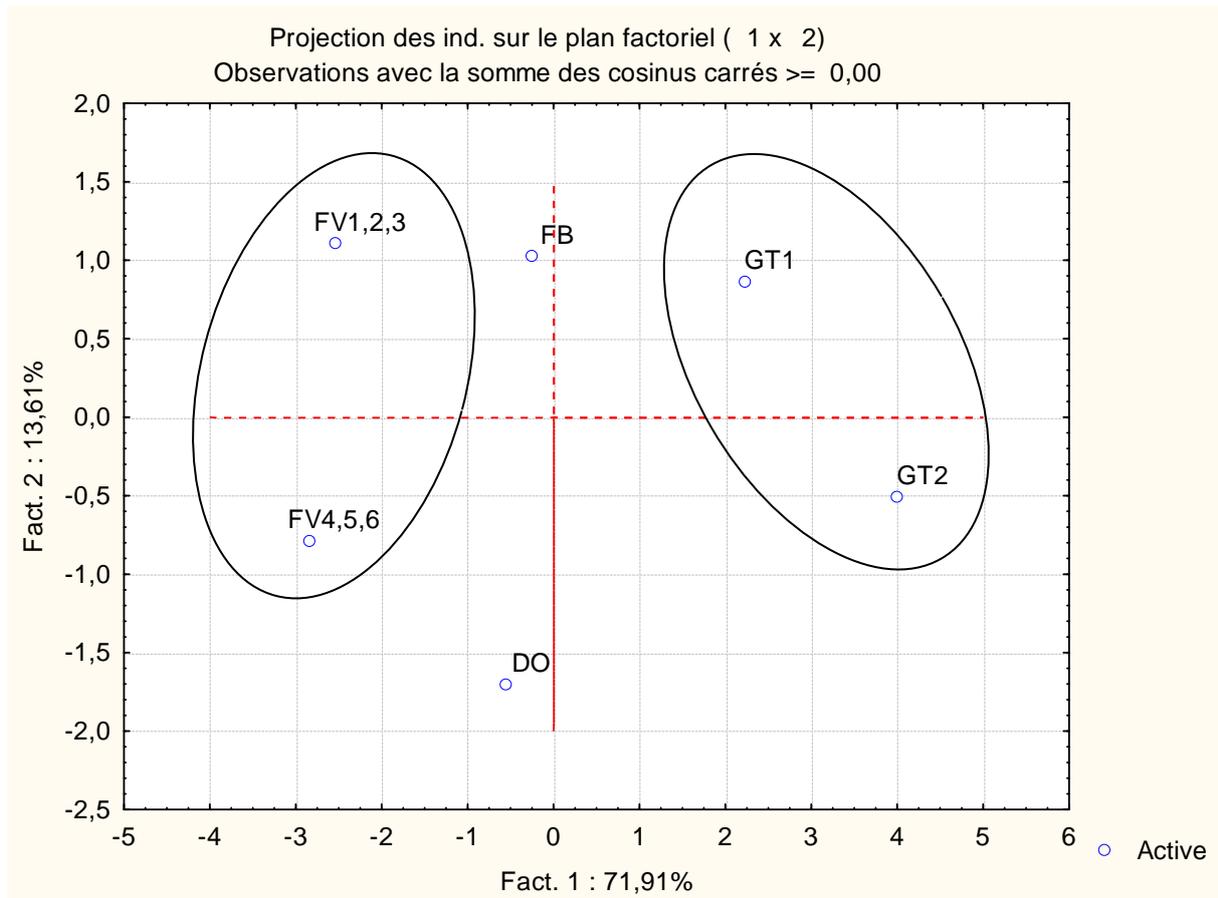


Figure 47 : Répartition des individus sur le plan factoriel (F1 x F2).

4. Valeur agronomique des composts

Les résultats de l'analyse de la teneur des composts en matières organiques et en éléments fertilisants (N, P, K), déterminant leur valeur agronomique, sont rapportés dans le tableau 12. Les composts GT1 et GT2 ont les teneurs en MO suivantes : 55,7 % et 72,7 % respectivement. Pour l'azote, les teneurs ne diffèrent pas d'une manière remarquable d'un compost à un autre, par contre, pour le phosphore total (P) nous remarquons que les composts issus du compostage du fumier de volailles ont des quantités plus élevées (12800 mg/kg et 17000 mg/kg pour les composts FV1,2,3 et FV4,5,6 respectivement). Aussi, les composts des fumiers sont plus riches en potassium total (K) avec des quantités de 13800 mg/kg, 13300 mg/kg et 11600 mg/kg pour les composts FV1,2,3 ; FV4,5,6 et FB respectivement en comparaison avec les autres composts.

II. Au niveau des résidences universitaires Ex-Habitat et Hasnaoua

1. Résultats de la caractérisation des déchets

Les résultats de la caractérisation des déchets au niveau des deux résidences universitaires sont présentés par les figures 48-51 et le tableau 14 qui donne les quantités globales des déchets générés au niveau de chaque résidence ainsi que le ratio journalier pour chacune d'elles. Durant la période de caractérisation, une quantité de 1013,43 kg a été générée au niveau de la résidence universitaire Ex-Habitat avec un ratio de 0,29 kg/p/j. Dans la résidence Hasnaoua 2, la quantité de déchets générés a été de 1459,94 kg avec un ratio de 0,22 kg/p/j.

Tableau 14 : Les quantités globales des déchets générés et les ratios journaliers dans les deux résidences.

Résidence universitaire Ex-Habitat				Résidence universitaire Hasnaoua 2			
<i>Q (Kg)</i>	<i>N.P</i>	<i>J</i>	<i>Ratio</i>	<i>Q (Kg)</i>	<i>N.P</i>	<i>J</i>	<i>Ratio</i>
1013,43 kg	485	7	0,29	1459,94	804	8	0,22

Q : Quantité totale des déchets ; N.P : Nombre de personnes ; J : Nombre de jours

La figure 48 illustre les proportions des déchets générés dans les restaurants des deux résidences au moment des déjeuners et des dîners et la figure 49 présente le pourcentage de chaque fraction. Dans le restaurant de l'Ex-Habitat, c'est au moment du dîner que les déchets ont été produits avec une grande quantité (52,82 %) par rapport au déjeuner (47,18 %). A Hasnaoua 2, c'est plutôt l'inverse : les étudiants ont généré beaucoup plus de déchets au moment du déjeuner (58,70 %) qu'au moment du dîner (41,30 %). Les biodéchets constituent la fraction la plus dominante des déchets générés dans les deux restaurants avec des proportions de 95,87 % et 96,57 % à l'Ex-Habitat et à Hasnaoua 2 respectivement.

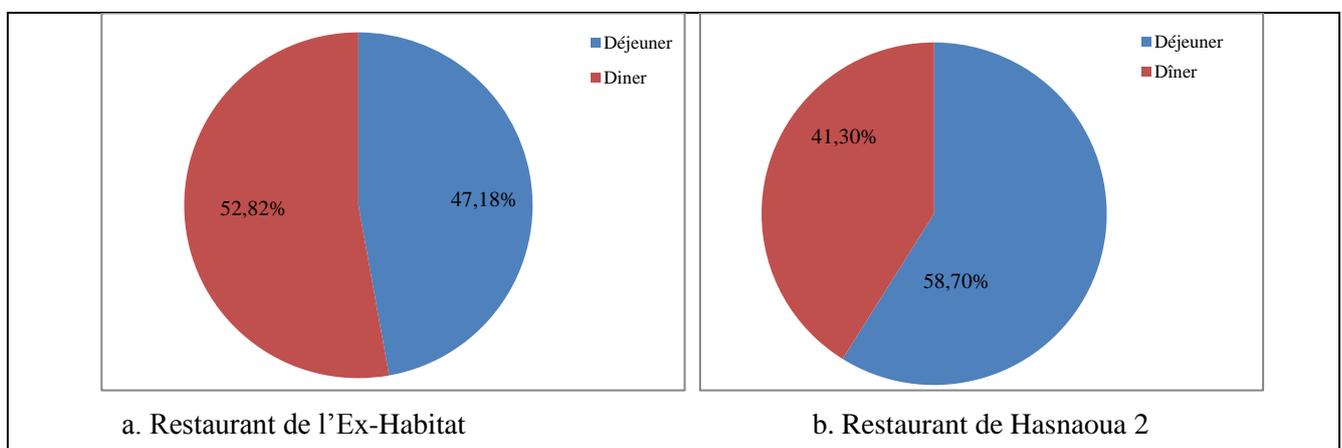


Figure 48 : Proportions des déchets générés dans les restaurants pendant les déjeuners et les dîners.

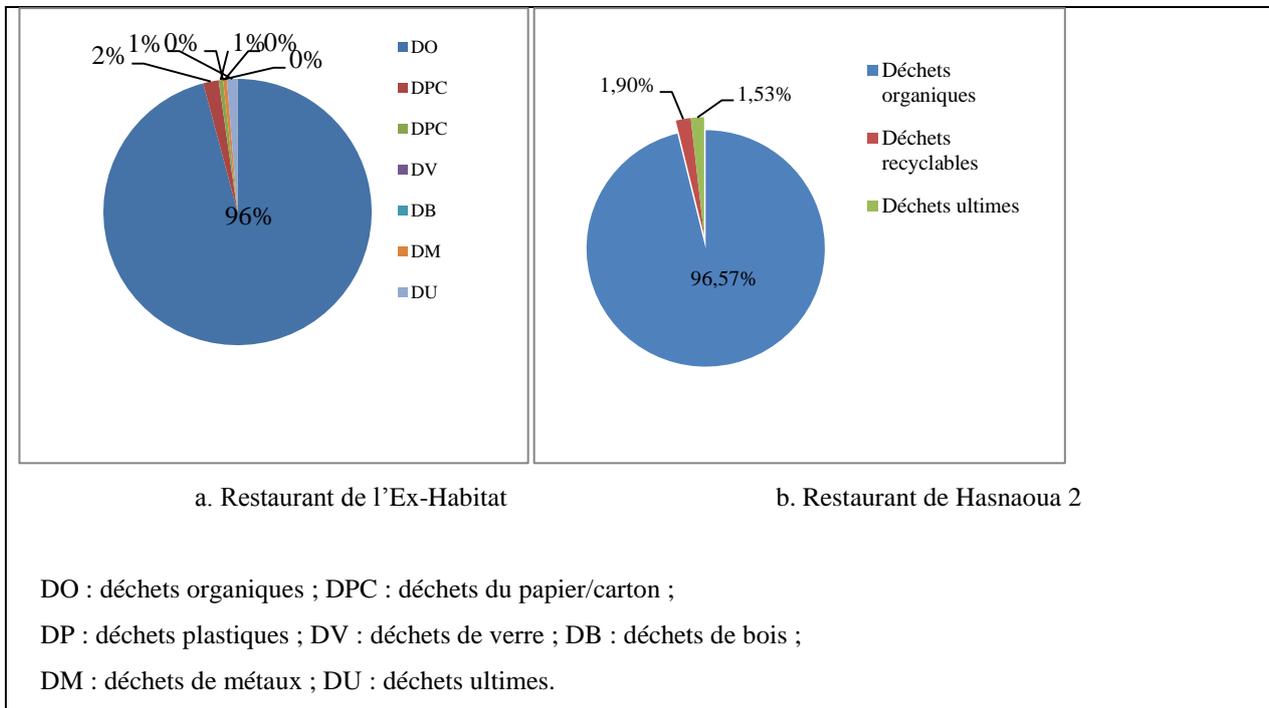


Figure 49 : Types de déchets générés au niveau des deux restaurants.

Les résultats de la caractérisation typologique des déchets produits dans les différentes infrastructures de la résidence universitaire Ex-Habitat sont présentés dans la figure 50 et les proportions de chaque type de déchets générés au niveau de toute la résidence universitaire sont représentées par la figure 51. Au niveau des pavillons, les DO constituent la fraction prédominante avec un pourcentage de 61,85 % par rapport aux autres fractions : 11,70 % de DU, 8,70 % de DV, 7,32 % de DP, 6,24 % de DPC et 4,19 % de DM. Au niveau de l'administration, le papier et les biodéchets sont générés en grandes quantités, avec des proportions de 35,95 % et 30,02 %, comparativement avec les autres types : 14,55 % de déchets ultimes, 14,44 % du plastique et 5,06 % de déchets métaux. Dans le foyer, les DO constituent la fraction prédominante avec un pourcentage de 52,18 % suivis par les déchets DU avec un pourcentage de 19,06 %. Les DP viennent en troisième position avec 13,38 %. Les DPC et les DM constituent 9,31 % et 6,09 % de l'ensemble des types de déchets respectivement.

Les résultats de la caractérisation typologique des déchets ménagers et assimilés générés au niveau de toute la résidence Ex-Habitat ont montré que les DO constituent le type le plus

Résultats et discussion

dominant avec un taux de 87,95 % suivis par les déchets recyclables (DPC, DP, DV et DM) et par les déchets ultimes (DU) (figure 52).

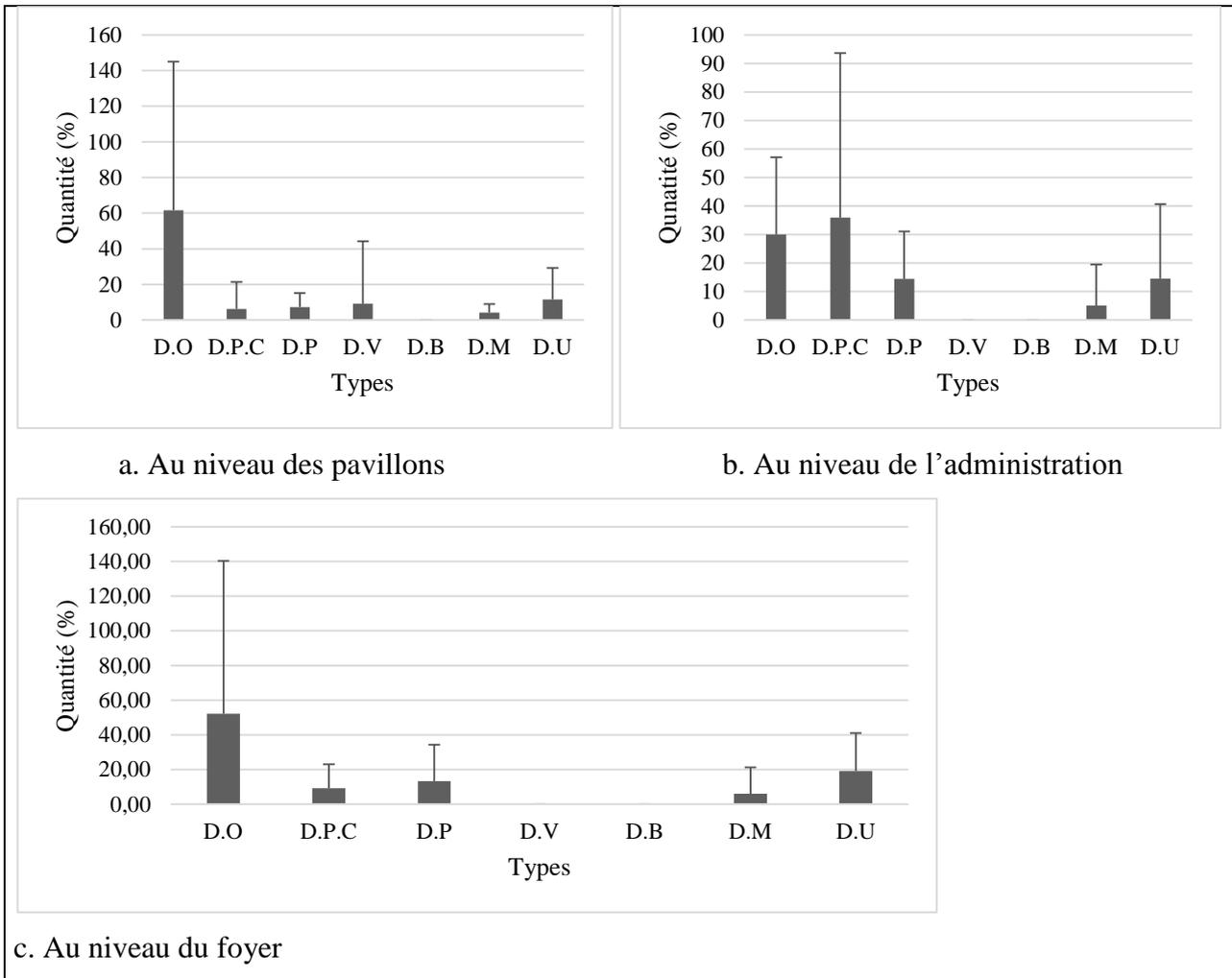


Figure 50 : Types de déchets générés au niveau des infrastructures de l'Ex-Habitat.

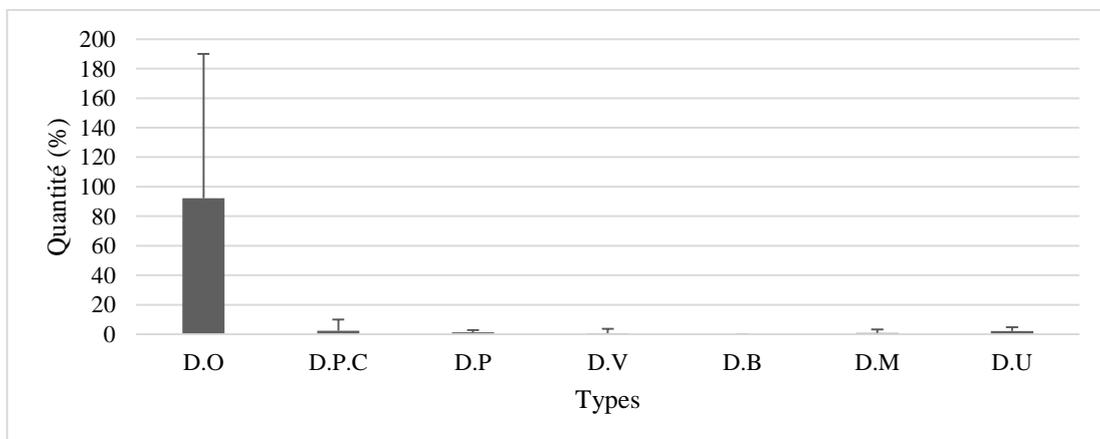


Figure 51 : Typologie des déchets générés au niveau de toute la résidence Ex-Habitat.

2. Résultats des essais de compostage

Les résultats du suivi des paramètres de compostage dans l'Ex-Habitat sont présentés par la figure 52. Nous remarquons que dès le premier jour du compostage, la température a augmenté rapidement dans les tas B et C mais lentement dans le tas A. Les températures maximales ont été 48°C, 45,5°C et 37°C dans les tas C, B et A (figure 52 (a)). Après les pics enregistrés, les températures ont baissé pour atteindre des valeurs proches de 20°C.

La figure 52 (b) montre que le poids des déchets en décomposition a diminué au fur et à mesure que le processus de dégradation avançait et cette diminution a été moins importante dans le tas A par rapport aux tas B et C. A la fin du compostage, les matériaux compostés dans le tas A ont perdu 54 % de leur poids initial et ceux des tas B et C ont perdu 70 % et 71 % respectivement de leurs poids initiaux.

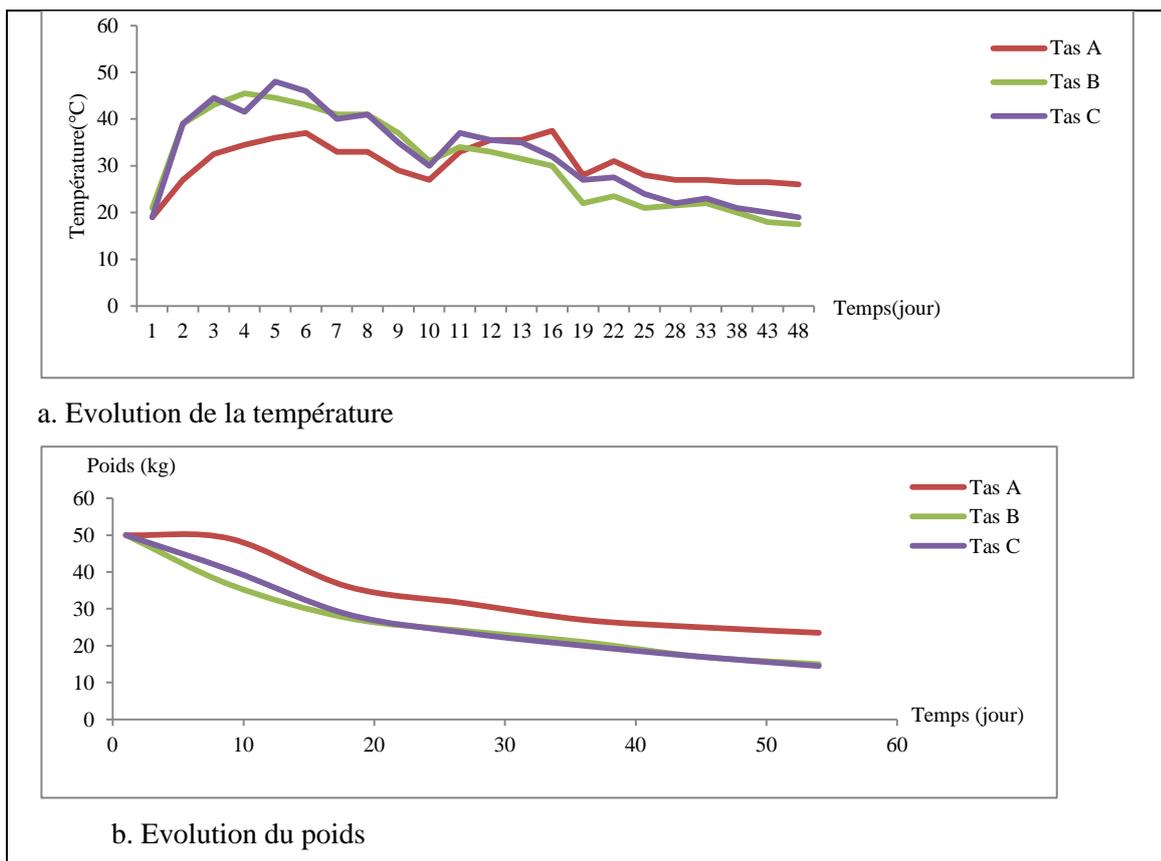
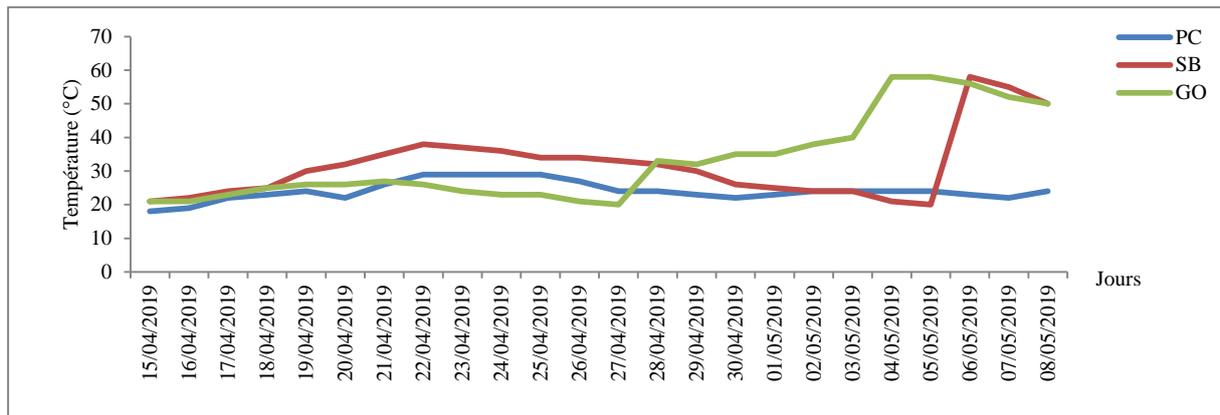


Figure 52 : Evolution des paramètres de compostage réalisé dans l'Ex-Habitat.

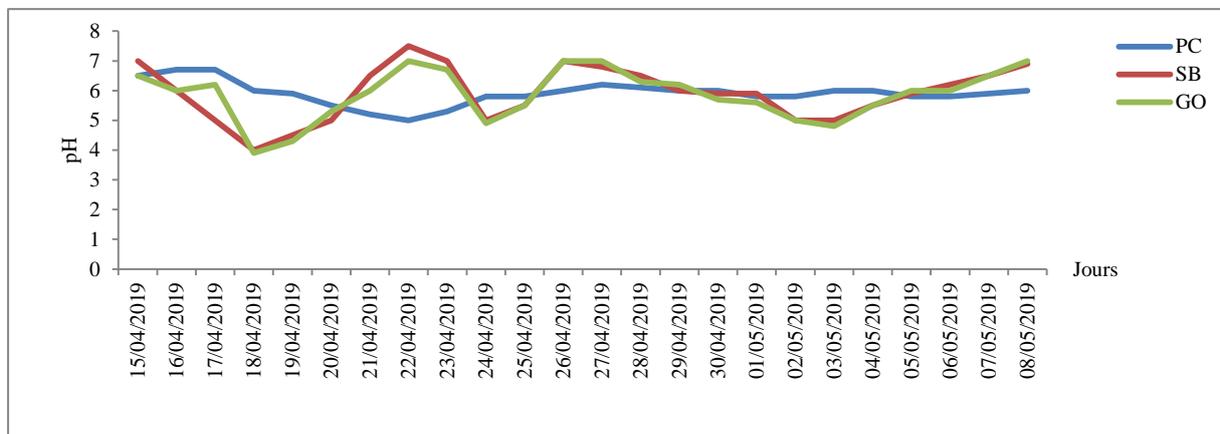
Les résultats du suivi des paramètres de compostage réalisé dans la résidence Hasnaoua 2 sont présentés par la figure 53. Les températures moyennes dans les composteurs SB et GO ont

Résultats et discussion

augmenté progressivement pour atteindre des valeurs maximales de 60°C, tandis que dans le composteur PC nous avons remarqué que la température n'a pas augmenté (figure 53 (a)). La figure 53 (b) montre que le pH a subi des fluctuations au cours de la biodégradation des déchets dans les composteurs SB et GO. Les valeurs minimales ont été autour de 4 et les valeurs maximales ont été comprises entre 7 et 8. Nous remarquons que la courbe de l'évolution du pH dans le composteur PC est différente. La valeur minimale a été 5 et la valeur maximale a été 6, sans prendre en considération la valeur initiale puisque le processus de dégradation n'a pas commencé.



a. Evolution de la température moyenne des différents composts



b. Evolution du pH moyen des différents composts

Figure 53 : Evolution des paramètres de compostage au niveau de Hasnaoua 2.

III. Discussion des résultats

1. Compostage au niveau de l'huilerie « Amrioui »

1.1. Evolution des tas au cours du processus de compostage

L'observation des changements qui apparaissent dans les tas au fil du temps et la manipulation des substrats en décomposition permettent de s'assurer du bon déroulement du processus et comparer le rythme et l'intensité de la dégradation de la matière organique en fonction de la nature des déchets compostés. Nos observations faites périodiquement sur le site de compostage nous ont permis de constater les changements qui ont caractérisé les tas au fur et à mesure que la biodégradation des déchets avançait : diminution du volume des tas, transformation de la texture des matériaux compostés, variation du taux d'humidité, apparition des champignons et des macroorganismes, élévation ou baisse des températures, ralentissement ou accélération de l'activité microbienne...etc.

Au quatrième jour de compostage, nous avons constaté que les grands tas GT1 et GT2 étaient trop humides par rapport aux autres tas. Cet excès d'humidité serait dû à la libération de l'eau contenue dans les fruits et légumes lors de la biodégradation des déchets. Les tas constitués du fumier de volaille et du fumier de bovins mélangés avec le grignon d'olives étaient trop peu humides, ce qui a nécessité leur arrosage avec 20 L d'eau pour chacun. Cette faible teneur en eau serait due à la nature du substrat qui est sec (en particulier la paille de foin) et leur dégradation n'implique pas la libération d'une quantité importante d'eau par rapport aux fruits et légumes frais. Nous avons également constaté que les biodéchets compostés dans le tas GT2 étaient moins décomposés que ceux du tas GT1 (figure 54). Cela pourrait s'expliquer par la dimension des matériaux constituant les tas. En effet, le tas GT2 est constitué uniquement de carottes et navets, relativement gros, et qui nécessiteraient beaucoup plus de temps pour être dégradés. Quant au tas GT1, il est composé de déchets variés (des oranges, des tomates, de la laitue, des épinards...etc.) faciles à dégrader. Aussi, à l'arrivée de ces déchets au site de compostage, nous avons remarqué qu'ils étaient déjà partiellement décomposés avant même de les mettre en tas, contrairement aux déchets mis dans le tas GT2 et qui étaient frais.



Figure 54 : Comparaison de dégradation des biodéchets dans les tas GT1 et GT2 au quatrième jour de compostage.

Vers le dixième jour, nous avons remarqué que l'hétérogénéité de la texture des substrats des tas composés du fumier de volaille et/ou de bovins constituait une contrainte pour la mesure de l'humidité à l'aide de l'hygromètre. L'appareil indiquait des taux d'humidité qui varient d'un point à un autre (des valeurs comprises entre 30 et 50%). Le test de la poignée que nous avons effectué révélait que la teneur en eau des différents substrats était adéquate. Nous avons également constaté l'apparition et le développement, sous forme de couches blanchâtres, d'actinomycètes thermophiles dans les tas (figure 55). Lachevalier et *al.* (1977) et Lacey (2008) ont également noté l'apparition des actinomycètes thermophiles au cours de la phase thermophile. La biodégradation était avancée et les biodéchets étaient partiellement décomposés, où nous pouvions distinguer à l'œil nu les différents matériaux en décomposition (figure 56).



Figure 55 : Apparition et développement d'actinomycètes thermophiles dans les tas après dix jours de compostage.



Figure 56 : Degré de la dégradation des biodéchets après dix jours de compostage.

Vers le 20^{ème} jour, nous avons remarqué dans les tas constitués de déchets organiques et du grignon d'olives (GT1, GT2, DO1, DO2 et DO3) que l'activité microbienne était plus intense à la surface et au centre des tas, d'où l'élévation de la température, et moins intense en profondeur (avec de faibles températures). Cette différence pourrait s'expliquer par l'effet du lessivage de l'eau libérée lors de la décomposition des déchets organiques vers la partie inférieure des tas, ce qui a provoqué le ralentissement de l'activité microbienne au niveau de cette partie des tas. Les zones où l'activité microbienne est intense étaient caractérisées par le développement important de microorganismes sous formes de couches blanchâtres et qui pourraient être des actinomycètes thermophiles (figure 57). Par contre, dans les tas constitués du fumier et du grignon d'olives, l'activité microbienne était homogène. Cela se reflétait par les valeurs de la température –qui sont presque les mêmes dans les différentes parties des tas (à la surface, au centre et dans la partie profonde).



Figure 57 : Apparition et développement d'actinomycètes thermophiles dans les tas après vingt jours de compostage.

Au terme de deux mois de compostage, la décomposition des biodéchets était presque complète. En effet, les déchets du départ n'étaient plus distingués à l'œil nu, et la température était maximale dans les tas (en particulier les tas GT1 et GT2) avec dégagement de la chaleur (figure 58). La diminution des volumes des tas était remarquable. Dans les tas les moins

Résultats et discussion

volumineux (FV, FB et DO), nous avons remarqué l'apparition des champignons sur la surface des tas (figure 59). Cette apparition s'expliquerait par la fin de l'activité microbienne dans ces tas. Cela serait confirmé également par l'envahissement des tas par la macrofaune édaphique: fourmis, bousiers, myriapodes...etc.



Figure 58 : Dégagement de la chaleur lors du retournement des tas GT1 et GT2.

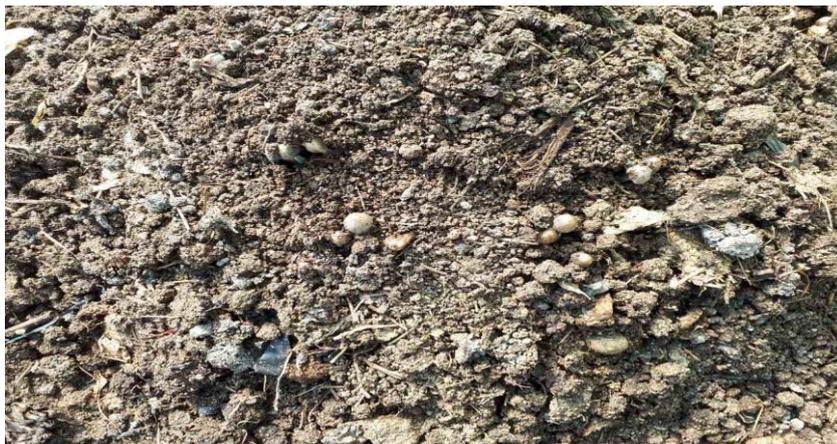


Figure 59 : Développement des champignons basidiomycètes à la surface d'un tas.

1.2. Evolution des paramètres du compostage

1.2.1. Evolution de la température

L'évolution du processus de compostage des différents déchets organiques (fraction organique des DMA, grignon d'olive, fumier de volailles et fumier de bovins) est déterminée par le suivi de quelques paramètres physico-chimiques durant une période de 111 jours. L'ensemble de ces paramètres permettent de se renseigner sur les transformations qui se sont déroulées au cours du processus. Ils permettent également l'évaluation du degré de compostabilité des substrats et la détermination de la maturité des composts produits.

Les figures 36 et 37 représentent l'évolution de la température dans les différents tas au cours

Résultats et discussion

du compostage. Elle augmente rapidement quatre (04) jours après la mise en tas des déchets pour marquer le début de la phase mésophile (Ben Ayed et *al.*, 2005) pour atteindre des pics après 13 jours de compostage dans les tas les moins volumineux : en moyenne 56°C, 58°C et 43°C pour le fumier de volaille, le fumier de bovin et les déchets organiques respectivement. Pour les tas GT1 et GT2, c'est après deux mois que les pics des températures sont atteints avec 74°C et 70°C respectivement, la phase thermophile est atteinte. Cette différence serait due à l'effet du volume étant donné que les quantités des déchets organiques mises dans le tas GT1 et GT2 sont très grandes et la masse des déchets à composter est importante ce qui entrave l'évacuation de la chaleur produite (Suler & Finstein, 1977). A la phase thermophile, succède la phase de maturation caractérisée par la baisse des températures des tas à partir du 20^{ème} jour pour l'ensemble des petits tas et à partir du 85^{ème} jour pour le tas GT1 et GT2.

Dans cette étude, au départ la courbe de l'évolution de la température a une allure classique du compostage telle que décrite par certains auteurs (Kaiser, 1983 ; Mustin, 1987). Elle est caractérisée par trois phases distinctes : la phase mésophile, la phase thermophile et la phase de maturation. Les fluctuations observées vers la fin du processus dans certains tas seraient dues à l'entretien permanent des composts (aération et humidification). La montée de la température au cours de la phase mésophile (au début du processus de compostage) résulte de la décomposition des matières biodégradables par les microorganismes (Hassen et *al.*, 2001 ; Attrassi et *al.*, 2005 ; Compaoré et *al.*, 2010). Selon Charnay (2005) et Guene (1995), la présence des matières organiques facilement dégradables pour les micro-organismes serait la cause de l'élévation des températures du fait que l'activité microbienne est intense. Ces matières organiques sont dégradées par oxydation (Hassen et *al.*, 2001) ce qui permet la libération de l'énergie contenue dans les liaisons chimiques des molécules du substrat (Ryckeboer et *al.*, 2003).

La phase thermophile est caractérisée par l'élévation de la température pour atteindre le maximum après 13 jours de compostage dans les petits tas (des valeurs comprises entre 43°C et 58°C), et après deux mois de compostage pour les tas les plus grands (GT1 et GT2) avec des valeurs de 74°C et de 70°C respectivement. Dans une étude réalisée par El Fels au Maroc en 2014, et qui a consisté à valoriser les boues de STEP par le procédé de co-compostage, la température a atteint un pic de 65°C durant la phase thermophile. Des températures maximales de 65°C±6 et de 48°C±5 sont enregistrées dans une étude réalisée en 2016 par Toundou (au Togo) et qui a porté sur la production de cinq composts différents en utilisant des déchets putrescibles d'ordures ménagères, déchets de restauration des restaurants, déchet d'une industrie agroalimentaire, des adjuvants naturels qui sont le fumier de volailles et de

Résultats et discussion

bovins, ainsi que du phosphate naturel produit par une usine d'exploitation minière. Tahraoui Douma, dans son étude réalisée en 2013 dans la commune de Chlef (Algérie) portant sur le compostage de biodéchets triés au niveau d'un CET, a obtenu une température maximale de 70°C pendant la quatrième semaine de compostage. L'augmentation de la température au cours de la phase thermophile est le résultat d'une intense activité microbienne due à la dégradation des molécules simples présentes dans les différents substrats (Khalil *et al.*, 2001 ; Paredes *et al.*, 2002 ; Knicker, 2004 ; Lhadi *et al.*, 2006 ; Barje *et al.*, 2012 ; El Fels *et al.*, 2014).

Selon Suler & Finstein (1977), bien que les pics de température qui tournent autour de 70°C soient plus fréquents, les masses importantes de déchets à composter atteignent parfois 80°C, cela est dû au fait que les tas les plus volumineux ont une faible capacité à évacuer la chaleur produite.

Des températures supérieures à 60°C sont courantes dans les grands tas et andains, et dans certains cas, la température demeure au-dessus de 71°C pendant plusieurs jours (Hay & Kuchenrither, 1990), et c'est le cas des deux grands tas GT1 et GT2 dans la présente étude (figure 35). La température thermophile maximale observée lors des travaux d'Epstein *et al.* (1976) est de l'ordre de 78°C au centre d'un tas aéré. Bien que la phase thermophile permet la destruction des germes pathogènes (Pujol, 2012) et assure la pasteurisation du compost (Larney *et al.*, 2003), les hautes températures atteintes au cours de cette phase sont néfastes pour une grande partie des microorganismes responsables de la biodégradation des substrats. Selon McKinley & Vestal (1985), le taux de décomposition devient faible au-dessus de 60°C, d'où le prolongement de la durée de dégradation des déchets dans les tas GT1 et GT2 (McKinley & Vestal, 1985). Ferreira *et al.* (2021) ont mis en évidence une réduction significative des coliformes thermotolérants à la fin du compostage par rapport à la charge initiale. Cette réduction a atteint 100% et 99.80% dans la litière de volaille biologique et la litière de volaille conventionnelle respectivement. Ces réductions pourraient s'expliquer par la destruction des germes au cours de la phase thermophile où les températures ont atteint 65°C.

Au cours des trois dernières semaines du processus, les températures des tas les moins volumineux baissent sensiblement et s'approchent de la température ambiante pour marquer la phase de maturation. Cette tendance baissière n'est observée qu'au cours de la dernière semaine du processus pour les tas GT1 et GT2. Cette différence serait due à la masse importante des biodéchets compostés dans ces deux tas entravant ainsi le dégagement de la chaleur, d'où le maintien des températures relativement élevées par rapports aux autres tas. La

Résultats et discussion

diminution de la température durant la phase de maturation est due essentiellement au ralentissement de l'activité microbienne résultant de l'épuisement du milieu en composés organiques facilement dégradables, et que seuls les composés résistants à la dégradation (comme la lignine) persistent (Ait Baddi et *al.*, 2004 ; Amir, 2005).

Les résultats de l'évolution de la température dans les trois tas témoins (figure 36) montrent que le processus du compostage s'est déroulé en trois phases distinctes : la phase mésophile, la phase thermophile et la phase de refroidissement, dans le tas TT1 qui correspond au fumier de volaille et dans le tas TT3 qui correspond au grignon d'olives. Dans le tas TT2, correspondant au fumier de bovin, cette différenciation des phases n'est pas apparente. La phase de refroidissement est marquée par des fluctuations des valeurs de la température qui seraient dues essentiellement à l'entretien des tas (aération et humidification périodiques), ce qui conduit à l'alternance du ralentissement et de l'accélération de l'activité microbienne (après la reconstitution des tas) traduite par les variations de la température des tas. Les températures maximales enregistrées sont de 61°C, 52°C et 42°C dans les tas TT3, TT1 et TT2 respectivement. La comparaison de l'évolution de la température entre ces trois tas renseigne sur le degré de la biodégradabilité des trois substrats. En effet, selon Mason (2006), la biodégradabilité – qui peut être rapide ou lente, varie d'un déchet à un autre en fonction de la matière organique constitutive. Pour Diaz & Savage (2007), le développement de la flore bactérienne au cours du processus de dégradation dépend fortement de la quantité de nutriments assimilables contenus dans le substrat. Aussi, l'intensité de l'activité microbienne est liée au rapport du carbone organique total sur l'azote total (C/N) et qui peut être considéré comme un facteur limitant dans certaines conditions (Berthe, 2007). Le rapport C/N initial du grignon d'olive est plus optimal - il est de 48 selon Sebban et *al.* (2004), par rapport à celui du fumier de volaille (14,5) et celui du fumier de bovin (16,6) (CRAAQ, 2007). Selon Leclerc (2000), les fumiers de volailles mis simplement en tas dégagent de la chaleur. La faible montée de la température dans le tas constitué du fumier de bovins s'expliquerait par la faible activité microbienne aérobie dans le substrat. D'après Biekre et *al.* (2018), les produits des déjections des bovins subissent une première dégradation dans le tube digestif de ces derniers.

1.2.2. Evolution du pH

Au début du compostage, le pH initial est compris entre 7 et 7,5 pour pratiquement tous les substrats (figures 37, 38 et 39), de telles valeurs ont déjà été obtenues par Chennaoui et *al.* en 2016 (Maroc) par compostage de biodéchets constitués principalement de fruits et légumes et produits de thé ; et par Amir (2005) dans une étude menée au Maroc et qui a porté sur la

Résultats et discussion

valorisation par compostage de boues de STEP. Cependant, des études ont montré que le pH initial des déchets solides urbains compostés peut avoir des valeurs comprises entre 5 et 6 (Tahraoui, 2013). Dans de tels cas, la légère acidité observée au début du compostage est due à la dégradation partielle des déchets organiques entamée lors de leur mise en décharge dans les CET et donc avant la constitution des tas ou des andains. Pour cette présente étude, les courbes de l'évolution des pH des différents tas correspondent à la forme théorique de l'évolution du pH pendant le processus de compostage où on distingue trois phases. La durée de chacune diffère légèrement d'un tas à un autre en fonction de la nature et de la masse du substrat qui les constituent. Les fluctuations observées parfois au cours d'une phase seraient dues à l'arrosage des composts et aux retournements effectués avec le passage des substrats de surface à l'intérieur des tas. En effet, les retournements des tas provoquent une augmentation de l'acidité du milieu et cela résulte du développement de microorganismes mésophiles pouvant induire une diminution du pH du substrat (Charnay, 2005).

Au cours des premiers jours de compostage, on observe une diminution des pH pour atteindre des valeurs comprises entre 4 et 5. Cette acidité caractérise la phase initiale dite acidogène et qui a duré 15 à 20. Cette diminution du pH est due à la production anaérobie d'acides organiques à chaînes courtes, principalement les acides lactiques et acétiques (Beck-Friis et *al.*, 2001) et à l'immobilisation de l'ammonium dans la masse microbienne au cours de la phase mésophile (Francou, 2003). Selon Nakasaki et *al.*, (1993), Beck-Friis et *al.*, (2003), ces acides sont contenus dans les matières premières, et leurs concentrations augmentent pendant la phase acidogène. La volatilisation de l'ammoniac initial dans le processus d'ammonification qui suit la dégradation des acides organiques contribue également à la diminution du pH (Mustin, 1987). Il est cependant possible d'ajouter comme facteur de la baisse du pH la libération de dioxyde de carbone par hydrolyse (Charnay, 2005).

Dans la plus part des travaux portant sur la valorisation par compostage de déchets organiques, le pH est généralement compris entre 5,4 et 6,6 lors de la première phase du processus (Attrassi et *al.*, 2005 ; Ben Ayed et *al.*, 2005 ; Tahraoui, 2013 ; El Fels, 2014 ; Toundou, 2016 ; Chennaoui et *al.*, 2016). Les valeurs inférieurs à 5 obtenues lors de cette présente étude seraient expliquées par deux raisons : premièrement, la nature des substrats qui sont légèrement acides (grignon d'olives, fumier de volailles et une forte proportion de fruit particulièrement des oranges), et deuxièmement, les déchets organiques utilisés sont frais et n'ont pas été prélevés d'une décharge (pour les fruits et légumes principalement) et donc n'ont pas entamé la décomposition avant leur mise en tas (les acides organiques contenus

Résultats et discussion

dans les déchets ne sont libérés qu'une fois les tas sont constitués).

Vers le 41^{ème} jour, les pH tendent à augmenter pour atteindre des valeurs comprises entre 7,5 et 8. La remontée de pH au cours de cette deuxième phase d'alcalinisation résulte des réactions d'ammonification caractérisées par la production ammoniacale à partir de la dégradation des amines (protéines, bases azotées...) (Ouatmane et *al.*, 2000). En plus des réactions d'ammonification, l'alcalinisation du milieu serait due également aux attaques enzymatiques. En effet, à l'interface solide-liquide, ces attaques enzymatiques entraînent la libération des bases existantes dans les déchets organiques (Berthe, 2007 ; Vergnoux et *al.*, 2009). L'augmentation du pH contribue à l'amélioration de la dégradation de la matière organique ce qui se traduit par la diminution du rapport C/N (Saghi et *al.* 2021).

Nos résultats concordent avec ceux de Ben Ayed et *al.* (2005) obtenus dans une étude portant sur le compostage de la fraction organique des ordures ménagères en Tunisie, et ceux de Chennaoui et *al.* (2016) avec des pH de 7,8. Ihihi et *al.* (2014) dans une étude menée au Maroc et dont l'objectif a été la fabrication d'un compost équilibré à partir de la partie fermentescible des ordures ménagères et de la fiente de poulet, ont obtenu un pH de 8 au cours de la phase d'alcalinisation. Une valeur du pH légèrement élevée (8,8) a été observée par Attrassi et *al.* (2005) lors d'une étude de valorisation par compostage des déchets urbains triés au préalable (Maroc).

Après de légères fluctuations observées au cours de la phase d'alcalinisation dues essentiellement à l'entretien des composts, le pH décroît en fin de traitement (au cours des deux dernières semaines) pour atteindre des valeurs comprises entre 7 et 7,5 à l'exception des tas GT1 et GT2 avec des pH de 6 et de 6,5 respectivement. Ces valeurs pourraient s'expliquer par la disponibilité de la matière organique en cours de décomposition. Ce retour à la neutralité s'explique par la diminution - parfois l'épuisement - des matières organiques, et par les réactions de nitrification caractérisées par la libération d'ions H^+ (Nakazaki et *al.*, 1993 ; De Guardia, 2006). Des valeurs proches de celles obtenues dans cette étude ont déjà été obtenues par Compaoré et *al.* (2010) au Burkina Faso (des valeurs de pH comprises entre 6,8 et 7,3) sur des composts de déchets solides urbains (ordures de décharge publique + fumier + paille + phosphate naturel). L'évolution du pH au cours de cette expérimentation concorde avec les travaux de Chennaoui et *al.* (2016) et avec ceux de Ben Ayed et *al.* (2005).

Pour les tas témoins, l'évolution du pH aurait été due influencée par les caractéristiques physico-chimiques et aussi par la provenance des sous produits (frais ou stockés quelques jours avant le compostage). En effet, les grignons d'olives (TT3) sont caractérisés par un pH

Résultats et discussion

acide en comparaison avec les effluents d'élevage. Un pH de $5,28 \pm 0,05$ a été obtenu lors de la caractérisation des grignons d'olives brutes réalisée par Ameziane et *al.* (2020) au Maroc. Par contre les fientes de volailles (TT1) sont généralement caractérisées par un pH neutre. Gomgnimbou et *al.* (2019) ont obtenu un pH de 6,91 lors de la caractérisation des fientes de volailles au Burkina-Faso. Nefzaoui (1991) dans une étude réalisée en Tunisie, a constaté que la durée d'accumulation des fientes de volailles (poules pondeuses) avait un effet sur l'évolution du pH de ces dernières. En effet, le pH a évolué de 7 (après 7 jours de stockage) vers un pH de 8 après 43 jours de stockage. Ce facteur aurait dû influencer la valeur du pH des fientes de volailles utilisées lors de la réalisation de notre étude étant donné qu'elles n'étaient pas fraîches. Le fumier de bovins est caractérisé aussi par un pH neutre. Loehr (1969) a noté un pH de 7,4 comme caractéristique du fumier de bovins laitiers. Pour remédier à cet inconvénient (un pH acide obtenu en compostant le grignon d'olives au cours de compostage), il serait préférable d'opter pour le co-compostage en le mélangeant avec d'autres biodéchets afin d'optimiser la biodégradation et obtenir un compost qui ne serait pas acide. Aussi, la constitution de grands tas ou andains avec le prolongement de la durée du compostage pourrait également donner de meilleurs résultats.

1.2.3. Evolution de l'humidité

Les figures 40, 41 et 42 montrent que l'évolution de la teneur en eau suit la même allure pour l'ensemble des tas. Le suivi de ce paramètre montre que durant les deux premières semaines du processus, le taux d'humidité diminue significativement et atteint des valeurs proches de 35%. A partir de la troisième semaine, le taux d'humidité augmente légèrement pour frôler des valeurs comprises entre 50 et 60%. Durant le reste du processus, la teneur en eau dans les tas présente des fluctuations pour se stabiliser au cours de la dernière semaine avec des valeurs situées entre 20 et 30%.

La diminution du taux d'humidité (particulièrement au centre et à la surface des tas) au début du compostage coïncide avec l'augmentation de la température liée à la production de la chaleur par les microorganismes en pleine activité microbienne très intense. En effet, les hautes températures observées au cours de la phase thermophile ont pour effet une importante évaporation de l'eau présente dans les déchets. Il est cependant possible d'ajouter comme facteur de diminution du taux d'humidité les conditions climatiques : chaleur, vent, température ambiante clémente...etc. Le fait que les tas sont constitués à l'intérieur d'une serre et que les tas GT1 et GT2 sont protégés contre les précipitations à l'aide d'une bâche,

pourrait être un facteur non négligeable de la diminution de la teneur en eau dans les tas (étant donné que la chaleur produite lors de la dégradation des substrats au cours de la phase thermophile n'est pas dispersée et contribue donc à l'évaporation de l'eau des déchets). La perte d'eau constatée au début du processus serait due également au phénomène de lessivage et de la lixiviation : l'eau libre ou mobile des matériaux est drainée sous l'effet de la gravité et se trouve en profondeur (Colin & Gazbar, 1995 ; Jemali *et al.*, 1996).

Les fluctuations de la teneur en eau seraient dues à l'alternance de l'aération et de l'arrosage des tas. En effet, les retournements ont pour conséquence l'assèchement des composts et donc la diminution du taux d'humidité, par contre l'arrosage conduit à l'augmentation de la teneur en eau (Tahraoui, 2013). Ces deux opérations (aération et arrosage) permettent de corriger la teneur en eau du mélange pour l'amener dans une gamme comprise entre 60 et 80% considérée comme le taux d'humidité optimal favorable au développement des microorganismes décomposeurs de la matière organique (Haug, 1993 ; Pace *et al.*, 1995 ; Morin *et al.*, 2004).

La teneur en eau du déchet est un facteur limitant dans le processus de dégradation de la matière organique au cours de compostage. Ce paramètre a une influence très significative sur l'activité des microorganismes qui ont besoin d'eau pour se développer dans le milieu. En effet, une trop faible teneur en eau provoque la décroissance de leur activité (Diaz et Savage, 2007 ; Ahn *et al.*, 2008 ; Petric *et al.*, 2009). A l'inverse, une teneur en eau trop importante provoque la saturation des pores du milieu et de l'espace lacunaire par la phase liquide et limite ainsi l'apport d'oxygène au milieu ; cette situation engendre un ralentissement de l'activité biologique assurée par les agents décomposeurs de la matière organique (Richard *et al.*, 2002 ; Mason, 2006).

1.2.4. Fréquence des retournements des tas

Au cours des deux premières semaines du compostage, l'aération des tas est assurée chaque quatre jours. Au de là, les tas sont aérés une fois par semaine. Les tas ne sont pas retournés pendant les trois dernières semaines du compostage étant donné que le processus de dégradation des substrats s'est arrêté (cet arrêt serait dû à la stabilisation de la matière organique au cours des dernières semaines du compostage). Le choix de la fréquence de l'aération des tas est basé sur les recommandations de la FAO (2005) qui préconise des retournements rapprochés au démarrage du processus, et de plus en plus espacés au fur et à mesure que le processus avance. Aussi, la quantité d'oxygène sensée être présente dans le tas dépend de la nature du substrat (donc du fractionnement biochimique de la matière

Résultats et discussion

organique). En effet, plus les déchets organiques sont biodégradables, plus les besoins en oxygène sont importants, ce qui nécessite une aération fréquente dans le but d'assurer le renouvellement de l'air dans le milieu (d'où les retournements rapprochés au début du compostage). Selon Pujol (2012), la décomposition des déchets rapidement biodégradables est susceptible d'entraîner la consommation presque totale de l'oxygène introduit par le retournement en seulement quelques minutes.

Au cours des dernières semaines du compostage, nous avons remarqué que le retournement des tas ne provoque plus l'augmentation de la température, ce qui nous a amené à cesser l'aération des composts. En effet, selon Druihle *et al.* (2002) et la FAO (2005), l'activité microbienne est relancée après le retournement, et si la température n'augmente pas après avoir effectué l'aération de tas, cela marque la fin de la phase oxydative. Les besoins en oxygène diminuent au fur et à mesure que le processus de dégradation avance : entre 0,1 et 0,5 m³ air / min / T de MS durant la phase mésophile, entre 0,5 – 1 m³ air / min / T de MS pendant la phase thermophile, et durant la phase de maturation, l'apport en oxygène est faible, soit < 0,1 m³ air / min / T de MS (Mustin, 1987 ; Haug, 1993). De plus, une concentration importante en oxygène est indispensable pour la biodégradation des déchets durant la phase oxydative des microorganismes et où ce paramètre constitue le principal facteur limitant dans le processus de compostage (Beck-Friis *et al.*, 2003).

Le compostage est un processus biologique aérobie qui nécessite une bonne oxygénation, où la présence d'oxygène dans le milieu est indispensable à l'activité biologique aérobie. Si l'aération de compost n'est pas maintenue, l'oxygène devient un facteur limitant (Yulipriyanto, 2001). Aussi, le manque d'oxygène dans le substrat conduit à la mise en place des conditions favorables à la fermentation anaérobie, qui est un processus de biodégradation plus lent comparativement à la fermentation aérobie (Charnay, 2005).

Les retournements réguliers assurent, en plus d'une oxygénation permettant le développement des populations microbiennes aérobies, d'autres fonctions telles que : l'homogénéisation de la masse compostée qui permet l'exposition de nouvelles surfaces à la biodégradation et la diminution de la compaction du substrat (Smars *et al.*, 2002 ; Gomez-Brandon *et al.*, 2008) ; la minimisation des dégagements d'odeurs nauséabondes liés à la présence d'acides gras dans le substrat composté et au stripping de l'ammoniac (Druihle *et al.*, 2002 ; Pujol, 2012) ; favoriser la montée en température due à une activité microbienne intense et limiter les émissions azotées (De Guardia *et al.*, 2009). Le choix de la stratégie à adopter pour assurer l'aération dépend du type de procédé de compostage pratiqué. Dans la présente étude, le

procédé utilisé est le compostage en tas où la pénétration de l'oxygène est liée à la taille du tas, à la granulométrie, aux espaces lacunaires, à la porosité et à la densité des matériaux qui le composent. Une bonne structuration du tas assure une oxygénation passive (Eftoda & Mc Cartney, 2004) et le retournement effectué permet un renouvellement de l'air dans le tas (Gomez-Brandon et al., 2008). Par ailleurs, lors de compostage en tas, une bonne aération du milieu n'est assurée que si la porosité est suffisante et que l'espace lacunaire soit d'environ 30% (Gea et al., 2007). En effet, un espace lacunaire (ou FAS : Free Air Space) compris entre 30% et 36% est recommandé par la plus part des auteurs afin d'assurer une aération correcte et suffisante du compost (Mustin, 1987 ; Haug, 1993 ; Epstein, 1997 ; Keener et al., 2002 ; Madejon et al., 2002)

1.3. Qualité des composts produits

1.3.1. Paramètres empiriques

La caractérisation d'un compost avant son utilisation constitue une étape primordiale permettant d'assurer son emploi optimal et sans risques majeurs par les agriculteurs dans le but d'améliorer le rendement des cultures et d'amender le sol (Abdelhamid et al., 2004). En plus des indicateurs physico-chimiques et biologiques, l'évaluation de la maturité du compost en tenant compte des paramètres empiriques est considérée comme une méthode rapide – certes peu scientifique (Topanou, 2012) – mais efficace permettant de s'assurer de la bonne qualité du produit.

Après plus de trois mois de dégradation des déchets, les composts produits répondent bien aux caractéristiques d'un compost stabilisé et mature tel que définies par Doublet et al. (2011). En effet, les composts sont caractérisés par l'odeur d'humus sentie dans les sous-bois ne dégageant pas d'odeur d'ammoniac. La couleur diffère légèrement d'un produit à un autre et cela serait dû à la nature des déchets compostés. Néanmoins, la couleur brune, parfois noir foncé, caractérise l'ensemble des composts produits. Cette couleur serait due à la présence des substances humiques synthétisées au cours de la phase de maturation (Jimenez & Garcia, 1989).

Les composts présentent l'aspect du terreau homogène avec une texture friable, granuleux au toucher et ne collent pas (surtout après tamisage). Avant d'effectuer le tamisage, les matériaux compostés et constituant les tas n'étaient plus distingués à l'œil nu. Aussi, la matière refus (ensemble des résidus qui restent dans le tamis) est moins importante par rapport à la matière

fine (qui constitue le compost prêt à l'emploi). Cela indique que la dégradation des déchets était presque totale et complète, mis à part les substrats les plus durs et les plus coriaces comme la coque des olives et les brindilles de la paille des fumiers qui nécessiteraient un broyage préalable pour les re-composter.

1.3.2. La phytotoxicité des composts

L'incorporation de 25% de compost au sol a permis d'obtenir un taux de germination de 85,41% pour le blé et 35,41% pour la tomate. L'apport de 50% de compost a donné des taux de germination de 82,29% et de 39,58% pour le blé et la tomate respectivement. La culture sur un substrat composé de 100% de compost a donné un taux de germination très faible pour la tomate (1,04%) et pour le blé, aucune graine n'a germé. L'apport de 25% et de 50% de compost donne les taux de germination les plus élevés pour le blé et des taux de germination au-dessous de 50% pour la tomate. En effet, nous constatons que le taux de germination diffère d'une culture à une autre et en fonction de la dose apportée. Ainsi, pour le blé, le taux de germination le plus élevé (soit 85,41%) est obtenu avec l'incorporation d'une dose faible (25% de compost) contrairement à la tomate où le taux de germination le plus élevé (39,58%) est donné avec une dose plus forte (50% de compost). L'utilisation de compost seul comme support de culture n'est pas préconisé. Selon Trémier *et al.* (2007) et Zucconi *et al.* (1981), un indice de germination supérieur à 50% signifie l'absence des effets phytotoxiques et que le compost est stable et mûr. Les faibles taux de germinations obtenus seraient liés aux doses de compost apporté et au type de culture et pas seulement à la composition et à la nature du compost (de Haan, 1981 ; Berjon *et al.*, 1997 ; Compaoré *et al.*, 2010). Aussi, les causes possibles de phytotoxicité sont multiples : forte salinité, présence d'acides organiques, présence d'agents pathogènes, immobilisation de l'azote due à la stimulation de l'activité microbienne (García *et al.*, 1992 ; Berjon *et al.*, 1997). Pour la même dose élevée (incorporation de 50% de compost au substrat), le blé donne un taux de germination plus important par rapport à la tomate et cela supposerait que le blé semble supporter les fortes doses de compost contrairement à la tomate. Ces résultats sont en accord avec ceux d'Attrassi *et al.* (2005), où le taux de germination le plus élevé a été obtenu pour le blé (85,71%) contre 62,42% pour la tomate (ces cultures sont réalisées sur un substrat composé de sable plus un 1/3 de compost) et avec ceux de Chennaoui *et al.* (2016) avec des taux de germination de 85% pour le blé et 67% pour la tomate avec le même substrat. Une autre étude, réalisée par Toundou (2016), a donné des résultats montrant que le taux de germination soit plus élevé en utilisant une faible dose de compost. Ainsi, pour une dose plus élevée (2/3 de compost et 1/3

Résultats et discussion

de sable), les taux de germination obtenus pour la tomate *Lycopersium esculentum* sont compris entre 27 et 37,5%. Par contre, les taux de germination semblent augmenter pour le même type de culture avec une dose plus faible (1/3 de compost et 2/3 de sable) : les taux de germination sont compris entre 41,60 et 58,33%). Nous pouvons conclure que les composts produits ne présentent aucune toxicité vis-à-vis du blé, et que les taux de germination relativement faibles obtenus pour la tomate dépendraient de la dose appliquée et aussi de la nature des déchets compostés (fumier de volailles, fumier de bovins et déchets putrescibles des déchets ménagers et assimilés) (tableau 10).

Selon les résultats obtenus par Pellejero et al. (2021), l'application des doses de composts de 60 Mg/ha et de 80 Mg/ha sur la tomate (*Solanum lycopersicum* L.) a amélioré significativement la croissance de la plante et le développement des fruits. Bhatti et al. (2021) ont montré que l'incorporation de composts a augmenté significativement le rendement de la culture du maïs (*Zea mays* L.) et amélioré les paramètres de croissance de la plante. Bhatti et al. (2021) ont indiqué que l'ajout de compost de fruits et légumes associé à l'engrais NPK pourrait augmenter les concentrations des macronutriments dans les feuilles du maïs.

Les résultats de l'analyse de la variance (tableau 11) révèlent l'existence d'une différence très hautement significative (au seuil de probabilité de 5%) pour la variable « taux de germination » en fonction des deux facteurs étudiés. Ces résultats montrent que la dose de compost appliquée a eu un effet hautement significatif sur le taux de germination des deux espèces végétales ($p < 0.05\%$). Aussi, les valeurs du taux de germination obtenues sont influencées d'une manière hautement significative par le type de culture ($p < 0.05\%$). L'interaction des deux facteurs étudiés (dose de compost et type de culture) ont eu un effet hautement significatif sur le taux de germination au seuil de probabilité de 5% (tableau 11) (avec une $p = 0,00004$). Les résultats du test de Newman-Keuls ont révélé que les taux de germination les plus faibles (0 et 1,04 %) ont été obtenus par les deux cultures (blé et tomate) semées dans un substrat constitué uniquement de compost (D2=100 % de compost). Les taux de germination les plus importants (entre 82,29 % et 90,62 %) ont été obtenus par le blé dont les graines ont été semées dans un substrat constitué uniquement de sable (D1=100 % de sable), et dans deux autres substrats constitués de sable et de compost avec des proportions différentes (D3=50% de sable et 50% de compost ; D4=75% de sable et 25% de compost). Ces mêmes substrats avec ces mêmes proportions (D1, D3 et D4) ont donné des taux de germination moyens (entre 35,41 % et 46,87 %) pour la tomate.

1.3.3. Les indicateurs physico-chimiques

La qualité de compost doit être évaluée également à travers une série d'analyses de certains paramètres physiques et chimiques importants, et ce pour s'assurer de son innocuité ou encore de ses qualités amendantes et fertilisantes. En effet, ces paramètres reflètent la stabilité et le degré de maturité de compost, ce qui garantit une utilisation sans risques en agriculture.

Les températures des composts stabilisés sont comprises entre 32°C et 34,6 °C à l'exception des composts produits à partir des tas GT1 et GT2 où les températures enregistrées sont 49 °C et 44 °C respectivement. Au cours des deux dernières semaines du compostage, les températures des tas sont maintenues à des valeurs constantes, ce qui constitue un bon indicateur de la stabilisation des composts (Trémier et *al.*, 2007). De plus, la maturité de compost se traduit par une température qui s'approche de la température ambiante extérieure (qui est de 35 °C pour cette étude) (Kapétanios et *al.*, 1993 ; Barje et *al.*, 2013). La différence constatée entre les températures des deux grands tas GT1 et GT2 d'une part, et les autres tas les moins volumineux pourrait s'expliquer par la nature des substrats et la masses des déchets compostés (la taille des tas). En effet, les déchets mis dans les tas GT1 et GT2 sont riches en matières organiques provenant de la dégradation des fruits et légumes décomposés ce qui aurait pour effet le maintien de l'activité microbienne, qui se traduit par des températures élevées, même à ce stade de l'évolution du processus. Par ailleurs, selon Berthe (2007), les échanges de chaleur avec l'extérieur sont influencés par la taille du tas : plus le tas est volumineux plus l'évacuation de la chaleur vers l'extérieur est entravée et reste contenue à l'intérieur de la masse. Ces résultats concordent avec ceux obtenus dans les travaux d'Attrassi et *al.* (2005) et de Tahraoui (2013). Temgoua et *al.* (2014), dans une étude réalisée au Cameroun sur la valorisation des ordures ménagères par compostage, ont également obtenu les mêmes résultats.

Pour le pH, les valeurs sont comprises entre 7,3 et 8,7 ce qui est conforme à la norme. Selon Avnimelech et *al.* (1996), Forster et *al.* (1993), un compost mature a un pH compris entre 7 et 9. Par ailleurs, un pH stable, neutre ou légèrement alcalin est pris en compte pour valider la stabilisation de la matière organique des composts (Jiménez et Garcia, 1989). Cependant, un pH acide est considéré comme caractéristique d'une stabilisation incomplète et partielle de la matière organique. L'utilisation d'un tel compost sur un sol présente un risque d'impact agronomique négatif, car la présence d'acides organiques solubles peut augmenter la solubilisation des métaux lourds et inhiber la croissance des plantes (Trémier et *al.*, 2007).

Résultats et discussion

Dans des travaux similaires, des composts produits à la base d'ordures ménagères sont caractérisés par des pH conformes à la norme NFU 44-051. Ainsi, Lasaridi & Stentiford (1997) ont obtenu un compost avec un pH de 7,62. Attrassi et *al.* (2005) ont obtenu un pH de 8,8. Des pH compris entre 8,19 et 8,41 sont obtenus également par Temgoua et *al.* (2014).

Dans la plupart des études sur le compostage, le C/N (rapport de la teneur en carbone organique et de la teneur en azote Kjeldahl) est l'un des paramètres les plus utilisés dans l'analyse de la qualité de compost produit et pour l'évaluation de son impact agronomique lors de son apport au sol. L'importance de l'évaluation de ce paramètre réside dans le fait qu'il est considéré comme indicateur de stabilité et de maturité des composts : un C/N entre 20 et 25 pour un compost « mi-mûre » et un C/N dont la valeur est inférieure à 20 pour un compost mûr (Mustin, 1987). Dans la présente étude, les composts ont des rapports C/N compris entre 10,05 et 18,46. Dans la littérature, cet indicateur utilisé dans l'évaluation de la qualité du compost prend des valeurs qui diffèrent d'un auteur à un autre. Ainsi, pour Roletto et *al.* (1985), un rapport C/N dont la valeur est inférieure à 25 indique que le compost est mûr, et pour Jiménez et Garcia (1989) un rapport C/N inférieur à 20 et même à 10 est préférable. Selon Namkoong et *al.* (1999), un rapport C/N compris entre 10 et 15 correspond à un compost mature. Par ailleurs, un rapport C/N élevé indique que le compost produit serait instable et donc potentiellement phytotoxique lors de son utilisation comme amendement pour les plantes, et cette phytotoxicité serait liée à la production d'acides gras volatiles (AGV). L'utilisation de tel compost (avec un C/N fort) est susceptible de bloquer l'azote du sol en l'utilisant pour sa propre minéralisation. Les résultats de cette étude montrent que les rapports C/N obtenus correspondent aux normes définies par ces auteurs et par la FAO (qui préconise une valeur entre 15 et 20) et par la norme AFNOR (une valeur de C/N inférieure à 20) ce qui indique que les composts sont mûrs et stables. Ce paramètre n'est pas suffisant pour évaluer la maturité du compost (Morel et *al.*, 1986 ; Serra-Wittling, 1995), car le C/N se stabilise avant la stabilisation de la matière organique contenue dans le compost (Chen et *al.*, 1993), d'où la nécessité d'évaluer d'autres paramètres. Dans les travaux de Haug (1993) et ceux de Charonnat et *al.* (2001), les valeurs de rapport C/N des composts d'ordures ménagères sont comprises entre 14,4 et 22,9 et celles des composts des déchets et effluents d'élevage sont d'environ 10. Compaoré et *al.* (2010), dans une étude réalisée au Burkina Faso, et qui a porté sur la production de composts à la base d'ordures ménagères apportées d'une décharge publique, du fumier, de la paille et du phosphate naturel, ont obtenu des C/N compris entre 10,45 et 13,79. Au terme de quatre mois de compostage de la fraction fermentescible des ordures ménagères et de la fiente de poulet, Ihihi et *al.* (2014) ont obtenu un C/N de 24,9. Des

Résultats et discussion

valeurs similaires sont obtenues par d'autres auteurs : 10,26 (Temgoua et *al.* 2014) ; entre 17 et 22 (Tahraoui, 2013) ; des rapports C/N plus élevés sont obtenus par N'Dayegamiye et *al.* (2005), soit des valeurs comprises entre 25 et 32.

La teneur des composts en matière organique (MO) dépend de la masse et de la nature des déchets compostés et aussi de la durée du procédé de compostage (Amir, 2005 ; Charnay, 2005 ; Toundou, 2016). Les composts des tas GT1 et GT2 sont caractérisés par des teneurs élevées en MO, soient 55,7%MS et 72,7%MS respectivement (tableau 12). Le compost prélevé du tas DO présente une teneur légèrement plus élevée (49,7%MS) comparativement à ceux prélevés des tas FV1, 2,3 ; FV4, 5,6 et FB (avec des teneurs de 33,6%MS, 34%MS et 45,9%MS respectivement). Les teneurs élevées seraient liées à la quantité de déchets compostés (donc à la masse), et à la nature des substrats. En effet, les tas GT1, GT2 et DO sont composés essentiellement de fruits et légumes (navets, carottes, pommes de terre, oranges...) et du grignon d'olives et ces déchets sont plus riches en matière organique comparativement au fumier de volailles et au fumier de bovins. Selon M'Sadak et *al.* (2015), les grignons d'olives sont riches en MO et présentent en moyenne 95,2% de la matière organique. Aussi, la masse des déchets constituant les tas GT1 et GT2 sont plus importantes (soit 1113 kg et 988 kg en poids respectivement) par rapport aux autres tas dont la plus grande quantité ne dépasse pas 250 kg. La matière organique est consommée au cours du compostage par les micro-organismes (Trémier et *al.*, 2007) et minéralisée en composés stables à travers les activités microbiennes (Bernai et *al.*, 1998). Selon Charonnat et *al.* (2001), un compost obtenu à partir des déchets ménagers ayant un taux de MO compris entre 37,6%MS et 42%MS est un compost stable et mûr. Dans la présente étude, tous les composts ont des teneurs en MO proches de la norme (norme FAO : 10 à 30% ; AFNOR : une teneur supérieur à 5%) à l'exception des tas GT1 et GT2 (55,7%MS et 72,7%MS respectivement). Cette exception pourrait s'expliquer par les grandes quantités de déchets organiques mis à composter par rapport aux autres tas ce qui nécessiterait beaucoup plus de temps pour que les composés organiques soient minéralisés par les micro-organismes, ce qui aurait conduit à la diminution des taux de matière organique. Dans les travaux d'Amir (2005), la teneur en MO du compost obtenu est de 25,87%MS au 3^{ème} mois de compostage et de 23,18%MS au bout du 6^{ème} mois. Dans une autre étude (celle de Toundou en 2016), les teneurs de MO des composts produits à partir de déchets ménagers, déchets de restauration (épluchures de fruits et drêches), du fumier de volailles et de bovins, et du phosphate naturel, varient entre 26,9% et 75%. Koledzi et *al.* (2011), dans une étude portant sur la valorisation par compostage des déchets urbains au Togo, ont obtenu des teneurs en MO comprises entre 30% et 34%. Des

Résultats et discussion

teneurs très faibles (entre 7,01%MS et 11,65%MS) sont observées dans les travaux de Compaoré et *al.* (2010) dans des composts produits essentiellement à la base d'ordures d'une décharge publique. Ces faibles teneurs pourraient s'expliquer par le fait que ces déchets ont entamé la dégradation dans la décharge avant leur mise en compostage ce qui a provoqué la perte de la matière organique contrairement aux déchets que nous avons utilisés lors de la réalisation de la présente étude et qui sont frais.

Dans le but d'étudier la relation qui existe entre la nature des différents substrats compostés et la qualité des composts obtenus d'une autre part (à travers l'analyse des indicateurs physiques et chimiques), nous avons réalisé une Analyse en Composantes Principales. Les résultats de l'ACP indiquent que les deux premiers axes factoriels F1 et F2 expliquent respectivement 71,91 % et 13,61 % des informations concentrées, soit 85,52 % de la variance totale expliquée. Nous remarquons que $F1 + F2 > 75 \%$ ce qui nous a permis de retenir deux axes pour l'interprétation des résultats de l'analyse bidimensionnelle et restituer le maximum de variance. Dans l'interprétation des résultats de l'ACP, les points les plus intéressants sont généralement ceux qui sont assez proches d'un des axes et sont considérés comme des points explicatifs pour l'axe.

Selon la figure 46, ces points essentiels désignent, en plus des variables pH et H%, les variables P, K, C/N et MO, et ce sont ces variables auxquelles nous nous intéressons car elles représentent la valeur amendante (MO) et fertilisante (C/N, P et K) des composts produits, c'est ce qui nous permettrait de savoir quel type de compost a la meilleure valeur amendante et fertilisante. Deux groupes peuvent être distingués : le groupe A (figure 46), où nous trouvons essentiellement la MO et le rapport C/N corrélés positivement. Ces deux variables sont représentés par les deux composts GT1 et GT2 (figure 47). Dans le deuxième groupe (B), nous trouvons les deux éléments fertilisants P et K, représentés sur le graphe des individus par les composts provenant du compostage du fumier de volailles (figure 48). Enfin, nous pouvons conclure que les composts issus de la dégradation des fruits et légumes en constituant de grands tas sont beaucoup plus riches en matière organiques (MO) avec des rapports C/N élevés (et donc riches également en carbone), et que les composts produits à la base du fumier de volailles sont, quant à eux, riches en éléments fertilisants (P et K). Par conséquent, les résultats de l'ACP confirment ceux de l'analyse directe des indicateurs physico-chimiques des composts (tableau 12).

1.4. Valeur agronomique des composts produits

L'évaluation de la valeur amendante du compost passe par l'évaluation de son aptitude à

Résultats et discussion

entretenir ou augmenter le stock de matière organique du sol. Cette valeur est donc liée à la teneur en matière organique du compost.

Nos résultats montrent que les composts obtenus sont riches en matière organique. En effet, les composts produits à la base du fumier de volailles et du fumier de bovins ont des teneurs comprises entre 33,6 et 45,9 %MS (tableau 12). Ces valeurs sont largement supérieures aux valeurs limites de la FAO (>10) (FAO, 2005). En France, la norme AFNOR U44 051 (datée de 1981 et modifiée le 5 avril 2006) fixe la teneur minimale en MO à 5%MS. Les composts issus de la biodégradation des biodéchets verts (fruits et légumes) ont des teneurs en matière organique plus élevées : 49,7%MS ; 55,7%MS et 72,7%MS pour les composts DO, GT1 et GT2 respectivement (tableau 12). L'utilisation des composts riches en matière organique a des effets positifs sur la formation et la stabilité des agrégats (Gerzabek et *al.*, 1995) ce qui assure une amélioration de la structure du sol (augmentation de la porosité et diminution de la densité) (Asche, 1997 ; Timmermann et *al.*, 1999 ; Hartmann, 2003). Aussi, l'utilisation répétée et à long terme d'un compost riche en matière organique augmente la capacité de rétention de l'eau (Avnimelech et *al.*, 1993 ; Kahle & Belau, 1998 ; Hartmann, 2003). L'application à long terme des composts riches en MO favorise également l'infiltration de l'eau dans le sol. Cela est la conséquence directe de l'augmentation de la stabilité des agrégats et de la porosité. Néanmoins, cet effet positif n'est observable qu'après quelques années d'utilisation de ces composts (Ebertseder, 1997 ; Gilley & Eghball, 1998 ; Landes et *al.*, 2002). Des études ont montré que la conjugaison de l'ensemble de ces effets des composts sur les caractéristiques physiques du sol a également des conséquences bénéfiques quant au problème de l'érosion des sols. Ainsi, les études de Bazzoffi et *al.* (1998), de Landes et *al.* (2002) ont montré que l'utilisation de composts riches en matière organique augmente la résistance du sol contre l'érosion hydrique. Les travaux de Hartmann (2003) ont pu montrer la résistance du sol amendé par des composts riches en matière organique face à l'érosion éolienne.

Des éléments fertilisants, comme l'azote, le phosphore et le potassium, sont également apportés par les composts. Les teneurs en ces éléments fertilisants (totaux ou solubles) des composts produits dans la présente étude sont acceptables en comparaison avec les normes internationales. Ainsi, pour l'azote Kjeldahl (exprimé en %MS), les teneurs varient entre 1,51% et 2,02% (tableau 12). Ces valeurs sont conformes aux normes AFNOR (>0,25) mais largement au dessus de la norme FAO (0,4 – 0,5). Selon Houot et *al.* (2009), l'apport en excès de l'azote peut avoir un impact sur l'environnement et compromettre ainsi son utilisation

Résultats et discussion

immédiate. En effet, pour l'azote, qui est sous forme organique dans les composts, sa minéralisation dépend en partie du niveau de stabilité du compost. Un compost peu stabilisé pourra entraîner une immobilisation de l'azote dans le sol (Houot et *al.*, 2009). La connaissance des mécanismes et du processus de l'évolution du compost après l'apport au champ s'avère nécessaire avant son emploi.

Les composts obtenus sont également riches en phosphore et en potassium (totaux) avec des teneurs qui varient entre 1420 et 17000 mg/kg pour le phosphore et des valeurs comprises entre 9020 et 13800 mg/kg pour le potassium (tableau 13). Ces teneurs diffèrent d'un compost à un autre en fonction de la nature des déchets organiques compostés. Le tableau 15 donne des teneurs en P_t et en K_t obtenues dans quelques pays d'Afrique (Tahraoui, 2013) :

Tableau 15 : Teneurs des composts en éléments fertilisants (/MS)

Compost	mg P_2O_5 /kg	mg K_2O /kg
Benin ⁽¹⁾ (1999)	45800	6200
Guinée ⁽²⁾ (2001)	10500	10900
Mali ⁽³⁾ (2003)	9200	10600
Togo ⁽⁴⁾ (2011)	13600	17300

⁽¹⁾ Soclo (1999) ; ⁽²⁾ Matějka et *al.* (2001) ;

⁽³⁾ Soumaré et *al.* (2003) ; Koledzi (2011).

Les composts produits sont riches en matière organique et en éléments minéraux. Leur utilisation permet d'enrichir le sol en éléments fertilisants (N, P, K) et d'avoir un effet en tant qu'amendement organique (ils agissent sur la stabilité physique, biologique et chimique du sol (Bertoldi et *al.*, 1983).

2. Caractérisation des déchets dans les résidences universitaires Ex-Habitat et Hasnaoua 2

La différence dans les quantités de déchets générés dans les deux résidences lors de l'étude de caractérisation est d'abord due au nombre d'étudiants résidents. En effet, 2535 étudiants ont été recensés à Hasnaoua 2 contre seulement 360 pour la résidence Ex-habitat. Les deux ratios journaliers obtenus sont presque identiques (0,28 kg/p/j pour la résidence Ex-Habitat et 0,22 kg/p/j pour la résidence Hasnaoua 2). La connaissance de la quantité générée, de la nature des déchets qui composent le gisement et du ratio journalier permet une meilleure gestion des déchets ménagers et assimilés.

Résultats et discussion

La figure 48.(a) montre que dans la résidence Ex-Habitat, les étudiants génèrent beaucoup plus de déchets au moment du dîner qu'au déjeuner (52,82% et 47,18% respectivement), cela pourrait s'expliquer par le fait que la plupart d'entre eux se trouvent en dehors de la résidence durant la journée (ils rejoignent les campus et les facultés) et donc ne prennent pas leurs repas au niveau du restaurant de la résidence contrairement au soir, où les étudiants regagnent la résidence et y prennent leurs dîners. Aussi, la nuit, les étudiants de l'institut d'architecture qui se trouve à proximité de la cité universitaire viennent dîner au restaurant de cette dernière. Par contre, au niveau de la résidence Hasnaoua 2 (figure 48.b), c'est au moment du déjeuner que les déchets sont générés en grandes quantités (58,70%) par rapport au dîner (41,30%). Cela serait dû au fait qu'au moment du déjeuner, en plus des étudiantes résidentes, d'autres étudiants, des campus et des départements sis à proximité de la résidence, viennent prendre des repas dans le restaurant de cette dernière. Les résultats de la caractérisation ont montré que les déchets organiques constituent la fraction la plus dominante et la plus importante par rapport aux autres types de déchets (figure 49, 50 et 51).

Les déchets ménagers et assimilés générés dans les deux résidences universitaires sont traités par enfouissement y compris ceux produits au niveau des restaurants, et ce en dépit de leur nature (plus de 90% des déchets du restaurant sont des déchets putrescibles). En plus, le schéma directeur de la gestion de ces déchets tel qu'adopté et appliqué par les responsables – et c'est le cas de toutes les résidences de l'université M. MAMMERI de Tizi-Ouzou et les résidences des universités algériennes – n'est ni écologique ni économiquement rationnel. En effet, ce schéma est basé sur la collecte en mélange des déchets sans les avoir triés au préalable comme le préconise la loi algérienne n° 01-19 du 12 décembre 2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets. L'article 2 de cette loi stipule que la gestion des déchets ménagers et assimilés repose sur des principes de l'organisation du tri, de la valorisation des déchets par leur recyclage et du traitement économiquement rationnel de ces derniers. Selon Djemaci et *al.* (2012) et Cheniti (2014), en Algérie, les coûts de gestion des DMA constituent une des dépenses les plus importantes pour les services municipaux. En revanche, une gestion intégrée, durable, écologique et économiquement efficace doit être reposée sur : le traitement de la fraction organique le plus localement possible (en réalisant une plateforme de compostage), la valorisation par recyclage de la fraction recyclable (récupération des déchets recyclables comme le plastique, le verre, les métaux...etc. par les entreprises de récupération) (Charnay, 2005 ; Guermoud & Addou, 2014). Aussi, pour assurer une gestion efficace des DMA (quelque soit l'établissement dans lequel ils sont générés), deux variables doivent être prises en considération. Premièrement, il faut tenir compte de la

Résultats et discussion

quantité des déchets et leur composition. En effet, selon Bel & Fageda (2010), la quantité des déchets ainsi que le taux de la fraction recyclable doivent être pris en considération dans l'élaboration du modèle de gestion des déchets municipaux, Dijkgraaf & Gradus (2003) quant à eux, suggèrent de tenir compte de la quantité de déchets verts dans leur modèle. La distance et la localisation de site de l'élimination constituent la deuxième variable qu'il faut prendre en considération. Selon Djemaci et *al.* (2012), la distance parcourue pour assurer la collecte des déchets et la distance parcourue pour les acheminer vers le site d'élimination influencent le coût de gestion des déchets. Plus la distance est longue et le site d'élimination est loin, plus les dépenses sont importantes.

C'est en fonction de ces contraintes et de ces déficits relevés que nous avons proposé quelques suggestions aux responsables de ces deux établissements universitaires pour revoir et améliorer leur schéma de gestion :

- Promouvoir et favoriser le tri sélectif des déchets générés au niveau du restaurant, et le généraliser à travers l'ensemble des infrastructures de la résidence.
- Traiter au niveau de la résidence la fraction organique (putrescible) dans des composteurs tel qu'il est procédé lors de la réalisation de cette présente étude ou en réalisant une plateforme de compostage à l'intérieur de la résidence.
- Trier les déchets recyclables.
- Réaliser une aire de stockage pour les déchets recyclables pour que des entreprises de récupération viennent les récupérer.
- Seuls les déchets ultimes (qui ne sont pas valorisables) sont susceptibles d'être traités par enfouissement au niveau du CET de Oued-Falli de Tizi-Ouzou.

3. Essais de compostage réalisés dans les résidences universitaires Ex-Habitat et Hasnaoua 2

Pour les tas réalisés au niveau de la résidence Ex-Habitat, la figure 52 (a) montre que les températures maximales enregistrées étaient de 37,5°C pour le tas dont les déchets ont été mélangés avec du papier, 45,5°C pour le tas composé de déchets putrescibles et la sciure de bois et 48°C dans le compost composé de déchets putrescibles et de feuilles d'arbres. La

Résultats et discussion

température augmente rapidement dans les tas B et C dès le premier jour et subit une légère fluctuation jusqu'au 35^{ème} jour où la température commence à baisser et avoisine la température extérieure. Dans le tas A, la température augmente lentement dès la mise en tas des déchets et une légère fluctuation est observée avant d'atteindre la valeur maximale (37,5°C) au cours du 17^{ème} jour. Une baisse de la température est enregistrée à partir du 25^{ème} jour. Les résultats du suivi de la température correspondent à la courbe de l'évolution de la température au cours du processus de compostage telle que décrite par Mustin (1997), où trois phases distinctes se succèdent : phase mésophile, phase thermophile et phase de refroidissement (Suler & Finstein, 1977 ; Klamer & Bååth, 1998 ; Hassen et *al.*, 2001 ; Michaud, 2007 ; Celerier, 2008). L'augmentation subite de la température au niveau des tas B et C (initiation de la phase mésophile) pourrait s'expliquer par l'installation rapide des micro-organismes décomposeurs et leur multiplication, ce qui a pour effet le dégagement de la chaleur lors de la dégradation de la matière organique (Godden et *al.*, 1983 ; Bochove, 1993 ; Guene, 1995). Cette phase est initiée un peu tardivement dans le tas A et cela serait dû à la nature de la matière carbonée compostée et à ses caractéristiques qui est le papier. La différence du déroulement du processus entre, d'une part le tas A, et les tas B et C d'une autre part, pourrait s'expliquer par la texture bien aérée de la sciure de bois et des feuilles d'arbres favorisant ainsi une décomposition facile et rapide de la matière organique par les micro-organismes contrairement au papier qui, une fois mouillé, forme une pâte colmatée comparable à une membrane imperméable favorisant ainsi l'isolement de la matière azotée, ce qui la rend inaccessible aux agents de décomposition. La figure 53 (a) montre qu'il existe une différence dans l'évolution des températures dans les composteurs dont les matières carbonées utilisées sont la sciure de bois et le grignon d'olives d'une part, et dans le composteur où les déchets organiques sont mélangés avec du papier-carton d'une autre part. Cela pourrait s'expliquer par la nature et la composition des substrats où la sciure de bois et le grignon d'olives forment avec les biodéchets des textures homogènes et bien aérées avec des composés facilement biodégradable ce qui favorise la dégradation de l'ensemble des substrats. Par contre, dans le composteur PC, le papier mouillé forme avec les déchets organiques partiellement dégradés une texture colmatée, hétérogène (sous forme de boules où les biodéchets sont enrobés dans du papier mouillé) avec une aération insuffisante susceptible de favoriser une dégradation anaérobie d'où une température moins importante par rapport aux deux autres substrats. Ces conditions ont créé un milieu anaérobie où le substrat est lentement dégradé avec dégagement d'odeurs nauséabondes (Pujol, 2012)

Résultats et discussion

L'activité microbienne implique forcément une diminution du volume du tas (ou du poids des biodéchets) (figure 52.b). Cette diminution est due à la dégradation des matières organiques telles que la cellulose, l'hémicellulose et les pectines (Mustin, 1987 ; Kapetanios *et al.*, 1993 ; Beck-Friis *et al.*, 2001 ; Charnay, 2005). Selon Atkinson *et al.* (1996), le poids initial de la matière organique compostée subit une diminution atteignant 20 à 60%, entraînant ainsi des pertes en M.O.T (matière organique totale).

Dans un compostage continu, où il n'y a pas de rajout de matière organique au fur et à mesure que le processus avance, la courbe de l'évolution du pH met en évidence trois phases différentes : une phase acidogène, une phase de l'alcalinisation et enfin, une phase de neutralité (Haug, 1993 ; Nakasaki *et al.*, 1993 ; Sharma *et al.*, 1997 ; Ben Ayed *et al.*, 2005 ; de Guardia, 2006 ; Diaz & Savage, 2007). Dans la présente étude, l'apport périodique de la matière organique par le rajout des biodéchets dans les composteurs donne les résultats illustrés par la figure 53(b) où le pH connaît des fluctuations au cours du processus de dégradation. La baisse de la valeur du pH correspond à la phase acidogène due à la production anaérobie d'acides organiques, à la dégradation des amines avec production ammoniacale, et aussi à la libération des acides organiques contenus dans la matière organique (Beck-Friis *et al.*, 2001 ; Francou, 2004). La phase de l'alcalinisation, où le pH augmente pour atteindre des valeurs comprises entre 7 et 8, est le résultat de l'oxydation des composés azotés entraînant ainsi des réactions d'ammonification (Berthe, 2007). Vers la fin du processus, l'épuisement de la matière organique dans le substrat et la libération des ions H^+ par le biais de réactions de nitrification contribuent à la baisse du pH pour se stabiliser autour des valeurs de la neutralité (de Guardia, 2006 ; Pujol, 2012).

Conclusion générale

Les travaux réalisés dans le cadre de cette thèse ont pour objectif le traitement des biodéchets, de différentes natures, par un bioprocédé qui est le compostage. Le suivi des paramètres et l'analyse finale des composts obtenus nous ont permis de mieux comprendre le mécanisme du processus et aussi avoir la possibilité de les utiliser comme fertilisant et comme amendement organique. Aussi, l'initiation du compostage dans les résidences universitaires avait comme objectif principal la sensibilisation des responsables sur l'utilité, l'efficacité, et surtout la nécessité du traitement des biodéchets sur place.

L'évolution des tas au cours du processus de dégradation nous a permis l'identification des changements qui ont caractérisé les différentes phases du compostage. Les principaux changements étaient la diminution du volume des tas, la transformation de la texture des substrats et la variation de la teneur en eau des biodéchets en décomposition. Nous avons remarqué au quatrième jour que les grands tas GT1 et GT2 étaient trop humides et que les tas composés du fumier de volailles et du fumier de bovins étaient peu humides et cela serait lié à la nature des biodéchets. En effet, les fruits et légumes qui ont composés les tas GT1 et GT2 sont riches en eau et leur dégradation a permis la libération d'une quantité importante d'eau, contrairement aux fumiers qui sont caractérisés par une faible teneur en eau, par conséquent, leur dégradation n'implique pas la libération de l'eau en grande quantité. L'hétérogénéité de la texture des substrats, surtout durant les premiers jours, a constitué une contrainte pour mesurer le taux d'humidité dans les tas à l'aide de l'hygromètre d'où notre recours au test de la poignée. Au dixième jour, nous avons constaté le développement des actinomycètes thermophiles dans les tas ce qui a indiqué que le processus de compostage a entamé la phase thermophile. Les principaux changements observés après deux mois de compostage étaient essentiellement la diminution du volume des tas, les températures très élevées dans les grands tas avec dégagement de la chaleur, la décomposition complète des biodéchets. Dans les tas FV, FB et DO, nous avons noté la baisse des températures, l'apparition des champignons ascomycètes et basidiomycètes à la surface et l'envahissement des tas par la faune édaphique (fourmis, myriapodes...etc.). Cela pourrait s'expliquer par la dégradation complète des substrats et la fin de l'activité microbienne.

Les résultats du suivi de la température dans l'ensemble des tas nous ont permis de distinguer les trois phases caractéristiques du compostage : la phase mésophile, la phase thermophile et la phase de refroidissement. Au début du compostage, la phase mésophile est caractérisée par la montée subite et rapide de la température résultant de la décomposition des matières organiques facilement biodégradables par les microorganismes. L'intensité de l'activité microbienne, due à la dégradation des matières organiques par oxydation, a pour conséquence

Conclusion générale

l'élévation de la température et le dégagement de la chaleur. Cette dernière serait due à la libération de l'énergie contenue dans les liaisons chimiques des molécules qui composent le substrat. A la phase mésophile, succède la phase thermophile, durant laquelle la température a atteint les valeurs maximales. En effet, au 13^{ème} jour, les températures maximales enregistrées dans les tas les moins volumineux (FV, FB et DO) ont été comprises entre 43°C et 58°C. Dans les tas GT1 et GT2, les pics de température ont été atteints après deux mois de compostage avec les valeurs de 74°C et 70°C respectivement. Bien que ces températures élevées présentent un avantage lors du processus de compostage, avec la destruction des germes pathogènes et la pasteurisation des composts entre autres, elles sont néfastes pour certains groupes de microorganismes décomposeurs des biodéchets. En effet, une température au-dessus de 60°C serait responsable de la diminution du taux de décomposition de la matière organique. La troisième et dernière phase, est la phase de maturation (dite de refroidissement), caractérisée par la baisse des températures dans les tas. Les températures enregistrées dans les tas les moins volumineux se sont approchées de la température ambiante. La diminution de la température durant la phase de maturation est due essentiellement au ralentissement de l'activité microbienne résultant de l'épuisement du milieu en composés organiques facilement dégradables, et que seuls les composés résistants à la dégradation (comme la lignine) persistent. Nous avons remarqué que la baisse des températures dans les petits tas a commencé durant les trois dernières semaines du processus, par contre dans les grands tas, cette baisse n'a été observée qu'au cours de la dernière semaine sans toutefois descendre au-dessous de 40°C. Cette différence serait due à la masse importante des biodéchets compostés dans les tas GT1 et GT2, entravant ainsi le dégagement de la chaleur, d'où le maintien des températures relativement élevées par rapports aux autres tas.

L'évolution du pH a passé par trois phases : la phase acidogène, la phase d'alcalinisation et la phase de neutralité. La phase acidogène, qui a duré 15 à 20 jours, est caractérisée par la diminution du pH pour passer de 7,5 à 4. Cette diminution serait due à la production anaérobie d'acides organiques, en particulier les acides acétiques et lactiques, et à la volatilisation de l'ammoniac initial dans le processus d'ammonification qui a suivi la dégradation des acides organiques. Aussi, la libération de dioxyde de carbone par hydrolyse contribuerait à la diminution du pH au cours de la phase acidogène. Vers le 41^{ème} jour, le processus a passé par la phase d'alcalinisation, caractérisée par l'augmentation du pH pour atteindre la valeur de 8. Cette remontée résulte des réactions d'ammonification caractérisées par la production ammoniacale à partir de la dégradation des amines (protéines, bases azotées...) et aux attaques enzymatiques entraînant la libération des bases existantes dans les

Conclusion générale

déchets organiques. La troisième phase est caractérisée par la baisse du pH où des valeurs comprises entre 7 et 7,5 ont été enregistrées dans les petits tas et des valeurs de 6 et 6,5 dans les grands tas GT1 et GT2 respectivement. Le retour du pH à la neutralité serait dû à l'épuisement de la matière organique dans les tas et aux réactions de nitrification caractérisées par la libération d'ions H^+ . Les pH acides enregistrés dans les tas GT1 et GT2 au cours de cette phase pourraient s'expliquer par la disponibilité des matières organiques en cours de dégradation.

Pour nous assurer de la bonne qualité des composts, c'est-à-dire leur maturité, leur innocuité et la stabilité de la matière organiques qu'ils contiennent, nous avons évalué les paramètres empiriques et la phytotoxicité des produits. Nous avons également analysé leurs caractéristiques physiques et chimiques. En effet, les composts sont caractérisés par l'odeur d'humus et ne dégagent pas d'odeur d'ammoniac et une couleur brune parfois noire foncée. Ils présentent l'aspect du terreau homogène, granuleux au toucher et qui ne colle pas, avec une texture friable. Ces caractéristiques correspondent aux critères définis par Doublet et *al.* (2011) indiquant ainsi la bonne qualité de ces produits.

Les résultats du test de germination ont montré que l'incorporation de 25% de compost au sol a donné un taux de germination de 85,41% pour le blé et un taux de germination de 35,41% pour la tomate, et que l'apport de 50% de compost a donné des taux de germination de 82,29% et 39,58% pour le blé et pour la tomate respectivement. Par ailleurs, un indice de germination supérieur à 50% signifie l'absence des effets phytotoxiques et que le compost est stable et mûr. Ces résultats nous ont permis de conclure que l'utilisation de compost comme amendement donne des taux de germination qui dépendent à la fois de la dose apportée et du type de la culture.

L'analyse des indicateurs physico-chimiques des composts produits et la comparaison des résultats avec ceux obtenus dans d'autres travaux, ou encore aux normes internationales, nous ont permis de conclure qu'ils peuvent être utilisés sans risques en agriculture. Les paramètres analysés sont essentiellement la température, le taux d'humidité, le pH, la teneur en MO et en MS et le rapport C/N. Nous avons également évalué la valeur agronomique des produit et les résultats ont été comparés aux normes FAO et AFNOR. Les composts sont très riches en MO et leur utilisation comme amendement organique permet d'assurer une amélioration de la structure du sol (formation et stabilité des agrégats, augmentation de la porosité et de la rétention de l'eau). Ils sont également riches en éléments minéraux (N, P, K), assurant ainsi la fertilisation des plantes.

Les résultats de la caractérisation des DMA générés dans les deux résidences universitaires

Conclusion générale

Ex-Habitat et Hasnaoua 2 ont montré que la fraction organique présente plus de 90 % des déchets. En tenant compte des résultats du suivi des essais de compostage réalisés, le traitement in-situ des biodéchets par compostage constitue la solution adéquate pour leur valorisation afin d'éviter leur acheminement vers le CET de Oued-Falli de Tizi-Ouzou où ils sont traités par enfouissement.

En guise de perspectives, il serait intéressant d'analyser d'autres indicateurs de la maturité et de la stabilité des composts produits comme le degré d'humification de la matière organique, le rapport $[\text{NH}_4^+] / [\text{NO}_3^-]$, la capacité d'échange cationique (CEC), ou encore l'innocuité des produits en analysant leur teneur en métaux lourds. Aussi, il serait utile d'utiliser les composts produits sur de vastes surfaces cultivées et suivre ensuite l'évolution de la matière organique dans le sol.

Références bibliographiques

A

Abdelhamid M.T., Horiuchi T., Oba S., 2004. Composting of rice straw with oilseed rape cake and poultry manure and its effects on faba bean (*Vicia faba* L.) growth and soil properties. *Bioresource Technology*, 93 (2), 183-189.

Abouelwafa R., 2009. Biodégradation aérobie des boues de station d'épuration des rejets du raffinage des huiles brutes pour une valorisation agronomique. Thèse de doctorat : Université Cadi Ayyad (Maroc).

ADEME, 2005. Mieux connaître les déchets produits à l'échelle du territoire d'une collectivité locale. Guide Méthodologique, Version Expérimentale. 111 p.

Ahn H.K., Richard T.L., Glanville T.D., 2008. Optimum moisture levels for biodegradation of mortality composting envelope materials. *Waste Management*, 28 (8), 1411-1416.

Ait Baddi G., Albuquerque J.A., González J., Cegarra J., Hafidi M., 2004. Chemical and spectroscopic analyses of organic matter transformations during composting of olive mill wastes. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 54 (1), 39-44.

Almendros G., Guadalix M.E., González-Vila F.J., Martin F., 1996. Preservation of aliphatic macromolecules in soil humins. *Organic Geochemistry*, 24 (6-7), 651-659.

Aloueimine S.O., 2006. Méthodologie de caractérisation des déchets ménagers à Nouakchott (Mauritanie) : contribution à la gestion des déchets et outils d'aide à la gestion. Thèse de doctorat : Université de Limoges (France). 195 p.

Ameziane H., Nounah A., Khamar M., 2020. Etude comparative de la valeur agronomique des grignons d'olives et leurs composts. *L'eau, L'industrie, Les nuisances*, 436, 109-118.

Amir S., Hafidi M., 2001. Valorisation de boues de stations d'épuration des eaux usées par un bioprocédé aérobie "compostage". *Annale de Chimie-Sciences des Matériaux*, 26, 409-414.

Amir S., Abouelwafa R., Medich A., Souabi S., Winterton P., Merlina G., Revel J.C., Pinelli E., Hafidi M., 2010. PLFAs of the microbial communities in composting mixtures of agro-industry sludge with different proportions of household waste. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 64 (7), 614-621.

ANID P.J., 1982. Caractérisation de l'état de maturation du compost. *Annales de Gembloux*, 88, 119-131.

Antizar-Ladislao B., Lopez-Real J., Beck A.J., 2005. In-vessel composting-bioremediation of aged coal tar soil : effect of temperature and soil/green waste amendment ratio. *Environment*

Références bibliographiques

International, 31 (2), 173-178.

Asche E., Steffens D., Mengel K., 1994. Fertilizer action and soil structure effects of the application of biorefuse compost on agricultural crop areas. OT : Düngewirkung und Bodenstruktureffekte durch den Einsatz von Biobfallkompost auf landwirtschaftlichen Kulturflächen. Kongressband, 106, 321-324.

Asche E., 1997. Einfluss von Bioabfallkomposten unterschiedlicher Reifegrade auf die Bodenfruchtbarkeit unter besonderer Berücksichtigung der N-Dynamik, Agrarwissenschaften. Giessen : Wissenschaftlicher Fachverlag.

Atkinson C.F., Jones D.D. & Gauthier J.J., 1996. Biodegradabilites and microbial activites during composting of municipal solid waste in bench-scale reactors. Compost Science & Utilization, 4 (4), 14-23.

Attrassi B., Mrabet L., Douira A., Ounine K., El Haloui N., 2005. Etude de la valorisation agronomique des composts des déchets ménagers. Biotechnologies et Environnement, Atelier « Biotechnologies » au Maroc. Etat des lieux et Domaines prioritaires, 1-6.

Avnimelech Y., Cohen A., Shkedy D., 1993. Can we expect a consistent efficiency of municipal waste compost application ? Compost Science & Utilization, 1 (4), 7-14.

Avnimelech Y., Bruner M., Ezrony I., Sela R., Kochba M., 1996. Stability indexes for minicipal solid waste compost. Compost Science & Utilization, 4 (2), 13-20.

B

Bari Q.H., Koenig A., 2001. Effect of air recirculation and reuse on composting of organic solid waste. Resources, Conservation and Recycling, 33 (2), 93-111.

Barje F., El Fels L., El Hajjouji H., Amir S., Winterton P., Hafidi M., 2012. Molecular behaviour of humic acid-like substances during co-composting of olive mill waste and the organic part of municipal solid waste. International Biodeterioration & Biodegradation, 74, 17-23.

Barje F., El Fels L., El Hajjouji H., Winterton P., Hafidi M., 2013. Biodegradation of organic compounds during co-composting of olive oil mill waste and municipal solid waste with added rock phosphate. Environmental Technology, 34 (21), 2965-2975.

Références bibliographiques

- Barrington S., Massé D., Laguë C., Fortier M., Côté D., 1997. Les fumiers de bovins laitiers : une ressource qui se gère. Proceeding of the conferences presented at the 21^e Symposium sur les bovins laitiers, 93-128.
- Bastianelli D., Lescoat P., Bouvarel I., Hervouet C., 2007. Analyse des composés azotés des fumiers de volaille de chair par spectrométrie dans le proche infra-rouge (SPIR) : application à l'étude de la variabilité intra-et-inter-élevage. Septième Journées de la Recherche Avicole, Tours, 28 et 29 mars 2007, 59-63.
- Bazzoffi P., Pellegrini S., Rocchini A., Morandi M., Grasselli O., 1998. The effect of urban refuse compost and different tractors tyres on soil physical properties, soil erosion and maize field. *Soil and Tillage Research*, 48 (4), 275-286.
- Beck-Friis B., Smårs S., Jönsson H., 2001. SE- structures and environment : Gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic households waste in a compost reactor under different temperature regimes. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 78 (4), 423-430.
- Beck-Friis B., Smårs S., Jönsson H., Eklind Y., Kirchmann H., 2003. Composting of source-separated household organics at different oxygen levels : Gaining an understanding of the emission dynamics. *Compost Science & Utilization*, 11 (1), 41-50.
- Bel G., Fageda X., 2010. Empirical analysis of solid management waste costs : some evidence from Galicia, Spain. *Resources, Conservation and Recycling*, 54 (3), 187-193.
- Ben Ayed L., Hassen A., Jedid N., Saidi N., Bouzaiane O., Murano F., 2005. Caractérisation des paramètres physico-chimiques et microbiologiques au cours d'un cycle de compostage d'ordures ménagères. *Déchets*, 40, 4-11.
- Bensemmane A., 2009. Développons le secteur de l'huile d'olive en Algérie. *Filaha Innove*, N° 4. p7.
- Berg W., Pazsiczki I., 2006. Mitigation of methane emissions during manure storage. *International Congress Series* 1293, 213-216.
- Berjón M.A., Morató M.D.C., Revuelta P.A., Simón A.C., 1997. The influence of solid urban waste compost and nitrogen-mineral fertilizer on growth and productivity in potatoes. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 28 (17-18), 1653-1661.

Références bibliographiques

Bernai M.P., Navarro A.F., Roig A., Cegarra J., Garcia D., 1996. Carbon and nitrogen transformation during composting of sweet sorghum bagasse. *Biology and Fertility of Soils*, 22 (1), 141-148.

Bernal M.P., Sánchez-Monedero M.A., Paredes C., Roig A., 1998. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 69 (3), 175-189.

Bernal M.P., Albuquerque J.A., Moral R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, 100 (22), 5444-5453.

Berthe L., 2007. Etude et compréhension des processus de biodégradation - estimation de la biodégradabilité de matrices organiques solides. Thèse de doctorat : Université de Provence Aix-Marseille.

Bertolini G., 2003. La régulation des mouvements trans-frontières de déchets. Un dispositif à consolider. *Géographie Economie Société*, 5 (1), 91-105.

Bhatti S.M., Kandhro M.A., Bughio Z ur R., Rajpar I., Shahja J.A., Lund M.M., Maitlo A.A., Bughio H ur R., 2021. Relative performance of various composts and NPK fertilizer on upgrowth and quality of fodder maize. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 10, 449-458.

Biekre A.H.T., Tie B.T., Dogbo D.O., 2018. Caractérisation physico-chimiques des composts à base de sous-produits de ferme de Songon en Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 12 (1), 596-609.

Bochov E.V., 1993. L'étude du cycle de l'azote dans le processus de compostage : le cas du fumier de bovin. Thèse de doctorat : Université de Québec (Canada). 203 p.

Boucher V.D., Revel J.C., Guisresse M., Kaemmerer M., Bailly J.R., 1999. Reducing ammonia losses by adding FeCl₃ during composting of sewage sludge. *Water, Air, and Soil Pollution*, 112 (3), 229-239.

Brooks P.B., Adeli A., Read J.J., McLaughlin M.R., 2009. Rainfall simulation in greenhouse microcosms to assess bacterial-associated runoff from land-applied poultry litter. *Journal of*

Références bibliographiques

Environmental Quality, 38, 218-229.

Buffle J., Greter F.L., Haerdi W., 1977. Measurement of complexation properties of humic and fulvic acids in natural waters with lead and copper ion-selective electrodes. *Analytical Chemistry*, 49 (2), 216-222.

C

Canet R., Pomares F., 1995. Changes in physical, chemical and physicochemical parameters during the composting of municipal solid-wastes in 2 plants in Valencia. *Bioresource Technology*, 51, 259-264.

CEFREPADE, 2012. Compostage des déchets ménagers dans les pays en développement : Modalités de mise en place et de suivi d'installations décentralisées pérennes. Ouvrage rédigé collectivement par les experts du Centre Francophone de Recherche Partenariale sur l'Assainissement, les Déchets et l'Environnement (CEFREPADE). Coordination : Pascale Naquin et Emmanuel Ngnikam. 57 p.

Celerier J., 2008. Caractérisation moléculaire et dynamique de la matière organique de compost (déchets verts/biodéchets) dans le sol. Thèse de doctorat : Université de Poitiers (France). 333 p.

Chaabane K., Bergaoui R., Ben Hammouda M., 1997. Utilisation de différents types de grignons d'olive dans l'alimentation des lapereaux. *World Rabbit Science*, 5 (1), 17-21.

Changa C.M., Wang P., Watson M.E., Hoitink H.A.J., Michel Jr F.C. assessment of the reliability of a commercial maturity test kit for composted manures. *Compost Science & Utilization*, 11 (2), 125-143.

Charnay F., 2005. Compostage des déchets urbains dans les pays en développement : élaboration d'une démarche méthodologique pour une production pérenne de compost. Thèse de doctorat : Université de Limoges (France). 277 p.

Charonnat C., Desportes I., Feix I., Méryl J.M., 2001. Approche de la qualité des composts de déchets en France. ADEME, 135 p.

Chefetz B., Chen Y., Hadar Y., Hatcher P.G., 1998. Characterization of dissolved organic matter extracted from composted municipal solid waste. *Soil Science Society of America*

Références bibliographiques

Journal, 62 (2), 326-332.

Cheniti H., 2014. La gestion des déchets urbains solides : cas de la ville d'Annaba. Thèse de doctorat : Université Badji Mokhtar, Annaba (Algérie). 136 p.

Chennaoui M., Salama Y., Makan A., Mountadar M., 2016. Valorisation agricole d'un compost produit à partir du compostage en cuve des déchets municipaux. *European Scientific Journal*, 12 (35), 247-365.

Chroni C., Kyriacou A., Georgaki I., Manios T., Kotsou M., Lasaridi K., 2009. Microbial characterization during composting of biowaste. *Waste Management*, 29 (5), 1520-1525.

Colin F., Gazbar S., 1995. Distribution of water in sludges in relation to their mechanical dewatering. *Water Research*, 29 (8), 2000-2005.

Compaoré E., Nanema L.S., Bounkouno S., Sedogo M.P., 2010. Evaluation de la qualité de composts de déchets urbains solides de la ville de Bobo-Dioulasso, Burkina Faso pour une utilisation efficiente en agriculture. *Journal des Biosciences Appliquées*, 33, 2076-2083.

Cooper B., 2004. Stability (biodegradability) – Project Horizontal 7 WP4 Final Draft. 41 p.

Cotinet P., Heddadj DJ., Pourcher A.-M., Dabert P., Communal P.-Y., Jadas-Hecart A., Maurice R., Kempf I., 2011. Projet ANR « EVALUFQ-VOL » : impact de l'épandage de fumier de volailles sur les transferts de bactéries et d'antibiotiques vers le milieu aquatique. *Neuvièmes Journées de la Recherche Avicole*, Tours, 29 et 30 mars 2011. 5 p.

CRAAQ, 2007. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec.

Culot M., Lebeau S., 1999. Le compostage, une pratique méconnue de gestion des déchets. *Bulletin d'Information (Association Royale des Ingénieurs Issus de la Fusagx-Aigx)*, 5, 11-17

D

Das K., Keener H.M., 1997. Moisture effect on compaction and permeability in composts. *Journal of Environmental Engineering*. 123 (3), 275-281.

de Bertoldi M., Vallini G., Pera A., 1983. The biology of composting: a review. *Waste Management & Research*, 1 (2), 157-176.

Références bibliographiques

de Guardia A., Pourcher A.M., Neveu P.A., Bassard D., Barré J.M., Burton C., 2009. Influence of aeration rate on transformations of separated pig manure and gaseous emissions during composting. *Ecology Future*, 8 (4), 3-8.

de Haan S., 1981. Results of municipal waste compost research over more than fifty years at the Institute for Soil Fertility at Haren/Groningen, the Netherlands. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 29 (1), 49-61.

Deloraine A., Hedreville L., Arthus C., 2002. Etude bibliographique sur l'évaluation des risques liés aux bio-aérosols générés par le compostage des déchets. ADEME & CAREPS (Angers – France). 163 p.

De Miquel G., 2001. Rapport sur les métaux lourds et leurs effets sur l'environnement et la santé. Paris : Sénat. 365 p.

Diaz L.F. & Savage G.M., 2007. Factors that affect the process. *Waste Management Series*, 8, 49-65.

Diez T., Krauss M., 1997. Effect of long-term compost application on yield and soil fertility. *Wirkung langjähriger Kompostdüngung auf Pflanzenertrag und Bodenfruchtbarkeit. Agribiological Research*, 50, 78-84.

Dijkgraaf E., Gradus R.H.J.M., 2003. Cost savings of contracting out refuse collection. *Empirica*, 30 (2), 149-161.

Dix N.J., Webster J., 1995. *Fungal ecology*. Ed : Chapman and Hall (Cambridge). 549 p.

Djemaci B., Kertous M., Soufi I., 2012. Analyse prospective des coûts de la gestion des déchets municipaux en Algérie. *Les Cahiers du MECAS*, 8, 72-84.

Djemaci B., 2018. Le comportement des citoyens face aux questions environnementales : cas de service des déchets urbains en Algérie. *Munich Personal RePEc Archive-Paper-90754*.

Djemiel C., Dequiedt S., Belsic A., Nowak V., Von Kerssenbrock F., Husson C., Douniès B., Mugnier S., Sadet-Bourgeteau S., 2021. Quel est l'impact des pratiques d'épandage des effluents d'élevages mixtes « Porcin-Bovin » en zone herbagère du Massif Central sur la microbiologie des sols ? *Journées Recherche Porcine*, 53, 335-340.

Doublet J., 2008. Influence du co-substrat carbone sur la nature des matières organiques et les

Références bibliographiques

formes d'azote des composts de boue : conséquences sur la disponibilité de cet azote. Thèse de doctorat : AgroParis Tech, Paris (France).

Doublet J., Francou C., Poitrenaud M., Houot S., 2011. Influence of bulking agents on organic matter evolution during sewage sludge composting, consequences on compost organic matter stability and N availability. *Bioresource Technology*, 102 (2), 1298-1307.

Druilhe C., De Guardia A., Rogeau D., Le Mouel N., 2002. Dynamics of carbon and nitrogen in wastewater sludge composting. International symposium on composting and compost utilization, Columbus Ohio, USA, 6-7-8 mai 2002.

Duchaufour P., 1991. Pédologie, sol, végétation, environnement. 3^{ème} édition : Masson Co. European Commission, 2001. Extensive wastewater treatment processes adapted to small and medium sized communities. Office of publications of the European Community. Luxembourg. 40 p.

E

Ebertseder T., 1997. Qualitätskriterien und einsatzstrategien für komposte aus bioabfall auf landwirtschaftlich genutzten flächen. Agrarwissenschaften. Aachen: Shaker Verlag.

Eftoda G., McCartney D., 2004. Determining the critical bulking agent requirement for municipal biosolids composting. *Compost Science & Utilization*, 12 (3), 208-218.

Eklind Y., Beck-Friis B., Bengtsson S., Ejlertsson J., Kirchmann H., Mathisen B., Nordkvist E., Sonesson U., Svensson B.H., Torstensson L., 1997. Chemical characterization of source-separated organic household wastes. *Swedish Journal of Agricultural Research (Sweden)*, 24 (4), 167-178.

Eklind Y., Kirchmann H., 2000. Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. I : carbon turnover. *Bioresource Technology*, 74 (2), 115-124.

Eklind Y., Kirchmann H., 2000. Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. II : nitrogen turnover and losses. *Bioresource Technology*, 74 (2), 125-133.

El Fels L., Zamama M., El Asli A., Hafidi M., 2014. Assessment of biotransformation of organic matter during co-composting of sewage sludge-lignocellulosic waste by chemical,

Références bibliographiques

FTIR analyses, and phytotoxicity tests. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 87, 128-137.

El Fels L., 2014. Suivi physico-chimique, microbiologique et écotoxicologique du compostage de boues de STEP mélangées à des déchets de palmier : validation de nouveaux indices de maturité. Thèse de doctorat : Université de Toulouse (France). 295 p.

El Maguiri A., Fawaz N., Abouri M., Idrissi L., Taleb A., Souabi S., Vincent R., 2016. Caractérisation physique et valorisation des déchets ménagers produits par la ville de Mohammedia (Maroc). *Nature & Technologie*, 14, 16-25.

Epstein E., Willson G.B., Burge W.D., Mullen D.C., Enkiri N.K., 1976. A forced aeration system for composting wastewater sludge. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 48 (4), 688-694.

Epstein E., 1997. *The science of composting*. Technomic Publishing, Co. Inc. Lancaster.

F

FAO., 2005. Méthodes de compostage au niveau de l'exploitation agricole. Documents de travail sur les terres et les eaux, Rédigé par : Misra R.V., Roy R.N., Hiraoka H. Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, Rome, Italie, 48 p.

Faverial J., 2016. Compostage et vermicompostage des effluents d'élevage : une alternative durable pour le recyclage des déchets d'origines animale. Thèse de doctorat : Université des Antilles. 163 p.

Ferreira P.F.A., Xavier J.F., Berthololo D.M., de Melo D.A, Correia T.R., Coelho S.M.O., de Souza M.M.S., Leal M.M.A., Araújo E.D.S., Coelho I.D.S., 2021. Effect of composting on the microbiological and parasitic load in animal production wastes in Brazil. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 10, 265-273.

Forster J.C., Zech W., Würdinger E., 1993. Comparison of chemical and microbiological methods for the characterization of the maturity of composts from contrasting sources. *Biology and Fertility of Soils*, 16 (2), 93-99.

Franco R.T., Buffière P., Bayard R., 2018. Maitrise de la gestion des fumiers de bovin avant méthanisation: un enjeu clé pour optimiser la production de biogas. *Déchets, Sciences et*

Références bibliographiques

Techniques, 78, 21-28.

Francou C., 2003. Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains : influence de la nature des déchets et du procédé de compostage-Recherche d'indicateurs pertinents. Thèse de doctorat : Institut National Agronomique Paris-Grignon / Ecole Doctorale ABIÉS (France). 290 p.

Francou C., Poitrenaud M., Houot S., 2005. Stabilization of organic matter during composting : influence of process and feedstocks. *Compost Science & Utilization*, 13 (1), 72-83.

Francou C., Linères M., Derenne S., Le Villio-Poitrenaud M., Houot S., 2008. Influence of green waste, biowaste and paper-cardboard initial ratios on organic matter transformations during composting. *Bioresource Technology*, 99 (18), 8926-8934.

G

García C., Hernández T., Costa F., Pascual J.A., 1992. Phytotoxicity due to the agricultural use of urban wastes. Germination experiments. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 59 (3), 313-319.

García-Gómez A., Bernal M.P., Roig A., 2003. Carbon mineralization and plant growth in soil amended with compost samples at different degrees of maturity. *Waste Management & Research*, 21 (2), 161-171.

Gea T., Barrena R., Artola A., Sánchez A., 2007. Optimal bulking agent particle size and usage for heat retention and disinfection in domestic wastewater sludge composting. *Waste Management*, 27 (9), 1108-1116.

Gerzabek M.H., Kirchmann H., Pichlmayer F., 1995. Response of soil aggregate stability to manure amendements in the Ultuna long-term soil organic matter experiment. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 158 (3), 257-260.

Ghaly A.E., Bulley N.R., Hodgkinson D., 1988. Manure characteristics. Canadian Society of Agricultural Engineers, Annual Conference, Calgary, Alberta. Paper no, 88-102.

Gilley J.E., Eghball B., 1998. Runoff and erosion following field application of beef cattle

Références bibliographiques

manure and compost. Transactions of the ASAE, 41 (5), 1289-1294.

Giusquiani P.L., Pagliai M., Gigliotti G., Businelli D., Benetti A., 1995. Urban waste compost : effects on physical, chemical, and biochemical soil properties. Journal of Environmental Quality, 24 (1), 175-182.

Godden B., Penninckx M., Piérard A., Lannoye R., 1983. Evolution of enzyme activities and microbial populations during composting of cattle manure. European Journal of Applied Microbiology and Biotechnology, 17 (5), 306-310.

Gómez-Brandón M., Lazcano C., Domínguez J., 2008. The evaluation of stability and maturity during the composting of cattle manure. Chemosphere, 70 (3), 436-444.

Gomgnimbou A.P.K., Bandaogo A.A., Coulibaly K., Sanon A., Ouattara S., Nacro H.B., 2019. Effets à court terme de l'application des fientes de volaille sur le rendement du maïs (*Zea mays* L.) et les caractéristiques chimiques d'un sol ferrallitique dans la zone sud-soudanaise du Burkina Faso. International Journal of Biological and Chemical Sciences, 13 (4), 2041-2052.

González-Vila F.J., Lankes U., Lüdemann H.D., 2001. Comparison of the information gained by pyrolytic techniques and NMR spectroscopy on the structural features of aquatic humic substances. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 58, 349-359.

Gossart P., 2001. Contribution à l'étude des interactions de la matière organique des sols avec les métaux lourds : étude structurale et analytique de molécules modèles. Thèse de doctorat : Université de Lille (France). 134 p.

Guene O., 1995. Compostage artisanal intégré à la gestion des ordures ménagères, données de terrain et outils de diffusion. CREPA, Ouagadougou (Burkina Faso).

Guermoud N., Addou A., 2014. Etude et caractérisation des déchets ménagers de la ville de Mostaganem (Ouest-Algérie). Déchets Sciences et Techniques, 66, 45-50.

H

Hamdi M., Garcia J.L., Ellouz R., 1992. Integrated biological process for olive mill wastewater treatment. Bioprocess Engineering, 8 (1-2), 79-84.

Références bibliographiques

Hamer G., 2003. Solid waste treatment and disposal : effects on public health and environmental safety. *Biotechnology Advances*, 22 (1-2), 71-79.

Harada Y., Inoko A., 1980. The measurement of the cation-exchange capacity of composts for the estimation of the degree of maturity, *Soil Science and Plant Nutrition*, 26 (1), 127-134.

Harada Y., Inoko A., Tadaki M., Izawa T., 1981. Maturing process of city refuse compost during piling. *Soil Science and Plant Nutrition*, 27 (3), 357-364.

Hartmann R., 2003. Studien zur standortgerechten Kompostanwendung auf drei pedologisch unterschiedlichen, landwirtschaftlich genutzten Flächen der Wildesauer Geest, Niedersachsen. In: W. Taubmann (ed.), *Bremer Beitrag zur Geographie und Raumplanung Vol. 39*. Bremen, Universität Bremen, Institut für Geographie. Germany.

Haruta S., Nakayama T., Nakamura K., Hemmi H., Ishii M., Igarashi Y., Nishino T., 2005. Microbial diversity in biodegradation and reutilization processes of garbage. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 99 (1), 1-11.

Hassen A., Belguith K., Jedidi N., Cherif A., Cherif M., Boudabous A., 2001. Microbial characterisation during composting of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 80 (3), 217-225.

Haug R.T., 1993. *The practical handbook of compost engineering*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA.

Hay J.C., Kuchenrither R.D., 1990. Fundamentals and application of windrow composting. *Journal of Environmental Engineering*, 116 (4), 746-763.

Hirai M.F., Chanyasak V., Kubota H., 1983. A standard measurement for compost maturity. *Biocycle*, 24 (6), 54-56.

Houot S., Francou C., Lineres M., Le Villio M., 2002. Gestion de la maturité des composts : conséquence sur leur valeur amendante et la disponibilité de leur azote – seconde partie. *Echo MO*, 35, 3-4.

Houot S., Cambier P., Benoit P., Bodineau G., Deschamps M., Jaulin A., Lhoutellier C., Barriuso E., 2009. Effet d'apports de composts sur la disponibilité de micropolluants métalliques et organiques dans un sol cultivé. *Etude et gestion des sols*, 16 (3/4), 255-274.

Références bibliographiques

I

Ihihi A., Kitane M., Lakhtib I., Bahloul A., Benqlilou C., El Kacemi K., 2014. Fabrication d'un nouveau compost équilibré à partir de la partie fermentescible des ordures ménagères et de la fiente de poulet. 1 (1312), 1-12.

Inbar Y., Chen Y., Hadar Y., 1989. Solid-state carbon-13 nuclear magnetic resonance and infrared spectroscopy of composted organic matter. *Soil Science Society of America Journal*, 53 (6), 1695-1701.

Inbar Y., Chen Y., Hadar Y., 1990. Humic substances formed during the composting of organic matter. *Soil Science Society of America Journal*, 54 (5), 1316-1323.

Inbar Y., Hadar Y., Chen Y., 1993. Recycling of cattle manure : the composting process and characterization of maturity. *Journal of Environmental Quality*, 22 (4), 857-863.

ITAVI, 1997. L'ammoniac, sciences et technique avicoles, hors série septembre 1997, 49-52 p. www.itavi.asso.fr/elevage/batiment/ Edition ITAVI-CNEVA.28-rue du rocher-75008 Paris.

J

Jemali B., Soudi B., Lhadi E.K., 1996. Contrôle des paramètres du compostage et appréciation de la qualité du compost des déchets ménagers de la Wilaya de Rabat-Salé. *Revue Marocaine des Sciences Agronomiques et Vétérinaires*, 16 (2), 1996.

Jenkins M.B., Truman C.C., Siragusa G., Line E., Bailey J.S., Frye J., Endale D.M., Franklin D.H., Schomberg H.H., Fisher D.S., Sharpe R.R., 2008. Rainfall and tillage effects on transport of fecal bacteria and sex hormones 17 β -estradiol and testosterone from broiler litter applications to a Georgia Piedmont Ultisol. *Science of the Total Environment*, 403 (1-3), 154-163.

Jewell W.J., Davis H.R., Gunkel W.W., Lathwell D.J., Martin Jr J.H., McCarty T.R., Morris G.R., Price D.R., Williams D.W., 1976. Bioconversion of agricultural wastes for pollution control and energy conservation. Cornell University. Final Report. 321 p.

Jiménez E.I., Garcia V.P., 1989. Evaluation of city refuse compost maturity : a review. *Biological Wastes*, 27 (2), 115-142.

Références bibliographiques

Jiménez E.I., García V.P., 1991. Composting of domestic refuse and sewage sludge. I. Evolution of temperature, pH, C/N ratio and cation-exchange capacity. *Resources, Conservation and Recycling*, 6 (1), 45-60.

Jimenez E.I., Garcia V.P., Espino M., Moreno J.M.H., 1993. City refuse compost as a phosphorus source to overcome the P-fixation capacity of sesquioxide-rich soils. *Plant and Soil*, 148 (1), 115-127.

Jouraiphy A., Amir S., El Gharous M., Revel J.C., Hafidi M., 2005. Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformation during composting of sewage sludge and green plant waste. *Journal Biodeterioration & biodegradation*, 56 (2), 101-108.

Jouraiphy A., 2007. Compostage des boues activées-déchets verts : analyses physico-chimiques, microbiologiques, toxicologiques, bilan humique et valorisation agronomique. Thèse de doctorat : Université Cadi Ayyad (Maroc). 168 p.

K

Kahle P., Belau L., 1998. Model experimentstesting the effects of biowaste compost in agriculture : OT : Pilot project to test the possibilities of using biofunctional compost in agriculture. *Agribiological Research*, 51, 193-200.

Kaiser M., 1983. L'analyse de la microbiologie du compost. 1^{ère} partie. *Compost information*, 12, 9-13.

Kapetanios E.G., Loizidou M., Valkanas G., 1993. Compost production from Greek domestic refuse. *Bioresource Technology* 44 (1), 13-16.

Keener H., Ekinici K., Elwell D.L., Michel Jr F.C., 2002. Principles of composting process optimization. *Proceedings of the International Conferences Composting*, Columbus, Ohio, USA.

Kehila Y., 2010. Rapport sur la gestion des déchets solides en Algérie. Préparé avec l'appui de KEHILA Youcef et en collaboration avec le Réseau SWEEP-Net (Le réseau régional d'échanges d'information et d'expertises dans le secteur des déchets solides dans les pays du Maghreb et du Machreq. P15-16.

Khalil A.I., Beheary M.S., Salem E.M., 2001. Monitoring of microbial populations and their

Références bibliographiques

cellulolytic activities during the composting of municipal solid wastes. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 17 (2), 155-161.

Klamer M., Bååth E., 1998. Microbial community dynamics during composting of straw material studied using phospholipid fatty acid analysis. *FEMS Microbiology Ecology*, 27 (1), 9-20.

Knicker H., 2004. Stabilization on N-compounds in soil and organic-matter-rich sediments – what is the difference ? *Marine Chemistry*, 92 (1-4), 167-195.

Kögel-Knabner I., 2002. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 34 (2), 139-162.

Koivula N., Hänninen K., 2001. Concentrations of monosaccharides in humic substances in the early stages of humification. *Chemosphere*, 44 (2), 271-279.

Koledzi K.E., Gnon B., Segbeaya N., Tchangbedji G., Kili K., 2011. Valorization des déchets urbains en agriculture: étude d'impact écologique de composts. *Journal de la Société Ouest-Africaine de Chimie*, 32, 27-42.

Korniłowicz-Kowalska T., Bohacz J., 2010. Dynamics of growth and succession of bacterial and fungal communities during composting of feather waste. *Bioresource Technology*, 101 (4), 1268-1276.

Kulcu R., Yaldiz O., 2004. Determination of aeration rate and kinetics of composting some agricultural wastes. *Bioresource Technology*, 93 (1), 49-57.

Lechevalier M.P. De Bievre C., Lechevalier H., 1977. Chemotaxonomy of aerobic actinomycetes : phospholipid composition. *Biochemical Systematics and Ecology*, 5 (4), 249-260.

D

Lacey J., 2008. Actinomycetes in composts. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 4 (1), 113-121.

Landes E., Timmermann F., Grosskopf W., Ziegler W., 2002. Verbund- Forschungsprojekt

Références bibliographiques

Kompostverwertung in der Landwirtschaft-Zwischenbericht.

Larney F.J., Yanke L.J., Miller J.J., McAllister T.A., 2003. Fate of coliform bacteria in composted beef cattle feedlot manure. *Journal of Environmental Quality*, 32 (4), 1508-1515.

Larsen K.L., McCartney D.M., 2000. Effect of C/N ratio on microbial activity and N retention : Benchscale study using pulp and paper biosolids. *Compost Science and Utilization*, 8 (2), 147-159.

Lasaridi K.E., Stentiford E.I., 1997. Biological parameters for compost stability assessment and process evaluation. *International Symposium on Composting & Use of Composted Material in Horticulture*, 469, 119-128.

Leclerc B., 2000. Le compostage en agriculture biologique. *Echo-Mo*, n° 22, 3p.

Le Devendec L., Gwenaëlle M., Julien L., Nathalie R., Pascal G., Manuel T., Alassane K., Kempf I., 2015. Impact d'un traitement par colistine sur le microbiote et le fumier de volailles stocké ou composté : bactéries et gènes de résistance. Onzièmes journées de la Recherche Avicole et Palmipèdes à Fois Gras, Tours, les 25 et 26 mars 2015.

Leinweber P., Schulten H.R., 1999. Advances in analytical pyrolysis of soil organic matter. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 49 (1-2), 359-383.

Leshermes G., 2010. Evolution des polluants organiques au cours du compostage de déchets organiques : approche expérimentale et modélisation. Thèse de doctorat : Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (AgroParis Tech), France.

Lhadi E.K., Tazi H., Aylaj M., Genevini P.L., Adani F., 2006. Organic matter evolution during co-composting of the organic fraction of municipal waste and poultry manure. *Bioresource Technology*, 97 (16), 2117-2123.

Liang C., Das K.C., McClendon R.W., 2003. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresource Technology*, 86 (2), 131-137.

Loehr R.C., 1969. Animal wastes – a national problem. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 95 (2), 189-222.

Références bibliographiques

Loi n° 01-19 du 12 décembre 2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets, Journal officiel, N° 77.

Lucero-Ramirez B., 2000. The effects of time and temperature on the fate of pathogens and indicator bacteria during municipal wastewater sludge- mesophilic anaerobic digestion, air-drying, and composting. Thèse de doctorat : Université de Texas à Austin (USA). 205 p.

M

Madejón E., López R., Murillon J.M., Cabrera F., 2001. Agricultural use of three (sugar-beet) vinasse composts : effect on crops and chemical properties of a Cambisol soil in the Guadalquivir river valley (SW Spain). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 84 (1), 55-65

Madejón E., Díaz M.J., López R., Cabrera F., 2002. New approaches to establish optimum moisture content for compostable materials. *Bioresource Technology*, 85 (1), 73-78.

Martin J.P., Haider K., 1971. Microbial activity in relation to soil humus formation. *Soil Scienc*, 111 (1), 54-63.

Mason I.G., 2006. Mathematical modelling of the composting process : a review. *Waste Management*, 26 (1), 3-21.

Mason I.G., 2007. A study of power, kinetics, and modelling in the composting process. These de doctorat : Université de Canterbury (Nouvelle-Zélande). 436 p.

Matejka G., De Las Heras F., Klein A., Paquetteau F., Barbier J., Keke A., 2001. Composting of municipal waste in Labé (Guinea): process optimization and agronomic development. *Eight International Waste Management and Landfill Symposium*. Cagliari, Italy, 451-457.

Mbuligwe S.E., Kassenga G.R., Kaseva M.E., Chaggu E.J., 2002. Potential and constraints of composting domestic solid waste in developing countries : findings from a pilot study in Dar es Salaam, Tanzania. *Resources, Conservation and Recycling*, 36 (1), 45-59.

McClintock N.C., 2004. Production and use of compost and vermicompost in sustainable farming systems. A thesis submitted to the Graduate Faculty of North Carolina State University in partial fulfillment of the requirements for the Degree of Master of Science. 156 p.

Références bibliographiques

McKinley V.L., Vestal J.R., 1985. Physical and chemical correlates of microbial activity and biomass in composting municipal sewage sludge, 50 (6), 1395-1403.

Meoun N., Le Clerc F., 1999. Identification des sources de métaux lourds dans les OM. Paris, Creed, 35 p.

Meziane S., 2013. Modélisation de la cinétique du séchage convectif du grignon d'olive. *Revue des Energies Renouvelables*, 16 (2), 379-387.

Michaud L., 2007. Tout sur le compost : le connaître, le faire, l'acheter et l'utiliser. Ed MultiMondes, 212 p.

Mishra A., Benham B.L., Mostaghimi S., 2008. Bacterial transport from agricultural lands fertilized with animal manure. *Water, Air and Soil Pollution*, 189 (1), 127-134.

Morel J.L., Guckert A., Nicolardot B., Benistant D., Catroux G., Germon J.C., 1986. Etude de l'évolution des caractéristiques physico-chimiques et de la stabilité biologique des ordures ménagères a cours du compostage. *Agronomie*, 6 (8), 693-701.

Morin S., Barrington S., Adhikari B., Gregoire B., 2004. The development of an urban composter. Proceedings from the September 2004 Technical Meeting, Composting Council of Canada, Toronto, Ontario.

M'Sadak Y., Makhlouf M., El Amrouni S., 2015. Evaluation qualitative et possibilités de valorisation biologique de la biomasse oléicole reprise dans le sahel tunisien. *Journal of New Sciences*, 18 (4), 668-678.

Mustin M., 1987. Le compost : gestion de la matière organique. F. Dubuse, 954 p.

MWPS-18, 1985. Livestock waste facilities handbook. Midwest Plant Service, Iowa State University, Ames, Iowa.

N

N'Dayegamiye A., Drapeau A., Laverdière M.R., 2005. Effets des apports de composts de résidus ménagers sur les rendements des cultures et certaines propriétés du sol. *Agrosol*, 16 (2), 57-71.

Références bibliographiques

Nakasaki K., Sasaki M., Shoda M., Kubota H., 1985(a). Chang in microbial numbers during thermophilic composting of sewage sludge with reference to CO₂. *Applied and Environmental Microbiology*, 49 (1), 37-41.

Nakasaki K., Sasaki M., Shoda M., Kubota H., 1985(b). Characteristics of mesophilic bacteria isolated during thermophilic composting of sewage sludge. *Applied and Environmental Microbiology*, 49 (1), 42-45.

Nakazaki K., Yaguchi H., Sasaki Y., Kubota H., 1993. Effects of pH control on composting of garbage. *Waste Management & Research*, 11 (2), 117-125.

Namkoong W., Hwang E.Y., Cheong J.G., Choi J.G., 1999. A comparative evaluation of maturity parameters for food waste composting. *Compost Science & Utilization*, 7 (2), 55-62.

Nefzaoui A., 1984. Importance de la production oléicole et des sous-produits de l'olivier. Etude de l'utilisation des sous-produits de l'olivier en alimentation animale en Tunisie. Etude FAO production et santé animales. p43.

Nefzaoui A., 1991. Valorisation des sous-produits de l'olivier. Options méditerranéennes - série séminaires. n° 16, 101-108.

Noble R., Roberts S.J., 2003. A review of the literature on eradication of plant pathogens and nematodes during composting, disease suppression and detection of plant pathogenes in compost. Oxon-UK : The Wastes and Resources Action Programme (WRAP), 41.

O

Or D., Smets B.F., Wraith J.M., Dechesne A., Friedman S.P., 2007. Physical constraints affecting bacterial habitats and activity in unsaturated porous media- a review. *Advances in Water Resources*, 30 (6-7), 1505-1527.

Ouatmane A., Dorazio V., Hafidi M., Revel J.C., Senesi N., 2000. Elemental and spectroscopic characterization of humic acids fractionated by gel permeation chromatography. *Agronomi*, 20 (5), 491-504.

Oudart D., Paul E., Robin P., Paillat J.M., 2012. Modeling organic matter stabilization during windrow composting of livestock effluents. *Environmental Technology*, 33 (19), 2235-2243.

Références bibliographiques

P

Pace M.G., Miller B.E., Farrell-Poe K.L., 1995. The composting process. Utah State University Extension. Logan, Utah : USA.

Paredes C., Bernal M.P., Cegarra J., Roig A., 2002. Bio-degradation of olive mill wastewater sludge by its co-composting with agricultural wastes. *Bioresource Technology*, 85 (1), 1-8.

Pallejero G., Palacios J., Vela E., Gajardo O., Albrecht L., Aschkar G., Chorrolque A., García-Navarro F.J., Jiménez-Ballesta R., 2021. Effect of the application of compost as an organic fertilizer on a tomato crop (*Solanum lycopersicum* L.) produced in the field in the Lower Valley of the Río Negro (Argentina). *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 10, 145-155.

Perucci P., 1990. Effect of the addition of municipal solid-waste compost on microbial biomass and enzymz activities in soil. *Biology and Fertility of Soils*, 10 (3), 221-226.

Petric I., Šestan A., Šestan I., 2009. Influence of initial moisture content on the composting of poultry manure with wheat straw. *Biosystems Engineering*, 104 (1), 125-134.

Pujol A., 2012. Modélisation du procédé de compostage-impact du phénomène du séchage. Thèse de doctorat : Université de Toulouse (France). 268 p.

Q

Quideau P., 2010. Les effluents d'élevage, les coproduits de traitement et leurs incidences environnementales. *Elevages et environnement*. Espagnol S., Laterme P. (Eds). Quæ-Educagri, Versailles, France, 119-185.

R

Richard T.L., Walker L.P., 1998. Temperature kinetics of aerobic solid-state biodegradation. In : *Proceeding of the Institute of Biological Engineering* 1, A22-A39.

Richard T.L., Hamelers H.V.M., Veeken A., Silva T., 2002. Moisture relationships in composting processes. *Compost Science and Utilization*, 10 (4), 286-302.

Références bibliographiques

Robertson F.A., Morgan W.C., 1995. Mineralization of C and N in organic materials as affected by duration of composting. *Soil Research*, 33 (3), 511-524.

Roletto E., Barberis R., Consiglio M., Jodice R., 1985. Chemical parameters for evaluating compost maturity. *Biocycle*, 26, 46-47.

Ronchero A.V., Duran R.M., Constante E.G., 1974. Componentes fenolicos de la aceituna. II. Polifenoles del alpechin. *Grasa y Aceites*, 25, 259-261.

Rosenzweig et Statozky., 1980. Bacteria often possess a competitive advantage.

Rosso L., Lobry J.R., Flandrois J.P., 1993. An unexpected correlation between cardinal temperatures of microbial growth highlighted by a new model. *Journal of Theoretical Biology*, 162 (4), 447-463.

Ryckeboer J., Mergaert J., Vaes K., Klammer S., De Clercq D., Coosemans J., Insam H., Swings J., 2003. A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. *Annals of Microbiology*, 53 (4), 349-410.

S

Sadaka S., El-Taweel A., 2003. Effects of aeration and C/N ratio on household waste composting in Egypt. *Compost Science and Utilization*, 11 (1), 36-40.

Sæbø A., Ferrini F., 2006. The use of compost in urban green areas- A review for practical application. *Urban Ferestry & Urban Green*, 4 (3-4), 159-169.

Saghi M.H., Ghorbannezhad P., Bay A., Saeidi F., 2021. Physico-chemical changes and maturity evaluation of composts from wood residue mixed with sewage sludge and chicken manure. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 10, 175-184.

Said-Pullicino D., Erriquens F.G., Gigliotti G., 2007. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. *Bioresources Technology*, 98 (9), 1822-1831.

Sánchez-Monedro M.A., Roig A., Cegarra J., Bernal M.P., 1999. Relationships between water-soluble carbohydrate and phenol fractions and the humification indices of different organic wastes during composting. *Bioresource Technology*, 70 (2), 193-201.

Sánchez-Monedro M.A., Roig A., Paredes C., Bernal M.P., 2001. Nitrogen transformation

Références bibliographiques

during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology*, 78 (3), 301-308.

Sebban A., Bahloul A., Saadoune M., Ait Kassi A., Berrada M., Pineau J.L., Kitane S., 2004. Schéma de valorisation des grignons d'olives produits par les maasras marocaines. *Déchets Sciences et Techniques*, 34, 39-43.

Sefouhi L., Kalla M., Aouragh L., 2010. Trends and problems of municipal solid waste management in Batna city and prospects for a sustainable development. *International Journal of Sustainable Water & Environmental Systems*, 1 (1), 15-20.

Serra-Wittling C., 1995. Valorisation de composts d'ordures ménagères en protection des cultures. Influence de l'apport de composts sur le développement de maladies d'origine tellurique et le comportement de pesticides dans un sol. These de doctorat: INRA (France). 231 p.

Serra-Wittling C., Barriuso E., Houot S., 1996. Impact of composting type on composts organic matter characteristics. *The Science of Composting*, 262-273.

Shankara N., Marja G. Martin H., Barbara V., 2005. La culture de la tomate : production, transformation et commercialisation. Série Agrodok, 3105 p.

Sharma V. K., Caudatelli M., Fortuna F., Cornacchia G., 1997. Processing of urban and agro-industrial residues by aerobic composting. *Energy Conversion and Management*, 38 (5), 453-478.

Smårs S., Gustafsson L., Beck-Friis B., Jönsson H., 2002. Improvement of the composting time for household waste during an initial low pH phase by mesophilic temperature control. *Bioresource Technology*, 84 (3), 237-241.

Smith J.L., Paul E.A., 1990. The signification of soil microbial biomass estimations. In: Bollag J.M., and Stotzky G. *Soil Biochemistry*, 6, 357-396. Marcel Dekker, New York.

Soclo H.H., Aguewe M., Adjahossou B.C., Houngue T.H., Azontonde A.H., 1999. Recherche de compost type et toxicité résiduelle au Bénin. *Techniques Sciences Méthodes, Génie Urbain Génie Rural*, 9, 68-76.

Soumaré M., Tack F.M.G., Verloo M.G., 2003. Characterization of Malian and Belgian solid

Références bibliographiques

waste composts with respect to fertility and suitability for land application. *Waste Management*, 23 (6), 517-522.

Soumaré M., Tack F.M.G., Verloo M.G., 2003. Effects of a municipal solid waste compost and mineral fertilization on plant growth in two tropical agricultural soils of Mali. *Bioresource Technology*, 86 (1), 15-20.

Spaccini R., Piccolo A., Conte P., Haberhauer G., Gerzabek M.H., 2002. Increased soil organic carbon sequestration through hydrophobic protection by humic substances. *Soil Biology and Biochemistry*, 34 (12), 1839-1851.

Stevenson F.J., 1994. Dynamics of soil nitrogen transformations. In : *Humus chemistry : genesis, composition, reactions*. 2nd ed. John Wiley & Sons. New-York.

Stevenson F.J., Cole M.A., 1999. *Cycles of soil : Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients*. Ed : John Wiley & Sons. 448 p.

Suler D.J. & Finstein M.S., 1977. Effect of temperature, aeration, and moisture on CO₂ formation in bench-scale, continuously thermophilic composting of solid waste. *Applied and Environmental Microbiology*, 33 (2), 345-350.

T

Tahraoui Douma N., 2013. Valorisation par compostage des résidus solides urbains de la commune de Chlef, Algérie. Thèse de doctorat : Université de Limoges (France). 244 p.

Taiganides E.P., Hazen T.E., 1966. Properties of farm animal excreta. *Transactions of the ASAE*, 9 (3), 374-376.

Temgoua E., Ngnikam E., Dameni H., Kameni G.S.K., 2014. Valorization des ordures ménagères par compostage dans la ville de Dschang, Cameroun. *Tropicultura*, 32 (1), 28-36.

Timmermann, F., Kluge R, Stahr K., Zauner G. 1999. Erarbeitung von Grundlagen für Anwendungsrichtlinien zur Verwertung geeigneter Rest- und Abfallstoffe im landwirtschaftlichen Pflanzenbau (Ackerbau). PWAB-Forschungsvorhaben PW 95 171 des Bundeslandes Baden-Württemberg, Abschlussbericht 1999, 276 Seiten, 54 Abbildung, 70 Tabellen und Anhang.

Références bibliographiques

Tiquia S.M., Tam N.F.Y., 1998. Composting pig manure in Hong-Kong. *Biocycle*, 39 (2), 78-79.

Tiquia S.M., 2002. Evolution of extracellular enzyme activities during manure composting. *Journal of Applied Microbiology*, 92 (64), 764-775.

Tomati U., Galli E., Pasetti L., Volterra E., 1995. Bioremediation of olive-mill wastewaters by composting. *Waste Management and Research*, 13 (5), 509-518.

Topanou K.A.N., 2012. Gestion des déchets solides ménagers dans la ville d'Abomey-Calavi (Bénin) : caractérisation et essais de valorisation par compostage. Université d'Abomey-Calavi (Bénin) en cotutelle avec l'Université d'Aix Marseille (France). 194 p.

Toundou O., 2016. Evaluation des caractéristiques chimiques et agronomiques de cinq composts de déchets et l'étude de leurs effets sur les propriétés chimiques du sol, la physiologie et le rendement du maïs (*Zea mays* L. Var. Ikenne) et de la tomate (*Solanum lycopersicum* L. Var. Tropimech) sous deux régimes hydriques au Togo. Thèse de doctorat : Université de Lomé (Togo) en cotutelle avec l'Université de Limoges (France). 213 p.

Trémier A., De Guardia A., Massiani C., Paul E., Martel J.L., 2005. A respirometric method for characterising the organic composition and biodegradation kinetics and the temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be co-composted . *Bioresource Technology*, 96 (2), 169-180.

Trémier A., De Guardia A., Mallard P., 2007. Indicateurs de stabilisation de la matière organique au cours du compostage et indicateurs de stabilité des composts : analyse critique et perspectives d'usage. *Techniques Sciences Méthodes*, 10, 105-129.

Trémier A., Teglia C., Barrington S., 2009. Effect on initial physical characteristics on sludge compost performance. *Bioresource Technology*, 100 (15), 3751-3759.

Tuomela M., Vikman M., Hatakka A., Itävaara M., 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment : a review. *Bioresource Technology*, 72 (2), 169-183.

V

Valdrighi M.M., Pera A., Agnolucci M., Frassinetti S., Lunardi D., Vallini G., 1996. Effects of compost-derived humic acids on vegetable biomass production and microbial growth

Références bibliographiques

within a plant (*Cichorium intybus*)- soil system : a comparative study. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 58 (2-3), 133-144.

Van Ginkel J.T., Van Haneghem I.A., 2002. SE-Structures and Environment : Physical Properties of Composting Material : Gas Permeability, Oxygen Diffusion Coefficient and Thermal Conductivity. *Biosystems Engineering*, 81 (1), 113-125.

Van-Soest P.J., Wine R.H., 1967. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. IV. Determination of plant cell-wall constituents. *Journal of the Association of Official Analytical Chemists*, 50 (1), 50-55.

Van-Soest P.J., Wine R.H., 1968. Determination of lignin and cellulose in acid-detergent fiber with permanganate. *Journal of the Association of Official Analytical Chemists*, 51 (4), 780-785.

Vargas-García M.C., Suárez-Estrella F., López M.J., Moreno J., 2010. Microbial population dynamics and enzyme activities in composting processes with different starting materials. *Waste Management*, 30 (5), 771-778.

Vergnoux A., Guiliano M., Le Dréau Y., Kister J., Dupuy N., Doumenq P., 2009. Monitoring of the evolution of an industrial compost and prediction of some compost properties by NIR spectroscopy. *Science of the Total Environment*, 407 (7), 2390-2403.

W

Wang P., Changa C.M., Watson M.E., Dick W.A., Chen Y., Hoitink H.A.J., 2004. Maturity indices for composted dairy and pig manures. *Soil Biology and Biochemistry*, 36 (5), 767-776.

Witter E., 1986. The fate of nitrogen during high temperature composting, of sewage sludge – straw mixtures. Thèse de doctorat : Université de Londres (Royaume Uni). 269 p.

Wolf M., Buckau G., Gekeis H., Thang N.M., Hoque E., Szymczak W., Kim J., 2001. Aspects of measurement of the hydrodynamic size and molecular mass distribution of humic and fulvic acids. *Special publication-royal Society of chemistry*, 273, 51-62.

Wu L., Ma L.Q., 2002. Relationship between compost stability and extractable organic

Références bibliographiques

carbon. *Journal of Environmental Quality*, 31 (4), 1323-1328.

Wufeng T.C., 2003. Analytical and spectroscopic characteristics of refuse compost-derived humic substances. *International Journal of Applied Science and Engineering*, 1 (1), 62-71.

Y

Yulipriyanto H., 2001. Emission d'effluents gazeux lors du compostage de substrats organiques en relation avec l'activité microbiologique (nitrification/dénitrification). Thèse de doctorat : Université de Rennes 1 (France). 214 p.

Z

Zbytniewski R., Buszewski B., 2005. Characterization of natural organic matter (NOM) derived from sewage sludge compost. Part 1 : chemical and spectroscopic properties. *Bioresource Technology*, 96 (4), 471-478.

Zerrouqi Z., 2009. Contribution à l'étude des performances des stations d'épuration des villes Nador et de Béni Ensar et du degré de pollution de leur milieu récepteur (La lagune de Nador, Maroc Oriental). Thèse de doctorat : Université Mohammed Premier (Maroc). 175 p.

Zucconi F., 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle*, 22 (2), 54-57.