



Université Sultan Moulay Slimane  
Faculté des Sciences et Techniques de Béni Mellal



## THESE

Pour l'obtention du grade de **Docteur** en Ressources Naturelles, Environnement et Santé

Centre des Etudes Doctorales "Sciences et Techniques"

### Spécialité :

*Biotechnologie et Environnement*

Laboratoire Polyvalent en Recherche et développement (LPVRD)

---

### Titre :

**Valorisation des boues de lavage de phosphate : Élaboration d'un phosphocompost biofertilisant pour application directe en agriculture productive et respectueuse de l'environnement**

---

### Présentée et soutenue par :

HAOUAS Ayoub

Le 27 Mars 2021

### Directeur de Thèse :

AMIR Soumia

### Devant le jury composé de :

|                               |  |                   |
|-------------------------------|--|-------------------|
| <b>EI MODAFAR Cherkaoui</b>   | PES, Faculté des Sciences et techniques,<br>Université Cadi Ayad, Marrakech  | <b>Président</b>  |
| <b>OUAZZANI Naaila</b>        | PES, Faculté des Sciences Semlalia,<br>Université Cadi Ayad, Marrakech       | <b>Rapporteur</b> |
| <b>MEDDICH Abdelilah</b>      | PH, Faculté des Sciences Semlalia,<br>Université Cadi Ayad, Marrakech        | <b>Rapporteur</b> |
| <b>HADDIOUI Abdelmajid</b>    | PES, Faculté des Sciences et Techniques,<br>Université Sultan Moulay Slimane | <b>Rapporteur</b> |
| <b>IBNSOUDA-KORAICHI Saad</b> | PES, FST, Université Sidi Mohamed Ben<br>Abdellah, Fès                       | <b>Examineur</b>  |
| <b>ZEROUAL Youssef</b>        | Chercheur, R&D OCP group   | <b>Examineur</b>  |
| <b>AMIR Soumia</b>            | PES, Faculté Polydisciplinaire, Université<br>Sultan Moulay Slimane          | <b>Directrice</b> |

## ***Avant-Propos***

Ce travail a été réalisé dans le cadre d'un projet R&D autour des phosphates (APPHOS n° BIOMOD- 01/2017) financé par l'OCP (Fondation OCP, R&D OCP, Université Mohammed VI Polytechnique, Centre National de Recherche Scientifique et Technique CNRST, Ministère de l'Enseignement Supérieur, de la Recherche Scientifique et de la Formation des Cadres), intitulé « ***Procédés biotechnologiques pour la valorisation des boues et des déchets miniers de phosphate: Formulation d'un Phospho-compost bio-fertilisant pour application directe en agriculture productive et respectueuse de l'environnement*** ». Ce projet, coordonné par le professeur Cherkaoui EL MODAFAR (Université Cadi Ayyad), a impliqué un consortium national formé de 6 équipes de recherche :

- Laboratoire d'Agrobiotechnologie et Bioingénierie, Université Cadi Ayyad, Marrakech (Pr. Cherkaoui EL MODAFAR).
- Laboratoire Polyvalent en Recherche et Développement Université Sultan Moulay Slimane, Beni Mellal (Pr. Soumia AMIR).
- Laboratoire Botanique, Biotechnologie et Protection des Plantes, Université Ibn Tofaïl, Kénitra (Pr. Allal DOUIRA).
- Laboratoire de Microbiologie et Biologie moléculaire, Université Mohamed V, Rabat (Pr. Abdelkarim FILALI-MALTOUF).
- Laboratoire de Biotechnologie Microbienne, Université Sidi Mohamed Ben Abdellah, Fès (Pr. Saâd IBNSOUDA-KORAICHI).
- Unité de Recherche d'Amélioration des Plantes et de la Qualité, INRA Marrakech (Dr. Abdelmajid MOUKHLI).

***Nous tenons à remercier vivement l'OCP et ses partenaires pour le soutien financier et l'accompagnement accordé à ce travail.***

### **Liste des publications :**

**Ayoub Haouas**, Charkaoui El Modafar, Allal Douira, Saad Ibsouda-Koraichi, Abdelkarim Filali-Maltouf, Abdelmajid Moukhli, Soumia Amir «*Alcaligenes aquatilis* GTE53: An inorganic phosphate solubilising, bioremediation bacterium isolated from new biotope "phosphate sludge enriched-compost"», Published in Saudi Journal of Biological Sciences, October 2020.

**Ayoub Haouas**, Charkaoui El Modafar, Allal Douira, Saad Ibsouda-Koraichi, Abdelkarim Filali-Maltouf, Abdelmajid Moukhli, Soumia Amir «The effect of phosphate and organic additives on the stability of food waste in the full-scale composting». Published in Plant Cell Biotechnology and Molecular Biology, 15 September 2020.

Khadija Atif, **Ayoub Haouas**, Faissal Aziz, Mohammed Yasser Jamali, Anas Tallou, Soumia Amir «Pathogens evolution during the composting of the household waste mixture enriched with phosphate residues and olive oil mill wastewater» published article in the journal of Waste and Biomass Valorization, 2020.

Anas Tallou, Francisco Pedrero Salcedo, **Ayoub Haouas**, Mohammed Yasser Jamali, Khadija Atif, Faissal Aziz, Soumia Amir «Assessment of biogas and biofertilizer produced from anaerobic co-digestion of olive mill wastewater with municipal wastewater and cow dung» published article in the journal of Environmental Technology & Innovation, 2020.

Anas Tallou, **Ayoub Haouas**, Mohammed Yasser Jamali, Khadija Atif, Soumia Amir, Faissal Aziz « Review on Cow Manure as Renewable Energy» Chapter in book Smart Village Technology 2020.

#### **Liste des communications:**

**Ayoub Haouas**, Charkaoui El Modafar, Allal Douira, Saad Ibsouda-Koraichi, Abdelkarim Filali-Maltouf, Abdelmajid Moukhli, Soumia Amir «Characterization of phosphate sludge and its benefits as a natural fertiliser for African poor soils» SUM 2020 – Fifth Symposium on Urban Mining and Circular Economy, Italy. 18-20 November 2020

**Ayoub Haouas**, Charkaoui El Modafar, Allal Douira, Saad Ibsouda-Koraichi, Abdelkarim Filali-Maltouf, Abdelmajid Moukhli, Soumia Amir «Potential of the Moroccan phosphate sludge as the main material for the phospho-compost production» Phosphate Days: International Conference for research on Phosphates and Derivatives, l'UM6P de Benguerir Maroc. 12-13 Novembre 2018.

**Ayoub Haouas**, Khadija Atif, Soumia Amir « Valorisation des boues des laveries de phosphates par compostage », 1er congrès international polydisciplinaire sur les enjeux

stratégiques du développement durable intégrés en Afrique, à la faculté polydisciplinaire de Béni Mellal Maroc. 5-6 Juin 2015.

Anas Tallou, **Ayoub Haouas**, Mohamed Yasser Jamali, Khadija Atif, Faissal Aziz, Soumia Amir « Anaerobic co-digestion of olive mill wastewater with municipal wastewater and cow dung» 2nd Mediterranean Forum for PhD Students and Young Researchers at CIHEAM Bari, Italy from 18 to 20 September 2018.

Anas Tallou, **Ayoub Haouas**, Mohamed Yasser Jamali, Khadija Atif, Faissal Aziz, Soumia Amir « Anaerobic co-digestion of olive mill wastewater with municipal wastewater and cow dung» IWA Regional Conference Of Water Reuse And Salinity Management at Murcia, Spain from 11 to 15 June 2018.

Khadija Atif, **Ayoub Haouas**, Soumia Amir « effet suppressif des composts issus de la fraction organique des déchets ménagers sur les agents pathogènes des plantes », 1er congrès international polydisciplinaire sur les enjeux stratégiques du développement durable intégrés en Afrique, à la faculté polydisciplinaire de Béni Mellal Maroc. 5-6 Juin 2015.

Khadija Atif, **Ayoub Haouas**, Faissal Aziz, Mohammed Yasser Jamali, Anas Tallou, Elminaoui Fatima Ezzahra & Soumia Amir «Pathogens evolution during the composting of the household waste mixture enriched with phosphate residues and olive oil mill wastewater» 7ème Edition Congrès International : Eaux, Déchets et Environnement EST - Salé, Maroc, du 20 au 22 Novembre 2019.



## *Dédicace*

*À mes parents qui n'ont ménagé aucun effort pour me soutenir et se sacrifier tout au long de mon parcours scolaire et de ma vie.*

*A mes frères, nièces, neveux, belles-sœurs, et mes amis.*

*A la famille Haouas et Haddoudi.*



## ***Remerciements***

Ce travail a été réalisé au laboratoire Polyvalent en Recherche et Développement de la Faculté des Sciences et Techniques, Béni Mellal. Plusieurs personnes ont contribué à ce travail de différentes manières. Je suis reconnaissant à tous pour toute l'aide qui m'a été fournie.

Je voudrais tout d'abord remercier mon directeur de thèse, Madame Soumia AMIR professeur à la Faculté Polydisciplinaire de Béni Mellal, qui a acceptée de m'accueillir au sein de son laboratoire. J'apprécie particulièrement leur confiance en moi en me donnant l'opportunité de mener mes recherches doctorales. Sa rigueur sur la qualité de mes résultats de recherche a été capitale dans l'atteinte de mes objectifs de thèse. Je suis très reconnaissant pour leur précieuses suggestions et orientations depuis le début du travail de recherche jusqu'à la rédaction de cette thèse. Merci pour tout, Madame.

J'adresse un merci particulier à Mr Faissal Aziz professeur à la Faculté Polydisciplinaire de Safi, pour son aide et leur contribution.

J'exprime ma plus profonde gratitude à Mr Charkaoui EL MODAFAR, professeur à la FSTG, Marrakech, à Mr Abdelkarim FILALI-MALTOUF, professeur à la FS de Rabat, à Mr Allal DOUIRA professeur à la FS de Kénitra, et à Mr Saâd IBNSOUDA-KORAICHI professeur à la FST de Fès, d'avoir acceptés m'accueillir dans leurs laboratoires et pour leur contribution pour l'avancement de ce travail dans le cadre du projet APPHOS. Aussi, je tiens à remercier mes collègues de l'équipe APPHOS, mon cher Brahim, Soumaya, Sanae, Houcine, et Siham. Je tiens également à remercier la Fondation OCP pour le soutien financier (Bourse).

Il m'est également agréable de remercier chaleureusement mes rapporteurs de thèse, Mme Naaila OUAZZANI, PES, Faculté des Sciences Semlalia, Marrakech, M. Abdelilah MEDDICH, PES, Faculté des Sciences et Technique Gueliz, Marrakech, M. Abdelmajid HADDIOUI, PES, Faculté des Sciences et Technique, Béni Mellal, d'avoir acceptés de juger et évaluer ce travail.

J'adresse un remerciement spécial pour mes amis Omar BOUHNİK, Anas TALLOU, Abdelhaq NASSIRI, Ilyasse IZANZAR, El houssaine ABLOUH, et Jamal CHABBI pour leur aide précieux qu'ils ont apporté à ce travail.

Je ne pourrai terminer mes remerciements sans y associer mes collègues du laboratoire Fatima Ezzahraa EL MINAOUI, Mohamed Yasser JAMALI, et Khadija ATIF.





## Résumé

L'amélioration de la productivité des cultures est actuellement un défi mondial majeur, et les chercheurs se sont concentrés sur l'amélioration de l'efficacité des engrais à utiliser dans les sols pauvres. Le compostage est désormais au cœur de la politique environnementale et de l'économie circulaire comme l'une des meilleures options pour recycler les déchets organiques en un produit final de grande valeur. Cependant, le compostage de la fraction organique des déchets ménagers et des déchets verts souffre d'un certain nombre d'inconvénients dans le produit résultant, tels qu'une maturité insuffisante, une matière organique instable, un effet phytotoxique et un faible taux de nutriments. Cette étude a examiné l'efficacité de l'ajout de la boue de phosphate pour améliorer le processus de compostage des déchets verts, ainsi que son efficacité lorsqu'elle est combinée ou non avec des déchets des sucreries, des déchets verts et des déchets des huileries dans le processus de compostage de la fraction organique des déchets ménagers. L'impact sur la qualité des engrais des produits finis a également été évalué. En effet, les analyses effectuées sur la boue phosphatée révèlent que ce matériau est exempt de toute phytotoxicité et présente des propriétés physico-chimiques et structurales bénéfiques pour le compostage. Après des tests préliminaires de différentes concentrations de la boue de phosphate mélangée à de la fraction organique des déchets ménagers et des déchets verts, un ratio de 20% a montré de bons résultats. Par la suite, des traitements et des témoins de compostage ont été menés par des essais à grande échelle pendant 150 jours. Les paramètres du processus de compostage, la dynamique des nutriments, l'absence des effets phytotoxiques et la capacité agronomique du produit de compost ont été évalués. Les analyses physico-chimiques ont démontré que l'ajout de la boue de phosphate augmentait la température du tas et prolongeait la période thermophile de deux semaines par rapport aux témoins. L'ajout de la boue de phosphate a amené les valeurs de pH, de conductivité électrique et de rapport carbone/azote (C/N) de la fraction organique des déchets ménagers et des composts de déchets verts à un niveau de maturité acceptable. Les résultats indiquent également que l'ajout de la boue de phosphate seule ou en combinaison a stimulé le processus de nitrification dans le compostage de la fraction organique des déchets ménagers avec une concentration de nitrate de 69,91 mg/L enregistrée dans le traitement reçu l'ajout combiné de la boue de phosphate et de déchets verts. Les résultats de l'analyse par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FT-IR) ont montré une augmentation significative de l'humification en ajoutant de la boue de phosphate dans des mélanges de la fraction organique des déchets ménagers et de déchets verts. Les composts traités résultants ont montré une teneur totale élevée en éléments nutritifs, aucun effet phytotoxique sur la germination des graines, et une amélioration de la croissance des plantes de tomate par rapport au compost témoin, à l'engrais NPK et au sol non amendé. De plus, une étude microbiologique pour isoler, caractériser et identifier les bactéries bénéfiques au cours du processus de compostage, cinq souches (deux *Bacillus* sp., une *Bacillus Paramycoïdes*, une *Bacillus subtilis* et une *Alcaligenes aquatilis*) ont été isolées à partir de différents composts enrichis en boue de phosphate. Ces souches avaient la capacité de solubiliser le phosphore de la boue de phosphate, de tolérer les stress (pH, stress hydrique, salinité et température) et d'inhiber le développement d'agents pathogènes et/ou de phytopathogènes.

**Mots clés:** Compostage; Boue de phosphate; Humification; Effet agronomique; plante; Nitrification; FTIR; SEM; Phosphore; *Alcaligenes*; Sol déficitaire; *Bacillus*.



## **Abstract**

Improving crop productivity is currently a major global challenge, and researchers have focused on increasing the efficiency of fertilizers for use in poor soils. Composting is now at the heart of environmental policy and circular economy as one of the best options to recycle organic waste leading to a high value end product. However, the composting of the food waste and green waste suffers from a number of drawbacks in the resulting product, such as insufficient maturity, unstable organic matter, phytotoxic effect and low level of nutrients. This study investigated the effectiveness of adding phosphate sludge to improve the green waste composting process, as well as its effectiveness when combined or not with sugar beet waste, green waste, and olive mill waste in the composting process of food waste. The impact on the fertilizer quality of final products was also assessed. In fact, analyses made on the phosphate sludge, reveal that this material free from any phytotoxicity, and had physicochemical and structural properties beneficial for composting. After preliminary tests of different doses of phosphate sludge, mixed with food waste and green waste, a ratio of 20% demonstrated good results. Subsequently, composting treatments and controls were conducted in large-scale trials for 150 days and the composting process parameters, nutrient dynamics, phytotoxic effect, and agronomic capacity of the compost product were evaluated. The physicochemical analyses demonstrated that the addition of phosphate sludge increased the pile temperature and prolonged thermophilic period by two weeks compared to controls. The phosphate sludge addition brought pH, electrical conductivity, and carbon to nitrogen ratio (C/N) values of food waste and green waste composts to maturity acceptable level. The results also indicate that adding phosphate sludge alone or in combination stimulated the nitrification process in food waste composting with a nitrate concentration of 69.91 mg/L recorded in the treatment received the combined addition of phosphate sludge and green waste. The results of Fourier-transform infrared (FT-IR) spectroscopy analysis showed a significant increase in humification by adding phosphate sludge in mixtures of food waste and green waste. The resulting treated composts showed high total content of nutrients, no phytotoxic effect on seed germination, and growth enhancement of tomato plant compared to control compost, NPK fertilizer, and no amended soil. In addition, a microbiological study to isolate, characterize and identify beneficial bacteria during the composting process, five strains (two *Bacillus sp.*, one *Bacillus Paramycoides*, one *Bacillus subtilis* and one *Alcaligenes aquatilis*) were isolated from different composts enriched with the phosphate sludge. These strains had the ability to solubilize phosphate sludge, tolerate stresses (pH, water stress, salinity, and temperature), and inhibit the development of pathogens and/or phytopathogens.

**Keywords:** Composting; phosphate sludge; humification; agronomic effect; plant; Nitrification ; FTIR; SEM; phosphorus; *Alcaligenes*; *Deficient soil*; *Bacillus*.



## ملخص

يعد تحسين إنتاجية المحاصيل حاليًا تحديًا عالميًا كبيرًا، ويركز الباحثون حاليًا على زيادة كفاءة الأسمدة لاستخدامها في التربة الفقيرة. يعتبر التسميد البيولوجي الآن في قلب السياسة البيئية والاقتصاد الدائري كأحد أفضل الخيارات لإعادة تدوير النفايات العضوية مما يؤدي إلى منتج نهائي عالي القيمة. ومع ذلك، فإن تحويل مخلفات الطعام والنفايات الخضراء إلى سماد يعاني من عدد من العيوب في المنتج النهائي، مثل النضج غير الكافي، والمواد العضوية غير المستقرة، وجود مواد تسبب تأثيرًا سامًا على النبات، وانخفاض مستوى المغذيات المعدنية. بحثت هذه الدراسة في فعالية إضافة حمأة الفوسفاتية في تحسين عملية تحويل النفايات الخضراء إلى سماد، فضلاً عن فعاليتها عند دمجها أو عدم دمجها مع نفايات بنجر السكر، والنفايات الخضراء، ونفايات مطاحن الزيتون في عملية تحويل مخلفات الطعام إلى سماد. كما تم تقييم التأثير على جودة الأسمدة للمنتجات النهائية. في الواقع، كشفت التحليلات التي أجريت على حمأة الفوسفات أن هذه المادة خالية من أي سمية نباتية ولها خصائص فيزيائية وكيميائية وتركيبية مفيدة للتسميد الطبيعي. بعد الاختبارات الأولية لجرعات مختلفة من حمأة الفوسفات الممزوجة بمخلفات الطعام والنفايات الخضراء، أظهرت نسبة 20٪ نتائج جيدة. بعد ذلك، أجريت معالجات التسميد والشواهد في تجارب واسعة النطاق لمدة 150 يومًا. في حين تم تقييم معاملات عملية التسميد، وديناميكيات المغذيات، والتأثير السام على النبات، والقدرة الزراعية لمنتج السماد. أظهرت التحليلات الفيزيائية والكيميائية أن إضافة حمأة الفوسفات أدت إلى زيادة درجة حرارة الخليط وإطالة فترة الحرارة العالية لمدة أسبوعين مقارنةً بالشواهد. جلبت إضافة حمأة الفوسفات قيم الأس الهيدروجيني والتوصيل الكهربائي ونسبة الكربون إلى النيتروجين لنفايات الطعام وسماد النفايات الخضراء إلى مستوى النضج المقبول. تشير النتائج أيضًا إلى أن إضافة حمأة الفوسفات وحدها أو مجتمعة حفزت عملية النترجة في سماد نفايات الطعام بتركيز نترات قدره 69.91 مجم/لتر مسجل في المعالجة التي تمت مع إضافة حمأة الفوسفات والنفايات الخضراء معًا. أظهرت نتائج التحليل الطيفي للأشعة تحت الحمراء زيادة كبيرة في عملية تكوين الدبال عن طريق إضافة حمأة الفوسفات في خليط من نفايات الطعام والنفايات الخضراء. أظهر السماد المعالج الناتج محتوى إجماليًا عاليًا من العناصر الغذائية، وعدم وجود تأثير سام على إنبات البذور، وتعزيز نمو نبات الطماطم مقارنةً بالسماد العضوي، والسماد الكيميائي، والتربة الغير معدلة. بالإضافة إلى ذلك، تم إجراء دراسة ميكروبيولوجية لعزل وتوصيف وتحديد البكتيريا المفيدة أثناء عملية التسميد، تم عزل خمس سلالات ( *Bacillus sp.*، و *Bacillus Paramycoides*، و *Bacillus subtilis*، و *Alcaligenes aquatilis*) من مختلف الأسمدة المعالجة بإضافة حمأة الفوسفات. كان لهذه السلالات القدرة على إذابة حمأة الفوسفات، وتحمل الضغوط (الأس الهيدروجيني، الإجهاد المائي، الملوحة، ودرجة الحرارة)، وتمنع تطور الميكروبات المسببة للأمراض و / أو مسببات الأمراض النباتية.

**الكلمات الرئيسية:** سماد؛ حمأة الفوسفات، تأثير زراعي؛ نبات؛ النترجة؛ الفوسفور؛ تخصيب؛ تربة فقيرة.



# SOMMAIRE

|   |           |
|---|-----------|
| <i>Avant-Propos</i> .....   | 2         |
| <b>1. Résumé</b> .....  | <b>10</b> |
| <b>2. Abstract</b> .....  | <b>12</b> |
| <b>3. ملخص</b> .....  | <b>14</b> |
| <b>4. Liste des Figures</b> .....   | <b>19</b> |
| <b>5. Liste des Tableaux</b> .....  | <b>21</b> |
| <b>6. Liste des abréviations</b> .....  | <b>24</b> |
| <b>7. Introduction générale</b> .....   | <b>26</b> |
| <b>Chapitre 1: Revue Bibliographique : Amélioration du processus de compostage des déchets organiques par l'ajout des additifs phosphatés</b> ..... | <b>32</b> |
| 1. Aperçu sur la filière de compostage.....   | 34        |
| 1.1. Définition du processus de compostage .....  | 34        |
| 1.2. Avantages et inconvénients du compostage .....   | 36        |
| 2. Optimisation du processus de compostage par l'addition des matières riches en P .....  | 37        |
| 2.1. L'effet sur la température, pH, et C/N.....  | 38        |
| 2.2. L'effet sur la décomposition et l'humification de la MO .....  | 40        |
| 2.3. L'effet sur la phytotoxicité .....   | 40        |
| 2.4. L'effet sur la conservation du N .....   | 41        |
| 3. L'effet du compostage sur la solubilisation des matières organiques.....   | 41        |
| 3.1. Mécanisme de solubilisation du P pendant le compostage.....  | 42        |
| 3.2. Les principaux facteurs affectant la solubilisation et la disponibilité du P .....   | 44        |
| 4. Les caractéristiques du produit final ou phosphocompost .....  | 50        |
| 4.1. La matière organique .....   | 50        |
| 4.2. La population microbienne bénéfique .....  | 51        |
| 4.3. La libération lente des nutriments .....   | 51        |
| 5. Effets de l'application du phosphocompost sur les propriétés du sol et le développement des plantes.....   | 53        |
| 5.1. La structure et la fertilité des sols .....  | 53        |
| 5.2. La promotion de la croissance et du rendement .....  | 54        |
| 6. Conclusion .....   | 57        |
| <b>Chapitre 2: Caractérisation de la boue de phosphate et son potentiel d'être utilisée au compostage</b> .....                                     | <b>60</b> |
| 1. Introduction.....  | 62        |
| 2. Matériels et méthodes .....  | 63        |



|  |  |            |
|--|--|------------|
| 2.1.   | L'échantillonnage .....  | 63         |
| 2.2.   | Les analyses physicochimiques .....  | 65         |
| 2.3.   | L'absence de la phytotoxicité et de la pathogénicité .....                       | 69         |
| 2.4.   | L'essai agronomique.....   | 71         |
| 2.3  | Les essais de compostage à petite échelle .....                                  | 71         |
| 3  | Résultats et discussion .....  | 72         |
| 3.3  | Les caractéristiques physico-chimiques .....                                     | 72         |
| 3.4  | La caractérisation de la structure et de la minéralogie de la BP.....            | 73         |
| 3.5  | La stabilité de la BP.....   | 75         |
| 3.6  | L'évaluation de l'absence de la phytotoxicité et la pathogénicité de la BP ..... | 77         |
| 3.7  | Les essais de compostage expérimentales en utilisant les BP .....                | 83         |
| 4  | Conclusion .....   | 89         |
| <b>Chapitre 3: Effet de l'ajout des boues de phosphate sur la transformation de la matière organique pendant le compostage .....</b> |  | <b>90</b>  |
| 1.   | Introduction.....  | 92         |
| 2.   | Matériels et méthodes .....  | 93         |
| 2.1.   | Matières premières .....   | 93         |
| 2.2.   | Conception des essais de compostage et échantillonnage .....                     | 94         |
| 2.3.   | Analyses physico-chimiques .....   | 97         |
| 2.4.   | Spéciation du phosphore.....   | 97         |
| 2.5.   | Analyse des anions solubles .....  | 97         |
| 4.1  | Analyse thermogravimétrique et thermique différentielle (ATG/ATD) .....          | 97         |
| 4.2  | Mesures de spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FITR).....         | 97         |
| 3.   | Résultats et discussions.....  | 98         |
| 3.1.   | Paramètres de compostage (température, pH, EC, et C/N) .....                     | 98         |
| 3.2.   | Dynamique du N.....  | 102        |
| 3.3.   | Dynamique du P .....   | 105        |
| 3.4.   | Effet sur l'humification de la MO .....  | 106        |
| 3.5.   | Effet sur la stabilité de la MO.....   | 111        |
| 5  | Conclusion .....   | 115        |
| <b>Chapitre 4: Isolement des bactéries bénéfiques et caractérisation leur rôle dans le processus du phosphocompostage. ....</b>      |  | <b>116</b> |
| 1.   | Introduction.....  | 118        |
| 2.   | Matériels et méthodes .....  | 119        |
| 2.1.   | Criblage des isolats bactériens pour la solubilisation du P.....                 | 119        |

|  |   |            |
|--|---|------------|
| 2.2  | Caractérisation phénotypique .....  | 120        |
| 2.3  | Activité antibactérienne .....  | 120        |
| 2.4  | La biodégradation du phénol .....   | 121        |
| 2.5  | Attributs de promotion de la croissance des plantes.....                      | 121        |
| 2.6  | Caractérisation moléculaire des souches par la rRNA 16S .....                 | 122        |
| 2.7  | Les analyses statistiques .....   | 124        |
| 3.   | Résultats et discussion .....   | 124        |
| 3.1.   | La sélection des isolats .....  | 124        |
| 3.2.   | Les attributs de la promotion de la croissance des plantes .....              | 125        |
| 3.3.   | L'effet inhibiteur des isolats contre les pathogènes.....                     | 131        |
| 3.4.   | Biodégradation du phénol.....   | 133        |
| 3.5.   | Les caractéristiques phénotypiques et morphologiques des isolats sélectionnés | 134        |
| 3.6.   | L'identification des souches .....  | 138        |
| 4.   | Conclusion .....  | 140        |
| <b>Chapitre 5: Etude de la capacité fertilisante des phosphocomposts produits.....</b> |   | <b>142</b> |
| 1.   | Introduction.....   | 144        |
| 2.   | Matériels et méthodes .....   | 145        |
| 2.1  | Les caractéristiques physico-chimiques .....                                  | 145        |
| 2.2  | Macro- et micronutriments .....   | 145        |
| 2.3  | Le dénombrement des microorganismes .....                                     | 145        |
| 2.4  | Le test de germination .....  | 145        |
| 2.5  | Le test de la croissance des plantes .....                                    | 145        |
| 2.6  | Analyse statistique.....  | 146        |
| 3.   | Résultats et discussion .....   | 146        |
| 3.1  | Les caractéristiques physiques des produits finaux .....                      | 146        |
| 3.2  | La fertilité chimique .....   | 148        |
| 3.3  | La fertilité biologique .....   | 151        |
| 3.4  | L'effet germinatif .....  | 152        |
| 3.5  | Effet sur la croissance des plantes .....                                     | 153        |
| 4.   | Conclusion .....  | 157        |
| <b>6.</b>  | <b>Synthèse, Conclusion Générale et Perspectives .....</b>                    | <b>158</b> |
| <b>7.</b>  | <b>Références Bibliographiques .....</b>                                      | <b>164</b> |
| <b>8.</b>  | <b>Annexes.....</b>   | <b>192</b> |

## Liste des Figures

|  |     |
|--|-----|
| <b>Chapitre 1</b> .....  | 32  |
| <b>Figure 1-1.</b> Illustration de la technologie du phosphocompostage et les effets positifs du produit final. ....   | 35  |
| <b>Figure 1-2:</b> Mécanisme de fonctionnement du phosphocompost après application dans le sol. ....   | 52  |
| <b>Chapitre 2</b> .....  | 60  |
| <b>Figure 2-1:</b> Echantillonnage des boues de phosphate.....   | 63  |
| <b>Figure 2-2:</b> Carte géographique du gisement de phosphate du Bassin Ouled-Abdoun, Khouribga. ....   | 63  |
| <b>Figure 2-3:</b> La chaîne de génération des boues de phosphate lors du traitement du phosphate dans les laveries O.C.P.....   | 64  |
| <b>Figure 2-4:</b> Diagrammes de la diffraction des rayons X de la BP .....  | 74  |
| <b>Figure 2-5:</b> Image de la BP par le MEB .....   | 74  |
| <b>Figure 2-6:</b> Analyses ATD/ATG de la BP.....  | 76  |
| <b>Figure 2-7:</b> Les spectres FTIR de la BP à différentes températures. ....   | 77  |
| <b>Figure 2-8:</b> L'indice de germination des graines de la tomate et du maïs dans l'extrait aqueux de la BP. ....  | 79  |
| <b>Figure 2-9:</b> Aspect des plantes de tomates après 80 jours de la croissance dans un sol amendé avec différentes concentrations de BP. ....  | 79  |
| <b>Figure 2-10:</b> Longueur, poids frais et poids sec de la partie racinaire après 80 jours des plantes de tomates cultivées dans un sol déficitaire amendé avec différentes concentrations de la BP. ....                          | 80  |
| <b>Figure 2-11:</b> Hauteur, poids frais, poids sec et nombre de feuilles vivantes de la partie aérienne après 80 jours de plantes de tomates cultivées dans un sol déficitaire amendé avec différentes concentrations de la BP..... | 82  |
| <b>Figure 2-12:</b> Micrographies par le MEB des échantillons des essais de compostages. ....  | 85  |
| <b>Figure 2-13:</b> Spectres d'analyse des échantillons des phosphocomposts EDS .....  | 87  |
| <b>Figure 2-14:</b> Les phosphocomposts produits (C5% et C20%). ....   | 89  |
| <b>Chapitre 3</b> .....  | 90  |
| <b>Figure 3-1:</b> La mise en place des andains de différents mélanges de compostage. ....   | 96  |
| <b>Figure 3-2:</b> Les profils de la température des essais de compostage. ....  | 99  |
| <b>Figure 3-3:</b> Le pH des échantillons de composts à 0, 30, 90, et 150 jours. ....  | 100 |
| <b>Figure 3-4:</b> CE des échantillons de composts à 0, 30, 90, et 150 jours. ....   | 101 |
| <b>Figure 3-5:</b> NTK à 0, 30, 90, et 150 jours de compostage.....  | 104 |
| <b>Figure 3-6:</b> C/N à 0, 30, 90, et 150 jours de compostage. ....   | 105 |
| <b>Figure 3-7:</b> Spectres FTIR de C <sub>P1</sub> (A), C <sub>P2</sub> (B), C <sub>P3</sub> (C), C <sub>P4</sub> (D), C <sub>O1</sub> (E), C <sub>P5</sub> (G) et C <sub>O2</sub> (H) à 0 et 150 jours.....                        | 109 |
| <b>Figure 3-8:</b> Spectres FT-IR des produits finaux de compost (A) et (B). ....  | 111 |
| <b>Figure 3-9:</b> Courbes des pertes de masses en fonction de la température de différents composts étudiés à 0 et 150 jours (A, B, C, D, E, F). ....   | 114 |

|  |     |
|--|-----|
| <b>Figure 3-10:</b> Comparaison des pertes de masses en fonction de la température des produits finaux de compostage. ....   | 115 |
| <b>Chapitre 4</b> .....  | 116 |
| <b>Figure 4-1:</b> Schémas explicatif de la méthode de sélection des souches performantes pour la solubilisation des phosphates. ....  | 124 |
| <b>Figure 4-2:</b> L'activité de solubilisation du phosphate et le pH correspondant des milieux de culture. a) BFSPL36, b) CIE71, c) BISP32, d) GTE53, et e) C1F45. ....   | 128 |
| <b>Figure 4-3:</b> A) La solubilisation de phosphate en milieu solides, B) la production d'AIA, et C) la production des sidérophores par les souches étudiées. ....  | 130 |
| <b>Figure 4-4:</b> L'effet inhibiteur des souches étudiées contre <i>Fusarium oxysporum albedinis</i> . ....   | 132 |
| <b>Figure 4-5:</b> Profil de cellule bactérienne de croissance de la souche GTE53 avec DO =600 et élimination du phénol à diverses concentrations initiales de phénols : 200, 400, 800, 1100, et 1400 mg.L <sup>-1</sup> ..... | 134 |
| <b>Figure 4-6:</b> La morphologie des colonies des souches sélectionnées. ....   | 137 |
| <b>Figure 4-7:</b> Arbre phylogénétique basé sur des séquences de gènes de la famille Bacillus. ....   | 139 |
| <b>Figure 4-8:</b> Arbre phylogénétique basé sur des séquences de gènes de la famille Alcaligenes.. .....  | 140 |
| <b>Chapitre 5</b> .....  | 142 |
| <b>Figure 5-1:</b> Échantillons des composts résultants.....   | 148 |
| <b>Figure 5-2:</b> Indice de germination des essais de compostage à 0 et 150 jours. ....   | 153 |
| <b>Figure 5-3:</b> Matière racinaire sèche de la tomate après 80 jours de culture en serre.....  | 154 |
| <b>Figure 5-4:</b> Matière aérienne sèche de la tomate après 80 jours de culture en serre. ....  | 155 |
| <b>Figure 5-5:</b> Hauteur de la plante de la tomate après 80 jours de culture en serre.....   | 155 |
| <b>Figure 5-6:</b> Nombre des feuilles de la plante de la tomate après 80 jours de culture en serre. ....  | 156 |

## Liste des Tableaux

|   |     |
|---|-----|
| <b>Chapitre 1</b> .....   | 32  |
| <b>Tableau 1-1:</b> L'effet de l'ajout de la matière phosphatée sur le compostage des déchets organiques.....   | 39  |
| <b>Tableau 1-2:</b> L'effet des substrats organique sur la solubilisation du phosphate naturel pendant le compostage.....                                       | 46  |
| <b>Tableau 1-3:</b> Modulation du changement du P soluble pendant le compostage suivant la température, C/N, et le pH.....                                      | 49  |
| <b>Tableau 1-4:</b> L'effet du phospho-composts appliqués aux différents types de sol.....  | 54  |
| <b>Tableau 1-5:</b> l'effet du taux et la méthode d'application du phosphocompost sur le rendement des cultures.....  | 56  |
| <br>  |     |
| <b>Chapitre 2</b> .....   | 60  |
| <b>Tableau 2-1:</b> Les caractéristiques physico-chimiques de la boue de phosphate.....   | 73  |
| <b>Tableau 2-2:</b> Les bandes d'absorbance principales de la BP dans les spectres FTIR et leurs attributions.....  | 75  |
| <b>Tableau 2-3:</b> Dénombrement des agents pathogènes dans les BP.....   | 78  |
| <b>Tableau 2-4:</b> Résultats de l'analyse EDS des échantillons de phosphocomposts (C5% et C20%).....   | 88  |
| <b>Tableau 2-5:</b> Caractéristiques physico-chimiques des produits finaux des petits essais de compostage.....   | 88  |
| <br>  |     |
| <b>Chapitre 3</b> .....   | 90  |
| <b>Tableau 3-1 :</b> Caractéristiques des matières principales utilisées dans les essais de compostage.....   | 94  |
| <b>Tableau 3-2:</b> Caractéristiques physico-chimiques des additifs organiques utilisés en compostage.....  | 95  |
| <b>Tableau 3-3:</b> Concentration d'anions (mg.L <sup>-1</sup> ) détectée dans l'extrait aqueux des échantillons des essais de compostage à 0 et 150 jours..... | 102 |
| <b>Tableau 3-4:</b> Les formes de P dans différents composts à 0 et 150 jours.....  | 106 |
| <b>Tableau 3-5:</b> Bandes FTIR caractéristiques des composts étudiés.....  | 110 |
| <b>Tableau 3-6:</b> Rapports d'absorption des spectres FTIR dans les composts étudiés à 0 et 150 jours.....   | 110 |
| <b>Tableau 3-7:</b> La perte de masse des composts étudiés dans différents stades de température.....   | 112 |
| <br>  |     |
| <b>Chapitre 4</b> .....   | 116 |
| <b>Tableau 4-1:</b> Les noms des isolats sélectionnés, leur milieu d'isolement, et leur indice de solubilisation.....   | 125 |
| <b>Tableau 4-2:</b> Les attributs de la promotion de la croissance des plantes produits par les souches sélectionnées.....                                      | 129 |
| <b>Tableau 4-3:</b> Diamètres du halo et les pourcentages d'inhibition des souches étudiées contre les microorganismes pathogènes.....                          | 133 |

|  |     |
|--|-----|
| <b>Tableau 4-4:</b> Les caractéristiques phénotypiques de souches sélectionnées. ....  | 136 |
| <b>Tableau 4-5:</b> Analyse BLASTn du gène d'ARNr 16S des isolats sélectionnés contre la base de données GenBank. ....   | 138 |
| <b>Chapitre 5</b> .....  | 142 |
| <b>Tableau 5-1:</b> Caractéristiques physico-chimiques des composts produits. ....   | 147 |
| <b>Tableau 5-2:</b> Teneur totale en macronutriments et la concentration de leur fraction disponible détectée dans les phosphocomposts (C <sub>P1</sub> , C <sub>P2</sub> , C <sub>P3</sub> , C <sub>P4</sub> , et C <sub>P5</sub> ) et les composts témoins (C <sub>O1</sub> et C <sub>O2</sub> ). .... | 150 |
| <b>Tableau 5-3:</b> Concentration en micronutriments détectée soluble dans l'eau de phosphocomposts (C <sub>P1</sub> , C <sub>P2</sub> , C <sub>P3</sub> , C <sub>P4</sub> , et C <sub>P5</sub> ) et les composts témoins (C <sub>O1</sub> et C <sub>O2</sub> ). ....                                    | 151 |
| <b>Tableau 5-4:</b> Le type et le nombre des microorganismes présents dans les composts finaux après 150 jours de compostage. ....   | 152 |



## Liste des abréviations

**AFNOR:** Association Française de Normalisation

**AIA :** Acide indole acétique

**ATD:** Analyse Thermique Différentielle

**ATG :** Analyse Thermique Gravimétrique

**BP :** Boues de phosphate

**BSP :** Bactérie solubilisatrice de phosphate

**CE :** Conductivité électrique

**COT :** Carbone organique total

**DRX :** Diffraction des Rayons- X

**DH :** Déchets des huileries

**DV :** Déchets Verts

**DS:** Déchets de sucreries

**FAO :** L'organisation pour l'alimentation et l'agriculture

**FMAT :** La flore mésophiles cultivables indigènes totales

**FODM :** Fraction Organique des Déchets Ménagers

**FTIR :** Spectroscopie Infrarouge à Transformée de Fourier

**IG:** Indice de Germination

**IS:** Indice de Solubilisation

**MF:** Matière Fraiche

**MO:** Matière Organique

**MSP :** Microorganismes solubilisateurs de phosphate

**NTK :** Azote total Kjeldahl



**OCP** : Office Chérifien de phosphate

**PSE** : Phosphore soluble en eau

**RP** : Roche phosphatée

**SHs** : Substances humiques

**UFC** : Unité Formant Colonie

# **Introduction générale**



L'une des principales préoccupations auxquelles le développement agricole est confronté de nos jours, est la diminution des terres arables. En plus, environ 2 à 9% des terres arables du monde entier disparaîtront au cours des prochaines décennies en raison du changement climatique et de l'urbanisation selon des estimations rapportées par une étude de Zhang and Cai (2011). Par conséquent, la productivité agricole n'est pas en mesure de répondre à la forte demande alimentaire de la population mondiale croissante. En fait, la majorité des sols sont devenus déficitaires en matière organique (MO) et en macro et micronutriments (van der Waals and Laker 2008; Tadele 2017). Ceci est traduit par une culture limitée et a abouti à une insuffisance alimentaire dans le monde entier, surtout dans certaines pays asiens et africains (Gupta et Gupta 2014; de Valença et al. 2017). Le processus de fertilisation était considéré comme la meilleure option pour améliorer la fertilité des sols. Cependant, l'utilisation excessive des engrais chimiques a commencé à soulever de nombreux doutes quant à sa durabilité et son efficacité pour répondre aux besoins nutritionnels de la plante en raison de la libération rapide et parfois le lessivage de macronutriments (FAO 2009).

La recherche est de plus en plus orientée vers l'utilisation des agro-biotechniques pour améliorer la productivité des cultures en termes de quantité et de qualité prenant en compte à la fois les besoins des sols pauvres en MO et en nutriments (macro et micronutriments) et les problèmes environnementaux et économiques rencontrés avec les engrais chimiques. L'une des technologies prometteuses pour fertiliser les sols pauvres en MO et en nutriments est le compostage, en raison de faible coût des matières premières utilisées (par exemple les déchets et les sous-produits) pour l'obtention d'un produit bénéfique pour la croissance des plantes et la culture rapide. Le compost mature alimentait le système sol-plante en nutriments bio-disponibles à long terme, en MO stable riche en substances humiques et en une variété de micro-organismes bénéfiques (Pergola et al. 2018).

Au cours de la dernière décennie, plusieurs recherches ont été menées pour améliorer le compostage organique, en ajoutant des substrats minéraux (Iqbal et al. 2010; Bustamante et al. 2016; Barthod 2018). Une intégration des matières riches en P telles que la roche phosphatée (RP) a montré de bons résultats dans l'amélioration du processus du compostage et la capacité fertilisante du compost (Ditta et Khalid 2016; Ditta et al. 2018). Cependant, cette approche a de nombreuses limites, car le phosphate naturel est un produit commercial et irremplaçable en raison de grande variété de ses applications telles que la fabrication d'engrais chimiques et de détergents. Néanmoins, la RP et ses dérivés peuvent présenter des coûts supplémentaires de

production de compost riche en P, ce qui rend son utilisation pratique dans les formulations de compost non rentable.

Les BP sont un sous-produit généré lors de l'enrichissement du minerai de phosphate, en grande quantité, qui a atteint 10 millions de métriques en 2010 (Loutou et al. 2013). Ces BP sont des minéraux à granulométrie fine, composés de carbonates, de silicates et des minéraux argileux et contiennent toujours du phosphate sous forme de carbonate-fluorapatite  $\text{Ca}_5(\text{PO}_4, \text{CO}_3)_3\text{F}$ , avec une teneur en  $\text{P}_2\text{O}_5$  de 14% (Loutou et al. 2013). Cette source potentielle de P largement inexploitée, s'est déposée dans les zones environnantes des usines de phosphate depuis des années. Le fait de l'utiliser comme additif pour le compostage des déchets organiques semble être une voie prometteuse en termes de valorisation des résidus, de recyclage du P des ressources secondaires et d'amélioration des performances du compostage grâce aux propriétés uniques de la BP.

Dans la lumière de cette problématique, notre travail s'est focalisé sur l'étude de l'effet de l'addition de la BP aux différents résidus organiques pour la formulation d'un phosphocompost à haute valeur agronomique. Ainsi, nous nous sommes fixés comme objectifs :

- Identifier la formulation adéquate et étudier les effets de l'ajout des matériaux phosphatés dans le processus de compostage et le produit final.
- Caractérisation de la boue de phosphate et validation de la formulation adéquate via les tests de compostage à petite échelle et lancement des essais du compostage à grande échelle.
- Etudier l'impact de la boue de phosphate sur le processus de compostage.
- Identification des bactéries les plus performantes dans le processus de compostage.
- Détermination de la capacité fertilisante des produits résultants et de leur effet sur la croissance des plantes dans un sol déficitaire.

Ces objectifs ont été abordés en chapitres :

**Chapitre 1** : présente une étude bibliographique qui vise à cibler la problématique, l'état de lieux de la recherche concernant les aspects relatifs à l'utilisation des additifs minéraux phosphatés. L'objectif est d'identifier les paramètres clés à considérer pour réussir le processus de compostage.

Les chapitres qui suivent décrivent les démarches, travaux de recherches et analyses réalisés, leurs résultats et discussions.

**Le chapitre 2:** Caractérisation de la boue de phosphate et son potentiel d'être utilisée au compostage.

**Le chapitre 3:** Effet de l'ajout des boues de phosphate sur la transformation de la matière organique pendant le compostage.

**Le chapitre 4:** Isolement des bactéries bénéfiques et détermination de leur rôle dans le processus du phosphocompostage.

**Le chapitre 5:** Etude de la capacité fertilisante des phosphocomposts produits.

Enfin, une synthèse de l'ensemble des résultats a été réalisée démontrant le succès de cette filière et de son intérêt au niveau social et industriel. Le travail s'achèvera par une conclusion et proposition d'un ensemble des perspectives.



# Chapitre 1

---

## Revue Bibliographique : Amélioration du processus de compostage des déchets organiques par l'ajout des additifs phosphatés

---

*Ce chapitre est basé sur l'article:*

**Recent advances in composting technology development: the use of P-rich additives.**  
Soumis pour publication.

**Auteurs:**

Ayoub Haouas <sup>a</sup>, Cherkaoui El Modafar <sup>b</sup>, Allal Douira <sup>c</sup>, Saâd Ibsouda-Koraichi <sup>d</sup>,  
Abdelkarim Filali-Maltouf <sup>e</sup>, Abdelmajid Moukhli <sup>f</sup>, Soumia Amir <sup>a</sup>

<sup>a</sup> Laboratoire Polyvalent en Recherche et Développement, Faculté Polydisciplinaire, Université Sultan Moulay Slimane, Beni Mellal, Morocco.

<sup>b</sup> Laboratoire d'Agrobiotechnologie et Bioingénierie, Faculté des Sciences et Techniques, Université Cadi Ayyad, Marrakech, Morocco.

<sup>c</sup> Laboratoire de Botanique Biotechnologie et de Protection des Plantes, Faculté des Sciences, Université Ibn Tofail, Kenitra, Morocco.

<sup>d</sup> Laboratoire de Biotechnologie Microbienne et Molécules Bioactives, Faculté des Sciences et Techniques, Université Sidi Mohamed Ben Abdellah, Fès, Morocco.

<sup>e</sup> Laboratoire de Microbiologie et Biologie Moléculaire, Faculté des Sciences, Université Mohammed V, Rabat, Morocco.

<sup>f</sup> Unité de Recherche d'Amélioration génétique des plantes, Institut national de la Recherche Agronomique, Marrakech, Morocco.





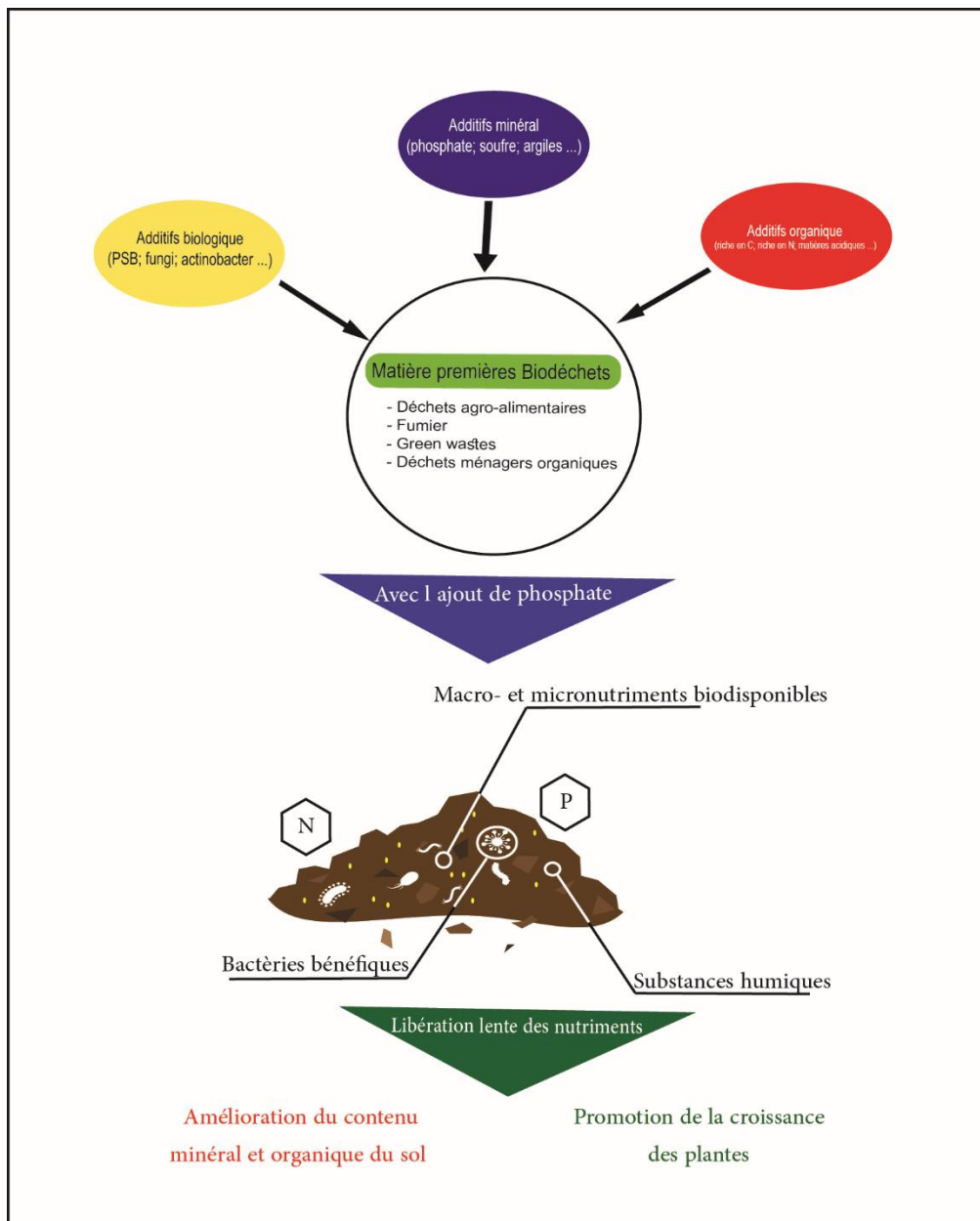
## **1. Aperçu sur la filière de compostage**

### **1.1. Définition du processus de compostage**

Le compostage est une décomposition biologique aérobie qui mène à la biotransformation de la MO en un produit stable riche en humus utilisé comme biofertilisant et conditionneur du sol (Figure 1.1) (Amir et al. 2006a,b; Yadav et al. 2017). Le produit final doit être exempt de phytotoxicité et d'agents pathogènes (Barje et al. 2013; Pergola et al. 2018). L'évolution de la température au sein du compost permet la définition de trois phases lors du compostage : la phase mésophile suivie de la phase thermophile et de maturation. Tandis que des communautés microbiennes spécifiques caractérisent chacune. La phase mésophile, c'est une phase de 1 jour à 7 jours au cours de laquelle les bactéries et les champignons mésophiles dégradent des composés simples tels que les sucres, les acides aminés et les protéines (Cerdeja et al. 2018; Rincón et al. 2019). Une conséquence de l'activité microbienne est l'augmentation progressive de la température, à un niveau élevé qui peut atteindre 60-70°C, ce qui engendre la phase thermophile. Ces températures élevées, éliminent la quasi-totalité des agents pathogènes (Bertoldi 2013). Au cours de cette phase, les micro-organismes thermophiles dégradent les graisses, la cellulose, l'hémicellulose et aboutit à la biotransformation et la solubilisation de la lignine. Enfin, la température diminue lentement pour atteindre la température ambiante en raison de la réduction de l'activité microbienne après l'épuisement de la MO labile (Guo et al. 2019).

La qualité du compost se détermine principalement par la maturité et la stabilité de la MO et la biodisponibilité de nutriments. Pour obtenir un compost de bonne qualité, une étude préalable des matières premières à composter en fonction du produit final souhaité et un contrôle des paramètres de compostage doivent être effectués pour vérifier les valeurs optimales pour une activité microbienne efficace. Parmi les paramètres investigués, on cite le rapport initial C/N de la matière première, le pH, la taille des particules et leur distribution, ainsi que l'aération et l'humidité du tas de compost (Onwosi et al. 2017; Barthod et al. 2018). Généralement, tous les bio-déchets peuvent être d'excellentes matrices à composter tels que la fraction organique des déchets municipaux (les déchets alimentaires et les déchets verts) et les déchets agro-industries (les déchets de betteraves des sucreries, les huileries, etc.) (Amir et al. 2006a; Cerdeja et al. 2018; Pergola et al. 2018). Certains substrats organiques ont été utilisés comme matière première de compostage en raison de leurs degrés de biodégradabilité élevé. Tandis que, certains autres

matériaux moins compressibles peuvent être utilisés comme agents structurants tels que les résidus d'élevage, les copeaux de bois, les pailles et la sciure de bois devraient toujours être ajoutés pour favoriser une meilleure ventilation de l'air afin d'améliorer l'activité des microorganismes aérobies pendant le processus de compostage (Banegas et al. 2007; Adhikari et al. 2009; Iqbal et al. 2010; Jolanun et Towprayoon 2010).



**Figure 1.1.** Illustration de la technologie du phosphocompostage et les effets positifs du produit final.

## 1.2. Avantages et inconvénients du compostage

Le compostage ne présente pas seulement une méthode d'élimination mais aussi une stratégie efficace pour recycler la MO. Le compostage dans les zones urbains comme dans les zones rurales, représente un processus alternatif durable et respectueux de l'environnement dans les ménages individuels, ainsi que dans les restaurants, les écoles et même dans les unités industrielles (Cerde et al. 2018 ; Kucbel et al. 2019). Comparée aux l'élimination en décharge et l'incinération, cette technique génère moins d'impacts négatifs sur l'environnement. Avec le marché croissant des produits et services respectueux de l'environnement, la production d'engrais organique à partir des déchets organiques est une méthode constitue une opportunité commerciale viable, qui a attiré l'attention du monde entier (Awasthi et al. 2016; Waqas et al. 2018). Les déchets organiques dans les zones urbains est la fraction la plus élevée de 45% du total des déchets solides municipaux en Europe (GIEC 2006; Agence de protection de l'environnement des États-Unis 2010; Wei et al. 2017). Ce pourcentage est en moyenne de 70% dans les pays en développement (Troschinetz et Mihelcic 2009). Cette fraction se compose de la fraction organique d déchets organiques et les déchets verts qui sont de bois d'arbre et d'écorce, ébranchage de jeunes arbres et d'arbustes, de feuilles mortes et vertes, de tontes de gazon et de sol, et provient notamment des parcs municipaux, des jardins, des réserves et des habitations domestiques (Bustamante et al. 2016; Reyes-Torres et al. 2018).

Néanmoins, malgré les recherches intensives sur le processus de compostage au cours des décennies précédentes, le compostage de la fraction organique des déchets municipaux rencontre encore un certain nombre de défis techniques. Les déchets ménagers organiques sont des matériaux très hétérogènes, caractérisés par une faible porosité, une teneur élevée en eau, un lien faible carbone-azote et la dégradation de la MO facilement disponible est rapide aux premiers stades du compostage (Wang et al. 2016; Zhou et al. 2018; Barthod et al. 2018). En conséquence, le compostage de ces déchets engendre dans tels cas des inconvénients environnementaux tels que les émissions des gaz à effet de serre, les odeurs nuisibles et l'accumulation des micropolluants organiques dans le produit final. En outre, les déchets verts sont coûteux et peu attrayants en raison du coût élevé de leur gestion lié à la collecte et au transport vers les décharges ou les installations de traitement (López et al. 2010). Les déchets verts contiennent des composés lignino-cellulosiques qui sont récalcitrants à la biodégradation, ainsi ils sont lentement /modérément décomposable (par exemple l'hémicellulose, la cellulose). De plus, si le compostage n'est pas correctement contrôlé (par exemple : structure, aération,

humidité adéquate pour l'activité microbienne, etc.), la décomposition peut être faible aboutissant à un produit de mauvaise qualité impropre à l'usage agricole (Reyes-Torres et al. 2018).

Dans ce contexte, l'amélioration de la performance du compostage et de la qualité du produit final est devenue l'une des objectifs importants pour les chercheurs. Les optimisations appliquées comprennent plusieurs modifications sur la technique de compostage. Cependant, récemment, un nombre croissant d'études se sont concentrées sur l'optimisation du compostage de la fraction organique des déchets municipaux en ajoutant des additifs. En effet, des résultats prometteurs dans la réduction du temps de traitement, la minimisation des émissions de gaz et l'amélioration de la qualité du produit final par l'ajout des additifs que ce soient organiques (matériaux organiques de composition structurale bénéfique), biologiques (inoculum microbien) ou/et minéraux (sources minérales des éléments nutritifs ou des substrats de propriétés physiques bénéfiques).

Les principaux additifs minéraux largement utilisés dans la préparation du compost, sont les argiles, la chaux, la pyrite, la boue rouge et les cendres (Banegas et al. 2007; Iqbal et al. 2010; Jolanun et Towprayoon 2010). Il a été rapporté que l'ajout des minéraux basaltiques fines, la zéolite, le biochar et la bentonite à faible dose réduisent la perte d'ammoniaque (Manna et al. 2001; Sikora 2004; Oyeyiola and Jai 2016; Yuan et al. 2018). Aussi, les argiles minérales ont été mélangées comme agent de charge avec des substrats organiques pour favoriser l'aération, l'absorption d'humidité, la réduction de l'ammoniaque et comme support de l'inoculation microbienne (Jolanun et Towprayoon 2010; Barthod et al. 2016).

## **2. Optimisation du processus de compostage par l'addition des matières riches en P**

Cette technologie est souvent appelé «phospho-compostage», est une branche de la technique de compostage qui ajoute du phosphate minéral comme source du P à un substrat organique. L'objectif de cette technologie est d'améliorer la performance du compostage des biodéchets et en même temps enrichir le produit final en P, obtenant à la fin un produit mature riche en P et de haute qualité agronomique (Khan et Joergensen 2009; Korzeniowska et al. 2013; Ditta et Khalid 2016; Ditta et al. 2018). En fait, jusqu'à présent, la RP et ses dérivés sont les principales sources de P inorganique utilisées pour la production du phospho-compost en raison de la disponibilité de la RP en grande quantité dans quelques régions du monde. Les résultats obtenues montrent que l'incorporation des matières riche en P dans le processus de compostage a montré des résultats prometteurs aux niveaux de l'optimisation du processus de divers types

de déchets organiques conduisant à la fin à la production d'un produit stable et mature dépourvu de toute phytotoxicité (Yang et al. 2015; Chan et al. 2016; Zhang and Sun, 2017).

### **2.1. L'effet sur la température, pH, et C/N**

La nature géochimique joue un rôle vital sur la capacité de la matière phosphatée à réagir avec la MO. L'ajout du P inorganique a eu un impact significatif sur les paramètres de compostage tels que la température, le pH et le rapport C/N. Plusieurs études ont démontré que la température montait rapidement et la phase thermophile se prolonge dans les composts enrichis par la RP par rapport à ceux non enrichis (Iqbal et al. 2010, Zhang et Sun 2017). En général, l'augmentation dans les valeurs de température tout au long du processus de compostage était corrélée à l'activité métabolique intensive des micro-organismes. Dans ce contexte, la présence de la matière phosphatée peut avoir un effet sur l'augmentation de la température par la libération du P biodisponible pour les microorganismes comme source d'énergie (Rashad et al. 2010). La matière phosphatée pourrait également améliorer la production de chaleur en augmentant la porosité remplie d'air et en fournissant ainsi l'oxygène nécessaire à la fermentation aérobie (Sharif et al. 2011).

Selon une étude de Li et al. (2012), la dissolution de la RP pendant la phase thermophile favorise la formation d'acides gras de bas poids moléculaire, la génération de CO<sub>2</sub> lors de la dégradation des déchets organiques réduisant ainsi le pH. La RP pourrait également diminuer le pH en adsorbant le NH<sub>3</sub> et les cations de caractère basique (Wong et al. 2009). Cependant, la dynamique du pH observée dans différentes études (Tableau 1-1), a montré une hausse de pH au-delà de la neutralité et un effet tampon impliqué contre la baisse du pH dans les derniers stades du processus (Lu et al. 2014). Ceci en accord avec les études menées par Barje et al. (2013), Bustamante et al. (2016), Atif et al. (2018) et Naher et al. (2018) qui ont révélé que l'ajout de la RP a maximisé le pH de 62.9%, 15.6%, 16.9% et 12.7%, respectivement. Généralement le pH du produit final des phosphocompostage était plus au moins alcalin (7,5 et 8,5), ainsi considéré optimal pour la dégradation microbienne (Zhang et Sun 2015). Au contraire, dans les composts non amendés par la RP, le pH était souvent inférieur à 7.0 due à la production des acides organiques de faible poids moléculaire qui entraînent une diminution du pH de compostage aboutissant à une inhibition de l'activité microbienne (Wang et al. 2016; Voběrková et al. 2020).

D'autre part, les composts préparés en rajoutant les matériaux phosphatés ont montré une diminution plus rapide du rapport C/N que les composts non enrichis par le P inorganique. Les

résultats figurés dans les études de Satisha et Devarajan (2007), Bustamante et al. (2016), Barje et al. (2013), Zhang et Sun (2017), et Yang et al. (2015) ont déclaré un rapport C/N inférieur à 20, même moins de 15 dans la majorité des composts. Selon Golueke (1981) un rapport C/N inférieure à 15 a été considéré idéal pour déclarer un compost comme mature. Cependant, certains biodéchets comme les déchets verts ne parviennent pas à être compostés complètement et génèrent un produit de faible qualité avec un rapport C/N supérieur à 20 (Zhang et Sun 2017, Reyes-Torres et al. 2018). Même résultats trouvés par Voběrková et al. (2020) pour les FODM, ils ont montré que le rapport C/N de ces déchets a haussé au-delà du 20 et malgré l'utilisation des additifs organiques comme la sciure de bois et le biochar les rapports C/N sont restés élevés.

**Tableau 1-1.** L'effet de l'ajout de la matière phosphatée sur le compostage des déchets organiques.

| Type des déchets organiques | Types du matériau P           | pH final |            | Température maximale (°C) |            | C/N final |            | Effets sur le processus  | Références             |
|-----------------------------|-------------------------------|----------|------------|---------------------------|------------|-----------|------------|--|------------------------|
|                             |                               | Témoin   | Traitement | Témoin                    | Traitement | Témoin    | Traitement |  |                        |
| FODM                        | RP                            | 7,95     | 8,65       | 47                        | 62         | 14,86     | 11,22      | <ul style="list-style-type: none"> <li>Amélioration de la disponibilité du P, N, et K.</li> <li>Réduction de la phytotoxicité.</li> </ul>                        | Iqbal et al. 2010      |
| DV                          | RP                            | 7,4      | 7,6        | 51                        | 62         | 14,4      | 9,33       | <ul style="list-style-type: none"> <li>Amélioration de l'humification et la maturité</li> <li>Augmentation de la disponibilité du P</li> </ul>                   | Bustamante et al. 2016 |
|                             |                               |          | 7,9        |                           | 58         |           | 12,5       |  |                        |
| DV                          | RP                            | 7,72     | 6,57       | 51,7                      | 61,7       | 44,57     | 7,9        | <ul style="list-style-type: none"> <li>Amélioration de l'humification.</li> <li>augmentation de la rétention de l'excès hydrosolubles des nutriments.</li> </ul> | Zhang and Sun 2017     |
|                             |                               |          | 7,58       |                           | 54,2       |           | 28,24      |  |                        |
| Les boues d'épuration       | Superphosphate et phophogypse | 7.4      | 7,5-8.3    | 62                        | 62         | -         | -          | <ul style="list-style-type: none"> <li>Conservation efficace de N.</li> <li>Disponibilité des nutriments dans le compost.</li> </ul>                             | Yuan et al., 2018      |
| FODM                        | Sel du P                      | 4.81     | 8.4        | 59                        | 65         | 26.8      | <21.7      | <ul style="list-style-type: none"> <li>Phase thermophile prolongée</li> <li>Conservation de N</li> </ul>   | Chan et al., 2016      |
| FODM                        | phophogypse                   | 8.04     | 7.63       | 65                        | 67         | 12.9      | 13.1       | <ul style="list-style-type: none"> <li>Diminution des émissions de CH<sub>4</sub>.</li> <li>Réduction des émissions des gazes à effet de serre.</li> </ul>       | Yang et al., 2015      |
|                             | Superphosphate                |          | 7.79       |                           | 69         |           | 11.9       |  |                        |

## **2.2. L'effet sur la décomposition et l'humification de la MO**

Des études ont rapporté que l'addition des matières phosphatées au compostage des résidus organiques a effectivement augmenté la charge microbienne en raison du rôle actif du P dans les réactions métaboliques au cours de la reproduction (Khan et Joergensen, 2009; Gumiere et al., 2019). En fait, la solubilisation du P peut également favoriser la synthèse des enzymes (notamment le déshydrogénase) et les adsorber dans sa surface spécifique prolongeant ainsi leurs activités toute la durée du compostage (Moharana et al. 2016; Wang et al. 2013; Sharif et al. 2011). La stabilité de l'activité enzymatique pendant le compostage assure une forte biodégradation des molécules organique labiles (comme les sucres, les acides organiques, les protéines), et aussi des molécules récalcitrantes (comme la lignine et la cellulose) ce qui entraînait une réduction du carbone organique par bio-oxydation en CO<sub>2</sub>. Cet effet positif des matières phosphatées sur la décomposition de la MO a amélioré la formation d'acide humique et fulvique par rapport au compost qui ne contient pas les matières phosphatées (Tableau 1-1). Comme indiqué dans l'étude de Iqbal et al. (2010), la quantité de l'acide humique a été augmentée de 7.06% au 7<sup>ème</sup> jour à 12.24% au 71<sup>ème</sup> jour dans le compost enrichi par la RP et la chaux contre 5.80% et 10.37%, respectivement, dans le compost de la fraction organique des déchets municipaux seule. Même résultats trouvés par Barje et al. (2013), qui ont démontré une augmentation des acides humiques de 136.2% et 56.25% pour le compost avec RP et sans RP respectivement, aussi la quantité de l'acide fulvique a été réduit de 54.93% et 5.35% dans le compost avec RP et sans RP respectivement. Cette constatation suggère que pendant le compostage, de forts processus d'humification se sont produits sous l'effet de l'addition de la RP (Zhang et Sun 2017). La polymérisation se produit principalement dans la fraction des acides humiques via la biotransformation des acides fulviques. La fraction fulvique est plus aliphatique et moins aromatique que la fraction humique et, en effet, les acides fulviques seraient des précurseurs des acides humiques (Amir et al. 2008; 2010). Ainsi, la stabilité de la MO du produit final au cours du phosphocompostage, a été améliorée en présence des matières phosphatées qui entraînent une formation des phosphoprotéines moins biodégradables (Insam et de Bertoldi 2007, Reyes-Torres et al. 2018).

## **2.3. L'effet sur la phytotoxicité**

La maturation est un facteur critique du compost qui décrit son aptitude à une utilisation particulière comme engrais et elle est lié à la présence ou à l'absence de composés phytotoxiques tels que NH<sub>3</sub>, métaux lourds ou acides organiques à courtes chaînes



polymériques (Reyes-Torres et al. 2018). En plus de sa contribution au niveau de la dégradation ou la biotransformation des substances phytotoxiques tels que les lipides et les phénols, l'addition du P peut avoir la capacité de complexer les métaux lourds disponible pour la plante dans sa surface spécifique (Li et al. 2012). Alors que, les composts témoins (sans P) présentaient un pouvoir phytotoxique lorsqu'ils ont été testés sur la germination des graines des espèces sensibles à la phytotoxicité telles que la tomate et la luzerne (Barje et al. 2013; Zhang et al. 2017).

#### **2.4. L'effet sur la conservation du N**

La minéralisation du N est un processus réalisé par des bactéries par les mécanismes de l'ammonification et la nitrification pendant la biotransformation de la MO où le N organique a été transformé en forme inorganique, principalement l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) et le nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ). Ces éléments sont facilement disponibles pour les plantes. Néanmoins, une minéralisation intense aboutit à une perte du N (Meng et al. 2016). Ainsi, pour atténuer cet effet, l'ajout d'additifs minéraux suscite de plus en plus l'intérêt des chercheurs (Chen et al. 2010; Li et al. 2012). Le biochar et la zéolite sont largement utilisés pendant le compostage pour améliorer la conservation du N (Chan et al. 2016; Awasthi et al. 2017; Wang et al. 2017). Peu d'études se sont concentrées sur l'utilisation de phosphate minéral dans le compostage des biodéchets pour conserver le N disponible (Tableau 1-1) (Hellal et al. 2013; Chan et al. 2016; Yuan et al. 2018). Iqbal et al. (2010) ont constaté que la nitrification est plus efficace en présence de la RP. Son addition a un impact direct sur la diminution de  $\text{N-NH}_4^+$  et l'augmentation de  $\text{N-NO}_3^-$  en réduisant le nombre de bactéries dénitrifiantes et en stimulant la croissance de la microflore fixatrice de N. Ceci est conforme à une étude de Satisha et Devarajan (2005) qui a évalué l'effet de l'addition de la RP pendant le compostage sur la réduction des émissions de N, soit par immobilisation du N ou par adsorption du  $\text{NH}_3$  sur la surface spécifique du RP (Sharif et al. 2011).

### **3. L'effet du compostage sur la solubilisation des matières organiques**

Le compostage peut avoir un effet réversible sur la viabilité des matériaux phosphatés pour les applications agricoles. En fait, la faible réactivité de ces matières rend son application directe dans le sol inefficace (FAO 2004). Plusieurs facteurs affectent l'application directe de la RP dans le sol, notamment les propriétés physiques et chimiques de la RP, ainsi que les facteurs

pédologiques et climatiques, les espèces végétales, le système de culture et les pratiques de gestion agricole (Ghani et al. 1994; FAO 2004). De plus, l'application directe de la RP pourrait être limitée par la faible quantité de P soluble surtout dans les sols alcalins (Lorion 2004). En conséquence, plusieurs techniques ont été proposées pour augmenter la solubilité de la RP, comme les méthodes d'inoculation microbienne (Hellal et al. 2012), l'acidulation partielle (Ghani et al. 1994) et le compactage de la RP avec du P hydrosoluble (Odongo et al. 2007). Aussi, il a été démontré que le mélange de la RP avec des matières organiques traitées par le processus de compostage améliore la dissolution de la RP (Kumari et Phogat 2008). Pendant le compostage une activité microbiologique impliquant différents types de bactéries et de champignons, décomposants les matières organiques en produisant un grand nombre d'acides organiques (Vassilev et al. 1995; Wei et al. 2018). Par ailleurs, des micro-organismes typiques (actinomycètes) aux derniers stades du phospho-compostage excrètent des composés chélateurs tels que les sidérophores qui forment des complexes stables avec des adsorbants au P (aluminium, fer et calcium) (Hamdali et al. 2008). Dans d'autres études, il a été démontré que les substances humiques retiennent bien le P biodisponible en formant un revêtement protecteur sur les sites de sorption du P (FAO 2004; Guo et al. 2019). Divers biodéchets ont été valorisés par le phospho-compostage tels que le fumier de ferme, la paille de blé, la fraction organique des déchets solides municipaux, et les déchets des huileries (Korzeniowska et al. 2013 ; Hellal et al. 2013; Atif et al. 2020).

### **3.1. Mécanisme de solubilisation du P pendant le compostage**

Les substrats organiques et certains types de matériaux phosphatés utilisés pour la production de phospho-compost contiennent du P organique qui n'est pas directement disponible pour l'assimilation des plantes en raison de son état de complexation dans la MO. Par rapport aux traitements chimiques, la bio-solubilisation est l'une des solutions d'optimisation et une approche respectueuse de l'environnement proposées par plusieurs auteurs pour transformer le P contenu dans la RP et ses dérivés en forme disponible (Hosseinpour et al. 2012; Bustamante et al. 2016; Yadav et al. 2017). Au cours du processus de phosphocompostage, la biotransformation des matières organiques et minérales s'est produite sous l'action de différents micro-organismes, en particulier les bactéries solubilisantes au phosphate (BSP), les champignons et les actinobactéries. De plus, les formes inorganiques et organiques du P sont abondantes dans les mélanges de phospho-compostage, et leur transformation en P facilement soluble se réalisent par deux mécanismes principaux qui sont la libération de composés

chélateurs et/ou dissolvants pour la solubilisation du P inorganique et la libération d'enzymes extracellulaires pour la minéralisation biochimique de P (McGill and Cole 1981). La minéralisation par réactions enzymatiques du P organique joue un rôle dynamique dans leur cycle géochimique. Il a été démontré par Biswas et Narayanasamy (2002) que le compostage de la RP avec la paille de riz améliore la mobilisation du P en augmentant l'activité de la phosphatase. L'enzyme phosphatase libérée par les BSP est la plus abondante et la plus efficace (Nannipieri et al. 2011). Selon Behera et al. (2017), cet enzyme peut acidifier le milieu ou bien le rendre alcalin. La phosphatase acide non spécifique, déphosphoryle le phospho-ester et le phospho-anhydride liés à la MO. De plus, une deuxième enzyme qui s'appelle phytase produite par les BSP peut favoriser la minéralisation du P (Richardson et Sipsen 2011; Alori et al. 2017).

D'autre part, la solubilisation du P minéral par le compostage est un phénomène complexe, qui est gravement affecté par les caractéristiques physicochimiques du compostage, telles que la température, le pH, la concentration en oxygène, l'humidité, la nature des biodéchets et la diversité des micro-organismes solubilisatrices des phosphates (MSP) (Alori et al. 2017). Le P inorganique insoluble sous la forme de phosphate tricalcique  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ , de phosphate ferrique  $\text{FePO}_4(\text{H}_2\text{O})_2$  et de phosphate d'aluminium  $\text{AlPO}_4$  (Anil et Lakshmi 2010) a été converti aux formes solubles ou orthophosphate ( $\text{H}_2\text{PO}_4$  et  $\text{HPO}_4^{2-}$ ) par les micro-organismes solubilisants du phosphate (MSP). Des études *in vitro* ont montré qu'un certain nombre de bactéries (par exemple *Serratia* sp.), des champignons (par exemple *Aspergillus niger* et *Paecilomyces fuisporus*) et d'actinobactéries (par exemple *Streptomyces thermophiles*) ont la capacité de libérer des ions ortho-phosphates depuis des composés de phosphate inorganiques peu solubles (Vassilev et Vassileva 2003; Hameeda et al. 2008; Behera et al. 2017). Les MSP utilisent une partie du P soluble pour leur transfert d'énergie, leur métabolisme, leur transport membranaire et leur production d'acides nucléiques (Raven 2015).

D'autre part, la disponibilité du P est fortement corrélée au pH, dans un pH alcalin ( $\text{pH} > 7$ ) deux phénomènes de fixation et de précipitation peuvent se produire entraînant une formation des complexes insolubles tels que Ca-P et par la suite une réduction de la disponibilité du P (Moharana et al. 2018; Bargaz et al. 2018). Par contre, dans les conditions acides ( $\text{pH} < 7$ ), le P s'associe aux ions  $\text{Al}^{2+}$  et  $\text{Fe}^{2+}$  formant des composés insolubles tels que Al-P et Fe-P (Kumari et Phogat 2008; García-Albacete et al. 2012). Pendant le compostage, il a été rapporté que les acides organiques excrétés dans le milieu extérieur ou sur la face externe de la membrane cytoplasmique par les BSP, possèdent une très grande capacité à réduire le pH (Amir et al. 2006b; Zaidi et al. 2009; Wei et al. 2017; 2018). Les acides aminés les plus couramment

produits pendant le compostage sont les acides oxalique, acétique, citrique, malique, fumarique, succinique, pyruvique, tartrique, oxaloacétique, 2-cétogluconique, lacticoxalique, propionique et butyrique (Wei et al. 2018). Ces acides peuvent persister à une concentration supérieure à  $600 \text{ mg.g}^{-1}$  pendant 60 jours provoquant l'acidification du milieu externe ce qui permet de dissoudre la RP (Vassilev et Vassileva 2003; Sharma et al. 2013; Munoo et al. 2013; Wei et al. 2018). En fait, le phospho-compostage augmente la solubilité du P inorganique aux premiers stades du processus, mais une diminution s'est produite au stade ultérieur. Yadav et al. (2017) ont signalé une augmentation significative de la teneur en P soluble après 10 jours de compostage pour différents ratios de RP dans le substrat organique puis la quantité diminue avec le temps de compostage augmente. Ceci est en accord avec les résultats trouvés par Biswas et Narayanasamy (2006), ils ont suggéré que la réduction du P soluble était probablement due à la réaction du P avec le  $\text{CaCO}_3$ . De plus, Maluf et al. (2018) ont constaté qu'il n'y a pas d'augmentation de P soluble pendant les premiers 15 jours du compostage, et ont remarqué une diminution de l'acide citrique à un taux de 50% par l'ajout de RP. Il est bien connu que la RP augmente le pH final du compost en raison de sa composition chimique et minéralogique, en particulier en raison de sa teneur élevée en minéraux calcaires (par exemple la calcite, le carbonate-fluorapatite et la dolomite) (Hamdali et al. 2008), ce qui implique une augmentation de la formation de composés Ca-P stables.

### **3.2. Les principaux facteurs affectant la solubilisation et la disponibilité du P**

#### **3.2.1. L'effet de la matière organique**

Différents déchets organiques ont été étudiés en tant que matière première principale de phospho-compostage (Tableau 1-2) comme le fumier, la pulpe de betterave, la paille de riz, la fraction organique des déchets solides municipaux, et autres déchets organiques (Kutu et al. 2019; Ayilara et al. 2020). Cependant, peu d'entre eux sont capables de favoriser la réaction de solubilisation de la RP pendant le processus de décomposition et de maintenir le P sous une forme biodisponible. En outre, les propriétés environnementales de l'écosystème où vivent les micro-organismes influencent la quantité et la qualité des acides organiques produits et l'activité enzymatique de la phosphatase alcaline et acide pendant le compostage (Bargaz et al. 2018). Certains déchets organiques caractérisés comme des ressources utiles des acides organiques de haute qualité en raison de leurs propriétés chimiques. L'acide citrique est l'acide organique le plus performant pour la solubilisation des RP pendant le compostage. Il a été produit en grande quantité en utilisant des déchets agricoles tels que la paille de riz, paille de

blé et déchets de canne à sucre ou des betteraves et aussi à partir de déchets végétaux (Ciriminna et al. 2017). Ceci est en accord avec les résultats obtenus par Biswas et Narayanasamy (2006) et Korzeniowska et al. (2013), qui ont constaté que la fraction soluble du P, la plus élevée au dernier stade du phosphocompostage, était du P soluble par l'acide citrique de l'ordre de 1,52% et 2,1% suite à une utilisation de la paille de riz et la paille de l'orge, respectivement. Moharana et al. (2016) a trouvé que la paille du riz montre une capacité élevée pour stimuler l'activité de la phosphatase acide et alcaline et pour entraîner une haute solubilisation de la RP, par rapport aux résidus organique comme la paille de blé, la tige de moutarde, le résidu du pois chiche et les feuilles d'arbre.

La dose de RP dans le mélange des déchets organiques est un autre facteur qui influence la solubilité de la RP (Maluf et al. 2018). Il a été signalé que l'augmentation de la concentration de RP par rapport à la MO aboutit à une élévation de la teneur en P soluble. Bustamante et al. (2016) a utilisé différents pourcentages de RP dans le même mélange de compostage et a constaté qu'un pourcentage de 4,6% augmentait le P soluble à 28 mg.kg<sup>-1</sup> dans le produit final au lieu de 22 mg.kg<sup>-1</sup> pour 2,3%. Cependant, Yadav et al. (2017), ont utilisé une série de concentration de RP dans le mélange de compost (de 12,5 à 87,5%) et ont constaté qu'un rapport de 25% donnait une quantité du P soluble la plus élevée, au-delà de laquelle, le P soluble a montré une diminution progressive.

**Tableau 1-2:** L'effet des substrats organique sur la solubilisation du phosphate naturel pendant le compostage.

| Principale MO                             | Echelle de l'étude | Temps de compostage (jours) | Ratio de la PR dans le mélange (%) | Mécanisme         |                      | Type du P disponible | Augmentation apparente du P disponible par rapport au stade initial (%) | Références             |
|---|--------------------|-----------------------------|------------------------------------|-------------------|----------------------|----------------------|---|------------------------|
|   |                    |                             |                                    | Acides organiques | Activité enzymatique |                      |   |                        |
| Paille de riz                             | pilote             | 120                         | 10                                 | Identifié         | Non identifié        | P soluble en eau     | 40  | Hellal et al. 2012     |
| Les déchets des huileries                 | pilote             | 150                         | 1                                  | non rapporté      |                      | P Olsen              | 41  | Barje et al. 2013      |
| Déchets verts                             | pilote             | 120                         | 4.6                                | non rapporté      |                      | P soluble en eau     | 69  | Bustamante et al. 2016 |
| Les déchets de papier + la bouse de vache | pilote             | 40                          | 4                                  | non rapporté      |                      | P soluble en eau     | 156   | Unuofin et al. 2016    |
| Paille de riz                             | pilote             | 120                         | 2                                  | Non identifié     | Identifié            | P soluble en eau     | 42.1  | Moharana et al. 2016   |
|   |                    |                             |                                    |                   |                      | P Olsen              | 89.1  |                        |
| Les déchets urbains                       | pilote             | 120                         | 5                                  | non rapporté      |                      | P soluble en eau     | 366   | Naher et al. 2018      |

### 3.2.2. L'effet des additifs

Nombreux auteurs ont étudié l'utilisation d'additifs organiques pour favoriser la solubilisation du P inorganique, ils ont démontré que surtout ceux à potentiel acidifiant s'est révélée être un agent efficace pour dissoudre le P inorganique. Une augmentation très importante de 114,76% du P soluble a été atteinte par l'ajout des margines en tant que matière acide au mélange de la fraction organique des déchets ménagers et des résidus phosphatés (Atif et al. 2020). Dans une étude de cas récemment publiée, le babeurre a montré son efficacité en tant que matériau solubilisant la RP en raison de sa propriété acide (Cicek et al. 2020), Il peut être un additif prometteur dans le compostage de la RP.

La pyrite en tant qu'additif minéral est également ajoutée en raison de sa teneur en soufre naturel qui, par son oxydation, créera de l'acide sulfurique qui augmente la dissolution du phosphate naturel (Lorion 2004). D'autres études sont allées plus loin en suggérant de combiner l'effet des additifs minéraux avec d'autres biologiques (micro-organismes) pour favoriser des

réactions chimiques secondaires conduisent à la solubilisation de la RP. Les réactions de transformation du soufre en acide sulfurique par oxydation ont été réalisées par ajout des micro-organismes oxydants de soufre comme les bactéries chimioautotrophes et en particulier des espèces de *Thiobacillus* avec une source minérale du soufre (García de la Fuente et al. 2007). Par conséquent, le produit de cette réaction est l'acide sulfurique  $H_2SO_4$  qui est avec de l'eau constituant un dissolvant idéal de la RP pendant le compostage (Bangar et al. 1989; Lassis et al. 2015).

D'autres études ont testé l'addition des inoculants, comme *Aspergillus niger*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Clostridium*, *Enterococcus* et *Lactobacillus* en tant qu'agents solubilisants du P pendant le compostage de la RP (Yadav et al. 2017; Barthod et al. 2016; 2018). Ces micro-organismes peuvent avoir d'autres fonctions comme l'assimilation de l'ammoniacque (Wakase et al. 2008) et la décomposition de la lignocellulose (Jurado et al. 2015).

D'autre part, les matériaux de compostage sont considérés comme des supports de croissance efficaces pour le développement des MSP en raison de la disponibilité des nutriments. Ces MSP peuvent survivre pendant une longue période, améliorant la disponibilité du P dans le produit final (Chang and Yang 2009; Estrada-Bonilla et al. 2017). Différents MSP, sont identifiés par de nombreux auteurs, notamment *Serratia marcescens*, *Agrobacterium*, *Bacillus*, *Enterobacter*, *Alcaligenes faecalis* et *Pseudomonas aeruginosa*. Ces MSP ont montré leur efficacité en tant qu'inoculant dans une application agronomique combinée avec du phosphocompost ou par leur propre utilisation comme biofertilisants (Hameeda et al. 2008; Chang et Yang 2009; Shahid et al. 2015; Estrada-Bonilla et al. 2017). De plus, les champignons ont montré aussi leur capacité à immobiliser le P inorganique, où *Aspergillus* est l'espèce fongique la plus utilisée dans le phospho-compostage pour sa performance à dégrader les matières lingo-cellulosiques (Hellal et al. 2012). D'autres organismes microbiens ont montré une grande capacité de solubilisation et de minéralisation du P, comme les actinobactéries qui sont largement abondantes aux derniers stades du compostage (Hamdali et al. 2008; Alori et al. 2017; Kutu et al. 2019). Ces bactéries excrètent des composés chélateurs, à savoir les sidérophores qui forment des complexes stables avec des adsorbants au P tel que  $Fe^{2+}$  (Hamdali et al. 2008). Pour les applications industrielles, les bactéries solubilisantes du P, en particulier les bactéries thermotolérantes, ont montré des performances supérieures à celles de l'inoculation des champignons (Hellal 2012; Wei et al. 2017). Estrada-Bonilla et al. (2017) ont rapporté que l'inoculation de BSP thermotolérantes comme *Pseudomonas aeruginosa* et *Bacillus* sp. a réduit les taux de formation des complexes Ca-P de 21% et a contribué par la

suite à une présence importante de la fraction labile du P dans le produit final. En outre, une autre méthode de promotion pour augmenter la bio-solubilisation du RP pendant le phospho-compostage est développée par Wei et al. (2017). Celle-ci consistait à l'inoculation combinée de BSP au stade initial avec une quantité d'inoculation plus élevée et au stade de refroidissement avec une quantité d'inoculation plus faible. Les résultats ont montré qu'à la fin du compostage, la concentration de P Olsen a augmenté de manière significative de 4,2 à 8,1 g.kg<sup>-1</sup>.

### **3.2.3. L'effet des conditions du processus de compostage**

#### **- Le rapport C/N**

Le rapport du carbone à l'azote (C/N) a une influence directe sur l'efficacité de la solubilisation du phosphate pendant le compostage. Ce rapport reflète l'état de l'activité microbienne dans un moment donné du compostage. Il diminue au cours du compostage suite à une consommation du carbone (C) par les bactéries. Selon des études statistiques dans des travaux antérieurs sur le phospho-compostage, il se trouve que le rapport C/N impacte la solubilisation de la RP avec un coefficient de corrélation qui est proche à 1 dans la majorité des cas (Hellal et al. 2012 ; Barje et al. 2013 ; Bustamante et al. 2016; Moharana et al. 2016; Naher et al. 2018; Atif et al. 2018). Ces travaux montrent aussi qu'au cours de la diminution du rapport C/N pendant le compostage le niveau du P hydrosoluble augmente suivant un modèle de régression linéaire. En fait, suivant la minéralisation du C organique, le C minéralisé se transforme en CO<sub>2</sub> entraînant la formation d'acide carbonique faible. Ceci aboutit à une dissolution de la RP rendant P plus biodisponible (Iqbal et al. 2010; Zhang et Sun 2017).

#### **- La température**

Une conséquence de l'activité microbienne est l'augmentation progressive de la température au cours du processus de phospho-compostage, qui a atteint son maximum pendant la phase thermophile (Bertoldi 2013). Selon Yadav et al. (2017), le RP pourrait être davantage solubilisé pendant cette phase, justifié par des expériences qui ont montré que la RP est plus soluble dans l'eau à 50 °C qu'à 25 °C. Cependant, en se basant sur des résultats antérieurs reportés dans le tableau 1-3, les coefficients de corrélation entre la température et le P hydrosoluble sont significativement négatifs. En fait, la phase thermophile est la phase qui a connue des faibles valeurs du P hydrosoluble. Cette contradiction, pourrait s'expliquer par un épuisement du P



soluble par l'activité microbienne intense généré au cours de cette phase en tant que source d'énergie et élément indispensable dans leur métabolisme.

### - Le pH

Le pH est l'une des propriétés importantes à suivre pendant le processus de phospho-compostage. L'effet du pH sur la solubilisation de la RP a été largement étudié dans différents travaux. Un pH acide favorise la solubilisation du P inorganique, en fonction de la nature chimique de la RP. Jusqu'au présent, la majorité des études montre une augmentation progressive du pH dès les premiers jours du processus de phospho-compostage. Ce changement de pH s'explique par la libération d'ammoniaque suite à la décomposition des amines (protéines, bases azotées, etc.), ainsi que suite à une libération de bases existantes dans les déchets organiques et dans la RP (Iqbal al. 2010; Atif et al. 2018). En revanche, Bustamante et al. (2016) ont constaté une diminution du pH dans la phase final du phospho-compostage qui peut être due à une libération retardée des acides organiques ou une nitrification accrue.

Selon des expériences réussis au niveau de la solubilisation de la RP par compostage (tableau 1-3), il s'est avéré qu'il existe un grand lien entre l'augmentation du pH et la teneur du phosphore soluble en eau (PSE) ( $R^2 = 0.99$ ). Ainsi, le pH accru du tas de compostage n'affecte pas les degrés de solubilisation de la RP et probablement la libération du P soluble se produit aux environs des microorganismes solubilisant le phosphate où le pH est acide.

**Tableau 1-3:** Modulation du changement du P soluble pendant le compostage suivant la température, C/N, et le pH.

| Température |                |                         | C/N         |                |                            | pH          |                |                           | Références             |
|-------------|----------------|-------------------------|-------------|----------------|----------------------------|-------------|----------------|---------------------------|------------------------|
| Corrélation | R <sup>2</sup> | Equation de régression  | Corrélation | R <sup>2</sup> | Equation de régression     | Corrélation | R <sup>2</sup> | Equation de régression    |                        |
| -0,73       | <0,3           | -                       | -0,61       | <0,3           | -                          | 1           | 1              | PSE = 0,8044*pH – 3,707   | Barje et al. 2013      |
| -0,66       | 0,44           | PSE = -0,12*T° + 23,518 | -0,92       | 0,84           | PSE = -0,9*C/N + 33,39     | 0,57        | 0,32           | PSE = 4,3615*pH – 11,385  | Bustamante et al. 2016 |
| -0,6        | <0,3           | -                       | -0,99       | 0,98           | PSE P = -0,0022*C/N + 0,14 | NR          | NR             | NR                        | Naher et al. 2018      |
| NR          | NR             | NR                      | -0,88       | 0,78           | PSE = -0,095*C/N + 3,2     | 0,47        | 0,22           | PSE = 0,6895*pH – 4,4028  | Moharana et al. 2016   |
| -0,49       | <0,3           | -                       | -0,56       | <0,3           | -                          | -0,96       | 0,92           | PSE = -207,45*pH + 2252,9 | Hellal et al. 2012     |
| 0,55        | 0,3            | PSE = 3,91*T° + 20,541  | -0,54       | 0,29           | PSE = -2,6427*C/N + 134,15 | 0,95        | 0,9            | PSE = 42,829*pH – 189,57  | Atif et al. 2018       |

NR : n'est pas rapporté.

#### **4. Les caractéristiques du produit final ou phosphocompost**

L'intérêt de tout produit de phosphocompostage dépend de l'évaluation de sa valeur agronomique. Peu de travaux de recherche ont été faites pour évaluer la valeur fertilisante du phosphocompost. Dans ses travaux l'effet positif de l'application du phosphocompost pour améliorer la qualité des sols dégradés a été traduit par une amélioration de l'aération, la rétention d'eau, la biodisponibilité des macro et micronutriments et la stabilité des agrégats, ce qui favorisent une bonne croissance des plantes (Amlinger et al. 2007; Iqbal et al. 2010) (Figure 1.2).

##### **4.1. La matière organique**

Les microorganismes dégradent la MO en vrac par la libération d'enzymes extracellulaires, aboutissant à la production des polyphénols, carboxyle acides aminés, et autres composés de faible poids moléculaire qui seront transformés par la suite en macromolécules de C hétérogènes et complexes appelées substances humiques (SHs) (Vishan et al. 2014; Jurado et al. 2015; Barthod et al. 2018; Kutu et al. 2019). L'introduction des SHs dans le sol via le compost peut avoir des effets bénéfiques sur la croissance des plantes en raison de leur capacité à retenir l'eau, l'absorption des nutriments et la suppression de divers phytopathogènes (Guo et al. 2019). De plus, les HSs avaient la capacité de chélateur des métaux lourds libres dans l'eau interstitielle des sols en raison de leurs groupes fonctionnels tels que les groupes carboxyliques, hydroxyliques, quinolinyles et phénoliques (Amir et al. 2010; Guo et al. 2016; Guo et al. 2019). Dans une première étude réalisée par Singh et Amberger (1990), il a été démontré que les HSs peuvent jouer un rôle vital pendant le processus de co-compostage avec matière source du P inorganique en termes de solubilisation du P par la libération de  $H^+$ . Par conséquent, les HSs peuvent fournir une force motrice à la transformation du P en une forme labile pendant le compostage en chélatant les ions  $Ca^{2+}$  (Hua et al. 2008; Ditta et Khalid 2016; Giro et al. 2016). D'autre part, il a été démontré aussi que l'utilisation d'acide humique comme biostimulant augmente la population des BSP (Mulyatni et al. 2018) et par conséquent une solubilisation du P plus élevée (Cheng et al. 2004; Urrutia et al. 2013; Wei et al. 2018). En fait, les HSs se sont révélés être un bon agent de rétention du P disponible en formant un revêtement protecteur sur les sites de sorption du phosphate du sol et ainsi permettent d'éviter les réactions de précipitation (FAO 2004; Calabi-Floody et al. 2018; Guo et al. 2019). Les composants HSs-P maintiennent le P labile disponible pendant de plus longues périodes et préviennent les pertes

de P par ruissellement aux eaux souterraines (Khan et Joergensen 2009). D'autres travaux démontrent que les acides fulviques sont les composants les plus importants des produits de compost en raison de leur contribution substantielle à la fertilité et à la production agricole et forestière (Plaza et al. 2007).

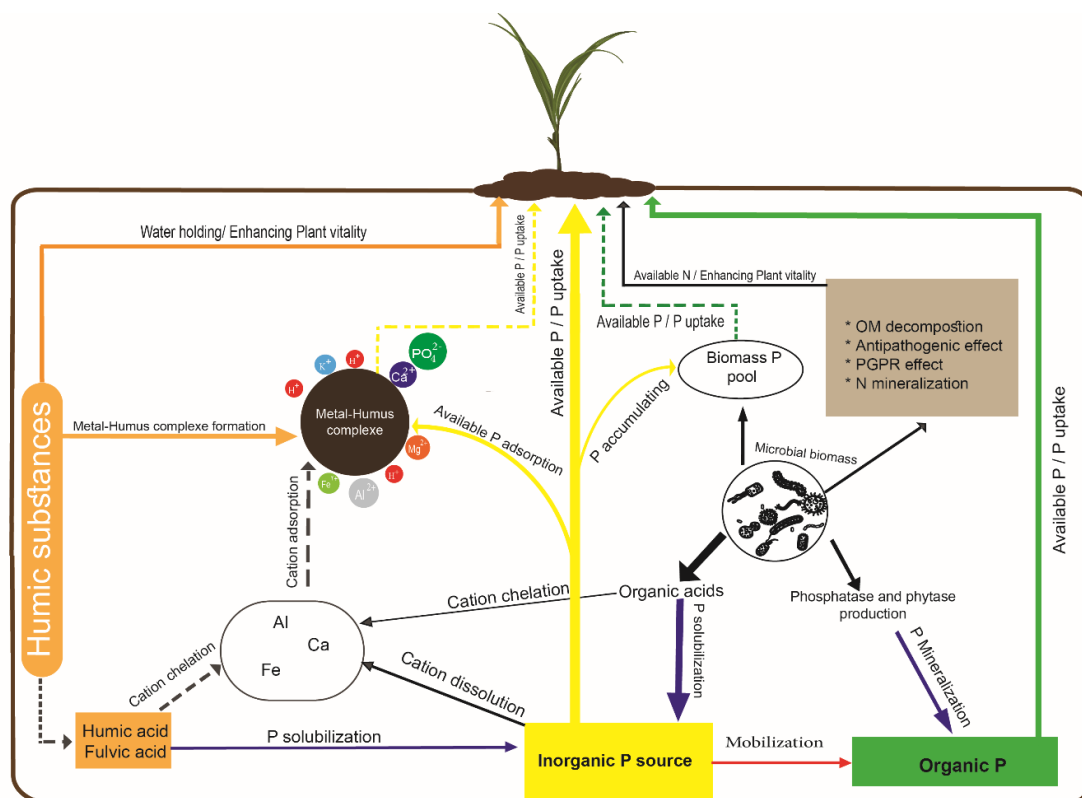
#### **4.2. La population microbienne bénéfique**

Récemment, la principale préoccupation n'est pas le nombre mais l'efficacité des souches bactériennes à fournir de multiples fonctions et supporter les facteurs de stress abiotiques tels que la température, polyphénols, l'humidité, pH acide ou alcalin extrême et aussi biotiques tels que la présence des bactéries antagonistes pendant la préparation du compost et après l'application au sol. En fait, il a été signalé que le processus de phospho-compostage stimule le développement de divers types de bactéries et de champignons, d'où la présence d'une population bénéfique de micro-organismes caractérisant le produit final du phospho-compostage. Kutu et al. (2019) ont remarqué qu'un mélange de fumier et de la RP avec un rapport de 5:5 présentait le plus grand nombre de bactéries avec un développement spécial de bactéries solubilisantes du P insoluble. En outre, le P incorporé dans la biomasse microbienne mérite plus d'attention en raison de son rôle comme réserve et source permanente de P biodisponible. Un pourcentage de 1,3% en moyenne du P total présent dans le compost a été stocké sous forme P microbienne (Biomasse P) protégée de l'adsorption ou de processus de fixation et précipitation (Khan et Joergensen 2009). La libération de cette fraction de P peut se produire principalement à un rythme lent pendant le renouvellement de la biomasse, ce qui améliore considérablement la disponibilité du P dans les systèmes sol-plante (Muhammad et al. 2007; Nair et Harris 2014). Dans le même contexte, Saito et al. (2004) ont démontré que certaines bactéries accumulent du P dans les cellules microbiennes sous forme organique, cette accumulation biologique se produit à la fin du compostage qui se caractérise par une abondance de P labile. En plus de leur biomasse en C et P, l'aptitude de ces microorganismes à produire des substances favorisent la croissance des plantes (par exemples acide indole acétique et sédirophores) exhibe l'intérêt du compost et son impact bénéfique en agriculture (Zhang et Sun 2017).

#### **4.3. La libération lente des nutriments**

La RP peut adsorber les nutriments et ainsi favoriser leur accumulation et leur conservation (Sharif et al. 2011). Par convention, le phospho-compost est considéré comme l'un des

amendements du sol à faible coût utilisé pour synchroniser la disponibilité des nutriments suite aux demandes périodiques des plantes (Zameer et al. 2010). L'effet de la libération synchronisée des éléments nutritifs est activé suivant les stimuli externes tels que la teneur en eau, le pH du sol et les mécanismes d'absorption des plantes (Lugli et al. 2019). En fait, la fertilisation du sol par du phospho-compost comme source de nutriments pour les plantes représente une pratique durable (Oyeyiola et Jai 2016). La libération lente des nutriments suite à l'application du phosphocompost dans le système sol-plante réduit les pertes du N par lessivage et/ou les émissions gazeuses, et elle permet aussi d'éviter la fixation de P dans le sol (Moharana et al. 2015). Par ailleurs, l'augmentation de C et P de la biomasse microbienne pendant le compostage entraîne une augmentation de la teneur organique en C et P dans le compost final. Cette biomasse microbienne (C et P) peut agir comme un engrais suite à sa libération lente dans le sol après la mort des microorganismes, qui peut par la suite soutenir la croissance des plantes (Rashad et al. 2010). Ensuite, différentes ressources de N ont été caractérisées comme les principales formes de N minéralisés dans le phosphocompost à savoir le N potentiellement minéralisable, N de la biomasse microbienne, N extractible et N minéral (Toselli et al. 2019). Munoo et al. (2013) ont suggéré que cette ressource contenue dans le compost joue un rôle essentiel dans la disponibilité du N pour une longue durée dans le système sol-plante.



**Figure 1.2:** Mécanisme de fonctionnement du phosphocompost après application dans le sol.

## **5. Effets de l'application du phosphocompost sur les propriétés du sol et le développement des plantes**

### **5.1. La structure et la fertilité des sols**

L'application de phospho-compost dans le sol a non seulement amélioré le rendement des plantes, mais apporte des propriétés distinctes par rapport aux autres types des engrais et des composts traditionnels sans enrichissement en P. L'application du phospho-compost dans le sol a montré une augmentation plus importante de la biomasse microbienne du sol par rapport aux engrais chimiques (Lorion 2004). Ceci est en accord avec le résultat mentionné dans la revue de Kumari et al. (2008). De plus, malgré les caractéristiques gênantes du sol tels que la fixation du P disponible et le manque de la MO, la propriété de libération lente de ce matériau améliore l'état du sol de point de vue minéral, organique et microbiologique. Plusieurs études ont révélé la valeur ajoutée du compost préparé avec des matériaux phosphatés une fois appliquée aux sols pauvres de structure sableux comme figuré dans le tableau 1-4. Contrairement aux engrais chimiques qui tendent à libérer immédiatement leurs contenus en minéraux disponibles directement après l'application. Le phosphocompost avait une tendance à l'augmentation du P-Olsen dans le sol après 30 jours d'incubation et conserver la réserve disponible de P aux stades ultérieurs de la croissance des cultures (Moharana et al. 2015). Ces auteurs ont démontré que dans les 2 à 4 semaines suivant l'application du phospho-compost, se produit la fixation d'à peu près 90% du P soluble pour former un composé formé de phosphate de Fe et Al, et/ou plus particulièrement se fixe aux cations  $Ca^{2+}$  dans les sols alcalins et calcaires.

En outre, le phosphocompost après son application peut entraîner une minéralisation nette de N significativement plus élevée de 76,26% que le compost sans RP (Iqbal et al. 2010). Cela peut être interprété par l'abaissement du rapport C/N du sol, ce qui améliore la minéralisation de la MO du sol. Cette minéralisation du N puisse être lente selon l'étude de Moharana et al. (2015), ce qui empêche le lessivage de l'excès de N minéralisé non utilisé par la plante.

**Tableau 1-4:** L'effet du phospho-composts appliqués aux différents types de sol.

| Nature du sol         | Caractéristiques du sol   | Effet positif sur le sol                        | Références              |
|-----------------------|---|---|-------------------------|
| Limons argilo-sableux | pH 7,5; P total 6,5 mg.kg <sup>-1</sup> ;<br>N total 0,06 mg.kg <sup>-1</sup> ; C/N 6,0 | Augmentation du N minéral                       | Iqbal. 2010             |
| Ultisol rouge         | pH 5,95; P disponible 3.2 mg.kg <sup>-1</sup> ; and PSE 2,3 mg.kg <sup>-1</sup>         | Augmentation du P biodisponible                 | Hellal et al. 2013      |
| Limoneux sableux      | pH 8,1; C organique 3,2 g.kg <sup>-1</sup> ;<br>P Olsen 12,4 kg.ha <sup>-1</sup>        | Libération lente du P et amélioration en N et S | Moharana et al. 2015    |
| Argilo-sableux        | pH 7,81; P disponible 3,36 mg.kg <sup>-1</sup> ; and OM 0,76%                           | augmentation d'OM et N total et P assimilable   | Khan et al. 2017        |
| Limoneux sableux      | pH 7,6; C organique 2,92 g.kg <sup>-1</sup> ; P disponible 6,5 mg.kg <sup>-1</sup>      | Amélioration du PSE, P Olsen et P microbien     | Basak and Gajbhiye 2018 |

## 5.2. La promotion de la croissance et du rendement

Les effets du phosphocompost sont influencés par la quantité et le mode d'application. Hellal et al. (2013), ont constaté que l'ajout du phospho-compost par application ponctuelle de 100 mg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>.kg<sup>-1</sup> avant le semis entraîne une absorption plus élevée de P de 5,31 mg.pot<sup>-1</sup> et une P disponible du sol de 21,0 mg.kg<sup>-1</sup> par rapport à la méthode de mélange avant le semis (Tableau 1-5). Ceci est conforme aux résultats obtenus par plusieurs auteurs qui appliquent du phosphocompost avant le semis en raison de la libération lente de nutriments dans les premiers jours de l'addition (Khan et al. 2017; Basak et Gajbhiye 2018; Ditta et al. 2018). Le phosphocompost en tant qu'apport de P doit être appliqué sur la base du P total contenu pour une meilleure caractérisation de l'efficacité d'absorption du P par les plantes. Ainsi, l'évaluation agronomique des phospho-composts a donné des résultats similaires ou meilleurs par rapport aux engrais chimiques tels que le superphosphate, le phosphate naturel et au compost traditionnel dans de nombreuses cultures en termes d'amélioration du rendement, d'augmentation de l'absorption de P et N, etc.

En effet, Basak and Gajbhiye (2018) ont déclaré que la plante de séné a enregistré l'absorption la plus élevée de P par 145,1 mg de P par plante en mélangeant du compost riche en P à raison de 40 kg.ha<sup>-1</sup> de base de P avec 142,7 mg de P par plante de diammonium phosphate (DAP). De plus, la nodulation maximale et la productivité la plus élevée du pois chiche ont été obtenues par l'ajout de 800 kg.ha<sup>-1</sup> de phosphocompost par rapport au un sol amendé avec du NPK recommandé.

**Tableau 1-5:** l'effet du taux et la méthode d'application du phosphocompost sur le rendement des cultures.

| Taux de phosphocompost dans le sol                     | Méthode d'application            | Culture de test | Paramètres mesurés   | Résultats  | Références               |
|--|----------------------------------|-----------------|--|--|--------------------------|
| 100 mg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> .kg <sup>-1</sup> | Mélangé ou pointé avant le semis | Maïs            | Numéro de feuille vivante ; hauteur de la plante; la surface de la feuille; P dans la plante; efficacité relative agronomique; et l'efficacité d'absorption du P.            | Augmenter la matière sèche, le rendement et l'absorption de P dans les plantes plus élevés que le triple superphosphate. | Hellal et al. 2013       |
|  |                                  |                 |  | L'efficacité d'absorption du P était plus élevée que RP seul.  |                          |
|  |                                  |                 |  | L'application par point a donné des valeurs plus élevées.  |                          |
| 0,11 g P.kg <sup>-1</sup>                              | Mélangé avant le semis           | Pois            | Valeurs d'efficacité de récupération de P; efficacité relative agronomique.  | 1% pour le pois meilleur que le triple superphosphate et 4,5% pour le chou meilleur que le triple superphosphate.        | Korzeniowska et al. 2013 |
|  |                                  | Chou            |  |  |                          |
| 2,5 g P.kg <sup>-1</sup>                               | -                                | -               | N et P du sol.   | Amélioration élevée de l'état minéral du sol.  | Moharana et al. 2015     |
| 1 g.kg <sup>-1</sup>                                   | Mélangé avant le semis           | Blé             | Longueur de la partie aérienne ; longueur des racines ; la biomasse de la partie aérienne; biomasse racinaire; et la teneur totale en P dans la partie aérienne des plantes. | des valeurs de paramètres de croissance et d'absorption de P plus élevées que le témoin.                                 | Yadav et al. 2017        |



## 6. Conclusion

L'étude bibliographique réalisée, nous a permis de définir la problématique, l'état de lieux de la recherche, et de déterminer les aspects relatifs à l'utilisation des additifs minéraux phosphatés. Ainsi, à partir de cette étude, nous avons pu ressortir les paramètres clés que nous devons prendre en considération pour réussir le processus de compostage.

Cette revue de la littérature résume les connaissances actuelles utiles pour surmonter le problème de la faible disponibilité du P dans de nombreuses formulations de phosphocompostage. Elle aide à identifier des ajustements efficaces aux principaux facteurs connexes. Il a été prouvé que les additifs utilisés lors de plusieurs tests de phospho-compostage ont démontré son efficacité à solubiliser le P à partir de phosphate naturel. Plus précisément, les tests les plus réussis sont ceux qui ont engendrés des matières organiques à caractère acide telles que les margines et le babeurre. Ainsi que, on peut citer les cas de combinaison d'additifs minéraux et biologiques comme les minéraux riches en soufre et les bactéries oxydantes du soufre, conduisant à la production de  $H_2SO_4$ .

D'autre part, les éléments valorisants d'un phosphocompost par rapport à d'autres engrais sont la disponibilité du P, la disponibilité des macro- et microéléments, les SHs et la biomasse microbienne formant des consortiums. Ce biofertilisant améliore non seulement les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol mais permet également l'intensification des cultures agricoles grâce à l'effet résiduel qui assure le bon rendement des cultures qui durent des années. Par conséquent, l'industrie du phosphate pourrait stimuler de nouveaux marchés en utilisant des sources de P moins chères (par exemple, phosphate naturel non traité, BP, etc.) dans la production du phosphocompost.

Les formulations de phosphocompostage qui conduisent à des produits de haute qualité et les directives d'application devraient être normalisées et traduites en une forme simple qui peut facilement être utile aux agriculteurs.

Il convient d'étudier d'autres sources de P inorganiques afin de minimiser le coût de la formulation et d'atténuer l'appauvrissement en P. Par exemple, les BP générées lors de l'enrichissement du minerai de phosphate sont l'un des matériaux prometteurs. Ces derniers pourraient être le principal matériau de production de phosphocompost en raison de sa richesse en nutriments, principalement du P avec 14% de  $P_2O_5$  et d'autres minéraux tels que l'argile qui peut soutenir le compostage (Hakkou et al. 2016). Les argiles sont des substrats électronégatifs

qui interviennent dans la formation des complexes argilo-humiques et aboutissant à la création des structures en agrégats dans les sols (Amir 2005).

Les principaux renseignements obtenus de cette revue sont :

- Il existe des lacunes dans les connaissances actuelles sur l'effet de l'ajout des matériaux riches en P dans le processus de compostage et l'effet du produit final sur la croissance des plantes.
- L'ajout de la RP a démontré un effet positif sur les paramètres de compostage (le pH, la température et le rapport C/N) et sur le produit final du compostage.
- L'utilisation de la RP et ses dérivés peuvent présenter des coûts supplémentaires de production de compost riche en P.
- Les BP n'ont jamais été étudiés comme additif minéral dans le compostage des déchets organiques (FODM et DV).



# Chapitre 2

---

## Caractérisation de la boue de phosphate et son potentiel d'être utilisée au compostage

---

*Ce chapitre est basé sur l'article :*

- **Phosphate sludge: its opportunities use as a fertilizer in deficient soils.** Soumis pour publication.

### **Auteurs:**

Ayoub Haouas <sup>a</sup>, Cherkaoui El Modafar <sup>b</sup>, Allal Douira <sup>c</sup>, Saâd Ibsouda-Koraichi <sup>d</sup>,  
Abdelkarim Filali-Maltouf <sup>e</sup>, Abdelmajid Moukhli <sup>f</sup>, Soumia Amir <sup>a</sup>

<sup>a</sup> Laboratoire Polyvalent en Recherche et Développement, Faculté Polydisciplinaire, Université Sultan Moulay Slimane, Beni Mellal, Morocco.

<sup>b</sup> Laboratoire d'Agrobiotechnologie et Bioingénierie, Faculté des Sciences et Techniques, Université Cadi Ayyad, Marrakech, Morocco.

<sup>c</sup> Laboratoire de Botanique Biotechnologie et de Protection des Plantes, Faculté des Sciences, Université Ibn Tofail, Kenitra, Morocco.

<sup>d</sup> Laboratoire de Biotechnologie Microbienne et Molécules Bioactives, Faculté des Sciences et Techniques, Université Sidi Mohamed Ben Abdellah, Fès, Morocco.

<sup>e</sup> Laboratoire de Microbiologie et Biologie Moléculaire, Faculté des Sciences, Université Mohammed V, Rabat, Morocco.

<sup>f</sup> Unité de Recherche d'Amélioration génétique des plantes, Institut national de la Recherche Agronomique, Marrakech, Morocco.



## 1. Introduction

En raison de l'augmentation simultanée de la demande en engrais phosphatés et de l'épuisement continu des réserves de phosphate, l'accent est mis aujourd'hui sur les opportunités de récupération du minerai de phosphate à partir des sources secondaires (c'est-à-dire les résidus et les gisements de minerai à faible teneur) (Karunanithi et al. 2015). Durant le processus de la valorisation des minerais de phosphate de type sédimentaire, l'apatite est la forme minérale du P, qui est généralement séparée des minéraux de gangue associés par une combinaison d'étapes de traitement successives impliquant le concassage, le criblage, le lavage et/ou la flottation (Boujlel et al. 2019). Les réserves s'épuisent et son extraction laisse de larges quantités de la BP (28 M tons métrique en 2010) qui, à force de s'accumuler, forment des digues, réduisent les terres arables et défigurent le paysage. Ces sous-produits à une granulométrie à grains fins contiennent des minéraux siliceux, des carbonates, et une grande fraction d'argiles. Ils sont caractérisés par une faible teneur en P sous forme du carbonate-fluorapatite ( $P_2O_5 = 14\%$ ). Cependant, jusqu'à présent, les BP ne sont étudiés que dans la production d'agrégats légers et de géopolymères (Loutou et al. 2013; Moukannaa et al. 2018).

Les BP seront une source d'engrais durable et disponible à moindre coût. L'épandage direct de la BP brute sans prétraitement au sol peut réduire considérablement les coûts d'élimination, et fournir à la fois une source des nutriments minéraux tels que le P et le potassium (K) pour nombreuses cultures. Cependant, l'application de la BP ne convient pas avec tous les sols et les systèmes de culture. En outre, il est nécessaire de contrôler les concentrations à introduire dans le sol d'éléments potentiellement toxiques et néfastes, comme les métaux lourds et les agents pathogènes (FAO 2009). Une caractérisation normalisée des boues est requise, tout comme le traçage des lignes directrices pour les appliquer. Jusqu'au moment, ils n'existent aucune directives pour l'utilisation sécurisée de la BP en compostage ou en agriculture.

La présente étude consiste à caractériser les BP proviennent du gisement du Basin-Ouled-Abdoune, Khouribga Maroc, tout en ayant comme objectifs : (i) l'examen de la minéralogie et les caractéristiques géochimiques de la BP étudiée, (ii) le contrôle de la phytotoxicité et de l'absence des agents pathogènes (iii) détermination de la concentration adéquate de la BP à utiliser pour produire un phosphocompost mature de haute qualité.

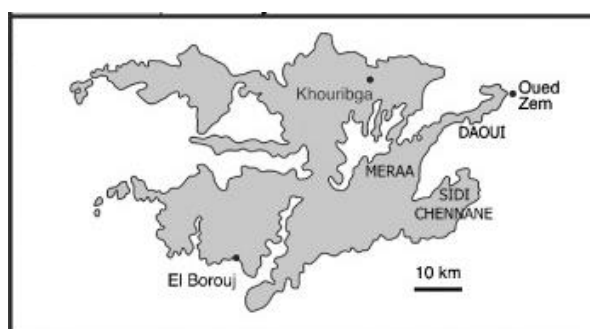
## 2. Matériels et méthodes

### 2.1. L'échantillonnage

Les BP étudiées ont été prélevés des zones d'épandage situés aux alentours des laveries MRAH LAHRACH de lavage de phosphate brute gérées par l'office chérifien du phosphate OCP-SA, de la ville de Khouribga (32 ° 44'16.2 "N; 6 ° 50'48.2" W) (Figures 2.1). Les échantillons sont prélevés des dépôts des années 1990-2000. Une quantité globale de 10 tonnes des échantillons a été prise et transportée vers l'université Sultan Moulay Slimane, Béni Mellal. Aussi, des sous-échantillons homogènes ont été pris dans des sacs zippés stériles transportés à une température +4 °C pour fin d'analyse microbiologique.



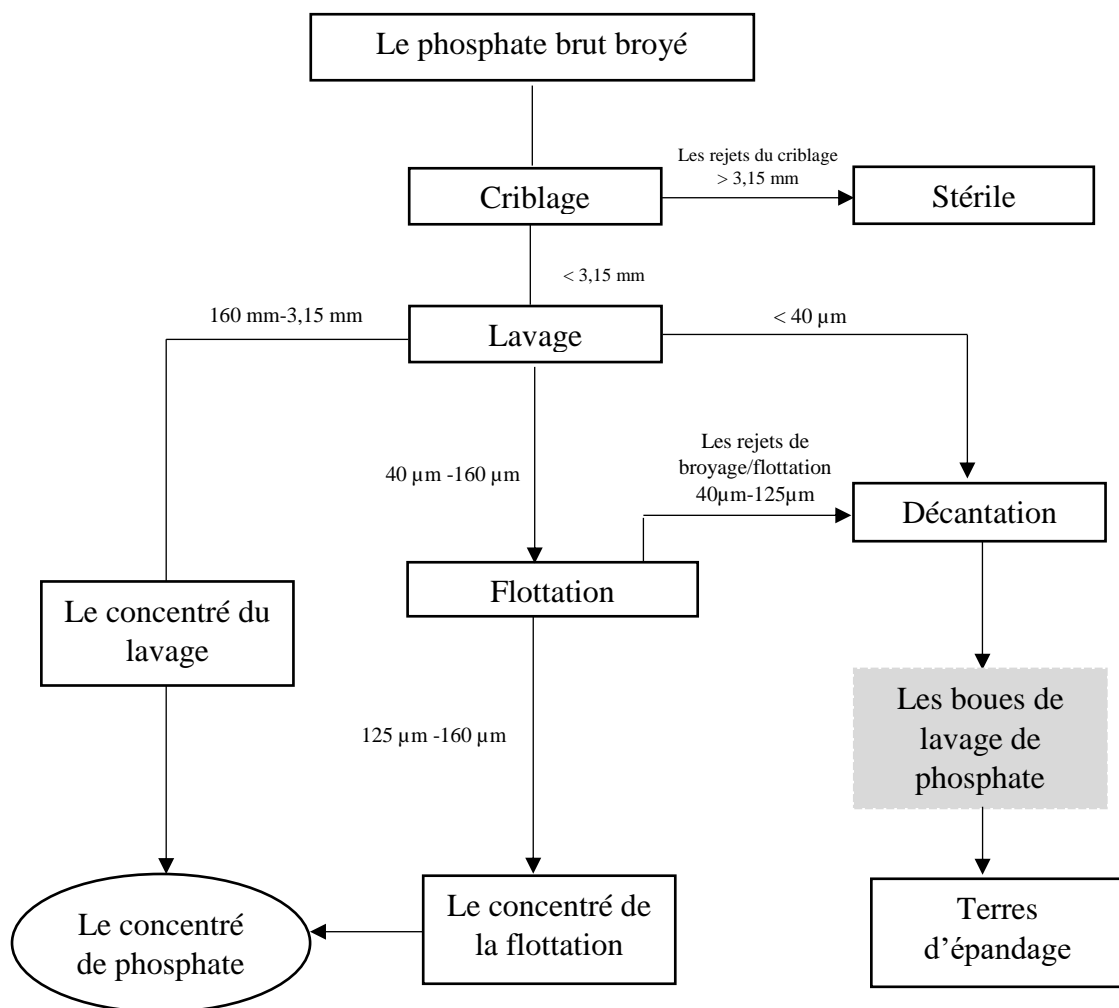
**Figure 2.1:** Echantillonnage des boues de phosphate



**Figure 2.2:** Carte géographique du gisement de phosphate du Bassin Ouled-Abdoun, Khouribga.

La trajectoire de la BP des laveries MERA-OCP commence par l'arrivée du phosphate brut de l'unité d'exploitation situé au gisement de MRAH LAHRACH du bassin Ouled Abdoun (Figure 2.2) aux usines d'enrichissement du minerai. Le phosphate est broyé et séparé des minéraux de gangue par une série d'étapes de traitement d'enrichissement, qui a commencé par un criblage passant par des tamis de 3,15 mm (Figure 2.3). La fraction supérieure à 3,15 mm

est considéré comme stérile. Les particules moins de 3,15 mm sont divisées en 3 parties pendant le lavage par deux hydrocyclones de 160  $\mu\text{m}$  et 40  $\mu\text{m}$ . La partie  $<40 \mu\text{m}$  constituent la première partie de la BP, la partie entre 3,15 mm et 160  $\mu\text{m}$  est récupéré comme concentré de phosphate. La dernière partie dont ses particules sont comprises entre 160  $\mu\text{m}$  et 40  $\mu\text{m}$ , est envoyée à un deuxième traitement par flottation. Dans cette étape les graines de phosphate dont la taille est comprise entre 125  $\mu\text{m}$  et 160  $\mu\text{m}$  sont séparées des autres minéraux de gangues constituant la deuxième partie de la BP. La BP est ensuite déposée sur les terres d'épandage aux proximités des usines d'enrichissement (Moukannaa et al. 2018).



**Figure 2.3:** La chaîne de génération des boues de phosphate lors du traitement du phosphate dans les laveries O.C.P.



## **2.2. Les analyses physicochimiques**

### **2.2.1. La température**

La température du tas a été contrôlée quotidiennement pendant le processus de compostage par l'insertion d'un thermomètre numérique à main (Ludwig Schneider 12200, Allemagne), dans différents points et à différents profondeurs dans l'andain.

### **2.2.2. L'humidité**

La mesure de l'humidité a été faite immédiatement après la prise des échantillons. Une prise d'essai de 100 g est séchée dans une étuve à 105 °C pendant 48 heures (AFNOR 2000), selon la relation suivante :

$$\text{Taux d'humidité (\%)} = 100 \times \frac{(P_f - P_s)}{P_f}$$

Sachant que : Pf = poids frais et Ps = poids sec

### **2.2.3. Le pH**

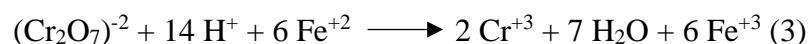
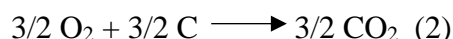
La mesure du pH a été réalisée à l'aide d'un pH-mètre numérique (PHSJ-3F) étalonné à des pH =4, pH =7, et pH =10, à 25 °C. Sur un échantillon frais du compost de 1 g est agité avec 10 ml de l'eau distillée pendant 30 min. La lecture du pH a été faite après stabilisation à une valeur fixe.

### **2.2.4. La conductivité électrique (CE)**

La conductivité électrique a été mesurée à partir d'une solution de 1 g d'échantillon agité avec 10 ml d'eau distillée, après agitation la lecture de la conductivité se fait à l'aide d'un conductimètre.

### **2.2.5. Le carbone organique total (COT)**

Le dosage du C organique total a été réalisé suivant la méthode de Walkley et Black (1934) sur un échantillon de 1 g séché à 105 °C. La méthode combine l'oxydation de la MO avec le bichromate de potassium ( $K_2Cr_2O_7$ ) (0,4 N) en milieu acide (les réactions 1 et 2). La titration en retour de l'excès de bichromate de potassium se fait par le sel de Mohr ( $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ ) (0,2 N) en présence d'un indicateur coloré diphénylamine sulfonates (la réaction 3).



Le calcul de la quantité du C organique dans l'échantillon se fait selon l'équation suivante :

$$\text{COT} = \frac{(V_0 - V) \times 0.0012}{m} \times 100$$

D'où :

m (en g) : la masse de la prise d'essai de l'échantillon.

V (en ml) : volume du sel de Mohr utilisé pour la titration de l'échantillon.

V<sub>0</sub> (en ml) : volume du sel de Mohr utilisé pour la titration du blanc.

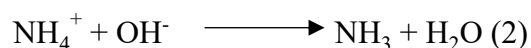
0.0012 : le rapport bichromate de potassium/C (1 ml de bichromate titre 0.0012 g de C).

En général, on admet que la teneur de MO peut être calculée à partir de la quantité du C organique à l'aide d'un facteur correctif :

$$\text{MO} (\%) = \text{COT} (\%) \times 1.72$$

### 2.2.6. L'azote total Kjeldahl (NTK)

Le taux du NTK, est mesuré après une minéralisation d'un échantillon de 1g en présence de l'acide sulfurique (98%) et du catalyseur Kjeldahl (mélange du sulfate de cuivre, sulfate de potassium et le sélénium) à une température de 400 °C pendant 4 heures (la réaction 1). Les ions ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) par distillation sont transformés en ammoniaque (NH<sub>3</sub>) par passage en milieu alcalin ajusté par une solution de NaOH concentrée (40%) (La réaction 2). Les molécules NH<sub>3</sub> récupérées dans l'acide borique (H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub>) (4%) ont été dosées par un dosage volumétrique acide/base (Tallou et al. 2020).



Le calcul de la teneur du NTK a été faite par la relation suivante :

$$\text{NTK} (\%) = \frac{\text{N} (\text{Ve} - \text{Vt}) \times 1,4}{\text{P}}$$

D'où :

- Ve : Volume de titre de l'échantillon.
- Vt : Volume de titre du témoin.
- V : Volume en ml de la prise d'essai.
- P : Poids en gramme de la prise d'essai.

### 2.2.7. Le taux des cendres

Le taux des cendres est obtenu après calcination de l'échantillon broyé et sec dans un four à moufle à 550 °C pendant 6 heures. Le calcul du taux des cendres est effectué selon la formule suivante :

$$\text{Taux de cendres (\%)} = 100 - [100 \times (\text{Ps} - \text{Pc})/\text{Ps}]$$

Sachant que : Ps = poids sec et Pc = poids calciné

### 2.2.8. Le taux de décomposition

Ce paramètre renseigne sur le taux de dégradation de la MO instable dans l'échantillon entre deux stades de processus de compostage par la biomasse bactérienne, et se calcule selon la formule suivante (Paredes et al. 2002):

$$\text{Décomposition (\%)} = 100 - 100 \times \left( \frac{C_i \times (100 - C_f)}{C_f \times (100 - C_i)} \right)$$

C<sub>0</sub> : taux de cendres initial; C<sub>f</sub> : taux de cendres final.

### 2.2.9. La spéciation du P

La procédure de fractionnement du P a été effectuée selon la méthode (Chang et Jackson 1957). Elle est basée sur le passage de l'échantillon par une série de solutions d'extractions de P avec un rapport échantillon : solution de 1:50. Pour le P soluble, l'échantillon a été traité par une solution de NH<sub>4</sub>Cl (1M), puis par NH<sub>4</sub>F (5 M à pH 7) pour le P lié à l'aluminium, et ensuite par NaOH (0,1 M) pour le P lié au fer et enfin par H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (0,5 M) pour le P lié au calcium, successivement dans cet ordre. Après chaque extraction, le surnageant a été filtré à travers un papier filtre de 0,2 µm et la concentration de P extrait est déterminée en utilisant la méthode colorimétrique. Tandis que le P organique a été dosé selon la méthode de Bray and Kurtz (1945).

### **2.2.10. La spectroscopie infrarouge**

Les spectres infrarouges à transformée de Fourier (FTIR) ont été obtenus avec un spectrophotomètre FTIR PerkinElmer 1600 en utilisant des pastilles de bromure de potassium (KBr). Ils ont été préparés par compression sous vide d'un mélange d'un échantillon séché de 2 mg à 105 °C avec 400 mg de KBr. Les spectres ont été tracés de 400 à 4000  $\text{cm}^{-1}$  à 16  $\text{nm}\cdot\text{sec}^{-1}$ .

### **2.2.11. L'analyse thermogravimétrique (ATG) et l'analyse thermique différentielle (ATD)**

L'ATG et ATD ont été effectués sur un instrument TA SDT Q600. Les analyses ont été réalisées dans des creusets en platine avec une vitesse de chauffage de 10  $^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$  de 25 à 1000  $^{\circ}\text{C}$  sous atmosphère oxydante.

### **2.2.12. La diffraction des rayons X**

Les échantillons solides préalablement séchés à 105  $^{\circ}\text{C}$  et broyés ont été analysés en utilisant un diffractomètre Philips X'Pert MPD fonctionnant avec une anticathode en cuivre ( $K\alpha$   $\frac{1}{4}$  1,5418  $\text{Å}$ ) opérant à 40 kV et 40 mA. L'analyse a été effectuée dans l'intervalle des angles 2  $\theta$  (2 $\theta$ ) entre 5 et 70 $^{\circ}$ . Le traitement des données des diffractogrammes obtenues a été réalisé à l'aide du logiciel X'Pert High Score. L'indexation des phases est basée sur la comparaison des valeurs 2 $\theta$  avec la base de données ICSD (Inorganic Crystal Structure Database). Cette analyse est réalisée au centre d'analyses à l'université Cadi Ayyad de Marrakech, Maroc.

### **2.2.13. La spectrométrie d'émission optique avec plasma à couplage inductif (ICP-OES)**

La spectrométrie d'émission optique avec plasma à couplage inductif (ICP-OES THERMO ICAP 6500 DUO) a été utilisée pour déterminer les éléments trace totaux et la fraction hydrosoluble. L'analyse a été réalisée au Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura - Servicio de Ionómica, Murcia, Espagne.

#### **2.2.14. La chromatographie ionique**

Les anions ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  et  $\text{SO}_4^{2-}$ ) ont été analysés par la chromatographie ionique avec un chromatographe liquide (Metrohm, Suisse). Cette analyse a été réalisée au Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura - Servicio de Ionómica, Murcia, Espagne.

#### **2.2.15. Fluorescence X**

Les analyses des éléments majeurs d'un échantillon sec finement broyé, ont été réalisées à l'aide d'un spectromètre à fluorescence X à dispersion d'énergie (EDXRF) de marque EPSILON à l'université Cadi Ayyad de Marrakech, Maroc.

#### **2.2.16. Le microscope électronique à balayage (MEB) couplé avec spectrométrie à énergie dispersive (EDS)**

Diverses études ont été menées afin de caractériser la transformation chimique intervenant lors du processus de compostage. Mais jusqu'à présent, très rare sont les études faites pour découvrir les changements physiques au cours du processus de dégradation. La spectroscopie à rayons X à dispersion d'énergie (EDS) est une technique émergente dans le domaine des études de pollution de l'environnement, qui est utilisée pour l'identification élémentaire et l'obtention d'informations quantitatives de la composition. Dans la présente étude, les changements structurels au cours des différentes étapes de la dégradation au cours du compostage sont étudiés par le MEB-EDS. L'échantillon de compost enrichi par BP séché au four a été finement broyé dans un mortier de silicate. Une petite partie représentative de l'échantillon du compost et aussi de la BP seule a été saupoudrée sur du ruban de carbone double face et les lectures ont été prises en utilisant un instrument TESCON VEGA-3 SEM-EDS à une tension d'accélération de 20 kV.

### **2.3. L'absence de la phytotoxicité et de la pathogénicité**

#### **2.3.1. Le test de germination**

Le test de germination a été mené pour contrôler l'absence de la phytotoxicité dans les BP à l'aide de l'indice de germination (IG), qui combine des mesures de la germination relative des graines (%) et de l'élongation relative des racines (%) dans l'extrait aqueux des échantillons à une concentration de 10%. Vingt graines de chaque espèce de tomate (*Solanum lycopersicum*) et de maïs (*Zea mays*) ont été germées dans des boîtes de pétri avec papiers filtres imbibés

d'extrait de BP et des témoins avec de l'eau distillée dans l'obscurité à température ambiante (28 °C) pendant 72 heures. L'équation suivante calcule l'indice de germination (Luo et al. 2018) :

$$GI (\%) = \frac{NG_{ext} \times E_{ext}}{NG_{ed} \times E_{ed}} \times 100$$

NG<sub>ext</sub> est le nombre de graines germées dans l'extrait d'eau de BP et NG<sub>ed</sub> dans l'eau distillée. ER<sub>ext</sub> et ER<sub>ed</sub> sont respectivement l'élongation des racines dans l'extrait aqueux de BP et dans l'eau distillée, respectivement.

### 2.3.2. Le dénombrement des pathogènes

L'échantillon de compost (10 g) a été dilué dans 90 ml d'une solution tampon (0,06 M Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>/NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>) (1/9 v/v), à pH 7,6. Une série de dilutions (10<sup>-1</sup> à 10<sup>-10</sup>) de chaque échantillon a été réalisée et inoculée aseptiquement dans des milieux de croissance sélectifs comme décrit par Atif et al. (2020) :

- La flore mésophiles cultivables indigènes totales (FMAT) ont été récupérées sur de la gélose (Biokar Diagnostics, Beauvais, France) à laquelle du cycloheximide (0,2 g litre) a été ajouté pour inhiber les champignons (Lemunier et al. 2005).
- Gélose lactosé au Tergitol, pour le dénombrement des *coliformes* (Norme marocaine 08.0.124).
- Gélose aesculine biliaire pour les *streptocoques* du groupe D (Norme marocaine 03.7.001).
- Gélose digestive de la caséine de soja pour *E. coli* (Norme marocaine 08.0.124).
- La gélose Baird Parker (BP-Agar) a été utilisée pour *Staphylococcus aureus*.
- Les anaérobies réducteurs de sulfites (Spore de *Clostridium*) ont été dénombrés sur gélose SPS (sulfite polymyxine sulfadiazine et cystéine). Avant l'inoculation, les échantillons ont été pasteurisés à 80 °C, pendant 10 min, afin d'éliminer les formes végétatives (NM 08.0.125, 2006).
- De la gélose Macconkey + Crystal violet a été utilisée pour compter les colonies incolores de *Salmonella*, puis l'incubation a été réalisée pendant 24 heures à 35 °C (WHO 2003).

Par la suite, une identification sérologique a été réalisée.

Enfin, les champignons ont été cultivés dans de l'agar Sabouraud chloramphénicol (Biokar Diagnostics, France), et l'inoculation a été réalisée en étalant l'échantillon sur la surface du milieu.

Tous les comptes microbiens ont été calculés sur la base du poids humide. En effet, l'évaluation de la concentration cellulaire dans un échantillon a été déterminée et comptée sur les boîtes de pétri de dilution connue selon l'équation ci-dessous :

$$\text{Unité formant colonie (UFC) / g de la matière fraîche (MF) = nombre de colonies} * \text{dilution} * 100$$

#### 2.4. L'essai agronomique

Le sol a été pris de la région de Béni Mellal, Maroc (x: 32.457167; y: -6.369502). Ce sol est caractérisé par une texture limon sableuse selon le système de classification des sols de la FAO (FAO, 1999). Le sol est légèrement alcalin (pH 7,97 et EC, 0,28 ms.cm<sup>-1</sup>) avec une faible teneur en P et en MO qui sont de l'ordre de 7,4 mg.kg<sup>-1</sup> et 0,2%, respectivement. L'essai a été fait sur la croissance de la plante de la tomate (*Campbell 33 Techni*) en mesurant les paramètres de la croissance. L'expérience a été réalisée en utilisant des pots contenant 2 kg de sol, mélangé au BP avec des concentrations de 0, 1, 5, 20, 10, 30, 40, 50, et 60%. Les expériences ont été réalisées en 5 répétitions pour chaque traitement dans des conditions de serre (16 heures de la période d'éclairage quotidienne à une température de 20 °C à 30 °C). Au cours de la période de la culture, les pots ont été arrosés régulièrement pour garantir que la teneur en eau était maintenue à 60% de la capacité du champ. Les plantes cultivées dans le sol amendé en différentes concentrations de la BP et le témoin (sans BP) ont été analysés 80 jours après le semis.

#### 2.3 Les essais de compostage à petite échelle

Deux mélanges de FODM et les BP ont été réalisés :

- C5% : 95% (poids frais) des FODM et 5% (poids frais) de la BP
- C20% : 80% (poids frais) des FODM et 20% (poids frais) de la BP.

Les deux essais de compostage ont été contrôlés et conduits pendant 150 jours dans les mêmes conditions de compostage, telles que l'humidité doit être maintenue à 60% et l'aération doit être réalisée par un brassage hebdomadaire.

## 2.5 Analyse statistique

Chaque analyse a été répliquée trois fois et rapportée sous forme de moyenne avec écart type. La comparaison des moyennes des paramètres de croissance des plantes a été réalisée par le test ANOVA post-hoc de Tukey. Différentes lettres minuscules (a–e) au-dessus des barres représentent des différences significatives ( $p < 0,05$ ). Tous les traitements statistiques sont effectués à l'aide du logiciel SPSS 25.0.

## 3 Résultats et discussion

### 3.3 Les caractéristiques physico-chimiques

Les résultats obtenus à partir de la caractérisation physico-chimique de la BP sont présentés dans le tableau 2-1. Le pH (8,20) était légèrement alcalin probablement en raison de la teneur élevée en Ca soluble dans l'eau (20,62 mg.L<sup>-1</sup>) (Romanos et al., 2019). La conductivité électrique était faible de l'ordre de 0,77 mS.cm<sup>-1</sup>, ce qui pourrait être principalement dû à la faible solubilité dans l'eau des minéraux BP. Ce matériau était relativement sec avec une teneur moyenne en humidité de 2,1%, constituée de 97,2% sous forme de cendres et de 0,61% sous forme de matière organique.

La composition élémentaire de l'échantillon BP était principalement composée de COT (0,38%), TKN (0,07%), P (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 20,01%), Ca (CaO = 39,72%), et silicium (SiO<sub>2</sub> = 12,21%). De plus, la teneur totale en métaux lourds présents dans la BP, comme le cuivre (Cu), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le zinc (Zn) et le plomb (Pb), est inférieure aux limites acceptées dans les pays européens pour les biosolides à utiliser dans les sols agricoles (Collivignarelli et al., 2019). Par conséquent, de nombreux éléments de la BP sont présents à de faibles concentrations ou sont indétectables sous forme hydrosoluble (Tableau 2-1). En effet, le Ca, le sodium (Na), le magnésium (Mg), le chlorure (Cl) et le potassium (K) sont les éléments les plus solubles de la BP à des concentrations de 20,62, 9,96, 5,12, 4,09 et 3,55 mg.L<sup>-1</sup>, respectivement.

La BP était caractérisée par une quantité élevée de P inorganique sous forme d'Al-P, Fe-P et Ca-P de 0,75, 1,5 et 82,60 mg.g<sup>-1</sup>, respectivement, par rapport au P soluble (Olsen P = 0,07 mg.g<sup>-1</sup>) et le P organique (0,98 mg.g<sup>-1</sup>). La faible dissolution des minéraux BP dans l'eau peut être attribuée à la forte capacité d'échange cationique (CEC) des matériaux sédimentaires dérivés du phosphate (Zhang et Sun, 2017).

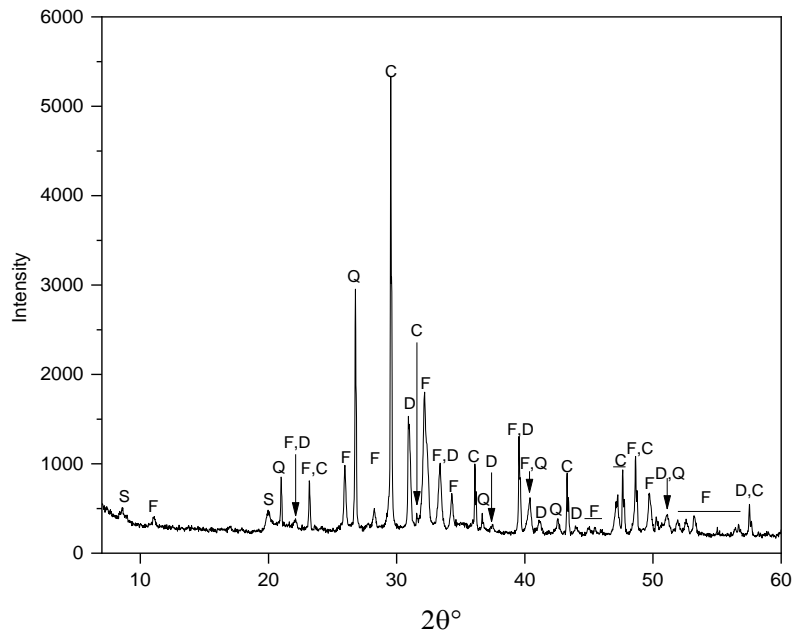


**Tableau 2-1:** Les caractéristiques physico-chimiques de la boue de phosphate.

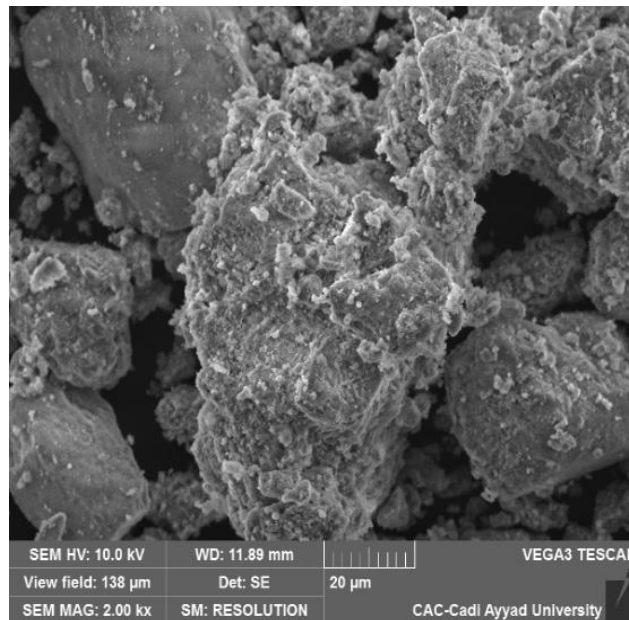
| pH  | EC<br>(mS.cm <sup>-1</sup> ) | Humidité                       | TOC                            | TNK                          | OM        | Cendres                       |                  |                               |
|---|------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|------------------------------|-----------|-------------------------------|------------------|-------------------------------|
|   |                              | %                              |                                |                              |           |                               |                  |                               |
| 8,20 ±0,3   | 0,77 ±0,03                   | 2,10 ±0,1                      | 0,38 ±0,05                     | 0,07 ±0,01                   | 0,61 ±0,2 | 97,2 ±2,8                     |                  |                               |
| <b>Les éléments majeurs (%)</b>                               |                              |                                |                                |                              |           |                               |                  |                               |
| SiO <sub>2</sub>  | TiO <sub>2</sub>             | Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> | Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> | MgO                          | CaO       | Na <sub>2</sub> O             | K <sub>2</sub> O | P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> |
| 12,21   | 0,23                         | 2,98                           | 1,18                           | 2,33                         | 39,72     | 0,66                          | 0,41             | 20,01                         |
| <b>Les éléments en traces (ppm)</b>                           |                              |                                |                                |                              |           |                               |                  |                               |
| As  | Cd                           | Co                             | Mn                             | Ni                           | Pb        | Cr                            | Zn               | Cu                            |
| 10,34   | 1,01                         | 1,50                           | 29,59                          | 7,06                         | 0,20      | 15,95                         | 30,78            | 4,54                          |
| <b>Les anions hydrosolubles détectés (mg.L<sup>-1</sup>)</b>  |                              |                                |                                |                              |           |                               |                  |                               |
| F <sup>-</sup>  | Cl <sup>-</sup>              | NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>   |                                | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> |           | SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> |                  | PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> |
| 2,607   | 4,09                         | <0,10                          |                                | 1,72                         |           | 8,34                          |                  | <0,10                         |
| <b>Fraction hydrosoluble des éléments (mg.L<sup>-1</sup>)</b> |                              |                                |                                |                              |           |                               |                  |                               |
| Mn  | B                            | Ca                             | K                              | Mg                           | Na        | Si                            | Fe               | Zn                            |
| 0,03  | 0,11                         | 20,62                          | 3,55                           | 5,12                         | 9,96      | 1,80                          | 0,04             | 0,01                          |
| <b>Spéciation du P (mg.g<sup>-1</sup>)</b>                    |                              |                                |                                |                              |           |                               |                  |                               |
| Al-P  |                              | Ca-P                           |                                | Fe-P                         |           | Olsen P                       |                  | P organique                   |
| 0,75 ±0,03  |                              | 82,60 ±2,1                     |                                | 1,50 ±0,3                    |           | 0,07 ±0,001                   |                  | 0,98 ±0,21                    |

### 3.4 La caractérisation de la structure et de la minéralogie de la BP

L'image MEB (Figure 2.5) a montré une bonne porosité de la structure de la BP, qui était de 7,01% dans la surface moyenne des pores et de 8,98±3,43 µm dans la taille des pores. De plus, l'image MEB a révélé la présence de plusieurs phases minérales, qui ont été caractérisées par DRX comme carbonate fluorapatite (50%), dolomite (24%), calcite (11%), quartz (8,5%) et smectite (6,5%) (Figure 2.4). Une grande partie de ces minéraux, comme le montre la Figure 2.5, était de petites particules (<2 µm) qui donnaient à la BP un caractère argileux. Les minéraux identifiés dans la BP étaient des microcristaux inertes, peu solubles dans l'eau et sont des sources potentielles de macro et de micronutriments (Dixon, 1992).



**Figure 2.4:** Diagrammes de la diffraction des rayons X de la BP [CaF: Carbonate fluorapatite (PDF#01-073-9695); D: Dolomite (PDF#01-073-2361); Q: Quartz (PDF # 01-074-3485); C: Calcite (PDF#01-085-1108) ; and S : smectite].



**Figure 2.5:** Image de la BP par le MEB

### 3.5 La stabilité de la BP

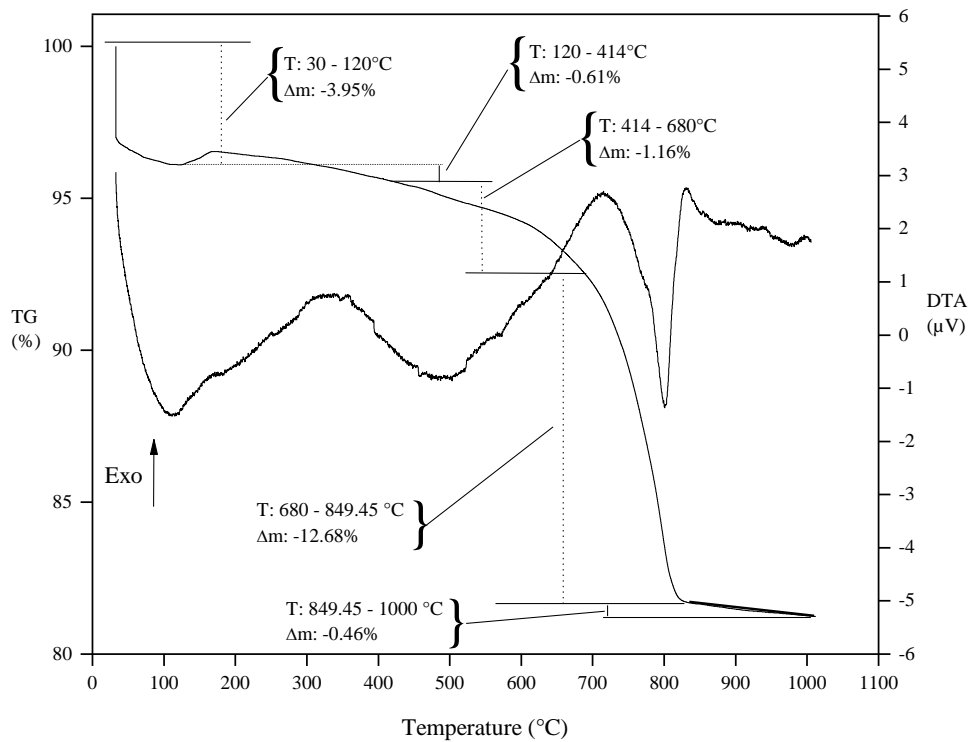
La stabilité thermique des composants de la BP est évaluée par analyse ATD, ATG et FTIR. Les événements thermiques résultants ont été présentés par la courbe de perte de poids ATG et la courbe de flux de chaleur ATD (Figure 2.6). Les spectres FTIR ont révélé la composition chimique de la BP à la fin de chaque événement thermique, en particulier à 412, 677, 832, 1000 °C (Figure 2.7). Des changements significatifs sont apparus dans l'intensité par rapport aux positions d'origine des bandes d'absorbance de la BP brute (Tableau 2-2). Les attributions sont basées sur les données de nombreuses études (Amir et al., 2010; Loutou et al., 2013).

**Tableau 2-2:** Les bandes d'absorbance principales de la BP dans les spectres FTIR et leurs attributions.

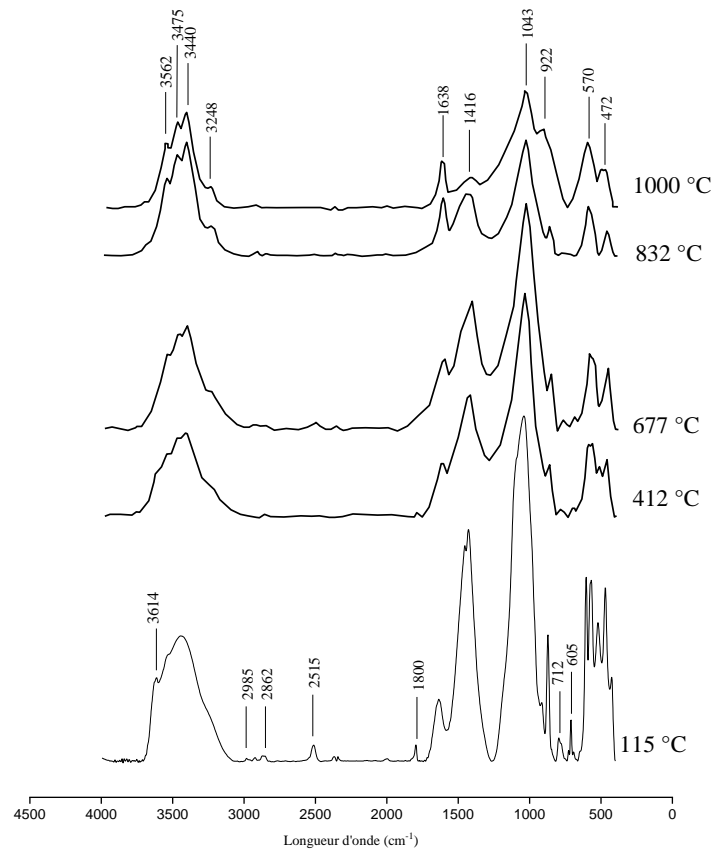
| Bandes et pics (cm <sup>-1</sup> )             | Attributions  |
|--|---|
| 922, and 570 cm <sup>-1</sup>                  | Étirement symétrique de PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> de carbonate fluorapatite.                      |
| 1416, 1043, 2515, 877 and 720 cm <sup>-1</sup> | Groupes CO <sub>2</sub> <sup>3-</sup> la dolomite, la calcite et la fluorapatite carbonate.           |
| 2985, and 2862 cm <sup>-1</sup>                | Groupes aliphatiques -CH <sub>2</sub> and -CH <sub>3</sub> .  |
| 3475, 3440, 3248, 3614 cm <sup>-1</sup>        | -OH dans les molécules d'eau et étirement hydroxyle et déformation hydroxyle de Al-Al-OH de smectite. |
| 800 cm <sup>-1</sup>                           | Vibration d'étirement symétrique Si-O-Si du quartz.   |

Les courbes ATD et ATG montrent un pic endothermique (T° =105 °C, perte du poids= 3,95%) associé à la disparition de l'absorbance à 3614 cm<sup>-1</sup> et une diminution relative à 3248, 3440 et 3475 cm<sup>-1</sup> dans le spectre FTIR de BP brut. Cela pourrait être attribué à la vibration de flexion des groupes -OH dans les molécules d'eau, ce qui indique la perte d'eau (Loutou et al., 2013). Dans la plage de température comprise entre 171,5 et 413,6 °C, les courbes ATD et ATG représentent un pic endothermique faible (T° =346 °C, perte du poids = 0,61%), qui est associé à la dégradation de la matière organique. Ainsi, les données FTIR de l'échantillon BP à 412 °C confirment la disparition des bandes correspondantes (2985 et 2862 cm<sup>-1</sup>) de la vibration symétrique et asymétrique des groupes aliphatiques CH (-CH<sub>2</sub> et -CH<sub>3</sub>) (Amir et al., 2008). Le grand pic endothermique (T° = 492 °C, perte du poids = 3,16%) se réfère à la déshydroxylation de la smectite (Hajjaji et al., 2001). Cet événement est associé à la diminution de l'intensité des bandes entre 3100 et 3700 cm<sup>-1</sup>, qui correspondent à l'étirement hydroxyle et à la déformation hydroxyle de Al-Al-OH de la smectite. De 712 °C à 1000 °C, une réaction de décomposition fortement endothermique des composés carbonates suivie d'un pic aigu à 836 °C enregistré

dans la courbe ATD accompagnée d'une perte du poids significative de 13,14% due au dégagement de  $\text{CO}_2$  (courbe ATG). Ce phénomène était caractérisé par une diminution de l'intensité des structures absorbant à 1416, 1043, 877  $\text{cm}^{-1}$  et la disparition des bandes d'absorbance à 2515 et 720  $\text{cm}^{-1}$  dans le spectre FTIR de la BP traité à 832 °C. Ces fréquences sont attribuées aux groupes  $\text{CO}_2^{3-}$  de dolomite, calcite et le carbonate de fluorapatite. Après cela, aucun changement significatif ne s'est produit dans l'échantillon de la BP et les mêmes pics d'absorbance ont été enregistrés dans le spectre FTIR à 1000 °C.



**Figure 2.6:** Analyses ATD/ATG de la BP.



**Figure 2.7:** Les spectres FTIR de la BP à différentes températures.

Ces résultats confirment la caractérisation DRX de la composition minéralogique de la BP (dolomite, calcite, quartz, smectite et carbonate fluorapatite) et révèlent la structure chimique de la matière organique de la BP. La structure chimique aliphatique de la matière organique considérée comme une source d'énergie facilement disponible pour les microorganismes du sol (Amir et al., 2004).

### 3.6 L'évaluation de l'absence de la phytotoxicité et la pathogénicité de la BP

Afin d'éviter les risques potentiels pour la santé liés aux agents pathogènes, un dénombrement des organismes pathogènes a été effectué. Les *coliformes fécaux*, les FMAT, champignons totaux, *Escherichia coli*, *Streptocoques fécaux*, Spores de *Clostridium*, *Salmonella*, *Staphylococcus aureus* ont été classés comme des bactéries indicatrices de la pathogénicité des substrats destinés à l'usage agricole. En absence des législations nationales pour ce type de substrat, les données sont comparées aux standards définis pour les matières et engrais à destination usage agricole. Les résultats obtenus (Tableau 2-3) indiquent que les niveaux de

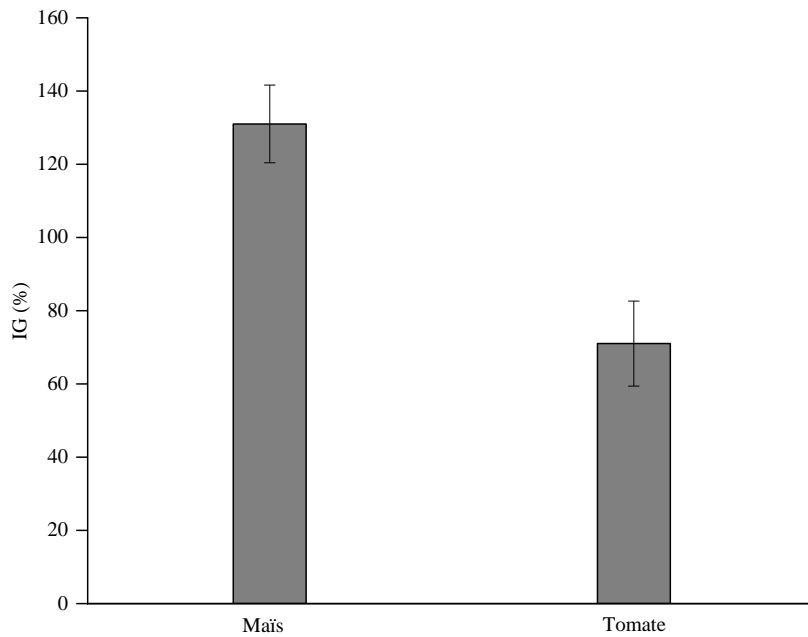
pathogènes dans les BP générées après le traitement du minerai du phosphate, sont inférieurs aux limites fixées par la plupart des pays européennes pour les amendements et les engrais en biosolides (Collivignarelli et al. 2019). En outre, dans le cas où cette BP sera introduite pour la préparation des composts, ce prétraitement présente l'avantage avec les grandes températures atteintes pendant la phase thermophile d'assurer une quasi-suppression des agents pathogènes (Atif et al. 2020).

**Tableau 2-3:** Dénombrement des agents pathogènes dans les BP.

| Micro-organisme<br>(CFU/g MF) | FMAT<br>( $\times 10^2$ ) | Champignons totaux<br>( $\times 10^2$ ) | <i>Coliformes fécaux</i><br>( $\times 10^2$ ) | <i>E-Coli</i><br>( $\times 10^3$ ) | <i>Streptocoques fécaux</i><br>( $\times 10^2$ ) | <i>Staphylococcus aureus</i> | Spores de <i>clostridium</i> | <i>Salmonella</i> |
|-------------------------------|---------------------------|---|---|------------------------------------|--|------------------------------|------------------------------|-------------------|
| BP                            | 0,12                      | 0,26                                    | 0,12  | 6,2                                | 0,03   | 0                            | 0                            | 0                 |

MF : Matière fraîche.

Les résultats du test de germination réalisé avec des graines de tomates et de maïs germées dans un extrait de la BP sont présentés dans la Figure 2.8. Plusieurs auteurs ont rapporté qu'un IG supérieur à 50% était un bon indicateur d'échantillons non phytotoxiques (Levy et Taylor, 2003; Atif et al., 2020; Tallou et al., 2020). Les principaux facteurs menant à l'inhibition de la germination des graines étaient l'excès d'ions, les concentrations élevées de certains métaux lourds (par exemple l'arsenic (As), Pb, Cd, Cr) et des composés organiques toxiques (par exemple les polyphénols, les acides organiques, etc.), et la salinité élevée (Martínez-Ballesta et al., 2020). Aucun effet phytotoxique n'a été présenté par l'extrait de BP sur les graines de maïs et de tomate car leurs valeurs IG dépassaient 50%. Cette capacité de la BP à faire germer des graines de maïs et de tomate était due à l'absence de facteurs phytotoxiques et à la présence de nutriments disponibles (Martínez-Ballesta et al., 2020). Il a été rapporté que de nombreux nutriments trouvés dans la BP amélioraient la germination des graines de nombreuses cultures, notamment: le P et N sous forme de macronutriments et le molybdène (Mo), le bore (B), le manganèse (Mn), le Zn comme micronutriments (Imran et al., 2017; Rehman et al., 2018).



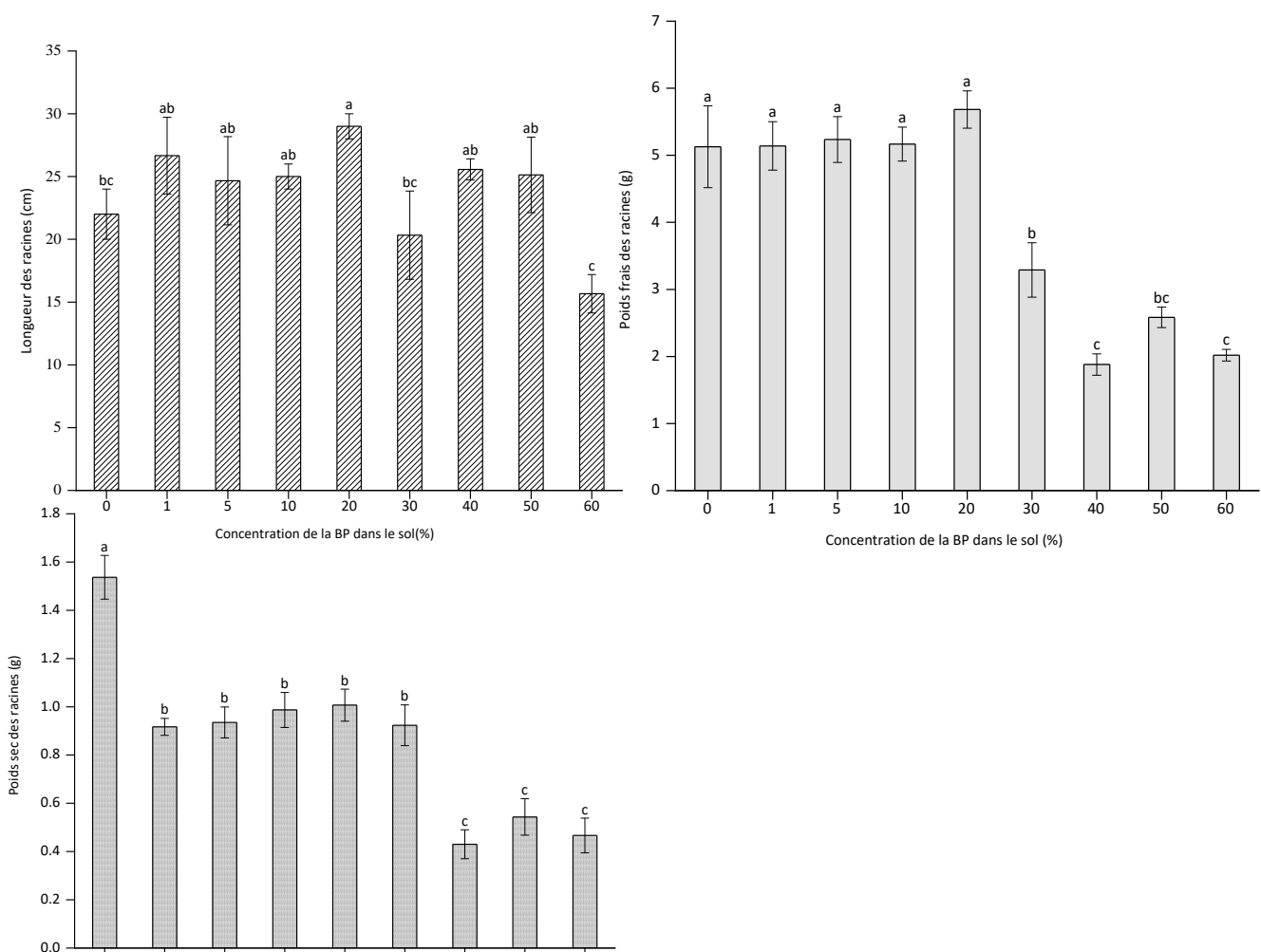
**Figure 2.8:** L'indice de germination des graines de la tomate et du maïs dans l'extrait aqueux de la BP.

Les plantes cultivées dans les traitements et les témoins ont survécu et aucune mort de plante n'a été observée. La figure 2.9 indique l'apparence de plantes sélectionnées au hasard (une plante de chaque traitement et témoin). L'effet de la BP sur la croissance des plantes a été évalué en comparant les données obtenues après la mesure des paramètres de croissance (longueur des racines, poids des racines sèches et fraîches, hauteur des pousses, poids des pousses sèches et fraîches et nombre de feuilles vivantes) et les résultats ont été présentés à les figures 2.10 et 2.11.



**Figure 2.9:** Aspect des plantes de tomates après 80 jours de la croissance dans un sol amendé avec différentes concentrations de BP.

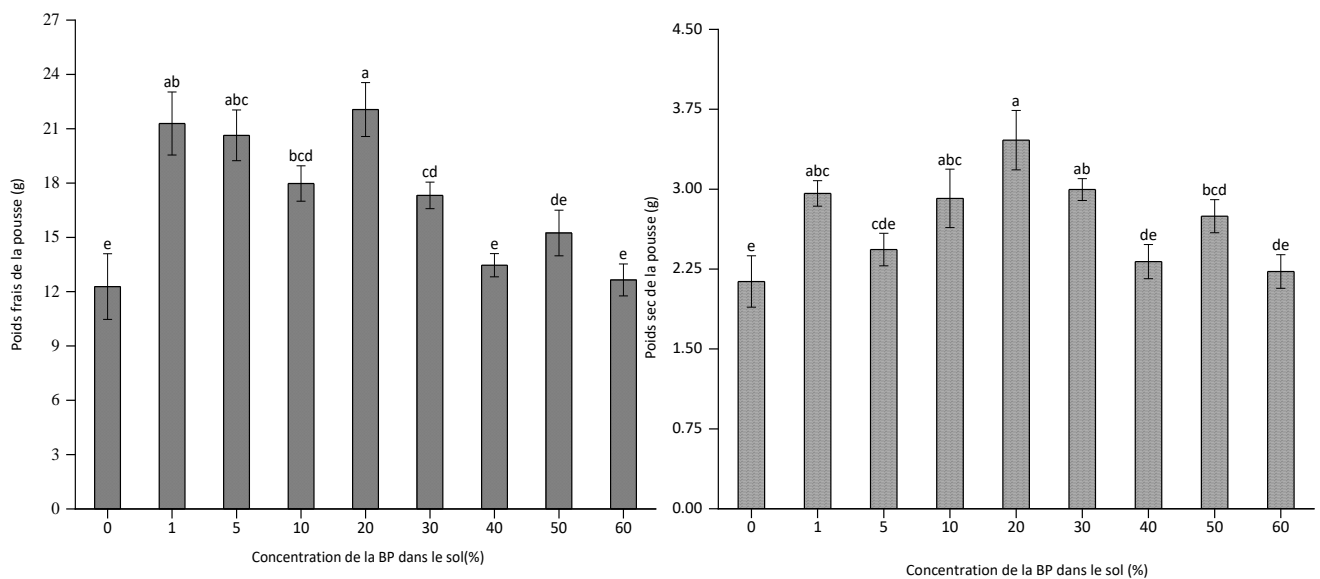
Les résultats relatifs à la partie racinaire (Figure 2.10) ont montré que les plantes cultivées dans le sol amendé avec 20% de la BP avaient une longueur de racine plus élevée (29 cm) que les autres traitements et témoins. Cependant, il n'y avait pas de différence significative dans les valeurs de longueur des racines (de 26,7 à 29 cm) entre les plantes développées dans 1, 10, 20, 40 et 50% des traitements de la BP. La concentration de 60% de la BP dans un sol déficitaire a enregistré la valeur la plus basse de 15,7 cm. L'application de la BP au sol pourrait améliorer le poids frais des racines. En fait, la figure 2-10 montre une légère augmentation du poids frais des racines allant de 5,14 à 5,68 g dans les traitements préparés avec 1, 5, 10 et 20% de la BP, par rapport au témoin (0% de de la BP). Pour le poids sec des racines, les plants témoins ont montré une valeur maximale de 1,54 g avec une différence significative ( $p < 0,05$ ) dans les traitements. Tandis que, des concentrations élevées de la BP de 40, 50 et 60% ont enregistré le poids le plus faible de la biomasse racinaire (poids frais et sec) des plants de tomates.

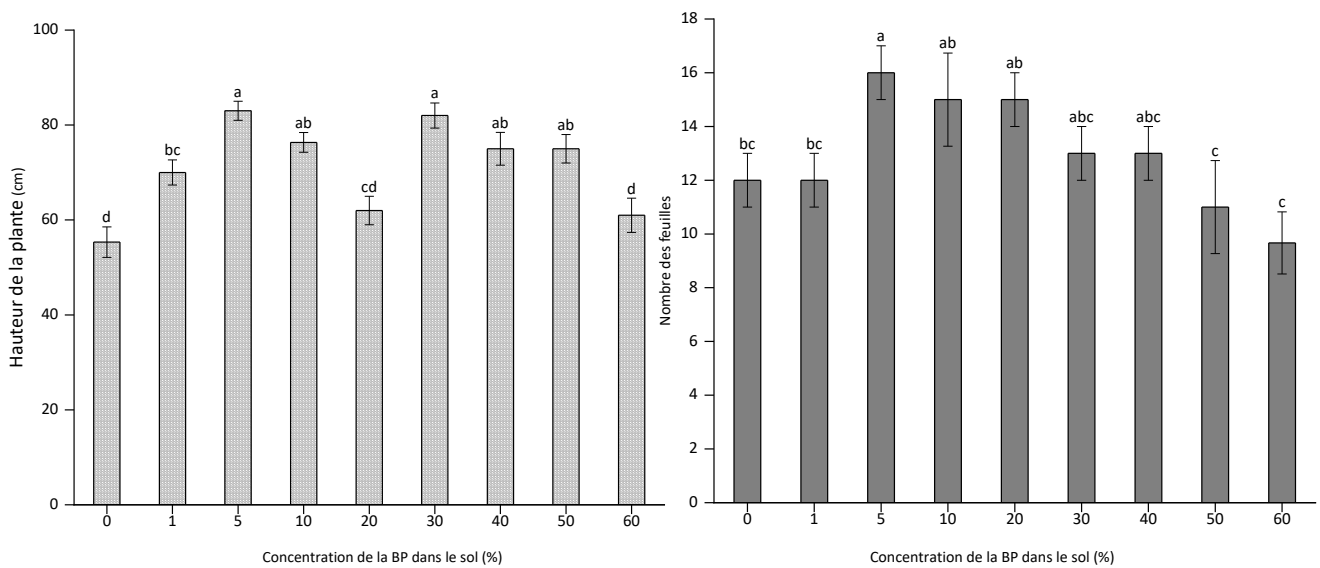


**Figure 2.10:** Longueur, poids frais et poids sec de la partie racinaire après 80 jours des plantes de tomates cultivées dans un sol déficitaire amendé avec différentes concentrations de la BP.



Les résultats relatifs à la partie aérienne (Figure 2.11) montrent que l'ajout de la BP au sol sableux a augmenté le poids frais, le poids sec et la hauteur des pousses. Les plantes à des concentrations de 1, 5, 10, 20 et 30% avaient le poids frais de pousses le plus élevé entre 17,32 et 22,06 g. L'application de la BP à 20% a significativement augmenté ( $p < 0,05$ ) la biomasse des pousses par rapport aux autres concentrations de la BP. Alors que les plantes témoins ont montré les valeurs les plus faibles de 12,28 g et 2,13 g en poids frais et sec, respectivement. De plus, un effet significatif de l'amendement en BP a été observé sur la hauteur de la plante et le nombre de feuilles vivantes. Dans les traitements de 1, 5, 10, 30, 40 et 50%, les valeurs les plus élevées de hauteur de pousse ont fluctué entre 83 et 70 cm. En cas de témoin avec seulement du sol, la valeur de la hauteur des pousses était de 55,3 cm. Des concentrations de 5 à 40% de la BP ajouté au sol déficitaire ont augmenté le nombre de feuilles de plants de tomates (variant de 13 à 16) par rapport au témoin (12 feuilles). Alors que, le plus petit nombre de feuilles a été enregistré dans les plantes cultivées dans le sol amendé avec 50 et 60% de la BP.





**Figure 2.11:** Hauteur, poids frais, poids sec et nombre de feuilles vivantes de la partie aérienne après 80 jours de plantes de tomates cultivées dans un sol déficitaire amendé avec différentes concentrations de la BP.

La BP à une concentration de 20% améliorerait significativement l'allongement des racines, le poids frais des pousses et le poids sec des pousses et une concentration de 5% induisait une hauteur de pousse et un nombre de feuilles vivantes plus élevés par rapport au témoin. En revanche, des concentrations allant de 40% de la BP (40, 50 et 60%) ont montré un mauvais développement de la plante et une biomasse racinaire réduite par rapport au témoin. L'amélioration de la croissance des plantes en présence d'amendements en BP pourrait être due à l'amélioration des propriétés agronomiques du sol conduisant à une augmentation de la disponibilité en eau et en nutriments (Belay et al., 2020). Les minéraux argileux de la BP peuvent améliorer aussi les propriétés chimiques et physiques des sols sableux, rendant l'eau facilement disponible pour les racines des plantes, ce qui conduit au développement de racines fortes, ainsi que de pousses hautes et saines (Kayama et al., 2016). En fait, il a été démontré que l'ajout d'argile au sol sableux augmentait significativement 2,5 fois le rendement du maïs (*Gold dent KD 777*) et du concombre (*Shin toki wa*) et aussi de 12,8% de la courge (*Cucurbita Pepo*) par rapport au témoin (Ismail et Ozawa, 2007; Al-Omran et al., 2005).

Les résultats des paramètres de croissance (Figures 2.10 et 2.11), révèlent que les plantes témoins étaient moins développées par rapport aux traitements en BP notamment à 20% et 5%. Cela pourrait être attribué à la pénurie d'eau du sol sableux utilisé. Il a été constaté que le déficit

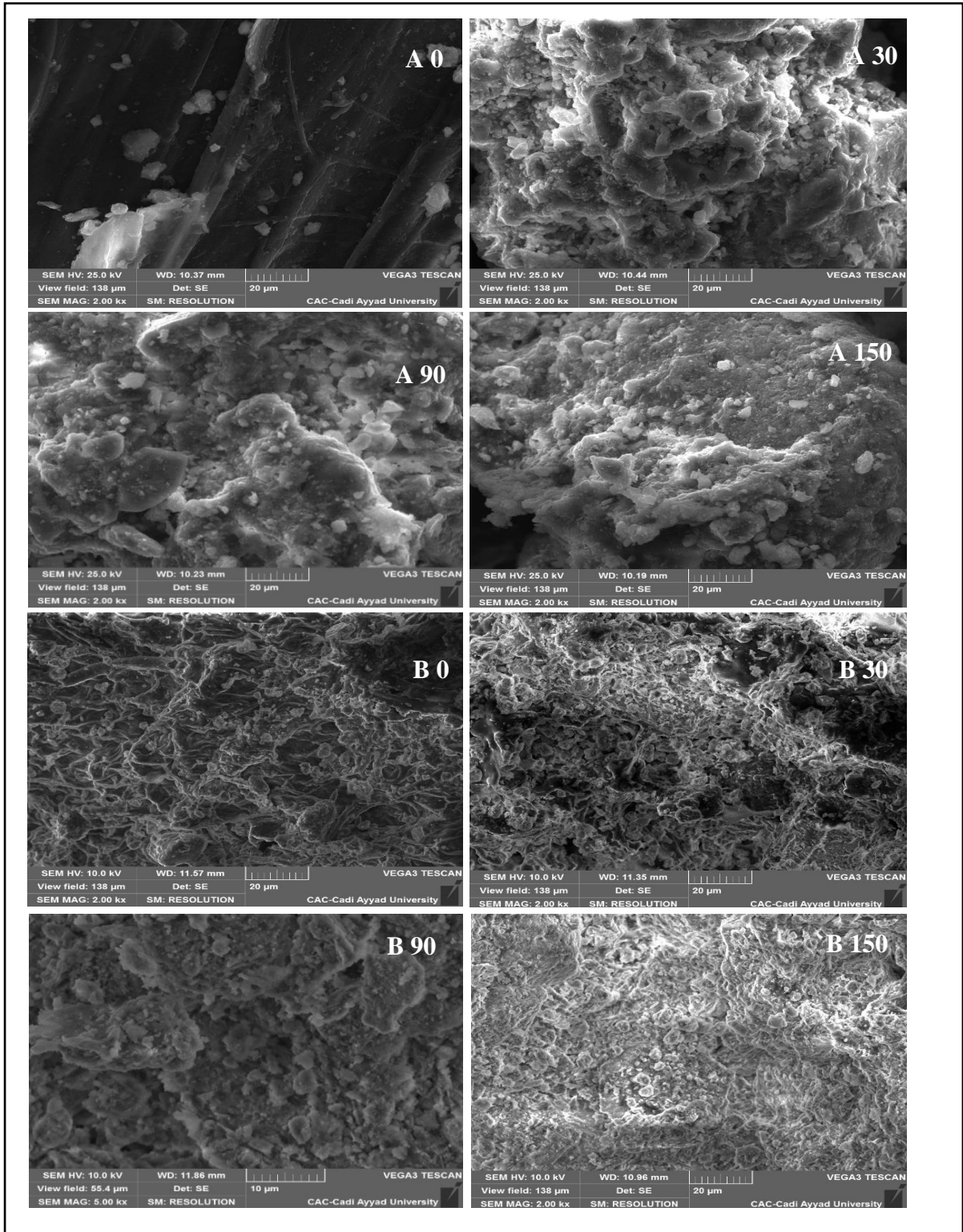
hydrique pour le mécanisme d'absorption par les plantes avait un impact important sur de nombreux cultivars, y compris les plants de tomates (Ximénez-Embún et al., 2018). En fait, il a été signalé que l'application de matériaux riches en argile dans le sol sableux augmentait le rendement des cultures en raison de l'amélioration de la capacité de rétention d'eau (Ismail et Ozawa, 2007). Cependant, l'incorporation d'une grande quantité de matériaux riches en argile peut avoir un effet négatif sur la croissance des plantes, comme indiqué dans cette étude, lorsque la concentration de la BP dépassait 40% surtout 60%. L'excès de fraction d'argile dans le sol peut entraîner plusieurs effets néfastes lors de l'irrigation, comme l'engorgement, qui conduit à l'asphyxie des racines et la réduction de l'activité respiratoire des microorganismes du sol (Gil et al., 2011). Comme indiqué dans cette étude, l'argile smectite était la fraction principale des minéraux argileux de la BP qui, en raison de ses propriétés physiques telles que la taille des particules fines, la surface élevée et l'espacement variable des couches intermédiaires, pourraient être le principal responsable de l'effet négatif de l'argile sur la croissance des plantes à 60% en BP (Dixon, 1991). D'autre part, le manque de nutriments et de l'eau dans le sol incite les plantes à développer des racines profondes et fortes à la recherche de poches d'eau et de nutriments avec des pousses courtes et faibles, comme indiqué dans cette étude pour les plantes cultivées uniquement dans un sol sableux (témoin) (Hermans et al., 2006).

### **3.7 Les essais de compostage expérimentales en utilisant les BP**

Après avoir déterminé la composition de la BP et sa performance agronomique, des petits essais préliminaires de compostage des mélanges de la FODM, ont été réalisés en examinant deux proportions de la BP (5% et 20%) dans les mélanges. Ces essais ont été réalisés pour déterminer le pourcentage le plus adéquat et plus bénéfique de la BP à ajouter dans le compostage des déchets organique.

Lors du compostage, la décomposition de la MO est soumise à une activité microbienne. Les images MEB des changements physiques survenant au cours des différentes étapes de la dégradation microbienne des deux mélanges C5% et C20% sont illustrées dans la figure 2.9. À partir des images obtenues du MEB, la surface lisse et continue des substrats signifie que les substrats de déchets organiques sont formés de longues chaînes de carbone (Figure 2.9: A0, B0). Au 30<sup>ème</sup> jour du processus de compostage, de petites cavités sont créées à la surface du matériau solide (Figure 2.9: A30, B30). La taille des cavités augmente encore vers le 90<sup>ème</sup> jour

et la surface du matériau solide dense commence à devenir poreuse (Figure 2.9: A90, B90). La surface poreuse commence à se briser en portions plus petites et la taille du matériau solide continue à diminuer vers l'étape finale (150<sup>ème</sup> jour) du compostage (Figure 2.9: A150, B150). La porosité est un facteur important car la capacité de rétention d'eau du compost dépend de sa porosité. Une différence entre les deux mélanges réside dans la minéralisation de la matière organique, qui peut être observée en comparant les images MEB de la phase finale (150 jours). En effet, les zones claires indiquent la matière minérale et les zones sombres font référence à la MO. Le compost préparé avec une concentration de 20% en BP comporte des zones claires que le compost à 5% en BP. Cela est dû à l'effet de la composition de la BP qui aboutit à une minéralisation bien poussée en concentration de 20% plus que dans la concentration 5%.

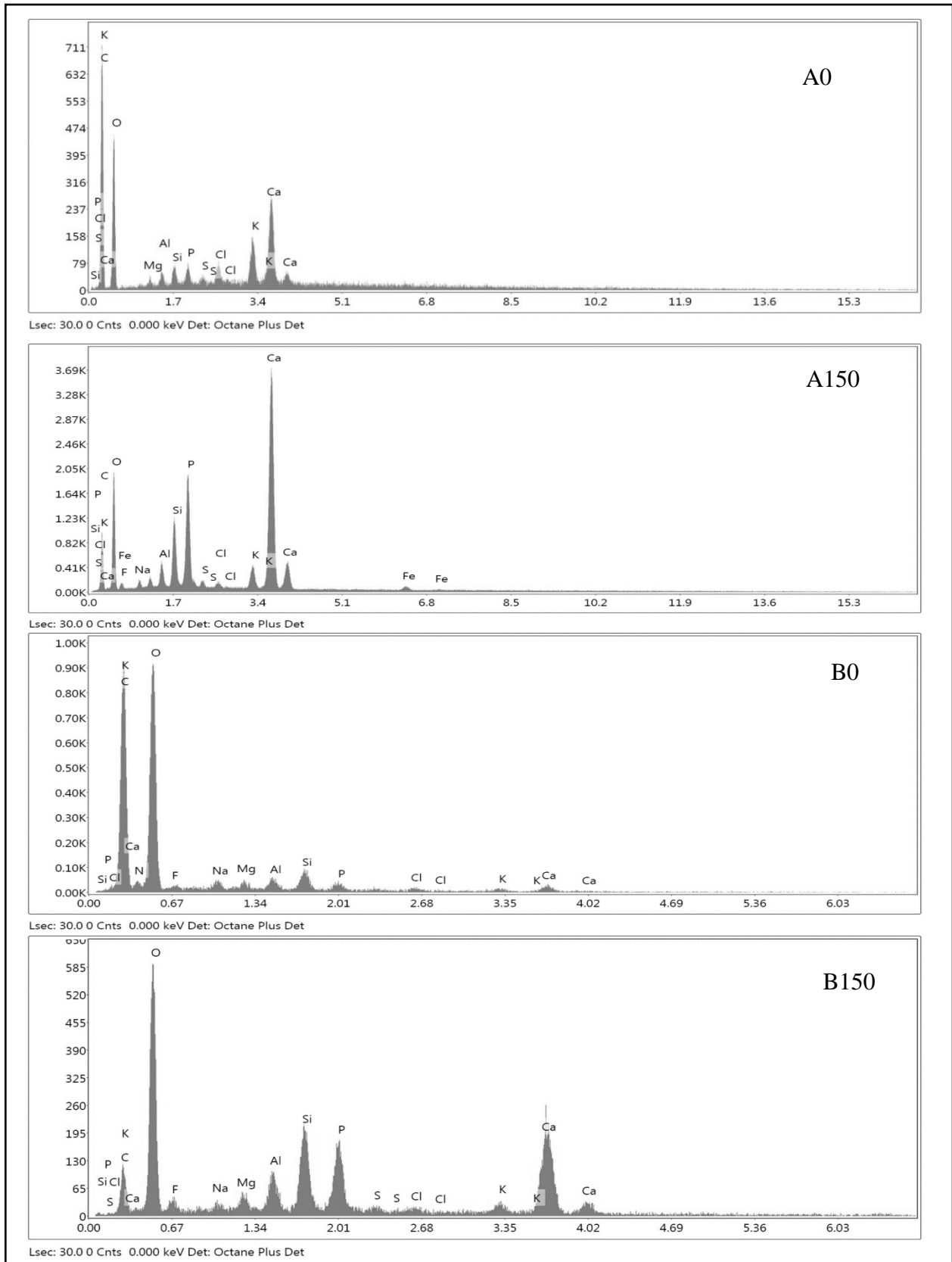


**Figure 2.12:** Micrographies par le MEB des échantillons des essais de compostages à 5% en BP (A0 ; A30 ; A90 ; A150) et à 20% en BP (B0 ; B30 ; B90 ; B150) aux différentes étapes du processus de compostage (0, 30<sup>ème</sup>, 90<sup>ème</sup>, et 150<sup>ème</sup> jour).

La FODM est constituée généralement que de matières organiques, qui sont compostables. Étant donné que la décomposition de la matière organique se déroule selon un processus aérobie, la concentration de carbone et d'oxygène est relativement plus élevée que celle des autres éléments. La composition en pourcentage de quelques éléments comme C, O, Mg, P, Al, Si et Ca est analysée à l'aide d'un spectromètre à dispersion d'énergie (EDS) (Figure 2.10).

La teneur en ces éléments dans la phase initiale et finale du compostage est répertoriée dans le tableau 2-4. Le pourcentage en C et en O a diminué au cours du processus de compostage aérobie, ce qui confirme la bonne décomposition microbienne de la MO en présence de l'oxygène atmosphérique. Une teneur totale en C de 18,2% et 5,2% a été observée dans l'échantillon du compost enrichi par 5% et 20% en BP, respectivement, lors de l'analyse par EDS. Alors que, le pourcentage par la méthode de Walkley et Black (1934) est calculé de 15% et 5,2%, pour les composts enrichis par 5% et 20% en BP, respectivement. Cela indique que le carbone existe, à la fois sous des formes organiques (les substances humiques), et sous des formes inorganiques comme les carbonates et les bicarbonates à cause de la présence de la BP. L'oxygène joue un rôle important dans le processus de compostage aérobie et le manque de cet élément peut conduire à la croissance de microorganismes anaérobies, qui génère des polluants atmosphériques comme le méthane, les mercaptans, etc.

Lors du processus du compostage, le contenu en P dans les deux mélanges a augmenté de 0,4% à 6,8% dans le compost enrichi de 5% en BP (C5%) et de 1,3% à 8,4% dans le compost enrichi de 20% en BP (C20%). Cela peut être expliqué par l'effet de la concentration suite à la dégradation de la MO et émergence importante de la BP au sein du mélange.



**Figure 2.13:** Spectres d'analyse des échantillons des phosphocomposts (C5% (A) et C20% (B)) par EDS aux différentes étapes du processus de compostage (la phase initiale (A0 et B0) et la phase finale (A150 et B150)).

**Tableau 2-4:** Résultats de l'analyse EDS des échantillons de phosphocomposts (C5% et C20%).

| Éléments         | Poids% |      |      |      | Atomique% |      |      |      | Intensité nette |        |       |       | Erreur% |      |      |      |
|------------------|--------|------|------|------|-----------|------|------|------|-----------------|--------|-------|-------|---------|------|------|------|
|                  | A0     | A150 | B0   | B150 | A 0       | A150 | B0   | B150 | A0              | A150   | B0    | B150  | A0      | A150 | B0   | B150 |
| <b>Carbone</b>   | 44     | 18,2 | 37,9 | 5,2  | 53,9      | 28   | 46,9 | 9,9  | 232,6           | 244,5  | 304,4 | 25,7  | 7,4     | 10,1 | 7,4  | 14,5 |
| <b>Oxygène</b>   | 45,8   | 42,8 | 44,7 | 37   | 42,1      | 49,4 | 41,6 | 52,2 | 161,5           | 734,5  | 339,2 | 215,2 | 11,1    | 10,1 | 8,6  | 10,1 |
| <b>Magnésium</b> | 0      | 0    | 0,7  | 0,7  | 0         | 0    | 0,4  | 0,7  | 0,6             | 0,6    | 10,5  | 10,8  | 100     | 100  | 24,3 | 26,8 |
| <b>Phosphore</b> | 0,4    | 6,8  | 1,3  | 8,4  | 0,2       | 4,1  | 0,6  | 6,1  | 13,3            | 1064,9 | 14    | 89,4  | 31,8    | 4,3  | 19,1 | 7,9  |
| <b>Aluminium</b> | 0,1    | 1,4  | 1,3  | 2,7  | 0,1       | 0,9  | 0,7  | 2,3  | 4,1             | 176,6  | 18,9  | 38,8  | 69,7    | 8,8  | 14,8 | 10,2 |
| <b>Silicium</b>  | 0,3    | 3,5  | 2,8  | 7,4  | 0,2       | 2,3  | 1,5  | 6    | 12              | 571    | 37,9  | 101,9 | 34,2    | 5,7  | 9,2  | 6,7  |
| <b>Calcium</b>   | 6,2    | 18,9 | 3,1  | 33,2 | 2,3       | 8,7  | 1,1  | 18,7 | 180,1           | 2579,8 | 13,4  | 145,7 | 4,3     | 1,7  | 18,4 | 5,6  |

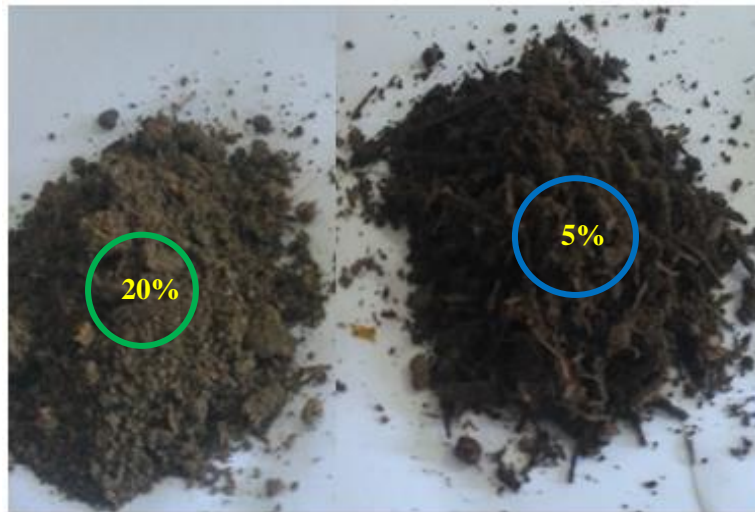
Les caractéristiques physico-chimiques de ces composts (C5% et C20%) confirment les résultats obtenus par l'analyse MEB-EDS, en justifiant leur maturité et leur aptitude non phytotoxiques (Tableau 2-5). Cependant, le C20% de la BP avait un pH légèrement alcalin et une CE idéale pour un compost mature en comparaison avec C5%. La teneur en éléments nutritifs tels que P, Ca, et Mg est plus importante dans C20% que dans C5%. Ainsi qu'un pourcentage de 20% permettra de valoriser une grande quantité des boues dans le compostage sans aucun effet négatif jusqu'à cette dose.

**Tableau 2-5:** Caractéristiques physico-chimiques des produits finaux des petits essais de compostage.

| Paramètres                       | C5%        | C20%       |
|----------------------------------|------------|------------|
| <b>Température maximale (°C)</b> | 58,00      | 57,00      |
| <b>Humidité (%)</b>              | 28,8 ±2,6  | 23,2 ±0,7  |
| <b>pH</b>                        | 9,6 ±0,09  | 8,4 ±0,06  |
| <b>CE (ms/cm)</b>                | 4,4 ±0,31  | 2,3 ±0,07  |
| <b>COT (%)</b>                   | 15 ±1,0    | 5,2 ±0,6   |
| <b>NTK (%)</b>                   | 0,81 ±0,03 | 0,59 ±0,03 |
| <b>Taux de cendres (%)</b>       | 83,4 ±0,5  | 89,4 ±1,8  |
| <b>Décomposition (%)</b>         | 88,1 ±0,5  | 84,9 ±1,8  |
| <b>C/N</b>                       | 18,5 ±0,4  | 8,8 ±1,2   |
| <b>IG (%)</b>                    | 141,1 ±6,2 | 104,4 ±5,9 |



Après 150 jours du compostage, les produits finaux obtenus étaient sans mauvaises odeurs et avec l'aspect d'un compost mur (la couleur marron foncé) (Figure 2.14).



**Figure 2.14:** Les phosphocomposts produits (C5% et C20%).

#### 4 Conclusion

La caractérisation de la BP est cruciale pour déterminer leurs avantages et les critères de risque potentiels pour l'utilisation en compostage et en sols agricoles. La BP est un matériau stable à haute teneur en nutriments tels que P, Ca et Mg. De plus, les argiles minérales de la BP peuvent avoir des propriétés bénéfiques pour améliorer les performances du compostage organique. Il a donc été démontré que la BP était exempt d'agents pathogènes et de substances phytotoxiques, ce qui indique un faible risque de contamination des produits de compostage. Par conséquent, l'utilisation d'une concentration de BP de 20% est fortement recommandée pour produire un phosphocompost mature.

# Chapitre 3

---

## Effet de l'ajout des boues de phosphate sur la transformation de la matière organique pendant le compostage

---

*Ce chapitre est basé sur les articles :*

- **Evaluation of the nutrients cycle, humification process and agronomic efficiency of organic wastes composting enriched with phosphate sludge.** Publié dans Journal of Cleaner Production.
- **The effect of phosphate and organic additives on the stability of food waste in the full-scale composting.** Publié dans Plant Cell Biotechnology and Molecular Biology.

### **Auteurs:**

Ayoub Haouas <sup>a</sup>, Cherkaoui El Modafar <sup>b</sup>, Allal Douira <sup>c</sup>, Saâd Ibsouda-Koraichi <sup>d</sup>,  
Abdelkarim Filali-Maltouf <sup>e</sup>, Abdelmajid Moukhli <sup>f</sup>, Soumia Amir <sup>a</sup>

<sup>a</sup> Laboratoire Polyvalent en Recherche et Développement, Faculté Polydisciplinaire, Université Sultan Moulay Slimane, Beni Mellal, Morocco.

<sup>b</sup> Laboratoire d'Agrobiotechnologie et Bioingénierie, Faculté des Sciences et Techniques, Université Cadi Ayyad, Marrakech, Morocco.

<sup>c</sup> Laboratoire de Botanique Biotechnologie et de Protection des Plantes, Faculté des Sciences, Université Ibn Tofail, Kenitra, Morocco.

<sup>d</sup> Laboratoire de Biotechnologie Microbienne et Molécules Bioactives, Faculté des Sciences et Techniques, Université Sidi Mohamed Ben Abdellah, Fès, Morocco.

<sup>e</sup> Laboratoire de Microbiologie et Biologie Moléculaire, Faculté des Sciences, Université Mohammed V, Rabat, Morocco.

<sup>f</sup> Unité de Recherche d'Amélioration génétique des plantes, Institut national de la Recherche Agronomique, Marrakech, Morocco.



## 1. Introduction

La FODM et les DV représentent une partie importante des déchets municipaux (Reyes-Tores et al. 2018). La FODM constitue la principale fraction (45%) du total des déchets solides municipaux en Europe. Ce pourcentage est en moyenne de 55% dans les pays en développement (Cerdeja et al. 2018), et pouvant atteindre 70 à 80% (Amir 2005). La FODM est un matériau très hétérogène avec une teneur élevée en humidité, un rapport organique/cendres élevé et une structure physique amorphe (Amir 2005, Cerdeja et al. 2018). Tandis que, les DV se composent de bois d'arbre et d'écorce, de la taille des jeunes arbres et arbustes, des feuilles mortes et vertes, des tontes de gazon et du sol, et proviennent, entre autres, des parcs municipaux, des jardins, des réserves et des habitations domestiques (Bustamante et al. 2016). Ces matériaux contiennent des composés organiques qui sont récalcitrants à la biodégradation comme la lignine qui ralentisse sa décomposition aérobie, d'autres sont lentement/modérément dégradables tels l'hémicellulose et la cellulose (Zhang et Sun 2016).

La gestion des déchets organiques par compostage est devenue une approche largement adoptée par rapport aux autres méthodes d'élimination afin de réduire leur volume et éviter leur impact négatif sur l'environnement lié à la fermentation anaérobie et aux lixiviats générées. Cette technologie peut aussi réduire le coût de l'élimination des déchets organiques municipaux, ainsi que permet de générer un revenu, quand le produit final du compostage possède des propriétés adéquates et répond aux normes de qualité et aux restrictions d'utilisation pour l'application dans les systèmes d'agriculture biologique. Cependant, malgré des recherches intensives sur le processus de compostage au cours des décennies précédentes. Le processus rencontre encore un certain nombre de défis techniques dû à la nature et la composition diversifiées de ces déchets. La structure physique avec une faible porosité, une teneur élevée en eau, un rapport C/N initial bas et l'accumulation d'acides organiques pendant le compostage de la FODM rendent le produit final immature et phytotoxique (Voběrková et al. 2020). Alors que les DV se caractérisent par une faible densité apparente et un taux de décomposition très lent, ce qui entrave leur compostage (Zhang et Sun 2017).

Ces problèmes obligent désormais les chercheurs à trouver des solutions adéquates pour améliorer le compostage de la FODM et les DV en améliorant le taux de décomposition et la qualité du produit final. Plusieurs additifs ont été utilisés pour cet objectif, tels que le sédiment des aquariums (Zhang et Sun 2017), le biochar et la sciure (Voběrková et al. 2020), et l'argile (Barthod et al. 2016). D'autres chercheurs ont prouvé que les matériaux phosphatés tels que la

RP améliorent le compostage des déchets organiques (Bustamante et al. 2016 ; Zhang et Sun 2017; Atif et al. 2020).

Notre étude a pour but d'examiner l'utilisation de la BP comme additif minéral dans le compostage des DV et son utilisation avec et sans différents amendements organiques tels que les déchets de sucreries (DS), DV, et déchets des huileries (DH) dans le compostage de la FODM en plein air pendant 150 jours lors des essais à grande échelle. L'objectif était d'évaluer l'impact des traitements sur les conditions de compostage, le cycle des nutriments, et l'humification de la MO. L'objectif était également de discuter de la capacité fertilisante des produits résultants et de leur effet sur la croissance des plants de tomates dans un sol sableux déficient pendant l'expérience en pot.

## **2. Matériels et méthodes**

### **2.1. Matières premières**

La FODM et les DV étaient les principales matières premières de cette expérience, prélevées respectivement dans le restaurant et les jardins du campus de l'Université Sultan Moulay Slimane, situé dans la ville de Beni Mellal, au Maroc. Les DV consistait en un mélange de 3: 7 (poids massique, base fraîche) d'herbe (*Lolium perenne L.*) et des élagages de la plante *Ligustrum ovalifolium* coupés en particules de 1 cm pour augmenter leur surface active.

La BP a été collectée à différents points dans la zone de dépôts située dans des usines d'enrichissement de phosphate, exploitées par l'OCP (Office Chérifien des Phosphates, OCP-SA), ville de Khouribga, Maroc. Cette boue a été générée entre les années 1990-2000 et constituées de deux parties. La première partie composée des petites particules (<40 µm) générées après hydrocyclonage du phosphate brut. La seconde partie constituée de grains dont la taille comprise entre 40 µm et 125 µm et qui sont isolés après flottation.

Les caractéristiques physico-chimiques de la FODM, les DV, et la BP sont représentés dans le tableau 3-1.

**Tableau 3-1** : Caractéristiques des matières principales utilisées dans les essais de compostage.

| <b>Caractéristiques</b>                | <b>BP</b>   | <b>FODM</b> | <b>DV</b>  |
|--|-------------|-------------|------------|
| <b>Humidité (%)</b>                    | 2,1 ±0,1    | 87,1 ±3     | 80,1 ±1,56 |
| <b>pH</b>                              | 8,2 ±0,3    | 4,41 ±0,09  | 5,41 ±0,2  |
| <b>EC (mS.cm<sup>-1</sup>)</b>         | 0,8 ±0,03   | 8,72 ±0,07  | 4,4 ±0,5   |
| <b>COT (%)</b>                         | 0,38 ±0,05  | 60,67 ±2,3  | 77,19 ±0,5 |
| <b>NTK (%)</b>                         | 0,07 ±0,01  | 1,176 ±0,1  | 2,49 ±0,35 |
| <b>C/N</b>                             | 5,43 ±0,8   | 51,6 ±4,1   | 31,0 ±0,5  |
| <b>Taux de cendres (%)</b>             | 97,2 ±1,0   | 7,2 ±0,4    | 8,3 ±0,2   |
| <b>P Olsen (mg/g)</b>                  | 0,07 ±0,001 | 0,66 ±0,01  | 6,92 ±0,05 |
| <b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (%)</b>  | 20,01       | 0,55        | 2,41       |
| <b>K<sub>2</sub>O (%)</b>              | 0,41        | 8,45        | 7,52       |
| <b>CaO (%)</b>                         | 39,72       | 10,55       | 12,3       |
| <b>MgO (%)</b>                         | 2,33        | 0,987       | 1,05       |
| <b>Na<sub>2</sub>O (%)</b>             | 0,66        | 1,23        | 0,22       |
| <b>MnO (%)</b>                         | 0,026       | 0,014       | 0,021      |
| <b>Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (%)</b> | 1,18        | 0,314       | 0,241      |

## 2.2. Conception des essais de compostage et échantillonnage

L'expérience a été organisée en fonction des matières premières utilisées (FODM et DV). Les traitements de compostage en FODM ont été effectués en ajoutant de la BP seul et en combinaison avec DS, DV et DH (la margine des moulins d'olive et le grignon d'olive). En fait, ces matériaux riches en C ont été ajoutés pour soutenir l'activité microbienne tout au long de la période de compostage de la FODM. Alors qu'un traitement de compostage DV a été

effectué par l'ajout de la BP seule. Les caractéristiques de tous les matériaux de compostage utilisés ont été rapportées dans le tableau 3-2, et leurs mélanges et témoins ont été construits dans les proportions suivantes (sur la base du poids frais):

**Tableau 3-2:** Caractéristiques physico-chimiques des additifs organiques utilisés en compostage.

| <b>Caractéristiques</b>            | <b>Déchets de betteraves sucrières</b> | <b>Margine</b> | <b>Déchets solides des huileries</b> |
|------------------------------------|--|----------------|--------------------------------------|
| <b>Humidité (%)</b>                | 2,32 ±0,3                              | 94,3 ±0,1      | 7,4 ±0,12                            |
| <b>pH</b>                          | 7,8 ±0,1                               | 4,85 ±0,02     | 5,75 ±0,1                            |
| <b>EC (mS.cm<sup>-1</sup>)</b>     | 5,63 ±0,02                             | 12.20 ±0,1     | 12,9 ±0,2                            |
| <b>COT (%)</b>                     | 37.14 ±0,3                             | 68.3 ±1,2      | 25.1 ±0,1                            |
| <b>NTK (%)</b>                     | 1,82 ±0,02                             | 2,16 ±0,01     | 1,02 ±0,03                           |
| <b>C/N</b>                         | 20.40 ±1,3                             | 31.6 ±1,68     | 24,6 ±0,78                           |
| <b>Taux de cendres (%)</b>         | 50,8 ±1,5                              | 2,5 ±0,73      | 35,05 ±0,32                          |
| <b>P Olsen (mg.g<sup>-1</sup>)</b> | 0,802±0,013                            | 0,577 ±0,002   | 0,204 ±0,004                         |

- **C<sub>P1</sub>**: 20% BP + 80% FODM
- **C<sub>P2</sub>**: 20% BP + 70% FODM + 10% DS
- **C<sub>P3</sub>**: 20% BP + 70% FODM + 10% DV
- **C<sub>P4</sub>**: 20% BP + 70% FODM + 10% DH
- **C<sub>P5</sub>**: 20% BP + 80% DV
- **C<sub>O1</sub>**: 100% FODM
- **C<sub>O2</sub>**: 100% DV

L'expérience a été menée pendant 150 jours dans un endroit couvert de l'Université Sultan Moulay Slimane, ville de Beni Mellal, Maroc. Les andains de compostage ont été construits à

grande échelle avec les dimensions de 1,5 x 1,2 x 6 m (base x hauteur x longueur), avec à peu près une même quantité initiale pour chaque tas (1300 kg, poids frais) (Figure 3.1). Afin de fournir une humidité optimale (60%) et de l'oxygène pour l'activité métabolique des micro-organismes travaillant le compost, l'eau a été ajoutée au tas et l'aération est assurée par brassage manuel chaque semaine. La température a été surveillée quotidiennement à l'aide du thermomètre numérique à main (Ludwig Schneider 12200, Allemagne), à différents points et à différentes profondeurs du tas.

Pour des fins d'analyses, un échantillon représentatif de 1 kg a été prélevé à différents endroits du andain (centre, surface, noyau et côtés), avant le compostage (0 jour) et aux principales phases du processus de compostage : période thermophile (30 jours), fin de la phase thermophile (90 jours) et après maturation (150 jours). Les échantillons sont mélangés et homogénéisés selon le principe du quartage, séchés au four à 105 °C, broyés dans un mortier céramique et tamisés sur un tamis de 2 mm.



**Figure 3.1:** La mise en place des andains de différents mélanges de compostage.



### **2.3. Analyses physico-chimiques**

La mesure du pH et de la conductivité électrique a été réalisée dans un échantillon de 1 g dilué dans 10 ml d'eau distillée selon la norme française AFNOR NF-T 90-015 (1975). Pour le COT et le TNK a été évalué comme décrit par (Amir 2005).

### **2.4. Spéciation du phosphore**

Les formes inorganiques du P ont été déterminées en utilisant les solutions d'extraction suivantes :  $\text{NH}_4\text{F}$  (5 M à pH 7) pour le P lié à l'aluminium (Al-P), NaOH (0,1M) pour le P lié au fer (Fe-P) et  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (0,5 M) pour le P lié au calcium (Ca-P) selon la méthode modifiée de Chang et Jackson (1975). Le P disponible a été mesuré en utilisant la méthode Olsen (Hafidi et al. 1994) tandis que la méthode de Bray and Kurtz (1945) a été menée pour déterminer le P organique.

### **2.5. Analyse des anions solubles**

Les anions ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  et  $\text{SO}_4^{2-}$ ) ont été analysés par chromatographie ionique avec chromatographie liquide (Metrohm, Suisse). Cette analyse a été réalisée au Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura - Servicio de Ionómica, Murcia, Espagne.

#### **4.1 Analyse thermogravimétrique et thermique différentielle (ATG/ATD)**

L'analyse thermique est considérée comme une technique simple, rapide et efficace pour évaluer la stabilité des composts produits. L'ATG et ATD ont été réalisés sur un instrument TA SDT Q600, à l'Université Sultan Moulay Slimane, Béni Mellal. L'échantillon a été chauffé dans des creusets en platine avec une vitesse de chauffage de  $10^\circ\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$  de 25 à  $1000^\circ\text{C}$  sous atmosphère oxydante.

#### **4.2 Mesures de spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FITR)**

Des pastilles d'un mélange homogénéisé de 2 mg de chaque échantillon de compost sec et 400 mg de KBr ont été analysées par spectroscopie FT-IR. Les spectres infrarouges ont été enregistrés avec un spectromètre FT-IR Spectrum 1000 PERKIN-ELMER, effectuant 32 acquisitions à température ambiante entre  $450$  et  $4000\text{ cm}^{-1}$  à une résolution de  $4\text{ cm}^{-1}$ .

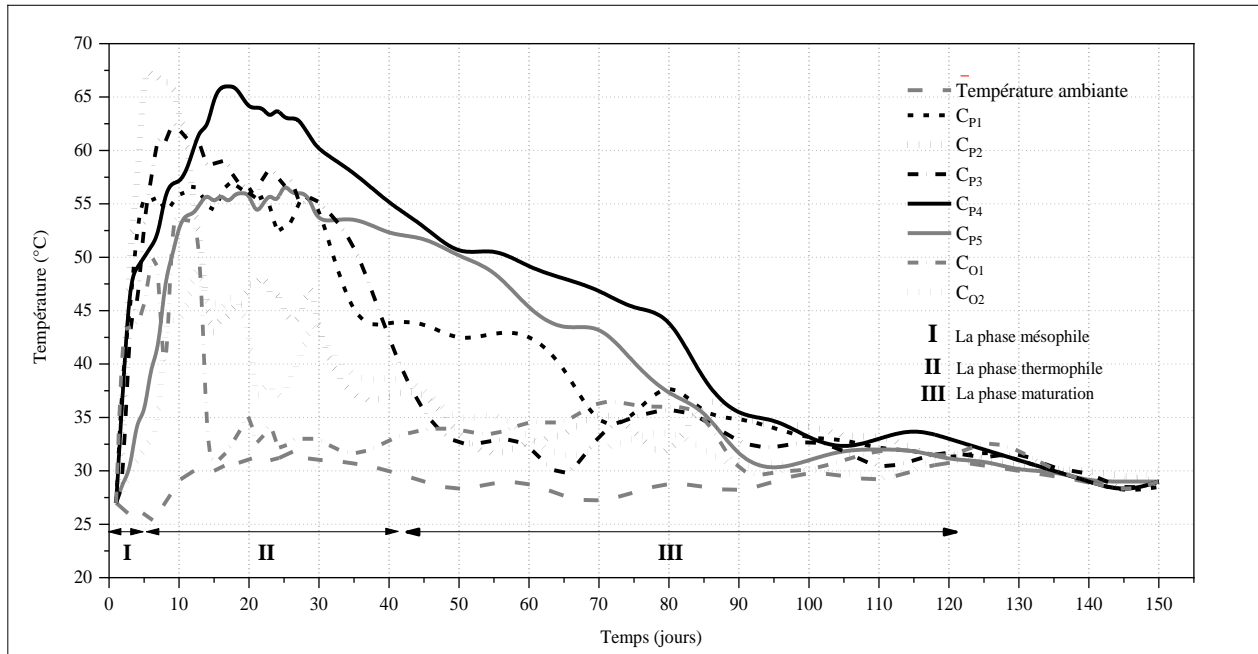
### 3. Résultats et discussions

#### 3.1. Paramètres de compostage (température, pH, EC, et C/N)

Le suivi de la température tout au long du processus de compostage a montré trois phases distinctes dans les profils de température (Figure 3.2). La température a commencé à augmenter dans les cinq premiers jours en raison de la décomposition de la MO par des micro-organismes (phase mésophile). Les composts préparés par FODM comme matière première ( $C_{P1}$ ,  $C_{P2}$ ,  $C_{P3}$ ,  $C_{P4}$  et  $C_{O1}$ ) ont rapidement atteint la phase thermophile ( $>55$  °C) que les composts préparés par les DV ( $C_{P5}$  et  $C_{O2}$ ). Cette élévation rapide de la température pourrait être attribuée à la chaleur générée liée à la dégradation rapide de la MO labile (glucides, acides organiques et lipides) dans FODM, qui a servi de source immédiate de nutriments essentiels pour la croissance et les activités microbiennes (Voběrková et al., 2020). Une période thermophile plus longue entre 30 et 50 jours a également été marquée dans  $C_{P1}$ ,  $C_{P3}$ ,  $C_{P4}$  et  $C_{P5}$  par rapport aux témoins ( $C_{O1}$  et  $C_{O2}$ ). L'ajout de la BP seule et en combinaison avec DV ou DH peut introduire des nutriments supplémentaires et de l'oxygène nécessaires dans les tas de compost, améliorant l'activité biologique et conduisant donc à des températures élevées et à une longue durée de la période thermophile (Barje et al., 2013). Ceci est conforme aux études qui ont utilisé du phosphogypse et du superphosphate (Yang et al., 2015) et du sel de P (Chan et al., 2016) comme additifs pour supporter le compostage de la FODM, ce qui a donné des périodes thermophiles de 15 et 21 jours, respectivement. En revanche, les températures dans le  $C_{P2}$  et le témoin préparé uniquement par FODM ( $C_{O1}$ ) ont chuté vigoureusement après 12 jours pourraient être dues à la réduction de l'activité microbienne après un épuisement rapide du C labile dans FODM (Chan et al., 2016) et DS (Bhat et Vig, 2019). De plus, l'ajout de la BP aux DV dans le traitement  $C_{P5}$  a empêché la perte de chaleur et le maintien de températures élevées pendant une longue période par rapport au témoin ( $C_{O2}$ ). Par conséquent, les argiles de la BP pourraient être le principal contributeur à cet effet, qui proportionnent la perméabilité à l'air et la rétention d'eau des mélanges de compost (Jolanun et Towprayoon 2010) et accélèrent ainsi la dégradation des composés lignocellulosiques des DV (Reyes-Torres et al., 2018).

De plus, il a été rapporté qu'une période thermophile de 7 jours à une température supérieure à 50 °C était suffisante pour produire un compost hygiénique et mature (Yang et al., 2015). Tous les composts traités remplissaient cette condition et leurs produits finaux étaient alors considérés comme exempts d'agents pathogènes. Par la suite, la température des différents tas

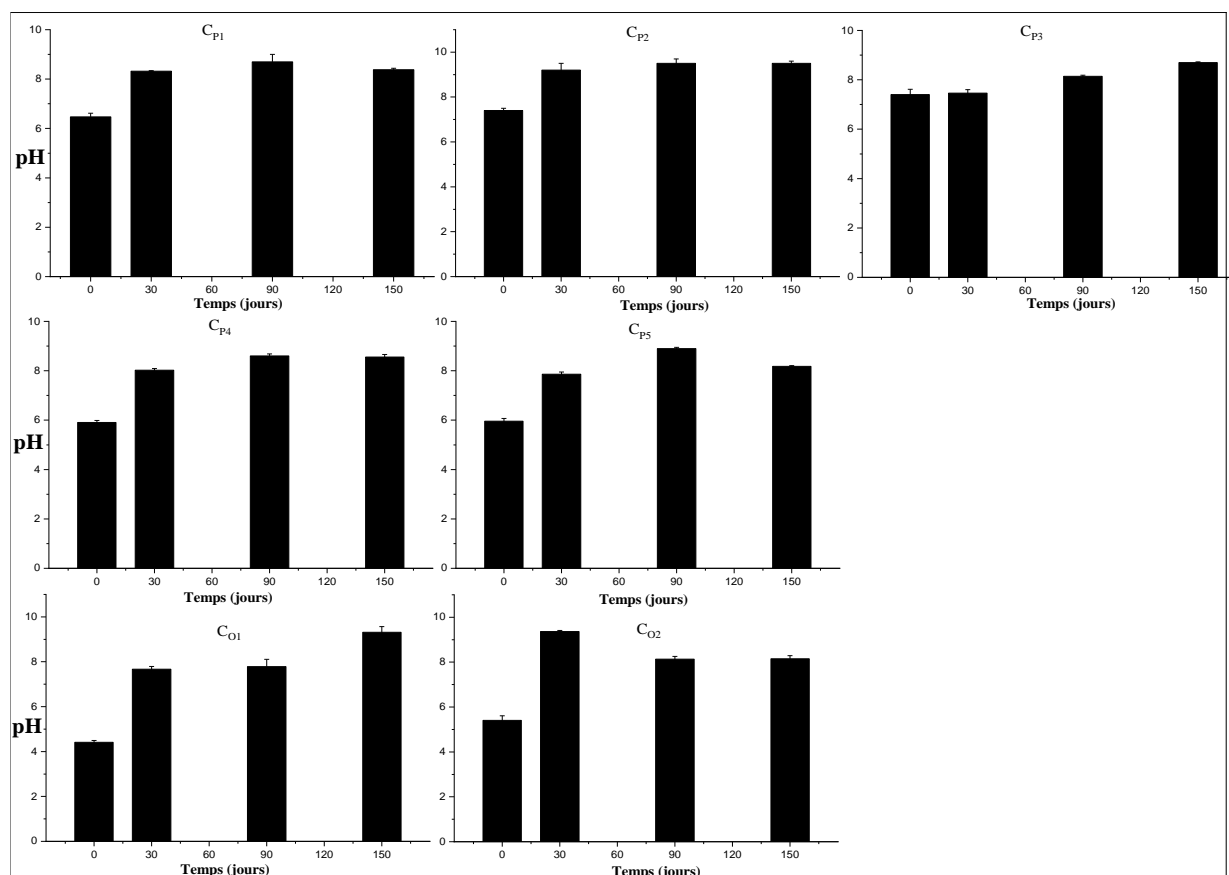
a commencé à diminuer régulièrement à partir du 90<sup>ème</sup> jour (phase de maturation) pour atteindre la température ambiante, indiquant une diminution du métabolisme microbien en raison de l'épuisement des substances organiques facilement dégradables (Atif et al. 2020).



**Figure 3.2:** Les profils de la température des essais de compostage.

Le pH mesuré pendant le compostage est considéré comme un indice essentiel pour évaluer les performances du processus car il influence considérablement les activités microbiennes et enzymatiques (Voběrková et al., 2020). Au début de l'expérience de compostage, le pH variait entre 4,4 et 7,4 dans différents mélanges (Figure 3.3). Après 30 jours, la tendance du pH était la même pour tous les composts, qui a augmenté pour atteindre une gamme légèrement alcaline. Cette augmentation initiale pourrait être attribuée à la dégradation des acides organiques et à la libération d'ions ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) par la minéralisation du N organique des protéines et autres composés azotés (Zhang et Sun, 2018). Au sein de la phase thermophile, le pH des composts préparés avec du FODM (Cp1, Cp2, Cp3, Cp4, et Co1) a continué à augmenter progressivement pour atteindre un pH alcalin au 90<sup>ème</sup> jour du processus. Ceci est en accord avec Yang et al. (2015), où le pH est passé de 4,43 à 7,63 après l'ajout de phosphogypse pendant 35 jours de compostage de la FODM et l'a attribué à une réduction réussie des acides organiques. Dans les composts préparés avec les DV, le pH a diminué après une augmentation à une valeur maximale pourrait être due à la nouvelle production d'acides organiques et à la libération de composés phénoliques (Bustamante et al., 2016). Au stade ultérieur du

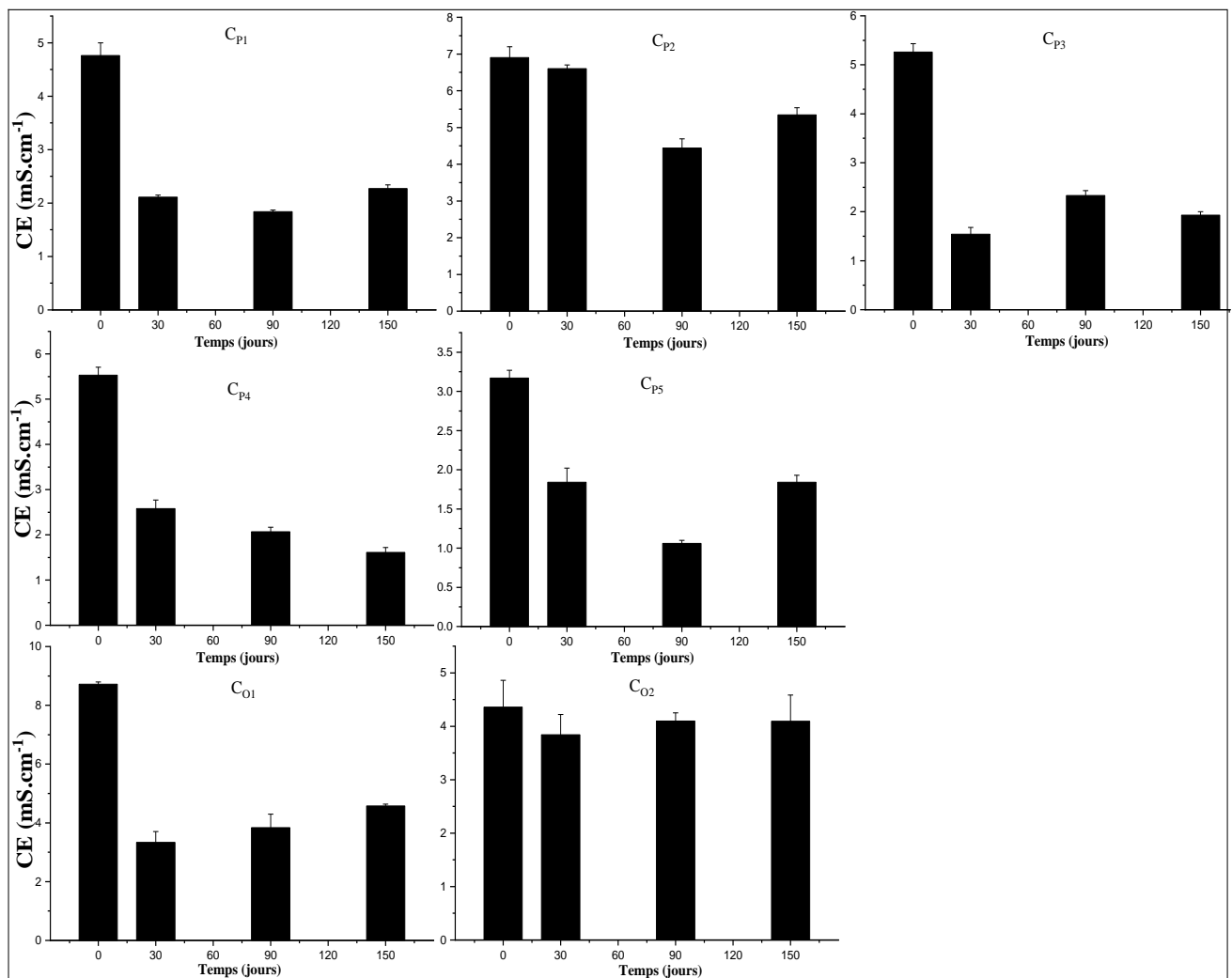
compostage, différents composts (à l'exception du  $C_{P2}$  et du  $C_{O1}$ ) ont des valeurs de pH comprises entre 7,50 et 8,70, indiquant un processus de compostage réussi et un produit final stable et mature (Ivankin et al., 2014). En effet, selon Lu et al. (2014), l'ajout de phosphate minéral impliquait un effet tampon contre la variation de pH pendant le processus de compostage. Sinon, le pH élevé (9,32) du compost FODM (témoin) était probablement lié à la formation insuffisante de substances humiques, connues par leur effet en tant qu'agents tampons du pH (Barje et al., 2013). Le traitement  $C_{P2}$  avait la valeur de pH la plus élevée (9,51) parmi tous les composts, ce qui pourrait être renvoyé à l'accumulation de chaux résiduelle (CaOH) de DS dans le produit final (Fares et al., 2016).



**Figure 3.3:** Le pH des échantillons de composts à 0, 30, 90, et 150 jours.

La CE peut être utilisée comme indicateur du niveau de salinité du compost, décrit ainsi des informations sur leurs effets phytotoxiques ou phytoinhibiteurs possibles sur les plantes (Voběrková et al., 2020). La tendance générale de la CE était la même dans tous les tas, qui diminuait avec le temps de compostage (Figure 3.4). À la fin du processus de compostage, les valeurs CE pour les composts produits dans les traitements en BP (sauf pour le  $C_{P2}$ ) et le témoin

en DV se situaient dans la limite ( $\leq 4,00 \text{ mS.cm}^{-1}$ ) recommandé pour une utilisation agricole sûre (Karak et al., 2013). Les valeurs de CE étaient significativement plus élevées pour les composts finaux de  $C_{P2}$ ,  $C_{O1}$  et  $C_{O2}$  (5,34, 4,57 et 4,09  $\text{mS.cm}^{-1}$ , respectivement), présentent des concentrations élevées de sels solubles (c.-à-d.  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{K}^+$  et  $\text{Na}^+$ ) (Tableaux 3-3 et 5-2) par rapport aux autres composts. Les résultats de l'utilisation de BP seule ou en combinaison avec DV et DH pourraient augmenter la rétention des ions et contrôler leur libération, ainsi que réduire la phytotoxicité des sels élevés du compost FODM; le même effet a été utilisé lorsque la BP a été ajoutée aux DV. Barje et al. (2013) ont fait une observation similaire lors du compostage des déchets organiques municipaux avec RP, liant cet effet à une adsorption augmentée par des complexes organiques stables.



**Figure 3.4:** CE des échantillons de composts à 0, 30, 90, et 150 jours.

**Tableau 3-3:** Concentration d'anions ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) détectée dans l'extrait aqueux des échantillons des essais de compostage à 0 et 150 jours.

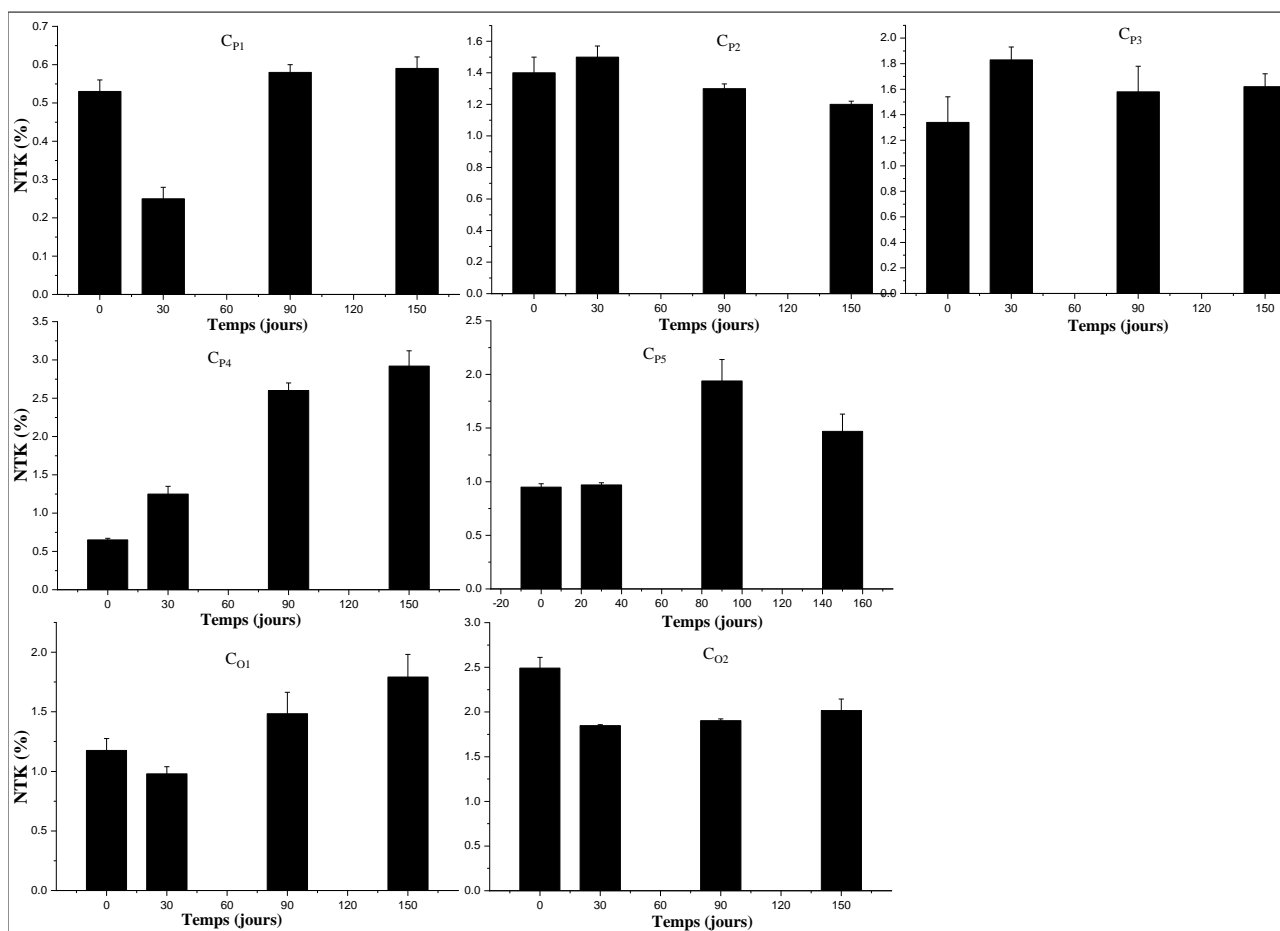
| Ions                          | Temps (jours) | C <sub>P1</sub> | C <sub>P2</sub> | C <sub>P3</sub> | C <sub>P4</sub> | C <sub>P5</sub> | C <sub>O1</sub> | C <sub>O2</sub> |
|-------------------------------|---------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| F <sup>-</sup>                | 0             | 2,201           | <0,1            | <0,1            | 11,922          | <0,1            | <0,1            | <0,1            |
|                               | 150           | <0,1            | <0,1            | 1,08            | 2,02            | <0,1            | 0,33            | 0,84            |
| Cl <sup>-</sup>               | 0             | 365,01          | 359,22          | 354,18          | 353,86          | 410,91          | 256,92          | 269,16          |
|                               | 150           | 193,79          | 187,64          | 77,84           | 55,61           | 161,81          | 271,83          | 105,83          |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>  | 0             | <0,1            | 21,92           | <0,1            | <0,1            | <0,1            | <0,1            | 30,76           |
|                               | 150           | 0,62            | <0,1            | 69,91           | 2,23            | <0,1            | <0,1            | 5,85            |
| SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | 0             | 16,98           | 202,97          | 21,19           | 16,57           | 26,29           | 12,54           | 18,13           |
|                               | 150           | 12,28           | 11,95           | 62,7            | 12,51           | 3,44            | 153,75          | 33,03           |
| PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> | 0             | 0,29            | <0,1            | 0,77            | 0,31            | 0,56            | 0,5             | 0,66            |
|                               | 150           | 0,33            | 0,26            | 0,04            | 0,14            | 0,17            | 5,23            | 1,56            |

### 3.2. Dynamique du N

La dynamique du N pendant les essais de compostage de FODM et des DV a été examinée en surveillant le N total (NTK) (Figure 3.5). Aussi, en mesurant la concentration en ions nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) à 0 et 150 jours (Tableau 3-3), qui était considérée comme la forme la moins vulnérable à la perte et la plus utilisée par la plante (Sayara et al., 2020). Les résultats indiquent clairement que le NTK a augmenté en C<sub>P1</sub>, C<sub>P3</sub>, C<sub>P4</sub>, C<sub>P5</sub> et C<sub>O1</sub>, probablement en raison de l'effet de concentration après la réduction significative de la masse des tas pendant le compostage (Chan et al., 2016). Une autre raison derrière cette augmentation pourrait être la fixation de N atmosphérique par les microbes (Bargaz et al., 2018). Comparé au témoin et aux autres composts en BP, le C<sub>P4</sub> a présenté l'augmentation la plus prononcée du NTK (349,23% du NTK initial), ce qui pourrait être attribué à l'effet d'enrichissement des DH en soutenant la dégradation intense de la MO, réduisant ainsi la masse sèche totale et concentrer le N dans le compost final. Ceci est cohérent avec les résultats de Chan et al. (2016). La perte de NTK observée dans le C<sub>P2</sub> et le C<sub>O2</sub> était en partie causée par la volatilisation de l'ammoniac gazeux

en raison du pH légèrement alcalin et possiblement de la température élevée (Jolanun et Towprayoon, 2010).

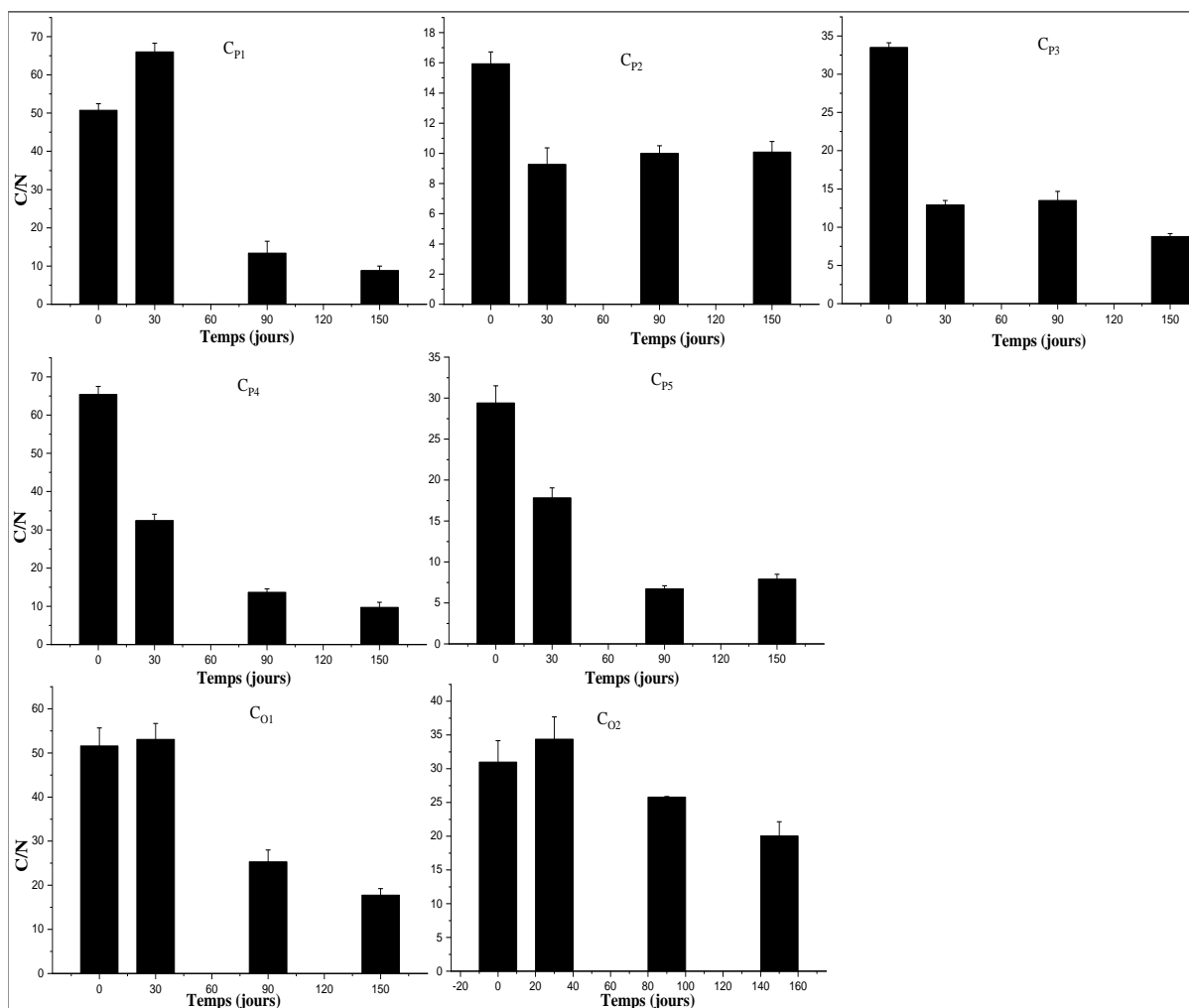
L'application de la BP pourrait contribuer à la conservation de l'azote en favorisant l'activité des bactéries nitrifiantes, d'où le processus de nitrification (Yuan et al., 2018). La nitrification a augmenté dans le mélange  $C_{P1}$  reçu uniquement la BP, et elle a été encore augmentée lorsqu'elle est combinée avec DV dans  $C_{P3}$  et DH dans  $C_{P4}$ . Le traitement  $C_{P3}$  a enregistré l'augmentation la plus significative de la concentration de  $NO_3^-$  de presque zéro à 69,91 mg/L et une augmentation moindre de  $C_{P4}$  suivie par  $C_{P1}$  de presque zéro à 2,23 et 0,62 mg/L, respectivement. Comme pour les autres travaux, dans le compostage FODM traité avec des additifs tels que le phosphogypse (Yang et al., 2015) et le minéral argileux (Himanen et Hänninen, 2009), la nitrification a été favorisée au stade ultérieur du compostage jusqu'à ce que les températures atteignent presque la température ambiante. En revanche, dans le témoin de cette étude et de l'expérience de Himanen et Hänninen (2009), il n'y avait pas de processus de nitrification au stade ultérieur du compostage. Alors que dans le  $C_{P2}$ , la teneur en  $NO_3^-$  a diminué jusqu'à une valeur indétectable, ce qui démontre que l'addition combinée de DS et de BP pouvait stimuler la dénitrification du composant nitrate du mélange initial. Ce postulat peut être soutenu par une CE élevée dans le tas du  $C_{P2}$ , comme indiqué sur la figure 3-4. En parallèle, dans les composts préparés par DV, la concentration de  $NO_3^-$  est restée inférieure à la limite après compostage en  $C_{P5}$  et a chuté en témoin ( $C_{O2}$ ). Cela doit être attribué à l'inhibition plus significative de la nitrification due à la lignine dans DV que pour la sciure utilisée dans le compostage du fumier dans l'expérience de Lim et al. (2017).



**Figure 3.5:** NTK à 0, 30, 90, et 150 jours de compostage.

Selon plusieurs études, la diminution du rapport C/N sous l'effet du compostage est considérée comme un indice de maturité (Amir et al. 2005; 2008). La figure 3.6 a montré un niveau élevé de C/N dans tous les mélanges initiaux destinés au compostage, qui a chuté vigoureusement dans les composts traités par les BP dont les valeurs finales se situent entre 8 et 15. Cela pourrait s'expliquer par un processus robuste de la dégradation de la MO dû à l'apport du P qui a amélioré l'activité microbienne. Plusieurs études ont rapporté qu'un rapport C/N entre 15 et 20 indique un degré avancé de stabilisation et de maturité de la MO (Abouelwafa et al. 2008). Bien qu'un rapport C/N <15 est considéré meilleur pour une application de composts en agriculture (Som et al. 2009). La diminution du rapport C/N lors du compostage était en accord avec plusieurs études (Hachicha et al. 2009 ; Barje et al. 2008).





**Figure 3.6:** C/N à 0, 30, 90, et 150 jours de compostage.

### 3.3. Dynamique du P

Les résultats de la spéciation du P dans les mélanges de départ ont montré trois formes principales : Ca-P, P organique et P Olsen avec des plages de concentrations de 32,30 à 68,71, 1,92 à 7,34 et 0,37 à 3,14 mg/g, respectivement, par ordre décroissant (Tableau 3-4). Pour les témoins, les principales formes étaient le P organique (2,45-3,24 mg/g) et P Olsen (0,66-6,92 mg/g). Les différences dans les concentrations de formes P entre les composts étaient dues à des différences dans les matériaux compostables d'origine. Après 150 jours de compostage, le P Olsen a augmenté en deux traitements (C<sub>P1</sub> et C<sub>P4</sub>) de 10,81 et 88,00%, respectivement, principalement en raison de la solubilisation de la BP, renforcée par le processus de nitrification qui s'est produit dans ces piles (Tableau 3-3). Cela a également été rapporté par Bustamante et

al. (2016) utilisant PR dans le compostage GW. Cependant, les autres traitements et témoins ont montré une réduction de P Olsen tout au long du processus de compostage. La réduction de cette fraction de P pourrait s'expliquer par la formation de substances phospho-humiques et l'assimilation microbienne reflétée par une augmentation significative du P organique lors du compostage, comme indiqué dans le tableau 3-4. La diminution la plus significative de 59,43, 45,86 et 48,27% a été enregistrée en C<sub>P3</sub>, C<sub>P5</sub>, et C<sub>O2</sub>, respectivement. Zhang et Sun (2017) ont également observé une réduction considérable du P soluble lors du compostage des DV enrichi en RP, suggérant que la raison pourrait être la consommation par les micro-organismes de grandes quantités de P dissous pour dégrader les composés lignocellulosiques dans les DV. À la fin du processus de compostage, les teneurs en Ca-P et en P organique des composts traités par la BP étaient plus élevées que les témoins, ce qui pourrait agir comme un engrais à libération lente, améliorant l'efficacité de l'absorption de P par les plantes (Zhang et Sun, 2017).

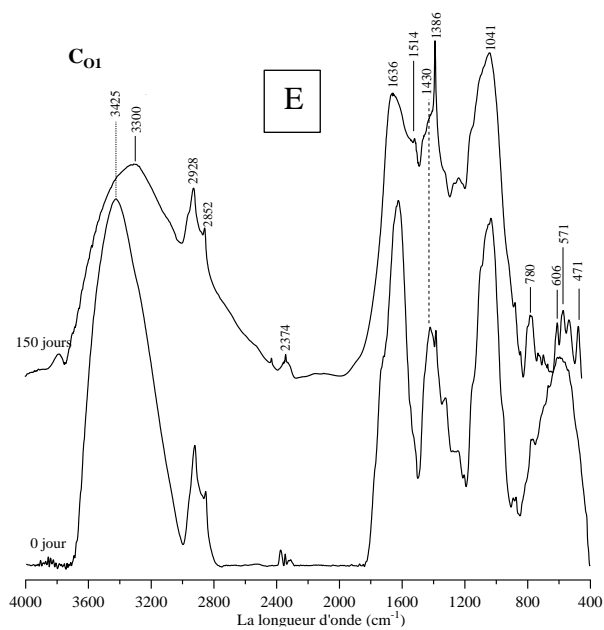
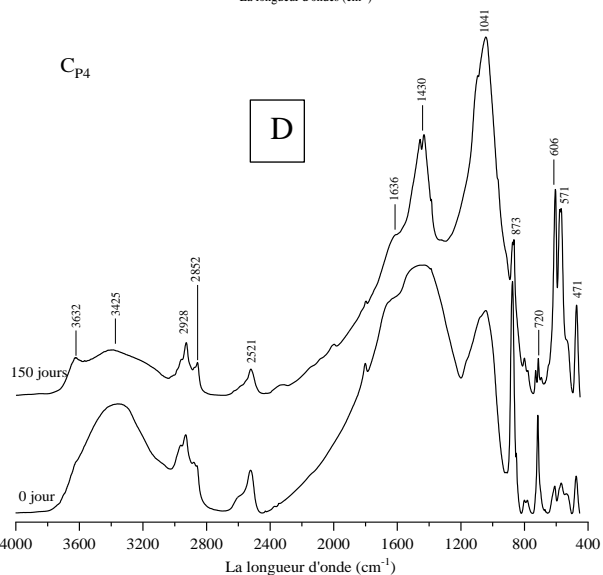
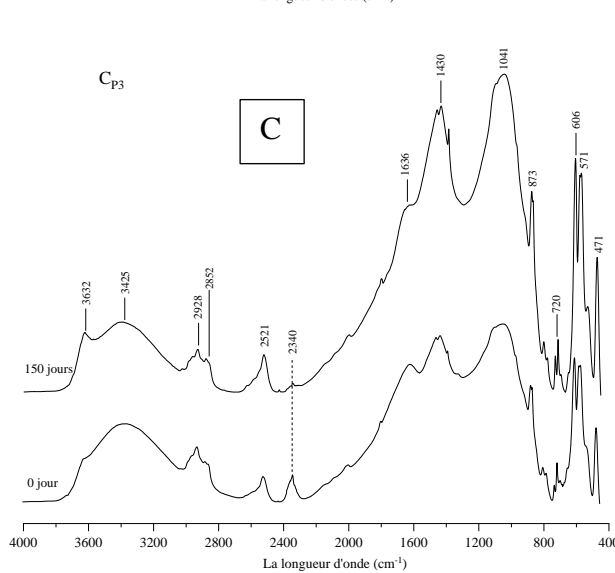
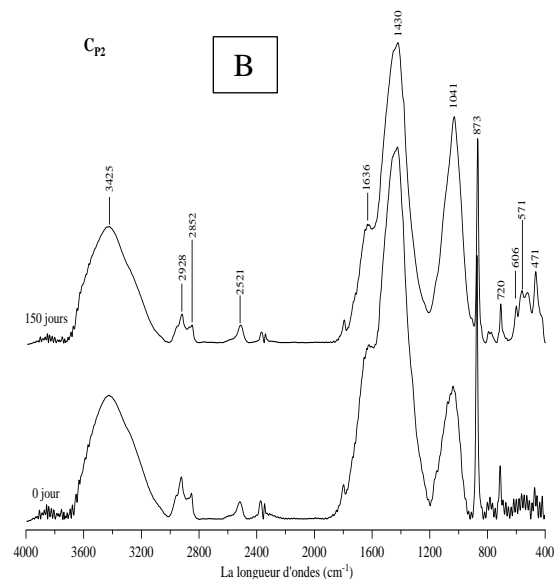
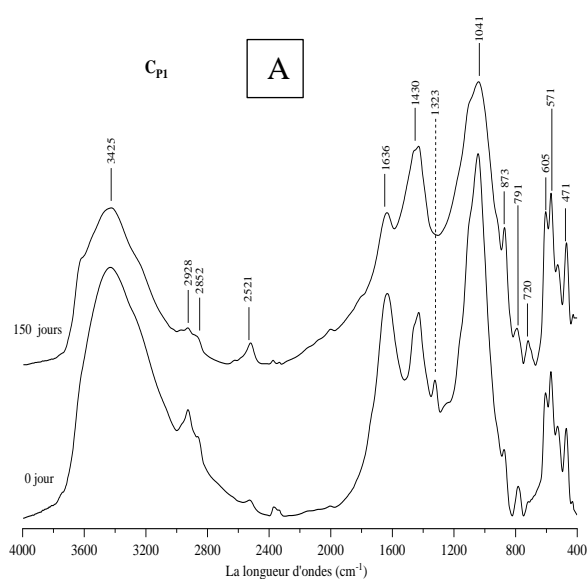
**Tableau 3-4:** Les formes de P dans différents composts à 0 et 150 jours.

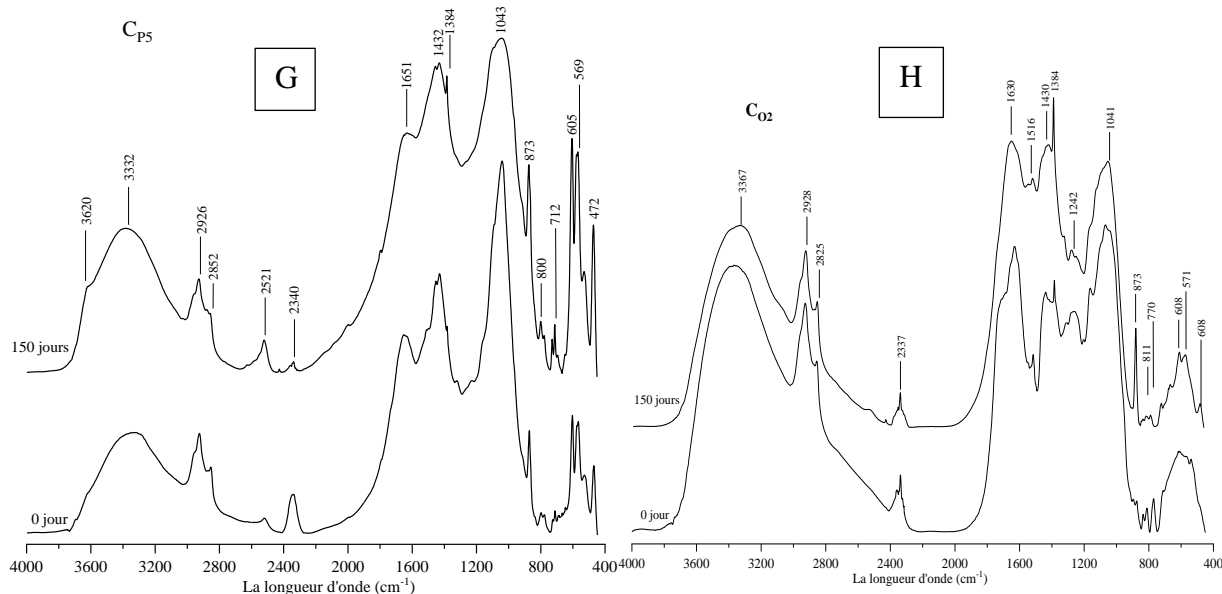
| P fractions                       | Time (days) | C <sub>P1</sub> | C <sub>P2</sub> | C <sub>P3</sub> | C <sub>P4</sub> | C <sub>P5</sub> | C <sub>O1</sub> | C <sub>O2</sub> |
|-----------------------------------|-------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| P-Al (mg/g)                       | 0           | 0,51            | 0,01            | 0,48            | 0,04            | 0,41            | 0,64            | 0,85            |
|                                   | 150         | 0,24            | 0,02            | 0,36            | 0,05            | 0,33            | 2,34            | 2,46            |
| P- Ca (mg/g)                      | 0           | 55,21           | 55,37           | 66,3            | 68,7            | 32,3            | 1,86            | 2,57            |
|                                   | 150         | 59,2            | 56,8            | 65,8            | 57,4            | 30,2            | 0,47            | 0,66            |
| P- Fe (mg/g)                      | 0           | 0,2             | 0,17            | 0,28            | 0,13            | 0,43            | 0,31            | 0,24            |
|                                   | 150         | 0,24            | 0,11            | 0,19            | 0,34            | 0,47            | 0,83            | 0,6             |
| Organic P (mg/g)                  | 0           | 3,01            | 4,98            | 2,73            | 7,3             | 1,92            | 2,45            | 3,24            |
|                                   | 150         | 10,2            | 7,92            | 10,34           | 5,15            | 7,58            | 4,14            | 7,66            |
| Olsen P (mg/g)                    | 0           | 0,37            | 1,88            | 2,44            | 0,75            | 3,14            | 0,66            | 6,92            |
|                                   | 150         | 0,41            | 1,47            | 0,99            | 1,41            | 1,7             | 0,55            | 3,58            |
| P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (%) | 0           | 13.59           | 2.39            | 16.55           | 17.63           | 8.755           | 0.55            | 1.85            |
|                                   | 150         | 16.6            | 15.21           | 18.04           | 19.52           | 9.42            | 0.62            | 3.48            |

### 3.4. Effet sur l'humification de la MO

L'analyse FT-IR a été proposée comme un outil important pour caractériser les changements dans les structures et les groupes fonctionnels des substances organiques résultant de l'humification pendant le compostage (Biyada et al., 2020). La quantité de substances humiques dans le produit de compost final est considérée comme un indicateur important garantissant ses performances agronomiques (Amir et al., 2010). Les spectres FT-IR des échantillons (composts avec la BP et témoins) sont présentés sur la figure 3.7 par des bandes d'absorption similaires et varient uniquement en intensité relative en fonction de l'étape de compostage. Les principales bandes d'absorbance des composts ont été identifiées et rapportées dans le tableau 3-5. Les changements des bandes caractéristiques liés au processus d'humification ont été suivis en calculant les rapports entre les principaux pics d'absorbance (Tableau 3-6).

Une augmentation a été observée dans les rapports  $1636\text{ cm}^{-1}/2928\text{ cm}^{-1}$  et  $1636\text{ cm}^{-1}/2825\text{ cm}^{-1}$  après 150 jours de traitements composts en BP et le témoin en DV seul. Cette augmentation se traduit par une baisse de l'intensité de la bande d'absorption de C-H des structures aliphatiques ( $2825\text{ cm}^{-1}$  et  $2928\text{ cm}^{-1}$ ) et une augmentation de C=C des structures aromatiques et C=O des amides I dans les cétones et les quinones ( $1636\text{ cm}^{-1}$ ) (Figure 3.7A, B, C, D, G, H). Cette augmentation pourrait être attribuée à une polymérisation et une aromatisation améliorées de molécules organiques plus simples et à la formation de composés organiques relativement stables (humification) au stade de la maturation (Amir et al., 2004). La composition minérale de la BP riche en P et en argile pourrait améliorer l'humification de la MO et augmenter la protection des substances humiques contre la biodégradation via la formation de complexes dits argilo-humiques (Song et al., 2011). Plusieurs auteurs ont obtenu des résultats similaires (Amir et al., 2010; Barge et al., 2013; Voběrková et al., 2020). Dans le cas de FODM uniquement (Figure 3.7E), ces ratios ( $1636\text{ cm}^{-1}/2928\text{ cm}^{-1}$  et  $1636\text{ cm}^{-1}/2825\text{ cm}^{-1}$ ) ont diminué de manière significative, ce qui indique que le processus n'a pas conduit à l'humification de structures organiques en l'absence de la BP (avec et sans DS, DV et DH). Le rapport de  $1636\text{ cm}^{-1}/3425\text{ cm}^{-1}$  a également été augmenté pendant le compostage dans tous les échantillons sauf dans le traitement de FODM avec l'ajout combiné de la BP et DS ( $C_{P2}$ ). Cette augmentation est liée à la diminution de l'absorbance relative de la large bande  $3000\text{-}3600\text{ cm}^{-1}$  centrée sur  $3425\text{ cm}^{-1}$  de groupes hydroxyles, indiquant la biodégradation des alcools, des phénols et des acides organiques (Amir et al., 2010) ainsi que la cellulose dans les hémicelluloses et la lignine (Biyada et al., 2020).





**Figure 3.7:** Spectres FTIR de C<sub>P1</sub> (A), C<sub>P2</sub> (B), C<sub>P3</sub> (C), C<sub>P4</sub> (D), C<sub>O1</sub> (E), C<sub>P5</sub> (G) et C<sub>O2</sub> (H) à 0 et 150 jours.

Ces résultats sont associés à la diminution significative du rapport C/N pendant le compostage (Figure 3.6), confirmant les suggestions mentionnées ci-dessus concernant la dégradation de composés aliphatiques facilement disponibles et la synthèse de structures organiques plus stables par le processus d'humification (Amir et al., 2010). En effet, pour comparer l'effet de différents traitements, la valeur T ( $T = \frac{\text{rapport C/N final}}{\text{rapport C/N initial}}$ ) a été considérée comme un paramètre approprié en raison de l'hétérogénéité des matières premières utilisées. Muscolo et al. (2018) ont rapporté qu'une valeur  $T < 0,70$  est inductive d'une bonne maturité. Dans cette expérience, tous les composts avaient des valeurs T inférieures à 0,70, tandis que le C<sub>P2</sub> et le C<sub>O2</sub> avec des valeurs plus élevées de 0,63 et 0,65 montraient un degré de maturité plus faible (Muscolo et al., 2018). C<sub>P1</sub>, C<sub>P3</sub>, C<sub>P4</sub>, et C<sub>P5</sub>, avec des valeurs de T faibles (0,15-0,27), ont présenté le degré de maturité le plus élevé, ce qui est cohérent avec les résultats de l'analyse FT-IR.

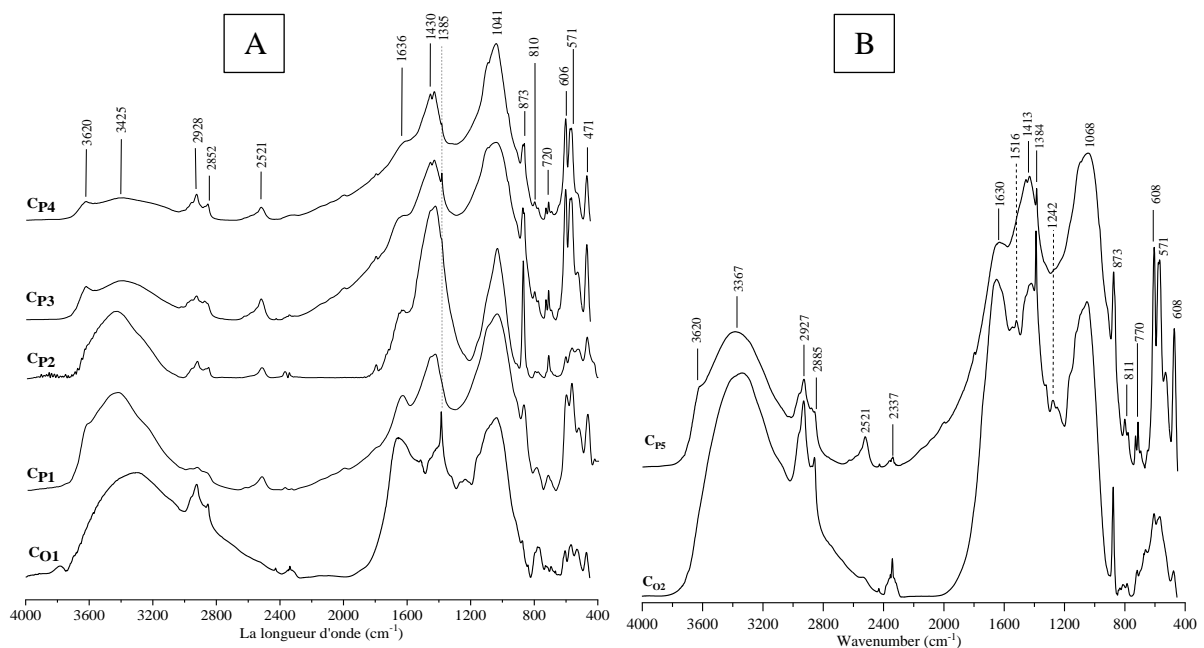
**Tableau 3-5:** Bandes FTIR caractéristiques des composts étudiés

| Absorbance (cm <sup>-1</sup> ) | Bandes caractéristiques  | Références                               |
|--------------------------------|--|--|
| 3620                           | Al–Al–OH plan dioctaédrique de smectite.   | Loutou et al. 2013                       |
| 3300-3600                      | Groupes OH liés aux alcools, phénols et acides organiques, ainsi que de la lignine, de la cellulose et des hémicelluloses. | Amir et al., 2010<br>Biyada et al., 2020 |
| 2930-2850                      | Étirement C-H asymétrique et C-H des structures alkyles.   | Barje et al. 2013; Amir et al. 2004      |
| 2521                           | Groupes CO <sub>2</sub> <sup>3-</sup> de la dolomite et la calcite   | Loutou et al. 2013                       |
| 1630-1650                      | C = C dans la structure aromatique et C = O dans les amides I dans les groupes cétone et quinone.                          | Amir et al., 2010                        |
| 1550-1400                      | Étirage des groupes COO <sup>-</sup> , CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> et O-C-O dans du carbonate de sodium.                 | Moukannaa et al. 2018                    |
| 1000-1200                      | Carbonate-fluorapatite et étirement C-O de polysaccharide.   | Loutou et al. 2013 ;<br>Amir et al. 2004 |
| 873                            | Étirement C-O dans le carbonate de sodium.   | Moukannaa et al. 2018                    |

**Tableau 3-6:** Rapports d'absorption des spectres FTIR dans les composts étudiés à 0 et 150 jours.

| Composts | Temps (jours) | Les rapports FT-IR |           |           |
|----------|---------------|--------------------|-----------|-----------|
|          |               | 1636/3425          | 1636/2928 | 1636/2825 |
| CP1      | 0             | 0,87               | 2,04      | 2,5       |
|          | 150           | 0,98               | 4,33      | 5,2       |
| CP2      | 0             | 1,40               | 3,6       | 5,5       |
|          | 150           | 1,00               | 4,00      | 6,7       |
| CP3      | 0             | 1,14               | 1,2       | 1,2       |
|          | 150           | 1,44               | 1,6       | 1,6       |
| CP4      | 0             | 1,22               | 1,3       | 1,4       |
|          | 150           | 1,48               | 1,5       | 1,5       |
| CP5      | 0             | 1,17               | 1,19      | 1,24      |
|          | 150           | 1,19               | 1,34      | 1,46      |
| CO1      | 0             | 1,00               | 3,12      | 5,00      |
|          | 150           | 1,06               | 1,1       | 1,14      |
| CO2      | 0             | 1,01               | 1,04      | 0,98      |
|          | 150           | 1,10               | 1,12      | 1,2       |

Les spectres FT-IR pourraient fournir des informations supplémentaires sur la composition du produit final (Figure 3.8A, B). Par rapport aux témoins ( $C_{O1}$  et  $C_{O2}$ ), il y avait une apparition de nouvelles bandes dans les composts enrichis en BP en raison de la concentration de minéraux au stade final du compostage. Ces nouveaux pics ont été attribués à l'Al-Al-OH dioctaédrique de charpente de la smectite à  $3620\text{ cm}^{-1}$ , aux groupes  $\text{CO}_2^{3-}$  de la dolomie et de la calcite à  $2521\text{ cm}^{-1}$ , et aux vibrations d'élongation de la bande C-O à  $873\text{ cm}^{-1}$  de carbonate de sodium. De plus, la bande caractéristique de fluorapatite ( $1000\text{-}1200\text{ cm}^{-1}$ ) culminant autour de  $1041\text{ cm}^{-1}$  a été bien résolue après la réduction d'intensité de la bande co-chevauchée de C-O des polysaccharides, qui s'est dégradée lors du compostage (Barje et al., 2013).



**Figure 3.8:** Spectres FT-IR des produits finaux de compost (A) et (B).

### 3.5. Effet sur la stabilité de la MO

L'analyse thermogravimétrique (ATG) a été effectuée pour évaluer l'effet de l'ajout de BP sur la stabilité et la maturité des déchets organiques pendant le processus de compostage. Les thermogrammes des échantillons des composts contenant BP ( $C_{P1}$ - $C_{P5}$ ) et le témoin avec uniquement FODM et sans BP ( $C_{O1}$ ) prélevés à 0 et 150 jours sont présentés sur la figure 3.9. Les composts montrent la même posture, dont la quantité de matière brûlée était plus élevée dans l'échantillon initial que dans l'échantillon de compost mature. Le tableau 3-7 présente la perte de masse observée dans des plages de températures comprises entre  $180\text{ °C}$  et  $600\text{ °C}$  associée à des composants thermolabiles, ainsi que celle des composants plus thermotolérants

entre 600 °C et 1000 °C. Les matériaux thermolabiles décomposaient aux premiers stades du compostage par la suite les matériaux les plus récalcitrants ont devenu prédominants dans les tas de compost. La principale différence entre les échantillons des composts de la phase initiale (0 jours) et ceux de la phase finale (150 jours) était le pourcentage de la perte de poids due à la combustion du compost.

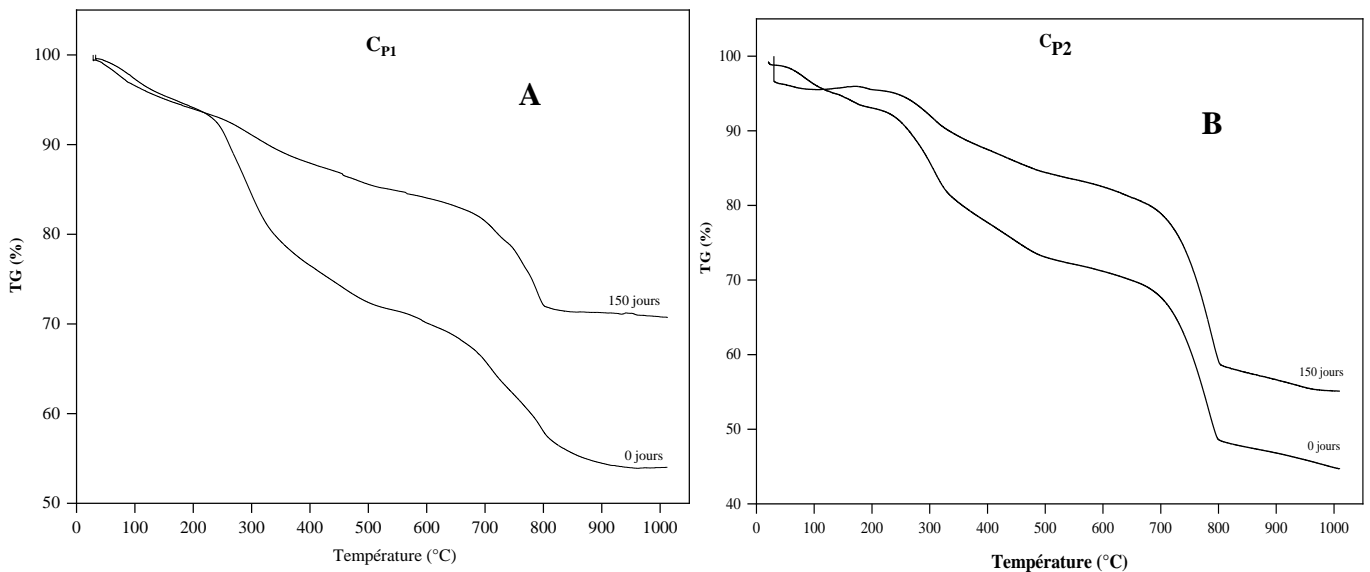
**Tableau 3-7:** La perte de masse des composts étudiés dans différents stades de température

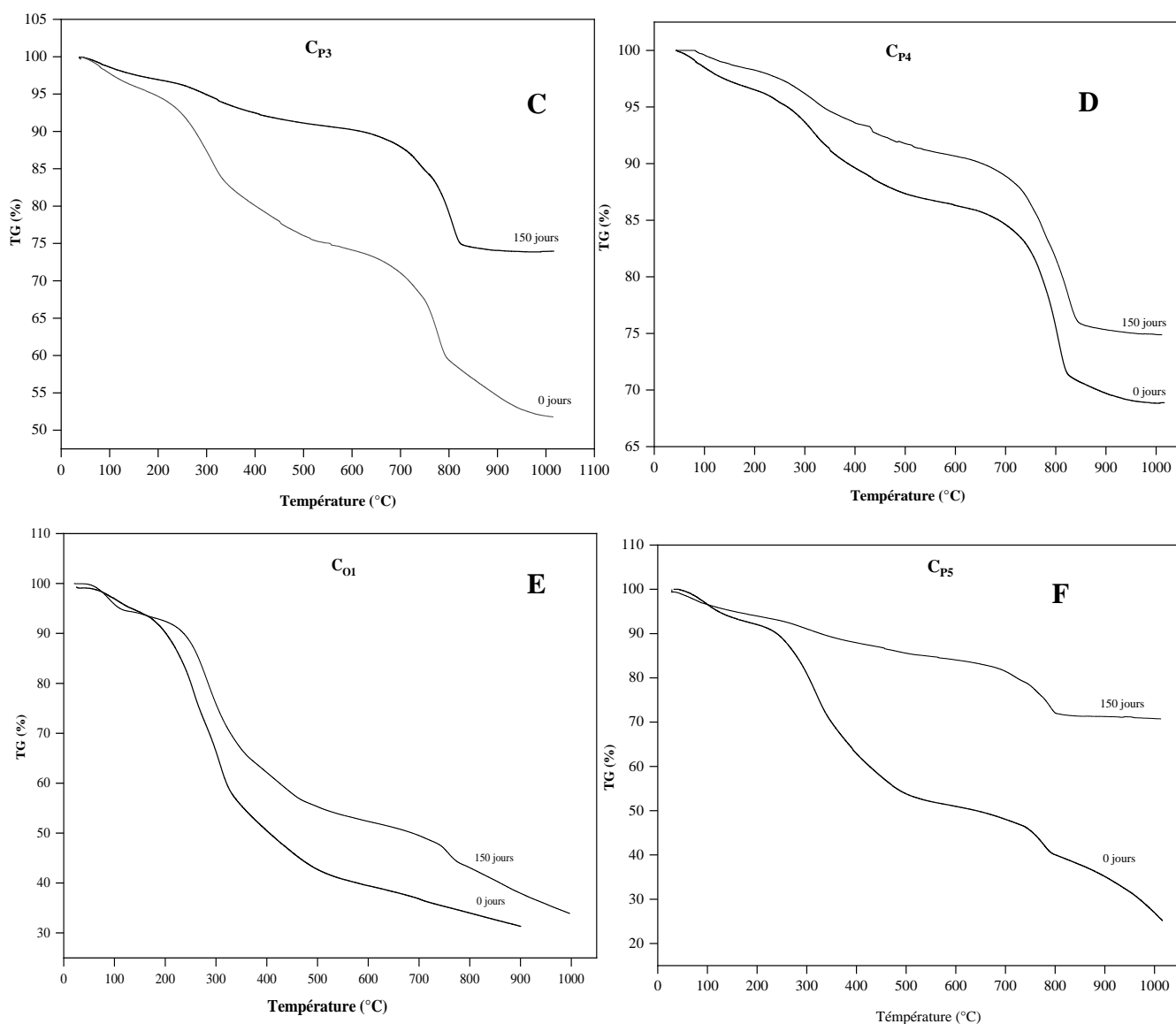
| Composts        | Temps (jours) | La perte de masse entre 180-600 °C (%) | La perte de masse entre 600-1000 °C (%) | La perte de masse totale (%) |
|-----------------|---------------|--|---|------------------------------|
| C <sub>P1</sub> | 0             | 24,5                                   | 15,83                                   | 40,33                        |
|                 | 150           | 10,2                                   | 13,22                                   | 23,42                        |
| C <sub>P2</sub> | 0             | 22,3                                   | 26,57                                   | 48,87                        |
|                 | 150           | 13,4                                   | 27,66                                   | 41,06                        |
| C <sub>P3</sub> | 0             | 20,94                                  | 22,25                                   | 43,19                        |
|                 | 150           | 6,77                                   | 16,32                                   | 23,09                        |
| C <sub>P4</sub> | 0             | 10,5                                   | 17,32                                   | 27,82                        |
|                 | 150           | 7,6                                    | 15,8                                    | 23,4                         |
| C <sub>P5</sub> | 0             | 41,75                                  | 26,05                                   | 67,8                         |
|                 | 150           | 10,46                                  | 13,02                                   | 23,48                        |
| C <sub>O1</sub> | 0             | 52,7                                   | 8,8                                     | 61,5                         |
|                 | 150           | 40,1                                   | 18,6                                    | 58,7                         |

Une perte de masse considérable au niveau des échantillons initiaux entre 180 °C et 600 °C par rapport aux échantillons des produits finaux. Cela pourrait être attribué à la grande présence des fractions thermiquement instables de MO dans les matières organiques initiales de départ, telles que les composés aliphatiques, les acides organiques, l'hémicellulose et les amines, qui se décomposaient facilement dans cette plage de températures (Lee et al. 2018; Voběrková et al. 2020). La perte de masse associée à cette réaction était plus élevée dans le témoin (52.7% à la phase initial et 40,01% après maturation) que dans les composts en BP (C<sub>P1</sub>, C<sub>P2</sub>, C<sub>P3</sub>, C<sub>P4</sub>, et C<sub>P5</sub>) qui n'a pas dépassée 41,75% à la phase initiale et 13.4% après maturation. Cette zone représentait la fraction de MO labile dans les déchets de la FODM et les DV. Celle-ci diminuait considérablement durant le compostage suite à sa biodégradation par une activité microbienne plus intense dans ses composts en présence de la BP, comme indiqué auparavant dans l'analyse FTIR. Dans les composts finaux C<sub>P1</sub>, C<sub>P2</sub>, C<sub>P3</sub>, C<sub>P4</sub>, et C<sub>P5</sub>, la fraction labile de la MO a été moins présente que dans le témoin C<sub>O1</sub>, ce qui peut expliquer les résultats obtenus de la perte de masse entre 180 °C et 600 °C.



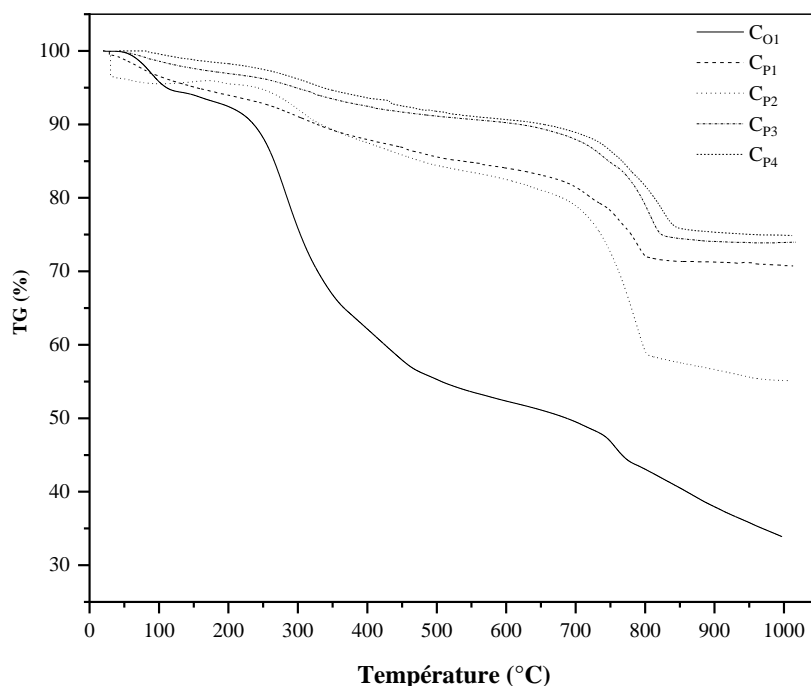
La deuxième perte de masse, entre 600 °C et 1000 °C, caractérise la décomposition d'une fraction plus stable de la MO, comme la lignine et les composés aromatiques complexes ou les polyphénols, ainsi que et les carbonates de la BP (Pietro et Paola 2004 ; Wickramatilake 2011). Parallèlement, dans la plage de température entre 480 °C et 650 °C, les thermogrammes des composts  $C_{P1}$ ,  $C_{P3}$ ,  $C_{P4}$ , et  $C_{P5}$  ont enregistré une diminution de la perte de masse fluctuée entre 15,83 et 26,05% à la phase initiale et 13,02 et 16,32% à la phase finale. Cela peut s'expliquer par la formation de structures aromatiques plus complexes avec des poids moléculaires élevés. Ces structures sont composés principalement des substances humiques plus stables qui sont liées aux minéraux argileux dans les composts contenant les BP formant ainsi des complexes argilo-humiques (Gerke 2018). Tandis que le compost  $C_{P2}$  a marqué une augmentation du pourcentage de la perte de masse, de même le témoin  $C_{O1}$ , qui a marqué une augmentation hautement significative de 8 à 18,6%. Cette tendance pourrait être liée à une faible stabilité des composants organiques des produits finaux de  $C_{P2}$  et  $C_{O1}$ , ce qui est en accord avec les résultats des analyses précédentes.





**Figure 3.9:** Courbes des pertes de masses en fonction de la température de différents composts étudiés à 0 et 150 jours (A, B, C, D, E, F).

La figure 3.10, a confirmé ces résultats et a montré que le compost  $C_{P2}$  était le moins stable avec une perte de masse total après 150 jours de 41.06% par comparaison aux autres composts enrichis par les BP. Ces derniers ont enregistré des pertes de masse d'environ 23%. En fait, comme il a été démontré dans des études précédentes, des composts plus stabilisés prennent plus d'énergie pour la décomposition, c'est-à-dire qu'ils nécessitent des températures plus élevées pour une durée plus longue pour atteindre les mêmes pertes de masse en raison de leur richesse en composés aromatiques très complexes (Barthod et al. 2018; Gerke 2018).



**Figure 3.10:** Comparaison des pertes de masses en fonction de la température des produits finaux de compostage.

## 5 Conclusion

L'ajout de la BP a considérablement amélioré les conditions du processus de compostage de la FODM et les DV et la qualité de leurs produits finaux en termes de durée thermophile, pH, EC, C/N, conservation de l'azote, disponibilité des nutriments, et l'humification de la stabilité de la MO. Cette amélioration était plus significative sur le compostage en FODM lorsque La BP était utilisé en combinaison avec des matériaux riches en C que l'utilisation de la BP uniquement. La phase thermophile a été prolongée de trois fois avec l'ajout de la BP et les DH, et la concentration de P Olsen a été augmentée de 156,36% par rapport au témoin. L'ajout combiné de la BP et des DV a donné la concentration de nitrate la plus élevée de 69,91 mg/L. En revanche, l'addition combinée de BP et des DS à la FODM induit une courte durée thermophile, un pH et une CE élevés et favorise la dénitrification. De plus, La BP peut proportionner la porosité élevée à l'air et la faible rétention d'eau des DV, conduisant à une décomposition élevée des composés lignocellulosiques et produisant un compost bien stabilisé et mûri par rapport au témoin. D'autre part, les matières organiques formés lors du compostage en présence des composants minéraux de la BP semblent plus stables que ceux formés dans les composts témoins contenant que la FODM ou les DV.

# Chapitre 4

---

## Isolement des bactéries bénéfiques et caractérisation leur rôle dans le processus du phosphocompostage.

---

*Ce chapitre est basé sur les articles:*

- ***Alcaligenes Aquatilis* GTE53: An inorganic phosphate solubilising, bioremediation bacterium isolated from new biotope “phosphate sludge enriched-compost”**. Publié dans Saudi Journal of Biological Sciences.
- **Isolation and characterization of the most efficient *Bacillus* strains in the phosphocomposting process**. En preparation.

### **Auteurs:**

Ayoub Haouas <sup>a</sup>, Cherkaoui El Modafar <sup>b</sup>, Allal Douira <sup>c</sup>, Saâd Ibensouda-Koraichi <sup>d</sup>,  
Abdelkarim Filali-Maltouf <sup>e</sup>, Abdelmajid Moukhli <sup>f</sup>, Soumia Amir <sup>a</sup>

<sup>a</sup> Laboratoire Polyvalent en Recherche et Développement, Faculté Polydisciplinaire, Université Sultan Moulay Slimane, Beni Mellal, Morocco.

<sup>b</sup> Laboratoire d'Agrobiotechnologie et Bioingénierie, Faculté des Sciences et Techniques, Université Cadi Ayyad, Marrakech, Morocco.

<sup>c</sup> Laboratoire de Botanique Biotechnologie et de Protection des Plantes, Faculté des Sciences, Université Ibn Tofail, Kenitra, Morocco.

<sup>d</sup> Laboratoire de Biotechnologie Microbienne et Molécules Bioactives, Faculté des Sciences et Techniques, Université Sidi Mohamed Ben Abdellah, Fès, Morocco.

<sup>e</sup> Laboratoire de Microbiologie et Biologie Moléculaire, Faculté des Sciences, Université Mohammed V, Rabat, Morocco.

<sup>f</sup> Unité de Recherche d'Amélioration génétique des plantes, Institut national de la Recherche Agronomique, Marrakech, Morocco.



## 1. Introduction

Le phosphocompostage est un processus à médiation microbienne qui implique la solubilisation de P et la dégradation de la MO, il offre un avantage environnemental pour le développement des microorganismes (Kutu et al. 2019). Le processus stimule la croissance de nombreux types de bactéries et de champignons à différentes étapes du compostage. Celles-ci produisent de grandes quantités d'acides organiques et de substances humiques (Suárez-Estrella et al. 2008), y compris la libération d'enzymes extracellulaires qui favorisent la dégradation des matières organiques (Vishan et al. 2014). D'autres micro-organismes spécifiques solubilisant le phosphore, tels que *Pseudomonas* spp., *Bacillus* spp., *Aspergillus* spp., et *Penicillium* spp. sont également identifiés pendant le processus du compostage (Zaidi et al. 2009). L'identification et la quantification de ces micro-organismes au cours du phosphocompostage est donc cruciale pour évaluer les informations utiles concernant la transformation et la libération des nutriments (Castaldi et al. 2008).

Des études ont été menées sur le nombre, les types et les distributions des bactéries pendant le phosphocompostage. Cependant, les recherches sur bactéries dites bénéfiques tolérantes aux stressés biotiques et abiotiques, sont très limitées. Les bactéries bénéfiques peuvent remplir de multiples fonctions, y compris la fixation du N<sub>2</sub>, la solubilisation des nutriments, la biosynthèse des phytohormones, des antibiotiques, des enzymes hydrolytiques, des sidérophores et induisant la résistance contre les agents pathogènes (Aloo et al. 2019).

Dans notre étude nous avons identifiés cinq bactéries bénéfiques s'appartient au genre *Bacillus* et *Alcaligenes*, dont les espèces ont été déterminées comme : *Bacillus paramycoides*, *Bacillus* sp., et *Alcaligenes aquatilis*. *Alcaligenes aquatilis* est une bactérie rare, qui a été trouvée pour la première fois dans un environnement aquatique (Van Trappen et al. 2005). Elle peut vivre et se développer dans des environnements trop stressants tels que les écosystèmes marins. De plus, elle a la capacité d'utiliser des hydrocarbures aromatiques comme source de C et N (Durán et al. 2019). Cette bactérie peut vivre dans des zones urbaines contaminées par le pétrole et ses dérivés. Pande et al. (2017) ont évalué les caractéristiques biotechnologiques d'*Alcaligenes aquatilis*, et ont démontré qu'elle pourrait dissoudre le phosphate inorganique en contribuant à l'amélioration de la croissance des plants de maïs.

Par ailleurs, *Bacillus* est l'un des genres majeurs et dominants dans l'environnement caractérisé comme bactéries promotrices dans plusieurs cultures, dont la tomate, le riz, l'aubergine (Li et

al. 2019). Les *Bacillus* sont capables de solubiliser le complexe P-métal pour libérer du P biodisponible sous forme d'orthophosphate par des mécanismes spécifiques impliquant principalement des acides organiques. Elles interviennent aussi dans la production de sidérophores et des enzymes phosphatases jouant un rôle clé dans l'hydrolyse des formes P organiques (Bargaz et al. 2018). En raison de leur compétence en matière de formation d'endospores, elles pourraient défier un environnement défavorable, généralement sont cultivés dans un environnement extrême avec des conditions nutritionnelles limitées en nutriments (Kushwaha et al. 2019).

L'objectif de cette étude, est la recherche du rôle et de l'importance de chacune de ces cinq bactéries pendant le phosphocompostage de la BP. Ainsi que nous avons testé leurs fonctions bénéfiques pour une utilisation probable à des fins biotechnologiques. Pour cette raison, les souches ont été testées pour la production de substances qui favorisent la croissance des plantes, la tolérance aux facteurs de stress environnementaux, Bioremédiation à travers la dégradation du phénol et le potentiel d'antagonisme envers les micro-organismes pathogènes.

## **2. Matériels et méthodes**

### **2.1. Criblage des isolats bactériens pour la solubilisation du P**

La procédure de l'isolement a été réalisée en utilisant le protocole suivant : 1 gramme de l'échantillon de différentes phases de compostage (mésophile, thermophile, et maturation) a été dispersé dans 9 ml d'eau distillée stérile et une dilution en série a été effectuée. Par la suite, une aliquote de 100  $\mu$ L de la solution de  $10^{-4}$ ,  $10^{-5}$ , et  $10^{-6}$  a été étalée sur un milieu solide de Pikovskaya (PVK) (pH 7) (Annexe 1) contenant du phosphate tricalcique  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)$  (TCP) comme seule source de P (Yu et al. 2019). Après 7 jours d'incubation à  $28 \pm 2$  °C, les colonies avec un halo clair étaient marquées positives pour la solubilisation du phosphate (Wei et al. 2017; Yu et al. 2019). Par conséquent, les colonies des souches isolées ont été purifiées 2 à 3 fois par la méthode de l'épuisement par stries sur le même milieu PVK jusqu'à l'obtention de colonies pures. Les isolats démontrent des colonies morphologiquement différentes et présentaient un grand diamètre du halo de solubilisation et possèdent un indice de solubilisation (IS) supérieur à 2.2. Elles ont été sélectionnées comme performantes en terme de solubilisation de TCP. L'IS a été déterminé via l'équation suivante (Premono et al. 1996) :

$$\text{Indice de solubilisation (IS)} = (D_c - D_h)/D_c \quad (1)$$

$D_c$  est le diamètre de la colonie;  $D_h$  est le diamètre de la zone du halo.

## 2.2 Caractérisation phénotypique

Pour la caractérisation des isolats sélectionnés, des tests phénotypiques ont été effectués en utilisant la méthode rapportée par Benjelloun et al. (2019). À l'exception de la tolérance au stress hydrique, tous les tests ont été réalisés sur des boîtes en milieu solide de l'Extrait de Levure Mannitol (YEM) (Annexe 1) inoculées avec une préculture bactérienne puis incubées à 28 °C pendant 7 jours. Pour la tolérance à différentes températures, les boîtes inoculées ont été incubées à 28, 45, 50, 55 et 60 °C. Pour la tolérance au pH, le milieu solide YEM a été ajusté aux valeurs de 3, 5, 6, 7, 8, 9 et 10 en utilisant une solution de NaOH (40%) et HCl (37.2%). De plus, pour la tolérance au NaCl, les milieux ont été préparés en utilisant des concentrations de NaCl de 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, et 8%. Le stress hydrique a été examiné à des concentrations de polyéthylène glycol 6000 (PEG 6000) de 5, 10, 15, 20 et 25% dans des tubes à essai de YEM liquide. De plus, la méthode de coloration de Gram et l'observation de la morphologie cellulaire ont été effectuées comme décrit dans le Manuel de Bergey sur la détermination de la bactériologie (1923).

## 2.3 Activité antibactérienne

L'activité anti-pathogène a été déterminée en utilisant la méthode de diffusion sur bloc d'agar, où une colonie de la souche isolée a étéensemencée sur la surface des boîtes en milieu Luria-Bertani (LB) solide (Annexe 1) préalablement étalés avec une culture bactérienne de l'un des organismes pathogènes suivants : *Streptococcus* sp. CCMM/B24, *Salmonella* sp. CCMM/B7 et *Escherichia coli* CCMM/B4. L'apparition d'un halo d'inhibition autour de la colonie présente l'indice de l'effet inhibiteur de la bactérie étudiée (Zahir et al. 2013).

L'activité antifongique de la souche GTE53 a été vérifiée en observant l'inhibition de la croissance du mycélium d'un agent pathogène hautement virulent, *Fusarium oxysporum albedinis* A27 (Foa/A27). Un échantillon fongique provenant d'une culture active (5 mm de diamètre) a été inoculé au centre de la boîte de Pétri contenant un milieu Potato dextrose agar (PDA). Une concentration de  $\sim 6 \times 10^8$  CFU.ml<sup>-1</sup> de chaque souche bactérienne a été striée en ligne droite le long de la périphérie de la boîte de Pétri. L'incubation des boîtes de Pétri inoculées a été réalisée à 28 ± 2 °C. Une plaque de Pétri repérée par des champignons sans



souche bactérienne a été préparée comme témoin. Le pourcentage d'inhibition de la croissance mycélienne a été calculé selon Sharma et al. (2019).

Le pourcentage d'inhibition a été calculé par rapport au témoin en utilisant l'équation suivante (El Hassni et al. 2007).

$$\text{Inhibition (\%)} = [(C_0 - C_t)/C_0] * 100$$

$C_0$  est le diamètre de la colonie dans le témoin;  $C_t$  est le diamètre de la colonie dans le traitement.

Toutes les bactéries pathogènes et le champignon du test ont été fournis par les Collections coordonnées marocaines de microorganismes (CCMM).

## **2.4 La biodégradation du phénol**

Une aliquote de 5 ml d'inoculum fraîchement cultivé de la souche GTE53 ( $DO_{600\text{nm}} = 0,67$ ) a été transférée dans un ballon contenant 100 ml du milieu salin minimal (MSM) (Annexe 1) (Yang et al. 2020). Du phénol comme seule source de C a été ajouté au milieu pour la préparation de 200, 400, 800, 1100, 1400, 1700, 2000, et 2500  $\text{mg.L}^{-1}$ . Après 48 h d'incubation à 28 °C, la croissance cellulaire et le pourcentage d'élimination du phénol ont été mesurés et calculée selon l'équation suivante (Li et al. 2019) :

$$\text{Taux d'élimination du phénol (\%)} = [(C_i - C_r)/C_r] * 100$$

$C_i$ : concentration initiale de phénol;  $C_r$ : concentration résiduelle de phénol après la période d'incubation.

## **2.5 Attributs de promotion de la croissance des plantes**

### **2.5.1. Solubilisation du phosphate en milieu PVK liquide**

L'efficacité de solubilisation du phosphate a également été déterminée en culture liquide. Tout d'abord, un inoculum des isolats purifiés de concentration de 5% ( $DO_{600\text{nm}} = 0,5$ , v:v) a été inoculé dans un flacon Erlenmeyer de 250 ml contenant 100 ml de milieu PVK avec 0,5 g de BP (PVK-BP), et un autre essai a été menée en utilisant la RP marocaine comme seule source de P (PVK-RP). L'incubation a été effectuée sur un agitateur rotatif à 150 tr/min et 28 °C pendant 6 jours. Après incubation, 1 ml du surnageant a été prélevé aux jours 2, 4 et 6. Le phosphate soluble dans le surnageant de culture a été mesuré par la méthode au bleu de

molybdène et les valeurs de pH ont également été enregistrées aux mêmes intervalles de temps à l'aide d'un pH-mètre numérique (Paul and Sinha 2017; Yu et al. 2019).

### **2.5.2. Production des sidérophores**

Les isolats ont été testés pour la production de sidérophores sur du milieu chrome azurol S (CAS) (Annexe 1), inoculés par la méthode spot et incubés à 28 °C pendant 48h. La production de sidérophores a été évaluée par l'apparition d'un halo jaune autour de la colonie (Louden et al. 2011).

### **2.5.3. Production de l'acide indole acétique**

La production d'acide indole acétique (AIA) a été déterminée selon Bric et al. (1991) en utilisant du milieu LB contenant 0,5 g.L<sup>-1</sup> de L-tryptophane et inoculé à 28 °C jusqu'à ce que les colonies bactériennes atteignent un diamètre de 1 à 2 mm. Les colonies ont été incubées après avoir été recouvertes par du papier filtre saturé de réactif Salkowski (Annexe 1). La formation des halos rouges indique la production d'AIA.

### **2.5.4. Fixation du N**

La fixation du N a été déterminée par l'observation de la croissance des souches bactériennes dans le milieu solide de Burk (Annexe 1) sans N (Castellano Hinojosa et Bedmar 2017).

## **2.6 Caractérisation moléculaire des souches par la rRNA 16S**

### **2.6.1. Extraction de l'ADN total**

L'ADN total des isolats bactériens a été obtenu par extraction au phénol-chloroforme, à partir de cultures bactériennes en phase de croissance exponentielle (Chen et Kuo 1993). Les cellules ont été centrifugées par centrifugation à 13 000 tr.min<sup>-1</sup> pendant 5 min, puis sont remises en suspension dans du tampon de lyse (Annexe 2). Ensuite, 100µl du NaCl 5 M a été ajouté à la solution, les tubes ont été centrifugés à 13000 tr.min<sup>-1</sup> pendant 10 min à 4 °C. Les surnageants ont été transférés dans de nouveaux microtubes et des volumes égaux de phénol-chloroforme:alcool isoamylique (25:24:1, v/v) ont été ajoutés. L'ADN a été précipité dans de l'éthanol absolu et lavé deux fois avec l'éthanol à 75%, puis séché et redissous dans l'eau pure stérile. La concentration et la pureté de l'ADN ont été évaluées à l'aide d'un spectrophotomètre NanoDrop™. Les ADN ont été dilués afin d'obtenir une concentration standard de 100 ng.µl<sup>-1</sup>

<sup>1</sup>, et ont été stockés à -20 °C pour une utilisation ultérieure, comme pour l'amplification de la matrice par PCR (Polymerase chain reaction).

### **2.6.2. Amplification de la rRNA 16S**

Près de 1500 pb du gène d'ARNr 16S ont été amplifiés à l'aide des deux amorces universelles rD1/fD1 dont les séquences sont (5'AAGGAGGTGATCCAGCCGCA3') / (5'GGAGAGTTAGATCTTGGCTC3') (Weisburg et al. 1991). Dans un volume réactionnel de vingt-cinq µl, le mélange préparé contient: 1 µl d'ADN d'une concentration de 100 ng.µl<sup>-1</sup>, 1 µl de chaque amorce à 10 µM, 9.5 µl de l'eau pure stérile et 12.5 µl de MytTaq<sup>TM</sup> Mix, 2x (BIOLINE) prêt à l'emploi, contenant l'enzyme Taq polymérase, le tampon de réaction, MgCl<sub>2</sub> et les dNTPs. Les cycles suivants ont été utilisés selon les conditions optimales fournies avec le MytTaq<sup>TM</sup> Mix : dénaturation initiale (95 °C pendant 60 secondes), suivie de 35 cycles (95 °C pendant 15 secondes, température de hybridation 60 °C pendant 15 secondes, 72 °C pendant 10 secondes), suivis par 1 min d'extension finale à 72 °C. La vérification de l'amplification des fragments d'ADN a été réalisée par électrophorèse horizontale sur gel d'agarose 1% contenant 0.5 µg.ml<sup>-1</sup> de bromure d'éthidium (BET) dans le tampon TAE 1X. Le 1Kb (HyperLadder, BIOLINE<sup>TM</sup>) a été utilisé comme marqueur du poids moléculaires lors de chaque migration effectuée. La visualisation de la migration des bandes a été faite par Ultra-violet à l'aide d'un transilluminateur UV (Enduro GDS).

### **2.6.3. Séquençage et analyse du gène de l'ARNr 16S**

Les produits d'amplification de l'ARNr 16S ont été purifiés en utilisant le système purification des produits de PCR Quiagen, Le séquençage a été réalisé sur un séquenceur automatique BIOSYSTEME 3130 (Cité de l'Innovation de Fès). Les séquences obtenues ont été comparées avec celles de la base de données GenBank (NCBI : National Center for Biotechnology Information), à l'aide du logiciel BLASTn (Basic Local Aligement Search Tool) (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/Blast.cgi>) (Altschul et al. 1997). Les pourcentages d'identité entre les séquences des gènes ARNr 16S des souches étudiées ont été révélées et les séquences sont déposées et identifiées dans la banque de données GenBank via un numéro d'accension.

Les séquences nucléotidiques ont été alignées, vérifiées, et corrigées manuellement à l'aide de Chromas 2 (Version 2.6.5) et MEGA 7 (Version 7.0.26). Les analyses phylogénétiques ont été établies par le logiciel MEGA 7. Les distances ont été calculées selon Kimura's two-parameter model (Kimura, 1980). Les arbres phylogénétiques ont été élaborés selon la méthode de

Neighbor joining (Saitou and Nei, 1987). La prise en charge des nœuds a été estimée avec 1000 répliques bootstrap.

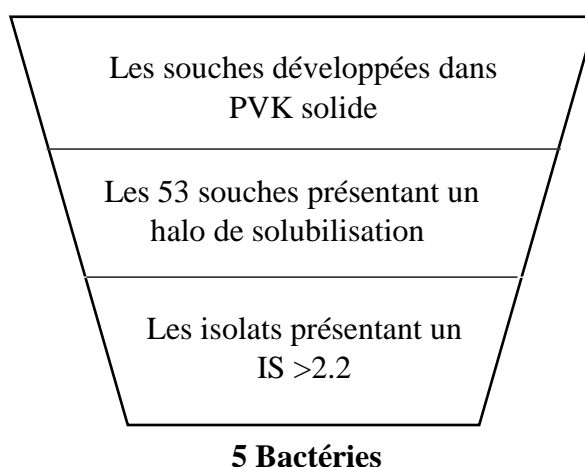
## 2.7 Les analyses statistiques

Les expériences ont été réalisées en triple et toutes les données sont rapportées sous forme de moyenne  $\pm$  écart-type. Toutes les analyses statistiques ont été effectuées en utilisant SPSS version 25.0 avec un niveau de signification de 0,05.

## 3. Résultats et discussion

### 3.1. La sélection des isolats

Cinquante-trois bactéries solubilisatrices des phosphates (BSP), provenant de cinq échantillons différents et de phases caractéristiques de compostage (mésophile, thermophile, et maturation) ont été isolées sur la base de la formation de halo claire dans le milieu PVK solide. Cinq isolats, appelées CIE71, BFSPL36, BISP32, C1F45 et GTE53, ont été sélectionnées comme performantes en solubilisation de phosphate tricalciques dans le milieu PVK solide avec un SI  $>2.2$ . La méthode de criblage a été réalisée comme présentée dans la Figure 4.1. Alors que le nom, le milieu d'isolement, et la valeur IS de chaque isolat ont été regroupés dans le tableau 4-1. Les cinq souches isolées ont été caractérisées comme des BSP, montrant une zone claire (halo) autour de sa colonie.



**Figure 4.1:** Schémas explicatif de la méthode de sélection des souches performantes pour la solubilisation des phosphates.

**Tableau 4-1:** Les noms des isolats sélectionnés, leur milieu d'isolement, et leur indice de solubilisation.

| Le nom de l'isolat | Milieu d'isolement                  | IS         |
|--------------------|-------------------------------------|------------|
| CIE71              | C <sub>P1</sub> , stade mésophile   | 4.38 ±0.7  |
| BFSPL36            | C <sub>P1</sub> , stade maturation  | 2.25 ±0.27 |
| BISP32             | C <sub>P5</sub> , stade mésophile   | 2.58 ±0.25 |
| GTE53              | C <sub>P4</sub> , stade thermophile | 2.45 ±0.3  |
| C1F45              | C <sub>P2</sub> , stade maturation  | 2.22 ±0.1  |

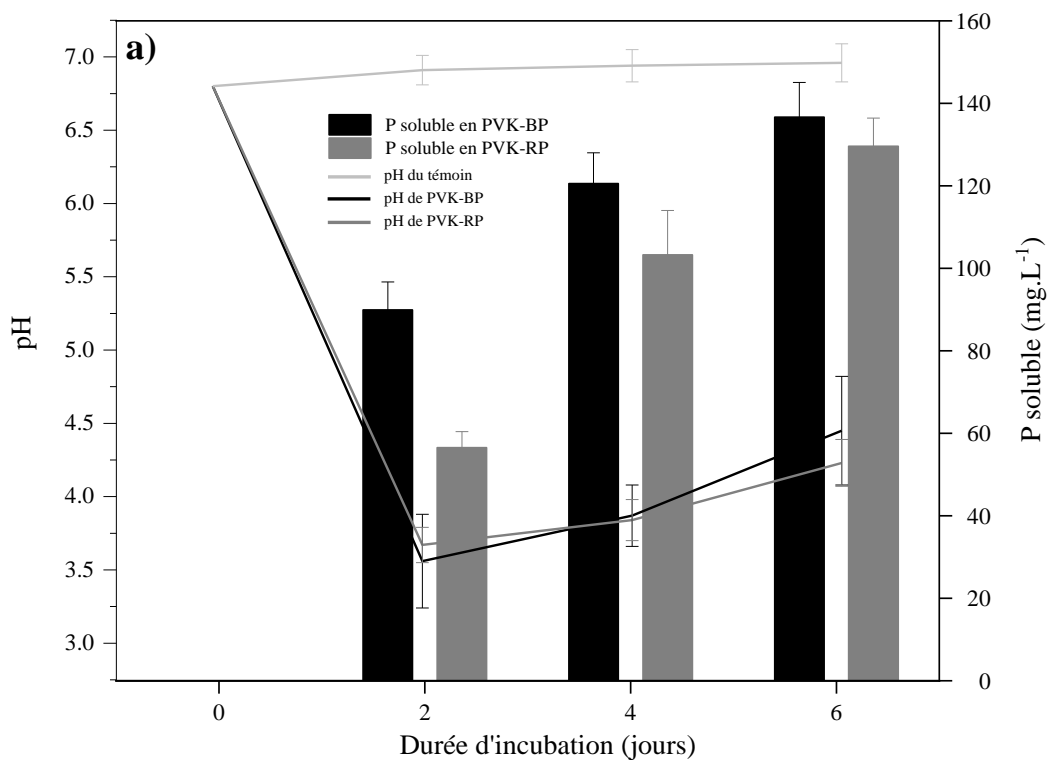
### 3.2. Les attributs de la promotion de la croissance des plantes

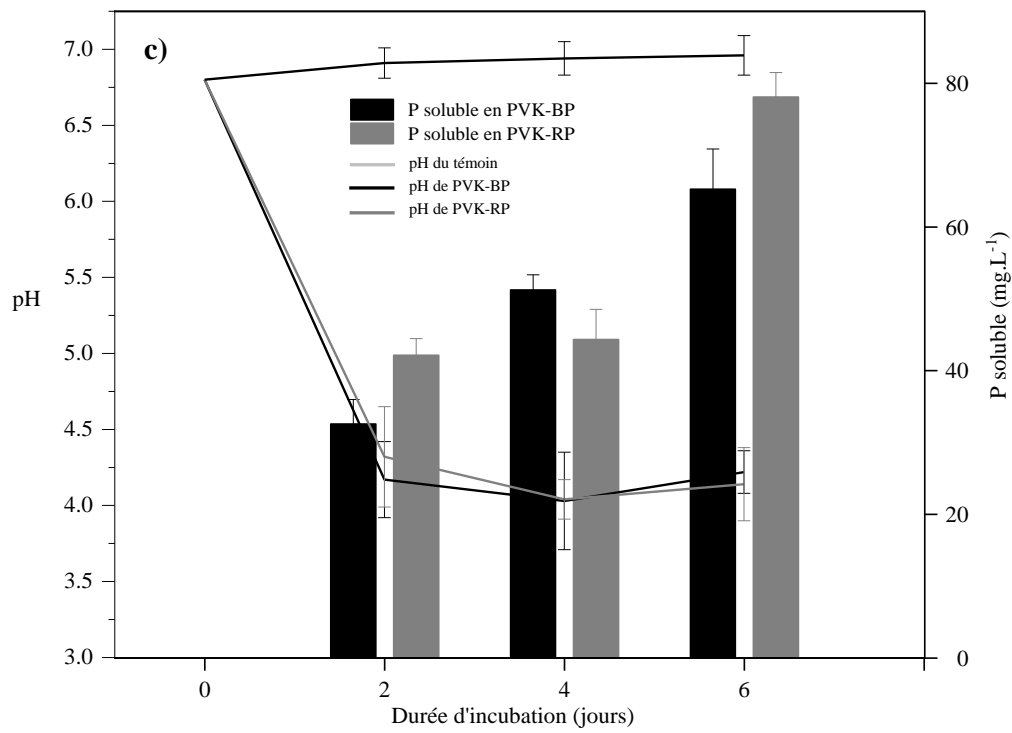
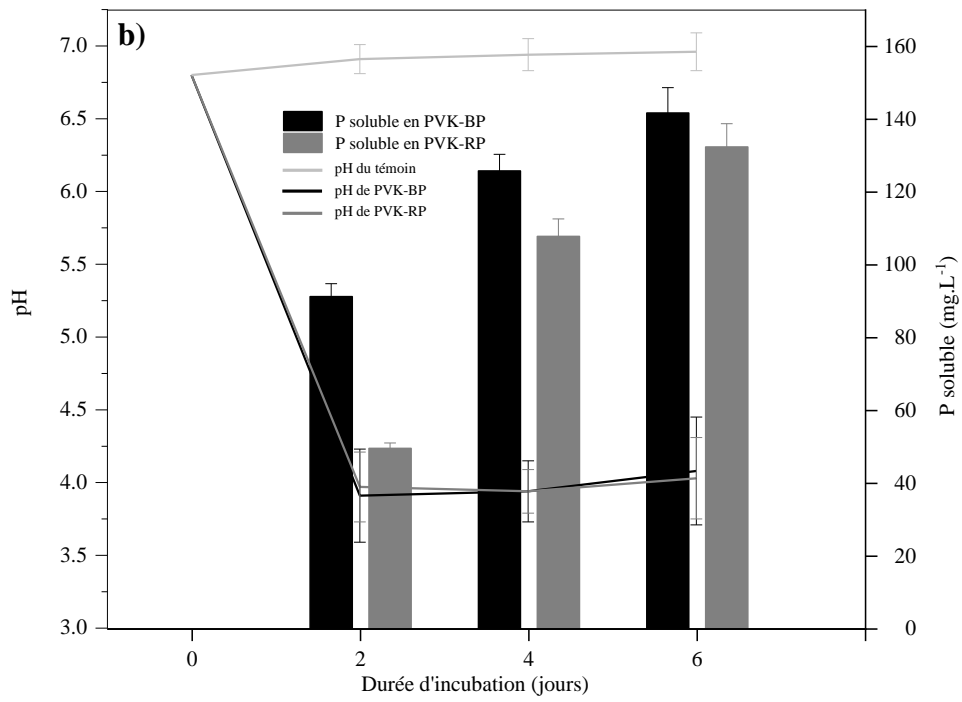
#### 3.2.1. Solubilisation de phosphate

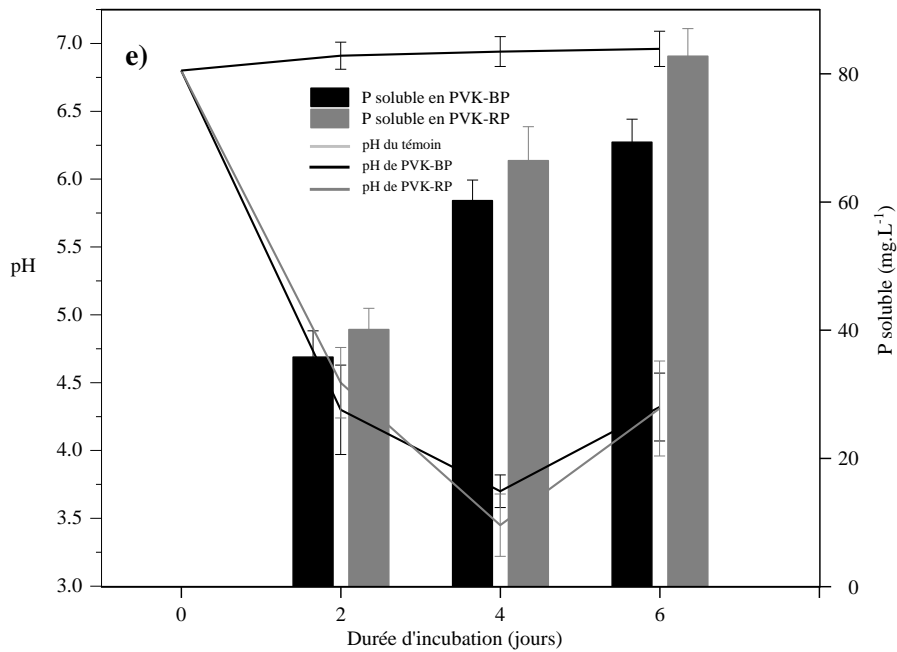
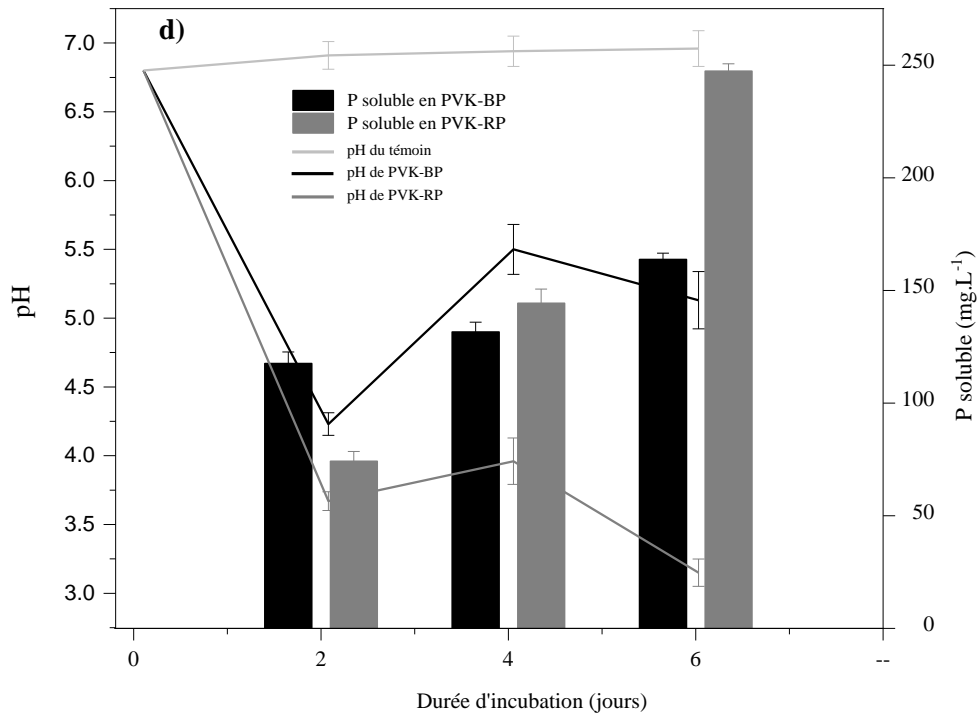
La valeur du P soluble et le pH correspondants des 5 souches dans 2, 4, et 6 jours de culture dans deux milieux PVK enrichis par BP et RP, sont indiqués dans la figure 4.2. Comme indiqué, les valeurs du P soluble dans le surnageant hébergeant ont tous été considérablement augmentés pour atteindre leur maximum au 6<sup>ème</sup> jour. Les milieux PVK liquides contenant de la BP et la RP insolubles sont passés de trouble à clair après la culture des BSP. La teneur finale du P soluble après 6 jours d'incubation était comprise entre 65.26 et 162.8 mg.L<sup>-1</sup> dans le milieu avec BP et entre 78.09 et 247.4 mg.L<sup>-1</sup> dans le milieu avec RP. Les capacités des souches à dissoudre le phosphate de calcium variaient de manière significative. La souche GTE53, avait la meilleure performance en solubilisation du P de la BP et de la RP, avec 162.8 mg.L<sup>-1</sup> et 247.4 mg.L<sup>-1</sup> de P dissous, respectivement. La plus faible performance en solubilisation de P a été observée dans le milieu inoculé par BISP32 avec du P dissous de seulement de 65.26 mg.L<sup>-1</sup>. En revanche, ces résultats n'étaient pas cohérents avec les expériences susmentionnées des valeurs d'IS. Ceci peut s'expliquer par la différence de la nature du phosphate utilisé entre le test en milieu PVK solide et le milieu PVK liquide ou en raison de la non-dispersion des substances solubilisatrices du P produites par les souches sur les boîtes du milieu solide.

Le pH montre une diminution dans tous les milieux de culture des souches avec les BP ou la RP (Figure 4-3), indiquant que des substances acides ont été produites pendant la période d'incubation. Les valeurs de pH des cultures de souches BISP32, CIE71, BFSPL36, et C1F45 variaient de manière semblable démontrant une diminution significative dans les deux premiers

jours. Ces valeurs ont augmenté légèrement dans les deux derniers jours de l'incubation. En parallèle, la dynamique du pH de la culture de la souche GTE53, était différente aux celles des autres souches avec une diminution du pH dans les deux premiers jours puis une augmentation du 2<sup>ème</sup> au 4<sup>ème</sup> jour en suite une deuxième diminution au dernier stade d'incubation. La diminution du pH indique que des substances acides sont produites pendant la culture. En général, les souches BSP, produisent les acides organiques qui entraînaient une acidification de l'environnement cellulaire ce qui permet de solubiliser le P (Li et al. 2019). D'autres auteurs ont rapporté aussi que le processus de solubilisation était provoqué par divers acides organiques produits qui se chélaient avec les ions  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$  et  $\text{Al}^{3+}$  pour dissoudre le phosphate insoluble (Alori et al. 2017).







**Figure 4.2:** L'activité de solubilisation du phosphate et le pH correspondant des milieux de culture. a) BFSPL36, b) CIE71, c) BISP32, d) GTE53, et e) C1F45.



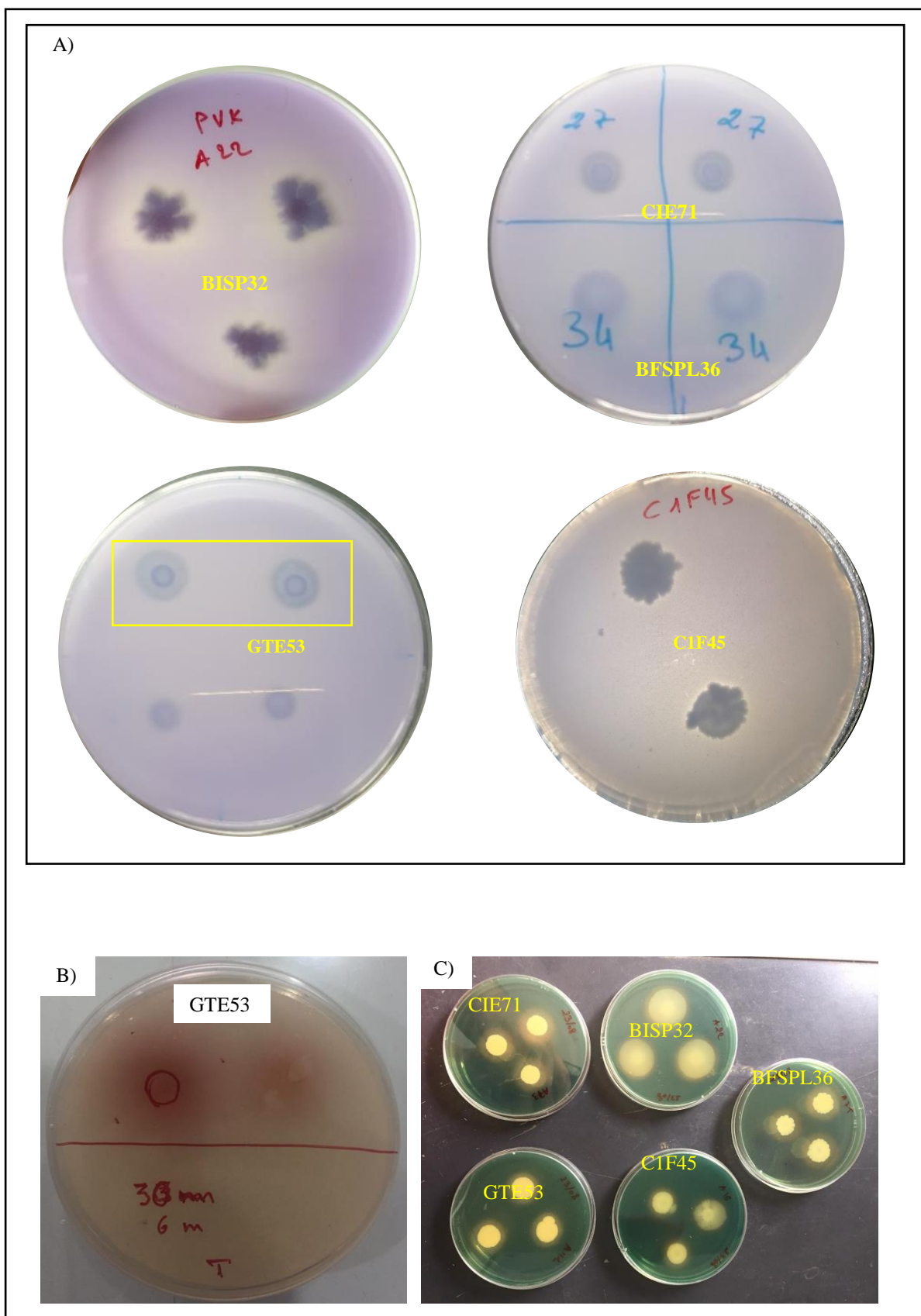
### 3.2.2. Production des sidérophores, l'AIA et la fixation du N

Comme indiqué dans le chapitre précédent, le P libéré lors du compostage peut être complexé par des ions fer ( $Fe^{2+}$ ), dans ce contexte, les souches isolées peuvent jouer un rôle vital dans le cycle P en contrôlant la liaison de P à la surface des ions de fer via la production de chélateurs de fer spécifique, appelés sidérophores (Figure 4.4) (Hamdali et al. 2008; Castellano Hinojosa et Bedmar 2017). D'autre part, en reliant l'augmentation du N lors du compostage à la contribution des bactéries, il a été possible de définir le rôle des bactéries fixatrices du N comme GTE53 dans cette augmentation en fixant le N atmosphérique et par conséquent, l'atténuation de la perte du N s'est produite en particulier dans la phase thermophile. De plus, nous avons constaté que les souches étudiées BISP32 et GTE53 pouvaient produire de l'AIA en présence de L-tryptophane (Tableau 4-2) (Figure 4.4). Cette phytohormone est impliquée dans de nombreuses réponses de croissance et de développement des plantes (Bargaz et al. 2018).

**Tableau 4-2:** Les attributs de la promotion de la croissance des plantes produits par les souches sélectionnées.

|                  | CIE71 | BFSP36 | BISP32 | GTE53 | C1F45 |
|------------------|-------|--------|--------|-------|-------|
| AIA              | -     | -      | +      | +     | -     |
| Sidérophores     | +     | +      | +      | +     | +     |
| P solubilisation | +     | +      | +      | +     | +     |
| Fixation de N    | -     | -      | -      | +     | -     |

+ produit ; - ne produit pas

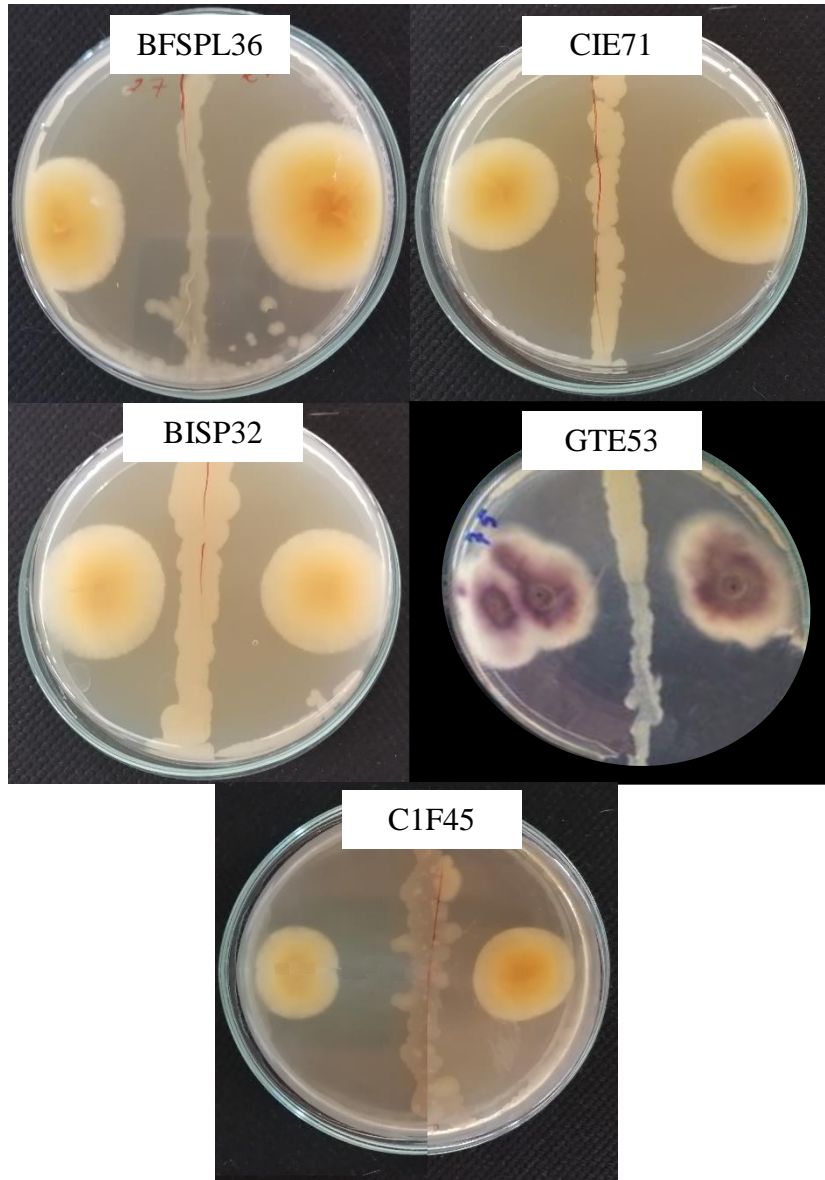


**Figure 4.3:** A) La solubilisation de phosphate en milieu solides, B) la production d'AIA, et C) la production des sidérophores par les souches étudiées.

### 3.3. L'effet inhibiteur des isolats contre les pathogènes

L'effet inhibiteur des souches CIE71, BFSPL36, BISP32, C1F45, et GTE53 contre les pathogènes, a été étudié et les résultats obtenus sont représentés dans le tableau 4-3. En plus de l'élévation de la température qui aboutit à la suppression des pathogènes pendant le compostage, la présence des bactéries bénéfiques pourrait avoir un effet suppressif. Les résultats ont montré que les cinq souches ont eu un effet inhibiteur contre des bactéries pathogènes Gram-positives et Gram-négatives, celles-ci présentent les bactéries pathogènes les plus abondants dans le compost selon plusieurs auteurs (Krzyściak et al. 2013; Jones et al. 2014; Atif et al. 2020; Ramos et al. 2019).

Cet effet pourrait être lié à la production des substances bioactifs qui ont un effet antibactérien ou antagoniste (tels que cyanate d'hydrogène, phénazines, pyrrolnitrine, 2,4-diacétylphloroglucinol, pyolutéorine, viscosinamide et tensine, etc.) (Zahir et al. 2013, 2014; Paul et Sinha 2017; Bargaz et al. 2018). Les sidérophores produits par les isolats bactériens peuvent être impliqués dans l'activité antagoniste en privant le fer d'autres micro-organismes concurrents. Le fer est crucial pour tous les organismes vivants et comme observé précédemment (chapitre 3), sa concentration lors du compostage avait été réduite en raison de la formation de complexes de phosphate de fer (Alori et al. 2017). Cette insuffisance de fer dans le milieu du compost, incite la bactérie à confisquer le fer des agents pathogènes, limitant ainsi leur développement (Syed-Ab-Rahman et al. 2018). De plus, l'effet antifongique des souches bactériennes a été étudié, montrant un fort potentiel antagoniste (Figure 4-5) (Tableau 4-3). BFSPL36, CIE71, BISP32, GTE53, et C1F45 Pourraient inhiber respectivement  $61,1 \pm 1,2$ ,  $66,7 \pm 0,9$ ,  $63,3 \pm 0,7$ ,  $43,75 \pm 1,1$ , et  $70,0 \pm 0,6$  %, de la croissance mycélienne du Foa A27. Le *Fusarium oxysporum albedinis* est signalée comme la maladie fongique la plus nocive (Bayoud) du palmier dattier au Maroc et en Algérie (Dihazi et al. 2012; Alwahshi et al. 2019).



**Figure 4.4:** L'effet inhibiteur des souches étudiées contre *Fusarium oxysporum albedinis*.

**Tableau 4-3:** Diamètres du halo et les pourcentages d'inhibition des souches étudiées contre les microorganismes pathogènes.

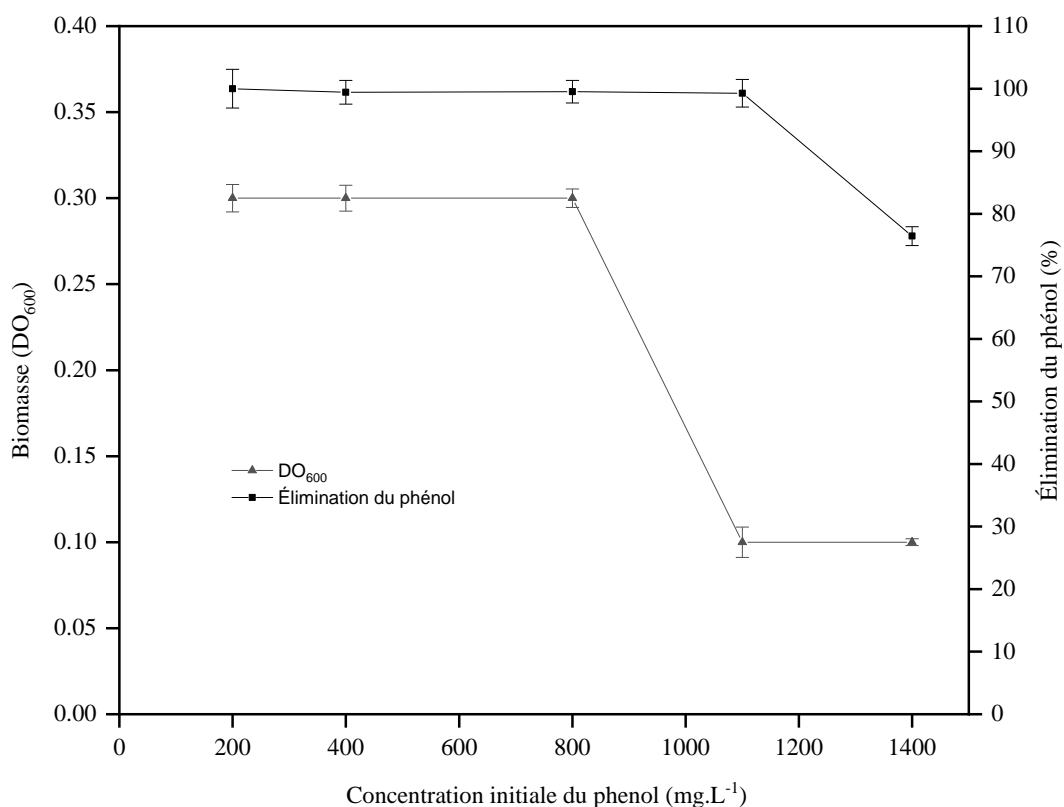
|         | Halo d'inhibition (mm)   |                       |                         | <i>Fusarium oxysporum albedinis</i><br>(%) |
|---------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|--|
|         | <i>Streptococcus sp.</i> | <i>Salmonella sp.</i> | <i>Escherichia coli</i> |  |
| BFSPL36 | 21,0 ±0,24               | 18,0 ±1,63            | 6,0 ±0,44               | 61,1 ±1.2                                  |
| CIE71   | 20,0 ±0,11               | 16,0 ±0,85            | 10,0 ±0,53              | 66,7 ±0.9                                  |
| BISP32  | 6,0 ±0,78                | 69,0 ±2,19            | 12,0 ±0,77              | 63,3 ±0.7                                  |
| GTE53   | 18,0 ±0,23               | 15,0 ±0,31            | 20,0 ±0,21              | 43,75 ±1.1                                 |
| C1F45   | 7.3 ±0.5                 | 11.7 ±0.14            | 6.8 ±0.21               | 70,0 ±1.6                                  |

### 3.4. Biodégradation du phénol

La biodégradation du phénol et l'inhibition de la croissance de la biomasse à diverses concentrations initiales de phénol (200-2500 mg.L<sup>-1</sup>) avec une concentration en inoculum de DO<sub>600</sub> =0,67 ont été déterminées après 48 heures d'incubation (Figure 4.6). La bactérie GTE53 a démontré une dégradation efficace du phénol, entraînant la quasi-élimination de tout le phénol dans la solution de 200 mg.L<sup>-1</sup>. Alors que, le taux d'abattement a atteint 99,4, 99,5, et 99,2% dans les solutions contenant 400, 800 et 1100 mg.L<sup>-1</sup> de phénol, respectivement. Aussi la croissance cellulaire n'a diminué que dans le milieu contenant 1100 mg.L<sup>-1</sup> et la bactérie peut tolérer une concentration en phénol allant jusqu'à 1400 mg.L<sup>-1</sup>, avec un taux d'élimination de 76,4% du phénol. A la limite de 1400 mg.L<sup>-1</sup> de phénol quand la concentration dépasse ce seuil, un effet inhibiteur a été observé et la croissance de la biomasse a chuté vigoureusement jusqu'à ce qu'aucune croissance ne soit observée aux concentrations élevées de 2000 et 2500 mg.L<sup>-1</sup>.

Par conséquent, GTE53 a montré un grand potentiel pour dégrader efficacement le phénol, un produit chimique hautement toxique largement trouvé dans les eaux usées industrielles (Li et al. 2019). Au cours de l'expérience, les résultats obtenus s'expliquent par la capacité de la bactérie GTE53 à décomposer le phénol en composés plus simples H<sub>2</sub>O et CO<sub>2</sub> par clivage du cycle aromatique du phénol pour l'utiliser comme source de C et d'énergie. De plus, par rapport aux résultats trouvés par Liu et al. (2016), l'isolat GTE53 s'est révélé plus efficace qu'*Acinetobacter calcoaceticus* PA, qui a éliminé 99,5% du phénol dans une solution de 800 mg.L<sup>-1</sup> en 48 h au lieu de 91,6% par *Acinetobacter calcoaceticus* PA. De plus, *Acinetobacter calcoaceticus* PA

était moins tolérant que GTE53 à des concentrations de phénol supérieures à 1100 mg.L<sup>-1</sup>. Cela révèle que GTE53 est capable de fonctionner dans des environnements sévères et hautement concentrés d'impuretés organiques telles que le phénol.



**Figure 4.5:** Profil de cellule bactérienne de croissance de la souche GTE53 avec DO =600 et élimination du phénol à diverses concentrations initiales de phénols : 200, 400, 800, 1100, et 1400 mg.L<sup>-1</sup>

### 3.5. Les caractéristiques phénotypiques et morphologiques des isolats sélectionnés

Les souches sélectionnées ont été testés aux différents stresses abiotiques rencontrés lors du compostage tels que la température, l'humidité, la salinité et le pH qui présentent les principaux facteurs qui influencent le développement de la communauté bactérienne (Tableau 4-4). D'autre part, la morphologie des colonies est une caractéristique plus traditionnellement utilisée par les microbiologistes pour distinguer les espèces bactériennes. Les résultats ont

démontré que les souches BFSPL36 et CIE71 sont Gram positifs avec une morphologie des colonies en forme de bâtonnet (Figure 4.7). Ces deux souches peuvent se développer dans des conditions de NaCl 1-8%, pH 5-10, stress hydrique jusqu'à 25% de PEG, et dans un intervalle de température de 28-45°C. L'isolat BISP32 est une bactérie Gram positif, en forme de bâtonnet avec l'aspect humide et brillant (Figure 4.6). L'isolat GTE53 est une bactérie gram-négative à tige courte (Figure 4.6), s'est bien développée dans des conditions stressantes telles que des températures extrêmes jusqu'à 60 °C, un pH 5-10, une salinité 1-8% et un stress hydrique jusqu'à 25% PEG.

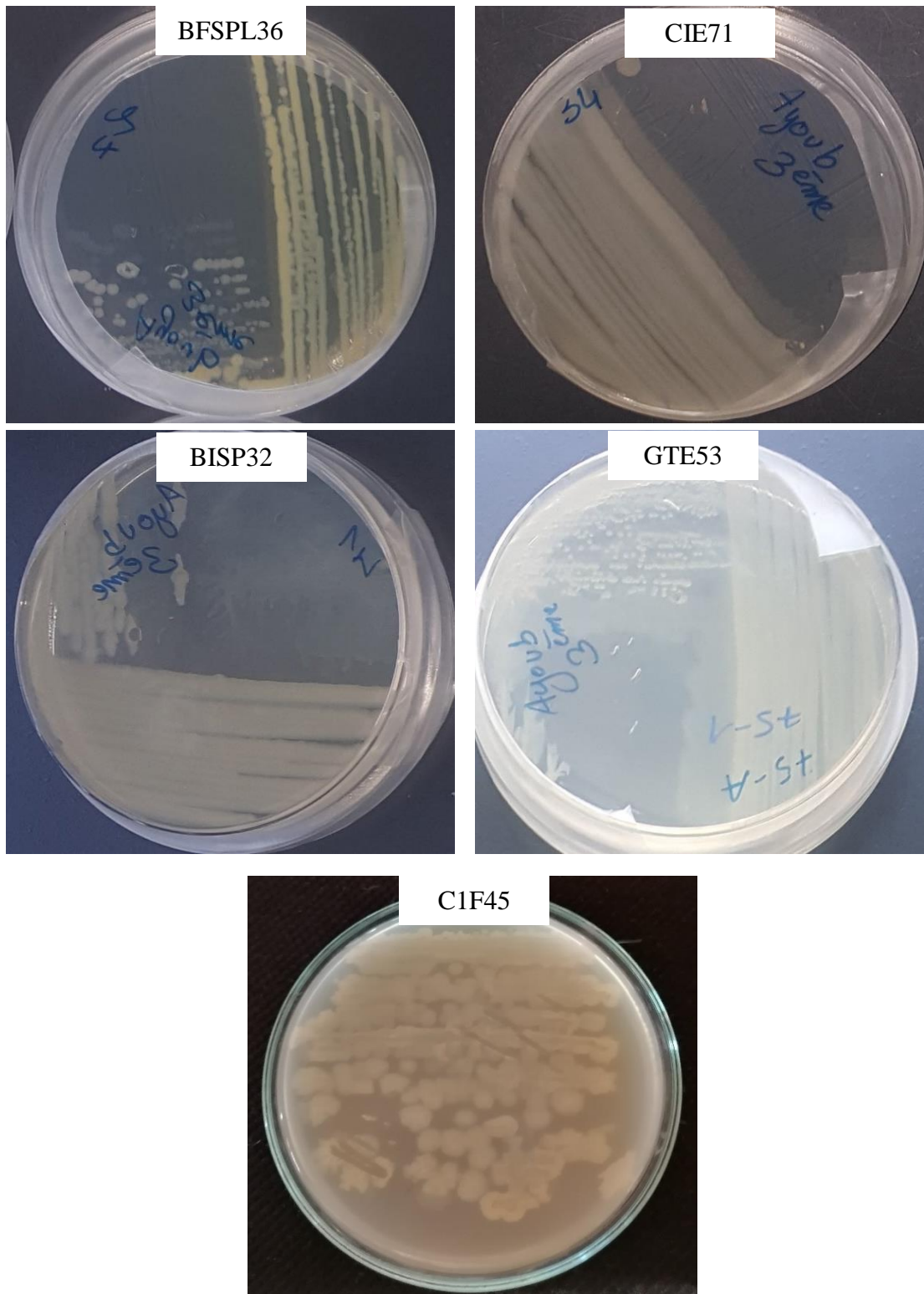
La tolérance des isolats aux températures élevées, à la salinité, au pH et au stress hydrique indique ses capacités à créer des réponses physiologiques rapides aux changements de stress environnementaux. En effet, les bactéries thermophiles, grâce à des gènes spécifiques, peuvent stabiliser les activités enzymatiques ou les structures protéiques dans leurs configurations natives contre les températures élevées (Koga, 2012; Wang et al., 2015). De plus, les isolats sont capables d'acidifier ou d'alcaliniser le pH du cytoplasme afin de rendre la fonction cellulaire et la structure compatibles avec le pH de l'environnement et donc de favoriser la croissance bactérienne (Liu et al. 2015). En général, l'homéostasie des bactéries tolérantes se produit par le biais de deux mécanismes principaux. Dans un environnement très acide, les bactéries ont tendance à maintenir une faible concentration de protons intracellulaires, tandis que dans un environnement fortement alcalin, des composés alcalins sont produits pour neutraliser l'acide généré lors du métabolisme extracellulaire (Padan et al. 2005; Xu et al. 2020). Ceci est cohérent avec les résultats de pH enregistrés lors de la solubilisation du phosphate (Figure 4.3). La tolérance au pH acide et également à une salinité élevée, permettant les souches isolées d'être des agents de bioremédiation précieux pour le traitement des effluents acides et/ou salins des industries agro-alimentaires telles que celles des huileries (Tallou et al. 2020b).

**Tableau 4-4:** Les caractéristiques phénotypiques de souches sélectionnées.

| <b>Caractéristiques</b>              | <b>BFSPL36</b> | <b>CIE71</b> | <b>BISP32</b> | <b>GTE53</b> | <b>C1F45</b> |
|--------------------------------------|----------------|--------------|---------------|--------------|--------------|
| <b>Gram</b>                          | +              | +            | +             | -            | +            |
| <b>NaCl (1%)</b>                     | +              | +            | +             | +            | +            |
| <b>NaCl (2%)</b>                     | +              | +            | +             | +            | +            |
| <b>NaCl (3%)</b>                     | +              | +            | +             | +            | +            |
| <b>NaCl (4%)</b>                     | +              | +            | +             | +            | +            |
| <b>NaCl (5%)</b>                     | +              | +            | +             | +            | +            |
| <b>NaCl (6%)</b>                     | +              | +            | +             | +            | +            |
| <b>NaCl (7%)</b>                     | +              | +            | +             | +            | +            |
| <b>NaCl (8%)</b>                     | -              | -            | -             | +            | +            |
| <b>T = 28 °C</b>                     | +              | +            | +             | +            | +            |
| <b>T = 45 °C</b>                     | +              | +            | +             | +            | +            |
| <b>T = 50 °C</b>                     | -              | -            | +             | +            | +            |
| <b>T = 55 °C</b>                     | -              | -            | +             | +            | -            |
| <b>T = 60 °C</b>                     | -              | -            | -             | +            | -            |
| <b>pH 3</b>                          | +              | +            | +             | +            | -            |
| <b>pH 4</b>                          | +              | +            | +             | +            | +            |
| <b>pH 5</b>                          | +              | +            | +             | +            | +            |
| <b>pH 6</b>                          | +              | +            | +             | +            | +            |
| <b>pH 7</b>                          | +              | +            | +             | +            | +            |
| <b>pH 8</b>                          | +              | +            | +             | +            | +            |
| <b>pH 9</b>                          | +              | +            | +             | +            | +            |
| <b>pH 10</b>                         | +              | +            | +             | +            | +            |
| <b>Stress Hydrique (5% PEG6000)</b>  | +              | +            | +             | +            | +            |
| <b>Stress Hydrique (10% PEG6000)</b> | +              | +            | +             | +            | +            |
| <b>Stress Hydrique (15% PEG6000)</b> | +              | +            | +             | +            | +            |
| <b>Stress Hydrique (20% PEG6000)</b> | +              | +            | +             | +            | +            |
| <b>Stress Hydrique (25% PEG6000)</b> | +              | +            | +             | +            | +            |

+ indique la présence ou positif ; - indique l'absence ou négatif





**Figure 4.6:** La morphologie des colonies des souches sélectionnées.

### 3.6. L'identification des souches

Pour identifier les isolats BISP32, BFSPL36, CIE71, C1F45, et GTE53, une amplification par PCR du gène de l'ARN ribosomal 16S suivie d'un séquençage ont été effectués. L'analyse du gène de l'ARNr 16S a été généralement acceptée pour son utilisation dans la classification bactérienne et la taxonomie avec précision (Kanso et al. 2011).

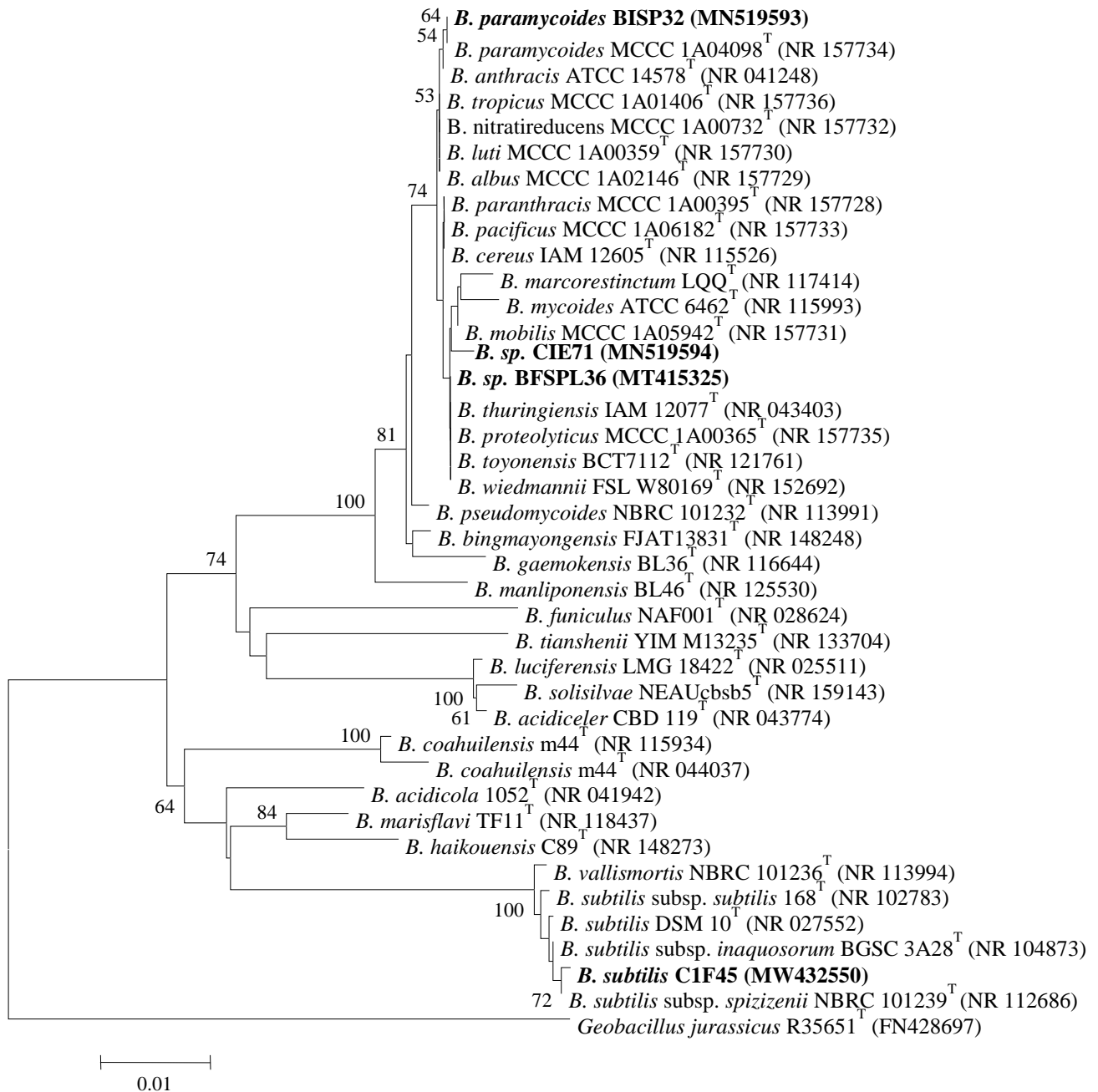
Par la suite, une analyse de recherche BLASTn pour les séquences d'ARNr 16S obtenues a été menée en utilisant la base de données NCBI-GeneBank. D'après, les résultats BLASTn, il a été constaté que les 5 isolats sont associés à des bactéries dans deux genres différents qui sont *Alcaligenes* et *Bacillus*. Selon le pourcentage de la similitude, GTE53 avec 99.66% de similitude a été associée à *Alcaligenes aquatilis* et BISP32 à *Bacillus paramycoides* avec une forte similitude de 99,86%. Les souches BFSPL36 et CIE71 ont été associées à *Bacillus sp.* avec une similitude de 99,78% et 99.85%, respectivement. Ensuite, la souche C1F45 a été identifiée comme *Bacillus subtilis* avec 99.63% de similitude. Les séquences FASTA des bactéries identifiées ont été soumises à GenBank avec des numéros d'accès présentés dans le tableau 4-5.

**Tableau 4-5:** Analyse BLASTn du gène d'ARNr 16S des isolats sélectionnés contre la base de données GenBank.

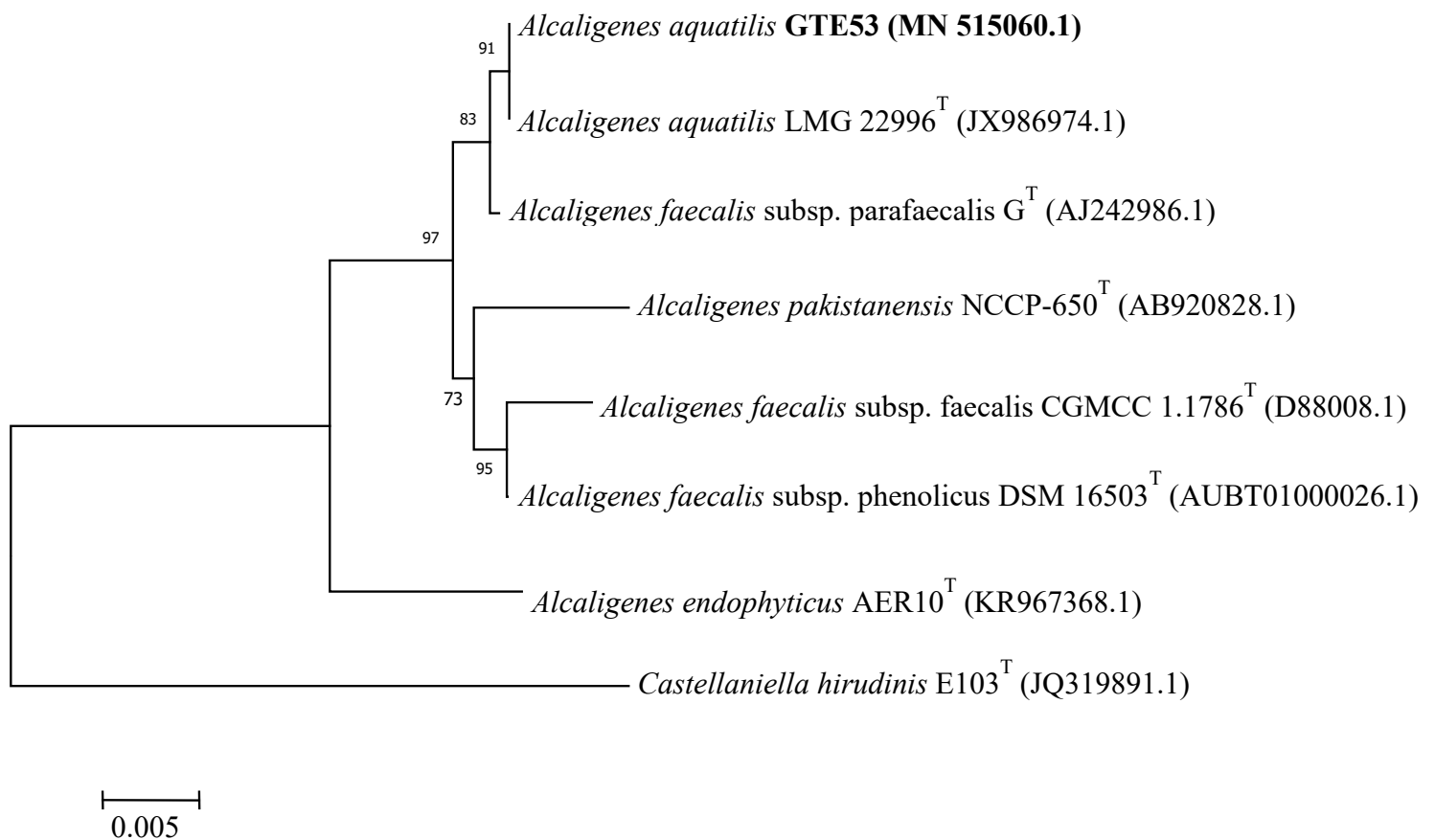
| Numéro  | Description                  | Identité Maximale (%) | Couverture des requêtes de séquence (%) | Numéro d'accèsion |
|---------|------------------------------|-----------------------|---|-------------------|
| GTE53   | <i>Alcaligenes aquatilis</i> | 99.66                 | 100                                     | MN515060          |
| BISP32  | <i>Bacillus paramycoides</i> | 99.86                 | 100                                     | MN519593          |
| CIE71   | <i>Bacillus sp.</i>          | 99.78                 | 100                                     | MN519594          |
| BFSPL36 | <i>Bacillus sp.</i>          | 99.85                 | 100                                     | MT415325          |
| C1F45   | <i>Bacillus subtilis</i>     | 99.63                 | 100                                     | MW432550          |

Nous avons utilisé les séquences les plus similaires pour construire un arbre phylogénétique en utilisant la méthode de voisinage. Sur la base de l'arbre phylogénétique, il était évident que les organismes isolés BFSPL36, CIE71, C1F45, et BISP32 étaient membres de la famille *Bacillaceae*, appartiennent au genre *Bacillus* (Figure 4.8). La souche GTE53 est liée à la famille *Alcaligenaceae* et précisément au genre *Alcaligenes aquatilis* (Figure 4.9). Les résultats

d'affiliation phylogénétique sont en accord avec les résultats de la morphologie des colonies apparaissant sur la figure 4.7.



**Figure 4.7:** Arbre phylogénétique basé sur des séquences de gènes d'ARNr 16S par la méthode de voisinage (utilisant MEGA 7.0), montrant la relation entre les souches BISP32, BFSPL36, C1F45 et CIE71 et d'autres membres de la famille *Bacillus*. Les numéros d'accès aux nucléotides Genbank sont répertoriés à côté des noms de souches. Les barres d'échelle représentent 0,005 substitution/site.



**Figure 4.8:** Arbre phylogénétique basé sur des séquences de gènes d'ARNr 16S par la méthode de voisinage (utilisant MEGA 7.0), montrant la relation entre la souche GTE53 et d'autres membres de la famille *Alcaligenes*. Les numéros d'accès aux nucléotides Genbank sont répertoriés à côté des noms de souches. Les barres d'échelle représentent 0,005 substitution/site.

#### 4. Conclusion

Pour mieux comprendre l'environnement du système de compost, il est avantageux de cibler les microorganismes bénéfiques et d'identifier leurs fonctions spécifiques. En conséquence, les souches GTE53, C1F45, CIE71, BISP32, et BFSPL36 ont été identifiées comme des bactéries bénéfiques capables de solubiliser le P de la BP et de la RP et de se développer dans des conditions difficiles en tolérant les facteurs de stress abiotiques et biotiques du compostage tels

que la température, l'humidité, la salinité et le pH. De plus, ces souches ont un effet inhibiteur contre les agents pathogènes et offrent des attributs de promotion pour la croissance et le développement de la plante tels que la solubilisation du P inorganique complexe et la production de l'AIA et sidérophores. En outre, la souche isolée *Alcaligenes aquatilis* GTE53 s'est avérée jouant un rôle important dans la bioremédiation en dégradant le phénol. En effet, les résultats de cette étude présentent un grand intérêt pour une utilisation ultérieure de ces souches pour activer le co-compostage de matières sources de phosphate avec des résidus organiques provenant d'entités industrielles.

# Chapitre 5

---

## Etude de la capacité fertilisante des phosphocomposts produits

---

*Ce chapitre est basé sur l'article:*

- **Evaluation of the nutrients cycle, humification process and agronomic efficiency of organic wastes composting enriched with phosphate sludge.** Publié dans Journal of Cleaner Production.

### **Auteurs:**

Ayoub Haouas <sup>a</sup>, Cherkaoui El Modafar <sup>b</sup>, Allal Douira <sup>c</sup>, Saâd Ibsouda-Koraichi <sup>d</sup>,  
Abdelkarim Filali-Maltouf <sup>e</sup>, Abdelmajid Moukhli <sup>f</sup>, Soumia Amir <sup>a</sup>

<sup>a</sup> Laboratoire Polyvalent en Recherche et Développement, Faculté Polydisciplinaire, Université Sultan Moulay Slimane, Beni Mellal, Morocco.

<sup>b</sup> Laboratoire d'Agrobiotechnologie et Bioingénierie, Faculté des Sciences et Techniques, Université Cadi Ayyad, Marrakech, Morocco.

<sup>c</sup> Laboratoire de Botanique Biotechnologie et de Protection des Plantes, Faculté des Sciences, Université Ibn Tofail, Kenitra, Morocco.

<sup>d</sup> Laboratoire de Biotechnologie Microbienne et Molécules Bioactives, Faculté des Sciences et Techniques, Université Sidi Mohamed Ben Abdellah, Fès, Morocco.

<sup>e</sup> Laboratoire de Microbiologie et Biologie Moléculaire, Faculté des Sciences, Université Mohammed V, Rabat, Morocco.

<sup>f</sup> Unité de Recherche d'Amélioration génétique des plantes, Institut national de la Recherche Agronomique, Marrakech, Morocco.



## 1. Introduction

En Afrique, le secteur agricole est confronté à des défis environnementaux qui limitent son développement. Environ 20% des terres arables ne sont pas cultivables à l'heure actuelle, et il est prévu encore une forte diminution d'ici 2080 (Fao 2009). La fertilisation des sols est devenue impérative, la plupart des sols en Afrique sont caractérisés par des niveaux insuffisants de la MO, de macro et de micronutriments (van der Waals et Laker 2008; Tadele 2017). Il a été rapporté que les carences en divers micronutriments, tels que Zn, Cu, Fe, Mn, B et Mo, etc. sont fréquentes dans de nombreux sols africains, entraînant une nutrition humaine déséquilibrée (Gupta et Gupta 2014; de Valença et al. 2017). En effet, la carence en P est le principal facteur limitant la production agricole dans de nombreuses régions africaines, en particulier dans les sols caractérisés par une texture sableuse ou ceux à forte capacité d'adsorption de P (Nziguheba et al. 2016). Ainsi, afin de surmonter ce problème, un approvisionnement adéquat en P est donc essentiel pour obtenir des cultures agricoles rentables (Jakubus 2016).

Les options conventionnelles pour compenser la carence en P dans le sol étaient les engrais chimiques et les amendements organiques. Ces options sont non accessibles pour les petits agriculteurs en raison du coût élevé et de la grande vulnérabilité aux changements de prix des engrais phosphatés (Minde et al. 2008), ainsi que la faible teneur en P des ressources organiques (Nziguheba et al. 2016). Alors que, une combinaison de la RP et des substrats organiques a montré des résultats prometteurs dans plusieurs études (Ditta et Khalid 2016; Ditta et al. 2018). Cette combinaison est surtout intéressante dans les sols alcalins où la RP n'était pas directement applicable en raison de sa teneur élevée en phosphate complexe non assimilable par la plante (Al-P, Fe-P, et Ca-P) (Yadav et al. 2017; Penn et Camberato 2019). En citant, le phosphocompost riches en substances humiques, ces substances complexent les cations du sol, empêchant ainsi la fixation du P et lui permettant d'être libéré lentement en raison de l'effet résiduel du phosphate naturel (Guo et al. 2019; Kutu et al. 2019). L'application de phosphocompost sur un sol sablonneux pauvre peut améliorer la teneur en MO, et fournir des nutriments et des bactéries bénéfiques au système sol-plante (Yadav et al. 2017).

L'objectif de ce chapitre était d'analyser la capacité fertilisante des phosphocomposts produits des déchets organiques (la FODM et les DV) et de la BP. Les produits de compostage obtenus avec et sans ajout de la BP ont été analysés pour déterminer le contenu total et biodisponible en macro- et micronutriments. Par la suite, leur aptitude à améliorer la fertilité d'un sol pauvre



et promouvoir la croissance des plantes de la tomate a été déterminée par l'évaluation des paramètres de croissance des plantes après 80 jours de la culture sous serre.

## **2. Matériels et méthodes**

### **2.1 Les caractéristiques physico-chimiques**

L'humidité, pH, et EC ont été déterminés selon les méthodes décrites dans le chapitre 2.

### **2.2 Macro- et micronutriments**

Le COT et NTK ont été déterminés selon la méthode décrite dans le chapitre 2. La teneur totale du reste en macro et micronutriments a été déterminée à partir d'un échantillon sec finement broyé en utilisant la spectrométrie de fluorescence X à dispersion d'énergie (EDXRF), EPSILON 4 à l'Université Cadi Ayyad à Marrakech, au Maroc. La spectroscopie d'émission optique à plasma à couplage inductif (ICP-OES THERMO ICAP 6500 DUO) a été utilisée pour déterminer la concentration de la fraction disponible. Cette analyse a été réalisée au Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura - Servicio de Ionómica, Murcia, Espagne.

### **2.3 Le dénombrement des microorganismes**

Le dénombrement des microorganismes a été réalisé comme décrits dans le chapitre 2, en utilisant des échantillons des composts finaux.

### **2.4 Le test de germination**

Le test de germination a été effectué pour examiner l'absence de la phytotoxicité des échantillons de compost avant et après compostage en utilisant l'indice de germination (IG) (Voir Chapitre 2, section 2.3) de l'extrait hydrosoluble sur les graines de la tomate.

### **2.5 Le test de la croissance des plantes**

Le sol provient de la ville de Beni Mellal, Maroc (x: 32.457167; y: -6.369502), est un sol de texture sableux limoneux selon le système de classification des sols de la FAO (FAO, 1999). L'effet des phosphocomposts appliqués sur la croissance des plants de tomates (Campbell 33

Techni) a été examiné en mesurant les paramètres de croissance (la matière sèche racinaire ; la matière sèche aérienne, la hauteur de la plante, et le nombre des feuilles), après 80 jours du semis. L'expérience a été réalisée à l'aide de pots contenant 2 kg de sol et des concentrations de 5, 10 et 20% du compost, correspondant à 2,9, 5,8 et 11,6 q.ha<sup>-1</sup> de C<sub>P1</sub>, C<sub>P2</sub>, C<sub>P3</sub>, C<sub>P4</sub>, C<sub>P5</sub> et C<sub>O2</sub> soigneusement mélangés au sol et ceci 10 jours avant le semis. Les pots ont été disposés de manière complètement aléatoire. Pour les témoins, une dose recommandée de 50 mg.kg<sup>-1</sup> d'engrais NPK a été ajoutée au sol et un autre témoin représente le sol non amendé. Une plantule de tomate a été plantée par pot et les expériences ont été répétées cinq fois dans des conditions de serre (16 heures de la période d'éclairage quotidienne à une température de 20 °C à 30 °C). Au cours de l'expérience, les pots ont été arrosés régulièrement pour garantir que la teneur en eau soit maintenue à 60% de la capacité du champ.

## **2.6 Analyse statistique**

Les expériences ont été réalisées en triple. Les données ont été analysées à l'aide de statistiques descriptives et d'analyse de variance (ANOVA), et la comparaison de toutes les paires de moyennes a été faite avec le test de Student-Newman-Keuls. Différentes lettres minuscules au-dessus des barres représentent des différences significatives dans le niveau de p <0,05. Toutes les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide de SPSS version 25.

# **3. Résultats et discussion**

## **3.1 Les caractéristiques physiques des produits finaux**

Au 150<sup>ème</sup> jour de compostage, tous les composts présentaient une température stable proche à l'ambiante, une texture fine, des couleurs marron ou noires beaucoup plus foncées et une homogénéité des matériaux (Figure 5.1). La qualité des différents types de compost variait considérablement en fonction de leurs caractéristiques physiques et chimiques (Tableau 5-1).

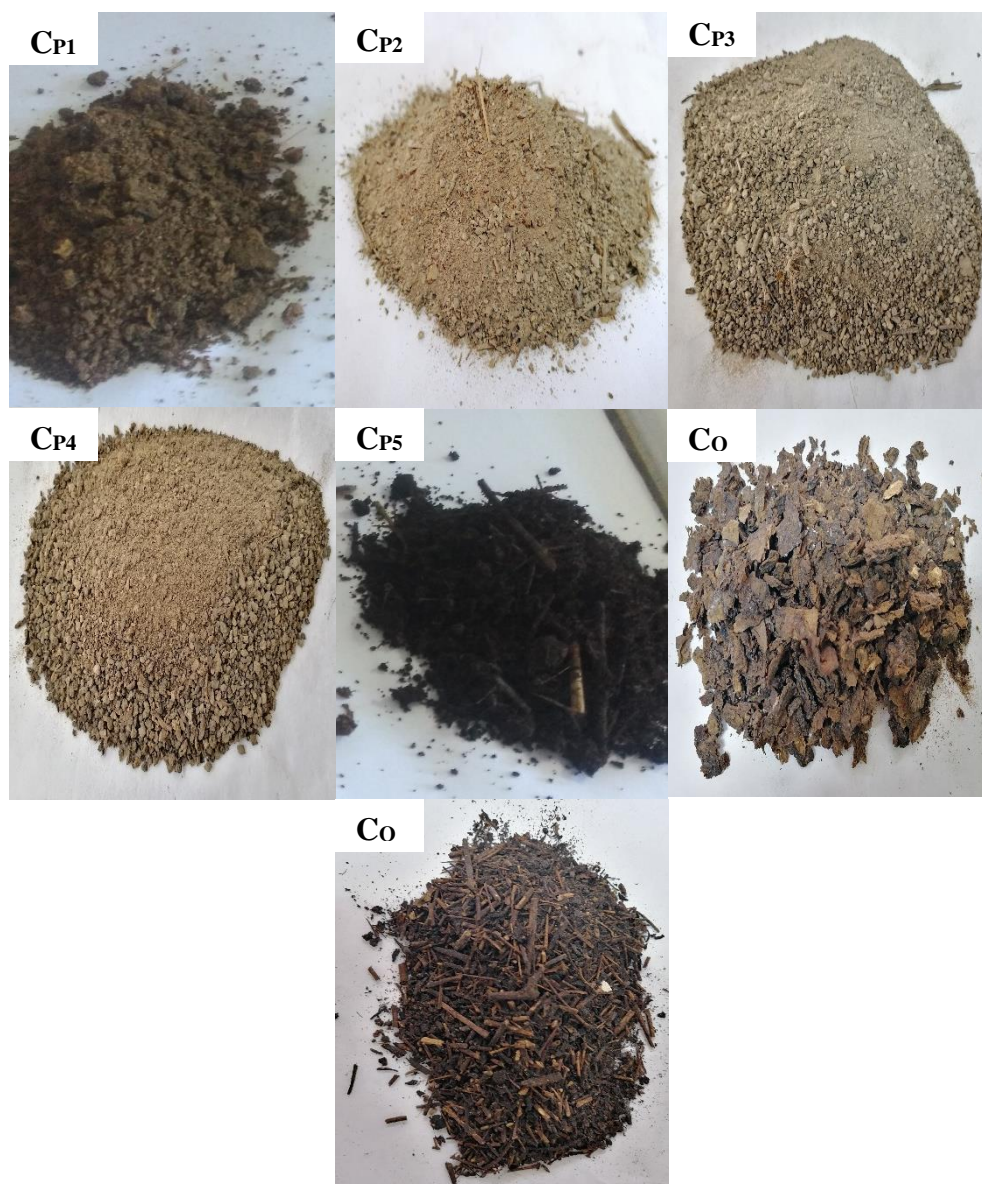
L'humidité des composts finaux a été affectée de manière significative par la matière première organique utilisée pendant la formulation dans chacun des mélanges initiaux avant compostage. Les composts préparés par les DV comme matière première ont démontré des valeurs en humidité supérieures à celles des composts préparés en utilisant FODM. Cependant, les valeurs

de l'humidité enregistrées dans tous les composts finaux se situent dans l'intervalle requis pour un produit mûr (Muscolo et al. 2018).

Les valeurs de pH des composts finaux obtenus dans divers traitements ont montré de différences significatives ( $p < 0,05$ ). Seuls les composts finaux  $C_{P2}$  et  $C_{O1}$  ont démontré des valeurs élevés, les autres composts ont atteint le niveau de pH recommandé pour un usage agricole du compost entre 6 et 8 (Troy et al. 2012). Tandis que, les valeurs de la C.E dans tous les composts (phosphocomposts et témoins) sont dans l'intervalle optimal. Seul le compost  $C_{P2}$  a enregistré une valeur qui dépasse  $5 \text{ mS.cm}^{-1}$ , qui est nocive pour le sol et la plante.

**Tableau 5-1:** Caractéristiques physico-chimiques des composts produits.

|                       | <b>Humidité (%)</b> | <b>pH</b>  | <b>C.E (mS.cm<sup>-1</sup>)</b> |
|-----------------------|---------------------|------------|---------------------------------|
| <b>C<sub>P1</sub></b> | 23,2 ±0,7           | 8,38 ±0,06 | 2,27 ±0,07                      |
| <b>C<sub>P2</sub></b> | 16,1 ±0,1           | 9,5 ±0,1   | 5,34 ±0,2                       |
| <b>C<sub>P3</sub></b> | 22,4 ±2,2           | 8,7 ±0,03  | 1,93 ±0,07                      |
| <b>C<sub>P4</sub></b> | 27,9 ±1,1           | 8,56 ±0,02 | 1,61 ±0,11                      |
| <b>C<sub>P5</sub></b> | 43,2 ±4,9           | 8,18 ±0,03 | 1,84 ±11,6                      |
| <b>C<sub>O1</sub></b> | 21,0 ±2,1           | 9,31 ±0,25 | 4,57 ±0,07                      |
| <b>C<sub>O2</sub></b> | 48,9 ±3,8           | 8,15 ±0,14 | 4,094 ±0,5                      |
| <b>F</b>              | 64,21               | 60,95      | 151,157                         |
| <b>P</b>              | <0,05               | <0,05      | <0,05                           |



**Figure 5.1:** Échantillons des composts résultants

### 3.2 La fertilité chimique

De nombreux sols nécessitent l'ajout de plusieurs nutriments essentiels pour atténuer les carences des plantes. En effet, des niveaux insuffisants ou déséquilibrés de nutriments réduiraient la qualité nutritionnelle du compost (Zhang et Sun 2017). Les agriculteurs peuvent utiliser le phosphocompost comme engrais due à sa richesse en nutriments. Les phosphocomposts produits dans cette étude peuvent offrir des avantages de commodité dans le champ, des avantages économiques et une facilité à répondre aux besoins nutritionnels des

cultures. En fait, la BP ajoutée lors du compostage des déchets organiques, a augmenté la teneur en macro et micronutriments des composts finaux de la FODM et des DV en raison de son contenu en minéraux comme indiqué dans le chapitre 2.

Les teneurs totales en MgO, CaO, et P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> des composts C<sub>P1</sub>, C<sub>P2</sub>, C<sub>P3</sub>, C<sub>P4</sub>, et C<sub>P5</sub> étaient significativement élevées que dans C<sub>O1</sub> et C<sub>O2</sub> (Tableau 5-2). Cette constatation est supportée par le fait que la BP a une teneur élevée en P, Mg, et en Ca. Comme le montre le tableau 2-1, le P et le Ca résiduels étaient dominant et variaient entre 9,42-19,52% et 21.35-45.6%, respectivement. Les concentrations du P disponible dans les composts résultants variaient considérablement entre les traitements de l'étude, la concentration la plus faible est obtenue dans le phosphocompost C<sub>P1</sub> et le témoin (C<sub>O1</sub>) et la plus élevée est en C<sub>O2</sub> (Tableau 5-2). Les composts produits dans cette recherche avaient des concentrations de P disponible dans les limites recommandées entre 0,8 et 2,5 mg.g<sup>-1</sup> (Brinton 2000), à l'exception du phosphocompost C<sub>P1</sub> (0,41 mg.g<sup>-1</sup>) et les composts témoin C<sub>O1</sub> (0,55 mg.g<sup>-1</sup>) et C<sub>O2</sub> (3,58 mg.g<sup>-1</sup>).

Le phosphore est considéré comme l'un des trois principaux nutriments avec l'azote et le potassium. Ils sont appelés nutriments majeurs en raison des quantités relativement importantes utilisées par les plantes et de la fréquence avec laquelle leurs carences limitent la croissance des plantes. Après le compostage des déchets organiques (FODM et DV) sans additifs, les teneurs de K et de Na soluble dans l'eau étaient plus élevées dans le C<sub>O1</sub> que dans C<sub>O2</sub>. Cela est dû à la teneur élevée en MO labile dans la FODM qui libère leur contenu minéral facilement pendant le compostage et par conséquent sert une source disponible de K et de Na. En revanche, dans les composts en FODM supplémentés par la BP, la fraction soluble en K et Na est devenue plus petite. Généralement, une comparaison du contenu total des nutriments et de leurs fractions disponibles dans les phosphocomposts (C<sub>P1</sub>, C<sub>P2</sub>, C<sub>P3</sub>, C<sub>P4</sub>, et C<sub>P5</sub>) et les témoins (C<sub>O1</sub> et C<sub>O2</sub>), permet de conclure que la BP a la capacité d'adsorber les nutriments grâce à sa grande surface spécifique et sa structure argileuse. Ainsi que, le fait que les acides humiques, principaux composants du compost matures, pourront jouer un rôle primordial dans la complexation des ions multivalents chargés positivement (Karanja et al. 2019). Ceci permettra de contrôler et synchroniser la libération des nutriments aux besoins des plantes.

Les teneurs en carbone organique, en azote total (NTK), et en rapport C/N des composts finaux ont été significativement affectées par les traitements utilisés dans l'étude et sont compatibles avec les normes recommandées pour les biofertilisants (Raj et Antil, 2010).

**Tableau 5-2:** Teneur totale en macronutriments et la concentration de leur fraction disponible détectée dans les phosphocomposts (C<sub>P1</sub>, C<sub>P2</sub>, C<sub>P3</sub>, C<sub>P4</sub>, et C<sub>P5</sub>) et les composts témoins (C<sub>O1</sub> et C<sub>O2</sub>).

| Eléments                            | C <sub>P1</sub> | C <sub>P2</sub> | C <sub>P3</sub> | C <sub>P4</sub> | C <sub>P5</sub> | C <sub>O1</sub> | C <sub>O2</sub> |
|-------------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| MgO (%)                             | 2,38            | 2,05            | 2,21            | 1,82            | 1,32            | 0,84            | 1,15            |
| Mg disponible (mg.L <sup>-1</sup> ) | 6,85            | 7,04            | 5,43            | 3,08            | 12,22           | 12,45           | 10,47           |
| CaO (%)                             | 35,16           | 36,15           | 38,48           | 45,6            | 21,35           | 12,47           | 13,118          |
| Ca disponible (mg.L <sup>-1</sup> ) | 14,35           | 13,99           | 15,38           | 20,37           | 30,13           | 8,95            | 25,79           |
| Na <sub>2</sub> O (%)               | 0,39            | 0,27            | 0,55            | 1,84            | 0,24            | 1,58            | 0,17            |
| Na disponible (mg.L <sup>-1</sup> ) | 59,81           | 128,2           | 46,64           | 39,29           | 10,56           | 45,47           | 8,79            |
| K <sub>2</sub> O                    | 1,27            | 1,3             | 1,11            | 2,89            | 2,5             | 9,51            | 8,68            |
| K disponible (mg.L <sup>-1</sup> )  | 120,8           | 270,9           | 115,4           | 179,8           | 181,9           | 1301            | 158,9           |
| P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (%)   | 16,6            | 15,21           | 18,04           | 19,52           | 9,42            | 0,62            | 3,48            |
| P disponible (mg.g <sup>-1</sup> )  | 0,41            | 1,47            | 0,99            | 1,41            | 1,7             | 0,55            | 3,58            |
| COT (%)                             | 5,2 ±0,6        | 12,1 ±0,6       | 14,2 ±1,7       | 28,4 ±0,8       | 11,6 ±2,5       | 31,78 ±1        | 40,42 ±5,0      |
| NTK (%)                             | 0,59 ±0,03      | 1,2 ±0,02       | 1,62 ±0,01      | 2,92 ±0,02      | 1,47 ±0,06      | 1,79 ±0,09      | 2,02 ±0,31      |

Les résultats de cette étude indiquent généralement, que la concentration de la fraction soluble de Fer (Fe), Cuivre (Cu), Zinc (Zn), Molybdène (Mo), Bore (B), Cobalt (Co), Arsenic (As), Manganèse (Mn), Chrome (Cr), Cadmium (Cd), Plomb (Pb), Nickel (Ni), et Silicium (Si) dans les composts produits ne diffèrent pas significativement entre les traitements (Tableau 5-3). Les concentrations enregistrées de ces éléments se situent dans l'intervalle bénéfique pour la croissance de la plante sans risque de contamination. Cependant, la présence de certains éléments traces pouvant avoir des effets négatifs sur la germination des graines doivent toujours être vérifiés (Mansuroglu et Geckil 2002).

**Tableau 5-3:** Concentration en micronutriments détectée soluble dans l'eau de phosphocomposts (C<sub>P1</sub>, C<sub>P2</sub>, C<sub>P3</sub>, C<sub>P4</sub>, et C<sub>P5</sub>) et les composts témoins (C<sub>O1</sub> et C<sub>O2</sub>).

|                 | Si                 | Fe   | Mn   | B    | Mo    | As    | Cd    | Co    | Cr   | Cu   | Ni   | Pb    | Zn   |
|-----------------|--------------------|------|------|------|-------|-------|-------|-------|------|------|------|-------|------|
|                 | mg.L <sup>-1</sup> |      |      |      |       |       |       |       |      |      |      |       |      |
| C <sub>P1</sub> | 2,54               | 0,55 | 0,05 | 0,23 | 0,02  | <0,01 | <0,01 | <0,01 | 0,05 | 0,06 | 0,05 | <0,01 | 0,04 |
| C <sub>P2</sub> | 3,40               | 1,27 | 0,07 | 0,36 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | 0,02 | 0,11 | 0,03 | <0,01 | 0,05 |
| C <sub>P3</sub> | 2,60               | 0,62 | 0,04 | 0,22 | 0,06  | <0,01 | <0,01 | <0,01 | 0,07 | 0,04 | 0,06 | <0,01 | 0,04 |
| C <sub>P4</sub> | 3,87               | 1,69 | 0,04 | 0,29 | 0,01  | 0,01  | <0,01 | <0,01 | 0,11 | 0,08 | 0,06 | <0,01 | 0,11 |
| C <sub>P5</sub> | 2,84               | 0,49 | 0,10 | 0,37 | 0,02  | <0,01 | <0,01 | <0,01 | 0,04 | 0,04 | 0,02 | <0,01 | 0,06 |
| C <sub>O1</sub> | 2,60               | 0,40 | 0,08 | 0,31 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | 0,04 | 0,03 | 0,02 | <0,01 | 0,05 |
| C <sub>O2</sub> | 1,22               | 1,73 | 0,20 | 0,51 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | 0,01  | 0,01 | 0,15 | 0,01 | 0,01  | 0,16 |

### 3.3 La fertilité biologique

La qualité du compost est directement liée aux communautés microbiennes impliquées dans le processus du compostage (Pan et Sen 2013; Peters et al. 2000). Les bactéries, actinomycètes et champignons ont été spécifiquement identifiés au cours du processus de compostage, mais ce qui est plus important en termes de fertilité biologique du sol, c'est que les communautés microbiennes du compost appartiennent aux microorganismes bénéfiques qui peuvent contribuer, dans son ensemble, au cycle des éléments nutritifs du sol. En plus des bactéries solubilisantes du P inorganique qui enrichissent les composts produits dans cette étude, les actinomycètes sont aussi des microorganismes bénéfiques. Les actinomycètes ne sont pas prédominants dans le compost, mais ils jouent un rôle important dans le processus de compostage et contribuent largement à la dégradation de molécules complexes et la solubilisation du P inorganique (Hamdali et al. 2008). Les résultats obtenus du dénombrement des microorganismes (Tableau 5-4), ont montré que les champignons et les actinomycètes ont été fortement présents dans le produit final des essais de compostage de cette étude.

Le compost peut contenir des agents pathogènes comme des bactéries, des virus, des champignons et des parasites, mais numériquement, ils représentent une fraction négligeable de la population microbienne totale (de Bertoldi et al. 1991). Ainsi, le nombre relativement

important de microorganismes endogènes qui jouent un rôle important dans le témoin des agents pathogènes pendant le compostage par la compétition microbienne et l'antagonisme pour la nutrition. Dans cette étude un dénombrement de *Coliformes fécaux*, *streptocoques fécaux*, *E. coli*, *Salmonella*, et *Staphylococcus aureus* a été effectué. Dans tous les composts les quantités de ces bactéries sont inférieures aux normes de concentrations admissibles des agents pathogènes dans les biosolides et les composts utilisés comme engrais organiques (NF U 44–051 2006; NF U 44–095 2002).

**Tableau 5-4:** Le type et le nombre des microorganismes présents dans les composts finaux après 150 jours de compostage.

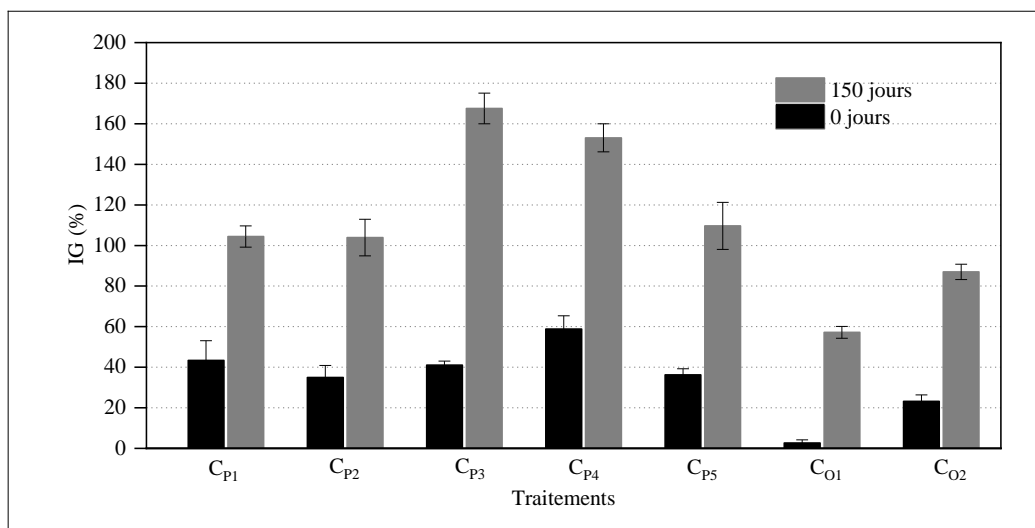
| <b>Microorganismes (CFU/g MF)</b>              | <b>CP1</b> | <b>CP2</b> | <b>CP3</b> | <b>CP4</b> | <b>CP5</b> | <b>CO1</b> | <b>CO2</b> |
|--|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| <i>Coliformes fécaux</i> ( $\times 10^3$ )     | 0          | 0          | 0.2        | 0.02       | 0.02       | 0.03       | 0,02       |
| <i>Champignons totaux</i> ( $\times 10^8$ )    | 12,5       | 25         | 3          | 4,3        | 16,5       | 1,5        | 21,5       |
| <i>Actinomycètes</i> ( $\times 10^6$ )         | 4,4        | 2          | 11         | 6,7        | 4,4        | 6,3        | 5,4        |
| <i>Streptocoques fécaux</i> ( $\times 10^4$ )  | 0,1        | 0,4        | 3,0        | 0.01       | 0,3        | 2,1        | 0.2        |
| FMAT   | 0          | 0          | 0          | 0          | 0          | 0          | 0          |
| <i>Bactéries sporulantes</i> ( $\times 10^4$ ) | 0.1        | 1          | 0.01       | 0.1        | 1          | 1          | 0,1        |
| <i>E. coli</i> ( $\times 10^3$ )               | 0,1        | 0,2        | 0,1        | 1,4        | 0,8        | 5,5        | 0,2        |
| <i>Salmonella</i>                              | 0          | 0          | 0          | 0          | 0          | 0          | 0          |
| <i>Staphylococcus aureus</i> ( $\times 10^3$ ) | 0,3        | 0          | 0          | 0          | 0          | 0          | 0          |

MF: Matière fraîche.

### 3.4 L'effet germinatif

L'IG a été déterminé en fonction du taux de germination des graines et de l'allongement des racines, qui se sont avérés être les paramètres les plus sensibles capables de détecter de faibles niveaux de phytotoxicité (Barje et al., 2013). Initialement, les valeurs des IG étaient très faibles, reflétant la faible capacité de germination dans les mélanges initiaux (Figure 5-2), qui pourrait être causée par plusieurs facteurs tels que des concentrations élevées de sels (Sayara et al., 2020), des acides organiques de faible poids moléculaires (Voběrková et al., 2020) ou les métaux lourds (Himanen et Hänninen, 2019). Après cela, un effet positif du processus de compostage sur la germination des graines de tomates a été remarqué, où les valeurs IG ont fortement augmenté, avec des valeurs finales comprises entre 57,20 et 167,50%.





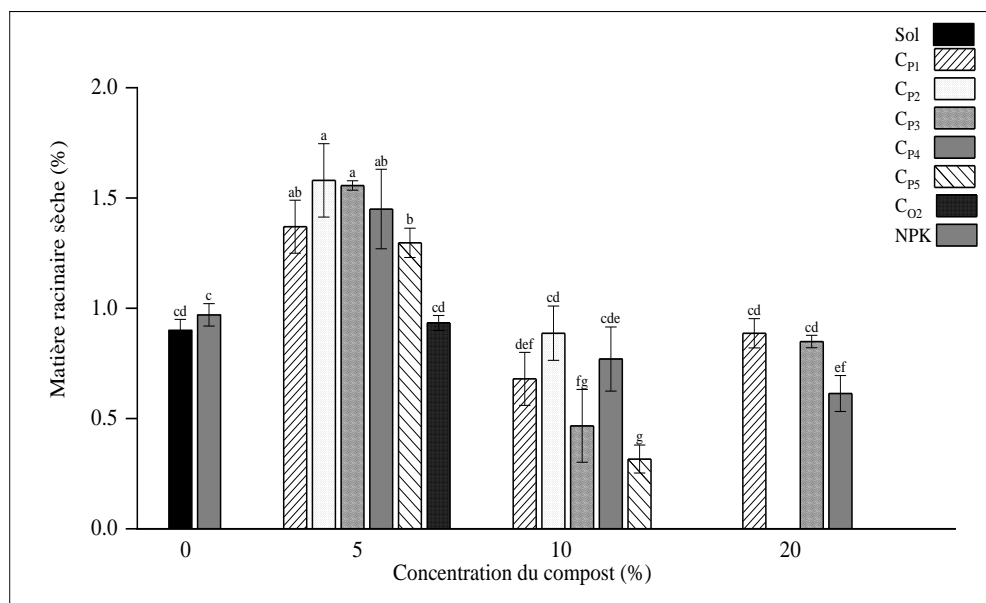
**Figure 5.2:** Indice de germination des essais de compostage à 0 et 150 jours.

Les valeurs IG pour les produits de compost final, à l'exception du témoin du compostage de la FODM, étaient toutes  $> 80\%$ , et selon Luo et al. (2018), peuvent être considérés comme des composts non phytotoxiques et matures adaptés à un usage agronomique. L'ajout de la BP, en particulier lorsqu'il est combiné avec DV et DH, pourrait efficacement favoriser la biodégradation des acides organiques et l'adsorption de substances toxiques pendant le compostage la FODM et DV, améliorant par conséquent la germination des graines et l'élongation des racines. De manière comparable, l'ajout des DH et de résidus de phosphate (Atif et al., 2020) et de phosphogypse (Yang et al., 2015) dans le compostage de la FODM a induite des valeurs de IG d'environ 104,20 et 103,30%, qui étaient bien inférieures à celles obtenues dans cette étude, en particulier avec l'ajout de la BP avec DV et DH.

### 3.5 Effet sur la croissance des plantes

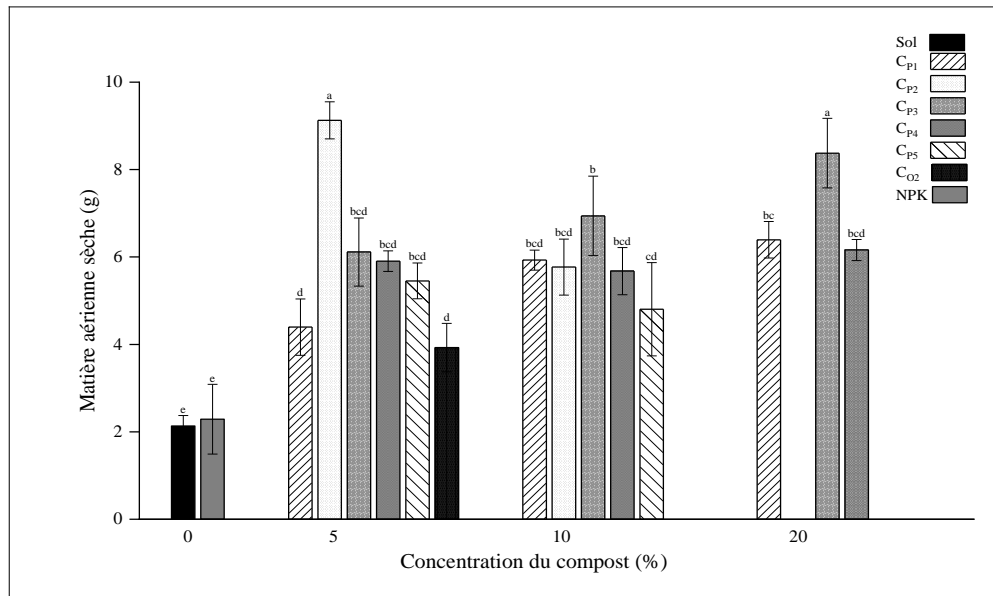
Les résultats obtenus ont montré que l'application de C<sub>O1</sub> à différentes concentrations et de C<sub>O2</sub> à des concentrations de 10 et 20% présentait un effet néfaste sur la survie des plantes au stade précoce de la croissance. Un effet similaire a été présenté par 20% des C<sub>P2</sub> et C<sub>P5</sub>, indiquant qu'ils étaient dans une certaine mesure phytotoxiques à des concentrations élevées. Cependant, l'ajout de composts enrichis en BP (C<sub>P1</sub>, C<sub>P2</sub>, C<sub>P3</sub>, C<sub>P4</sub>, et C<sub>P5</sub>) a induit généralement des changements significatifs dans les paramètres de croissance des plantes par rapport au C<sub>O2</sub>, au NPK et au témoin (sol non traité). Les traitements avec des composts en BP ont augmenté le

le poids sec des racines des plants de tomates en fonction de la concentration (Figure 5-3). La concentration de 5% de tous les composts enrichis par la BP a augmenté la biomasse racinaire sèche d'un pourcentage de 52,22 à 175,56% par rapport aux plantes cultivées en C<sub>O2</sub>, NPK et témoins. Au-dessus de cette concentration, le poids sec des racines a diminué à des valeurs similaires ou inférieures à celles du témoin. Cependant, les racines des plantes dans le NPK et le témoin semblaient être plus développées que dans les traitements en composts enrichis par la BP à des concentrations élevées en raison de l'allongement des racines le long du sol pour profiter de plus de nutriments.

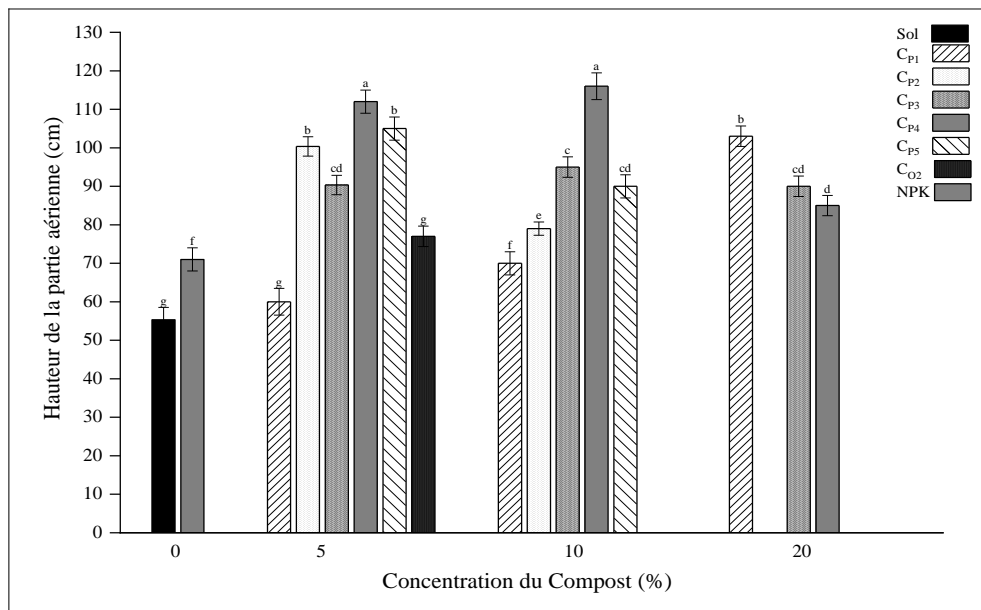


**Figure 5.3:** Matière racinaire sèche de la tomate après 80 jours de culture en serre.

L'application de composts enrichis par la BP à différentes concentrations a augmenté la biomasse sèche des pousses, la longueur des pousses et le nombre de feuilles de manière significative (sauf 5 et 10% de C<sub>P1</sub> sur la longueur des pousses) par rapport aux plantes cultivées en NPK et témoin (Figure 5.4, 5.5, 5.6).

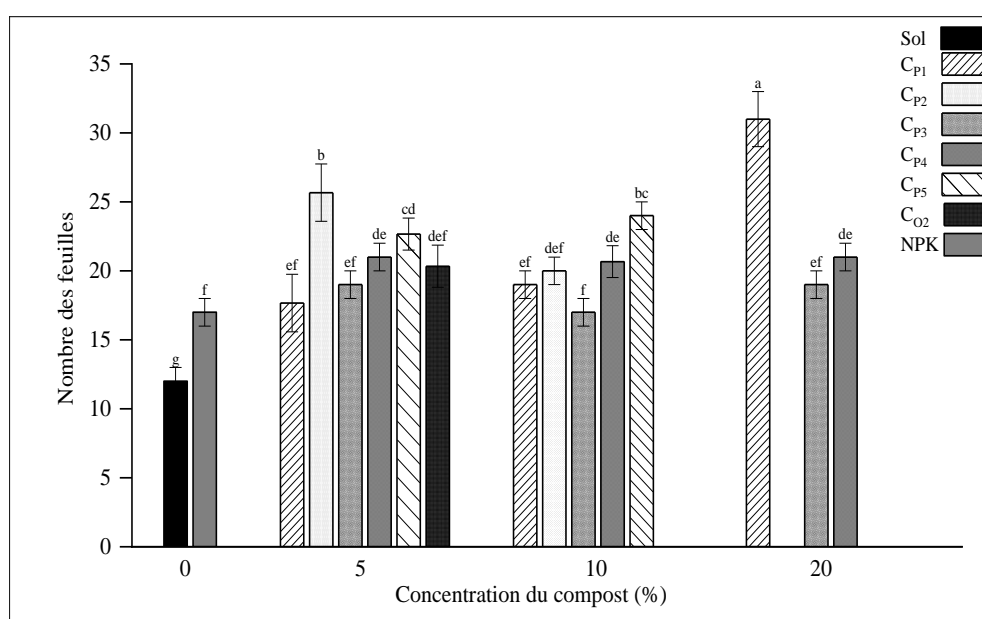


**Figure 5.4:** Matière aérienne sèche de la tomate après 80 jours de culture en serre.



**Figure 5.5:** Hauteur de la plante de la tomate après 80 jours de culture en serre.

L'effet stimulant élevé des traitements composts enrichis par la BP sur la croissance des plantes dans ce type de sol plutôt que le traitement NPK peut être expliqué par la faible durabilité du NPK, qui est facilement lessivé par l'eau d'irrigation (Reza et al., 2019). Les composts préparés par BP dans cette étude pourraient également améliorer l'état nutritionnel du sol sableux et assurer leur libération lente en fonction des besoins des racines des plantes. Ces résultats concordent avec un travail antérieur montrant un effet de croissance similaire lié au compost (enrichi en minéraux) que le NPK sur une plante de haricot commun dans un sol salin, suggérant que ce compost pourrait agir comme un engrais à libération lente et aider à prévenir la perte de nutriments par les processus de lessivage (Rady et al., 2016). D'autre part, le traitement au CO<sub>2</sub> a eu un effet significativement plus faible que les composts en BP sur la biomasse sèche et la longueur des pousses (sauf 5 et 10% de C<sub>P1</sub> sur la longueur des pousses). Cependant, un nombre relativement similaire de feuilles dans les plantes cultivées dans les traitements CO<sub>2</sub> et les composts en BP (17,13-22,63), à l'exclusion des plantes traitées avec 20% de C<sub>P1</sub> et 5% de C<sub>P2</sub> qui ont produit le nombre des feuilles le plus élevé de 31,00 et 25,68, respectivement. La performance agronomique élevée des composts enrichi en BP par rapport au compost en DV pourrait être liée à l'amélioration de la teneur en éléments nutritifs, en capacité de rétention d'eau et en substances humiques associée à l'ajout de la BP (avec et sans DS, DV et DH).



**Figure 5.6:** Nombre des feuilles de la plante de la tomate après 80 jours de culture en serre.

#### **4. Conclusion**

L'addition de la BP aux résidus organiques (FODM et DV) a conduit à la production des composts plus matures riches en nutriments, en microorganismes bénéfiques et sans effet phytotoxique sur la germination des graines. L'application des composts enrichis par BP comme engrais a considérablement amélioré la croissance des plantes plus que les composts témoins. Ils ont démontré une efficacité élevée par rapport au NPK dans les sols déficitaires.

# **Synthèse, Conclusion Générale et Perspectives**



L'industrie minière de phosphate est confrontée à de nombreux défis environnementaux résultant des énormes quantités des sous-produits et des résidus que le processus du traitement de phosphate génère telles que les stériles, les résidus de concentrateur et les BP. Ces matériaux sont déposés ou stockés dans le site minier, défigurant le paysage et occupent beaucoup des terres arables. Comme d'autres pays dont le secteur minier est important, le Maroc se préoccupe de plus en plus des effets que les rejets miniers peuvent avoir sur l'environnement et sur les possibilités de leur valorisation. De plus, les opérateurs miniers doivent bénévolement ou avec charte, être engagés dans la protection de l'environnement. D'un autre part, les déchets organiques ménagers et les déchets verts sont également des résidus organiques importants et leur gestion est devenue un défi environnemental mondial, en particulier dans les pays en développement comme le Maroc.

Bien que le compostage est une stratégie appropriée et respectueuse de l'environnement pour recycler les déchets organiques, ses retombés négatives ne sont pas négligeables tels que la perte de N et le produit final instable et parfois phytotoxique. Dans ce travail, nous avons tenté d'étudier les possibilités de valorisation de ses résidus en proposant des formulations entre différents types de résidus organiques et de la BP. L'objectif est de faire intégrer ce sous-produit dans l'économie circulaire en produisant un biofertilisant d'aspect acceptable par le marché des engrais. Le choix de la BP pour cet objectif est basé sur ses propriétés physico-chimiques et sa composition riche en macro- et micronutriments utiles pour les mécanismes impliqués pendant le compostage afin de produire un biofertilisant de qualité.

Ce travail consiste à la réalisation d'un guide méthodologique d'expertise pour bien maîtriser les conditions optimales de réussite du compostage. Pour ce faire, une étude bibliographique a été menée pour se renseigner sur les derniers avancements d'optimisation de la filière de compostage. Elle a été focalisée principalement sur l'effet de l'ajout des additifs minéraux et plus spécifiquement les matériaux riches en P. D'autre part, une étude critique de la littérature qui a traité l'utilisation de ces matériaux dans le compostage afin de compiler les informations essentielles et de détecter les majeurs problèmes qui ont fait face à l'obtention des résultats souhaités. La nature des substrats organiques, la nature des additifs utilisés, l'apport de la matière riche en P dans le mélange, et les conditions de compostage sont les principaux facteurs déterminant la bioqualité du compost produit.

Une étude de caractérisation de la BP provenant du gisement de phosphate du Basin-Ouled-Abdoune, Khouribga Maroc, a été réalisée, tout en ayant comme objectifs : (i) l'examen de la



minéralogie et les caractéristiques géochimiques de la BP étudiée, (ii) l'examen de la phytotoxicité et de la présence des agents pathogènes (iii) détermination de la concentration adéquate de la BP à utiliser pour produire un compost mature de haute qualité. Les données obtenues permettront d'identifier les avantages et/ou les risques de l'utilisation des boues de phosphate dans le compostage. Après une analyse physico-chimique, minéralogique, microbiologique, et le témoin de la phytotoxicité, les résultats ont indiqué que la BP est dépourvue des teneurs en éléments nutritifs élevées tels que le phosphore, calcium, et magnésium. De plus que les BP avaient des propriétés appropriées pour le compostage, avec une porosité importante, une dissolution faible dans l'eau, et une quantité importante en argile. Les BP ne présentent pas de risque lié aux agents pathogènes et aux substances phytotoxiques. Les résultats des essais de compostage ont montré que l'ajout de la BP avait un effet positif sur le compostage de la fraction organique des déchets ménagers. Une proportion de la BP de 20% a été la plus adéquate pour produire un phosphocompost stable et mature après 150 jours. En effet, les caractéristiques physicochimiques et phytotoxiques pendant le processus de compostage ont été analysés et l'évaluation de la maturité et la stabilité des composts a été réalisée à l'aide d'une analyse par FTIR et ATG. Les résultats ont démontré que l'ajout de la BP seule ou en combinaison avec des additifs organiques améliorerait considérablement la dégradation et la biotransformation des matières organiques de FODM et DV. Pendant le processus de compostage, l'ajout de la BP a fait accélérer l'augmentation de la température, prolonger la phase thermophile, tamponner le pH et diminuer la CE, le rapport C/N, favoriser la nitrification, optimiser le cycle du P, améliorer l'humification et la stabilité de la MO. Par ailleurs, l'aptitude de la BP à améliorer la capacité fertilisante des composts des déchets organiques (FODM et DV) a été examinée. L'application du compost enrichi par la BP comme engrais a considérablement amélioré la croissance des plantes plus que les composts témoins (sans BP) et a montré une efficacité élevée par rapport au NPK dans le sol déficitaire.

D'autre part, nous avons fortifié notre recherche par l'isolement des bactéries impliquées lors à différents stades du compostage et dans la solubilisation du P inorganique de la BP phosphates. L'analyse microbiologique a mené à la sélection de 5 souches comme bactéries performantes dans la solubilisation du phosphate tricalcique, de la BP, et la RP. Celles-ci ont démontré aussi leur efficacité dans la suppression des agents pathogènes pendant le compostage, dans la production des substances promotrices de la croissance et le développement de la plante (AIA et sédirophores), et dans la bioremédiation (abattement des phénols). Leur appartenances phylogénétiques ont été identifiées comme *Bacillus* sp., *Bacillus*

*paramycoïdes*, *Bacillus subtilis* et *Alcaligenes aquatilis* sur la base d'une analyse de séquence d'ARNr 16S. En effet, ces bactéries peuvent être utilisées comme inoculant pour enrichir le phosphocompost en bactéries bénéfiques.

Enfin, les résultats sont très prometteurs et suggèrent que les BP marocaines pourraient être valorisées en compostage. Ainsi que le processus adopté dans les expériences pourrait être normalisé car, malgré l'utilisation de matériaux organiques chimiquement différents, d'excellents résultats reproductibles ont été obtenus. Ces constats feront progresser la compréhension actuelle sur l'élaboration du phosphocompost à base de la BP et leur contribution dans la sécurité alimentaire et nutritionnelle et la santé des plantes, du sol, et de l'environnement. Cela pourrait s'inscrire dans un cadre visant à réduire les impacts environnementaux des industries du phosphate et de l'agroalimentaire à travers la valorisation des déchets dans la production d'un compost pouvant être intégré dans l'économie circulaire.



## **Références Bibliographiques**



## A

- Abouelwafa, R, Amir S, Souabi S, Winterton P, Ndira V, Revel JC, Hafidi M (2008) The fulvic acid fraction as it changes in the mature phase of vegetable oil-mill sludge and domestic waste composting. *Bioresource Technology* 99, 6112–6118. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.12.03>
- Adhikari BK, Barrington S, Martinez J, King S (2009) Effectiveness of three bulking agents for food waste composting. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 29(1), 197–203. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.04.001>
- AFNOR (1975) Dosage de l'azote ammoniacal. NF-T 90-015, Association Française de normalisation.
- AFNOR (2000) Amendements du sol et support de culture-Préparation des échantillons pour les essais physiques et chimiques, détermination de la teneur en matière sèche, du taux d'humidité et de la masse volumique compactée en laboratoire. Association Française de Normalisation, NF EN 13040.
- Alburquerque J, Gonzalvez J, Garcia D, Cegarra J (2006) Measuring detoxification and maturity in compost made from “Alperujo”, the solid by-product of extracting olive oil by the two-phase centrifugation system. *Chemosphere* 64(3):470–477
- Al-Omran, A.M., Sheta, A.S., Falatah, A.M. and Al-Harbi, A.R., 2005. Effect of drip irrigation on squash (*Cucurbita Pepo*) yield and water use efficiency in sandy calcareous soils amended with clay deposits. *Agricultural Water Management*, 73, 43-55.
- Aloo BN, Makumba BA, & Mbega ER (2019) The potential of Bacilli rhizobacteria for sustainable crop production and environmental sustainability. *Microbiological Research*, 219, 26–39. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2018.10.011>
- Alori ET, Glick BR, Babalola OO (2017) Microbial phosphorus solubilization and its potential for use in sustainable agriculture. *Front Microbiol* 8. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.00971>
- Altschul SF, Gish W, Miller W, Myers EW, Lipman DJ (1990) Basic local alignment search tool. *J. Mol. Biol.* 215, 403–410. [https://doi.org/10.1016/S0022-2836\(05\)80360-2](https://doi.org/10.1016/S0022-2836(05)80360-2)
- Alwahshi KJ, Saeed EE, Sham A, Alblooshi AA, Alblooshi MM, El Tarabily KA, Abu Qamar SF (2019) Molecular identification and disease management of date palm sudden decline syndrome in the united arab emirates. *Int J Mol Sci* 20. <https://doi.org/10.3390/ijms20040923>
- Amir S (2005) Contribution à la valorisation de boues de stations d'épuration par compostage :

devenir des micropolluants métalliques et organiques et bilan du compost (These de doctorat). Toulouse, INPT.

- Amir S, Hafidi M, Lemee L, Merlina G, Guiesse M, Pinelli E, et al. (2006a) Structural characterization of humic acids, extracted from sewage sludge during composting, by thermochemolysis–gas chromatography–mass spectrometry. *Process Biochemistry*, 41(2), 410–422. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2005.07.005>
- Amir S, Hafidi M., Lemee L., BaillyJ-R., MerlinaG., Kaemmerer M. Revel J-C., Amblès A. (2006b) Structural characterization of fulvic acids, extracted from sewage sludge during composting, by Thermochemolysis-Gas Chromatography-Mass Spectrometry. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 7, 2, 149-158.
- Amir S, Hafidi M, Merlina G, Hamdi H, Revel JC (2004) Elemental analysis, FTIR and <sup>13</sup>C-NMR of humic acids from sewage sludge composting. *Agronomie*, 24(1), 13 18. <https://doi.org/10.1051/agro:2003054>
- Amir S, Jouraiphy A, Meddich A, El Gharous M, Winterton P., Hafidi M (2010) Structural study of humic acids during composting of activated sludge-green waste: Elemental analysis, FTIR and <sup>13</sup>C NMR. *Journal of Hazardous Materials*, 177(1), 524–529. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.12.064>
- Amir, S., Benlboukht, F., Cancian, N., Winterton, P., & Hafidi, M. (2008). Physico-chemical analysis of tannery solid waste and structural characterization of its isolated humic acids after composting. *Journal of Hazardous Materials*, 160(2), 448–455. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.03.017>
- Amlinger F, Peyr S, Geszit J, Dreher P, Weinfurtner K (2007) Beneficial effects of compost application on fertility and Productivity of soil: a literature study. *Environment and Water Management*, p. 235.
- Anil K, Lakshmi T (2010) Phosphate Solubilization Potential and Phosphatase Activity Of Rhizospheric Trichoderma Spp. *Brazilian Journal of Microbiology*, 41(3), 787–795. <https://doi.org/10.1590/S1517-83822010005000031>
- Atif K, Haouas A, Aziz F, Yasser Jamali M, Tallou A, Amir S (2020) Pathogen Evolution During the Composting of the Household Waste Mixture Enriched with Phosphate Residues and Olive Oil Mill Wastewater. *Waste and Biomass Valorization*. <https://doi.org/10.1007/s12649-018-0495-3>
- Awasthi MK, Wang M, Chen H, Wang Q, Zhao J, Ren X, et al. (2017) Heterogeneity of biochar amendment to improve the carbon and nitrogen sequestration through reduce the greenhouse gases emissions during sewage sludge composting. *Bioresource*

Technology, 224, 428–438. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.014>

Ayilara MS, Olanrewaju OS, Babalola OO, & Odeyemi O (2020) Waste Management through Composting: Challenges and Potentials. *Sustainability*, 12(11), 1–23.

## B

Banegas V, Moreno JL, García C, León G, Hernández T (2007) Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. *Waste Management*, 27(10), 1317–1327. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.09.008>

Bangar KC, Shanker S, Kapoor KK, Kukreja K, Mishra MM (1989) Preparation of nitrogen and phosphorus-enriched paddy straw compost and its effect on yield and nutrient uptake by wheat (*Triticum aestivum* L.). *Biology and Fertility of Soils*, 8(4), 339–342. <https://doi.org/10.1007/BF00263166>

Bargaz A, Lyamlouli K, Chtouki M, Zeroual Y, Dhiba D (2018) Soil microbial resources for improving fertilizers efficiency in an integrated plant nutrient management system. *Front Microbiol* 9, 1606. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01606>

Barthod J, Rumpel C, Dignac MF (2018) Composting with additives to improve organic amendments. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 38:17

Barthod J, Rumpel C, Paradelo R, Dignac MF (2016) The effects of worms, clay and biochar on CO<sub>2</sub> emissions during production and soil application of co-composts. *SOIL*, 2(4), 673–683. <https://doi.org/10.5194/soil-2-673-2016>.

Barje F, Amir S, Winterton P, Pinelli E, Merlina G, Cegarra J, Revel JC, Hafidi M (2008) Phospholipid fatty acid analysis to monitor the co-composting process of olive oil mill wastes and organic household refuse. *Journal of Hazardous Materials*, 154, 1-3, 15, 682-687.

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(21–24), 2965–2975. <https://doi.org/10.1080/09593330.2013.796009>.

Basak BB, Gajbhiye NA (2018) Phosphorus enriched organic fertilizer, an effective P source for improving yield and bioactive principle of Senna (*Cassia angustifolia* Vhal.). *Industrial Crops and Products* 115, 208–213. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2018.02.026>

Behera BC, Yadav H, Singh SK, Mishra RR, Sethi BK, Dutta SK, Thatoi HN (2017) Phosphate



- solubilization and acid phosphatase activity of *Serratia* sp. isolated from mangrove soil of Mahanadi river delta, Odisha, India. *Journal of Genetic Engineering and Biotechnology*, 15(1), 169–178. <https://doi.org/10.1016/j.jgeb.2017.01.003>
- Belay, S.A., Assefa, T.T., Prasad, P.V.V., Schmitter, P., Worqlul, A.W., Steenhuis, T.S., Reyes, M.R., Tilahun, S.A., 2020. The Response of Water and Nutrient Dynamics and of Crop Yield to Conservation Agriculture in the Ethiopian Highlands. *Sustainability* 12, 5989. <https://doi.org/10.3390/su12155989>
- Benjelloun I, Thami Alami I, Douira A, Udupa SM (2019) Phenotypic and Genotypic Diversity Among Symbiotic and Non-symbiotic Bacteria Present in Chickpea Nodules in Morocco. *Front Microbiol*, 10. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01885>
- Bergey's manual of determinative bacteriology (1923) *Am J Public Health* 13(12), p. 1042
- Bertoldi M, Sequi P, Lemmes B, Papi T (2013) *The Science of composting*. Springer Science & Business Media, Dordrecht.
- Bhat, S.A., Vig, A.P., 2019. 4 - Vermistabilization and detoxification of sugar industry sludges by earthworms, in: Prasad, M.N.V., de Campos Favas, P.J., Vithanage, M., Mohan, S.V. (Eds.), *Industrial and Municipal Sludge*. Butterworth-Heinemann, pp. 61–81.
- Biswas DR & Narayanasamy G (2002) Mobilization of phosphorus from rock phosphate through composting using crop residue. *Fertilizers News*, 47(3):53-56
- Biswas DR & Narayanasamy G (2006) Rock phosphate enriched compost: an approach to improve low-grade Indian rock phosphate. *Bioresource Technology*, 97(18), 2243–2251. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.02.004>
- Biyada S, Merzouki M, Elkarrach K, & Benlemlih M (2020) Spectroscopic characterization of organic matter transformation during composting of textile solid waste using UV-Visible spectroscopy, Infrared spectroscopy and X-ray diffraction (XRD). *Microchemical Journal*, 105314. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2020.105314>
- Bolan NS, Kunhikrishnan A, Choppala GK, Thangarajan R, & Chung JW (2012) Stabilization of carbon in composts and biochars in relation to carbon sequestration and soil fertility. *The Science of the Total Environment*, 424, 264–270. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.061>
- Boujlel H, Daldoul G, Tlil H, Souissi R, Chebbi N, Fattah N, & Souissi F (2019) The Beneficiation Processes of Low-Grade Sedimentary Phosphates of Tozeur-Nefta Deposit (Gafsa-Metlaoui Basin: South of Tunisia). *Minerals*, 9(1), 2. <https://doi.org/10.3390/min9010002>
- Bray RH and Kurtz LT (1945) Determination of Total Organic and Available Forms of

Phosphorus in Soils. *Soil Sci.* 59: 39-45. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-194501000-00006>

Bric JM, Bostock RM, Silverstone SE (1991) Rapid in situ assay for indole acetic acid production by bacteria immobilized on a nitrocellulose membrane. *Appl Environ Microbiol* 57 (2): 535–38.

Brinton WF (2000) Compost quality standards and guidelines. Woods End Research Laboratory, Inc. <https://woods.end.com/pdf-files/nysar-ne.pdf>

Bustamante MA, Ceglie FG, Aly A, Mihreteab HT, Ciaccia C, Tittarelli F (2016) Phosphorus availability from rock phosphate: Combined effect of green waste composting and sulfur addition. *Journal of Environmental Management*, 182, 557–563. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.08.016>

## C

Calabi-Floody M, Medina J, Rumpel C, Condron LM, Hernandez M, Dumont M, Mora ML (2018) Chapter Three - Smart Fertilizers as a Strategy for Sustainable Agriculture, in: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 119–157. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2017.10.003>

Castaldi P, Garau G, Melis P (2008) Maturing assessment of compost from municipal solid waste through the study of enzyme activities and water-soluble fractions. *Waste Manag* 28:534–540

Castellano Hinojosa A and Bedmar E (2017) Methods for evaluating plant growth-promoting rhizobacteria traits.

Cerda A, Artola A, Font X, Barrena R, Gea T, Sánchez A (2018) Composting of food wastes: Status and challenges. *Bioresource Technology*, 248(Pt A), 57–67. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.133>

Cesaro A, Conte A, Belgiorno V, Siciliano A, Guida M (2019) The evolution of compost stability and maturity during the full-scale treatment of the organic fraction of municipal solid waste. *J. Environ. Manage.* 232, 264–270. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.121>

Chan MT, Selvam A, Wong JWC (2016) Reducing nitrogen loss and salinity during ‘struvite’ food waste composting by zeolite amendment. *Bioresource Technology*, 200, 838–844. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.093>

Chang CH and Yang SS (2009) Thermo-tolerant phosphate-solubilizing microbes for multi-

- functional biofertilizer preparation. *Bioresour. Technol.* 100, 1648–1658. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.09.009>
- Chang SC, Jackson ML (1957) Fractionation of Soil Phosphorus. *Soil Sci.* 84 : 133–144. <https://doi.org/10.1097/00010694-195708000-00005>
- Chen YX, Huang XD, Han ZY, Huang X, Hu B, Shi DZ, Wu WX (2010) Effects of bamboo charcoal and bamboo vinegar on nitrogen conservation and heavy metals immobility during pig manure composting. *Chemosphere*, 78(9), 1177–1181. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.12.029>
- Chen WP, Kuo TT (1993) A simple and rapid method for the preparation of gram-negative bacterial genomic DNA. *Nucleic Acids Res.* 21 (9), 2260, <http://dx.doi.org/10.1093/nar/21.9.2260>.
- Cheng WP, Chi FH, Yu RF (2004) Effect of phosphate on removal of humic substances by aluminum sulfate coagulant. *Journal of Colloid and Interface Science*, 272(1), 153–157. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2003.08.074>
- Cicek H, Bhullar GS, Mandloi LS, Andres C, Riar AS (2020) Partial Acidulation of Rock Phosphate for Increased Productivity in Organic and Smallholder Farming. *Sustainability* 12, 607. <https://doi.org/10.3390/su12020607>
- Ciriminna R, Meneguzzo F, Delisi R, Pagliaro M (2017) Citric acid: emerging applications of key biotechnology industrial product. *Chem Cent J* 11. <https://doi.org/10.1186/s13065-017-0251-y>
- Collivignarelli MC, Abbà A, Frattarola A, Carnevale Miino M, Padovani S, Katsoyiannis I, & Torretta V (2019) Legislation for the Reuse of Biosolids on Agricultural Land in Europe: Overview. *Sustainability*, 11(21), 6015. <https://doi.org/10.3390/su11216015>

## D

- de Bertoldi M, Civilini M, & Manzano M (1991) Sewage sludge and agricultural waste hygienization through aerobic stabilisation and composting, treatment and use of sewage sludge and liquid agricultural wastes, P. L’Hermite, Commission of the European Communities, Brussels, Belgium, 212.
- De Valença AW, Bake A, Brouwer ID, Giller KE (2017) Agronomic biofortification of crops to fight hidden hunger in sub-Saharan Africa. *Global Food Security* 12: 8–14. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2016.12.001>
- Dihazi A, Jaiti F, Wafa T, Kilani-Feki O, Jaoua S, Driouich A, Baaziz M, Daayf F, Serghini

- MA (2012) Use of two bacteria for biological control of bayoud disease caused by *Fusarium oxysporum* in date palm (*Phoenix dactylifera* L.) seedlings. *Plant Physiol. Biochem.* 55, 7–15. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2012.03.003>
- Ditta A, Khalid A (2016) Bio-Organo-Phos: A Sustainable Approach for Managing Phosphorus Deficiency in Agricultural Soils. *Organic Fertilizers - From Basic Concepts to Applied Outcomes.* <https://doi.org/10.5772/62473>
- Ditta A, Muhammad J, Imtiaz M, Mehmood S, Qian Z, Tu S (2018) Application of rock phosphate enriched composts increases nodulation, growth and yield of chickpea. *J. recycl. org. waste agric.* 7: 33–40. <https://doi.org/10.1007/s40093-017-0187-1>
- Dixon, J.B., 1991. Roles of clays in soils. *Applied Clay Science* 5, 489–503. [https://doi.org/10.1016/0169-1317\(91\)90019-6](https://doi.org/10.1016/0169-1317(91)90019-6)
- Durán RE, Barra-Sanhueza B, Salvà-Serra F, Méndez V, Jaén-Luchoro D, Moore ERB, Seeger M (2019) Complete genome sequence of the marine hydrocarbon degrader *alcaligenes aquatilis* qd168, isolated from crude oil-polluted sediment of Quintero Bay, central Chile. *Microbiol Resour Announc* 8. <https://doi.org/10.1128/MRA.01664-18>

## E

- El Hassni M, El Hadrami A, Daayf ., Chérif M, Barka EA, El Hadrami I (2007) Biological control of bayoud disease in date palm: Selection of microorganisms inhibiting the causal agent and inducing defense reactions. *Environ Exp Bot* 59, 224–234. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2005.12.008>
- Estrada-Bonilla GA, Lopes CM, Durrer A, Alves PRL, Passaglia N, Cardoso EJBN (2017) Effect of phosphate-solubilizing bacteria on phosphorus dynamics and the bacterial community during composting of sugarcane industry waste. *Appl. Microbiol*, 40, 308–313. <https://doi.org/10.1016/j.syapm.2017.05.003>

## F

- Fao (2009) Climate change in Africa: The threat to agriculture. <https://www.uncclearn.org/sites/default/files/inventory/fao34.pdf>. Accessed 19/01/20
- FAO (The Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2004) Use of phosphate rocks for sustainable agriculture. <http://www.fao.org/3/y5053e/y5053e0e.htm>.

Accessed 26 March 2019

FAO–UNESCO (1999) World Soil Map, revised legend, Rome.

Fares, K., Saadaoui, N., R’Zina, Q., 2016. Sugar beet lime sludge composts as organic fertilizers. *Acta Hortic.* 165–170. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2016.1146.22>

## G

García de la Fuente R, Carrión C, Botella S, Fornes F, Noguera V, Abad M (2007) Biological oxidation of elemental sulphur added to three composts from different feedstocks to reduce their pH for horticultural purposes. *Bioresource Technology*, 98(18), 3561–3569. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.11.008>

García-Albacete M, Martín A, Cartagena M C (2012) Fractionation of phosphorus biowastes: Characterisation and environmental risk. *Waste Management*, 32(6), 1061–1068. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.02.003>

Gerke J (2018) Concepts and Misconceptions of Humic Substances as the Stable Part of Soil Organic Matter: A Review. *Agronomy*, 8(5), 76. <https://doi.org/10.3390/agronomy8050076>

Ghani A, Rajan SSS, Lee A (1994) Enhancement of phosphate rock solubility through biological processes. *Soil Biology and Biochemistry*, 26(1), 127–136. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)90204-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)90204-6)

Gil, P.M., Ferreyra, R., Barrera, C., Zuniga, C., Gurovich, L.A., 2011. Improving soil oxygenation with hydrogen peroxide injection into heavy clay loam soil: effect on plant water status, CO<sub>2</sub> assimilation and biomass of avocado trees. *Acta horticulturae*.

Giro VB, Jindo K, Vittorazzi C, de Oliveira RSS, Conceição GP, Canellas LP, Olivares FL (2016) Rock phosphate combined with phosphate-solubilizing microorganisms and humic substance for reduction of plant phosphorus demands from single superphosphate. *Acta Hortic.* 1146, 63-68.

Golueke CG (1981) Principles of biological resources recovery. *BioCycle* 22, 36–40.

Guo X, Huang J, Lu Y, Shan G, Li Q (2016) The influence of flue gas desulphurization gypsum additive on characteristics and evolution of humic substance during co-composting of dairy manure and sugarcane pressmud. *Bioresource Technology*, 219, 169–174. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.125>

Guo X, Liu H, Wu S (2019) Humic substances developed during organic waste composting: Formation mechanisms, structural properties, and agronomic functions. *Science of The*

Total Environment, 662, 501–510. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.137>

Gupta UC, Gupta SC (2014) Sources and Deficiency Diseases of Mineral Nutrients in Human Health and Nutrition: A Review. *Pedosphere* 24: 13–38. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(13\)60077-6](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(13)60077-6)

## H

Hachicha R, Hachicha S, Trabelsi I, Woodward S, Mechichi T (2009) Evolution of the fatty fraction during co-composting of olive oil industry wastes with animal manure, maturity assessment of the end product. *Chemosphere* 75, 1382–1386

Hafidi M, Badri W, Kaemmerer M, Revel JC (1994) Comparaison des méthodes d'extraction chimique et biologique pour la détermination du phosphore assimilable. 1 14, 43–48.

Hajjaji M, Kacim S, Alami A, El Bouadili A, El Mountassir M (2001) Chemical and mineralogical characterization of a clay taken from the Moroccan Meseta and a study of the interaction between its fine fraction and methylene blue. *Applied Clay Sci.* 20, 1e12.

Hakkou R, Benzaazoua M, Bussière B (2016) Valorization of Phosphate Waste Rocks and Sludge from the Moroccan Phosphate Mines: Challenges and Perspectives. *Procedia Engineering*, 138, 110–118. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.02.068>

Hamdali H, Hafidi M, Virolle MJ, Ouhdouch Y (2008) Growth promotion and protection against damping-off of wheat by two rock phosphate solubilizing actinomycetes in a P-deficient soil under greenhouse conditions. *Applied Soil Ecology*, 40(3), 510–517. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.08.001>

Hameeda B, Harini G, Rupela OP, Wani SP, Reddy G (2008) Growth promotion of maize by phosphate-solubilizing bacteria isolated from composts and macrofauna. *Microbiological Research*, 163(2), 234–242. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2006.05.009>

Hellal FAA, Nagumo F, Zewainy RM (2012) Influence of Phospho-Composting on Enhancing Phosphorus Solubility from Inactive Rock Phosphate. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*, 6(5): 268-276.

Hellal, FAA, Nagumo, F., & Zewainy, R. M. (2013). Influence of phosphocompost application on phosphorus availability and uptake by maize grown in red soil of Ishigaki Island, Japan, 2013. <https://doi.org/10.4236/as.2013.42016>

Hermans, C., Hammond, J.P., White, P.J., Verbruggen, N., 2006. How do plants respond to

nutrient shortage by biomass allocation? *Trends in Plant Science* 11, 610–617.  
<https://doi.org/10.1016/j.tplants.2006.10.007>

Himanen, M., Hänninen, K., 2009. Effect of commercial mineral-based additives on composting and compost quality. *Waste Manag* 29, 2265–2273.

Hosseinpur AR, Kiani S, Halvaei M (2012) Impact of municipal compost on soil phosphorus availability and mineral phosphorus fractions in some calcareous soils. *Environmental Earth Sciences*, 67(1), 91–96. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-1482-1>

Hua QX, Li JY, Zhou JM, Wang HY, Du CW, Chen XQ (2008) Enhancement of Phosphorus Solubility by Humic Substances in Ferrosols. *Pedosphere*, 18(4), 533–538.  
[https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(08\)60044-2](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(08)60044-2)

## I

Imran, M.; Volker, R.; Neumann, G., 2017. Accumulation and distribution of Zn and Mn in soybean seeds after nutrient seed priming and its contribution to plant growth under Zn and Mn deficient conditions. *J. Plant Nutr.* 40, 695–708.

Insam, H., de Bertoldi, M., 2007. Microbiology of the composting process. *Compost Science and Technology*. In: Diaz, L.F., de Bertoldi, M., Bidlingmaier, W., Stentiford, E. (Eds.). *Waste Management Series* 8. 25–45 (Chapter 3).

Ismail, S.M. and Ozawa, K., 2007. Improvement of crop yield, soil moisture distribution and water use efficiency in sandy soils by clay application. *Applied Clay Science* 37, 81–89. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2006.12.005>

Iqbal MK, Shafiq T, Hussain A, Ahmed K (2010) Effect of enrichment on chemical properties of MSW compost. *Bioresour. Technol.* 101(15), 5969–5977.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.02.105>

Ivankin, A.N., Pandya, U., Saraf, M., 2014. Intensification of aerobic processing of the organic wastes into compost. In: *Composting for Sustainable Agriculture*. Springer International Publishing, pp. 23–42.

## J

Jakubus M (2016) Estimation of phosphorus bioavailability from composted organic wastes. *Chem Spec Bioavailab* 28, 189–198. <https://doi.org/10.1080/09542299.2016.1227687>

Jolanun B, Towprayoon S (2010) Novel bulking agent from clay residue for food waste composting. *Bioresource Technology*, 101(12), 4484–4490.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.116>

- Jones LA, Worobo RW, Smart CD (2014) Plant-pathogenic oomycetes, *Escherichia coli* strains, and salmonella spp. frequently found in surface water used for irrigation of fruit and vegetable crops in New York State. *Appl Environ Microbiol* 80, 4814–4820. <https://doi.org/10.1128/AEM.01012-14>
- Jurado MM, Suárez-Estrella F, López MJ, Vargas-García MC, López-González JA, Moreno J (2015) Enhanced turnover of organic matter fractions by microbial stimulation during lignocellulosic waste composting. *Bioresource Technology*, 186, 15–24. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.059>

## K

- Kanso S, Dasri K, Tingthong S, & Watanapokasin RY (2011) Diversity of cultivable hydrogen-producing bacteria isolated from agricultural soils, waste water sludge and cow dung. *International Journal of Hydrogen Energy*, 36(14), 8735–8742. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2010.07.010>
- Karak T, Bhattacharyya P, Paul RK, Das T, Saha SK (2013) Evaluation of composts from agricultural wastes with fish pond sediment as bulking agent to improve compost quality. *Clean Soil Air Water* 41, 711–723.
- Karanja AW, Njeru EM, & Maingi JM (2019) Assessment of physicochemical changes during composting rice straw with chicken and donkey manure. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 8(1), 65–72. <https://doi.org/10.1007/s40093-019-0270-x>
- Karunanithi R, Szogi AA, Bolan N, Naidu R, Loganathan P, Hunt PG, et al. (2015) Chapter Three - Phosphorus Recovery and Reuse from Waste Streams. In D. L. Sparks (Ed.), *Advances in Agronomy* (Vol. 131, pp. 173–250). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2014.12.005>
- Kayama, M., Nimpila, S., Hongthong, S., Yoneda, R., Wichienopparat, W., Himmapan, W., Vacharangkura, T., Noda, I., 2016. Effects of Bentonite, Charcoal and Corncob for Soil Improvement and Growth Characteristics of Teak Seedling Planted on Acrisols in Northeast Thailand. *Forests* 7, 36. <https://doi.org/10.3390/f7020036>
- Khan KS & Joergensen RG (2009) Changes in microbial biomass and P fractions in biogenic household waste compost amended with inorganic P fertilizers. *Bioresource Technology*, 100(1), 303–309. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.06.002>



- Khan K, Sharif M, Azeem I, & Ibadullah Khan AA, Ali S, Khan I, Khan A (2017) Phosphorus Solubility from Rock Phosphate Mixed Compost with Sulphur Application and Its Effect on Yield and Phosphorus Uptake of Wheat Crop. *Open Journal of Soil Science* 7, 401–429. <https://doi.org/10.4236/ojss.2017.712028>
- Kimura M (1980) A simple method for estimating evolutionary rates of base substitutions through comparative studies of nucleotide sequences. *J Mol Evol* 16, 111–120. <https://doi.org/10.1007/BF01731581>
- Korzeniowska J, Stanisławska-Glubiak E, Hoffmann J, Górecka H, Jóźwiak W, & Wiśniewska G (2013) Improvement of the solubility of rock phosphate by co-composting it with organic components. *Polish Journal of Chemical Technology*, 15(4), 10–14. <https://doi.org/10.2478/pjct-2013-0060>
- Krzyściak W, Pluskwa KK, Jurczak A, Kościelniak D (2013) The pathogenicity of the *Streptococcus* genus. *Eur J Clin Microbiol Infect Dis* 32, 1361–1376. <https://doi.org/10.1007/s10096-013-1914-9>
- Kucbel M, Raclavská H, Růžičková J, Švédová B, Sassmanová V, Drozdová J, Raclavský K, Juchelková D (2019) Properties of compost from household food waste produced in automatic composters. *Journal of Environmental Management*, 236: 657–666.
- Koga Y (2012) Thermal adaptation of the archaeal and bacterial lipid membranes. *Archaea* 2012, 789652. <https://doi.org/10.1155/2012/789652>.
- Kumari K, Phogat VK (2008) Rock phosphate: its availability and solubilization in the soil – a review. *Agricultural Reviews* 29(2), 9.
- Kushwaha P, Kashyap PL, Kuppusamy P, Srivastava AK, & Tiwari RK (2020) Functional characterization of endophytic bacilli from pearl millet (*Pennisetum glaucum*) and their possible role in multiple stress tolerance. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 154(4), 503–514. <https://doi.org/10.1080/11263504.2019.1651773>
- Kutu FR, Mokase TJ, Dada OA, Rhode OHJ (2019) Assessing microbial population dynamics, enzyme activities and phosphorus availability indices during phospho-compost production. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 8(1), 87–97. <https://doi.org/10.1007/s40093-018-0231-9>

## L

- Lassis M, Mizane A, Dadda N, Rehamnia R (2015) Dissolution of Djebel Onk phosphate ore

- using sulfuric acid. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management* 4, 12–16. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2015.03.002>
- Lee YE, Jo JH, Kim IT, & Yoo YS (2018) Value-Added Performance and Thermal Decomposition Characteristics of Dumped Food Waste Compost by Pyrolysis. *Energies*, 11(5), 1061. <https://doi.org/10.3390/en11051061>
- Lemunier MC, Francou S, Rousseaux S, Houot P, Dantigny P, Piveteau and Guzzo J, (2005) Long-term survival of pathogenic and sanitation indicator bacteria in experimental biowaste composts. *Applied and Environmental Microbiology*. 71(10): p. 5779-5786.
- Levy, J.S. and Taylor, B.R. (2003). Effects of pulp mill solids and three composts on early growth of tomatoes. *Bioresource Technology* 89, 297–305. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00065-8](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00065-8)
- Li H, Meng F, Duan W, Lin Y, Zheng Y (2019) Biodegradation of phenol in saline or hypersaline environments by bacteria: A review. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 184, 109658. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109658>
- Li R, Wang JJ, Zhang Z, Shen F, Zhang G, Qin R, et al. (2012) Nutrient transformations during composting of pig manure with bentonite. *Bioresource Technology*, 121, 362–368. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.06.065>
- Lim, S.S., Park, H.J., Hao, X., Lee, S.I., Jeon, B.J., Kwak, J.H., Choi, W.J., 2017. Nitrogen, carbon, and dry matter losses during composting of livestock manure with two bulking agents as affected by co-amendments of phosphogypsum and zeolite. *Ecol. Eng. C*, 280–290.
- Liu Y, Tang H, Lin Z, Xu P (2015) Mechanisms of acid tolerance in bacteria and prospects in biotechnology and bioremediation. *Biotechnol. Adv.* 33, 1484–1492. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2015.06.001>.
- Liu Z, Xie W, Li D, Peng Y, Li Z, Liu S (2016). Biodegradation of phenol by bacteria strain *Acinetobacter Calcoaceticus* PA isolated from phenolic wastewater. *Int J Environ Res Public Health* 13. <https://doi.org/10.3390/ijerph13030300>
- López M, Soliva, M, Martínez-Farré FX, Bonmatí A, Huerta-Pujol O (2010) An assessment of the characteristics of yard trimmings and recirculated yard trimmings used in biowaste composting. *Bioresour. Technol.* 101 (4), 1399–1405. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.09.031>.
- Lorion RM (2004) Rock phosphate, manure and compost use in garlic and potato systems in a high intermontane valley in bolivia. Washington state university, Department of Crop and Soil Sciences.

<http://www.citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.628.6503&rep=rep1&type=pdf>. Accessed 26 March 2019.

- Louden BC, Haarmann D, & Lynne AM (2011) Use of Blue Agar CAS Assay for Siderophore Detection. *Journal of Microbiology & Biology Education: JMBE*, 12(1), 51–53. <https://doi.org/10.1128/jmbe.v12i1.249>
- Loutou M, Hajjaji M, Mansori M, Favotto C, Hakkou R (2013) Phosphate sludge: thermal transformation and use as lightweight aggregate material. *J Environ Manage*, 130, 354–360. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.09.004>
- Lu D, Wanga L, Yan B, Oua Y, Guan J, Bian Y, Zhang Y (2014) Speciation of Cu and Zn during composting of pig manure amended with rock phosphate. *Waste Manage* 34, 1529e1536.
- Lugli LF, Andersen KM, Aragão LEOC, Cordeiro AL, Cunha HFV, Fuchslueger L, Meir P, Mercado LM, Oblitas E, Quesada CA, Rosa JS, Schaap KJ, Valverde-Barrantes O, Hartley IP (2019) Multiple phosphorus acquisition strategies adopted by fine roots in low-fertility soils in Central Amazonia. *Plant Soil*. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-03963-9>
- Luo Y, Liang J, Zeng G, Chen M, Mo D, Li G, Zhang D (2018) Seed germination test for toxicity evaluation of compost: Its roles, problems and prospects. *J. Waste Manag.* 71: 109–114. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.023>

## M

- Maluf HJGM, Silva CA, Morais EG, de Paula LHD (2018) Is Composting a Route to Solubilize Low-Grade Phosphate Rocks and Improve MAP-Based Composts? *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 42. <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20170079>
- Manna MC, Ghosh PK, Ghosh BN, Singh KN (2001) Comparative effectiveness of phosphate-enriched compost and single superphosphate on yield, uptake of nutrients and soil quality under soybean–wheat rotation. *The Journal of Agricultural Science*, 137(1), 45–54. <https://doi.org/10.1017/S0021859601008942>
- Martínez-Ballesta, M. del C., Egea-Gilabert, C., Conesa, E., Ochoa, J., Vicente, M.J., Franco, J.A., Bañon, S., Martínez, J.J., Fernández, J.A., 2020. The Importance of Ion Homeostasis and Nutrient Status in Seed Development and Germination. *Agronomy* 10, 504. <https://doi.org/10.3390/agronomy10040504>
- McGill WB, Cole CV (1981) Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through

- soil organic matter. *Geoderma*, 26(4), 267–286. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(81\)90024-0](https://doi.org/10.1016/0016-7061(81)90024-0)
- Meng L, Li W, Zhang S, Wu C, Jiang W, Sha C (2016) Effect of different extra carbon sources on nitrogen loss control and the change of bacterial populations in sewage sludge composting. *Ecological Engineering*, 94, 238–243. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.05.013>
- Minde I, Jayne T, Crawford E, Ariga J, & Govereh J (2008) Promoting Fertilizer Use in Africa: Current Issues and Empirical Evidence from Malawi, Zambia, and Kenya. Michigan State University, Department of Agricultural, Food, and Resource Economics, Food Security International Development Policy Syntheses.
- Moharana PC & Biswas DR (2016) Assessment of maturity indices of rock phosphate enriched composts using variable crop residues. *Bioresource Technology*, 222, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.09.097>
- Moharana PC, Biswas DR., Datta SC (2015) Mineralization of Nitrogen, Phosphorus and Sulphur in Soil as Influenced by Rock Phosphate Enriched Compost and Chemical Fertilizers. *Journal of the Indian Society of Soil Science* 63, 283.
- Moharana PC, Meena MD, Biswas DR (2018) Role of Phosphate-Solubilizing Microbes in the Enhancement of Fertilizer Value of Rock Phosphate Through Composting Technology, in: Meena, V.S. (Ed.), *Role of Rhizospheric Microbes in Soil: Volume 2: Nutrient Management and Crop Improvement*. Springer, Singapore, pp. 167–202. [https://doi.org/10.1007/978-981-13-0044-8\\_6](https://doi.org/10.1007/978-981-13-0044-8_6)
- Moukannaa S, Loutou M, Benzaazoua M, Vitola L, Alami J, Hakkou R (2018) Recycling of phosphate mine tailings for the production of geopolymers. *J. Clean. Prod.* 185, 891–903. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.094>
- Muhammad S, Müller T, Joergensen RG (2007) Compost and P amendments for stimulating microorganisms and maize growth in a saline soil from Pakistan in comparison with a nonsaline soil from Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 170(6), 745–752. <https://doi.org/10.1002/jpln.200625122>
- Mulyatni AS, Praptana RH, Santoso D (2018) The effect of biostimulant in root and population of phosphate solubilizing bacteria: a study case in upland rice. *Conference Series: Earth and Environmental Science*, 183, 012016. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/183/1/012016>
- Munoo P, Alan L, John C, Michael G, Panayotis D (2013) Release of nitrogen and phosphorus from composts, AD digestates and manure and detailed characterization of these

materials. RAMIRAN 2013, 15th International Conference, Versailles, France. [https://www.researchgate.net/publication/290997111\\_Release\\_of\\_nitrogen\\_and\\_phosphorus\\_from\\_composts\\_AD\\_digestates\\_and\\_manure\\_and\\_detailed\\_characterization\\_of\\_these\\_materials](https://www.researchgate.net/publication/290997111_Release_of_nitrogen_and_phosphorus_from_composts_AD_digestates_and_manure_and_detailed_characterization_of_these_materials). Accessed 30 June 2019.

Munzuroglu O and Geckil H (2002) Effects of metals on seed germination, root elongation, and coleoptile and hypocotyls growth in *Triticum aestivum* and *Cucumis sativus*. *Arch. Environ. Cont. Tox.* 43: 203–213.

Muscolo A, Papalia T, Settineri G, Mallamaci C, Jeske-Kaczanowska A (2018) Are raw materials or composting conditions and time that most influence the maturity and/or quality of composts? Comparison of obtained composts on soil properties. *J. Clean. Prod.* 195: 93–101. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.204>

## N

Naher UA, Sarkar MIU, Jahan A, Biswas JC (2018) Co-Composting Urban Waste, Plant Residues, and Rock Phosphate: Biochemical Characterization and Evaluation of Compost Maturity. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 49, 751–762. <https://doi.org/10.1080/00103624.2018.1435799>

Nair VD, Harris WG (2014) Soil Phosphorus Storage Capacity for Environmental Risk Assessment. *Advances in Agriculture*, 2014, 9. <http://dx.doi.org/10.1155/2014/723064>

Nannipieri P, Giagnoni L, Landi L, & Renella G (2011). Role of Phosphatase Enzymes in Soil. In E. Bünenmann, A. Oberson, & E. Frossard (Eds.), *Phosphorus in Action: Biological Processes in Soil Phosphorus Cycling* (pp. 215–243). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-15271-9\\_9](https://doi.org/10.1007/978-3-642-15271-9_9).

NF U 44–051: French Association of Normalizations (2006). Amendements organiques – Dénominations, spécifications et marquage (Indice de classement : U44-051).

NF U 44–095: French Association of Normalizations (2002). Amendements organiques— Composts contenant des matières d'intérêt agronomique, issues du traitement des eaux (Indice de classement : U44-095).

NM M (2006) NM 08.0.125: Microbiologie des aliments : Dénombrement en anaérobiose des bactéries Sulfito-réducteurs par comptage des colonies – Méthode de routine. Service de Normalisation Industrielle Marocaine, SNIMA.

Nziguheba G, Zingore S, Kihara J, Merckx R, Njoroge S, Otinga A, et al. (2016) Phosphorus in smallholder farming systems of sub-Saharan Africa: implications for agricultural

intensification. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 104(3), 321–340.  
<https://doi.org/10.1007/s10705-015-9729-y>

## O

Odongo NE, Hyoung-Ho K, Choi HC, van Straaten P, McBride BW, Romney DL (2007) Improving rock phosphate availability through feeding, mixing and processing with composting manure. *Bioresource Technology*, 98(15), 2911–2918.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.10.015>

Onwosi CO, Igbokwe VC, Odimba JN, Eke IE, Nwankwoala MO, Iroh IN, Ezeogu LI (2017) Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. *Journal of Environmental Management*, 190, 140–157.  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.051>

Oyeyiola YB, Jai O (2016) Phosphorus Uptake and Use Efficiency by Cowpea in Phosphocompost and Chemical Fertilizer Treated Nutrient Degraded Acid Soils. *Agricultural Research & Technology: Open Access Journal*, 2(1).  
<https://doi.org/10.19080/ARTOAJ.2016.02.555578>

## P

Padan E, Bibi E, Ito M, Krulwich TA (2005) Alkaline pH homeostasis in bacteria: new insights. *Biochim. Biophys. Acta*. 1717, 67–88. <https://doi.org/10.1016/j.bbamem.2005.09.010>.

Pande A, Pandey P, Kaushik S (2017) Co-inoculation of *Burkholderia cepacia* and *Alcaligenes aquatilis* enhances plant growth of maize (*Zea mays*) under green house and field condition. *Korean J. Environ. Agric.* 44(2), 196–210.  
<https://doi.org/10.7744/kjoas.20170019>

Paredes C, Bernal MP, Roig A, Cegarra J, Sánchez-Monedero MA (1996) Influence of the bulking agent on the degradation of olive-mill wastewater sludge during composting. *Int. Biodeterior. Biodegradation* 38, 205–210. [https://doi.org/10.1016/S0964-8305\(96\)00052-2](https://doi.org/10.1016/S0964-8305(96)00052-2)

Pan I, Sen SK (2013) Microbial and physicochemical analysis during composting of wheat straw. *Indian J Biotechnol* 12:120–128. <https://doi.org/10.1007/s13205-011-0033-5>

Paul D and Sinha SN (2017) Isolation and characterization of phosphate solubilizing bacterium *Pseudomonas aeruginosa* KUPSB12 with antibacterial potential from river Ganga,

- India. *Ann. Agrar. Sci.* 15, 130–136. <https://doi.org/10.1016/j.aasci.2016.10.001>
- Penn CJ, & Camberato JJ (2019) A Critical Review on Soil Chemical Processes that Control How Soil pH Affects Phosphorus Availability to Plants. *Agriculture*, 9(6), 120. <https://doi.org/10.3390/agriculture9060120>
- Pergola M, Persiani A, Palese AM, Di Meo V, Pastore V, D'Adamo C, Celano G (2018). Composting: The way for a sustainable agriculture. *Appl Soil Ecol* 123, 744–750. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.10.016>
- Peters S, Koschinsky S, Schwieger F, Tebbe CC (2000) Succession of microbial communities during hot composting as detected by PCR-single-strand-conformation polymorphism-based genetic profiles of small-subunit rRNA genes. *Appl Environ Microbiol* 66(3):930–936. <https://doi.org/10.1128/aem.66.3.930-936.2000>
- Plaza C, Senesi N, Brunetti G, Mondelli D (2007) Evolution of the fulvic acid fractions during co-composting of olive oil mill wastewater sludge and tree cuttings. *Bioresour. Technol.* 98, 1964–1971.
- Premono ME, Moawad AM, Vleck LG (1996) Effect of phosphate solubilizing *Pseudomonas putida* on the growth of maize and its survival in the rhizosphere. *Indones. J. Crop Sci* 13–23.

## R

- Raj D & Antil RS (2011) Evaluation of maturity and stability parameters of composts prepared from agro-industrial wastes. *Bioresour. Technol.* 102, 2868–2873. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.077>
- Ramos CP, Santana JA, Morcatti Coura F, Xavier RGC, Leal CAG, Oliveira Junior CA, Heinemann MB, Lage AP, Lobato FCF, Silva ROS (2019) Identification and characterization of *Escherichia coli*, *Salmonella* Spp., *Clostridium perfringens*, and *C. difficile* isolates from Reptiles in Brazil. *Biomed Res Int* 2019. <https://doi.org/10.1155/2019/9530732>
- Rashad FM, Saleh WD, Moselhy MA (2010) Bioconversion of rice straw and certain agro-industrial wastes to amendments for organic farming systems: 1. Composting, quality, stability and maturity indices. *Bioresour. Technol.* 101,5952–5960.
- Raven JA (2015) Interactions between Nitrogen and Phosphorus metabolism. In *Annual Plant Reviews, Phosphorus Metabolism in Plants* (pp. 187–214). John Wiley & Sons, Ltd.
- Rady, M.M., Semida, W.M., Hemida, K.A., Abdelhamid, M.T., 2016. The effect of compost

- on growth and yield of *Phaseolus vulgaris* plants grown under saline soil. *Int J Recycl Org Waste Agricult* 5, 311–321.
- Rehman, A.; Farooq, M.; Naveed, M.; Nawaz, A.; Shahzad, B., 2018. Seed priming of Zn with endophytic bacteria improves the productivity and grain biofortification of bread wheat. *Eur. J. Agron.* 94, 98107.
- Reyes-Torres M, Oviedo-Ocaña ER, Dominguez I, Komilis D & Sánchez A (2018) A systematic review on the composting of green waste: Feedstock quality and optimization strategies. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 77, 486–499. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.037>
- Reza A, Shim S, Kim S, Ahmed N, Won S, Ra C (2019) Nutrient Leaching Loss of Pre-Treated Struvite and Its Application in Sudan Grass Cultivation as an Eco-Friendly and Sustainable Fertilizer Source. *Sustainability* 11: 4204. <https://doi.org/10.3390/su11154204>
- Richardson AE and Simpson RJ (2011) Soil microorganisms mediating phosphorus availability update on microbial phosphorus. *Plant Physiology*, 156(3), 989–996. <https://doi.org/10.1104/pp.111.175448>
- Rincón CA, De Guardia A, Couvert A, Le Roux S, Soutrel I, Daumoin M, Benoist JC (2019) Chemical and odor characterization of gas emissions released during composting of solid wastes and digestates. *Journal of Environmental Management*, 233, 39–53. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.009>
- Romanos D, Nemer N, Khairallah Y, & Abi Saab MT (2019) Assessing the quality of sewage sludge as an agricultural soil amendment in Mediterranean habitats. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 8(1), 377–383. <https://doi.org/10.1007/s40093-019-00310-x>

## S

- Saito T, Brdjanovic D, van Loosdrecht MCM (2004) Effect of nitrite on phosphate uptake by phosphate accumulating organisms. *Water Research*, 38(17), 3760–3768. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.05.023>
- Saitou N & Nei M (1987) The neighbor-joining method: a new method for reconstructing phylogenetic trees. *Mol. Biol. Evol.* 4, 406–425.
- Satisha GC, and Devarajan L (2005) Humic Substances and Their Complexation with Phosphorus and Calcium During Composting of Pressmud and Other Biodegradables.



- Communications in Soil Science and Plant Analysis, 36(7–8), 805–818.  
<https://doi.org/10.1081/CSS-200049454>
- Sayara, T., Basheer-Salimia, R., Hawamde, F., Sánchez, A., 2020. Recycling of Organic Wastes through Composting: Process Performance and Compost Application in Agriculture. *Agronomy* 10, 1838.
- Shahid M, Hameed S, Tariq M, Zafar M, Ali A, Ahmad N (2015) Characterization of mineral phosphate-solubilizing bacteria for enhanced sunflower growth and yield-attributing traits. *Annals of Microbiology*, 65(3), 1525–1536. <https://doi.org/10.1007/s13213-014-0991-z>
- Sharif M, Matiullah K, Tanvir B, Shah AH, Wahid F (2011) Response of fed dung composted with rock phosphate on yield and phosphorus and nitrogen uptake of maize crop. *Afr. J. Biotechnol.* 10, 12595–12601.
- Sharma SB, Sayyed RZ, Trivedi MH, Gobi TA (2013) Phosphate solubilizing microbes : sustainable approach for managing phosphorus deficiency in agricultural soils. *SpringerPlus*, 2, 587. <https://doi.org/10.1186/2193-1801-2-587>
- Sharma A, Ganguly R, & Gupta AK (2019) Spectral characterization and quality assessment of organic compost for agricultural purposes. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 8(2), 197–213. <https://doi.org/10.1007/s40093-018-0233-7>
- Sikora LJ (2004) Effects of basaltic mineral fines on composting. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 24(2), 139–142. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2003.08.005>
- Singh CP, Amberger A (1990) Humic substances in straw compost with rock phosphate. *Biological Wastes*, 31, 165–174 (1990). [https://doi.org/10.1016/0269-7483\(90\)90156-M](https://doi.org/10.1016/0269-7483(90)90156-M).
- Som MP, Lemée L, Amblès A (2009) Stability and maturity of a green waste and biowaste compost assessed on the basis of a molecular study using spectroscopy, thermal analysis, thermodesorption and thermochemolysis. *Bioresour. Technol* 100: 4404–4416. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.04.019>
- Song G, Hayes MH, Novotny EH, Simpson AJ (2011) Isolation and fractionation of soil humin using alkaline urea and dimethylsulphoxide plus sulphuric acid. *Naturwissenschaften* 98(1):7–13
- Suárez-Estrella F, Vargas-García MC, López MJ, Moreno J (2008) Changes in carbon fractions during composting of plant wastes and influence of a humic extract on soil microorganism growth. *Dyn Biochem Process Biotechnol Mol Biol* 2(1):90–95

Syed-Ab-Rahman SF, Carvalhais LC, Chua E, Xiao Y, Wass TJ, Schenk PM (2018) Identification of Soil Bacterial Isolates Suppressing Different *Phytophthora* spp. and Promoting Plant Growth. *Front. Plant Sci.*, 9. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01502>

## T

Tallou A, Salcedo FP, Haouas A, Jamali MY, Atif K, Aziz F, Amir S (2020) Assessment of biogas and biofertilizer produced from anaerobic co-digestion of olive mill wastewater with municipal wastewater and cow dung. *Environ. Technol. Innov.* 20, 101152. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101152>.

Tadele Z (2017) Raising Crop Productivity in Africa through Intensification. *Agronomy* 7: 22. <https://doi.org/10.3390/agronomy7010022>

Toselli M, Baldi E, Cavani L, Mazzon M, Quartieri M, Sorrenti G, Marzadori C (2019) Soil-plant nitrogen pools in nectarine orchard in response to long-term compost application. *Science of The Total Environment*, 671, 10–18. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.241>

Troschinetz AM, Mihelcic JR (2009) Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries *Waste Management*, 29(2), 915-923.

Troy SM, Nolan T, Kwapinski W, Leahy JJ, Healy MG (2012) Effect of sawdust addition on composting of separated raw and anaerobically digested pig manure. *J Environ Manag* 111:70–77. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.035>

## U

Unuofin FO, Siswana M (2019) Enhancing organic waste decomposition with addition of phosphorus and calcium through different sources. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 8(2), 139–150. <https://doi.org/10.1007/s40093-018-0239-1>

Urrutia O, Guardado I, Erro J, Mandado M, García-Mina JM (2013) Theoretical chemical characterization of phosphate-metal-humic complexes and relationships with their effects on both phosphorus soil fixation and phosphorus availability for plants. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 93(2), 293–303. <https://doi.org/10.1002/jsfa.5756>

## V

- Van der Waals, JH, Laker MC (2008) Micronutrient Deficiencies in Crops in Africa with Emphasis on Southern Africa, in: Alloway, B.J. (Ed.), *Micronutrient Deficiencies in Global Crop Production*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 201–224. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6860-7\\_8](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6860-7_8)
- Van Trappen S, Tan TL, Samyn E, Vandamme P (2005) *Alcaligenes aquatilis* sp. nov., a novel bacterium from sediments of the Weser Estuary, Germany, and a salt marsh on Shem Creek in Charleston Harbor, USA. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* 55(Pt 6), 2571–2575. <https://doi.org/10.1099/ijs.0.63849-0>
- Vassilev N, Baca MT, Vassileva M, Franco I, Azcon R (1995) Rock phosphate solubilization by *Aspergillus niger* grown on sugar-beet waste medium. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 44(3), 546–549. <https://doi.org/10.1007/BF00169958>
- Vassilev N, Vassileva M (2003) Biotechnological solubilization of rock phosphate on media containing agro-industrial wastes. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 61(5–6), 435–440. <https://doi.org/10.1007/s00253-003-1318-3>
- Vishan I, Kanekar H, Kalamdhad A (2014) Microbial population, stability and maturity analysis of rotary drum composting of water hyacinth. *Biologia*, 69(10), 1303–1313. <https://doi.org/10.2478/s11756-014-0450-0>
- Voběrková S, Maxianová A, Schlosserová N, Adamcová D, Vršanská M, Richtera L, et al. (2020) Food waste composting - Is it really so simple as stated in scientific literature? – A case study. *Sci. Total Environ.* 723, 138202. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138202>

## W

- Wakase S, Sasaki H, Itoh K, Otawa K, Kitazume O, Nonaka J, et al. (2008) Investigation of the microbial community in a microbiological additive used in a manure composting process. *Bioresource Technology*, 99(7), 2687–2693. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.04.040>
- Walkley A et Black IA (1934) An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37, 29- 38.

- Wang Q, Awasthi MK, Ren X, Zhao J, Li R, Wang Z, et al. (2017) Comparison of biochar, zeolite and their mixture amendment for aiding organic matter transformation and nitrogen conservation during pig manure composting. *Bioresource Technology*, 245(Pt A), 300–308. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.158>
- Wang C, Zhang Y, Li H, & Morrison RJ (2013) Sequential extraction procedures for the determination of phosphorus forms in sediment. *Limnology*, 14(2), 147–157. <https://doi.org/10.1007/s10201-012-0397-1>
- Wang X, Selvam A, Wong JWC (2016) Influence of lime on struvite formation and nitrogen conservation during food waste composting. *Bioresour. Technol.* 217, 227–232.
- Wang Q, Cen Z, Zhao J (2015) The survival mechanisms of thermophiles at high temperatures: an angle of Omics. *Physiology* 30, 97–106. <https://doi.org/10.1152/physiol.00066.2013>.
- Waqas M, Nizami AS, Aburiazaiza AS, Barakat MA, Ismail IMI, & Rashid MI (2018) Optimization of food waste compost with the use of biochar. *Journal of Environmental Management*, 216, 70–81. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.015>
- Wei Y, Zhao Y, Fan Y, Lu Q, Li M, Wei Q, et al. (2017) Impact of phosphate-solubilizing bacteria inoculation methods on phosphorus transformation and long-term utilization in composting. *Bioresource Technology*, 241, 134–141. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.099>
- Wei Y, Zhao Y, Shi M, Cao Z, Lu Q, Yang T, et al. (2018) Effect of organic acids production and bacterial community on the possible mechanism of phosphorus solubilization during composting with enriched phosphate-solubilizing bacteria inoculation. *Bioresource Technology*, 247, 190–199. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.092>
- Weisburg WG, Barns SM, Pelletier DA, Lane DJ (1991) 16S ribosomal DNA amplification for phylogenetic study. *J. Bacteriol.* 173, 697–703. <https://doi.org/10.1128/jb.173.2.697-703.1991>
- Wong JWC and Fang M (2000) Effects of lime addition on sewage sludge composting process. *Water Res* 34: 3691–3698. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00116-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00116-0)
- Wong JWC, Fung SO, Selvam A (2009) Coal fly ash and lime addition enhances the rate and efficiency of decomposition of food waste during composting. 28 *Bioresour. Technol.* 100, 3324–3331.

- Ximénez-Embún, M.G., González-Guzmán, M., Arbona, V., Gómez-Cadenas, A., Ortego, F., Castañera, P., 2018. Plant-Mediated Effects of Water Deficit on the Performance of *Tetranychus evansi* on Tomato Drought-Adapted Accessions. *Front. Plant Sci.* 9. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01490>
- Xu Y, Zhao Z, Tong W, Ding Y, Liu B, Shi Y, Wang J, Sun S, Liu M, Wang Y, Qi Q, Xian M, Zhao G (2020) An acid-tolerance response system protecting exponentially growing *Escherichia coli*. *Nat. Commun.* 11, 1496. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15350-5>.

## Y

- Yadav H, Fatima R, Sharma A, Mathur S (2017) Enhancement of applicability of rock phosphate in alkaline soils by organic compost. *Applied Soil Ecology*, 113, 80–85. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.02.004>
- Yang, F., Li, G., Shi, H., Wang, Y., 2015. Effects of phosphogypsum and superphosphate on compost maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. *Waste Manage.* 36, 70–76.
- Yu LY, Huang HB, Wang XH, Li S, Feng NX, Zhao HM, Huang XP, Li YW, Li H, Cai QY, Mo CH. (2019). Novel phosphate-solubilising bacteria isolated from sewage sludge and the mechanism of phosphate solubilisation. *Sci. Total Environ.* 658, 474–484. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.166>
- Yuan J, Li Y, Chen S, Li D, Tang H, Chadwick D, et al. (2018) Effects of phosphogypsum, superphosphate, and dicyandiamide on gaseous emission and compost quality during sewage sludge composting. *Bioresource Technology*, 270, 368–376. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.023>

## Z

- Zahir I, Abdellah H, Bahafid W, Iraqi MH, Ibnsouda S (2013) A novel *Alcaligenes faecalis* antibacterial-producing strain isolated from a Moroccan tannery waste. *Afr. J. Microbiol. Res.* <https://doi.org/10.5897/ajmr2013.6029>
- Zahir I, Houari A, Iraqi MH, Ibnsouda S (2014) Partial purification and antimycobacterial

- screening of the ethyl acetate extract of *Alcaligenes faecalis* BW1. *Br. Microbiol. Res.J.*  
<https://doi.org/10.9734/bmrj/2014/10595>
- Zaidi A, Khan MS, Ahemad M, Oves M (2009) Plant growth promotion by phosphate solubilizing bacteria. *Acta Microbiologica Et Immunologica Hungarica*, 56(3), 263–284. <https://doi.org/10.1556/AMicr.56.2009.3.6>
- Zameer F, Meghashri S, Gopal S, Rao BR (2010) Chemical and Microbial Dynamics during Composting of Herbal Pharmaceutical Industrial Waste. *Journal of Chemistry. Research article.* <https://doi.org/10.1155/2010/645978>
- Zhang L, and Sun X (2017) Addition of fish pond sediment and rock phosphate enhances the composting of green waste. *Bioresour. Technol.* 233, 116–126. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.02.073>
- Zhang, L., Sun, X., 2018. Influence of sugar beet pulp and paper waste as bulking agents on physical, chemical, and microbial properties during green waste composting. *Bioresour Technol* 267, 182–191.
- Zhang L & Sun XY (2015) Effects of earthworm casts and zeolite on the two-stage composting of green waste. *Waste Manage.* 39, 119–129.
- Zhang X, & Cai X (2011) Climate change impacts on global agricultural land availability. *Environmental Research Letters*, 6(1), 014014. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/6/1/014014>
- Zhou H, Zhao Y, Yang H, Zhu L, Cai B, Luo S, Cao J, Wei Z (2018) Transformation of organic nitrogen fractions with different molecular weights during different organic wastes composting. *Bioresour. Technol.* 262, 221–228. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.04.088>
- Zucconi F, Pera A, Forte M, De Bertoldi M, (1981) Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle* (USA)



# **Annexes**





## Annexe 1 : Les milieux de cultures

**Le milieu solide de Pikovskaya (PVK) :** glucose 10 g;  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$  2,5 g;  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  0,5 g; NaCl, 0,2 g;  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , 0,1 g; KCl, 0,2 g; extrait de levure, 0,5 g;  $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ , 0,002 g; et  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  0,002 g, et 1 litre d'eau distillée.

**Le milieu (YEM) :** Extrait de levure 0,5 g, Mannitol 5,0 g,  $\text{K}_2\text{HPO}_4$  0,5 g,  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  0,2 g, NaCl 0,1 g, Agar 20,0 g, et 1 litre d'eau distillée.

**Le milieu salin minimal (MSM) :**  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  0.5 g,  $\text{K}_2\text{HPO}_4$  0.5 g,  $\text{CaCl}_2$  0.1 g, NaCl 0.2 g,  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  0.5 g,  $\text{MnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  0.01 g,  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  0.01 g,  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  1.0 g, et 1 litre d'eau distillée.

**Le milieu Luria-Bertani (LB) :** peptone 10 g, Agar 10g, extrait de levure 5 g et NaCl 5 g, et 1 litre d'eau distillée.

**Le milieu solide de Burk :** 10 g de glucose, 0,41 g  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ , 0,52 g  $\text{K}_2\text{HPO}_4$ , 0,05 g  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ , 0,2 g  $\text{CaCl}_2$ , 0,1 g  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , 0,005 g  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , 0,0025 g  $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ , 20 g d'agar, et 1 litre d'eau distillée.

**Milieu chrome Azurol S (CAS) :** 900 ml du milieu LB (les composants de 1L), 50 ml de la solution CAS (60,5 g sur 50 ml), 10 ml de la solution  $\text{FeCl}_3$  (27 mg + 0.083 ml HCl + 100 ml d'eau distillée), et 40 ml de la solution HDMTA (Hexa Decyl Trimethyl Ammonium bromide) (72.9 mg + 40 ml d'eau distillée).

**Le réactif Salkowski :** 2 g de  $\text{FeCl}_3$  dans 50 ml d'eau distillée stérile, 42.19 ml d'acide sulfurique concentré.

## **Annexe 2**

**Le tampon de lyse :** acétate de Tris 40 mM, pH 7.8, acétate de sodium 20 mM, EDTA 1 mM, SDS 1%, 20  $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$  ARNase.