



Université Sidi Mohammed Ben Abdellah
Faculté des Sciences Dhar El Mahraz- Fès
Centre d'Etudes Doctorales
"Sciences et Technologies"

**Formation Doctorale : Ressources Naturelles, Environnement et
Développement Durable (RNE2D)**

Discipline : Chimie

Spécialité : Chimie-physique appliquée

**Laboratoire : Laboratoire d'Ingénierie, d'Electrochimie, de
Modélisation et d'Environnement (LIEME)**

THESE DE DOCTORAT

Présentée par

MAJBAR Zineb

**Traitement des margines par un procédé couplant l'électrocoagulation
et l'adsorption sur des charbons actifs de la sciure de bois d'eucalyptus
et leur valorisation par la filière de compostage des déchets vinicoles**

Soutenue le 12/01/2019 devant le jury composé de :

Pr. TALEB Mustapha	Faculté des Sciences - Fès	Président
Pr. HABOUBI Khadija	Ecole Nationale des Sciences Appliquées - Al Hoceima	Rapporteuse
Pr. EL HALOUANI Hassan	Faculté des Sciences - Oujda	Rapporteur
Pr. ABDELLAOUI Abdelfattah	Faculté des Sciences - Fès	Rapporteur
Pr. AMMAR Emna	Ecole Nationale d'Ingénieurs - Sfax	Examinatrice
Pr. NAWDALI Mostafa	Faculté Polydisciplinaire - Taza	Examineur
Dr. DAOUI Khalid	Unité de Recherche Agronomie et Physiologie Végétale du Centre Régional de la Recherche Agronomique - Meknès	Invité
Pr. EL HAJI Mounia	École Nationale Supérieure d'Electricité et de Mécanique – Casablanca	Co-directrice de thèse
Pr. RAIS Zakia	Faculté des Sciences - Fès	Directrice de thèse

DÉDICACES

Je dédie ce travail

A mes chers parents,

pour vos sacrifices, vos soutiens et votre amour au long de ce long parcours.

J'espère être à la hauteur de votre confiance et vos ambitions.

A mon cher frère et mes chères sœurs :

A Tous les membres de ma famille et ceux qui me sont chers,

pour vos encouragements et soutiens durant toutes les années de mes études.

Vous avez toujours été là quand ça n'allait pas, merci d'exister tout

simplement...

A mes ami(e)s,

en souvenir des moments merveilleux que nous avons passés et aux liens solides

qui nous unissent. Merci pour vos encouragements et votre aide.

Vous m'avez été d'un grand soutien...

A tous mes enseignants...

AVANT PROPOS

Le présent travail s'inscrit dans le cadre du projet PPR, type B (2015-2017) financé par le Centre National pour la Recherche Scientifique et Technique (CNRST) de Rabat - Maroc, intitulé : Traitement physicochimique des margines et valorisation des boues dans la filière de compostage.

La partie valorisation des margines par la filière de compostage a été réalisé dans le cadre du projet VADOC : Valorisation des déchets oléicoles par la filière de compostage financé par le Ministère délégué auprès du Ministère de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement, Chargé de l'Environnement.

La partie expérimentale de ce travail a été réalisé au sein des laboratoires :

- Ingénierie d'Electrochimie, de Modélisation et d'Environnement (LIEME) de la Faculté des Sciences de Fès – Université Sidi Mohammed Ben Abdallah ;
- Ressources Naturelles et Environnement de la Faculté Polydisciplinaire de Taza - Université Sidi Mohammed Ben Abdallah ;
- Amélioration et Protection des Ressources Génétiques de l'Olivier de l'Institut de l'Olivier de Sfax – Tunisie ;
- Unité de recherche « Environnements Côtiers et Urbains » de l'Ecole Nationale d'Ingénieurs de Sfax - Tunisie.

Les analyses spectroscopiques ont été effectuées à :

- La Cité de l'Innovation de Fès (CIF) - Université Sidi Mohammed Ben Abdallah.
- La Faculté des sciences El Jadida - Université Chouaïb Doukkali.

REMERCIEMENTS

Ce travail a été réalisé au Laboratoire d'Ingénierie d'Electrochimie de Modélisation et d'Environnement LIEME de la Faculté des Sciences Dhar El Mahraz de Fès.

Je tiens à remercier vivement Monsieur le professeur **TALEB Mustapha**, directeur de ce laboratoire pour m'avoir accepté dans sa structure de recherche et l'honneur qu'il me fait en présidant le jury de ma thèse. Qu'il trouve ici toute ma reconnaissance et mes sincères remerciements.

Mes plus vifs remerciements s'adressent à mes directrices de thèse Madame le professeur **RAIS Zakia** et Madame le professeur **El HAJI Mounia**, pour leur encadrement dont j'ai bénéficié. Vos conseils, vos disponibilités tout au long de ces années de recherche, vos critiques judicieux, vos attentions inlassables, vos soutiens moraux, vos qualités humaines et professionnelles et vos enthousiasmes de chercheurs ont instauré une ambiance propice au travail.

Ce travail n'aurait pas pu être mené à bien sans le soutien financier du Centre National pour la Recherche Scientifique et Technique (CNRST) de Rabat - Maroc et du Ministère délégué auprès du Ministère de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement, Chargé de l'Environnement, auxquels j'étends mes remerciements.

Mes sincères remerciements à Monsieur le professeur **BOUKA Hassan**, Doyen de la Faculté Polydisciplinaire de Taza et Directeur du laboratoire Ressources Naturelles et Environnement pour m'avoir accordé l'accès à son laboratoire où j'ai pu réaliser une grande partie de mes manipulations. Merci pour votre disponibilité, votre caractère collaboratif, à l'intérêt que vous avez porté à mes travaux et d'avoir accepté de participer à mon jury de thèse.

Je ne saurais remercier suffisamment Monsieur **MAWDALI Mostafa**, professeur à Faculté Polydisciplinaire de Taza pour son soutien, son aide et ses encouragements. C'est un honneur pour moi de le voir siéger parmi les membres de jury de ce mémoire.

J'adresse également mes remerciements à Monsieur **EL HALOUANI Hassan**, professeur à la Faculté des Sciences d'Oujda, Madame **HABOUBI Khadija**, professeur à l'Ecole Nationale

des Sciences Appliquées - Al Hoceima, Monsieur **ABDELLAOUI Abdelfattah**, professeur à la Faculté des sciences - Fès et Monsieur **DAOUI Khalid**, Directeur de Recherche à l'Unité de Recherche Agronomie et Physiologie Végétale du Centre Régional de la Recherche Agronomique de Meknès d'avoir accepté juger ce travail.

Je tiens à exprimer toute ma gratitude à Madame **AMMAR Emna**, professeur à l'Ecole Nationale d'Ingénieurs de Sfax - Tunisie et Monsieur **TRIKI Mohamed Ali**, maître de conférences à l'Institut de l'Olivier de Sfax – Tunisie pour m'avoir accueilli dans leur unité de recherche , pour leur gentillesse, leur accueil chaleureux, leur disponibilité et le temps qu'il m'ont consacré pour mener à bien mon séjour de recherche en Tunisie .

Je suis très reconnaissante à Monsieur **LOUAHLIA Saad**, Monsieur **EL KARKOURI Abdenebi**, professeurs à la faculté polydisciplinaire de Taza et Monsieur **GHABBOUR Nabil**, professeur à Faculté des Sciences et Techniques, Al Hoceima, qui m'ont aidé au cours de la réalisation de ce travail.

J'exprime également mes sincères remerciements à Monsieur **ANBARI Abdelaziz**, président de l'Union de Fédérations des Associations des Usagers de l'Eau Agricole Annahda (UFAUEA) pour son aide et sa collaboration. Je remercie par la même occasion Monsieur **Hamid** propriétaire du champ agricole investigué, pour m'avoir permis d'y mener une partie de mes expérimentations.

Un grand merci à Monsieur **Dr. BEN ABOU Mohamed** qui a participé de près et de façon directe à la réussite de ce travail.

Mes remerciements s'adressent à mon collègue tunisien **ABID Wadii** pour son soutien moral et le séjour inoubliable en Tunisie.

Je tiens aussi à remercier vivement mes amis et collègues qui m'ont soutenu et encouragé et je cite particulièrement **AMMOR Kenza**, **LAHLOU Kenza**, **AMAHZOUNE Aissam**, **MOUFAKIR Abdelali**, **KARAI Oumaima**, **EL MADANI Fatimazahrae**, **Dr. EL MATARFI Nourelhouda**, **MIKDAME Hind**, **Dr. EL AROUJI Siham**, **EL YAMANI Mohamed**, **SAKAR El Hassan**, **BOUSSAKOURAN Abdelali**, **KHATTABI Driss**, **Dr. BENALI Taoufiq**, **SENHAJI Souad**, **SALIM Rajae**, **SAIDI Asmae**, **ECH-CHIHBI El Hachmia**, **Dr. EL HAJJAJI Fadoua** et **HOUARRI SELMANI Tarik**.

Mes remerciements les plus sincères à tout le personnel de la Faculté des Sciences de Fès, de la Faculté Polydisciplinaire de Taza et à tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à la contribution de ce travail.

A toutes les personnes citées et les autres que j'aurais pu oublier, MERCI.

RÉSUMÉ

Les margines, constituent le problème majeur des industries oléicoles. Leur rejet sans traitement au préalable engendre de sérieux problèmes aussi bien sur la santé publique, que sur l'environnement à cause de leur forte charge en composés phénoliques et en matières organiques non biodégradables.

Cette étude vise, d'une part, le traitement des margines par électrocoagulation couplé à l'adsorption sur des charbons actifs préparés à partir de l'activation chimique de la surface de la sciure de bois d'eucalyptus par l'acide phosphorique et sa modification par l'acide chlorhydrique ou par l'hydroxyde de potassium. D'autre part, leur valorisation par la filière de compostage avec les déchets vinicoles et d'autres substrats : pâte de margines et déchets ménagers. Ainsi, trois types de composts ont été élaborés en appliquant la méthode des andains aérés.

Pour ce faire, une caractérisation physicochimique et/ou spectroscopique de tous les matériaux utilisés a eu lieu avant et après leur traitement ou valorisation. La qualité de traitement des margines a été évaluée par mesure de leur charge polluante (demande chimique en oxygène, composés phénoliques et intensité de la couleur). Le processus de co-compostage a été contrôlé par analyse des paramètres physico-chimiques (température, pH, CE, rapport C/N, MO, composés phénoliques), spectroscopiques (UV-visible, FTIR, DRX). La maturité des composts produits a été évaluée par le test de phytotoxicité (indice de germination) sur la germination des graines de la laitue, du cresson et de la tomate. Leur efficacité a été examinée par leur application comme amendement organique pour la culture de radis et comme agent anti-pathogène.

Le traitement des margines par le procédé couplant l'électrocoagulation et l'adsorption sur le charbon de la sciure de bois d'eucalyptus activée et modifiée par l'acide chlorhydrique, dans les conditions optimales de chaque méthode, a conduit au meilleur résultat ; une réduction de 90% de sa charge polluante et de l'intensité de sa couleur.

La valorisation des margines par la filière de compostage des sous-produits vinicoles a réduit le temps de leur maturation de 2 à 3 semaines des composts élaborés, et a montré qu'ils sont riches en éléments fertilisants, non toxiques et conformes à la norme française relative aux amendements organiques NF 44-51.

L'application des composts ainsi élaborés sur la culture des radis a stimulé leur croissance et a augmenté le rendement de la production de 10%.

Le test *in vitro* de l'activité antifongique des jus des composts élaborés contre le *Fusarium oxysporum* a révélé leur inhibition de 65-71%. Seul le compost produit à partir des pâtes des margines, des marcs de raisins et humidifié par les margines qui a présenté une activité antibactérienne contre l'*Erwinia amylovora*.

Mots clés : Margines, Sous-produits vinicoles, Traitement, Valorisation, Electrocoagulation, Adsorption, Co-compostage, Activité antifongique, Activité antibactérienne.

ABSTRACT

Olive Mill Wastewaters (OMW) are considered as one of the major problems in the olive oil industry. Their discharge, without any pre-treatment, causes serious problems for both the public health and the environment. Undoubtedly, this harmful character is due to their high load in phenolic compounds and non-biodegradable organic matter.

This study aims, on the one hand, to treat OMW by electrocoagulation coupled with adsorption on activated carbons prepared from chemical activation of the surface of eucalyptus sawdust by phosphoric acid and its modification by hydrochloric acid or potassium hydroxide. On the other hand, to valorize the OMW by the composting process with wine-processing waste and other substrates such as Olive Mill Wastewaters Sludge (OMWS) and household waste. Three types of compost have been developed by applying the aerated windrow method.

For this reason, a physico-chemical and/or spectroscopic characterization of all the materials used has been carried out before and after their treatment or valorization. The quality of treatment of the OMW has been assessed by measuring their pollutant load (chemical oxygen demand, phenolic compounds and colour intensity). The co-composting process was controlled by analysis of physico-chemical parameters (temperature, pH, EC, C/N ratio, OM, phenolic compounds), spectroscopic parameters (UV-visible, FTIR, XRD). The maturity of the composts produced was evaluated by the phytotoxicity test (germination index) on the germination of lettuce, watercress and tomato seeds. Their effectiveness has been examined by their application as an organic amendment for radish cultivation and as an anti-pathogen agent.

The treatment of OMW by the process combining electrocoagulation and adsorption on charcoal of eucalyptus sawdust activated and modified by hydrochloric acid, under the optimal conditions of each method has led to the best result; a 90% reduction in its pollutant load and the intensity of its colour.

The valorization of OMW by the composting process for wine by-products reduced the maturation time of the composts produced from 2 to 3 weeks and showed that they are rich in fertilizing elements, non-toxic and comply with the French organic amendment standard NF 44-51 concerning composting agri-food waste.

The application of composts made on radish cultivation has stimulated their growth and increased production yield by 10%.

In vitro test of the Antifungal Activity of Compost Extracts against *Fusarium oxysporum* revealed their inhibition of 65-71%. Only compost produced from OMWS, grape marc and moistened by the OMW has presented an antibacterial activity against *Erwinia amylovora*.

Keywords: Olive Mill Wastewaters, wine-processing waste, Treatment, Valorization, Electrocoagulation, Adsorption, Composting, Antifungal Activity, Antibacterial activity

SOMMAIRE

Introduction générale.....	1
----------------------------	---

PARTIE 1 **Synthèse Bibliographique**

I. Introduction	5
II. Etat des lieux des déchets au Maroc.....	6
II.1. Déchets solides.....	6
II.2. Déchets liquides	7
II.3. Impact environnemental des déchets.....	8
II.4. Politique et stratégie nationales environnementales.....	8
III. Déchets des industries agroalimentaires.....	10
III.1. Margines.....	11
III.2. Sous-produits vinicoles	12
IV. Principales filières de traitement des déchets agroalimentaires	12
IV.1. Procédés physiques.....	13
IV.1.1. Distillation.....	13
IV.1.2. Evaporation naturelle	13
IV.1.3. Evaporation forcée	13
IV.1.4. Procédés membranaires.....	13
IV.2. Procédés physico-chimiques	14
IV.2.1. Coagulation-floculation.....	14
IV.2.2. Oxydation avancée	14
IV.2.3. Electrocoagulation.....	15
IV.2.4. Adsorption.....	16
III.3. Procédés biologiques.....	21
III.3.1. Traitement anaérobie.....	21
III.3.2. Traitement aérobie.....	22
IV. Principales filières de valorisation des déchets agroalimentaires.....	24
IV.1. Epannage	24
IV.2. Production d'énergie	24
IV.3. Extraction des composés phénoliques	24
IV.4. Compostage.....	24
IV.4.1. Processus de compostage	25
IV.4.2. Paramètres de contrôle du processus de compostage	26
IV.4.3. Applications du compost.....	29
V. Analyses statistiques.....	30
VI. Normes environnementales	33
VI.1. Normes et réglementation des rejets industrielles	33
VI.2. Normes et réglementation des composts	34
VII. Conclusion.....	35

PARTIE 2 **Matériels et méthodes**

I. Introduction	37
II. Margines.....	38
II.1. Approvisionnement et technique d'échantillonnage	38
II.2. Analyses physico-chimiques	39
III. Traitement des margines par un procédé couplant l'électrocoagulation et l'adsorption	41
III.1. Traitement par électrocoagulation.....	41
III.2. Traitement par adsorption.....	42

III.2.1.	Matériaux adsorbants.....	42
III.2.2.	Préparation des adsorbants : charbons de la sciure de bois d'eucalyptus.....	42
III.2.3.	Caractérisation des adsorbants	43
III.2.4.	Etude du processus d'adsorption	45
III.	Valorisation des margines dans la filière de compostage.....	47
III.1.	Substrats utilisés pour le co-compostage.....	47
III.1.1.	Pâtes de margines	47
III.1.2.	Sous-produits vinicoles	47
III.1.3.	Les déchets verts.....	48
III.2.	Processus de co-compostage	48
III.2.1.	Prélèvement et échantillonnage au cours du co-compostage	49
III.2.2.	Caractérisation des substrats et contrôle du processus de co-compostage	50
III.3.	Application des composts produits pour la culture de radis.....	52
III.3.1.	Méthode de culture	52
III.3.2.	Analyse morphologique des radis cultivés	53
III.3.3.	Rendement de production des radis cultivés	54
III.4.	Application des jus de compost pour la lutte biologique.....	54
III.4.1.	Agents pathogènes.....	54
III.4.2.	Préparation des jus de compost	54
III.4.3.	Etude du pouvoir antifongique : technique de diffusion	55
III.4.4.	Etude du pouvoir antibactérien.....	55
III.5.	Analyse statistique.....	56

PARTIE 3

Résultats et discussions

CHAPITRE 1 : Traitement physico-chimique des margines par un procédé couplant l'électrocoagulation et l'adsorption sur des charbons actifs de la sciure de bois d'eucalyptus

I.	Introduction	58
II.	Caractérisation physico-chimique des margines étudiées	59
III.	Traitement des margines par électrocoagulation	60
III.1.	Influence du temps d'électrolyse et de la densité de courant	60
III.2.	Influence du pH initial.....	63
IV.	Traitement des margines prétraitées par adsorption sur des charbons actifs de la sciure de bois d'eucalyptus.....	65
IV.1.	Caractérisation des margines prétraitées	65
IV.2.	Caractérisation des matériaux adsorbants	66
III.2.1.	Analyse par Spectroscopie Infrarouge à Transformée de Fourier	66
III.2.2.	Analyse par Diffraction des Rayons X (DRX).....	67
III.2.3.	Morphologie des matériaux adsorbants par Microscope Electronique à Balayage (MEB)	69
III.2.4.	Point isoélectrique	71
III.2.5.	Surface spécifique par la méthode de bleu de méthylène.....	71
IV.3.	Etude de l'adsorption des polluants des margines.....	74
IV.3.1.	Cinétique d'adsorption	74
IV.3.2.	Modélisation de la cinétique d'adsorption.....	78
IV.3.3.	Etude paramétrique du processus d'adsorption	81
IV.3.4.	Isothermes d'adsorption	91
IV.	Traitement des margines dans les conditions optimales du procédé combiné d'électrocoagulation et d'adsorption sur des charbons actifs de la sciure de bois d'eucalyptus	94

V. Conclusion.....	95
--------------------	----

CHAPITRE 2 : Valorisation des margines par la filière de compostage des sous-produits vinicoles

I. Introduction.....	97
II. Caractérisation physico-chimique des substrats utilisées dans le processus du co-compostage	98
II.1. Substrats solides.....	98
II.2. Effluents d'humidification.....	99
III. Etude de l'évolution du processus de co-compostage.....	100
III.1. Evolution de la température.....	100
III.2. Evolution du pH.....	102
III.3. Evolution de la conductivité électrique.....	103
III.4. Evolution du rapport C/N et dégradation de la matière organique.....	104
III.5. Dégradation des composés phénoliques.....	106
IV. Maturité et qualité des composts.....	107
IV.1. Indice de germination.....	107
IV.2. Analyse spectroscopique.....	109
IV.2.1. Rapport E4/E6.....	109
IV.2.2. Analyse par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR).....	110
IV.2.3. Analyse par diffraction des rayons X (DRX).....	112
IV.3. Analyse de corrélation et en composantes principales des paramètres de co-compostage..	114
IV.4. Caractérisation des composts élaborés.....	117
V. Applications des composts produits pour la culture de radis.....	119
V.1. Caractérisation du sol.....	119
V.2. Caractérisation du fumier de bovins.....	120
V.3. Effet des composts sur la croissance aérienne des radis.....	120
V.3.1. Effet des composts sur le nombre de feuilles par plante.....	120
V.3.2. Effet des composts sur la longueur des tiges.....	122
V.3.3. Effets des composts sur la surface foliaire.....	123
V.3.4. Effet des composts sur la croissance souterraine des radis.....	124
V.3.5. Effet des composts produits sur le rendement de la production des radis cultivés.....	125
VI. Application des composts élaborés pour la lutte biologique : Etude du pouvoir antifongique et antibactérien des jus des composts.....	126
VI.1. Etude in vitro du pouvoir antifongique des jus des composts : Cas du <i>Fusarium oxysporum</i>	126
VI.2. Etude in vitro du pouvoir antibactérien des jus des composts : Cas de l' <i>Erwinia Amylovora</i>	128
VII. Conclusion.....	129
Conclusion générale et perspectives.....	130
Références.....	135

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Mécanisme du transport d'un adsorbant au sein d'un adsorbant	16
Figure 2 : Localisation géographique d'unité de trituration d'olives	38
Figure 3 : Dispositif expérimental du processus d'électrocoagulation.....	42
Figure 4 : (a) Bassin à évaporation naturelle ; (b) : Pâtes de margines.....	47
Figure 5 : Sous-produits vinicoles.....	48
Figure 6 : Dimensionnement de l'andain	49
Figure 7 : Localisation géographique du champ	52
Figure 8 : Effet de la tension électrique sur l'élimination des polluants en fonction du temps.....	62
Figure 9 : Effet du pH initial sur le taux d'élimination de la DCO, composés phénoliques et l'intensité de la couleur	63
Figure 10 : pH final des margines après électrocoagulation en fonction du pH initial	64
Figure 11 : Spectres FTIR de la sciure de bois d'eucalyptus non traitée et des trois charbons actifs préparés	66
Figure 12 : Diagrammes de diffraction des rayons X de la sciure de bois non traitée et activée.....	68
Figure 13 : Micrographies MEB de la sciure de bois brute et des trois charbons actifs préparés à différents échelles ($\times 500, \times 1000, \times 2000$)	70
Figure 14 : Point isoélectrique pH_{PZC} des trois charbons actifs préparés	71
Figure 15 : Spectre d'absorption UV-Visible du bleu de méthylène	72
Figure 16 : Courbe d'étalonnage du bleu de méthylène.....	73
Figure 17 : Isotherme d'adsorption de Langmuir de bleu de méthylène sur les trois charbons actifs .	73
Figure 18 : Cinétique d'adsorption de la charge organique (DCO) sur les trois charbons étudiés	75
Figure 19 : Cinétique d'adsorption des composés phénoliques sur les trois charbons étudiés	76
Figure 20 : Cinétique de décoloration des margines pour les trois charbons actifs	77
Figure 21 : Modèles cinétiques d'adsorption de la charge organique sur les trois charbons	79
Figure 22 : Modèles cinétiques d'adsorption des composés phénoliques sur les trois charbons	80
Figure 23 : Effet de la masse de l'adsorbant sur la capacité d'adsorption et le taux d'abattement de la DCO	82
Figure 24 : Effet de la masse de l'adsorbant sur la capacité d'adsorption et le taux d'abattement des composés phénoliques.....	83
Figure 25 : Effet de la masse d'adsorbant des trois charbons actifs sur la décoloration des margines	84
Figure 26 : Effet du pH sur la capacité d'adsorption et le taux d'abattement de la DCO	86
Figure 27 : Effet du pH sur la capacité d'adsorption et le taux d'abattement des composés phénoliques	87
Figure 28 : Effet du pH sur le taux de décoloration des margines pour les trois charbons actifs	88
Figure 29 : Effet de la concentration initiale en composés phénoliques sur le processus d'adsorption	89
Figure 30 : Effet de la concentration initiale en DCO sur le processus d'adsorption	90
Figure 31 : Effet de la concentration initiale en composé phénolique sur la coloration des margines	91
Figure 32 : Isothermes d'adsorption de la charge organique (DCO) sur les trois charbons actifs préparés	92
Figure 33 : Isothermes d'adsorption des composés phénoliques sur les trois charbons actifs préparés	93
Figure 34 : Rendement d'élimination de la charge polluante des margines par un procédé couplant l'électrocoagulation et l'adsorption sur les charbons actifs de la sciure de bois	95

Figure 35 : Margines avant et après leur traitement par procédé couplant l'électrocoagulation et l'adsorption sur le charbon actif de la sciure de bois d'eucalyptus	95
Figure 36 : Evolution de la température au cours du processus de compostage	101
Figure 37 : Evolution du pH au cours du processus du co-compostage.....	102
Figure 38 : Evolution de la conductivité électrique au cours du processus de compostage.....	103
Figure 39 : Evolution du rapport C/N au cours du processus de co-compostage.....	104
Figure 40 : Teneurs en matières organiques à l'état initial et final du processus de co-compostage des trois mélanges A, B et C.....	105
Figure 41 : Teneurs en composés phénoliques des trois andains au cours du processus de co-compostage	106
Figure 42 : Indice de germination au cours du processus de co-compostage pour trois espèces végétales	108
Figure 43 : Evolution du Rapport E_4/E_6 au cours du processus de co-compostage	109
Figure 44 : Spectres FTIR des trois mélanges compostés (A, B, C) à l'état initial (T_0) et après leur maturation (T_F)	111
Figure 45 : Diagrammes de DRX des trois mélanges (A, B et C) à l'état initial (T_0) et après leur maturation (T_F)	113
Figure 46 : Analyse en composantes principales des paramètres de contrôle pour les mélanges A, B et C au cours du processus de co-compostage	116
Figure 47 : Effet des composts A, B et C sur le nombre des feuilles par plantes des radis	121
Figure 48 : Effet des composts A, B, et C sur la longueur des tiges des radis	123
Figure 49 : Effet des composts A, B, et C sur la surface foliaire des radis	124
Figure 50 : Effets des composts A, B et C sur la croissance souterraine des radis	125
Figure 51 : Effet des différents traitements du sol sur le rendement de la production des radis récoltés	126
Figure 52 : Pouvoir antifongique des jus des composts sur la croissance mycélienne le <i>Fusarium Oxysporum</i>	127
Figure 53 : Croissance mycélienne et aspect du <i>Fusarium Oxysporum</i> avant et après application des jus des composts.....	127
Figure 54 : Pouvoir antibactérien des jus des composts contre l' <i>Erwinia Amylovora</i>	128

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Nature des déchets des différentes industries agroalimentaires	10
Tableau 2 : Procédés et techniques de traitement des déchets agroalimentaires principalement les margines et les sous-produits vinicoles	23
Tableau 3 : Techniques de valorisation des déchets agroalimentaires particulièrement les margines et les sous-produits vinicoles.....	30
Tableau 4 : Composition des andains.....	49
Tableau 5 : Traitements utilisés pour l'amendement des parcelles.....	53
Tableau 6 : Caractérisation physico-chimique des margines	59
Tableau 7 : Caractérisation physico-chimiques des margines prétraitées par électrocoagulation	65
Tableau 8 : Capacité maximale d'adsorption et surface spécifique du bleu de méthylène pour les trois charbons actifs.....	73
Tableau 9 : Paramètres de la cinétique d'adsorption des polluants sur les matériaux adsorbants étudiés	81
Tableau 10 : Constantes des Modèles de Freundlich et de Langmuir.....	93
Tableau 11 : Caractérisation physico-chimique des substrats solides.....	98
Tableau 12 : Caractérisation physico-chimique des effluents d'humidification.....	99
Tableau 13 : Matrice de corrélation entre les différents paramètres de contrôle du processus de co-compostage et l'indice de germination pour les trois mélanges	115
Tableau 14 : Caractérisation physico-chimique des composts.....	118
Tableau 15 : Texture du sol à amender par les composts.....	119
Tableau 16 : Caractérisation physico-chimique du sol à amender par les composts	119
Tableau 17 : Caractérisation physico-chimique du fumier de bovins.....	120
Tableau 18 : Pouvoir bactérien des jus des composts contre l'Erwinia amylovora	128

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La croissance démographique, l'urbanisation, le changement de mode de vie, de production et de consommation, ainsi que le développement des activités socio-économiques s'accompagnent annuellement d'un accroissement de plus en plus important de volumes de déchets. Ces déchets solides ou liquides présentent une multiplicité d'impacts néfastes aussi bien sur la santé humaine que sur l'environnement. Leur gestion constitue à l'heure actuelle une préoccupation majeure de tous pays en développement, notamment le Maroc.

Conscient des enjeux environnementaux et économiques liés à la problématique des déchets, le Maroc s'est engagé à renforcer et structurer le secteur de gestion des déchets par la mise en œuvre d'une politique nationale visant le développement durable et le renforcement de la gestion des ressources naturelles et la promotion de l'activité industrielle propre.

En dépit des efforts considérables déployés, la gestion des déchets demeure jusqu'à présent limitée et confrontée à des problèmes en matière d'évacuation, de traitement, de recyclage et de valorisation au vu des quantités et de la diversité des déchets générés.

Les déchets des activités industriels, notamment des industries agroalimentaires et en particulier des industries oléicoles, présentent une source de contamination et de pollution de l'air, de l'eau et du sol. En effet, la trituration de l'huile d'olive génère des quantités non négligeables de rejets liquides et solides ; appelés respectivement margines et grignons d'olives . les margines se présentent comme un liquide résiduel de couleur brune, d'odeur désagréable, acide et de forte charge polluante (Souilem et al., 2017). L'effet polluant de ces effluents est dû principalement à leur richesse en matières organiques, notamment les composés phénoliques.

Nombreuses techniques de traitement physique, physico-chimique, et biologique ont été développées pour limiter la pollution des margines ; à savoir l'évaporation (Masi et al., 2015), la coagulation floculation (Achak et al., 2008; Sbai et Loukili, 2015), l'oxydation avancée (Lucas et Peres, 2009, Kiliç et al., 2013;; Madani et al., 2015; Zagklis et al., 2015), les traitements membranaires (Zirehpour et al., 2015), les procédés anaérobies (Azbar et al., 2008a), l'adsorption (Achak et al., 2009, 2014; Jeddi et al., 2016) et l'électrocoagulation (Hanafi et al., 2009; Ben Abbou et al., 2014). Certains de ces procédés semblent efficaces et leur utilisation dépend surtout des contraintes socio-économiques. Cependant, les procédés physiques sont actuellement les plus appliqués pour le traitement des margines, mais ils ne permettent qu'une réduction du volume d'effluents accompagnée de dépôt des quantités importantes de boues. Les traitements biologiques anaérobies, malgré leur simplicité et leur faible coût, ils sont confrontés aux problèmes d'acidité et de forte charge des margines en composés phénoliques qui contribuent à

l'inhibition de l'action des bactéries (Souilem et al., 2017). En outre, les traitements physico-chimiques tels que la coagulation floculation, l'adsorption, l'électrocoagulation et l'oxydation avancée sont efficaces. Néanmoins, ils ne permettent pas une diminution totale de la charge polluante des margines (Souilem et al., 2017). Toutefois, l'adsorption et l'électrocoagulation semblent des techniques acceptables à employer en raison de leur simplicité et leur efficacité.

A l'heure actuelle, le traitement des margines par leur stockage dans des bassins pour évaporation naturelle reste la technique la plus adaptée en raison de sa simplicité. La ville de Fès lors de la campagne oléicole, est confrontée à une pollution des eaux de l'oued Sebou accentuée par les rejets des unités de trituration d'olives de la ville et de ses régions. La forte charge polluante de ces rejets constitue un risque de contamination des installations de traitement des eaux au niveau des stations de production de l'eau potable et un dysfonctionnement au niveau de l'usine d'épuration des eaux usées. De ce fait, l'organisme responsable de l'assainissement et de l'épuration des eaux usées de la ville Fès, La Régie Autonome intercommunale de Distribution d'Eau et d'Electricité de Fès (RADEEF), a opté pour la collecte des margines générées par les différentes unités de trituration de la ville de Fès et leurs acheminements vers des bassins de stockage situés à 15 Km de la ville pour une éventuelle évaporation naturelle. Cependant, cette solution s'est avérée peu efficace, non durable et engendre des résidus dont un moyen de gestion est nécessaire.

Par ailleurs, la richesse des margines en matières organiques a poussé plusieurs chercheurs à s'orienter vers le développement des filières de valorisation de ces rejets. En effet, le besoin en matières organiques stables au Maroc est très important et il est estimé à 6.25 millions de tonnes (Sabir et Roose, 2015). Leur apport contribue à une agriculture durable et une réduction du taux d'appauvrissement des sols.

Récemment, le compostage des déchets organiques constitue une solution écologique pour réduire leurs problèmes environnementaux, aboutissant à un amendement caractérisé par une matière organique stable et riche en nutriments (Aviani et al., 2010; Abid, W. et al., 2015; Brito et al., 2015; Choy et al., 2015; Abid et al., 2016; Akrotos et al., 2017).

Ce travail s'est focalisé sur le traitement, des margines par un procédé couplant l'électrocoagulation en utilisant des électrodes d'aluminium et l'adsorption sur des charbons actifs de la sciure de bois d'eucalyptus et leur valorisation par la filière de compostage des sous-produits vinicoles.

Dans ce contexte, nous avons subdivisé le travail de cette étude en trois parties :

- **La première partie** est consacré à une synthèse bibliographique, rappelant la problématique des déchets, en particulier, des margines et des sous-produits vinicoles en mettant l'accent sur la situation actuelle de gestion des déchets au Maroc et les différentes techniques de traitement et de valorisation adoptées pour la gestion des margines et des sous-produits vinicoles. Cette revue de littérature est aussi un rappel, d'une part, des techniques faisant l'objet de cette étude à savoir : l'adsorption, l'électrocoagulation et le compostage ; et d'autre part, des normes environnementales et des réglementations des rejets liquides, des déchets à composter et de l'application du compost.
- **Le deuxième partie** présente les différents matériaux, les techniques expérimentales et les conditions opératoires utilisées au cours de cette étude.
- **Le troisième partie** est répartie en deux chapitre :
 - **Chapitre 1** est réservé à la fois, au traitement physico-chimique des margines par procédé couplant l'électrocoagulation et l'adsorption sur la sciure de bois d'eucalyptus activée ou/ et modifiée et présente l'étude de l'optimisation des conditions opératoires propres à chaque méthode.
 - **Chapitre 2** est dédié à la valorisation des margines dans la filière de compostage, ainsi que l'application des composts produits comme amendement de sol et pour la lutte biologique contre le champignon *Fusarium Oxysporum* et contre la bactérie *Erwinia amylovora*.

Une conclusion et des perspectives sous forme de recommandations viendront clore ce manuscrit.

PARTIE 1

SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

I. Introduction

La gestion des déchets notamment des margines, effluents issus des industries de trituration des olives, et des sous-produits vinicoles constitue à l'heure actuelle une préoccupation environnementale majeure pour les autorités en charge de ce secteur.

Généralement, déversés dans les cours d'eaux sans traitement au préalable. Ces déchets causent de sérieux problèmes environnementaux se traduisant par une forte nuisance olfactive, une contamination de tous milieux récepteurs : air, sols et eaux. En vue de limiter ces risques environnementaux, le traitement ou /et l'exploitation de ces rejets s'impose.

Ce chapitre met en évidence les recherches antérieures développées pour le traitement et/ou la valorisation de ce type de déchets. Il présente aussi un état des lieux des déchets au Maroc et met l'accent sur les méthodes de leur gestion actuelle. Il s'articule autour de six axes décrivant :

- La problématique des déchets au Maroc ;
- L'état des lieux des margines et des sous-produits vinicoles ;
- Les principales filières de traitement des margines et des sous-produits vinicoles ;
- Les principales filières de valorisation des margines et des sous-produits vinicoles ;
- Les tests statistiques développés pour l'analyse et le traitement statistique des données d'études relatives à la valorisation des déchets par compostage.
- Les normes et les réglementations environnementales des rejets industrielles, et des composts.

II. Etat des lieux des déchets au Maroc

Ces dernières années, le Maroc a connu un accroissement de plus en plus important de volume de déchets. Cette situation impacte sur la santé publique, les ressources hydriques et l'environnement. Elle a pour origine non seulement l'urbanisation rapide et la croissance démographique mais également l'amélioration du mode de vie et le développement des activités socio-économiques et industrielles. Par ailleurs, les déchets générés sont d'une grande diversité et peuvent être classés selon trois catégories :

- **Déchets solides** représentent tous résidus solides résultant d'un processus d'extraction, exploitation, transformation, production et de consommation.
- **Déchets liquides** sont définis comme tous rejets liquides présentant une forte charge polluante. Ils représentent les eaux usées issues des activités domestiques, industrielles et agricoles.
- **Déchets gazeux** représentent les fumées, les poussières et les émissions des gaz à effet de serre.

Dans cet état des lieux, nous nous sommes intéressés à la situation actuelle des déchets solides et des rejets liquides au Maroc, ainsi qu'aux stratégies et politiques nationales mises en œuvre pour leur gestion.

II.1. Déchets solides

Au Maroc, la production annuelle des déchets solides s'estime actuellement à environ 6.9 millions de tonnes, avec une production des déchets solides urbains de 5.3 millions de tonnes, soit l'équivalent de 0,76 kg/jour/habitant. Celle des déchets solides ruraux est de l'ordre de 1.6 millions de tonnes/an, soit 0.3 kg/jour/habitant (MEMEE, 2015). Les déchets solides médicaux sont estimés à 21 000 tonnes/an, dont 6 000 tonnes sont considérés comme des déchets dangereux (MEMEE, 2015).

Par ailleurs, l'industrie seule génère des quantités importantes de déchets solides. liquides. Leur production annuelle de déchets solides est estimée à plus de 1.5 millions de tonnes, dont 256 000 tonnes sont des déchets dangereux (Tahiri, 2015).

En dépit des efforts considérables déployés par le gouvernement marocain pour limiter les risques environnementaux liés à la problématique de ces déchets, leur gestion demeure jusqu'à présent limitée et se caractérise par une insuffisance de taux de collecte, de mise en décharge

contrôlée, de filière de traitement, de recyclage et de valorisation. En effet, le taux de la collecte est estimé à 80.5 % (MEMEE, 2015). Seuls 10 % des déchets ménagers et 23 % des déchets industriels produits sont recyclés, dont 73 % sont évacués dans des centres d'enfouissement technique et 4 % sont incinérés (CFCIM, 2015). En outre, le Maroc comptera 75 décharges contrôlées à l'horizon 2020, dont seulement 17 sont opérationnelles sur la base des données du Ministère délégué à l'Environnement en juin 2016. Le reste des déchets sont rejetés dans des décharges sauvages, non contrôlées ou encore dans des dépotoirs et dans les cours d'eau sans aucun traitement préalable. Ces insuffisances et mauvaises pratiques de gestion des déchets provoquent une multiplicité d'impacts néfastes aussi bien sur la santé humaine que sur l'environnement.

II.2. Déchets liquides

Ces dernières décennies, le Maroc a connu une augmentation également rapide des rejets des eaux usées. Selon une étude du Ministère délégué auprès du Ministère de l'Energie des Mines de l'Eau et de l'Environnement, Chargé de l'Environnement en 2014, entre 1960 et 2012 le taux d'augmentation était de presque 20%. A l'heure actuelle, les rejets des eaux usées urbaines sont estimés à 500 millions de m³ et il est envisagé d'atteindre près de 900 millions de m³ d'ici 2030 (MFA, 2018). Quant au secteur industriel, le volume total des rejets des eaux usées est d'environ 964 millions de m³. L'industrie chimique et para-chimique sont les principales sources de ces rejets avec un volume annuel de 931 millions de m³. L'industrie agro-alimentaire occupe la deuxième place avec un rejet annuel de 22 millions de m³. Les rejets des industries du textile et du cuir sont de l'ordre de 10 millions de m³/an. Alors que les industries mécaniques et métallurgiques et les industries électroniques rejettent à moindre degré, à raison de 1 million de m³/an (MFA, 2018).

Par ailleurs, une part importante des rejets d'eaux usées, près de 60%, sont déversés directement dans l'océan, tandis que 40 % est déchargée dans les réseaux hydrographiques ou directement dans le sol (MFA, 2018). Ces rejets présentent donc une menace environnementale, mais également ils peuvent constituer pour le Maroc une autre alternative d'eau pour des usages variés.

De nos jours, le taux d'épuration des eaux usées est estimé à 45% grâce à 117 stations d'épuration fonctionnelles (Energies et environnement, 2017). La capacité totale de traitement est passée de moins de 50 000 m³/jour en 2000 à plus de 90 000 m³/jour en 2016 (MFA, 2018). En revanche, malgré ces potentiels, le traitement et la réutilisation des eaux usées restent encore

limités. A cet égard les efforts doivent être doublés pour limiter le risque de pollution de ces rejets.

II.3. Impact environnemental des déchets

Les déchets représentent une source de contamination et de pollution de l'air, du sol et des ressources hydriques. Le déversement excessif des déchets solides dans les décharges sauvages, non contrôlées, ou directement dans la nature ainsi que l'évacuation des eaux usées dans les cours d'eau ou dans la mer se traduisent par une forte dégradation du milieu récepteur et de l'environnement en général. Le coût de la dégradation environnementale à l'échelle nationale, est estimé à 3.52 % du PIB, soit 32.5 milliards de Dhs dont les déchets représentent un coût de dégradation relativement important estimé à 3.7 Milliards de Dhs représentant 0.4 % du PIB (SEMEBM, 2017). Les dégâts induits sont majoritairement attribués à la mauvaise pratique de leur gestion.

Actuellement, seuls 37 % des déchets générés sont mis en décharges contrôlées, tandis que la majorité est déversée dans des décharges sauvages présentant ainsi une source d'émission des gaz à effet de serre (MEMEE, 2015).

Par ailleurs, la pollution des ressources hydriques se manifeste par une dégradation de la qualité des eaux souterraines et des eaux surfaces dues principalement aux rejets des eaux usées non épurées domestiques et industrielles. La dégradation de la qualité des eaux résulte également de l'écoulement et de l'infiltration des lixiviats générés au niveau des dépotoirs sauvages et des décharges non contrôlées (MEMEE, 2015; SEMEBM, 2017). En outre, l'enfouissement et l'incinération illégaux des déchets solides sont aussi sources de contamination, de dégradation et de pollution des différents milieux. Une gestion saine s'avère donc nécessaire pour diminuer voire éliminer tous les risques environnementaux.

II.4. Politique et stratégie nationales environnementales

Face à la dégradation de l'environnement résultant de l'essor socio-économique notamment l'accroissement des volumes de déchets qu'a connu le pays, le gouvernement marocain s'est engagé ces dernières années dans un processus de protection de l'environnement et du développement durable du pays à travers plusieurs réformes politiques, institutionnelles, juridiques et socio-économiques. Ce processus a été renforcé par l'élaboration d'une charte nationale de l'environnement et du développement durable initiée par Sa Majesté le Roi

Mohammed VI lors de son discours prononcée le 30 juillet 2009 à l'occasion de la fête du Trône. Ainsi, la réalisation de ce processus s'est traduit par (IRES, 2017) :

- L'adoption de la loi cadre portant loi cadre n°6240 portant charte Nationale de l'environnement et du développement Durable (B.O n°6240, 2014) ;
- La mise en œuvre de la Stratégie Nationale de Protection de l'Environnement (SNPE) et la Stratégie Nationale de Développement Durable (SNDD).

Par ailleurs, la politique nationale de gestion des déchets s'inscrit dans le cadre de la Stratégie Nationale de Protection de l'Environnement ainsi que la Stratégie Nationale de Développement Durable (B.O n°5480, 2006; B.O n°6080, 2012; MEMEE, 2015; IRES, 2017). Cette politique s'est concrétisée par :

- L'adoption de la Loi 28-00 relative à la gestion des déchets et à leur élimination en 2006 modifiée par la loi 23-12 en 2012 et leurs textes d'application visant à prévenir et à protéger la santé de l'homme, la faune, la flore, les eaux, l'air, le sol, les écosystèmes, les sites, les paysages et l'environnement en général contre les effets nocifs des déchets, ainsi que la loi cadre portant sur la charte nationale de l'environnement et du développement durable.
- La mise en œuvre de plusieurs programmes de gestion des déchets, notamment :
 - Le programme national de gestion des déchets ménagers et assimilés visant un taux de collecte de 90% et un taux de recyclage de 20% en 2022.
 - Le programme national de valorisation des déchets visant une gestion intégrée et durable des déchets et une minimisation des impacts engendrés par les activités humaines et industrielles par la mise en œuvre des filières de recyclage et de valorisation des déchets.
- L'application de la loi 77-15 depuis juillet 2016 qui interdit la fabrication, l'importation, la commercialisation et l'utilisation des sacs en plastique.
- L'opération "Zéro Mika" lancée en juin 2016, à travers des campagnes de sensibilisation via les médias nationaux à l'impact négatif des déchets plastiques sur la santé et l'environnement.

De plus, la protection de la qualité des ressources en eaux constitue à son tour un objectif stratégique majeur de la stratégie nationale environnementale et celle de l'eau. Dans cette approche, le Maroc a mis en œuvre du Programme National d'Assainissement Liquide et

d'Épuration des Eaux Usées (PNAL) visant un taux de raccordement au réseau d'assainissement en milieu urbain à 100 % en 2030 et un taux de traitement des eaux usées à 60 % en 2020 et à 100 % en 2030. Également, le Maroc a adopté la loi n° 36-15 relative à l'eau (consolidation de l'ancienne loi 10-95 sur l'eau) (B.O n°6506, 2016). La présente loi interdit tous rejets des eaux usées industriels ou domestiques portant des fortes charges polluantes dans les eaux de surface et souterraines. Ainsi, des valeurs limites de rejets ont été fixées par des arrêtés conjoints des départements de l'eau, de l'environnement, de l'industrie, et/ou tout autre département concerné. Ces valeurs sont des valeurs limites de certains paramètres indicateurs de la pollution dont le non-respect entraîne une dégradation de la qualité de l'eau (B.O n°6199, 2013)

Toutefois, les textes de la loi, les programmes nationaux ainsi que les stratégies sectorielles pour la gestion des déchets reposent principalement sur le développement de la filière « tri-recyclage-valorisation » visant un développement durable, un renforcement de la gestion des ressources naturelles, et une promotion de l'activité industrielle propre favorisant la transition vers une économie circulaire.

III. Déchets des industries agroalimentaires

Les déchets industriels issus des activités agroalimentaires sont en croissance continue et se présentent en volume important nuisant à l'environnement. Aujourd'hui, la production des déchets agroalimentaires s'estime à 67 % de la production totale des déchets industriels (CFCIM, 2015). Par ailleurs, ces déchets désignent l'ensemble des résidus et effluents générés lors des activités des industries agroalimentaires, généralement d'origine végétale ou animale et de nature variable (Tableau 1).

Tableau 1: Nature des déchets des différentes industries agroalimentaires

Activité industrielle	Nature des déchets
Industrie de viande : abattage de bovins, ovins, volailles et filière de charcuterie	Graisse, sang, os, poils
Industrie de poisson : conserveries des poissons	Arêtes, peaux
Industries laitières et fromageries	Lactosiem, effluents, boues
Industries sucrières	Boues, pulpes, écumes, bagasse
Industries de confiseries	Boues, effluents, graisses, huiles, corps gras
Industries des boissons non alcoolisées (jus de fruits, sirops)	Boues, effluents, pulpes et résidus solides des fruits
Les brasseries	Marc de pomme, boues, effluents
Industries vinicoles	Marc de raisin, lies, boues, effluents
Industries oléicoles	Grignons d'olives, margines, pâtes des margines

Dans notre étude, nous nous sommes intéressés aux déchets oléicoles en particulier les margines, ainsi que les sous-produits vinicoles notamment les marcs de raisins et les effluents liquides.

III.1. Margines

Au Maroc, l'olivier constitue la principale espèce fruitière cultivée. Il couvre aujourd'hui une superficie de 998 000 ha, avec une production annuelle de 1 143 000 tonnes dont environ 75 % des olives produites sont destinées à la production de l'huile d'olive (Rahmani et Zrira, 2017). La région Fès- Meknès dispose environ 320 000 ha, soit plus de 32 % de la superficie oléicole nationale (DRAR, 2017). Cependant, la trituration d'olives génère des quantités importantes d'effluents liquides : margines ; dont la quantité dépend principalement de la variété d'olives, de leur système de trituration, et des conditions opératoires (eau ajoutée, température, etc.) (Souilem et al., 2017).

La trituration d'olives à l'échelle nationale est assurée par les unités traditionnelles (Maâsras), semi-modernes et modernes discontinues. Au Maroc, nous notons l'existence de 11 000 Maâsras avec une capacité annuelle de trituration d'environ 270 000 T d'olives/an (DDFP, 2016), les secteurs modernes et semi-modernes représentent 1018 unités ayant une capacité de trituration d'environ 1 223 000 T d'olive/an. Le volume total des margines éliminées annuellement par les huileries marocaines est estimé à 400 000 m³ dont 80 000 à 160 000 sont produits annuellement au niveau régional (Rahmani et Zrira, 2017; DRA, 2017).

Divers travaux de recherche sur les margines ont montré que ces rejets sont acides, riches en polyphénols et portent une forte charge organique non biodégradable (El-Abbassi et al., 2013; Mekki et al., 2013; Ben Abbou et al., 2014; Khoufi et al., 2015). Ce qui leur attribue le caractère nocif qui pourrait être à l'origine de sérieux problèmes environnementaux.

Souvent rejetées dans la nature ou dans les réseaux d'assainissement, stockées dans des bassins d'évaporation ou épandues de manière incontrôlée directement sur le sol sans aucun traitement préalable, elles affectent particulièrement la qualité des eaux et du sol (Chouchene, 2010; Komnitsas et al., 2016). Les mauvaises odeurs, introduites par les margines, provoquent une pollution atmosphérique considérable (Chouchene, 2010 ; Souilem et al., 2017). Par ailleurs, le stockage des margines dans des bassins d'évaporation naturelle est une autre source de pollution atmosphérique. Les pâtes de margines générées lors de ce traitement se présentent comme un résidu solide, acide et de forte charge polluante (Hachicha et al., 2009), d'où la nécessité de sa gestion .

III.2. Sous-produits vinicoles

Au Maroc, la viticulture occupe une superficie de 49.000 hectares avec une production annuelle de 230.000 tonnes de raisin dont près de 80 % de cette superficie est dédiée aux raisins de table soit 172.000 tonnes de la production et 20 % est destinée au vignoble de cuve soit 58.000 tonnes de la production totale (Maazouz, 2016). La superficie consacrée à la production du raisin de table se concentre dans les régions de Doukkala, Al Haouz, Benslimane, Rabat-Salé, Khémis et Essaouira. Alors que le vignoble de cuve se situe principalement dans les régions d'El Hajeb, Khémisset, Meknès, Gharb et Moulouya (Maazouz, 2016).

La région de Meknès, représente le terroir de prédilection de la vigne au Maroc, elle constitue aujourd'hui plus de 60 % de la production viti-vinicole marocaine et dispose de l'une des principales entreprises viti-vinicoles installées au Maroc : Celliers de Meknès.

A l'échelle nationale comme à l'échelle internationale, la culture du vignoble de cuve a pour principal objectif la production du vin. Cette activité génère des quantités non négligeables des déchets appelés sous-produits vinicoles. Ces sous-produits se présentent sous forme de résidus solides (marcs de raisins) et d'effluents liquides (lies, bourbes, jus de marcs, solutions de détartrage, eaux de lavage, ...). La production d'un hectolitre de vin produit 18 kg de marcs de raisins (IFVV, 2013). Avec une production annuelle d'environ 400 000 hectolitres de vin, la production annuelle moyenne des marcs de raisins est de 7 200 000 kg (Jeune Afrique, 2013). En ce qui concerne les effluents vinicoles, la production journalière est estimée à 150 m³ (Celliers de Meknès, 2015). Par ailleurs, ces quantités générées et les caractéristiques de ces rejets dépendent de la nature du raisin et du type de vinification (IFVV, 2013). Ainsi, les effluents vinicoles présentent une variation saisonnière très marquée par une forte pointe lors des vendanges (Ruggieri et al., 2009).

Les sous- produits vinicoles sont de nature variable, très riche en matière organique. Leurs rejets présentent, en général, une source de contamination du milieu récepteur et de l'environnement. Ce qui perturbe l'équilibre biologique du milieu aquatique, conduit à la dégradation de la qualité du sol et présente un risque de pollution atmosphérique. Des mesures de gestion des déchets vinicoles s'avèrent judicieuses pour limiter leurs risques environnementaux.

IV. Principales filières de traitement des déchets agroalimentaires

Pour limiter la pollution des déchets agroalimentaires, les recherches se sont orientées vers le développement de nombreuses filières de traitement qui reposent sur des procédés physiques, physico-chimiques et biologiques.

IV.1. Procédés physiques

Les procédés physiques sont actuellement les plus appliqués pour le traitement des effluents industriels. Ils reposent sur une séparation de matières minérales et organiques solubles et insolubles de leur phase aqueuse. Plusieurs méthodes ont été développées ; nous citons la distillation et l'évaporation naturelle, l'évaporation forcée et les procédés membranaires.

IV.1.1. Distillation

La distillation permet de réduire le volume de ces effluents. Son efficacité est exprimée en taux d'abattement important de la DCO et des composés phénoliques de 92%, 95% respectivement (Ouabou et al., 2014). Le résidu obtenu peut être utilisé comme combustible pour chauffer le distillateur ou comme fertilisant dans l'agriculture. L'eau condensée peut être réutilisée après une épuration adéquate dans les processus des huileries (Ouabou et al., 2014). Le problème majeur de cette méthode c'est l'acidité élevée du distillat obtenu.

IV.1.2. Evaporation naturelle

L'évaporation naturelle est le mode d'élimination le moins coûteux qui consiste à accumuler les effluents dans des bassins étanches pour protéger les eaux souterraines où ils sont ensuite séchés pendant plusieurs semaines voire plusieurs mois selon les conditions climatiques. Durant ce temps, ces effluents subissent une autoépuration naturelle par une série de processus de fermentation aérobie et anaérobie. Cette méthode génère des quantités importantes de pâtes solides et présente le problème de dégagement d'odeurs indésirables (Souilem et al., 2017).

IV.1.3. Evaporation forcée

L'évaporation forcée consiste à introduire des panneaux évaporatifs au niveau des bassins de stockage des margines pour faciliter leur évaporation. Ce procédé permet d'accélérer le processus d'évaporation et de limiter le développement de mauvaises odeurs, mais nécessite un investissement très important et pose le problème de gestion des pâtes de margines solides générées à la fin du traitement en plus de la grande consommation d'énergie (Souilem et al., 2017).

IV.1.4. Procédés membranaires

Les procédés membranaires se basent sur l'utilisation de membranes de filtration qui permettent la séparation des substances dissoutes selon la taille des particules et la charge électrique. Ces procédés ont été largement étudiés, à savoir l'ultrafiltration (Dhaouadi et Marrot, 2008; Yahiaoui

et al., 2011), l'osmose inverse (Coskun et al., 2010) et l'électrodialyse (Charcosset, 2009; Shirazi et al., 2015). Leur application présente un certain nombre d'avantages tels que la faible consommation d'énergie et le rétablissement de matières premières sans qu'elles soient contaminées par des agents chimiques (Charcosset, 2009; Shirazi et al., 2015). Cependant, ces procédés membranaires présentent aussi certains inconvénients comme l'insuffisance de perméabilité, l'entassement des membranes et les coûts très élevés d'investissements et d'exploitations (Souilem et al., 2017).

IV.2. Procédés physico-chimiques

Bien que les procédés physico-chimiques ne soient pas les plus adéquats pour épurer une eau résiduelle de forte charge organique, mais ils sont appliqués surtout pour les rejets des industries agroalimentaires notamment les margines et les effluents vinicoles. Nombreux procédés ont été testés dont nous citons, entre autres, la coagulation-floculation, l'oxydation avancée, l'adsorption et l'électrocoagulation.

IV.2.1. Coagulation-floculation

La coagulation- floculation est l'une des méthodes les plus utilisées pour éliminer les matières en suspension et colloïdales des effluents. Cette technique consiste à traiter les effluents par l'ajout d'un coagulant et d'un floculant. Dans ce sens, de nombreux coagulants ont été utilisés à savoir le sulfate d'aluminium (Braz et al., 2010), la chaux (Achak et al., 2008), le sulfate de fer (Braz et al., 2010; Sbai et Loukili, 2015), l'hydroxyde de calcium (Braz et al., 2010) et la chitosane (Rizzo et al., 2010). Ces traitements demeurent une solution partielle, produisant une grande quantité de boues dont il faut prévoir des moyens de traitement et de valorisation. Ils sont plus considérés comme des solutions de prétraitements permettant de réduire la charge organique des effluents (Bawab et al., 2018).

IV.2.2. Oxydation avancée

L'oxydation avancée permet une réduction très importante de la charge polluante des effluents organiques. C'est un processus qui repose sur la formation d'entités chimiques très réactives qui vont décomposer les molécules les plus récalcitrantes en molécules biologiquement dégradables ou en composés minéraux, ils sont connus par leur rapidité à décomposer les composés organiques et inorganiques et également par leur élimination de la toxicité des effluents (Lucas et Peres, 2009; Kiliç et al., 2013). Les procédés d'oxydation avancée ont été largement étudiés pour le traitement des rejets des industries agroalimentaires notamment l'ozonation (Lucas et al., 2010; Kiliç et al.,

2013; Martins et al., 2016), l'oxydation photo-fenton (Lucas et Peres, 2009; Ioannou et al., 2013; Madani et al., 2015; Martins et al., 2016), la photocatalyse (Nogueira et al., 2015), l'oxydation électrochimique et l'oxydation humide (Cañizares et al., 2009). La littérature suggère que ces procédés sont prometteurs. Mais, il convient de signaler que leur application à l'échelle industrielle reste très limitée vue leur coût d'investigation (Ioannou et al., 2015; Ioannou-Ttofa et al., 2017).

IV.2.3. Electrocoagulation

L'électrocoagulation est un procédé de traitement basé sur la dissolution électrochimique d'une anode sacrificielle. Son principe consiste à imposer en deux électrodes immergées dans une solution électrolytique pour générer in situ des ions permettant la production d'un coagulant en solution et de provoquer une coagulation floculation des polluants souhaitant leur élimination.

Ce procédé se résume en trois étapes (Nasr et Shahawy, 2016) :

- **Première étape** : L'oxydation de l'électrode sacrificielle, anode, permettant la formation du coagulant.
- **Deuxième étape** : La déstabilisation des polluants, des particules en suspensions et des émulsions.
- **Troisième étape** : L'agglomération des agents déstabilisés pour former des floes.

L'électrocoagulation est une technique de traitement électrochimique dérivée de la coagulation chimique standard. Contrairement à la coagulation qui consiste à l'ajout d'un coagulant chimique, l'électrocoagulation repose sur la génération in situ du coagulant.

Cette technique a été largement utilisée pour le traitement des effluents de fortes charges polluantes, notamment les eaux usées (Al Allaoui et al., 2016), les effluents de tannerie (Zongo, 2009), les effluents de textile (Khandegar et Saroha, 2013), les effluents des industries de papiers (Zaied et Bellakhal, 2009) et les lixiviats (Hmida et al., 2010). L'électrocoagulation a été aussi appliquée pour l'élimination des métaux lourds (Al Aji et al., 2012; Al-Shannag et al., 2015) et pour le traitement des rejets des industries agroalimentaires notamment les margines (Hanafi et al., 2009; Ben Abbou et al., 2014).

Ainsi, diverses électrodes ont été testées (Al Aji et al., 2012; Kabdaşlı et al., 2012; Mahmad et al., 2016; Nasr et Shahawy, 2016) ; les plus utilisées sont les plaques d'aluminium et du fer en raison de leur faible coût et leur disponibilité sur le marché (Kabdaşlı et al., 2012). Ceci nous a encouragé d'appliquer cette méthode pour le traitement des margines et la recommander aux unités de trituration.

L'efficacité de traitement par électrocoagulation des effluents à forte charge organique dépend du choix du type de l'électrode, de la distance entre ces dernières, de la densité de courant imposé et du pH du milieu.

IV.2.4.Adsorption

L'adsorption semble être l'une des meilleures techniques à employer pour le traitement des rejets industriels en raison de sa simplicité. Le traitement par adsorption est basé sur une adsorption sélective des polluants (adsorbat) par un adsorbant, grâce à des interactions spécifiques entre la surface du matériau et les produits adsorbés : c'est un transfert de masse entre une phase liquide ou gazeuse chargée en composés organiques ou inorganiques vers une phase solide (Yahiaoui, 2012; Benamraoui, 2015).

Selon Yahiaoui, 2012, ce processus s'opère en 3 étapes (Figure 1) :

- **Diffusion externe** : Elle correspond au transfert du soluté (molécules de la phase liquide) de la solution à la surface externe des particules. Cette diffusion dépend des conditions hydrodynamiques de l'écoulement d'un fluide dans un lit d'adsorbant.
- **Diffusion interne** : Les particules du fluide pénètrent à l'intérieur des pores. La pénétration dépend du gradient de concentration du soluté.
- **Diffusion de surface** : Elle correspond à la fixation des molécules sur la surface des pores.

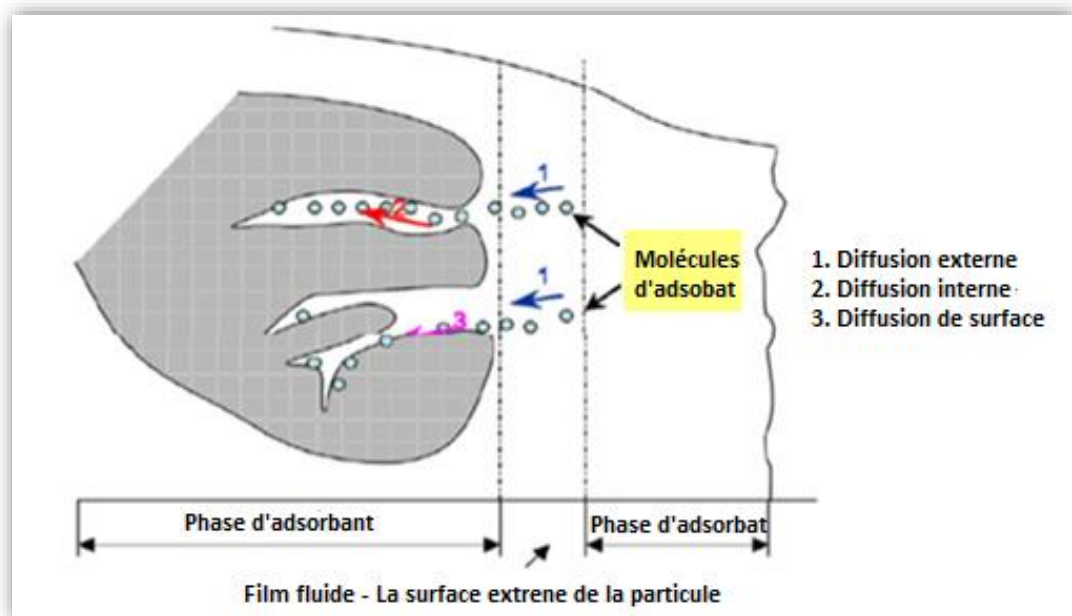


Figure 1 : Mécanisme du transport d'un adsorbat au sein d'un adsorbant (Yahiaoui, 2012)

De nombreux adsorbants ont été rencontrés dans la littérature, dont le principal est le charbon actif.

III.2.4.1. Charbon actif

Le charbon actif a une caractéristique essentielle qui est l'existence d'un réseau très développé de micropores, lesquels sont à l'origine de leur pouvoir adsorbant très important (Sun et al., 2016). Par conséquent, ces derniers constituent les adsorbants les plus fabriqués et les plus utilisés industriellement.

L'efficacité d'adsorption des charbons actifs est attribuée principalement à leur porosité et à leur surface spécifique. Les caractéristiques des charbons actifs varient en fonction de la nature du matériau, de la technique d'activation et des conditions de traitement (température, agents et temps d'activation). Divers matériaux carbonés, tels que les coquilles de noix de coco (Atheba et al., 2014), les noyaux de dattes (Hidouri et al., 2017), les noyaux d'olive ou les pulpes d'olives et les résidus d'agricultures (Zabaniotou et al., 2008; Achak et al., 2009; Baccar et al., 2009), ont été valorisés dans la fabrication des charbons actifs pour le traitement des rejets industriels. En effet, ces derniers nécessitent un traitement pour produire un charbon ayant des caractéristiques semblables à celles du charbon actif commercialisé.

III.2.4.2. Processus de fabrication du charbon actif

Le processus de fabrication des adsorbants à partir des déchets carbonés comprend deux grandes étapes : la carbonisation et l'activation. La carbonisation est la décomposition thermique des matières carbonées, l'activation consiste à développer la structure poreuse des matériaux (Krou, 2010). Cette dernière, permet d'obtenir un meilleur rendement, une plus grande surface spécifique et un meilleur développement de la structure poreuse du charbon.

Nous distinguons deux voies d'activation : Une activation physique où le matériau est soumis à une atmosphère hautement contrôlée en présence de dioxyde de carbone et de vapeur d'eau à 1000°C et une autre activation chimique qui met en jeu un agent chimique tel que le chlorure de zinc, l'acide phosphorique ou sulfurique, l'hydroxyde de sodium ou potassium, etc. Elle favorise la déshydratation puis une réorganisation structurale à des températures plus faibles comprises entre 400 et 600 °C (Krou, 2010).

III.2.4.3. Cinétique d'adsorption

La cinétique d'adsorption consiste à déterminer le temps de la réaction d'adsorption entre adsorbant-adsorbât. Elle permet aussi de déterminer l'influence du temps de contact d'un composé sur un adsorbant. C'est une étude préalable à celle des phénomènes d'équilibre adsorbant-adsorbât. Les cinétiques d'adsorption sont caractérisées par la vitesse de transfert d'un soluté en solution à la surface d'un adsorbant. L'ajustement des données expérimentales par des modèles cinétiques permet de prédire les mécanismes qui contrôlent le processus d'adsorption. On distingue de nombreux modèles pour décrire l'adsorption au cours du temps, mais la majorité de ceux-ci se basent sur des réactions de premier ordre, de second ordre ou des réactions de diffusion intraparticulaire.

III.2.4.3.1. Modèle du pseudo-premier ordre

La formule linéaire du modèle cinétique du pseudo premier ordre est donnée par l'équation suivante :

$$\ln (q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t \quad \text{Équation 1}$$

Avec :

k_1 : Constante de vitesse pour une cinétique du pseudo premier ordre (min^{-1}) ;

q_t et q_e : Capacités d'adsorption à l'instant t et à l'équilibre (mg/g).

Dans ce modèle, l'adsorption n'est réalisée que sous la forme d'une monocouche et les polluants (ions ou molécules) s'adsorbent sur un seul site de l'adsorbant. Ce modèle suppose aussi que la vitesse d'adsorption à l'instant t est proportionnelle à la différence entre la quantité adsorbée à l'équilibre q_e et la quantité q_t adsorbée à cet instant et que l'adsorption est réversible (Aarfane et al., 2014).

III.2.4.3.2. Modèle de pseudo-second ordre

La formule linéaire du modèle cinétique du pseudo- second ordre est donnée par l'équation suivante :

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad \text{Équation 2}$$

Avec :

k_2 : Constante de vitesse pour une cinétique du deuxième ordre ($\text{g.mg}^{-1}.\text{min}^{-1}$) ;

q_t et q_e : Capacités d'adsorption à l'instant t et à l'équilibre (mg/g).

Ce modèle permet en général une meilleure corrélation avec les données expérimentales. La différence entre ce modèle avec le pseudo-premier ordre est la prise en considération de deux réactions différentes qui peuvent être associées à des sites de surface différents ou à des mécanismes différents. La vitesse de transfert se décompose en deux phases :

- **La première phase** correspond à la fixation rapide des solutés sur les sites les plus réactifs ;
- **La deuxième phase** plus lente qui implique la fixation des solutés sur les sites de faible énergie (Aarfane et al., 2014).

Dans la littérature, ce modèle est généralement utilisé pour décrire les phénomènes d'adsorption de type chimisorption (Belaid et Kacha, 2011).

III.2.4.3.3. Modèle de diffusion intraparticulaire

La formule linéaire du modèle cinétique de diffusion intraparticulaire est donnée par l'équation suivante :

$$q_t = k_{int}t^{1/2} + C \quad \text{Équation 3}$$

Avec :

K_{int} : Constante de la diffusion intraparticulaire ($\text{g} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$).

La diffusion intraparticulaire constitue l'étape limitante du processus d'adsorption correspondant au transport de l'adsorbant de la surface à l'intérieur des sites.

Par ailleurs, tous les systèmes adsorbant/adsorbât ne se comportent pas de la même manière. Les phénomènes d'adsorption sont souvent décrits par des isothermes.

III.2.4.4. Isothermes d'adsorption

Les isothermes d'adsorption sont des courbes représentant la quantité d'adsorbât Q retenue par unité de masse ou de volume d'adsorbant en fonction de la concentration de l'adsorbât à l'équilibre C_e . Plusieurs modèles théoriques et empiriques ont été développés à savoir Langmuir, Temkin, Frumkin, Freundlich, Flory Huggins et Brunauer, Emmett et Teller. Les plus classiques et souvent utilisés sont ceux de Langmuir et de Freundlich.

III.2.4.4.1. Modèle de Langmuir

Le modèle de Langmuir est un modèle simple qui suppose que l'espèce adsorbée est située sur un site bien défini de l'adsorbant (adsorption localisée) et que chaque site n'est susceptible de fixer

qu'une seule espèce adsorbée. Ainsi, l'énergie d'adsorption de tous les sites est identique et indépendante de la présence des espèces adsorbées sur les sites voisins (surface homogène et pas d'interactions entre espèces adsorbées). Ce cas est souvent applicable à une adsorption monomoléculaire de soluté à surface d'adsorbant à l'équilibre (Djebbar, 2014).

Ce modèle est représenté par l'équation linéaire suivante :

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m \cdot K_L} + \frac{1}{q_m} C_e \quad \text{Équation 4}$$

Avec :

q_e : Quantité d'adsorption en équilibre (mg.g⁻¹) ;

K_L : Constante d'équilibre du modèle de Langmuir ;

q_m : Quantité d'adsorption (mg.g⁻¹) ;

C_e : Concentration de l'adsorbant à l'équilibre en solution (mg.L⁻¹).

Les valeurs de q_m et de K_L sont déterminées à partir de l'intersection avec l'axe des ordonnées et la pente de la droite C_e/q_e.

Une caractéristique essentielle de l'isotherme de Langmuir peut être exprimée en termes d'une constante sans dimension appelée facteur de séparation. Elle est définie par l'équation suivante :

$$R_L = \frac{1}{1 + C_0 k_L} \quad \text{Équation 5}$$

Avec :

C₀ : Concentration initiale de l'adsorbat (mg.L⁻¹) ;

K_L : Constante d'équilibre du modèle de Langmuir.

Si :

R_L = 1 : L'adsorption est linéaire ;

R_L > 1 : L'adsorption est défavorable ;

0 < R_L < 1 : L'adsorption est favorable ;

R_L=0 : L'adsorption est irréversible ;

III.2.4.4.2. Modèle de Freundlich

Contrairement au modèle de Langmuir, le modèle de Freundlich, traduit une variation des énergies d'adsorption avec la quantité adsorbée et ne prévoit pas une limitation d'adsorption. Il admet également l'existence d'interaction entre les molécules adsorbées. La relation empirique de Freundlich a été largement utilisée pour les systèmes hétérogènes et en particulier pour

décrire le phénomène d'adsorption des composés organiques sur le charbon actif considérant qu'il y a différents types de sites d'adsorption d'énergie différente, mais de même entropie, distribués selon une loi exponentielle en fonction de la chaleur d'adsorption (Djebbar, 2014).

L'équation linéaire relative à ce modèle est :

$$\mathbf{Ln (q_e) = Ln k_F + \frac{1}{n} Ln C_e} \qquad \mathbf{Équation 6}$$

Avec :

q_e : Quantité d'adsorption en équilibre (mg.g⁻¹) ;

K_F et n : Constante du modèle de Freundlich ; K_F dépend du nombre total des sites d'adsorption et n est une fonction de distribution des énergies d'adsorption.

C_e : Concentration de l'adsorbant à l'équilibre en solution (mg.L⁻¹).

Ceci est l'équation d'une droite dont la pente est 1/n et dont l'intersection est K_F pour C_e = 1.

Les valeurs numériques de K_F et n se calculent respectivement à partir de l'intersection avec l'ordonnée à l'origine et la pente de la droite de l'isotherme.

III.3. Procédés biologiques

Plusieurs techniques de traitement basées sur la biodégradation et la décomposition des composés organiques des margines par des micro-organismes (bactéries et champignons) ont été examinées pour réduire la toxicité des rejets des industries agroalimentaires (Etreottola et al., 2009; Ioannou et al., 2015; Nogueira et al., 2015; Souilem et al., 2017). Ces techniques sont considérées comme des méthodes les plus saines, efficaces et les moins coûteuses (Ioannou et al., 2015). Nous rencontrons deux grandes catégories de traitement biologiques : le traitement aérobie et le traitement anaérobie.

III.3.1. Traitement anaérobie

Le traitement anaérobie est réalisé en absence d'oxygène par une série de micro-organismes anaérobies, principalement des bactéries (Mosse et al., 2011). Ce traitement a été largement appliqué pour limiter la toxicité des rejets agroalimentaires (Ioannou et al., 2015; Ioannou-Ttofa et al., 2017; Souilem et al., 2017). Il présente l'avantage de réduire les besoins en énergie, la production de boues et il permet aussi la récupération d'énergie sous forme de biogaz (méthane) qui peut être utilisé pour la production d'énergie (Mosse et al., 2011; Khoufi et al., 2015). Le problème majeur rencontré lors du traitement anaérobie des effluents de forte charge organique en particulier les composés phénoliques est l'inhibition du processus de digestion des bactéries,

le dégagement des odeurs désagréables, ainsi que la production d'une quantité non négligeable de boues épuisées à la fin de la méthanisation (Mosse et al., 2011; El Achkar et al., 2016; Souilem et al., 2017).

III.3.2. Traitement aérobie

Le traitement aérobie repose sur l'oxygène pour faciliter la dégradation microbienne de la matière organique présente dans les effluents (Mosse et al., 2011). De nombreux procédés de traitement aérobie ont été développés (Oliveira et al., 2009; Montalvo et al., 2010; Souilem et al., 2017). Bien que ces traitements ont bien prouvé leur efficacité, ils entraînent la production des volumes importants de boues qui à leur tour nécessitent un traitement, en plus de la consommation excessive d'oxygène (Mosse et al., 2011). Ainsi, certains de ces traitements restent très limités, confrontés à leur coût d'investissement (Mosse et al., 2011).

Tableau 2 : Procédés et techniques de traitement des déchets agroalimentaires principalement les margines et les sous-produits vinicoles

Procédés	Techniques	Efficacités	Remarques	Références
Physiques	Distillation	92% de réduction de la DCO et 95% des composés phénoliques	Forte acidité du distillat produit	Ouabou et al., 2014
	Evaporation naturelle	Peu efficace	Production de boues, dégagement d'odeurs indésirable	Souilem et al., 2017
	Evaporation forcée	Peu efficace	Production de boues, consommation d'énergie, dégagement d'odeurs indésirable	Souilem et al., 2017
	Ultra-, nanofiltration, osmose inverse, électrodialyse	90 % de réduction de la DCO, faible consommation d'énergie	Entassement et colmatage des membranes, coûts très élevés d'investissement et d'exploitation	Dhaouadi et Marrot, 2008; Charcosset, 2009; Coskun et al., 2010; Yahiaoui et al., 2011; Shirazi et al., 2015; Souilem et al., 2017
Physico-chimiques	Coagulation-floculation	Peu efficace	Production de grandes quantités de boues	Achak et al., 2008; Rizzo et al., 2010; Sbai et Loukili, 2015; Bawab et al., 2018
	Oxydation avancée, ozonation, oxydation photo-fenton, photocatalyse, oxydation électrochimique, oxydation humide	Taux d'abattement important de la COD	Coût d'investigation élevé	Lucas et Peres, 2009; Lucas et al., 2010; Kiliç et al., 2013; Madani et al., 2015; Ioannou-Ttofa et al., 2017
	Electrocoagulation	Taux d'abattement important de la COD et des composés phénolique dépendant des conditions d'essai et de typed'electrodes		M. Ben Abbou et al., 2014; Nasr et Shahawy, 2016; Rais et al., 2017
	Adsorption	67-80% de réduction des composés phénoliques en utilisant des bioadsorbant (résidus agroalimentaires)	Généralement le coût de élevée du charbon actif	M. Achak et al., 2009, 2014
Biologiques	Traitement anaérobie	Production d'énergie (biogaz), réduction de la toxicité des déchets / effluents	Dégagement des odeurs désagréables, production d'une quantité non négligeable de boues épuisées, inhibition du processus de digestion des bactéries pour les effluents de fortes charges organiques en particulier les composés phénoliques	Ioannou et al., 2013, 2015; Khoufi et al., 2015
	Traitement aérobie	Réduction importante de la DCO	Génération de boues, consommation excessive d'oxygène	Oliveira et al., 2009; Mosse et al., 2011

IV. Principales filières de valorisation des déchets agroalimentaires

IV.1. Epandage

La richesse des déchets agroalimentaires en éléments fertilisants a incité certains chercheurs à tester leur épandage direct sur les terres agricoles. L'épandage des déchets organiques présente de nos jours l'une des techniques les plus répandues permettant d'assurer de la matière organique stable aux sols agricoles et des éléments nutritifs pour la croissance des plantes (Mekki et al., 2013; Vella et al., 2016), mais il doit être appliqué en toutes précautions. Un épandage excessif non réglementaire entraîne une destruction du milieu récepteur voire une destruction de la microflore des sols (Yaakoubi et al., 2010).

IV.2. Production d'énergie

La digestion anaérobie a aussi fait l'objet de nombreuses études visant une valorisation énergétique des rejets agroalimentaires pour limiter leur pollution. Dans ce cadre, de nombreux chercheurs ont montré que ces rejets peuvent être considérés comme une source d'énergie importante (Azbar et al., 2008a, 2008b; Cáceres et al., 2012; Khoufi et al., 2015; El Achkar et al., 2016).

IV.3. Extraction des composés phénoliques

La richesse de certains rejets agroalimentaires en composés phénoliques notamment les marcs de raisins et les margines a poussé divers chercheurs à extraire ces composés et étudier leur pouvoir antioxydant pour leur valorisation comme additifs alimentaires et pharmaceutiques (Negro et al., 2012; Mikdame et al., 2016).

IV.4. Compostage

Le compostage est un processus contrôlé de la dégradation et de la décomposition de la matière organique sous l'action des micro-organismes et en présence d'oxygène, permettant ainsi sa transformation en un produit stable riche en humus. Ce dernier renferme des nutriments nécessaires à la croissance des plantes tout en assurant une fertilité durable aux sols.

Le processus de compostage est aussi défini comme un processus similaire à celui de l'humification naturelle des résidus organiques en substances humiques dans les sols (Fels et al., 2016).

Cette approche a été largement appliquée pour la valorisation de divers déchets organiques (Hachicha et al., 2008, 2009; Ruggieri et al., 2009; Sotamenou, 2010; Abid et al., 2015). Elle a

été considérée comme une alternative prometteuse car elle a permis à la fois un apport de la matière organique aux sols agricoles, et une réduction des risques environnementaux liés aux déchets par la diminution de leurs volumes (Fels et al., 2016).

IV.4.1. Processus de compostage

La biodégradation de la matière organique lors du processus de compostage est accompagnée par une production entraînant une élévation de la température. L'évolution de la température au cours du compostage est conditionnée essentiellement par les microorganismes et leur action enzymatique. Selon la littérature, le compostage est généralement un processus à trois phases :

- **Phase mésophile** : phase initiale du compostage, durant laquelle la présence de la matière organique fraîche et biodégradable entraîne une colonisation rapide du milieu par des micro-organismes mésophiles (bactéries et champignons). L'activité intense de ces derniers engendre une augmentation de la température (40 °C), ainsi qu'une acidification de la matière mise en andain (d'où la diminution du pH) (Hachicha et al., 2009; Van der Wurff et al., 2016).
- **Phase thermophile** : cette phase se caractérise par des températures élevées qui peuvent atteindre des valeurs de 60°C voire 75°C. A ce stade du processus de compostage, seuls les microorganismes thermo-résistants (essentiellement des bactéries et les actinobactéries) dominent, engendrant ainsi, une importante dégradation des matières organiques complexes tels que la cellulose, et la lignine. De plus, une perte de la matière organique sous forme de CO₂, un assèchement de celle-ci lié à l'évaporation de l'eau, ainsi qu'une augmentation du pH accompagnent cette phase (Van der Wurff et al., 2016).
- **Phase de refroidissement et de maturation** : au cours de cette phase, la quantité des matières organiques diminue entraînant un ralentissement du processus de la biodégradation de la matière organique. Ainsi, la température au cœur de l'andain diminue progressivement pour atteindre des températures ambiantes. Cette phase est caractérisée par une recolonisation du milieu par des micro-organismes mésophiles et elle est marquée par une stabilisation du pH et de température, voire une stabilisation du processus de compostage et de tous les paramètres qui le caractérisent.

IV.4.2. Paramètres de contrôle du processus de compostage

Le processus de compostage dépend de plusieurs facteurs notamment les paramètres empiriques, physicochimiques et biologiques. Les principaux paramètres développés pour avoir une dégradation de la matière organique dans les conditions les plus favorables au développement des micro-organismes sont : l'aération, la température, l'humidité, le pH, la charge minérale, le rapport C/N, les composés phénoliques, les paramètres de maturité et de phytotoxicité (taux d'acide humique et indice de germination), les groupements fonctionnels de la matière organique stabilisée et la structure de ces composés.

IV.4.2.1. L'aération

L'aération est un facteur indispensable au cours du processus de la dégradation de la matière organique. Elle représente la source d'oxygène pour le développement et la croissance des micro-organismes ; quand l'approvisionnement en oxygène est insuffisant, la croissance des micro-organismes aérobies se trouve limitée, ce qui ralentit leur activité. Par conséquent, une bonne aération est indispensable pour un bon déroulement du processus de compostage. Celle-ci pourra être atteinte si la taille des particules, la teneur en eau et la taille du tas de compost sont contrôlées et aussi si le mélange est fréquemment retourné (Krogmann et Körner, 2008).

IV.4.2.2. La température

La température est un indicateur important qui permet d'évaluer l'intensité du processus de décomposition, ce paramètre renseigne aussi sur l'activité microbienne de manière indirecte. Le processus du compostage met en œuvre deux gammes de température : mésophile et thermophile. Alors que la température idéale pour la phase initiale du compostage est comprise entre 20 et 45°C, par la suite, une température située entre 50 et 70°C est idéale pour les organismes thermophiles (Krogmann et Körner, 2008). Il est à signaler qu'une température supérieure à 80°C inhibe l'activité microbienne et en conséquence affecte négativement le processus du compostage (Bernal et al., 2009).

IV.4.2.3. L'humidité

L'humidité est un facteur indispensable pour assurer l'activité des micro-organismes. La teneur en eau optimale pour le compostage est de 40 à 60 % ; une teneur en eau au-dessous de 40% inhibe l'activité des microorganismes ce qui ralentit le processus du compostage. Alors qu'une humidité au-dessus de 60 % déclenche des conditions favorables à l'anaérobiose (Bernal et al., 2009; Zakarya et al., 2018).

Lors du processus de compostage, la dégradation de la matière organique est accompagnée par des pertes excessives en eau qui limitent l'activité des microorganismes. Un arrosage de l'andain est donc indispensable afin de compenser ces pertes en eau et maintenir un taux d'humidité optimal.

IV.4.2.4. Le pH

Le pH est un paramètre qui renseigne sur le degré de la dégradation de la matière organique au cours du processus de compostage et de l'état de sa décomposition. Cette dernière a abouti à la libération de différents types de composés ce qui modifie le pH du milieu (Sellami et al., 2008a; Hachicha et al., 2009). Un compost mature est généralement caractérisé par un pH proche de 8 (Muktadirul Bari Chowdhury et al., 2013).

IV.4.2.5. La conductivité électrique

Le contrôle de la conductivité électrique au cours du processus de compostage n'est que rarement mentionné dans la littérature sur le compost. Pourtant, ce paramètre est directement lié à la salinité et traduit donc un potentiel de phytotoxicité. En effet, un compost de forte salinité est probablement nocif pour les plantes. Cependant, la minéralisation de la matière organique lors du compostage entraîne une augmentation de la concentration en sels et donc une augmentation de la conductivité, mais elle peut être modérée voire annulée par le lessivage des sels lorsque les andains des composts sont sujets aux précipitations et /ou par une diminution de l'extractibilité des sels due à leur fixation plus importante sur la matière organique stabilisée (Antil et al., 2014).

IV.4.2.6. Le rapport C/N

Le rapport C/N est un facteur indispensable à l'activité des micro-organismes. Le carbone en présente une source d'énergie. En revanche, l'azote est utilisé comme source protéique. La biodégradation de la matière organique entraîne une diminution du rapport C/N lors du processus de compostage, se traduisant par une diminution du taux du carbone total associé à une augmentation de la concentration en azote. Le rapport C/N optimal se situe entre 25 et 35 (Antil et al., 2014). Un rapport C/N supérieur à 35, limite la croissance des micro-organismes, et aboutit à un processus de compostage très lent. Tandis qu'un rapport C/N inférieur à 25 entraîne une perte sous forme d'ammoniac (Muktadirul Bari Chowdhury et al., 2013). Cependant, un C/N final compris entre 10 et 15 a été défini par différents auteurs (Sellami et al.,

2008a; Hachicha et al., 2009; Antil et al., 2014; El Fels et al., 2014) comme un indicateur de la maturité des composts.

IV.4.2.7. Les composés phénoliques

Les composés phénoliques sont des composés très phytotoxiques ; leur présence en taux élevés dans le compost présente un risque d'inhibition de la croissance des plantes (M. Ben Abbou et al., 2014). Leur contrôle s'avère donc primordiale. En effet, la concentration initiale des composés phénoliques des mélanges à composter varie selon la nature des déchets (Hachicha et al., 2009). Au cours du processus de compostage, ces composés ont tendance à diminuer en particulier durant la phase thermophile due principalement aux activités oxydo-réductrices de certains microorganismes (Muktadirul Bari Chowdhury et al., 2013).

IV.4.2.8. L'indice de germination (IG)

L'indice de germination est utilisé pour évaluer la phytotoxicité et la maturité du compost. En effet, un compost immature est caractérisé par la présence des acides phénoliques et des acides gras volatils inhibant la germination des graines et la croissance des plantules (Sellami et al., 2008a; Antil et al., 2014). Un indice de germination au-dessus de 50% caractérise un compost mature (Mitelut et Popa, 2011).

IV.4.2.9. Les analyses spectroscopiques

Pour évaluer les transformations ayant lieu au cours du processus de compostage et pour étudier la stabilité et la maturité du compost produit de nombreux techniques analytiques spectroscopiques ont été évoquées dans la littérature (Sellami et al., 2008; Antil et al., 2014; El Fels et al., 2014; Fels et al., 2017), Parmi ces méthodes nous citons, la spectroscopie UV-Visible (test E_4/E_6) et la spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) et la diffraction des rayons X.

- **La spectroscopie UV-Visible (test E_4/E_6)** : cette technique est utilisée pour caractériser les composés humiques contenus dans un extrait aqueux des substances organiques (compost). Elle est déterminée à partir des mesures des absorbances caractéristiques de ces composés. Ainsi, le rapport E_4/E_6 nommé aussi rapport de Welt correspond au rapport des absorbances à 465 nm et 665 nm. Ce rapport est désigné comme un indicateur d'humification voire de maturité (Rétháti et al., 2015). Un rapport inférieur à 5 indique la prédominance d'acide humique et donc une décomposition avancée. Tandis qu'un rapport supérieur à 5 indique la prédominance d'acide fulvique et une

décomposition moins avancée. Plus le rapport est faible, plus le compost est mature (Sellami et al., 2008; Koriko et al., 2013; El Herradi et al., 2014; Réthati et al., 2015).

- **La spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) :** est une analyse qualitative qui permet l'identification des groupements fonctionnels des matières organiques. La spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier a été largement utilisée comme technique de caractérisation des déchets organique et des composts (Smidt et Schwanninger, 2005 ; El Fels et al., 2014). Aussi, cette technique est appliquée pour décrire le processus de dégradation et de décomposition des matières organiques au cours du compostage et nous indique sur la maturité des composts (Hu et al., 2011; He et al., 2011; El Fels et al., 2014; De Campos et al., 2014; Fels et al., 2017).
- **Analyse par diffraction des rayons X :** est une technique de base de caractérisation des matériaux cristallins, permettant ainsi de déterminer la structure et les phases d'un matériau. Récemment, cette technique a été utilisée pour caractériser les déchets organiques notamment les boues de station d'épuration (Boutchich et al., 2015) et pour identifier les structures présentes dans un mélange composté (Hu et al., 2011; Fels et al., 2017).

IV.4.3.Applications du compost

Le compost a toujours été appliqué comme un amendement organique en raison de sa richesse en éléments fertilisants et nutritifs. Cependant, récemment, il a été valorisé pour la lutte contre certaines maladies pathogènes qui affectent certaines cultures.

- **Application du compost comme amendement :** l'application du compost sur certaines cultures a fait l'objet de différentes études. En effet, cette application a souvent prouvé son efficacité sur la culture par une stimulation de la croissance des plantes et une augmentation du rendement de production par rapport aux témoins. Un tel effet a été constaté sur des cultures de pomme de terre (Hachicha et al., 2008; Sellami et al., 2008a), de vigne (Ruggieri et al., 2009) et de tomate (Abid et al., 2016) et. L'amendement des sols par le compost apporte une multitude de macro et oligo-éléments assurant une fertilité durable aux sols et une croissance des végétaux.
- **Application du compost pour la lutte biologique :** la forme liquide ou jus du compost aussi connu sous le nom d'extrait de compost, est un outil de protection des plantes agissant comme inhibiteur des maladies phytopathogènes. De nombreuses

études sont réalisées sur la lutte contre les agents pathogènes en utilisant les composts et les jus de compost (Martin et Brathwaite, 2012; Milinković et al., 2012; Abid et al., 2015). En effet, l'effet des composts sur les plantes et leur action contre ces agents pathogènes, dépend de la matière première compostée.

Un compost est jugé de qualité par son degré de maturité et de stabilité et qui se caractérisent par différents paramètres. A ce propos, de nombreux chercheurs ont fait appel aux analyses statistiques afin de définir les paramètres les plus influençant sur le processus de compostage et la qualité du compost produit (Vergnoux et al., 2009; Paradelo et al., 2010; Wang et al., 2015; Zhao et al., 2015; Saldarriaga et al., 2018).

Tableau 3 : Techniques de valorisation des déchets agroalimentaires particulièrement les margines et les sous-produits vinicoles

Techniques	Efficacités	Remarques	Références
Epannage	Apports des de la matière organique stable aux sols agricoles et et éléments nutritifs aux plantes	Epannage excessif entraîne une destruction de la microflore des sols	Yaakoubi et al., 2010; Mekki et al., 2013; Vella et al., 2016
Production d'énergie	Production de biogaz		Azbar, Keskin, et Catalkaya, 2008; Azbar, Keskin, et Yuruyen, 2008; El Achkar et al., 2016; Khoufi et al., 2007
Extraction des composés phénoliques	Valorisation comme additifs alimentaires et pharmaceutique grâce à leur pouvoir antioxydant		Negro et al., 2012; Mikdame et al., 2016
Compostage	Production d'un amendement organique		Hachicha et al., 2009; Ruggieri et al., 2009; Sotamenou, 2010

V. Analyses statistiques

De nos jours, les analyses statistiques représentent un enjeu considérable pour l'évaluation et la validation des résultats expérimentaux. Leur application est élargie sur une grande échelle et elles sont rencontrées dans divers domaines scientifiques comme la science d'ingénieur, la médecine, la biologie, la chimie et l'agriculture. Toutefois, la majorité des analyses statistiques fait appel à des tests statistiques permettant l'analyse simultanée des données et la prise de décision.

Ces tests statistiques sont des tests d'hypothèses permettant de prendre de décisions sur la base des résultats expérimentaux , en étant conscient qu'il y a un risque d'erreur lié à l'incertitude

des observations ou des résultats expérimentaux (Labreuche, 2010). D'une façon générale, tous les tests statistiques se basent sur le même principe qui consiste à énoncer une hypothèse nulle (H_0) et une hypothèse alternative (H_1), définir le seuil de signification (risque d'erreur), calculer la probabilité critique (p-valeur) et prendre une décision (Labreuche, 2010).

- **L'hypothèse nulle (H_0)** : est une hypothèse de non différence qui stipule toujours qu'il n'existe pas de différence entre deux paramètres.
- **L'hypothèse alternative (H_1)** : est une hypothèse qui montre l'existence d'une différence entre deux paramètres.
- **Le seuil de signification** : est le risque d'erreur consenti à l'avance de rejeter à tort une hypothèse alors qu'elle est vraie. Il existe deux types de risques d'erreurs :
 - Le risque de première espèce (α) : est le risque de rejeter l'hypothèse H_0 , alors que H_0 est vraie.
 - Le risque de deuxième espèce (β) : est le risque de ne rejeter l'hypothèse nulle H_0 alors que c'est l'hypothèse H_1 qui est vraie.

Le risque de première espèce α est choisi à priori. Les valeurs arbitraires respectives de 1%, 5% et 10% sont le plus souvent retenues.

- **p-valeur** : est la probabilité d'obtenir les résultats observés si l'hypothèse nulle était vraie. À partir de cette probabilité, le choix final d'une hypothèse se base sur la règle suivante :
 - si $p \leq \alpha$, H_0 est rejeté et H_1 est acceptée ;
 - si $p > \alpha$, H_1 est rejeté et H_0 est acceptée.

Selon l'ordre de grandeur de p-valeur et on fixant le seuil de significativité (généralement $\alpha=5\%$), le test sera qualifié de significatif, très significatif et hautement significatif.

- **$p < 0.05$** : différences statistiquement significatives ;
- **$p < 0.01$** : différences statistiquement très significatives ;
- **$p < 0.001$** : différences statistiquement hautement significatives.

Il existe de nombreux tests statistiques comme le test de normalité, le test de Student, le test de Fisher, le test de χ^2 , le test de Duncan, les tests d'analyses de la variance, le test de corrélation de Pearson, le test de Friedman et le test d'analyse en composantes principales. Vu cette grande

diversité, le choix du test le plus approprié aux données s'avère difficile. Cependant, l'analyse de comparaison des moyennes par le test de Student, l'analyse de la variance par le test de Duncan, l'analyse de Corrélation Pearson et l'Analyse en Composantes Principales sont les tests les plus fréquemment utilisés dans le contrôle de la procédure de compostage, et dans l'étude des paramètres les plus influençant sur la qualité de compost et dans l'agriculture (Proietti et al., 2016; Saldarriaga et al., 2018).

- **Test de Student** : est un test paramétrique utilisé pour comparer deux moyennes ; l'hypothèse nulle étant les deux moyennes sont égales et l'hypothèse alternative étant les deux moyennes sont différentes (Labreuche, 2010).
- **Test de Duncan** : est un test post-hoc qui est utilisé pour déterminer les différences significatives entre les moyennes des groupes dans une analyse de variance. Ce test a été largement appliqué pour la comparaison entre les différentes procédures de compostage et pour déterminer les différences significatives des valeurs moyennes des paramètres de contrôle de processus de compostage (Mohammad et al., 2013; Ogunwete et al., 2014; Storino et al., 2017; Guevara et al., 2017). De plus, le test de Duncan a été exploité par différents chercheurs pour évaluer l'effet des composts sur l'amendement des sols agricoles et la croissance des plantes (Zai et al., 2008a, 2008b; Lakhdar et al., 2009; Abid et al., 2016).
- **Analyse de corrélation (coefficient de Pearson)** : est une méthode d'évaluation statistique utilisée pour étudier la force d'association (relation) entre deux variables. Les valeurs des coefficients de corrélation sont comprises dans l'intervalle entre -1 et +1. Les valeurs -1 et +1 représentent une parfaite corrélation négative ou positive et la valeur nulle (0) représente une absence de corrélation ou l'indépendance entre les variables. Le calcul du coefficient de corrélation peut être effectué en utilisant différentes méthodes. Le coefficient de corrélation de Pearson mesure une corrélation linéaire entre deux variables. De nombreux chercheurs ont fait appel à ce type d'analyse afin de déterminer la relation entre les différents paramètres de contrôle du processus de compostage (Vergnoux et al., 2009; Paradelo et al., 2010; Raj et Antil, 2011; Zhao et al., 2015; Saldarriaga et al., 2018).
- **Analyse en composante principale (ACP)** : est une des méthodes d'analyse factorielle qui traite une table de données dans laquelle les observations sont décrites par plusieurs variables quantitatives dépendantes corrélées. Cette analyse permet d'effectuer la

synthèse de l'information contenue dans un grand nombre de variables grâce à l'obtention de «composantes principales»; nouvelles variables, indépendantes, représentant une combinaison linéaire des variables initiales possédant une variance maximale (Abdi et Williams, 2010). L'analyse en composantes principales est largement utilisée dans le domaine de compostage. Cette analyse a été appliquée par Vergnoux et al., (2009) pour déterminer le degré de maturité des composts à base de boues de stations d'épurations des eaux usées. De plus, Lorin et al., (2016) ont exploité l'analyse en composantes principales pour déterminer la relation entre 17 paramètres physico-chimiques de quatre engrais organiques et mettre en évidence les caractéristiques de chaque type d'engrais. Tandis que, Saldarriaga et al., (2018), ont utilisé l'analyse en composantes principales pour déterminer la relation entre les paramètres physico-chimiques et biologiques de contrôle du processus de compostage et identifier les paramètres les plus influençant sur le processus.

VI. Normes environnementales

VI.1. Normes et réglementation des rejets industrielles

Les ressources naturelles en eau au Maroc sont parmi les plus faibles au monde. En effet, le potentiel des ressources en eau naturelles, est évalué à 22 milliards de m³ par an, soit l'équivalent de 700 m³/habitant/an. A cette limitation des ressources en eau s'ajoute la dégradation de la qualité de l'eau suite à la pollution.

En vue de gérer ces problèmes, le Maroc a mis en place un arsenal législatif et réglementaire constitué de la loi n° 36-15 relative à l'eau (consolidation de l'ancienne loi 10-95 sur l'eau). Cette loi fixe pour une meilleure valorisation quantitative et qualitative de l'eau, des milieux aquatiques et du domaine public hydraulique, d'une part, les règles d'une gestion intégrée, décentralisée et participative des ressources en eau pour garantir le droit des citoyennes et des citoyens à l'accès à l'eau et en vue d'une utilisation rationnelle et durable. D'autre part, elle vise également, la mise en place des règles et outils de planification de l'eau y compris les eaux usées, les eaux de mer dessalées et autres pour accroître le potentiel hydrique national en tenant compte des changements climatiques. Elle définit également, les règles de prévention des risques liés à l'eau pour assurer la protection et la sécurité des personnes, des biens et de l'environnement (B.O n°6506, 2016).

La loi n° 36-15 relative à l'eau met un accent sur la préservation de la qualité des eaux par les articles suivants :

- **Article 98** : interdit tout déversement non autorisé susceptible de porter atteinte au domaine public hydraulique, oblige un paiement d'une redevance conformément aux dispositions de l'article 27 de la présente loi. Tout déversement doit être soumis à une autorisation de l'agence de bassin hydraulique.
- **Article 101** : met en évidence que toute autorisation de déversement indique :
 - Le volume de déversement et son débit maximal ;
 - La durée de l'autorisation qui ne doit pas dépasser 10 ans et qui peut être prolongée ;
 - Le lieu de déversement des eaux usées ;
 - Les modalités de prélèvement des échantillons et le nombre d'analyses des déversements que l'attributaire doit effectuer par un laboratoire agréé ;
 - Les conditions à respecter pour que le déversement soit conforme aux valeurs limites de rejets fixées par la réglementation en vigueur ;
 - Les modalités de recouvrement de la redevance de déversement et de la majoration appliquée en cas de non-paiement aux termes fixés.
- **Article 109** : interdit le déversement des eaux usées industrielles dans un réseau public d'assainissement sans autorisation préalable accordée par le gestionnaire dudit réseau. Ainsi cette autorisation, dont la durée ne peut dépasser 20 ans, ne peut être délivrée que si le déversement est conforme aux valeurs limites de rejet dans le réseau public d'assainissement.

A l'échelle nationale comme à l'échelle internationale, la préservation des ressources en eau et la lutte contre leur pollution par les rejets industrielles est une préoccupation majeure du gouvernement qui a mis en évidence certaines mesures décrites par la dite loi, notamment le déversement de ces rejets mais à condition qu'ils soient conformes aux valeurs limites.

VI.2. Normes et réglementation des composts

Au Maroc, à l'heure actuelle aucune norme n'existe sur le compost. En effet, les produits compostés sur le marché sont très divers, ce qui amène à des interrogations sur le choix et l'utilisation correcte de ces produits. La norme existante actuellement et qui s'applique au compost, est la norme française relative aux amendements organiques NFU 44-051. Cette norme définit un amendement organique comme matière fertilisante d'origine végétale et/ou

animale, destinée à l'entretien du sol ou à la reconstitution du stock de matière organique du sol et à l'amélioration des propriétés physiques et/ou chimiques et/ou biologiques du sol. En outre, elle met en évidence 11 types d'amendements organiques dont notamment le compost de fermentescibles alimentaires et/ou ménagers et qui englobe les composts des fractions fermentescibles des ordures ménagères, les déchets des industries agroalimentaires, les déchets alimentaires et autres amendements organiques bruts ou prétraités par des procédés anaérobies, par compostage ou par lombricompostage.

La norme NFU 44- 051 définit aussi des caractéristiques physiques (teneur en eau, en matières organiques totales, en corps étrangers), des caractéristiques chimiques (rapport C/N, taux d'assimilation d'oxygène, teneur en éléments traces) et des caractéristiques biologiques (teneur en coliformes fécaux et en salmonelles) pour pouvoir considérer un produit composté comme un amendement organique.

VII. Conclusion

Cette synthèse bibliographique nous a permis de conclure que malgré les efforts déployés par le gouvernement marocain, la gestion des rejets des industries agroalimentaires notamment les margines présente jusqu'à l'heure actuelle un risque de pollution nocive.

De nombreux procédés ont été développés pour le traitement de ces effluents. Ces procédés sont basés sur des procédés physiques, chimiques et biologiques. Bien qu'il n'existe pas encore de solution parfaite permettant d'éliminer la pollution des margines, certains procédés semblent être plus efficaces que d'autres. Cependant, le choix des filières de traitement ou de valorisation dépend des décideurs, du coût d'investigation, de la valeur ajoutée du produit qui en résulte de traitement, de débit d'effluents à traiter, de l'objectif de traitement et de l'impact environnemental de la filière.

Dans cette perspective, notre étude intervient pour limiter la pollution par les margines et les déchets organiques agroalimentaires produits à l'échelle régionale voire nationale. Elle consiste dans un premier lieu de proposer un traitement physicochimique des margines par un procédé couplant l'électrocoagulation en utilisant des électrodes d'aluminium et d'adsorption sur de la sciure de bois d'eucalyptus que nous allons traiter pour augmenter sa capacité d'adsorption. Dans un deuxième lieu, nous allons valoriser les margines pour l'humidification des composts à élaborer à base des déchets agroalimentaires les plus abondants dans la région ; pâtes de margines et sous-produits vinicoles. Et en dernier lieu, l'application des composts produits pour la culture des radis et pour la lutte biologique.

L'analyse des données par des tests statistiques en appliquant l'analyse de la variance, la comparaison des moyennes, l'analyse de corrélation et l'analyse en composantes principales (ACP) aura lieu pour analyser simultanément les données et faciliter la prise des décisions sur la base des résultats expérimentaux .

PARTIE 2

MATÉRIELS ET MÉTHODES

I. Introduction

Pour mener à bien le traitement des margines par un procédé couplant l'électrocoagulation et l'adsorption et leur valorisation par la filière de compostage avec les déchets vinicoles, la maîtrise d'un certain nombre de techniques expérimentales et d'approches méthodologiques est nécessaire. Le présent chapitre décrit les matériaux et les méthodes exploitées et appliquées. Il est réparti en trois axes :

- **Le premier axe** concerne les margines, leur origine, leur technique d'échantillonnage, leurs méthodes de caractérisation et d'analyses physico-chimiques ;
- **Le deuxième axe** est consacré aux méthodes physicochimiques de traitement des margines : l'électrocoagulation et l'adsorption, ainsi que les différents matériaux adsorbants et le procédé d'adsorption ;
- **Le troisième axe** répertorie la méthode de compostage des margines, les différents substrats utilisés dans le compostage et les techniques de caractérisation. Il décrit aussi l'étude de l'efficacité des composts élaborés pour l'amendement des sols agricoles et la lutte biologique.

II. Margines

II.1. Approvisionnement et technique d'échantillonnage

Les échantillons de margines utilisées dans ce travail proviennent d'une unité moderne de trituration d'olives à système continue à trois phases. L'unité de trituration d'olives est située à Meknassa Ben Ali, 8 km de Taza – Maroc ($34^{\circ}16'47''$ N, $4^{\circ}04'29''$ O). Le bassin de stockage des margines était en béton d'une capacité de stockage de 240 m^3 .

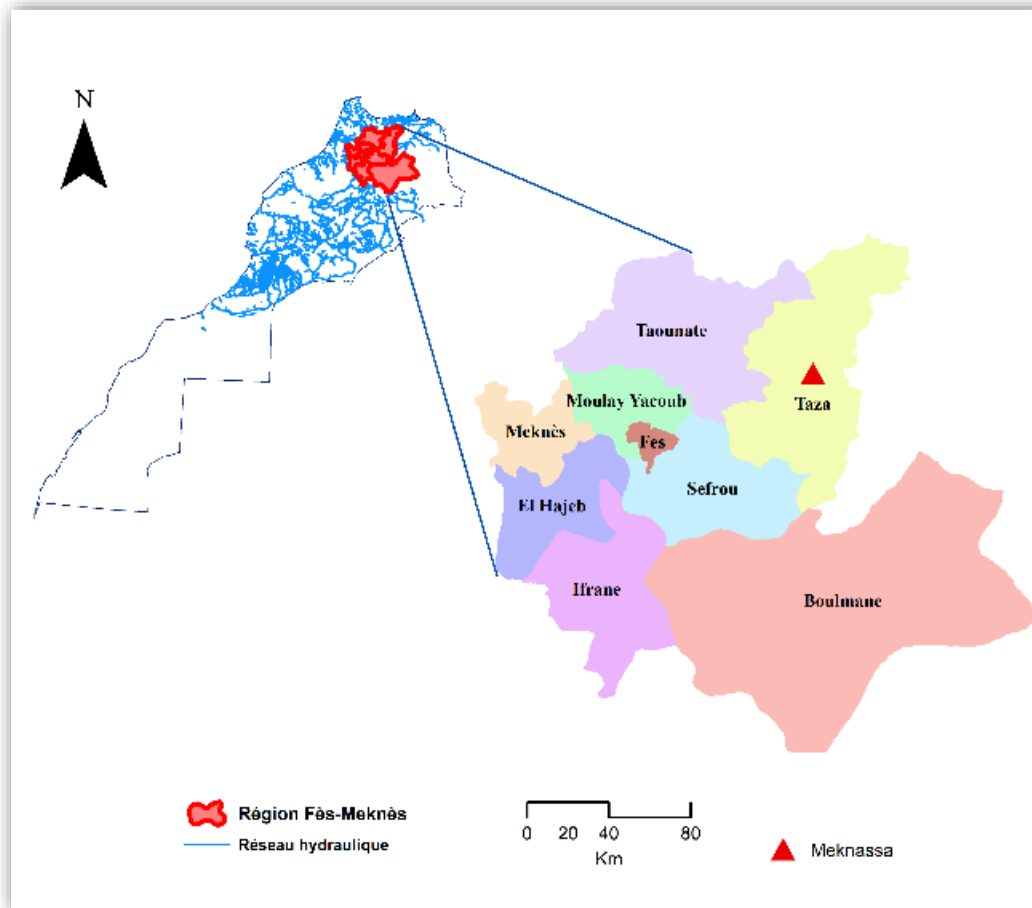


Figure 2 : Localisation géographique de l'unité de trituration d'olives

Les margines sont collectées dans des jerrycans puis stockées à 4°C , afin de garder leurs caractéristiques initiales jusqu'à leur utilisation. Les margines collectées avaient une durée de stockage maximale de 30 jours.

Pour leur caractérisation, les prélèvements des échantillons des margines sont réalisés à des différents endroits et profondeurs du bassin de stockage. Ensuite, ils sont mélangés, et un litre est prélevé. L'échantillon représentatif est mis dans un flacon propre, fermé hermétiquement et étiqueté, ensuite il est acheminé vers le laboratoire dans une glacière à $\pm 4^{\circ}\text{C}$ pour analyse.

II.2. Analyses physico-chimiques

La caractérisation physico-chimique des margines a été réalisée selon les protocoles expérimentaux édictées par Rodier (2009).

Les margines sont caractérisées par la mesure du pH, de la conductivité électrique, de la matière sèche (MS), de la matière minérale (MM), de la matière organique (MO), de la demande chimique en oxygène (DCO), de la demande biologique en oxygène (DBO₅), des composés phénoliques, du carbone organique (CO), d'azote total kjeldahl (NTK) et quelques éléments minéraux.

- **Le pH et la Conductivité électrique** ont été mesurés à l'aide d'un multi paramètre type consort C335 dès prélèvement.
- **L'humidité et la matière sèche** ont été déterminées par évaporation à 105°C d'un échantillon de masse (MB), jusqu'à obtention d'une masse constante (MS) (généralement après 24h).

La teneur en humidité est donnée par la formule suivante :

$$\text{Humidité (\%)} = [(MB - MS) / MB] \times 100 \quad \text{Équation 7}$$

Avec :

MB : Masse de la matière brute (g) ;

MS : Masse de la matière sèche (g).

La teneur de la matière sèche est déduite à partir de la formule suivante :

$$MS (\%) = 100 - \text{Humidité (\%)} \quad \text{Équation 8}$$

- **La matière organique** est déterminée par calcination à 550 °C pendant 4 heures en utilisant un four à moufle type Lenton EF11/8B (MC). Elle est déterminée par simple calcul de la différence de masse entre la matière sèche (MS) et la matière minérale (MM).

$$MO (\%) = [(MS - MM) / MS] \times 100 \quad \text{Équation 9}$$

$$MM (\%) = MC / MS \times 100 \quad \text{Équation 10}$$

Avec :

MC : Masse de la matière récupérée après calcination (cendres) (g) ;

MS : Masse de la matière sèche (g).

- **Le carbone organique (CO)** est déterminé à partir de la matière organique (MO). Le pourcentage de carbone organique est exprimé selon la relation suivante :

$$CO(\%) = (\%MO)/(1,724) \quad \text{Équation 11}$$

- **La demande chimique en oxygène** exprime la quantité d'oxygène nécessaire à l'oxydation de toutes matières oxydables (matières organiques et inorganiques) d'un effluent, par action des oxydants chimiques forts. La détermination de la DCO est réalisée selon la norme NF T90-101 (2001) et qui repose sur deux étapes :
 - **Étape 1 :** oxydation de la matière contenue dans l'échantillon par excès de dichromate de potassium $K_2Cr_2O_7$. Cette étape se réalise à ébullition en milieu acide H_2SO_4 en présence de sulfate d'argent (Ag_2SO_4) (catalyseur d'oxydation) et de sulfate de mercure ($HgSO_4$) (complexation des ions chlorures).
 - **Étape 2 :** dosage de l'excès de dichromate par une solution de sulfate de fer et d'ammonium.
- **La demande biologique en oxygène** est la masse d'oxygène nécessaire aux microorganismes pour la dégradation par oxydation des matières organiques contenues dans l'échantillon pendant 5 jours à 20°C et à l'obscurité. Le DBO mètre utilisé est de type OXITOP, il se base sur une mesure de pression dans un système fermé. Les microorganismes qui se trouvent dans l'échantillon consomment l'oxygène en formant du gaz carbonique (CO_2). Celui-ci est absorbé avec l'hydroxyde de sodium (NaOH), il s'ensuit une dépression dont la mesure peut être lue directement dans le DBO mètre en mg/L.
- **La teneur en composés phénoliques** a été mesurée selon la méthode décrite par El Yamani et al., (2017) avec quelques modifications et qui consistait tout d'abord à une délipidation des margines par l'hexane [1:1, (v/v)], suivi d'une extraction liquide - liquide des composés phénoliques par l'acétate d'éthyle. La teneur totale en composés phénoliques a été déterminée par spectrophotométrie de type SELECTA modèle UV-2005 en utilisant le réactif Folin-Ciocalteu. L'absorbance a été mesuré à 760 nm. Les valeurs de la teneur totale en composés phénoliques sont exprimées en g d'acide gallique /L.
- **L'azote total Kjeldahl (NTK)** a été déterminé selon la norme NF T90-110 (1981) et qui consiste en une minéralisation de l'échantillon par l'acide sulfurique concentré à chaud en présence d'un catalyseur (sélénium). Cette minéralisation transforme l'azote

organique en ions ammonium (sulfate d'ammonium) et elle est suivie d'une alcalination des produits de la réaction par la soude (NaOH) ; l'ammoniaque libéré par la distillation est recueilli dans l'acide borique puis finalement dosé par l'acide chlorhydrique. La teneur en azote Kjeldahl (N) est exprimée en milligrammes d'azote par litre selon la relation suivante :

$$NTK (mg.L^{-1}) = \frac{(V_1 - V_2) \times C \times 14.01 \times 1000}{V} \quad \text{Équation 12}$$

Avec :

V₁ : Volume en mL d'acide sulfurique ;

V₂ : Volume en mL d'acide sulfurique utilisé pour l'essai blanc ;

V : Volume en mL de la prise d'essai ;

C : Normalité de l'acide Chlorhydrique (mg.L⁻¹).

- **La détermination des éléments minéraux** a eu lieu en utilisant la Spectroscopie d'Emission Atomique à Plasma Inductif (ICP-AES), type J.P.SELECTA. S.A, à la Cité de l'Innovation de l'Université Sidi Mohamed Ben Abdellah – Fès.

III. Traitement des margines par un procédé couplant l'électrocoagulation et l'adsorption

III.1. Traitement par électrocoagulation

Les expériences d'électrocoagulation ont été menées dans une cellule électrochimique d'un litre. La cellule comportait 8 plaques d'aluminium ; chacune d'une surface totale de 140 cm² (longueur 10 cm x 7 largeur cm x 2 faces) disposées en parallèles à une distance de 1 cm. Les électrodes ont été connectées à une source d'alimentation à courant continu régulé (Metrix AX 503). Le volume des margines pour chaque expérience était de 800 mL.

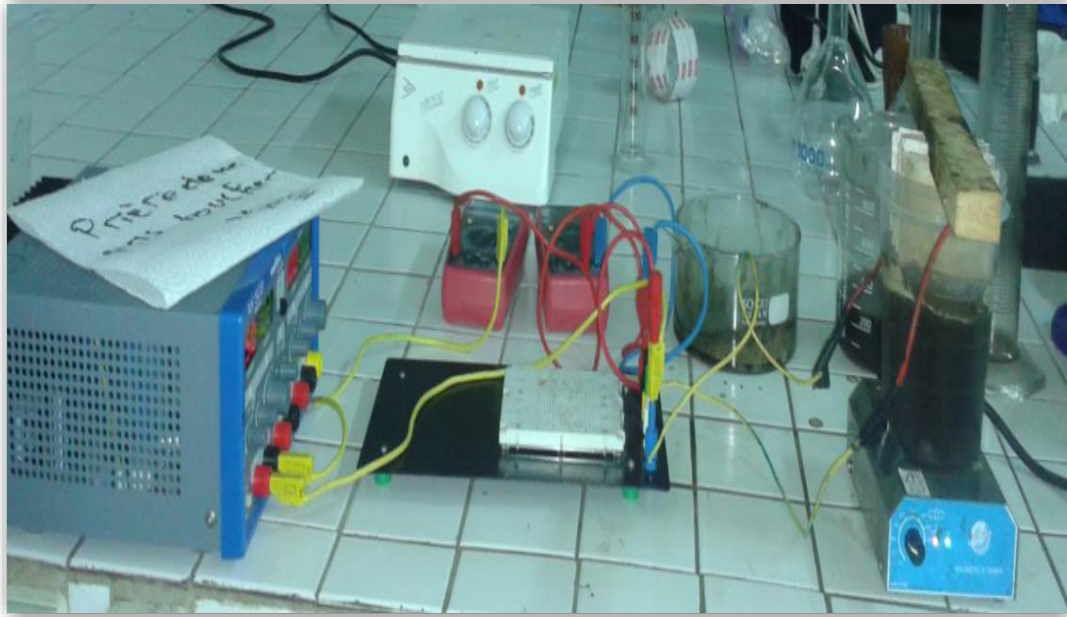


Figure 3 : Dispositif expérimental du processus d'électrocoagulation

La qualité du traitement a été évaluée par la mesure de la DCO, des polyphénols et de l'intensité de la couleur. L'intensité de la couleur a été déterminée par mesure de l'absorbance de l'échantillon à une longueur d'onde de 550 nm, correspondant au maximum d'absorption.

L'influence des paramètres d'électrocoagulation a été étudiée par optimisation de la densité de courant, du pH initial et du temps de traitement.

III.2. Traitement par adsorption

III.2.1. Matériaux adsorbants

Ce travail repose sur l'utilisation de trois types de charbon actif de la sciure d'eucalyptus comme adsorbants, pour le traitement complémentaire à l'électrocoagulation des margines afin d'améliorer les taux d'abattement des polluants, que nous avons préparé au laboratoire.

La sciure de bois d'eucalyptus provenait de la région Fès-Meknès. Elle a été obtenue après découpage et séchage à 105°C pendant 24 heures, puis broyage et tamisage en fraction pour obtenir un diamètre de particules compris entre 600 et 850 μm .

III.2.2. Préparation des adsorbants : charbons de la sciure de bois d'eucalyptus

La sciure de bois d'eucalyptus a été utilisée comme adsorbant après son activation chimique par l'acide phosphorique et sa calcination à 400 °C puis modification de sa structure par l'acide chlorhydrique ou l'hydroxyde de potassium.

- **Charbon de la sciure de bois activée (CA)** : la sciure de bois d'eucalyptus brute a été activée par voie chimique en utilisant l'acide phosphorique (H_3PO_4) selon le protocole décrit par Álvarez-Torrellas et al., (2016). Il consiste en premier à traiter de la sciure de bois brute préalablement lavée et séchée par de l'acide phosphorique à 85 % pendant 6h à 85 °C. Ensuite, l'échantillon est filtré et placé dans un four à moufle, à 400 °C pendant 4 h.
- **Charbon de la sciure de bois activée et modifiée** : le charbon de la sciure de bois activée obtenue est modifié chimiquement par deux traitements (Álvarez-Torrellas et al., 2016) :
 - **Traitement par l'acide chlorhydrique (CA-HCl)** : la sciure de bois activée est traitée par de l'acide chlorhydrique 6 mol.L⁻¹, pendant 6 h à 60 °C ; dans une proportion de 100 g de solide / Litre de solution, sous agitation contrôlée.
 - **Traitement par l'hydroxyde de potassium (CA-KOH)** : la sciure de bois activée est traitée par l'hydroxyde de potassium (KOH) de 3.6 mol.L⁻¹, pendant 4 h à 60 °C ; avec la même proportion que l'acide chlorhydrique (100 g de solide / Litre de solution).

Après tous les traitements, les sciures de bois activées et modifiées ont été minutieusement lavées avec de l'eau distillée jusqu'à atteindre le pH neutre et ont été séchées pendant 24 h à 110 °C.

III.2.3. Caractérisation des adsorbants

La sciure de bois d'eucalyptus brute et les charbons actifs préparés ont été caractérisés par la Spectroscopie d'Infrarouge à Transformée de Fourier (FTIR), la Diffraction des Rayons X (DRX), et la Microscopie Electronique à Balayage (MEB) et par mesure de la surface spécifique.

- **La Spectroscopie d'Infrarouge à Transformée de Fourier (FTIR)** a été réalisée afin d'identifier les principales fonctions chimiques présentes à la surfaces des matériaux. Dans cette étude, l'appareil utilisé est du modèle NICOLET iS10 de Thermo Fisher Scientific (Madison, WI USA) équipé d'un SMART iTR. Les spectres d'échantillons ont été mesurés par mode ATR dans la gamme entre 4000 et 550 cm⁻¹, en accumulant 40 balayages par spectre, à une résolution de 4 cm⁻¹. En effet, le matériau est éclairé par un rayonnement électromagnétique polychromatique. Le champ électromagnétique provoque une modification du moment dipolaire. Pour qu'une vibration soit active en

spectroscopie infrarouge, il faut que cette vibration entraîne une vibration du moment dipolaire de la molécule. Il y a absorption lorsque l'énergie des photons incidents correspond à celle d'une transition permise entre deux niveaux d'énergie vibrationnelle des molécules du matériau.

- **La diffraction des rayons X (DRX)** a été employée pour la détermination des phases micro et poly cristallines des matériaux. Cette technique consiste à bombarder le matériau par un faisceau de rayons X monochromatiques et parallèles, de longueur d'onde connue produit par une anticathode de cuivre. L'échantillon est placé au centre d'un dispositif rotatif et tourne lui – même d'un mouvement uniforme autour de l'axe situé dans son plan (cercle goniométrique). Le capteur goniométrique mesure l'intensité du rayonnement X diffracté sur le matériau. L'enregistrement réalisé est la courbe de l'intensité des rayons X diffractés en fonction des angles de diffraction. Le diffractomètre utilisé lors de cette étude est de type PAN-Critical X'Pert Pro, équipé d'une source monochromatique Cu-K α (1.541874 Å).
- **La Microscopie Electronique à Balayage (MEB)** est une méthode d'analyse de surface des matériaux solides, en particulier pour la topographie des surfaces. Celui du balayage traduit le fait que c'est au cours du déplacement du faisceau d'électrons sur la surface de l'échantillon que se construit son image à l'échelle microscopique. Dans ce travail, les matériaux adsorbants avant et après traitement sont analysés par le Microscope Electronique à Balayage de type QUANTA 200 FEI, équipé d'une sonde EDAX. Cette technique permet d'étudier l'état de surface des matériaux par observation direct des digrammes (images).
- **Le point isoélectrique pH_{pzc} ou le point de charge nulle** est un paramètre qui correspond au pH pour lequel la surface du solide présente une charge nulle. Ce paramètre a été déterminé selon la méthode décrite par Tchuifon Tchuifon, (2016) qui consiste d'abord à introduire dans une série de bécher une solution de NaCl (0,1M) de pH compris en 2 et 12, ajusté par ajout d'une solution aqueuse de NaOH ou de HCl, puis d'ajouter 0.1 g de charbon actif . Au bout de 24 heures d'agitation, le pH de la solution a été mesuré et la différence entre le pH final et le pH initial a été calculée. Ce qui a permis de tracer la courbe $\text{pH}_{\text{final}} - \text{pH}_{\text{initial}} = f(\text{pH}_{\text{initial}})$. L'intersection de la courbe avec l'axe des abscisses est le point isoélectrique pH_{pzc} .

- **La détermination de la surface spécifique par le bleu de méthylène** est une méthode qui donne une idée sur la surface des adsorbants micro et mésoporeux. Elle a été déterminée selon le protocole décrit par Dhorabe et al., (2015). Cette technique consiste à agiter 0.5 g de charbon actif avec 50 mL d'une solution aqueuse de colorant de bleu de méthylène à différentes concentrations initiales variant de 50 à 1000 mg.L⁻¹ dans une série de béchers, à une vitesse de 150 tr.min⁻¹ et à température ambiante pendant 2h. Les échantillons ont été ensuite conservés pendant 24 heures à l'abri de la lumière, puis filtrés. La concentration finale de chaque solution a été déterminée à la longueur d'onde relative au maximum d'absorption du colorant en utilisant un spectrophotomètre UV de type SELECTA modèle UV-2005. Le tracé de l'isotherme de Langmuir correspondant à l'adsorption du bleu de méthylène sur chaque adsorbant, permet de déduire leur capacité maximale d'adsorption à partir de laquelle nous pouvons déduire leur surface spécifique selon la relation suivante :

$$S_{sp} = Q_m \cdot 10^{-3} \times N \times \frac{A}{M_{BM}} \quad \text{Équation 13}$$

Avec :

S_{sp} : Surface spécifique du matériau adsorbant ;

Q_m : Capacité d'adsorption maximale à l'équilibre ;

N : Nombre d'Avogadro (N = 6.023×10²³ atomes/mol)

A : Surface spécifique couverte par une molécule de bleu de méthylène (A = 130 Å²) ;

M_{BM} : Masse molaire du bleu de méthylène (M_{BM} = 373.91 g.mol⁻¹).

III.2.4. Etude du processus d'adsorption

Le traitement des margines par adsorption est étudié sur les trois adsorbants préparés (CA ; CA-HCl ; CA-KOH). Pour l'ensemble des expériences réalisées, nous avons évalué l'efficacité de traitement par la détermination de la teneur en composés phénoliques selon la méthode décrite par El Yamani et al., (2017), ainsi que de la DCO des filtrats selon la norme NF T-90-101 et l'intensité de la couleur des filtrats par mesure de l'absorbance de l'échantillon à 550 nm.

Le processus d'adsorption consiste d'abord à déterminer le temps de la réaction pour lequel nous assistons au maximum d'éliminations des polluants. Ensuite, au temps déterminé par cette étude cinétique, nous avons fait varier les paramètres ayant influence sur la capacité d'adsorption des polluants sur les adsorbants et enfin étudier les isothermes d'adsorption.

III.2.4.1. Cinétique d'adsorption

L'étude de la cinétique a été exécutée en agitant 2.4 g.L^{-1} , pendant 5 h. L'expérience a été réalisée à température ambiante, pH de 6.12, de concentrations initiales en composés phénoliques et en DCO de 1.81 g.L^{-1} et 48 g.L^{-1} , respectivement. Des prélèvements ont eu lieu chaque 30 min jusqu'à stabilisation de tous les paramètres.

La modélisation de la cinétique de l'adsorption a été étudiée par trois modèles, à savoir le modèle du pseudo-premier ordre, le modèle de pseudo-deuxième ordre et de diffusion intraparticulaire.

III.2.4.2. Etude de l'effet de certains paramètres opératoires sur le processus d'adsorption

Le processus d'adsorption est très influencé par les paramètres définissant les conditions opératoires à savoir : la masse d'adsorbant, le pH du milieu et la concentration de l'adsorbant en polluants.

- **Influence de la masse d'adsorbant** : l'effet de la masse d'adsorbant sur la capacité d'adsorption a été étudié par variation de la masse des trois adsorbants de 0.12 à 4 g.L^{-1} . Les autres conditions opératoires sont maintenues constantes ; température ambiante, temps de contact déterminé par l'étude cinétique, pH, concentration en composés phénoliques et en DCO des margines optimisés après traitement par électrocoagulation.
- **Influence du pH** : l'influence du pH des margines prétraitées par électrocoagulation a eu lieu en utilisant des valeurs de pH variant de 3 à 12. Les autres conditions opératoires sont maintenues constantes. Chaque paramètre optimisé, a été pris en considération dans la suite du travail.
- **Effet de la concentration des margines** : l'effet de la concentration initiale des margines prétraitées a été étudié en variant leur concentration initiale en composés phénoliques et en DCO. Les autres conditions opératoires sont maintenues constantes.

III.2.4.3. Isothermes d'adsorption

L'étude des isothermes d'adsorption a été effectuée en faisant varier la concentration initiale des margines en composés phénoliques. Les expériences ont été réalisées dans les conditions optimales et à température ambiante. Les modèles de Langmuir et de Freundlich ont été

appliqués pour la modélisation des résultats d'adsorption et la détermination du phénomène d'adsorption ayant lieu entre d'adsorbant et l'adsorbat.

III. Valorisation des margines dans la filière de compostage

III.1. Substrats utilisés pour le co-compostage

Les déchets agroalimentaires utilisés comme substrats pour le co-compostage comprennent en plus des margines, la pâte des margines solide, les marcs de raisins, les effluents vinicoles, et les déchets verts.

III.1.1. Pâtes de margines

Les pâtes de margines sont collectées du bassin d'évaporation naturelle de la même unité de laquelle nous avons prélevé les margines. Ces pâtes se présentent comme un résidu solide noir, produit final de traitement des margines par évaporation naturelle. Elles ont été collectées à la fin de mois Août après évaporation totale des quantités d'eaux contenues dans les margines.



(a)



(b)

Figure 4 : (a) Bassin à évaporation naturelle ; (b) : Pâtes de margines

III.1.2. Sous-produits vinicoles

Les sous-produits vinicoles sont approvisionnés de l'industrie "Celliers de Meknès" située à Meknès (Maroc) lors de la période des vendanges. Ces sous-produits présentent deux types de déchets : les marcs de raisins et les effluents vinicoles.

- **Les marcs de raisins** : résidus solides constitués essentiellement des pépins, pellicules et rafles. Ils sont issus de l'opération de la vinification des raisins.

- **Les effluents vinicoles** : rejets liquides de vinification. Ils correspondent aux eaux de lavage des équipements, des caves et des sols. Ces rejets peuvent même contenir des sous-produits de la vinification tels que les bourbes, les lies de vin et les jus de marcs de raisins.



(a)



(b)

Figure 5 : Sous-produits vinicoles

(a) : Marcs de raisins ; (b) : Effluents vinicoles

III.1.3. Les déchets verts

Les déchets verts sont collectés des différents marchés situés à Taza (Maroc). Ils sont composés principalement des résidus de fruits et de légumes.

III.2. Processus de co-compostage

Le co-compostage des margines avec les sous-produits vinicoles repose sur trois étapes ;

- **La première étape** consiste à collecter et à stocker les déchets à co-composter (margines, sous-produits vinicoles et déchets verts).
- **La deuxième étape** est de hacher les déchets solides collectés à savoir les déchets verts composés en grandes proportions des résidus de fruits et des légumes. Cette opération permet de réduire leur taille favorisant ainsi l'homogénéisation du mélange et l'aération au cours du processus de co-compostage.
- **La troisième étape** correspond à mélanger les déchets puis leur mise en andains aérés. Ces andains se différencient par leur composition initiale et l'effluent utilisé pour leur humidification (Tableau 4). Les proportions des substrats initiaux ont été calculées selon la méthode décrite par Soudi (2005) afin d'obtenir une caractérisation physico-chimique du mélange initial favorisant le démarrage du processus de co-compostage.

Tableau 4 : Composition des andains

Andain	A (600 Kg)	B (600 Kg)	C (1 tonne)
Proportion des substrats*			
Pâte de margines	1/3	1/3	0
Marc de raisins	1/3	1/3	1/2
Déchets verts	1/3	1/3	1/2
Humidification			
Effluent	Margines	Effluents vinicoles	Margines
Volume utilisé (m ³)	0.8	1	1.3

*Les proportions des substrats sont exprimées en masse/masse

Les dimensions des andains mesuraient 0.6 m de hauteur, 2 m de longueur et 1.2 m de largeur de base. Au cours du processus de co-compostage, la teneur en humidité a été ajustée à une valeur voisine de 60% (taux humidité optimal pour le compostage) pour l'andain A et c par les margines et pour l'andain B par les effluents vinicoles. Cette opération a été effectuée pendant le retournement des andains une fois tous les 3 jours au début du processus, puis une fois tous les 7 jours et une fois tous les 15 jours pour la période de compostage restante.



Figure 6 : Dimensionnement de l'andain

III.2.1. Prélèvement et échantillonnage au cours du co-compostage

Des échantillons représentatifs et homogènes ont été recueillis lors de la procédure de co-compostage à partir des andains pour analyse. Chaque échantillon a été obtenu en

mélangeant 6 sous-échantillons prélevés sur six points différents d'andains, selon la méthode normalisée ISO 8633 (1992). Les échantillons représentatifs ont été mis en sacs en plastique numérotés et conservés à -20°C jusqu'à leur analyse.

III.2.2. Caractérisation des substrats et contrôle du processus de compostage

La caractérisation physico-chimique des substrats initiaux a été déterminée par mesure du pH, de la conductivité électrique (CE), de la matière sèche (MS), de la matière minérale (MM), de la matière organique (MO), de la demande chimique en oxygène (DCO), de la demande biologique en oxygène (DBO₅), des composés phénoliques, du carbone organique (CO), de l'azote total kjeldahl (NTK) et quelques éléments minéraux.

Pour les effluents, les méthodes de caractérisation utilisées sont les mêmes que celles de la caractérisation des margines déjà décrites précédemment (ph II.2, p 35-37).

Les échantillons des substrats solides et des composts ont été analysés par :

- **la mesure du pH et de la conductivité électrique (CE)** dans un extrait hydrosoluble à 1:5 (m/v), selon les normes normalisées NFT 90-031, (1990) et ISO 10 390, (2005).
- **L'humidité** a été évaluée par séchage d'une masse d'échantillon à 105 °C pendant 24 h.
- **La teneur en matière organique** a été déterminée par calcination à 550 °C pendant 4 h en utilisant un four à moufle type Lenton EF1 1/8B.
- **Le rapport C/N** correspond au rapport du taux de carbone organique et de l'azote total. Le carbone organique a été mesuré à partir de la matière organique. l'azote total a été déterminé par la méthode de Kjeldahl ISO, (1995). La teneur en azote Kjeldahl (NTK) est exprimée en pourcentage de la matière sèche.
- **La teneur en composés phénoliques** a été mesurée sur des extraits de composts ; elle a été estimée par la méthode de Folin-ciocalteu (Mikdame et al., 2016).
- **La détermination des métaux lourds et des éléments minéraux** a eu lieu en utilisant la Spectroscopie d'Emission Atomique à Plasma Inductif par la méthode ICP-AES, type J.P.SELECTA. S.A, à la Cité de l'Innovation de l'Université Sidi Mohamed Ben Abdellah – Fès. Elle consiste d'abord à minéraliser de 2 g de l'échantillon par l'acide nitrique HNO₃, puis une analyse du filtrat par ICP-AES.

L'évolution du processus de compostage a été contrôlée quotidiennement par mesure de la **température de l'andain** à l'aide d'un multi-paramètre consort C535. La valeur de la température présentée est la moyenne de 6 mesures à différents points et profondeurs de l'andain.

De plus, la spectroscopie UV-Visible (rapport E_4/E_6), la spectroscopie Infrarouge à Transformée de Fourier (FTIR), et la diffraction des rayons X (DRX) ont été aussi appliquées pour étudier le processus de co-compostage. La maturité des composts a été évaluée par le test de phytotoxicité.

- **Le rapport E_4/E_6** a été déterminé selon la méthode décrite par Lahlou et al., (2017) qui consiste à faire dissoudre 2 mg du compost dans 10 mL d'une solution de bicarbonate de sodium à 0.005 N. La solution obtenue est ensuite analysée par un spectrophotomètre de type SELECTA modèle UV-2005. Le rapport E_4/E_6 correspond au rapport des absorbances à 465 nm et 665 nm.
- **La Spectroscopie d'Infrarouge à Transformée de Fourier (FTIR) et La diffraction des rayons X** ont été appliquées sur des échantillons des stades initial et final du processus de co-compostage préalablement séchés à 105°C (mélange $t=0$ et composts à t_{final}).

Nous signalons que Les appareils utilisés pour la Spectroscopie d'Infrarouge à Transformée de Fourier (FTIR) la diffraction des rayons X sont les mêmes que ceux utilisés pour la caractérisation des adsorbants (ph III.2.3, p 39-40).

- **Le test de phytotoxicité** a été évalué par le calcul de l'indice de germination ; déterminé en évaluant l'effet de l'extrait des composts à différents stades du processus de co-compostage sur la capacité germinative de certaines graines. Ce test a été effectué selon la méthode décrite par Mari et al., (2003). Ainsi, les essais de germination ont été réalisés sur 10 graines de différentes espèces végétales : Laitue, Tomate, et Cresson dans les extraits des composts (10g/ 50mL), à l'obscurité et à température ambiante (25°C) pour lesquels nous avons suivi leur émergence au bout de 24 h et la croissance des radicules après 72 h. Trois répétitions ont été effectuées pour la reproductibilité des résultats. L'indice de germination (IG) est exprimé selon la relation suivante :

$$GI (\%) = \frac{GB}{GT} \times \frac{LB}{LT} \times 100 \quad \text{Équation 14}$$

Avec :

GB : Nombre des graines germées dans l'extrait aqueux ;

LB : Longueur de racine dans l'extrait aqueux ;

GT : Nombre des graines germées dans l'eau distillée ;

LB : Longueur de racine dans l'eau distillée.

III.3. Application des composts produits pour la culture de radis

III.3.1. Méthode de culture

Afin d'évaluer l'efficacité des composts élaborés, une application au champ de ces compost sur une culture de radis (*Raphanus sativus*), d'une variété nationale a été effectuée. Le champ est situé à Klaba Mkansa à environ 54 km de Fès – Maroc (Figure 7).

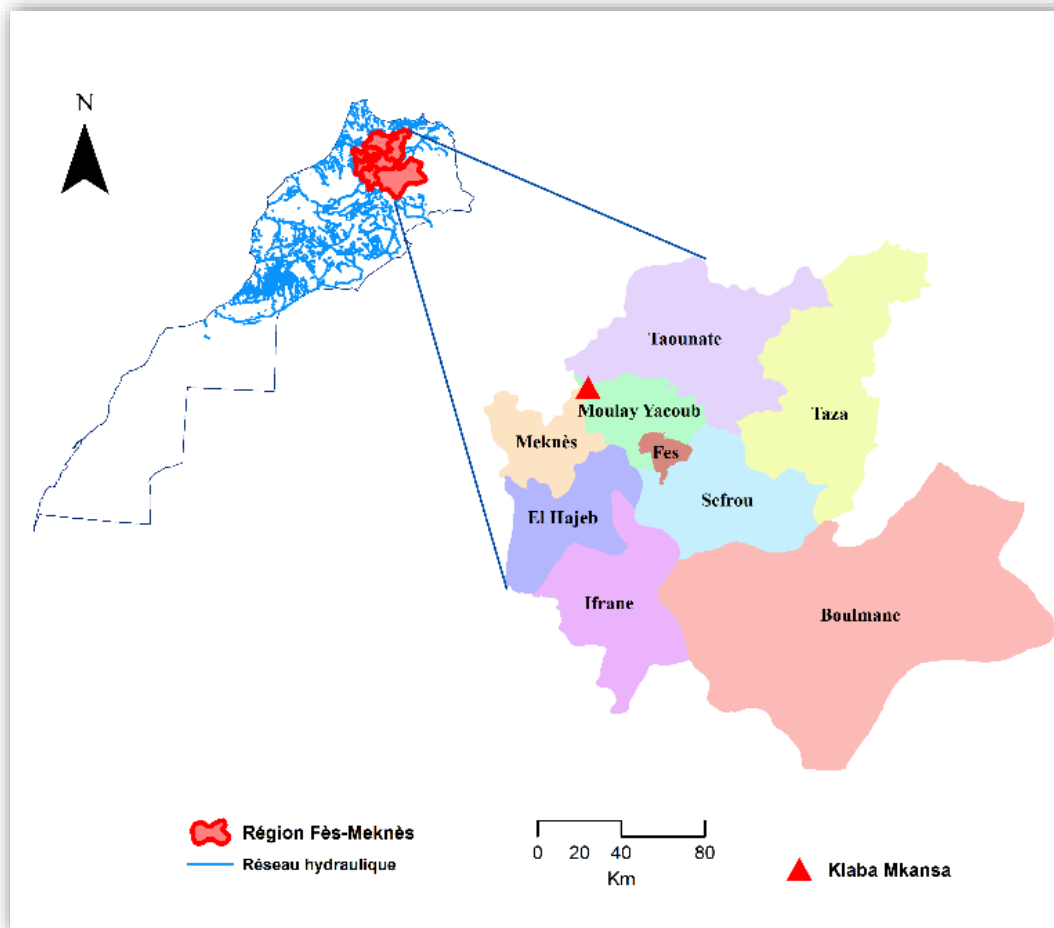


Figure 7 : Localisation géographique du champ

Le terrain a été réparti en 9 parcelles de 1.5 m² chacune disposé en bloc aléatoire (P₀ à P₉). Chaque parcelle a été réservée à un traitement (tableau 5). La parcelle P₀ nous a servi de témoin positif, amendée uniquement avec le fumier de bovins de ferme classique. Les traitements ont

été ajoutés au sol à raison de 6 t/ha ; ils ont été incorporés dans le sol et non seulement répandus à sa surface. Aucun apport d’engrais chimiques ou de pesticides n’a été réalisé avant plantation ou au cours de la période de culture.

Tableau 5 : Traitements utilisés pour l’amendement des parcelles

Parcelle	P ₀	P ₁	P ₂	P ₃	P ₄	P ₅	P ₆	P ₇	P ₈	P ₉
Compost (%)	0	100	100	100	75	75	75	50	50	50
Type de compost		C _A	C _B	C _C	C _A	C _B	C _C	C _A	C _B	C _C
Fumier (%)	100	0	0	0	25	25	25	50	50	50

*C_A, C_B et C_C sont les composts matures préparés, respectivement, à partir des andains A, B et C

L’effet des composts a été évalué par la mesure des paramètres morphologiques des radis et du rendement de production des radis à la fin du cycle de culture lors de la récolte.

III.3.2. Analyse morphologique des radis cultivés

Les paramètres morphologiques ont été analysés après 45 jours lorsque les radis ont été récoltés. Les paramètres mesurés sont le nombre des feuilles / plante, la longueur des tiges / plante, la surface foliaire et le calibre des radis récoltés.

- **Le nombre des feuilles / plante** est un indicateur important pour mesurer la biomasse végétative. IL a été mesuré à la base d’une observation visuelle à raison de six plantes pour chaque parcelle.
- **La longueur des tiges/ plante** a été mesurée pour évaluer l’effet des composts produits sur la croissance aérienne des plantes de radis. Les mesures de longueur de la tige ont été effectuées à l’aide d’une règle graduée, à raison de six plantes pour chaque parcelle.
- **La surface foliaire est un indicateur** de la production de biomasse végétative. Ce paramètre est important pour mieux comprendre la photosynthèse , l’interception de la lumière , la nutrition , la croissance, le développement, la physiologie et le rendement des plantes (Mazzini et al., 2010; Pandey et Singh, 2011). La surface foliaire est étroitement colorée à la longueur et la largeur des feuilles de la culture , ce paramètre a été déterminé selon la relation suivante (Soufi, 2011) :

$$S_F(cm^2). = L \times l \times K \quad \text{Équation 15}$$

Avec :

S_F : Surface foliaire ;

K : Coefficient relatif à la forme de la feuille de radis = 0.871 ; il a été estimé selon la méthode décrite par Mazzini et al., (2010)

L : Longueur de feuille de radis en cm ;

I : Largeur de feuille de radis en cm.

- **Le calibre** consiste à mesurer la longueur et le diamètre des radis récoltés. Les mesures ont été prises à l'aide d'un pied à coulisse, à raison de six radis pour chaque parcelle.

III.3.3. Rendement de production des radis cultivés

Le rendement de la production des radis a été calculé à la fin du cycle de culture, lors de la récolte. Il est exprimé par la relation suivante :

$$R (Kg. ha^{-1}) = \frac{P}{S_p} \quad \text{Équation 16}$$

Avec :

P : Poids total du radis de chaque parcelle en Kg ;

Sp : Surface de la parcelle en hectare (ha).

III.4. Application des jus de compost pour la lutte biologique

III.4.1. Agents pathogènes

L'application des jus de compost pour la lutte biologique a été testée contre deux agents pathogènes :

- ***Fusarium oxysporum*** : est une espèce de champignon responsable de diverses maladies des espèces végétales, provoquant des pertes économiques importantes chez de nombreuses plantes cultivées comme la tomate, le dattier, le bananier, le cotonnier et le melon.
- ***Erwinia amylovora*** : est l'agent causal du feu bactérien, l'une des plus dangereuses maladies des poiriers et des pommiers. Ce genre de bactéries s'associe aux végétaux entraînant ainsi des dégradations de la structure des végétaux, des flétrissements, des dépérissements et des jaunissements ou des pourritures.

Ces deux agents pathogènes ont été isolés à l'Institut de l'Olivier à Sfax – Tunisie.

III.4.2. Préparation des jus de compost

Le jus de compost a été préparé par dissolution de 20 g de compost dans 80 mL d'eau distillée. Le mélange est fermenté à température ambiante pendant 5 jours. Après la

fermentation, le mélange est centrifugé pendant 15 min à une vitesse de 8000 rpm, puis filtré avec du papier filtre stérile. Le filtrat obtenu est le jus de compost utilisé pour l'étude du pouvoir antifongique et antibactérien des composts produits.

Deux types de jus de compost ont été préparés :

- **Jus de compost sans inoculum ;**
- **Jus de compost en présence d'inoculum** consiste à ajouter un inoculum soit levures de type levures de bière ou bactéries de type lactiques aux extraits aqueux des composts avant fermentation, l'ajout de l'inoculum a pour objectif la fortification des extraits aqueux des composts en bactéries ou en champignons. L'inoculum a été ajouté à raison de 5% pour le test du pouvoir antifongique et de 10% pour le test du pouvoir antibactérien.

III.4.3. Etude du pouvoir antifongique : technique de diffusion

Le pouvoir antifongique des jus de composts préparés a été testé *in vitro* en utilisant la technique de diffusion. Cette technique consiste à déposer un disque de champignon *Fusarium oxysporum* au centre de la boîte de Pétri renfermant le jus de compost et le milieu PDA (Potato dextrose Agar). Les boîtes témoins renferment le milieu de culture et de l'eau distillée stérile. Toutes les boîtes ont été incubées à 25 °C pendant cinq jours. Le diamètre de la croissance du *F. oxysporum* a été mesuré quotidiennement durant la période d'incubation. Trois répétitions ont été effectuées pour la reproductibilité des résultats.

Le pouvoir antifongique des jus de compost a été évalué par le calcul du rapport d'inhibition (RI) de la croissance de champignon par rapport au témoin selon Aqueveque et al. (2016) :

$$RI = [(D_t) - (D_e) / (D_t)] \times 100 \quad \text{Équation 17}$$

Avec :

D_t : Diamètre de la croissance mycélienne de champignon sur la boîte témoin sans jus de compost ;

D_e : Diamètre de la croissance mycélienne de champignon sur la boîte avec le jus de compost.

III.4.4. Etude du pouvoir antibactérien

III.4.4.1. Technique des puits

Le pouvoir antibactérien des jus de composts préparés a été testé *in vitro* en utilisant la méthode des puits. Cette méthode repose sur le dépôt des jus de compost dans des puits créés

préalablement sur un milieu PCA (Plate Count Agar), ensemencé par une suspension bactérienne qui provient d'une culture fraîche d'*Erwinia amylovora*. L'ensemencement a été réalisé par étalement à la surface du milieu de culture de la suspension bactérienne. Les boîtes ont été incubées à 37°C pendant 72 h. Trois répétitions ont été effectuées pour la reproductibilité des résultats.

L'action inhibitrice des jus de compost se manifeste par la formation d'une auréole autour des puits. La lecture des résultats s'effectue par la mesure du diamètre des zones d'inhibition.

III.4.4.2. Technique de confrontation

L'effet antagonisme des bactéries des jus de composts préparés présentant une activité antibactérienne vis à vis à *Erwinia Amylovora* a été testé *in vitro* en adoptant la technique de confrontation. Le principe de cette technique consiste à placer trois disques des bactéries inhibitrices de la prolifération *Erwinia amylovora* dans une boîte de Pétri ensemencée par une suspension d'*Erwinia amylovora*. Trois répétitions ont été effectuées pour la reproductibilité des résultats.

Les zones d'inhibition formées ont été mesurées après 72 h d'incubation à 37°C pour évaluer l'effet antagonisme de ces bactéries.

III.5. Analyse statistique

Dans le but d'évaluer la différence entre les différents composts et étudier la relation entre les différents paramètres de contrôle du processus de co-compostage, nous avons fait appel à certains tests statistiques à savoir :

- **Le test de Student** : a été utilisé pour l'étude comparative entre les profils d'évolution des paramètres de co-compostage pour les différents andains.
- **L'analyse de corrélation** : a été réalisée pour évaluer le degré d'association entre les différents paramètres d'évolution du processus de co-compostage. La détermination de la matrice de corrélation se définit comme une étape préliminaire pour l'analyse en composante principale.
- **L'analyse en composantes principales (ACP)** : a été étudiée pour l'étude de corrélation entre les différents paramètres du processus de co-compostage et mettre en évidence les paramètres les plus influençant sur le processus.

- **Le test de Ducan** : a été appliqué pour l'analyse de la variance afin de déterminer les différences significatives entre les valeurs moyennes des paramètres morphologiques des différents composts produits et aussi entre les valeurs moyennes de leurs pourcentages d'inhibitions contre les agents pathogènes étudiés (*Fusarium oxysporum* et *Erwinia amylovora*).

Les résultats obtenus sont exprimés en moyenne de trois répétitions. L'analyse statistique a été réalisée par le logiciel SPSS portable IBM statistics 20.

PARTIE 3

RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

CHAPITRE 1 : Traitement physico-chimique des margines par un procédé couplant l'électrocoagulation et l'adsorption sur des charbons actifs de la sciure de bois d'eucalyptus

I. Introduction

Les margines présentent un rejet fortement pollué engendrant ainsi de sérieux risques environnementaux. Afin de limiter ces risques, nous avons contribué à leur traitement par un procédé physico-chimique couplant l'électrocoagulation et l'adsorption sur des charbons actifs de la sciure de bois d'eucalyptus qui fait l'objet du présent chapitre.

Pour ce faire, nous avons procédé dans un premier temps à la caractérisation physico-chimique des margines. Dans un deuxième temps, nous nous sommes intéressés au traitement des margines par électrocoagulation sur des plaques d'aluminium. Ceci a pour but de réduire la charge polluantes des margines et de déterminer les conditions optimales du traitement.

Dans un troisième temps, nous avons mené un traitement complémentaire aux margines prétraitées par adsorption sur des charbons de la sciure de bois d'eucalyptus en vue d'améliorer les taux d'abattement des polluants, tout en évaluant l'efficacité du traitement et en déterminant éventuellement ses conditions optimales. La modélisation de la cinétique et des isothermes d'adsorption ont été mises à l'étude pour décrire le phénomène d'adsorption.

Enfin, nous avons traité les margines par un procédé couplant l'électrocoagulation et l'adsorption sur des charbons de la sciure de bois d'eucalyptus dans les conditions optimales pour mettre en évidence l'efficacité de chaque matériau adsorbant et la performance du traitement.

II. Caractérisation physico-chimique des margines étudiées

Les résultats de la caractérisation physico-chimique des margines sont présentés dans le tableau 6. Les margines étudiées sont acides et de très forte conductivité électrique. Cette acidité est probablement due à la présence des acides organiques (acides phénoliques, acides gras), elle dépend aussi de leur durée de stockage dans les bassins et du système d'extraction (Achak et al., 2008; El Yamani et al., 2017; Zaier et al., 2017). La conductivité électrique élevée reflète leur forte salinité due principalement au salage pratiqué pour conserver les olives jusqu'à leur trituration (Souilem et al., 2017), ainsi qu'à la richesse des olives en sels minéraux principalement le potassium, le sodium et le calcium. Elles sont aussi de forte charge polluante non biodégradable exprimée, d'une part, par un rapport DCO/DBO₅ de 3.74 (DCO/DBO₅ > 2.5), et d'autre part, par une concentration élevée de composés phénoliques. En effet, ces composés sont de nature très variables, ils proviennent de l'hydrolyse enzymatique des glucides et des esters de la pulpe d'olive au cours du processus d'extraction comme il a été reporté par Sbai et Loukili, (2015). Leur présence en forte concentration pourrait limiter toute biodégradation naturelle de ces rejets, et par conséquent pourrait engendrer une contamination du milieu récepteur voire un risque de pollution de notre écosystème (Zaier et al., 2017).

Tableau 6 : Caractérisation physico-chimique des margines

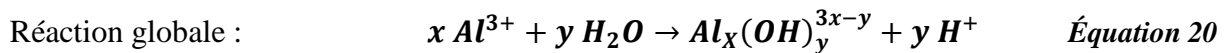
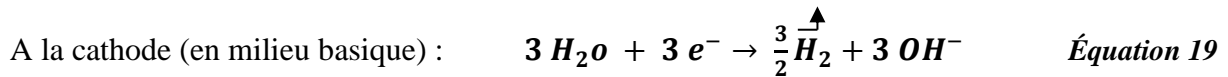
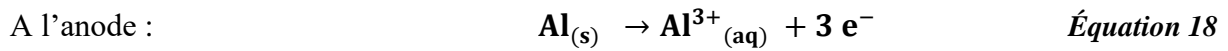
Paramètres	Valeurs
pH	5.43 ± 0.05
EC (mS.cm⁻¹)	8.02 ± 0.02
MM(%)	25.25 ± 5.46
MO (%)	74.75 ± 5.46
CO (%)	43.36 ± 3.16
NTK (g.L⁻¹)	8.6 ± 0.15
DBO₅ (g d'O₂.L⁻¹)	96.07 ± 0.51
DCO (g d'O₂.L⁻¹)	25.67 ± 0.51
Polyphénols (g.L⁻¹)	3.45 ± 0.68
P (mg/L)	16.82
K (mg/L)	39.98
Mg (mg/L)	4.08
Ca (mg/L)	24.51
Na (mg/L)	30.01
Zn (mg/L)	3.07
Cu (mg/L)	0.15

Par ailleurs, les résultats ainsi obtenus se trouvent dans l'intervalle cité dans la bibliographie et concordent avec ceux observés chez El-Abbassi et al., (2013); Khoufi et al., (2015); Mekki et al., (2013); Zaier et al., (2017). Rappelons que, la caractérisation physico-chimique des margines reste variable et dépend généralement de la variété d'olives et du système de trituration. Les mêmes remarques ont été soulevées par El Yamani et al., (2017).

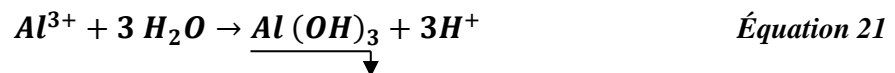
III. Traitement des margines par électrocoagulation

L'électrocoagulation est un processus basé sur la dissolution électrochimique d'une anode sacrificielle, générant in situ un coagulant permettant ainsi une coagulation floculation des polluants et leur élimination.

Les réactions chimiques intervenant au cours du processus sont :



De plus, les ions Al^{3+} et OH^{-} générés aux surfaces des électrodes réagissent entre eux pour former des hydroxydes et /ou des polyhydroxydes d'aluminium qui se transforment finalement en $\text{Al}(\text{OH})_3(s)$ selon une cinétique de précipitation complexe, comme a mentionné certains auteurs (Hmida et al., 2010; Nasr et Shahawy, 2016) .



Ces complexes jouent le rôle de coagulant, permettant ainsi une déstabilisation des polluants, et la formation des floccs qui seront ensuite facilement éliminés soit par précipitation soit par flottation favorisée par la génération des bulles d'hydrogène H_2 .

En effet, le processus d'électrocoagulation est complexe, l'efficacité du procédé dépend de plusieurs paramètres notamment : le temps d'électrolyse, la densité de courant et le pH initial. Les effets de ces paramètres ont été étudiés afin d'optimiser les conditions opératoires du traitement et d'évaluer sa performance.

III.1. Influence du temps d'électrolyse et de la densité de courant

La figure 8, illustre l'effet du temps d'électrolyse et de la densité de courant sur le taux d'élimination de la charge organique (DCO), des composés phénoliques et de l'intensité de la couleur. Les margines traitées n'ont subi aucune modification du pH, ni dilution.

Traitement physico-chimique des margines par un procédé couplant l'électrocoagulation et l'adsorption sur le charbon actif de la sciure de bois d'eucalyptus

Les résultats obtenus montrent que l'efficacité du traitement augmente avec l'augmentation du temps d'électrolyse. Au cours du processus d'électrocoagulation, trois étapes ont été observées : la dissolution de l'anode sacrificielle, la déstabilisation des polluants et l'agglomération des agents déstabilisés. Pour un temps d'électrolyse court, la dissolution électrolytique de l'anode d'aluminium (Eq 18) est aussi courte et donc les ions métalliques Al^{3+} produits s'avèrent insuffisants pour déstabiliser le maximum voire la totalité des polluants. Ainsi, les taux d'abattement de la DCO, des composés phénoliques et de l'intensité de la couleur sont moins importants pour des temps d'électrolyse inférieure à 90 min.

En outre, les résultats révèlent que pour un temps donné, l'efficacité du traitement augmente significativement avec l'augmentation de la tension électrique. Les meilleurs résultats ont été observés pour une densité de courant de 35.7 mA.cm^{-2} , avec une diminution plus rapide de la DCO, des polyphénols et la décoloration des margines de 50%, 48% et 44% respectivement pour un temps d'électrolyse de 90 min. Pour des tensions moins hautes, la réduction des polluants était moins satisfaisante avec des temps plus longs. Ce résultat est attribué au fait qu'à des densités de courant élevées, le taux d'aluminium oxydé augmente, entraînant une grande quantité de précipité et l'élimination de plus en plus, importante de polluants. Les résultats ainsi obtenus corroborent ceux trouvés par plusieurs chercheurs (Hanafi et al., 2009, 2010). Toutefois, en 2016, Nasr et Shahawy, suggèrent que la génération des bulles d'hydrogène augmente et leur taille diminue avec l'augmentation de la densité de courant, ce qui permet une élimination des polluants par flottation.

Des résultats similaires ont été observés chez Hanafi et al., (2010), Nasr et El Shahawy (2016). Ces derniers ont prouvé qu'en augmentant la densité de courant, l'efficacité du traitement des margines par électrocoagulation augmente. La différence entre les taux d'abattement est due à la nature des margines traitées, au type des électrodes utilisées et à la densité de courant appliquée.

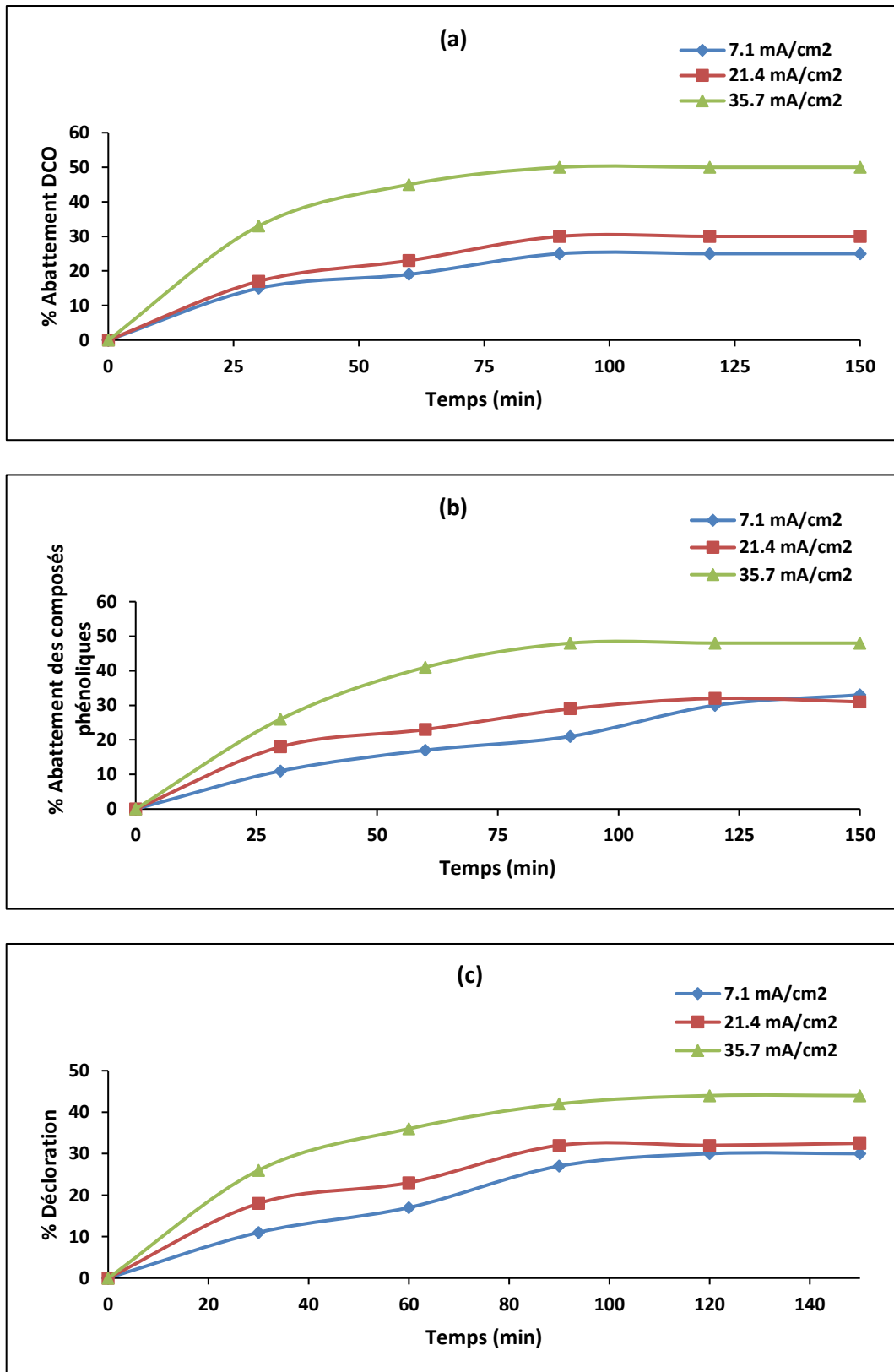


Figure 8 : Effet de la tension électrique sur l'élimination des polluants en fonction du temps
 (a) : DCO ; (b) : Composés phénoliques ; (c) : Intensité de la couleur

III.2. Influence du pH initial

Le pH est l'un des facteurs opérationnels, qui influe le plus sur l'efficacité du processus d'électrocoagulation (Hanafi et al., 2010). Afin d'évaluer l'effet de ce facteur, nous avons mené des expériences à différents pH compris entre 4.5 et 10.5. L'ajustement des échantillons au pH souhaité a été maintenu par l'ajout de l'acide chlorhydrique ou l'hydroxyde de sodium. L'effet du pH initial sur l'électrocoagulation a été étudié à une densité de courant de 35.7 mA.cm^{-2} et un temps d'électrolyse de 90 min. Les taux d'abattelements des polluants sont présentés dans la figure 9.

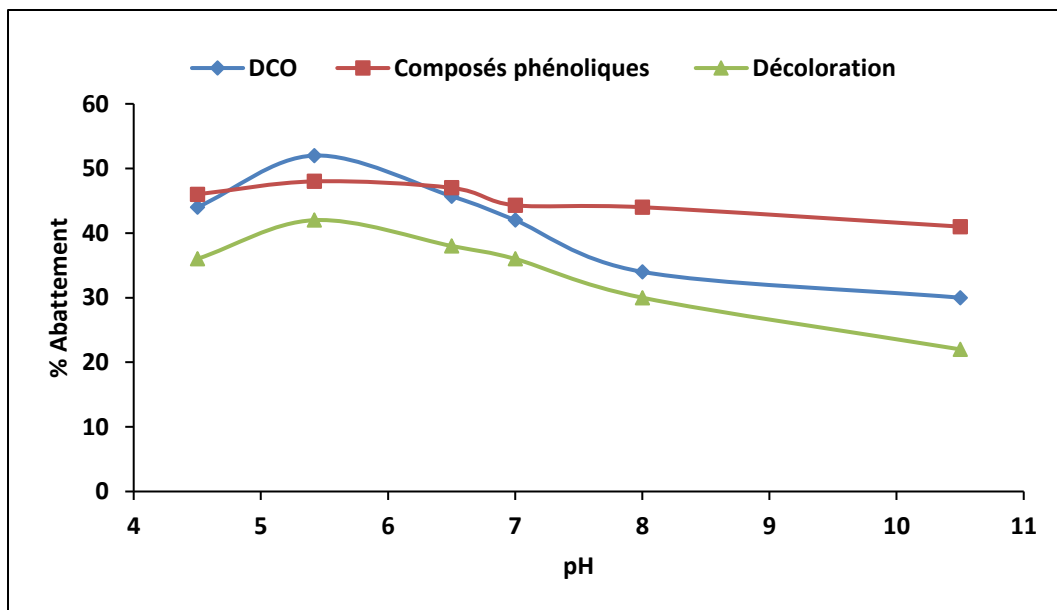


Figure 9: Effet du pH initial sur le taux d'élimination de la DCO, composés phénoliques et l'intensité de la couleur

L'efficacité maximale d'élimination des polluants a été observée pour un pH= 5.42 (pH initial des margines), avec des taux d'abattement importants de 48%, 52% et 42% respectivement pour les composés phénoliques, la DCO et la décoration. Hors ces valeurs (pH < 4.5 et pH > 7) l'efficacité du traitement diminue. Ce résultat est attribué au caractère amorphe de l'hydroxyde d'aluminium $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$ (Kabdaşlı et al., 2012). En effet, selon le pH de la solution, l'hydroxyde d'aluminium se présente sous différentes espèces. Pour des pH faible (pH < 5), la dissolution électrolytique de l'anode (Eq 18) produit Al^{3+} ; des espèces inutiles pour la déstabilisation des polluants. Pour des pH compris entre 5 et 9, les ions Al^{3+} et OH^- générés par les électrodes (Eq 18 et 19) réagissent entre eux pour former différentes espèces monomères telles que $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^{2+}$ et des espèces polymères telles que $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$, $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$ (Eq 20) qui se polymérisent et se précipitent en $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$, conduisant à un traitement plus efficace des

Traitement physico-chimique des margines par un procédé coupant l'électrocoagulation et l'adsorption sur le charbon actif de la sciure de bois d'eucalyptus

margines. En effet, la grande surface de $Al(OH)_{3(s)}$, permet une adsorption rapide des composés organiques et un piégeage des particules colloïdales, conduisant ainsi à une élimination des polluants (Hmida et al., 2010; Aoudjehane et al., 2010). A des pH supérieurs à 9, l'hydroxyde d'aluminium réagit avec les ions OH^- formant l'espèce monomère $Al(OH)_4^-$ (Eq 22), ainsi une légère diminution du pH final par consommation des ions OH^- est provoquée (Nawel et al., 2015). Ce qui justifie, les résultats de la figure 10 révélant une légère diminution du pH final des margines pour des pH initiaux supérieurs à 9 et une augmentation du pH final pour des pH initiaux inférieurs à 7.



Équation 22

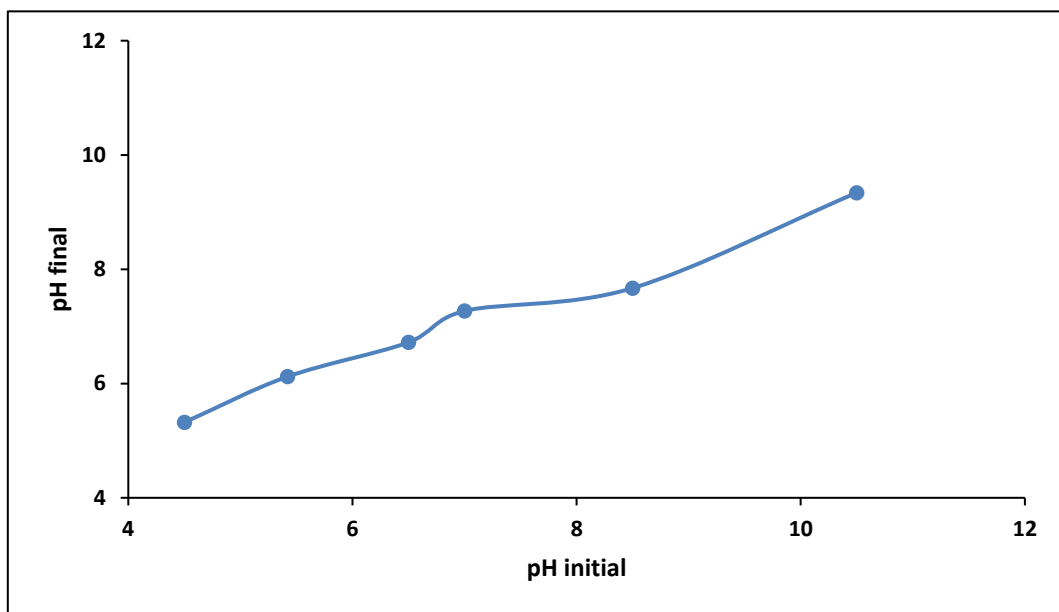


Figure 10 : pH final des margines après électrocoagulation en fonction du pH initial

L'ensemble de ces résultats sont en accord avec les recherches antérieures de Hanafi et al., 2010 qui suggèrent que le pH initial des margines ($4 < pH < 6$) est le pH optimal pour leur traitement par électrocoagulation.

Le traitement des margines brutes par électrocoagulation dans les conditions optimales de $pH = 5.43$, de densité de courant de 35.7 mA.cm^{-2} et de temps d'électrolyse de 90 min n'a permis de réduire leur charge polluante, en moyenne, que de 50%. Ceci nous a conduit à combiner ce traitement par une autre méthode physico-chimique telle que l'adsorption.

IV. Traitement des margines prétraitées par adsorption sur des charbons actifs de la sciure de bois d'eucalyptus

Le traitement des margines prétraitées par adsorption a été effectuée sur trois charbons actifs préparés à partir de la sciure de bois d'eucalyptus. Pour cela, une caractérisation des margines prétraitées et des matériaux adsorbants a été réalisée. Les essais d'adsorption ont eu lieu après avoir déterminé le temps correspondant à l'élimination maximale des polluants par une étude cinétique. L'effet de certains paramètres influençant ce processus (pH, masse de l'adsorbant, concentrations initial des margines) a été aussi étudié afin d'optimiser les conditions opératoires et évaluer l'efficacité des différents adsorbants. Les isothermes d'adsorption de Langmuir et de Freundlich ont été appliquées pour décrire le phénomène d'adsorption.

IV.1. Caractérisation des margines prétraitées

Les margines utilisées pour cette étude sont des margines prétraitées par électrocoagulation dans les conditions optimales. Leur caractérisation est enregistrée dans le tableau 7.

Tableau 7 : Caractérisation physico-chimiques des margines prétraitées par électrocoagulation

Paramètres	Valeurs	Valeurs limites (B.O n°6199)
pH	6.12 ± 0.05	5.5 - 8.5
Conductivité électrique (mS.cm⁻¹)	9.1 ± 0.03	2.7
MO (%)	5.65 ± 5.85	ND
MM (%)	45.35 ± 5.85	ND
CO (%)	31.69 ± 2.45	ND
DCO (g.L⁻¹)	48 ± 0.5	0.5
Polyphénols (g.L⁻¹)	1.81 ± 0.03	0.5.10 ⁻³

ND : Non définit

Nous constatons que le traitement des margines par électrocoagulation a permis une légère augmentation du pH, une diminution de leur demande chimique en oxygène et de leur teneur en composés phénoliques. Toutefois, ces margines se présentent toujours comme un effluent polluant, se caractérisant par une forte charge polluante exprimée en DCO de 48 g.L⁻¹ et en composés phénoliques de 1.81 g.L⁻¹ dépassant largement les valeurs limites générales de rejet des effluents (B.O n°6199, 2013).

IV.2. Caractérisation des matériaux adsorbants

III.2.1. Analyse par Spectroscopie Infrarouge à Transformée de Fourier

Les matériaux adsorbants testés dans cette étude, ont été analysés par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) afin de déterminer les groupements fonctionnels caractéristiques de chaque matériaux et mettre en évidence les différentes modifications dues à leur carbonisation et leur traitement chimique. Les spectres obtenus pour la sciure de bois d'eucalyptus brut et les charbons actifs de sciure de bois sont présentés dans la figure 11. L'attribution des principales bandes caractéristiques a été fondée sur les travaux de certains auteurs (Couto et al., 2012; Benyoucef et Harrache, 2015; M'hamdi et al., 2016).

Le spectre FTIR de la sciure de bois brute montre une large bande vers les 3320 cm^{-1} correspondant aux vibrations d'élongation de la liaison OH associée qui correspond aux structures alcools, phénols ou acide carboxylique, des bandes à $2940\text{ -}2870\text{ cm}^{-1}$ attribuées à la vibration d'élongation asymétrique et symétrique de la liaison C-H et une bande à 1720 cm^{-1} liée à la vibration d'élongation de C=O des acides carboxylique ou des esters. En outre, le spectre présente aussi des bandes vers 1600 cm^{-1} , 1500 cm^{-1} et 1450 cm^{-1} caractéristiques de la vibration C=C du groupe aromatique. Les bandes observées à 1320 cm^{-1} , 1240 cm^{-1} , 1040 cm^{-1} caractérisent la vibration d'élongation C-O. La bande à 883 cm^{-1} est liée à la déformation de C-H.

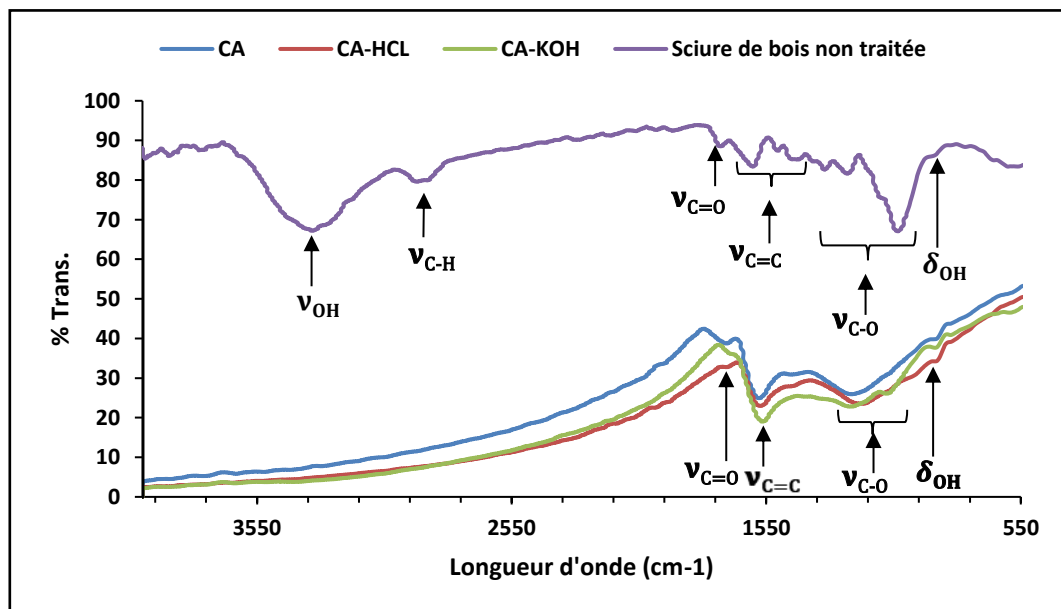


Figure 11 : Spectres FTIR de la sciure de bois d'eucalyptus non traitée et des trois charbons actifs préparés ; CA : sciure de bois activée ; CA-HCl : sciure de bois activée et modifiée par HCl ; CA-KOH : sciure de bois activée et modifiée par KOH

Les principales bandes observées indiquent la présence des groupes fonctionnels reflétant la structure des composés principaux du bois : celluloses, hémicelluloses et la lignine (Morán et al., 2008; Couto et al., 2012; Benyoucef et Harrache, 2015).

Par ailleurs, les résultats obtenus par la spectroscopie FTIR montre clairement une différence entre le spectre de la sciure de bois brute et ceux des charbons actifs de la sciure de bois d'eucalyptus traduite par l'absence de certaines bandes caractéristiques des groupes fonctionnels liées à la présence des composés du bois et la naissance de nouvelles bandes. Nous citons, la disparition des bandes caractéristiques des vibrations d'élongation de la liaison OH et C-H et l'augmentation de l'intensité des bandes entre $1600 - 1550 \text{ cm}^{-1}$ attribuées à la vibration C=C qui pourraient être dues au départ du groupe d'hydroxyde (-OH) et de l'hydrogène adjacent lors de la réaction de déshydratation de l'acide phosphorique. En effet, cette réaction crée une insaturation et donne naissance au groupement C=C ce qui explique l'augmentation de l'intensité des bandes qui le caractérise comme il a été suggéré par Benyoucef et Harrache, en 2015 lors de sa caractérisation de sciure de bois de pin sylvestre avant et après traitement chimique.

De plus, la bande à 1720 cm^{-1} liée à la vibration d'élongation de C=O des acides carboxylique ou des esters a été largement déplacée vers des fréquences plus basses 1670 cm^{-1} et 1640 cm^{-1} pour les charbons actifs modifiés chimiquement par HCl et KOH (CA-HCl et CA-KOH), respectivement, avec une diminution de l'intensité des bandes. De même, pour la bande caractéristique à la vibration de déformation C-H observée à 883 cm^{-1} chez la sciure de bois brute et le charbon actif de la sciure de bois (CA) qui a été déplacé vers 876 cm^{-1} pour les charbons actifs modifiés chimiquement par HCl et KOH (CA-HCl et CA-KOH). Ce qui pourrait être expliqué par l'activation chimique de la sciure de bois, en particulier l'imprégnation dans l'acide phosphorique, la carbonisation et le traitement et/ou modification chimique. Les spectres montrent aussi un élargissement des bandes attribuées à la vibration d'élongation C-O qui se trouvent entre 1210 et 1050 cm^{-1} .

Les résultats ainsi obtenues corroborent ceux trouvés par autres chercheurs ayant activé chimiquement et/ ou physiquement de la sciure de bois d'eucalyptus pour la préparation des charbons actifs (Couto et al., 2012; Benyoucef et Harrache, 2015).

III.2.2. Analyse par Diffraction des Rayons X (DRX)

La diffraction des Rayons X (DRX) a été éventuellement utilisée pour mettre en évidence la modification structurale des échantillons de la sciure de bois d'eucalyptus suite à leur activation

chimique et leur modification. Les diffractogrammes obtenus de la sciure de bois d'eucalyptus brute et des différents charbons préparés sont représentés dans la figure 12.

D'après l'analyse de ces résultats, il apparaît que la sciure de bois brute représente le modèle en DRX de la cellulose type I (cellulose native), caractérisé par la présence de 2 pics aux alentours de 14° et 22° comme il a été rapporté dans la littérature (French, 2014; Ju et al., 2015; Chowdhury et al., 2016; Rebière, 2017; Essaadaoui et al., 2018).

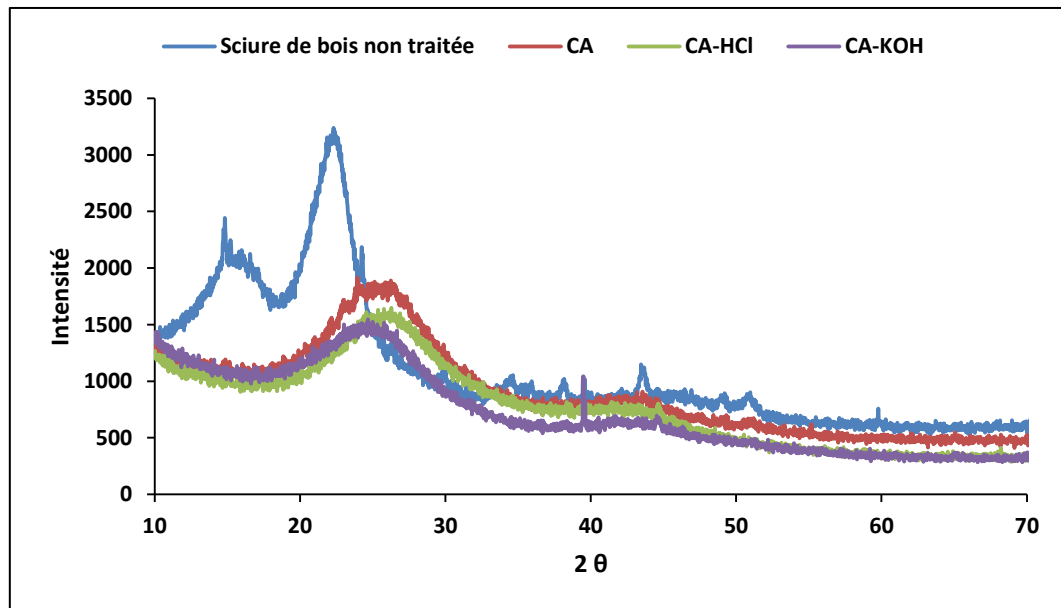


Figure 12 : Diagrammes de diffraction des rayons X de la sciure de bois non traitée et activée

Pour, les trois charbons actifs préparés, leurs diffractogrammes présentent la même allure et ils se distinguent de la sciure de bois brute par une disparition du pic qui se trouvait aux alentours de 14° et un déplacement du pic qui se trouvait aux alentours de 22° vers les 26° avec une diminution de l'intensité de ce dernier. Cette différence pourrait être attribuée à la dégradation de la cellulose lors de la carbonisation et le traitement chimique qu'ont subi les échantillons de la sciure de bois d'eucalyptus pour la préparation des charbons actifs.

Des résultats similaires ont été trouvés par Patnukao et Pavasant, (2008) lors de leur étude de préparation du charbon actif d'écorces d'eucalyptus par activation à l'acide phosphorique ; ces chercheurs ont montré que l'imprégnation du bois dans l'acide phosphorique diminue l'intensité des pics du charbon actif. De plus, Chowdhury et al., (2016) ont rapporté que la température de carbonisation de la sciure de bois influence significativement la structure des charbons actifs.

Cependant, les résultats de la diffraction des rayons X révèlent que les charbons actifs préparés à partir de la sciure de bois d'eucalyptus brute par activation et modification chimique ne représentent aucune structure cristalline. Aucun pic caractéristique n'est présent, les pics observés correspondent à un bruit de fond. Par conséquent, nous pouvons conclure que la structure des trois charbons actifs est amorphe.

III.2.3. Morphologie des matériaux adsorbants par Microscope Electronique à Balayage (MEB)

La microscopie électronique à balayage (MEB) a été utilisée pour décrire la microstructure de la surface de la sciure de bois d'eucalyptus brute et des trois charbons actifs préparés. Les micrographies des différents matériaux sont représentées dans la figure 13.

L'analyse de ces micrographies révèle que la morphologie de la sciure de bois brute a changé après le processus d'activation par l'acide phosphorique ainsi qu'après modification. L'image de la sciure de bois d'eucalyptus brute illustrée dans la figure 13 (a) révèle une surface extérieure plus ou moins irrégulière et de structure hétérogène. Des vides intercellulaires sous forme de microcavités sont apparents sur la surface des trois charbons actifs (Figure 13 (d-l)), ce qui semble indiquer une structure irrégulière poreuse et témoigne de la dégradation de certains composés du bois telle que l'hémicellulose et l'élimination des matières extractibles, suite à l'activation et la modification chimique du matériau cellulosique (Couto et al., 2012; Benyoucef et Harrache, 2015). La micrographie MEB du charbon CA-HCl (Figure 13 (g-i)), montre une surface poreuse plus importante que celle des autres charbons, le diamètre de ses microcavités est de l'ordre de 63 μm .

Sur la base de ces analyses, nous pouvons conclure que les charbons actifs préparés présentent une surface adéquate pour une bonne adsorption favorisée sur le charbon actif modifié par HCl (CA-HCl).

Traitement physico-chimique des margines par un procédé coupant l'électrocoagulation et l'adsorption sur le charbon actif de la sciure de bois d'eucalyptus

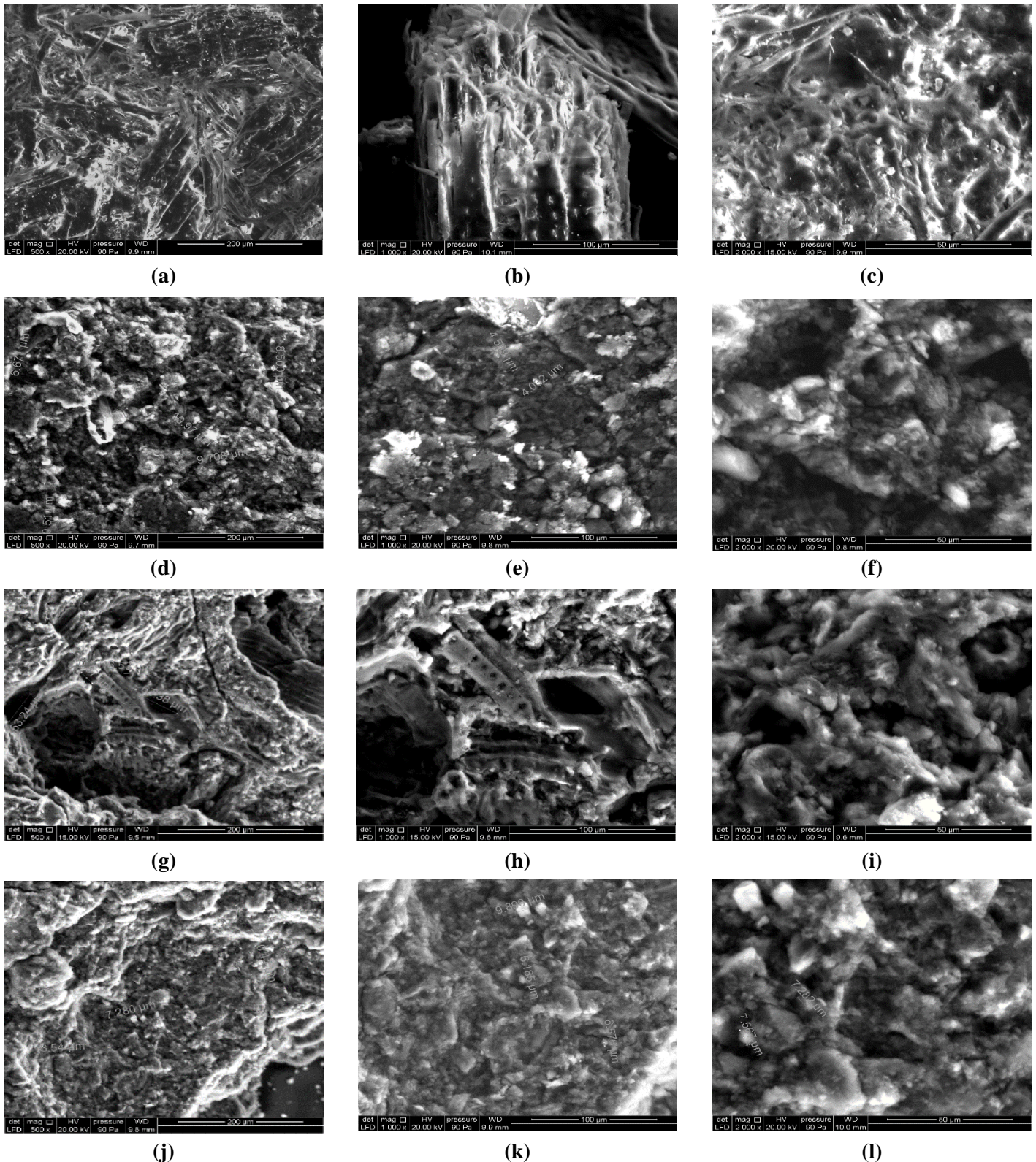


Figure 13 : Micrographies MEB de la sciure de bois brute et des trois charbons actifs préparés à différentes échelles ($\times 500$, $\times 1000$, $\times 2000$)

(a-c) : sciure de bois brute ; (d-f) : CA, sciure de bois activée ; (g-i) : CA-HCl, sciure de bois activée et modifiée par HCl ; (j-l) : CA-KOH : sciure de bois activée et modifiée par KOH

III.2.4. Point isoélectrique

L'évolution de la différence entre le pH_{Final} et le $\text{pH}_{\text{Initial}}$ en fonction du $\text{pH}_{\text{Initial}}$ pour les trois charbons actifs préparés a été étudiée pour déterminer leurs points isoélectriques, les résultats obtenus sont illustrés sur la figure 14.

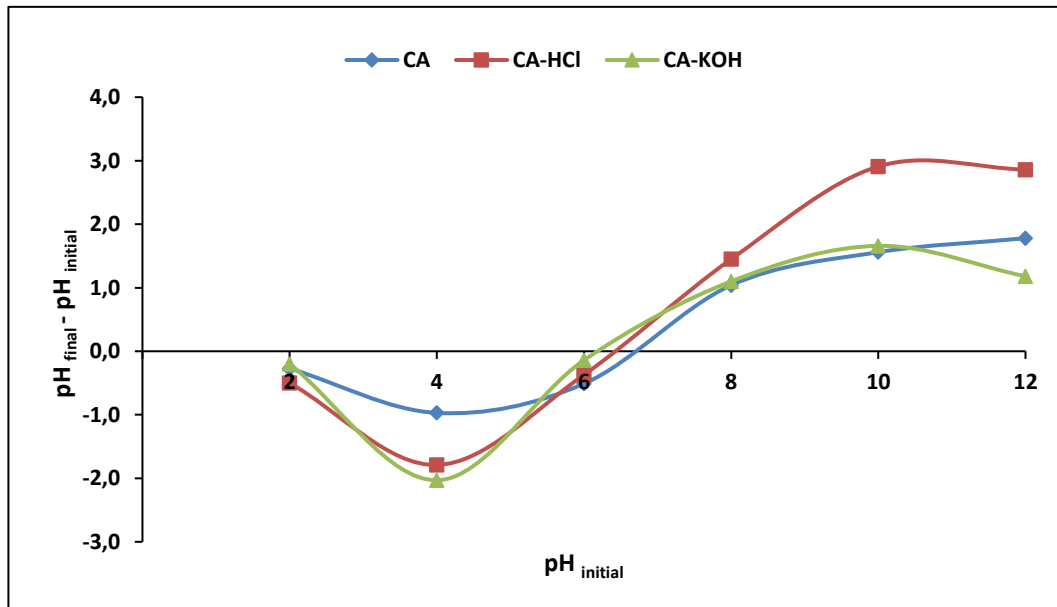


Figure 14 : Point isoélectrique pH_{PZC} des trois charbons actifs préparés

CA : sciure de bois activée ; CA-HCl : sciure de bois activée et modifiée par HCl ; CA-KOH : sciure de bois activée et modifiée par KOH

L'analyse des résultats montre que les pH pour lesquels la surface des matériaux est nulle sont presque semblables. Ils sont de l'ordre de 6,8, 6,4 et 6,2 respectivement pour le charbon actif CA, CA-HCl et CA-KOH. Pour des valeurs de pH supérieures à ceux du pH_{pzc} la charge extérieure de ces charbons actifs est négative. Tandis que pour des pH inférieurs à ces valeurs, la surface des matériaux adsorbants est chargée positivement.

III.2.5. Surface spécifique par la méthode de bleu de méthylène

La détermination de la surface spécifique de chaque charbon actif par la méthode de bleu de méthylène repose, tout d'abord, sur l'établissement de la courbe d'étalonnage, correspondant à la représentation de l'absorbance du bleu de méthylène en fonction de sa concentration, après avoir déterminé la longueur d'onde relative à son maximum d'absorption. Les résultats ainsi obtenus sont modélisés par l'isotherme de Langmuir.

La détermination de la longueur d'onde maximale correspondant au maximum d'absorption du bleu de méthylène a été déterminée par mesure de l'absorbance à différentes longueurs d'ondes

variant de 400 à 800 nm. La figure 15 représente le spectre d'absorption UV-Visible du bleu de méthylène et montre clairement que la longueur d'onde correspondant au maximum d'absorption de ce colorant est de 660 nm.

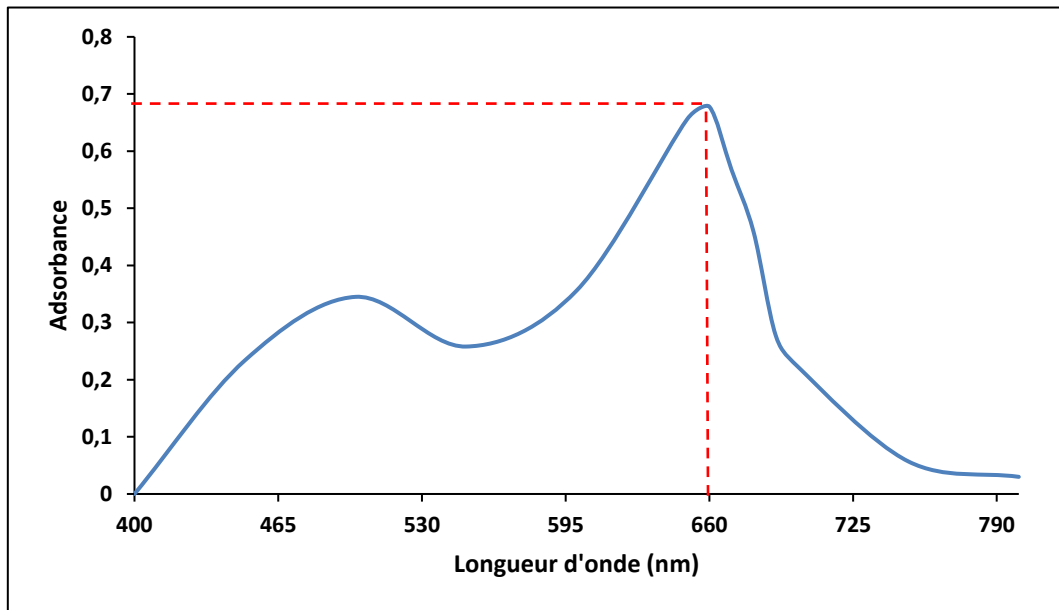


Figure 15 : Spectre d'absorption UV-Visible du bleu de méthylène

Le tracé de la courbe d'étalonnage nous a permis de déterminer les concentrations à l'équilibre de chaque solution du bleu de méthylène. Tandis que celui de l'isotherme de Langmuir nous a servi pour la détermination de la capacité maximale d'adsorption des trois adsorbants et donc définir la surface spécifique qui les caractérise par l'équation 13 :

$$S_{sp} = Q_m \cdot 10^{-3} \times N \times \frac{A}{M_{BM}}$$

Les figures 16 et 17 illustrent respectivement la courbe d'étalonnage du bleu de méthylène et la représentation graphique de l'isotherme d'adsorption de ce colorant. Les valeurs de la capacité maximale d'adsorption et de la surface spécifique des trois charbons actifs sont données dans le tableau 8.

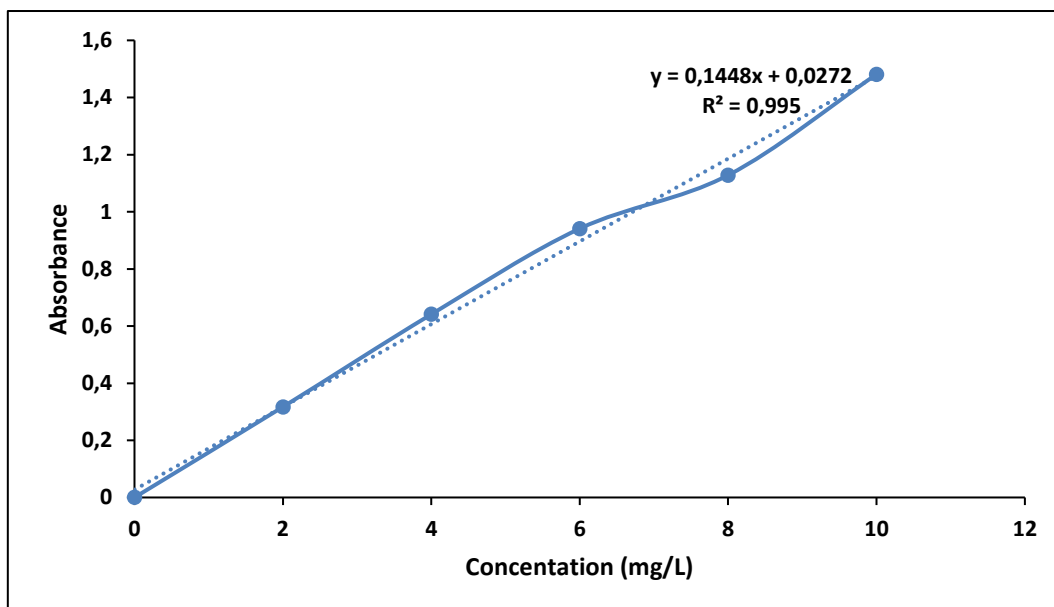


Figure 16 : Courbe d'étalonnage du bleu de méthylène

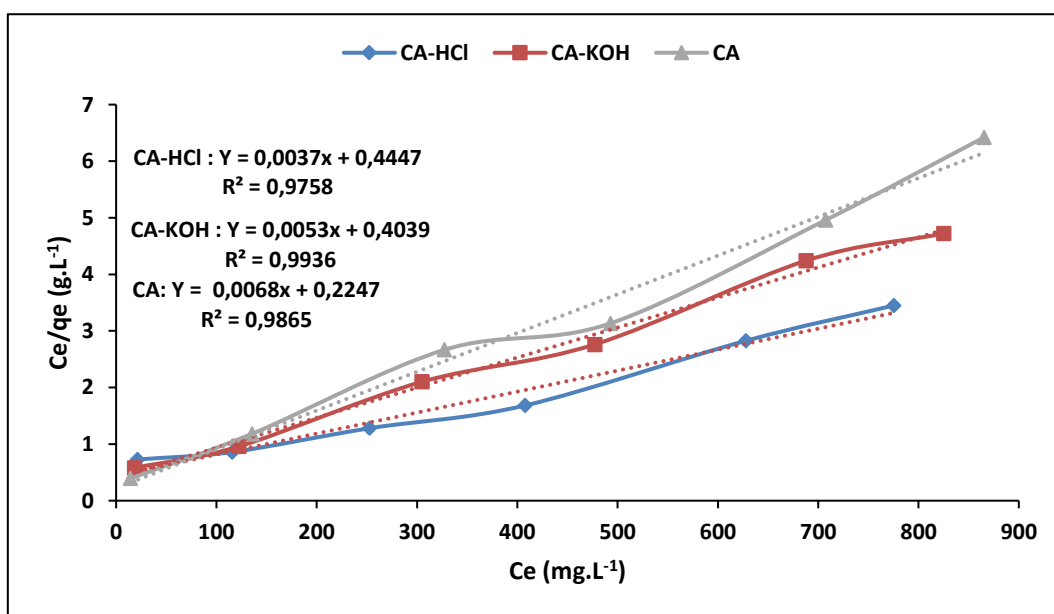


Figure 17 : Isotherme d'adsorption de Langmuir du bleu de méthylène sur les trois charbons actifs

Tableau 8 : Capacité maximale d'adsorption et surface spécifique du bleu de méthylène pour les trois charbons actifs

Adsorbant	q_m (mg.g ⁻¹)	Surface spécifique (m ² .g ⁻¹)
CA	188.7	395.1
CA-HCl	270.3	565.7
CA-KOH	147.1	308

Les résultats obtenus, relatent que les surfaces spécifiques mesurées par la méthode du bleu de méthylène varient en fonction du mode de modification de la surface du charbon actif de la sciure de bois d'eucalyptus. La surface la plus élevée a été enregistrée pour celle modifiée par HCl.

Une surface spécifique beaucoup moins importante ($1.23 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$) a été répertoriée par Patnukao et al., (2008) ayant préparé du charbon actif à partir de la sciure de bois d'eucalyptus par activation chimique en utilisant l'acide phosphorique.

Nous pouvons conclure que le type de la sciure de bois, du mode activation et/ou de modification chimique influent significativement sur la surface spécifique du charbon actif et pourrait augmenter sa performance.

IV.3. Etude de l'adsorption des polluants des margines

IV.3.1. Cinétique d'adsorption

L'étude de la cinétique d'adsorption a été exécutée en agitant une quantité d'adsorbant de $2.4 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, pendant 5 h. L'expérience a été réalisée à température ambiante, à $\text{pH} = 6.12$ et à une concentration initiale en composés phénoliques et en DCO respectivement de $1.81 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ et $48 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$. Les mesures ont été effectuées après filtration sur des membranes de $0,45 \mu\text{m}$ avec un intervalle de temps de 30 min. L'efficacité du traitement par adsorption a eu lieu par mesure des mêmes paramètres utilisés pour l'électrocoagulation. Les résultats de la cinétique d'adsorption de la charge organique (DCO), des composés phénoliques et de l'intensité de la couleur sont représentés dans les figures 18, 19 et 20. Ces graphes représentent les taux d'abattement en % et les capacités d'adsorption en mg de polluant par gramme d'adsorbant en fonction du temps.

Le dépouillement des courbes des figures 18 et 19 montre que la réaction d'adsorption des matières organiques et des composés phénoliques s'effectue en 2 phases ; une phase très rapide permettant l'élimination de la majorité de ces polluants dans les premières minutes par une adsorption sur la surface extérieure du matériau adsorbant et une phase très lente, qui ne commence à se stabiliser qu'après les deux premières heures. Il s'agit d'une diffusion dans le solide suivie d'une fixation à l'intérieur du solide. Les résultats ainsi obtenus prévoient une cinétique d'adsorption de pseudo-second ordre.

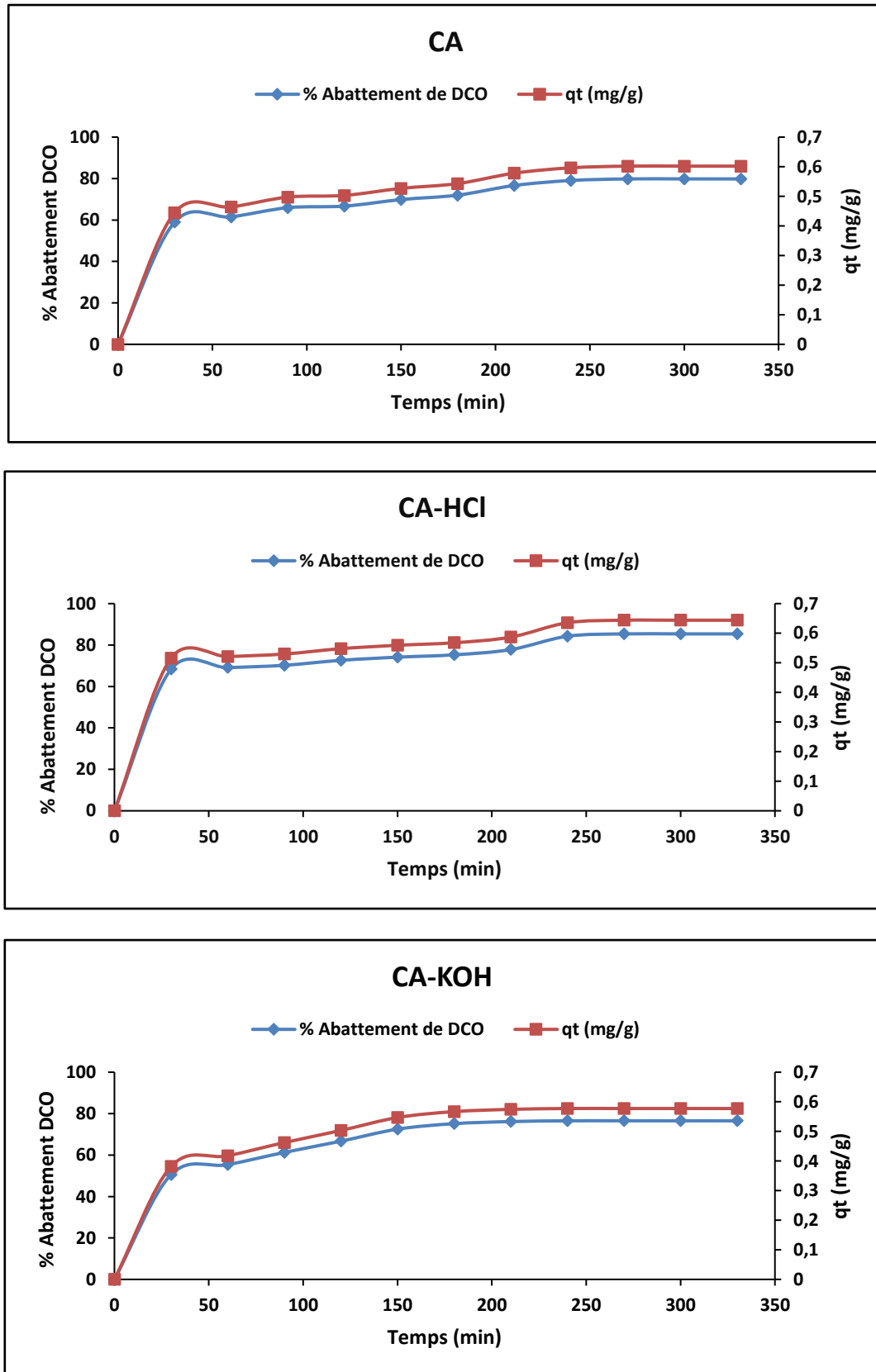


Figure 18 : Cinétique d'adsorption de la charge organique (DCO) sur les trois charbons étudiés
CA : sciure de bois activée ; CA-HCl : sciure de bois activée et modifiée par HCl ; CA-KOH : sciure de bois activée et modifiée par KOH

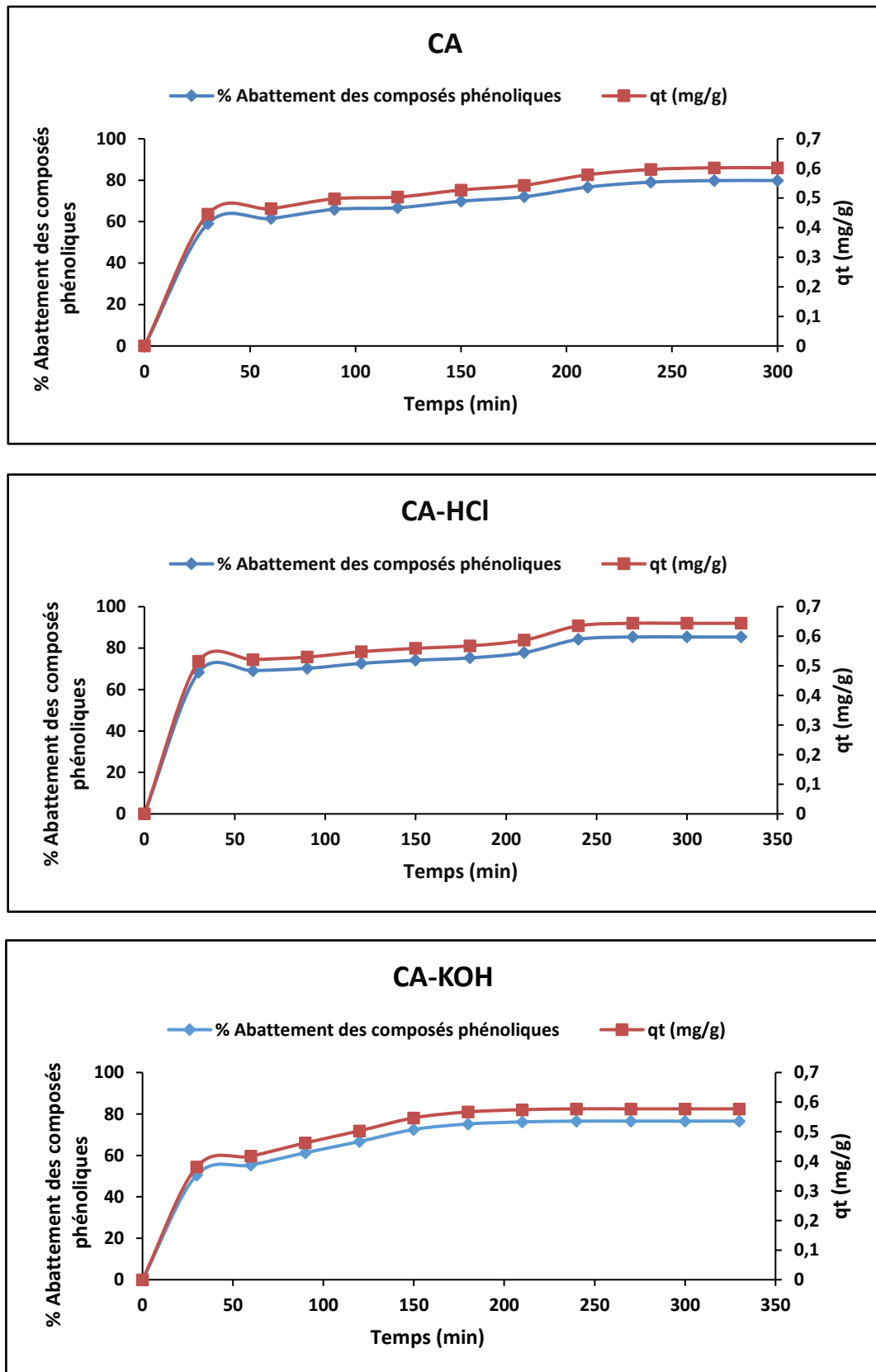


Figure 19 : Cinétique d'adsorption des composés phénoliques sur les trois charbons étudiés
 CA : sciure de bois activée ; CA-HCl : sciure de bois activée et modifiée par HCl ; CA-KOH : sciure de bois activée et modifiée par KOH

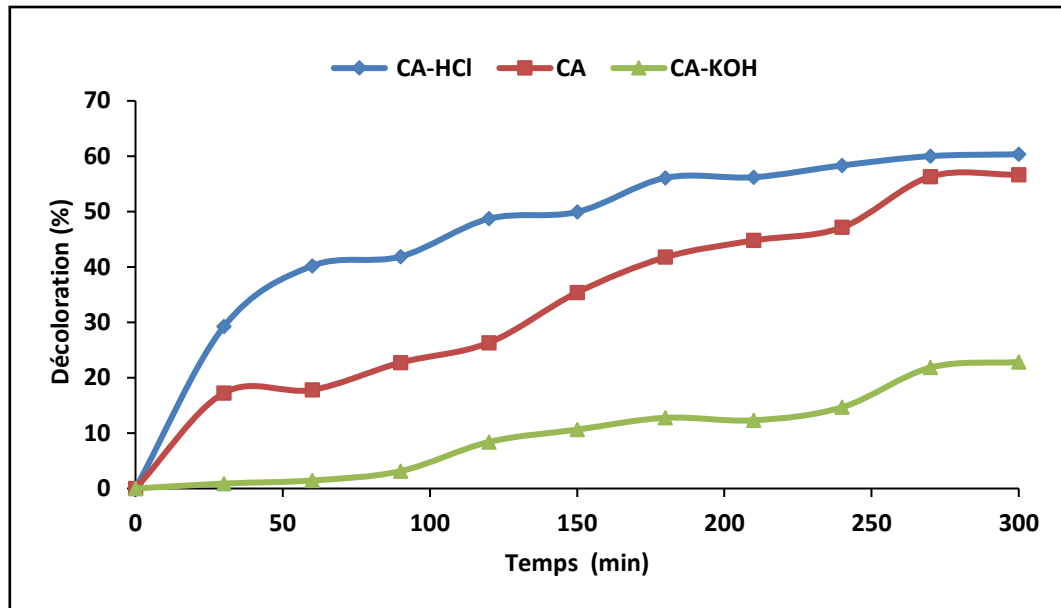


Figure 20 : Cinétique de décoloration des margines par les trois charbons actifs

De plus, les résultats obtenus enregistrent que le taux d'abattement des composés phénoliques et de la DCO ainsi que la capacité d'adsorption augmentent progressivement avec le temps de contact jusqu'à obtention d'un palier de saturation des matériaux adsorbants au bout de 270 min où l'équilibre d'adsorption est atteint. Ceci peut être expliqué par la saturation des sites d'adsorption des adsorbats.

Pour l'ensemble des matériaux adsorbants utilisés, le taux de dépollution a avoisiné les 80 %. La quantité adsorbée de la DCO et des composés phénoliques la plus élevée est remarquée chez la sciure de bois activée et modifiée par HCl. Cela est dû principalement à l'effet de la modification chimique de la sciure de bois activée par HCl qui a permis d'augmenter la surface des pores. Cependant, Kessoum et al., (2018) suggèrent que l'adsorption des composés organiques résulte des interactions hydrophobes adsorbat-adsorbant. Plus une substance est hydrophobe, plus elle est susceptible d'être adsorbée. L'adsorbant CA-HCl a donc plus d'affinité pour les molécules de faible solubilité.

La même tendance est observée pour la cinétique de décoloration des margines (Figure 20). Le temps d'équilibre est de 270 min et le CA-HCl représente un taux de décoloration maximale, ce qui confirme les résultats prévus à partir de la caractérisation CA-HCl qui se distingue des autres matériaux par une surface plus poreuse et une surface spécifique plus imposante.

IV.3.2. Modélisation de la cinétique d'adsorption

Les données cinétiques obtenues pour le processus d'adsorption des composés phénoliques et de la charge organique (DCO) sur CA, CA-HCl, CA-KOH ont été analysées en utilisant les trois modèles cinétiques le pseudo-premier ordre, le pseudo-second ordre et la diffusion intraparticulaire (Figures 21 et 22).

Les tracés de $\ln(q_e - q_t)$ et de t/q_t en fonction du temps, ainsi que de q_t en fonction de $t^{1/2}$ ont permis de déterminer les paramètres cinétiques pour chaque modèle et donc définir le modèle qui décrit mieux le processus d'adsorption des composés phénoliques et de la charge organiques (DCO) sur les 3 charbons actifs. Les paramètres des modèles cinétiques sont comparés dans le tableau 9.

Les résultats obtenus montrent que les valeurs des coefficients de corrélation R^2 du pseudo premier ordre et de la diffusion intraparticulaire sont relativement faibles et comprises entre 0.66 et 0.91 pour la DCO et entre 0.68 et 0.94 pour les composés phénoliques. Tandis que les valeurs de R^2 du pseudo deuxième ordre sont très élevées de l'ordre de 1 et dépassent de loin celles obtenues avec le modèle du pseudo-premier ordre et de la diffusion intraparticulaire.

En outre, les valeurs des quantités d'équilibre déterminées par le modèle de pseudo-premier ordre $q_{e,th}$ pour les différents supports montrent qu'elles diffèrent des quantités d'équilibre déterminées expérimentalement $q_{e,exp}$ (tableau 9). Alors que les quantités à l'équilibre $q_{e,th}$ déterminées par le pseudo second ordre sont très proches aux valeurs déterminées expérimentalement $q_{e,exp}$.

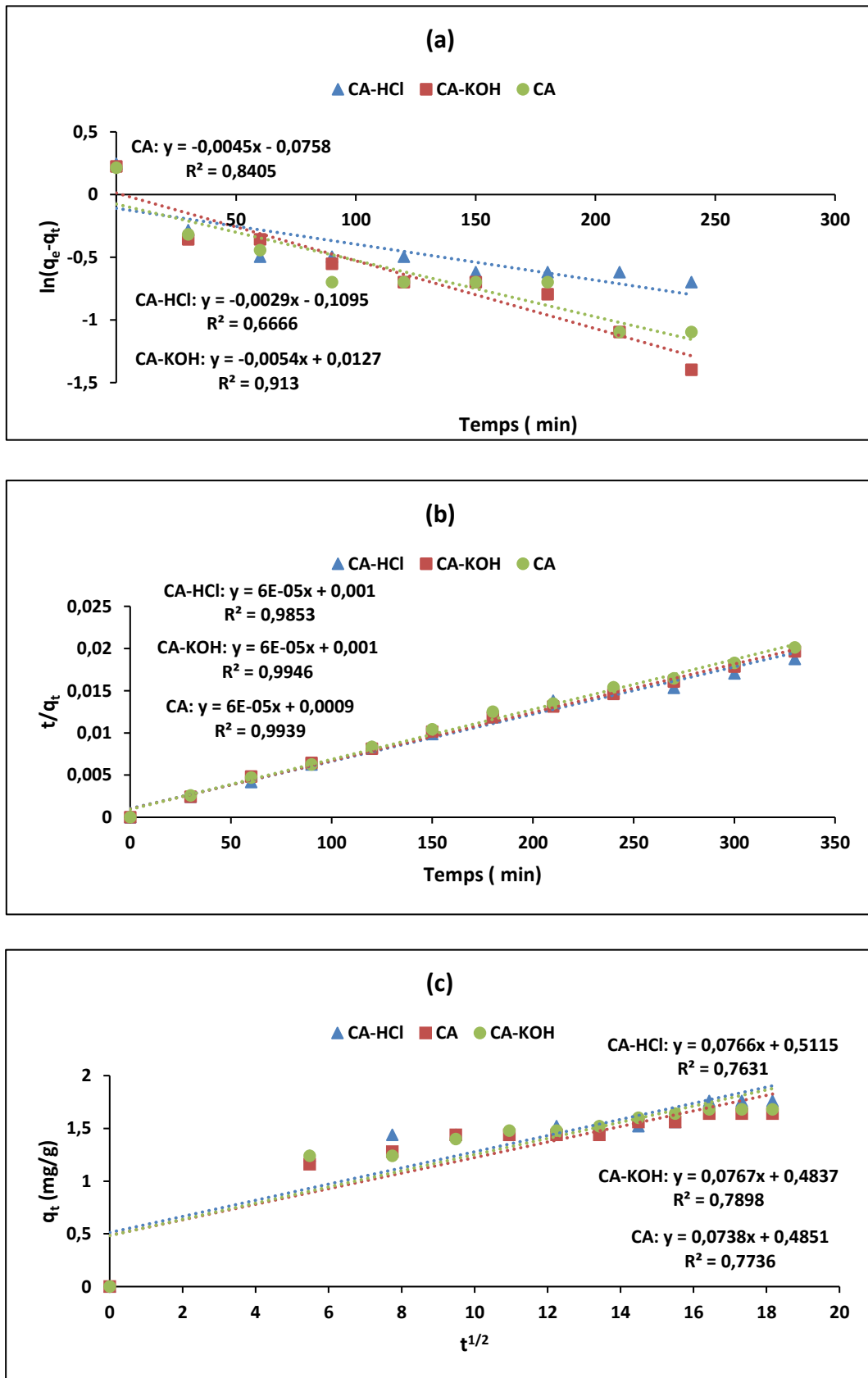


Figure 21 : Modèles cinétiques d'adsorption de la charge organique sur les trois charbons (a) : Pseudo-premier ordre ; (b) : Pseudo- deuxième ordre ; (c) : Diffusion intra particulaire

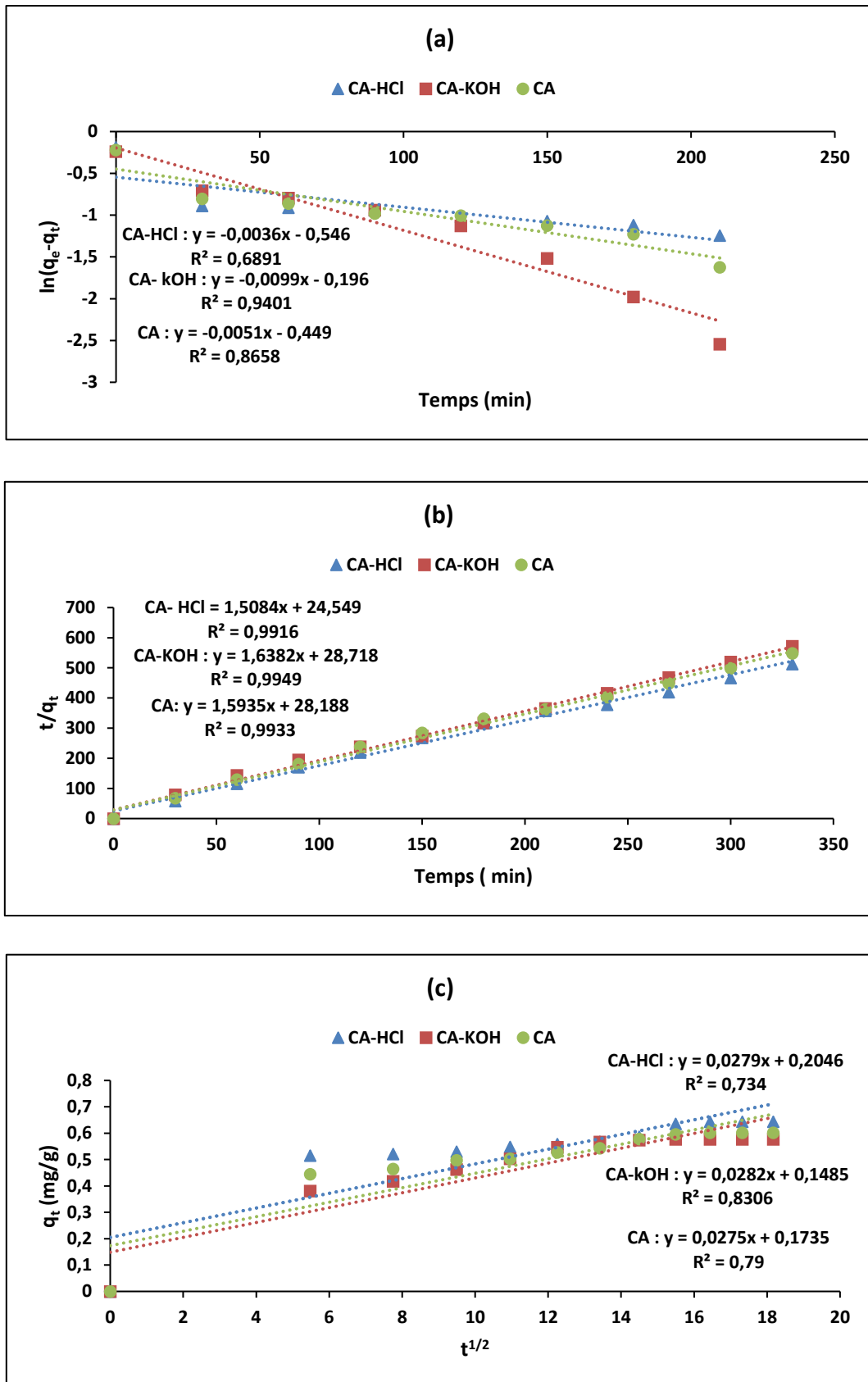


Figure 22 : Modèles cinétiques d'adsorption des composés phénoliques sur les trois charbons
 (a) : Pseudo-premier ordre ; (b) : Pseudo- deuxième ordre ; (c) : Diffusion intra particulaire

Traitement physico-chimique des margines par un procédé coupant l'électrocoagulation et l'adsorption sur le charbon actif de la sciure de bois d'eucalyptus

Tableau 9 : Paramètres de la cinétique d'adsorption des polluants sur les matériaux adsorbants étudiés

Paramètres cinétiques	DCO			Composés phénoliques		
	CA	CA-HCl	CA-KOH	CA	CA-HCl	CA-KOH
Pseudo-premier ordre						
R²	0.8405	0.6666	0.9130	0.8658	0.6891	0.9401
K₁ (min⁻¹)	0.0104	0.0067	0.1243	0.0147	0.9895	0.0228
q_{e,th} (mg/g)	0.8398	0.7771	1.0297	0.4375	0.9860	0.6367
q_{e,exp} (mg/g)	1.6400	1.7600	1.6800	0.6019	0.6438	0.5772
Pseudo-second ordre						
R²	0.9939	0.9853	0.9946	0.9933	0.9916	0.9946
K₂ (g/mg.min)	0.0376	0.3030	0.0400	0.9008	0.1093	0.0934
q_{e,th} (mg/g)	1.6880	1.7867	1.7079	0.6275	0.6656	0.6104
q_{e,exp} (mg/g)	1.6400	1.7600	1.6800	0.6019	0.6438	0.5772
Diffusion intraparticulaire						
R²	0.7736	0.7631	0.7898	0.7900	0.734	0.8306
K_p (g/mg.min)	0.0738	0.0766	0.0767	0.0275	0.0279	0.0282
c	0.0485	0.5115	0.4837	0.1735	0.2046	0.1735

Ces observations nous mènent à déduire que le processus d'adsorption de la charge organique (DCO) et des composés phénoliques des margines suit bien le modèle de pseudo-second ordre. Le processus d'adsorption est donc de type chimisorption. Les résultats ainsi obtenus corroborent ceux trouvés par Achak et al., (2008); (2014), qui ont montré que l'adsorption des polluants des margines, particulièrement des composés phénoliques, est bien décrite par le modèle de pseudo deuxième ordre.

IV.3.3. Etude paramétrique du processus d'adsorption

Cette étude a été menée afin d'évaluer l'effet des principaux paramètres opératoires (masse d'adsorbant, pH, concentration initiale des margines) aussi bien sur la capacité d'adsorption des trois supports utilisés que sur l'efficacité du processus d'adsorption.

IV.3.3.1. Influence de la masse des adsorbants

Les figures 23 et 24 représentent l'effet de la masse d'adsorbant sur la capacité d'adsorption et sur le taux d'abattement de la charge organique et des composés phénoliques pour les différents adsorbants étudiés.

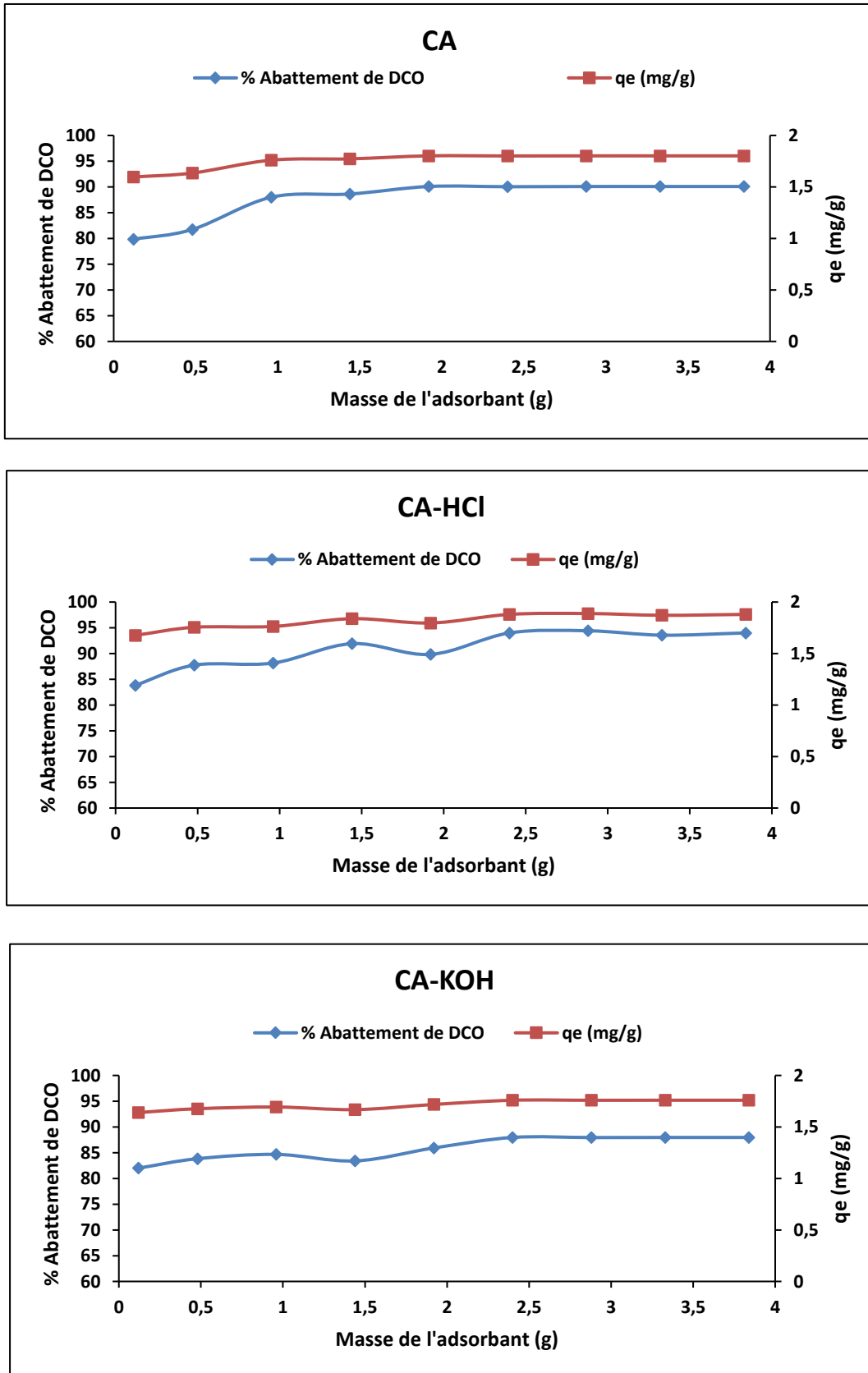


Figure 23 : Effet de la masse de l'adsorbant sur la capacité d'adsorption et le taux d'abattement de la DCO (pH = 6.12 ; Ci = 48g/L ; T = 25 °C) ; CA : sciure de bois activée ; CA-HCl : sciure de bois activée et modifiée par HCl ; CA-KOH : sciure de bois activée et modifiée par KOH

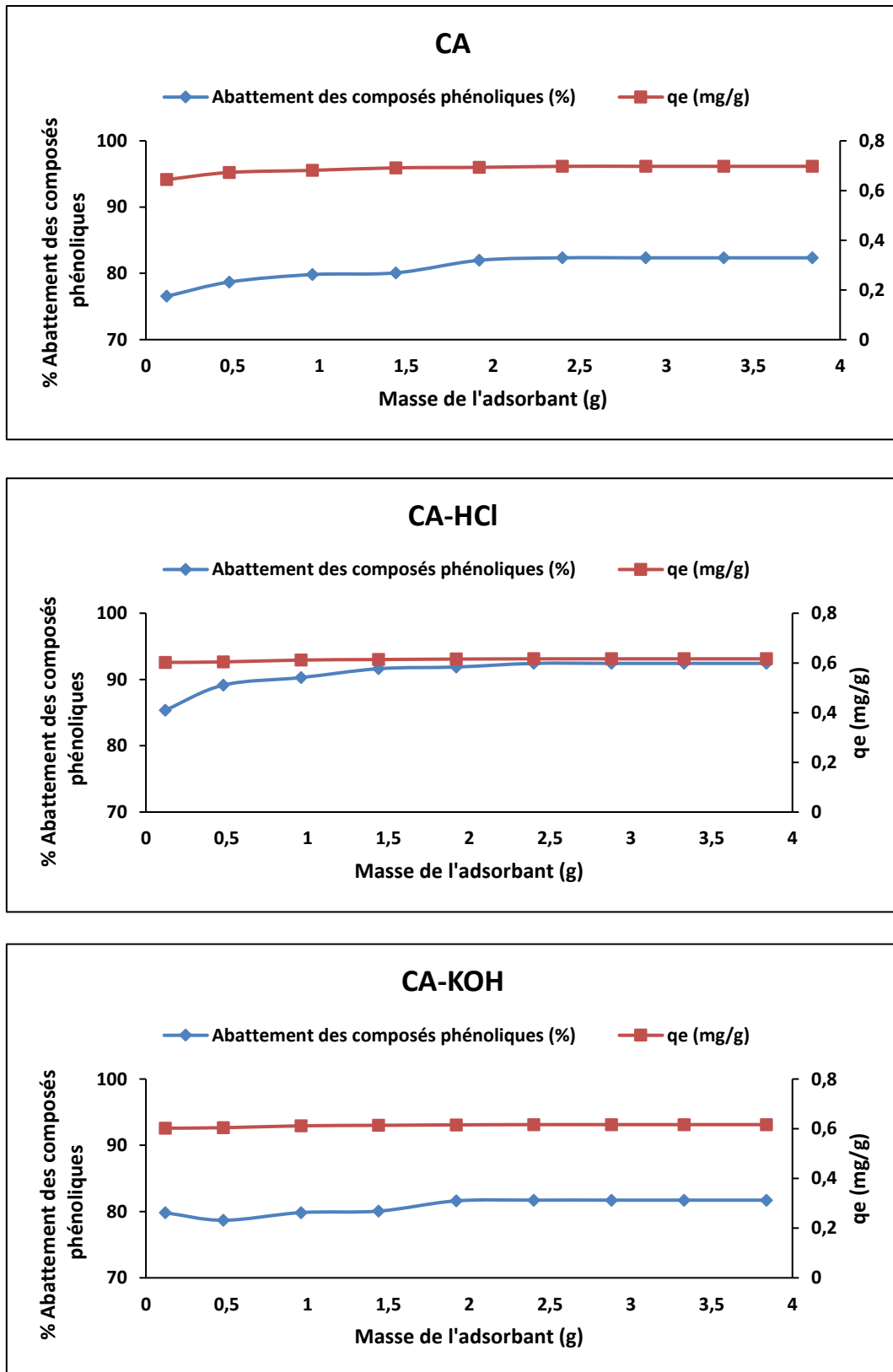


Figure 24 : Effet de la masse de l'adsorbant sur la capacité d'adsorption et le taux d'abattement des composés phénoliques (pH = 6,12 ; $C_i = 48 \text{g.L}^{-1}$; $T = 25 \text{ }^\circ\text{C}$) ; CA : sciure de bois activée ; CA-HCl : sciure de bois activée et modifiée par HCl ; CA-KOH : sciure de bois activée et modifiée par KOH

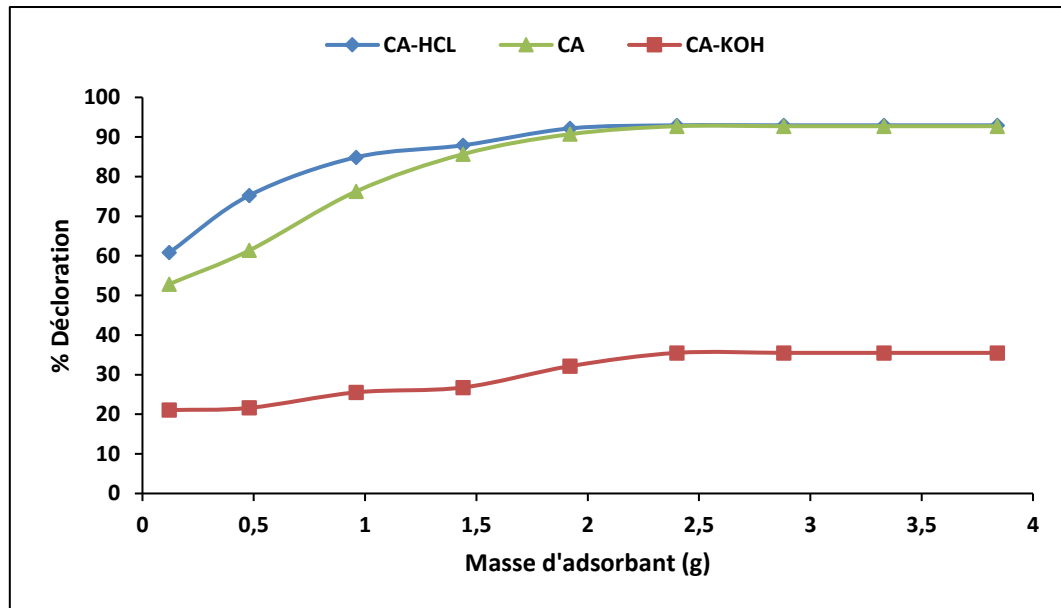


Figure 25 : Effet de la masse d'adsorbant des trois charbons actifs sur la décoloration des margines (pH = 6.12 ; $C_i = 48\text{g.L}^{-1}$; $T = 25\text{ }^\circ\text{C}$) ; CA : sciure de bois activée ; CA-HCl : sciure de bois activée et modifiée par HCl ; CA-KOH : sciure de bois activée et modifiée par KOH

L'analyse des graphes montre une augmentation de la capacité d'adsorption ainsi que le taux d'abattement avec l'augmentation de la masse d'adsorbant. En effet, une augmentation de la charge en adsorbant de 0.12 à 4 g entraîne une augmentation du taux d'abattement d'adsorption de DCO de 79 % à 88 % pour l'adsorption sur CA, de 83 % à 94 % pour l'adsorption sur CA-HCl et de 82 % à 88 % pour l'adsorption sur CA-KOH. Quant aux composés phénoliques, elle a permis une augmentation de leur réduction de 76 % à 82 % pour l'adsorption sur CA, de 85 % à 92 % pour l'adsorption sur CA-HCl et de 79 % à 81 % pour l'adsorption sur CA-KOH. La décoloration des margines augmente aussi avec l'augmentation de la masse des trois adsorbants (Figure 25).

Les résultats obtenus peuvent être expliqués par le fait qu'en augmentant la charge en adsorbant, le nombre de sites actifs d'adsorption augmente, c'est donc la disponibilité des sites d'adsorption qui augmente le rendement de rétention. Nous pouvons conclure que l'adsorbant CA-HCl contient le plus grand nombre de sites actifs.

Nous signalons aussi que l'augmentation du taux d'adsorbant au-dessus de 2.4 g.L^{-1} n'a pas permis une augmentation du taux d'abattement des polluants. Selon Achak et al., (2009), cela est pourrait être dû à la liaison de la totalité des molécules de composés organiques à l'adsorbant et à l'établissement d'un équilibre entre les molécules liées aux adsorbants et les molécules non adsorbées dans la solution.

IV.3.3.2. Influence du pH

Les figures 26 et 27 révèlent l'effet du pH sur la capacité d'adsorption et le taux d'abattement de la DCO et des composés phénoliques pour les différents charbons actifs étudiés. Les résultats obtenus nous mènent à constater que le taux d'élimination des composés phénoliques et de la DCO sur les trois supports est beaucoup plus important aux pH acides. Il diminue de manière notable avec l'augmentation du pH de 6 à 12 pour une masse d'adsorbants de 2.4 g.L⁻¹. Les rendements les plus importants sont obtenus à pH compris entre 3 et 6.12 pour les trois charbons actifs. Des résultats similaires ont été obtenus pour la décoloration (Figure 28).

L'analyse de ces résultats, nous a permis de déduire que l'adsorption des différents polluants des margines est favorable à des valeurs de pH inférieures au pHPzc qui sont de l'ordre 6.8, 6.4 et 6.2 respectivement pour les charbons actifs CA, CA-HCl et CA-KOH. Ce comportement pourrait s'expliquer par le fait qu'aux faibles pH ($\text{pH} < \text{pHPzc}$), la surface des différents charbons actifs est chargée positivement ; ce qui crée une forte interaction entre la surface des matériaux et les molécules des polluants. Tandis qu'aux pH supérieurs à ceux du point de charge nulle ($\text{pH} > \text{pHPzc}$), la surface des charbons est plutôt chargée négativement ; ce qui augmente la force de répulsion entre les polluants et la surface des matériaux entraînant ainsi une diminution du taux d'abattement de la charge polluante des margines exprimée en DCO et en composés phénoliques.

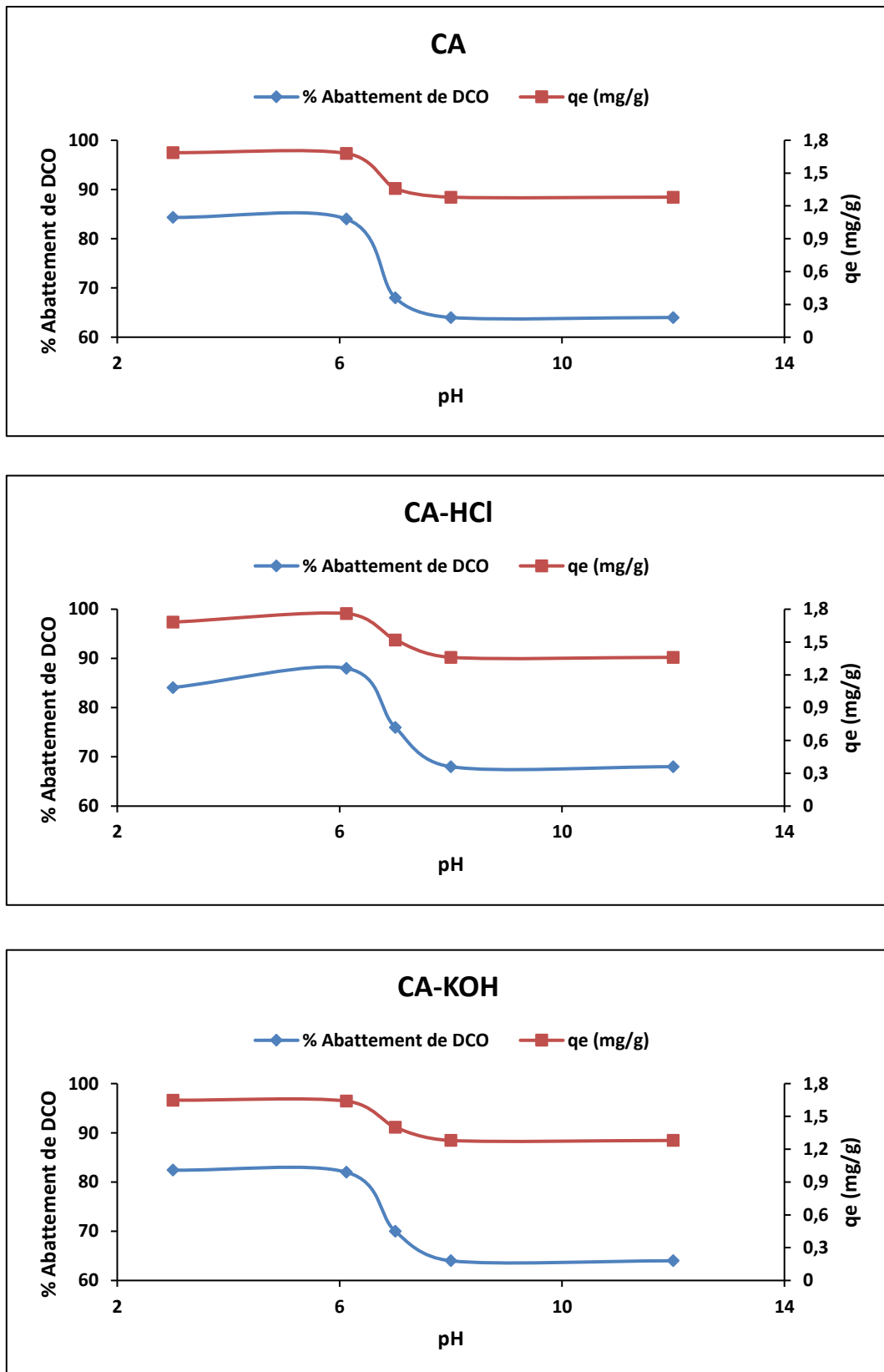


Figure 26 : Effet du pH sur la capacité d'adsorption et le taux d'abattement de la DCO ($m = 2.4 \text{ g.L}^{-1}$; $C_i = 48 \text{ g.L}^{-1}$; $T = 25 \text{ }^\circ\text{C}$) ; CA : sciure de bois activée ; CA-HCl : sciure de bois activée et modifiée par HCl ; CA-KOH : sciure de bois activée et modifiée par KOH

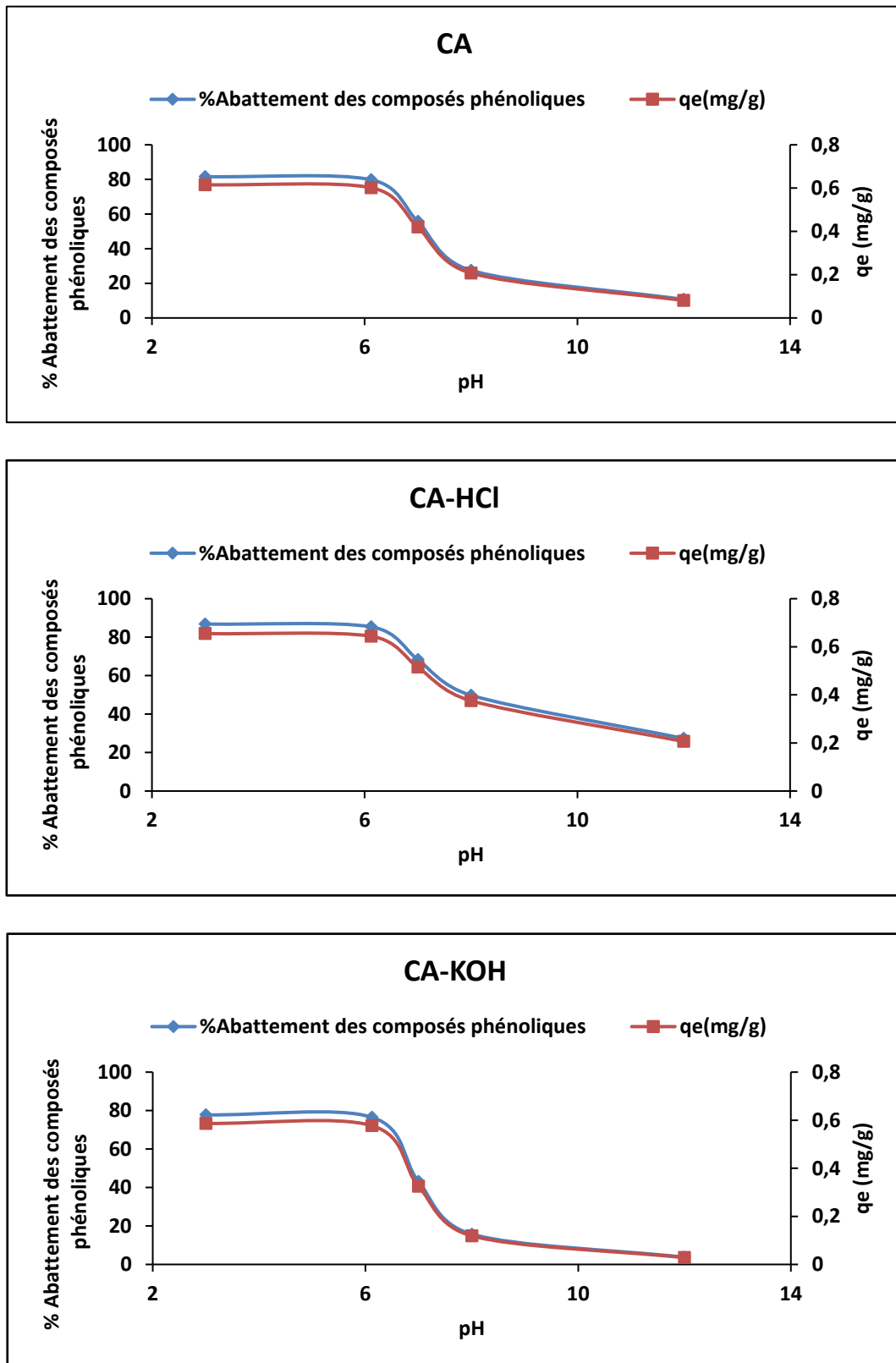


Figure 27 : Effet du pH sur la capacité d'adsorption et le taux d'abatement des composés phénoliques ($m = 2.4 \text{ g.L}^{-1}$; $C_i = 1.8 \text{ g.L}^{-1}$; $T = 25 \text{ }^\circ\text{C}$) ; CA : sciure de bois activée ; CA-HCL : sciure de bois activée et modifiée par HCl ; CA-KOH : sciure de bois activée et modifiée par KOH

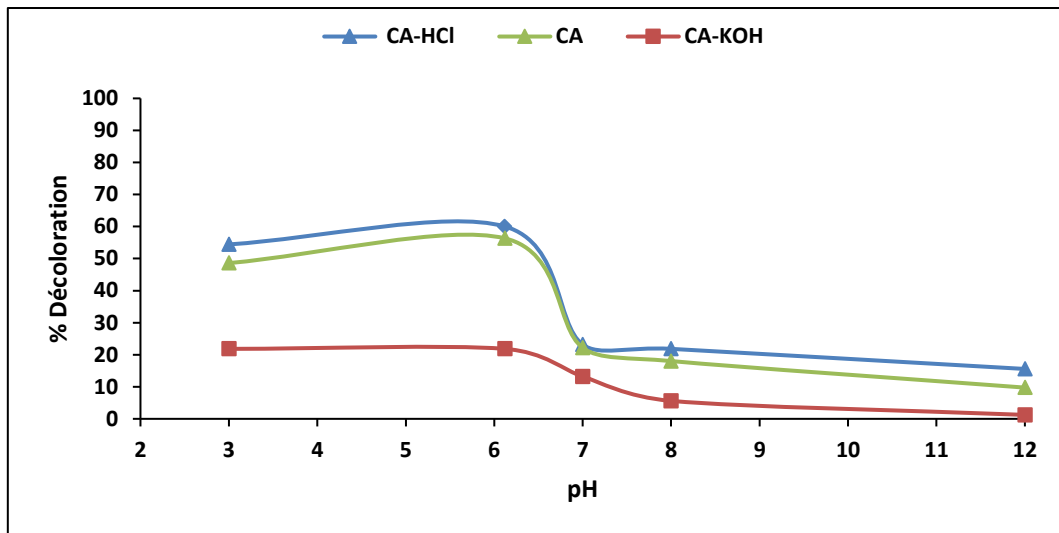


Figure 28 : Effet du pH sur le taux de décoloration des margines pour les trois charbons actifs ($m = 2.4 \text{ g.L}^{-1}$; $C_i = 1.8 \text{ g.L}^{-1}$; $T = 25 \text{ }^\circ\text{C}$) ; CA : sciure de bois activée ; CA-HCl : sciure de bois activée et modifiée par HCl ; CA-KOH : sciure de bois activée et modifiée par KOH

Ces résultats concordent ceux trouvés par Raoul et al., (2014). Ces auteurs ont montré que l'adsorption des polyphénols sur les balles de riz et sur les marcs de café augmente avec l'acidité du milieu, et diminue lorsque le milieu est basique. Cependant, Achak et al., 2009 ont révélé que l'adsorption des composés organiques des margines sur la peau de banane est beaucoup plus importante aux pH alcalins.

IV.3.3.3. Effet de la concentration initiale des margines

Les figures 29 et 30 représentent l'effet de la concentration initiale des margines en composés phénoliques et en DCO sur le taux d'abattement des polluants ainsi que la capacité d'adsorption des matériaux adsorbants. Il en ressort de ces résultats que l'augmentation de la concentration initiale des polluants cause l'augmentation de la capacité d'adsorption pour les trois adsorbants. En revanche, le rendement d'adsorption et le taux de décoloration des margines diminuent légèrement avec l'augmentation des concentrations (Figure 31).

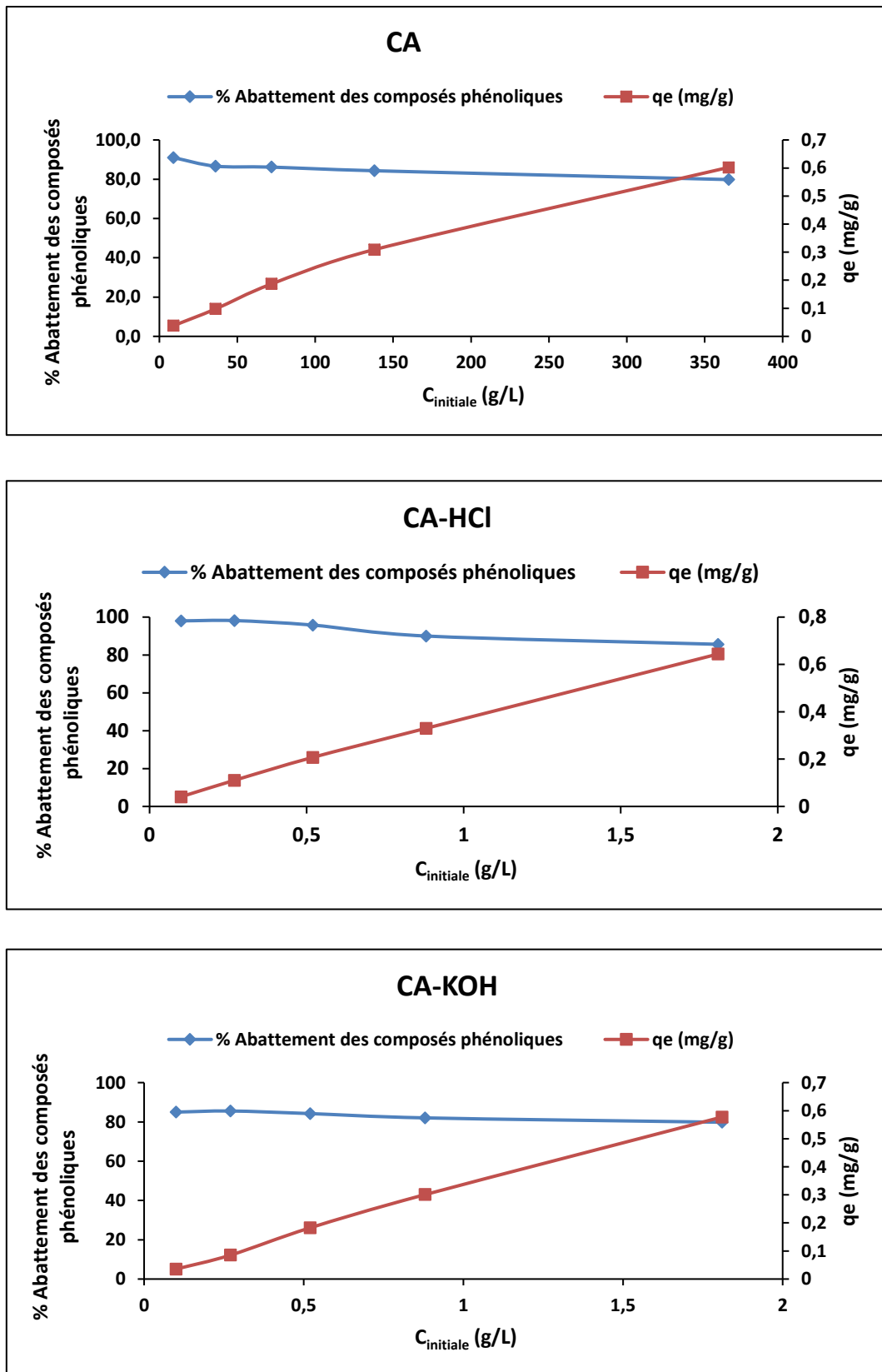


Figure 29 : Effet de la concentration initiale en composés phénoliques sur le processus d'adsorption ($\text{pH} = 6,12$, $m = 2,4 \text{ g.L}^{-1}$, $T = 25 \text{ }^\circ\text{C}$) ; CA : sciure de bois activée ; CA-HCl : sciure de bois activée et modifiée par HCl ; CA-KOH : sciure de bois activée et modifiée par KOH

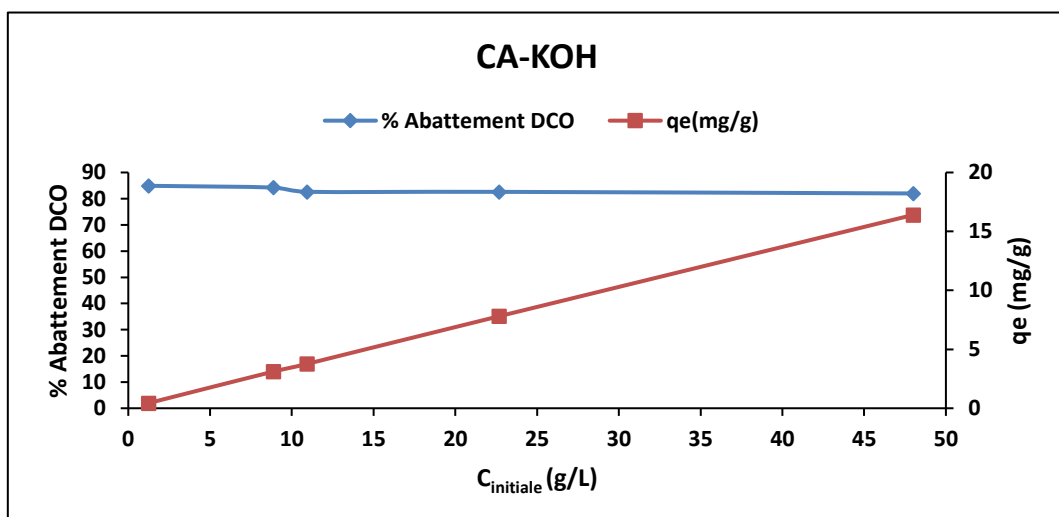
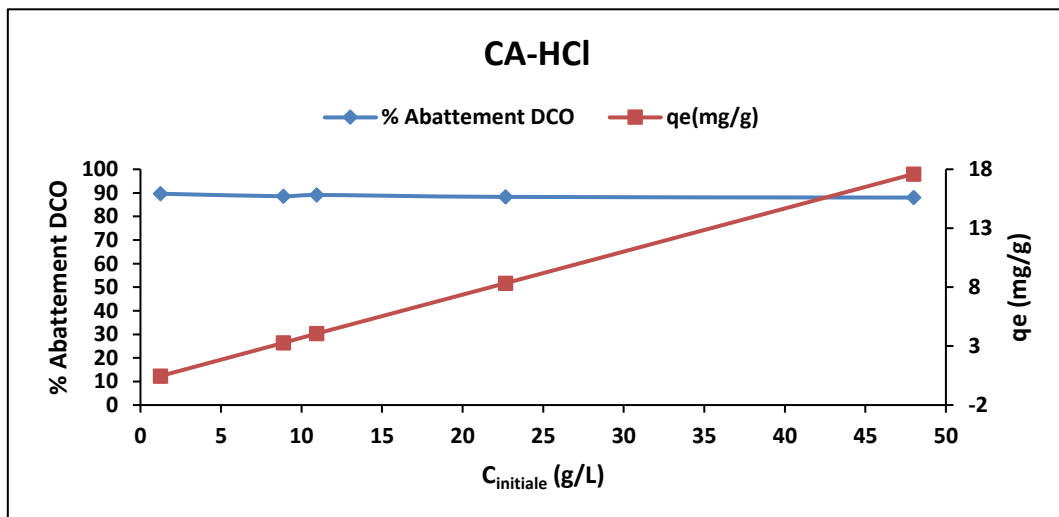
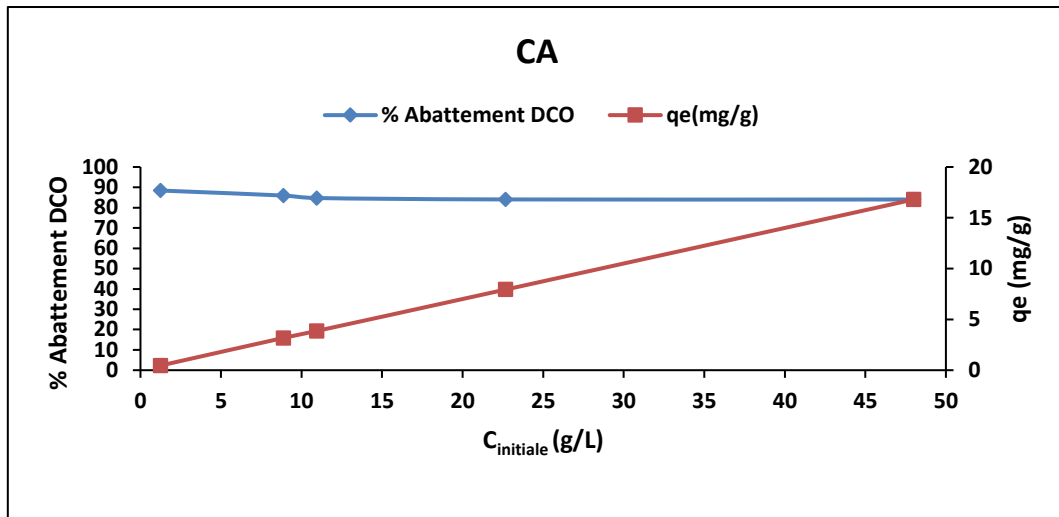


Figure 30 : Effet de la concentration initiale en DCO sur le processus d'adsorption ($pH = 6.12$, $m = 2,4 \text{ g.L}^{-1}$, $T = 25 \text{ }^\circ\text{C}$) ; CA : sciure de bois activée ; CA-HCl : sciure de bois activée et modifiée par HCl ; CA-KOH : sciure de bois activée et modifiée par KOH

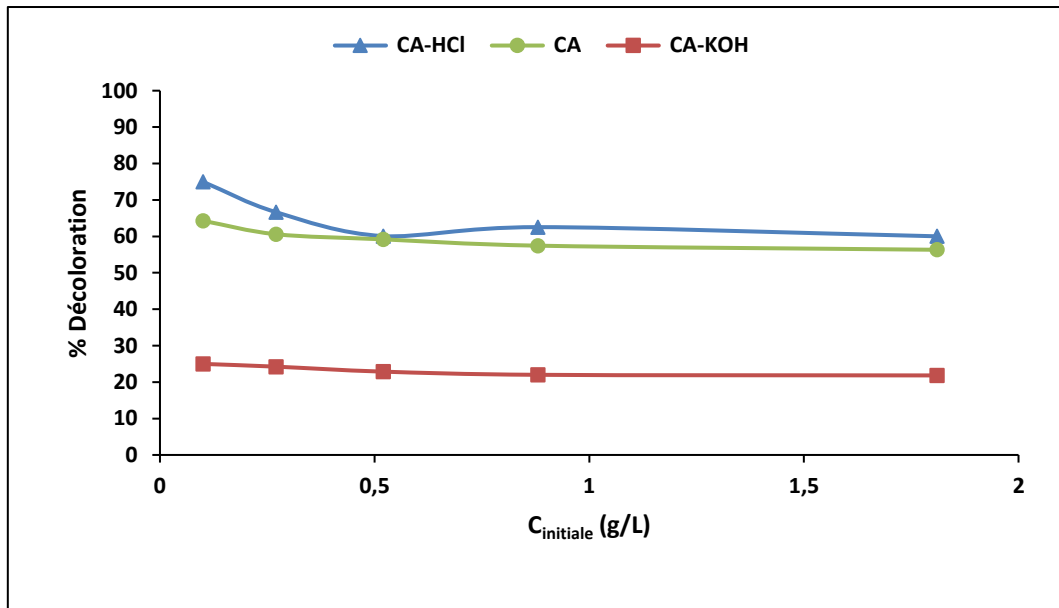


Figure 31 : Effet de la concentration initiale en composé phénolique sur la coloration des margines ($m = 2.4 \text{ g.L}^{-1}$; $\text{pH} = 6.12$; $T = 25 \text{ }^\circ\text{C}$) ; CA : sciure de bois activée ; CA-HCl : sciure de bois activée et modifiée par HCl ; CA-KOH : sciure de bois activée et modifiée par KOH

Les résultats ainsi obtenus semblent être dus au fait qu'aux faibles concentrations, le rapport entre les sites actifs de la surface d'adsorbant et les composés organiques dans la solution sont élevés, et donc la totalité des composés organiques contenus dans la solution peuvent être retenus par les adsorbants. Toutefois, à des concentrations élevées, le rapport entre les sites actifs de la surface d'adsorbant et les composés organiques dans la solution est faible, et la quantité des composés organiques est plus importante. Ce qui provoque une saturation du support et donc une quantité des composés organiques reste libre dans la solution, engendrant un faible rendement (Achak et al., 2009; Khalfaoui, 2012).

IV.3.4. Isothermes d'adsorption

Pour mieux comprendre le phénomène d'adsorption des composés phénoliques et de la charge organique (DCO) des margines sur les trois charbons actifs (CA, CA-HCl, CA-KOH) et déterminer le type d'adsorption, nous avons entrepris l'étude des isothermes d'adsorption. Ces derniers isothermes ont été établis dans les conditions optimales d'adsorption (température ambiante, $\text{pH} = 6.12$, masse d'adsorbant = 2.4 g.L^{-1} , temps d'adsorption = 270 min)

Les modèles des isothermes d'adsorption testés au cours de cette étude sont ceux de Langmuir et Freundlich. Ils sont donnés par les équations linaires 4 et 6.

- **Modèle de Langmuir :**

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m \cdot K_L} + \frac{1}{q_m} C_e$$

- **Modèle de Freundlich :**

$$\ln(q_e) = \ln k_F + \frac{1}{n} \ln C_e$$

Le tracé de C_e/q_e en fonction de C_e et de $\ln(q_e)$ en fonction de $\ln(C_e)$ nous a permis de déterminer les constantes de chaque modèle et donc définir le modèle d'isotherme qui décrit au mieux le processus d'adsorption mis en jeu.

Les représentations graphiques des isothermes d'adsorption de la charge organique (DCO) et des composés phénoliques sur les trois charbons actifs sont représentées dans les figures 32 et 33. Le tableau 10 enregistre les valeurs des constantes d'adsorption et des coefficients de corrélation R^2 des modèles appliqués.

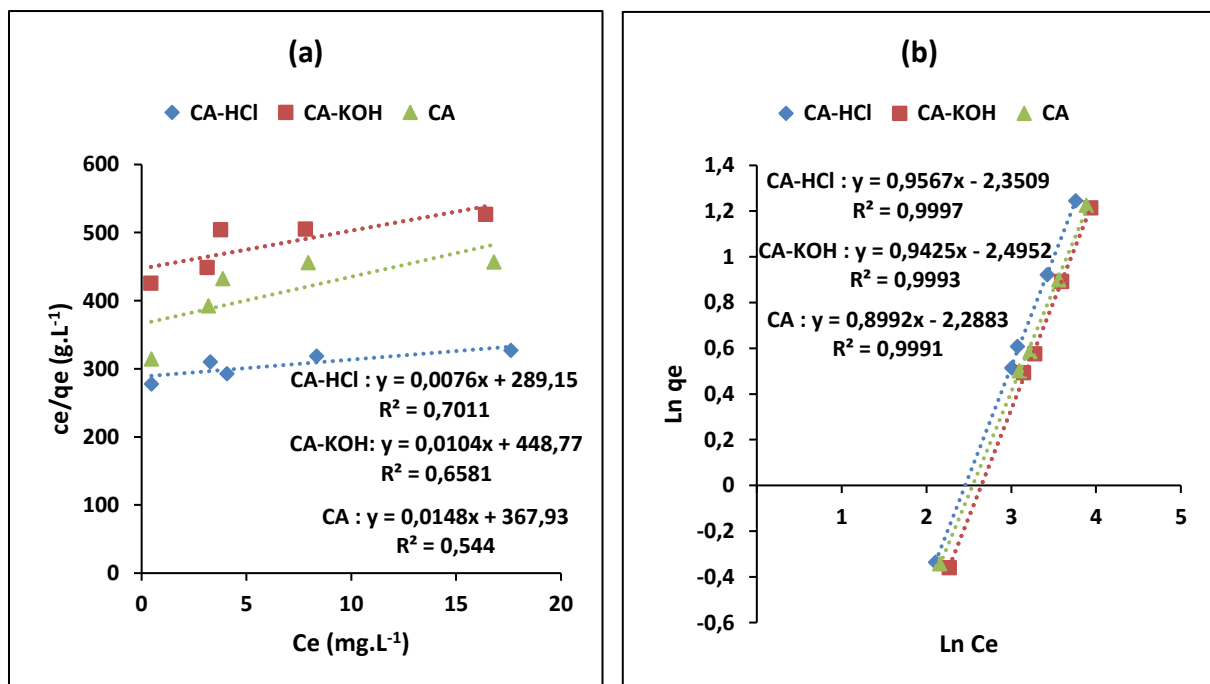


Figure 32 : Isothermes d'adsorption de la charge organique (DCO) sur les trois charbons actifs préparés

(a) : Modèle de Langmuir ; (b) : Modèle de Freundlich

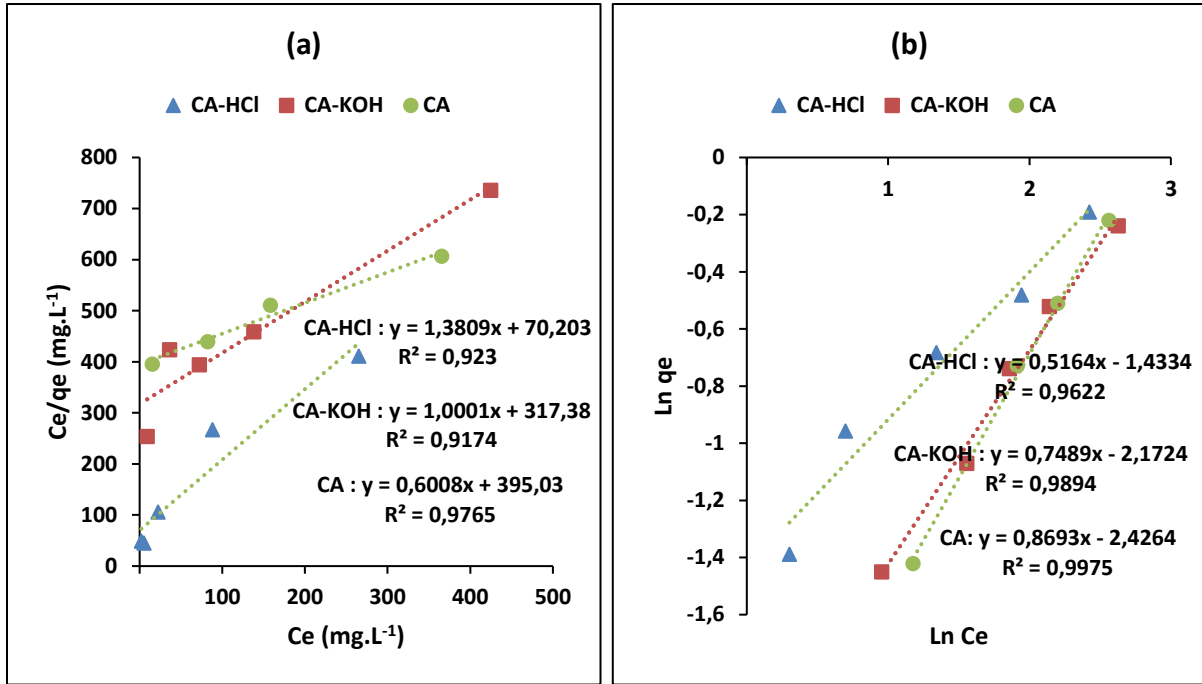


Figure 33 : Isothermes d'adsorption des composés phénoliques sur les trois charbons actifs préparés

(a) : Modèle de Langmuir ; (b) : Modèle de Freundlich

Tableau 10 : Constantes des Modèles de Freundlich et de Langmuir

	DCO			Composés phénoliques		
	CA	CA-HCl	CA-KOH	CA	CA-HCl	CA-KOH
Modèle de Langmuir						
k_L(g/mg.min)	0.00004	0.00002	0.00002	0.0015	0.01967	0.0031
q_m (mg/g)	67.5675	131.578	96.1538	1.6644	7.2411	1
R²	0.544	0.7011	0.6581	0.9765	0.9230	0.9174
R_L	0.998	0.999	0.999	0.977	0.977	0.996
Modèle de Freundlich						
K_F	0.1014	0.0952	0.0082	0.0320	0.3686	0.0188
n	1.112	1.0452	1.0610	1.1503	1.9364	1.335
R²	0.9991	0.9997	0.9993	0.9975	0.9622	0.9894

A l'issue de ces résultats, nous remarquons clairement que le modèle de Freundlich décrit avec satisfaction les données expérimentales relatives à l'adsorption de la charge organique (DCO) et des composés phénoliques des margines sur les trois charbons actifs préparés. Les coefficients de corrélation R² pour chaque charbon actif sont supérieurs à ceux obtenus par

l'équation de Langmuir et sont de l'ordre de 0.99. Les valeurs de $0 < 1/n < 1$ confirment que l'adsorption est favorable. Ceci montre que l'adsorption des polluants des margines sur les trois charbons actifs s'effectue en multicouche et que la surface de l'adsorbant est hétérogène. Ce résultat concorde avec ceux de Achak et al., (2009), (2014), où le modèle de Freundlich a bien décrit l'adsorption des composés organiques particulièrement les composés phénoliques sur les peaux de bananes et le son de blé.

IV. Traitement des margines dans les conditions optimales du procédé combiné d'électrocoagulation et d'adsorption sur des charbons actifs de la sciure de bois d'eucalyptus

Afin d'avoir une idée claire sur l'efficacité de traitement des margines par couplage de d'électrocoagulation et de l'adsorption sur des charbons actifs de la sciure de bois d'eucalyptus, nous avons procédé à la mesure des taux d'abattelements de la charge polluante des margines exprimée en DCO, teneur en composés phénoliques et intensité de la couleur dans les conditions opératoires optimisées précédemment.

Les conditions optimales du processus d'électrocoagulation correspondent à l'application d'une densité de courant de 35.7 mA.cm^{-2} pendant 90 min avec huit plaques d'aluminium d'une surface totale de 140 cm^2 , séparées par une distance de 1 cm. Les margines à traiter n'ont subi aucun ajustement du pH.

Pour le processus d'adsorption, il consiste à agiter 2.4 g.L^{-1} d'adsorbant pendant 270 min, à température ambiante et à pH des margines après leur traitement par électrocoagulation.

La figure 34, illustre les taux d'abattelements de la charge polluante des margines pour les trois charbons actifs testés. Les résultats obtenus révèlent que le traitement d'un litre de margines dans les conditions sus-citées enregistre des rendements d'élimination de charge organique (DCO), des composés phénoliques et de l'intensité de la couleur de l'ordre de 90% pour le charbon actifs CA-HCl, confirmant ainsi ceux de l'étude du processus d'adsorption.

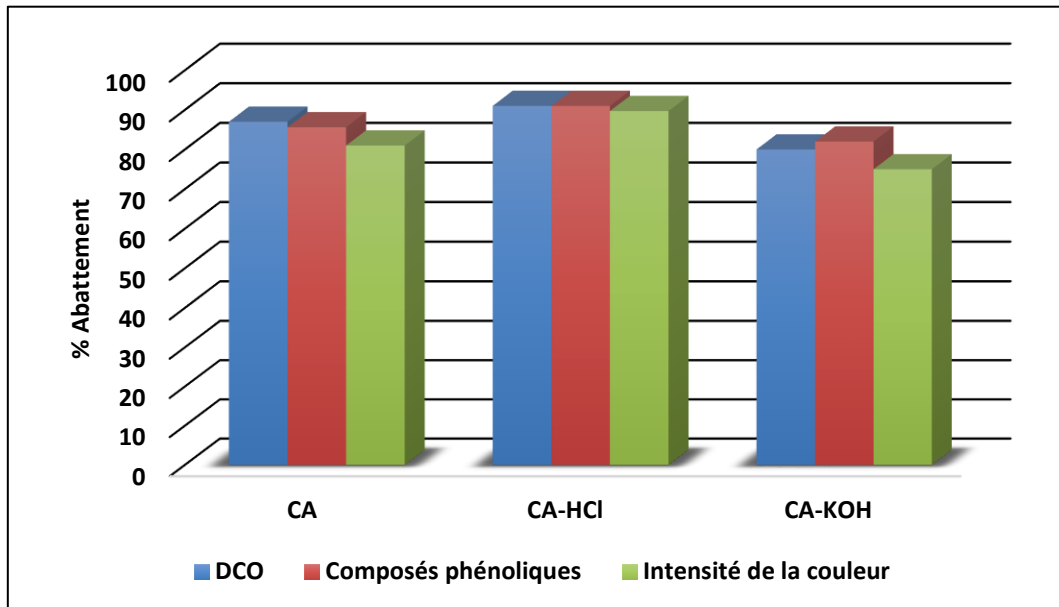


Figure 34 : Rendement d'élimination de la charge polluante des margines par un procédé couplant l'électrocoagulation et l'adsorption sur les charbons actifs de la sciure de bois

En guise de conclusion, le couplage l'électrocoagulation et de l'adsorption semble plus performante pour l'élimination de la forte charge polluante des margines.

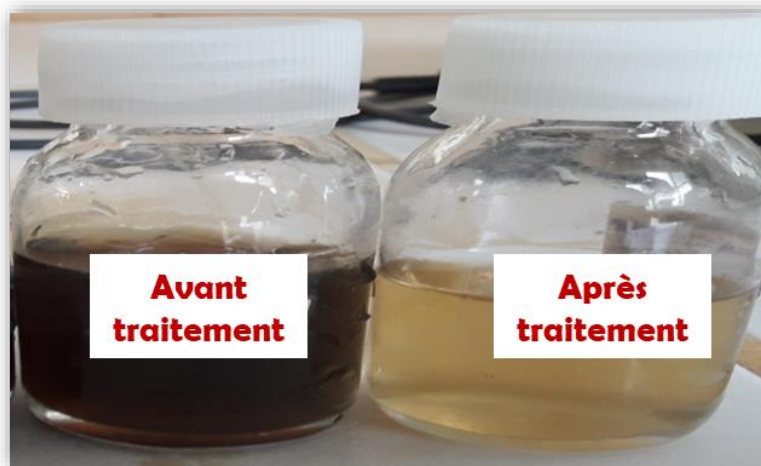


Figure 35 : Margines avant et après leur traitement par procédé couplant l'électrocoagulation et l'adsorption sur le charbon actif de la sciure de bois d'eucalyptus (CA-HCl)

V. Conclusion

Le traitement des margines par un procédé couplant l'électrocoagulation et l'adsorption sur des charbons de la sciure de bois d'eucalyptus révèle les résultats suivants :

Traitement physico-chimique des margines par un procédé couplant l'électrocoagulation et l'adsorption sur le charbon actif de la sciure de bois d'eucalyptus

- Les margines se présentent sous forme d'un liquide résiduel, acide, de forte charge polluante, minérale et organique non biodégradable et elles sont très riches en composés phénoliques.
- La caractérisation de la sciure de bois d'eucalyptus montre que son activation par H_3PO_4 et la modification de sa structure par HCl augmentent la surface des pores du matériau et sa superficie spécifique.
- Le traitement des margines par électrocoagulation, en utilisant des plaques d'aluminium sous une densité de courant de 35.7 mA.cm^{-2} a permis une réduction de l'ordre de 50% de la charge polluante des margines.
- Le couplage du processus d'adsorption sur les charbons actifs de la sciure de bois d'eucalyptus au processus d'électrocoagulation a augmenté le rendement d'élimination de la charge polluante d'environ 40 % pour les trois matériaux étudiés.
- La cinétique de l'adsorption des polluants organiques sur les charbons actifs de la sciure de bois d'eucalyptus est du pseudo second ordre.
- L'ajustement des résultats expérimentaux des isothermes d'adsorption de la DCO et des composés phénoliques par l'équation de Freundlich est plus adéquat que celui de Langmuir.
- Le traitement des margines par un procédé couplant l'électrocoagulation et l'adsorption sur de la sciure de bois d'eucalyptus activée par H_3PO_4 et modifiée par HCl dans les conditions optimales des deux procédés combinés a conduit à une réduction de la charge polluante des margines en termes de DCO et des polyphénols et de la couleur de l'ordre de 90%.

Néanmoins, ce procédé s'est accompagné par une génération d'autres types de déchets comme les boues de traitement des margines par électrocoagulation et les charbons actifs épuisés et qui nécessitent à leurs tours un moyen de gestion. A cet égard, nous proposons la valorisation des margines dans la filière de compostage et qui fait l'objet du chapitre suivant.

PARTIE 3

RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

CHAPITRE 2 : Valorisation des margines par la filière de compostage des sous-produits vinicoles

I. Introduction

Dans le cadre d'une économie circulaire visant la valorisation des ressources naturelles et privilégiant des solutions respectueuses de l'environnement, le processus de compostage se présente comme une solution écologique valorisant les déchets organiques et produisant un amendement durable pour les sols agricoles.

Le présent chapitre vise la valorisation des margines par la filière de compostage des sous-produits vinicoles. Pour ce faire, nous nous sommes intéressés dans un premier temps à une caractérisation physico-chimique des différents substrats compostés. Dans un deuxième temps, nous avons procédé au suivi de l'évolution des paramètres physico-chimiques au cours de co-compostage afin d'évaluer le processus de dégradation et de transformation de la matière organique et le degré de maturité des composts produits. Aussi, la maturité des composts a été déterminée par des analyses spectroscopiques et des tests de phytotoxicité (indice de germination) et la qualité des produits élaborés (composts) a été évaluée par une caractérisation physico-chimique. Par la suite, une étude de corrélation entre les différents paramètres du processus de compostage a été étudiée par une analyse en composantes principales (ACP). Finalement, une application de ces composts pour l'amendement des sols et pour la lutte biologique a été réalisée pour mettre en évidence leur valeur agronomique, leurs pouvoirs antifongique et antibactérien.

II. Caractérisation physico-chimique des substrats utilisées dans le processus du co-compostage

II.1. Substrats solides

Les substrats utilisés pour l'élaboration des composts sous forme d'andains sont : les pâtes de margines, les marcs de raisins, les effluents vinicoles et les déchets verts. Ils constituent les matières premières utilisées dans le processus de co-compostage. Leur caractérisation physico-chimique est présentée dans le tableau 11.

Tableau 11 : Caractérisation physico-chimique des substrats solides

Paramètres	Pâte de margines	Marcs de raisins	Déchets verts
pH	5.42 ± 0.03	7.42 ± 0.2	5.88 ± 0.02
CE (mS.cm⁻¹)	8.72 ± 0.02	4.81 ± 0.03	1.63 ± 0.02
H(%)	22.66 ± 3.69	72.42 ± 0.58	36.98 ± 4.59
MS (%)	77.34 ± 3.69	27.58 ± 0.58	63.02 ± 4.59
MM(%)	15.05 ± 5.91	30.19 ± 1.65	35.15 ± 1.95
MO (%)	84.95 ± 5.91	69.81 ± 1.65	64.85 ± 1.95
CO (%)	49.28 ± 3.43	40.49 ± 0.96	37.61 ± 1.13
NTK (%)	0.74 ± 0.12	0.97 ± 0.10	1.53 ± 0.06
C/N	67.77 ± 9.73	42.06 ± 3.47	24.69 ± 1.19
P (mg/kg)	609.22	362.96	667.44
K (mg/kg)	3064.37	1254.98	3009.49
Mg (mg/kg)	980.30	319.62	306.51
Ca (mg/kg)	1873.52	2372.38	2140.80
Na (mg/kg)	1220.19	<0.01	2412.43

La caractérisation physico-chimique de ces déchets montre que les pâtes des margines sont acides, de forte conductivité électrique, très riches en carbone organique et d'un rapport C/N très élevé. Ces résidus de trituration sont très riches, également, en potassium, phosphore, sodium, et en calcium.

En ce qui concerne, les marcs de raisins, ils se présentent comme un résidu solide à pH neutre, de forte conductivité électrique. Ces sous-produits de vinification se caractérisent par une richesse en potassium et en calcium et une carence en sodium.

Pour les déchets verts, ce sont des substrats légèrement acides, de faible conductivité électrique, avec un rapport C/N faible. Ils se caractérisent aussi par une richesse en azote total par rapport aux autres déchets et des teneurs élevées en potassium et sodium.

Une étude similaire réalisée par Hachicha et al., (2009) visant la valorisation des pâtes de margines par co-compostage avec les fientes de volailles, a montré que les pâtes de margines provenant des bassins de stockage situés à Sfax – Tunisie se caractérisent par un pH basique et un rapport C/N plus faible que celui présenté par notre étude. Cela est peut être dû à la nature des olives triturés, au système de trituration et au climat.

II.2. Effluents d'humidification

L'humidification des andains a été assurée par l'ajout des margines ou des effluents vinicoles. La caractérisation physico-chimique de ces effluents est donnée dans le tableau 12.

Tableau 12 : Caractérisation physico-chimique des effluents d'humidification

Paramètres	Margines	Effluents vinicoles
pH	5.43 ± 0.05	6.66 ± 0.02
CE (mS.cm ⁻¹)	8.02 ± 0.02	0.76 ± 0.02
H (%)	92.47 ± 0.56	99.86 ± 0.01
MS (%)	7.53 ± 0.56	0.14 ± 0.01
MM (%)	25.25 ± 5.46	45.20 ± 6.63
MO (%)	74.75 ± 5.46	54.80 ± 6.63
CO (%)	43.36 ± 3.16	31.78 ± 3.84
NTK (g/L)	8.6 ± 0.15	37.5 ± 0.30
DCO (g d'O ₂ /L)	69.07 ± 0.51	14.40 ± 0.1
DBO ₅ (g d'O ₂ /L)	25.67 ± 0.5	14.07 ± 0.4
P (mg/L)	26.82	2.03
K (mg/L)	39.98	11.66
Mg (mg/L)	4.08	21.75
Ca (mg/L)	24.51	45.13
Na (mg/L)	30.01	82.94

Le dépouillement des différents paramètres caractérisant ces rejets liquides montre que les margines sont acides, de forte conductivité électrique, contrairement aux effluents vinicoles qui se caractérisent par un pH neutre et une faible conductivité électrique.

Ils se diffèrent aussi par leur teneur en matière organique, dont la teneur la plus importante est observée chez les margines. De plus, les effluents vinicoles se caractérisent par une teneur élevée en azote total par rapport aux margines.

Ces caractéristiques corroborent ceux trouvés pour les mêmes effluents dans la littérature (Achak et al., 2008; Mosse et al., 2011; Esmail et al., 2014; Rais et al., 2017; Zaier et al., 2017).

III. Etude de l'évolution du processus de co-compostage

L'évolution du processus de co-compostage des trois mélanges à base de margines et des marcs de raisins a eu lieu par le suivi de certains paramètres physico-chimiques (température, pH, conductivité électrique, rapport C/N, taux de la matière organique et teneur en composés phénoliques), biologiques (indice de germination) et spectroscopiques. L'ensemble de ces analyses permettent de nous renseigner sur le déroulement des transformations qui se sont produites au cours du co-compostage et d'évaluer le degré de stabilité et de maturité des composts produits.

Ainsi, nous rappelons la composition initiale des trois mélanges compostés sous forme d'andains. Les margines ou les effluents vinicoles ont été rajoutés selon le besoin d'humification des mélanges.

- **Andain A** : 1/3 Pâtes de margines + 1/3 Marcs de raisins + 1/3 Déchets verts + Margines ;
- **Andain B** : 1/3 Pâtes de margines + 1/3 Marcs de raisins + 1/3 Déchets verts + Effluents vinicoles ;
- **Andain C** : 1/2 Marcs de raisins + 1/2 Déchets verts + Margines.

Afin de connaître l'influence de la composition de chaque andain en substrats sur l'évolution du processus de compostage nous avons procédé au test de Student.

III.1. Evolution de la température

La température des andains au cours du compostage est le premier indice qui reflète le degré de dégradation des matières organiques. Les profils de température de la figure 36 révèlent une allure classique du processus caractérisée par trois phases : une phase mésophile, une phase thermophile et une phase de refroidissement et de maturation.

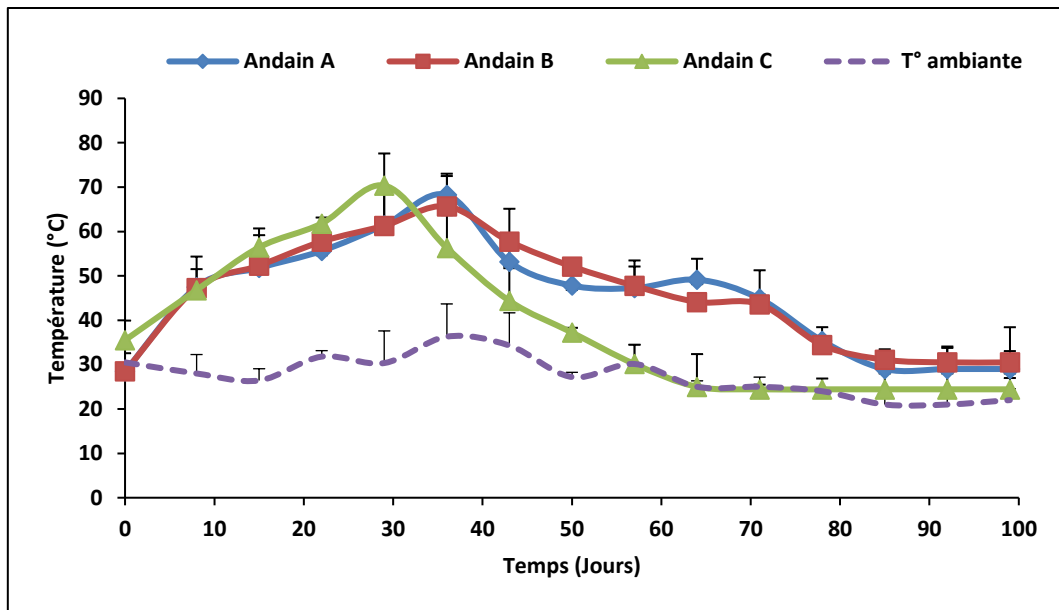


Figure 36 : Evolution de la température au cours du processus de compostage

La figure 36 montre une augmentation rapide de la température dépassant les 40 °C au cours de la première semaine caractérisant la première phase du compostage. Cette augmentation résulte de la colonisation rapide et de l'activité des microorganismes mésophiles, qui dégradent la matière organique facilement biodégradable et libèrent de la chaleur, augmentant ainsi la température des andains. Ensuite, la température augmente progressivement pour atteindre des valeurs supérieures à 60 °C, correspondant à la seconde phase du compostage : la phase thermophile, qui a duré environ 4 semaines pour l'andain C et 6 semaines pour les andains A et B. Ces températures élevées sont dues à l'activité microbienne intense reflétant des taux de dégradation élevés et permettant ainsi une réduction des agents pathogènes contenus dans les mélanges initiaux (Hachicha et al., 2008; Zhang et Sun, 2014, 2016). La troisième phase de refroidissement et de maturation se caractérise par une diminution progressive de la température jusqu'à 30 °C et une recolonisation du milieu par les microorganismes mésophiles. Ces basses températures sont le résultat de l'activité microbienne moins intense due à l'épuisement de la matière organique facilement dégradable. Enfin, au stade de la maturité, la température s'est stabilisée à 30 °C, le processus de compostage a atteint sa maturation après environ 2 mois. La température des andains à ce stade est fortement liée à la température ambiante.

Les longues phases observées dans les andains A et B sont principalement dues à la composition initiale des mélanges en pâtes de margines. La capacité d'auto-isolation des pâtes de margines lors du processus de dégradation peut entraîner une longue phase thermophile. De plus, la disponibilité des quantités importantes de substances dégradables ralentit le processus de

dégradation et aboutit donc à une phase thermophile plus longue. Cependant, une telle phase reflète un processus de dégradation anormale et une transition retardée vers la phase de stabilisation.

L'analyse statistique de ces résultats dénote une différence significative entre le profil de température des andains A et C ; B et C, confirmée par le test de Student ($p < 0.05$). Cette différence peut être attribuée à l'activité des microorganismes au cours du processus de dégradation qui dépend fortement de la composition initiale des substrats, notamment du rapport C/N et du taux d'humidité.

III.2. Evolution du pH

L'évolution du pH des mélanges co-compostés suit la même allure dans les différents andains (Figure 37). Au début du processus, une légère diminution du pH a été notée. Ce résultat pourrait s'expliquer par la production d'acides organiques, de CO_2 dissous dans le milieu et de sous-produits issus de la dégradation des composés facilement biodégradables. Ensuite, une augmentation du pH de 6.5 à 6.7, de 6.44 à 6.59 et de 6.48 à 8.38 a été observée pour les andains A, B et C, respectivement. Cela pourrait être attribué à la production d'ammoniac lors de la dégradation des amines. Enfin, le pH diminue progressivement et se stabilise à la neutralité pour les andains A et B et au pH largement alcalin pour C. Ces résultats suggèrent la formation des substances humiques et dont leur présence sera vérifiée par le test E_4/E_6 .

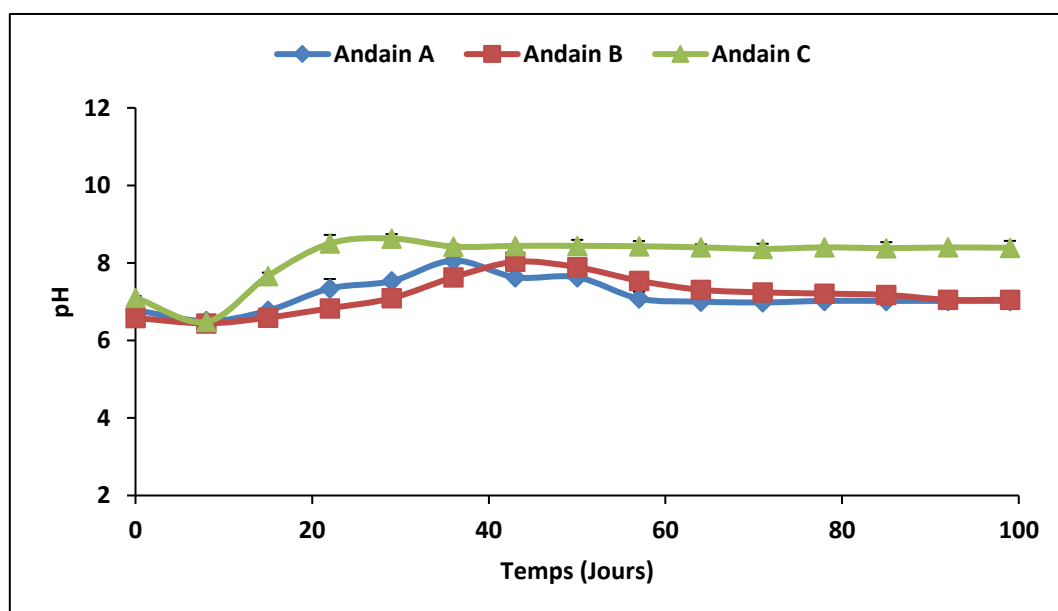


Figure 37 : Evolution du pH au cours du processus du co-compostage

La comparaison entre les trois profils du pH montre une différence significative ($p < 0.05$) entre l'andain A et C d'une part ; et d'autre part entre B et C. Ceci est probablement lié à la nature des substrats initiaux et des effluents utilisés pour l'humidification des andains. En effet, la différence de pH observé est due fortement au pH initial acide des margines exploitées pour l'humidification des andains.

III.3. Evolution de la conductivité électrique

La conductivité électrique a été également mesurée au cours du processus de compostage des margines et des sous-produits vinicoles. L'évolution de ce paramètre est illustrée dans la figure 38.

Au cours des premières semaines de co-compostage, les valeurs de la CE dans les andains ont augmenté, révélant la minéralisation de la matière organique et la libération d'ions ammonium et des sels minéraux. Ensuite, une diminution progressive de la CE a été observée, reflétant la perte des sels minéraux. Cette perte pourrait être attribuée au phénomène de lixiviation et à la diminution de l'extractibilité des sels minéraux en raison de leur fixation sur la matière organique stabilisée. Toutefois, il est à noter que, la CE a été mesurée sur l'extrait de matière organique qui est sensible au taux d'extraction de solvant et à la température à laquelle la méthode a été effectuée.

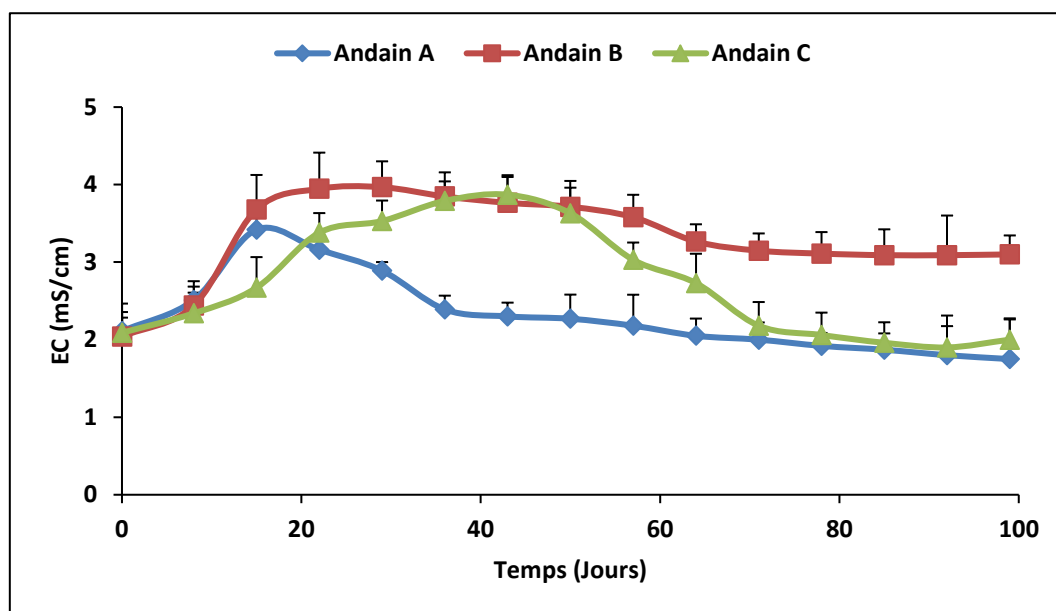


Figure 38 : Evolution de la conductivité électrique au cours du processus de compostage

De plus, les résultats obtenus montrent que chaque composition d'andain présente une évolution particulière, la stabilité de la CE du mélange humidifiée par les effluents vinicoles a eu lieu

après 70 jours. Tandis que celles des mélanges humidifiées par les margines tend vers sa valeur initiale après 100 jours. Ce résultat, est dû principalement aux caractéristiques et aux compositions initiales des effluents utilisés pour l'humidification. L'analyse statistique confirme ainsi les résultats obtenus et révèle une différence significative entre les trois profils de l'évolution de la CE.

III.4. Evolution du rapport C/N et dégradation de la matière organique

L'évolution du rapport C/N est en relation directe avec la biodégradation de la matière organique se traduisant par l'abaissement du taux de carbone total associé à l'augmentation de la concentration en azote. Le rapport C/N initial pour les trois andains représente des valeurs comprises entre 25 et 39 (Figure 39). Selon Singh et Kalamdhad (2015), ces rapports sont idéaux pour le processus de co-compostage des dits composts.

L'évolution du rapport C/N montre des diminutions des rapports de 27.7 à 12, de 34.5 à 15.1 et de 34.3 à 12.2 pour les andains A, B et C, respectivement (Figure 39). Ceci est étroitement lié à la perte du carbone organique due à la minéralisation de la matière organique, avec une production de CO₂ augmentant la concentration en azote dans les andains au cours de la biodégradation. À la fin du co-compostage, le rapport C/N atteint des valeurs supérieures à 8 pour tous les andains, indiquant la maturité du compost final et sa conformité à la norme française relative aux amendements organiques (NF U44-051, 2006). De plus, selon nombreux auteurs, le compost est considéré comme mature s'il présente un rapport C/N inférieur à 20 (Albuquerque et al., 2009; Muktadirul Bari Chowdhury et al., 2013).

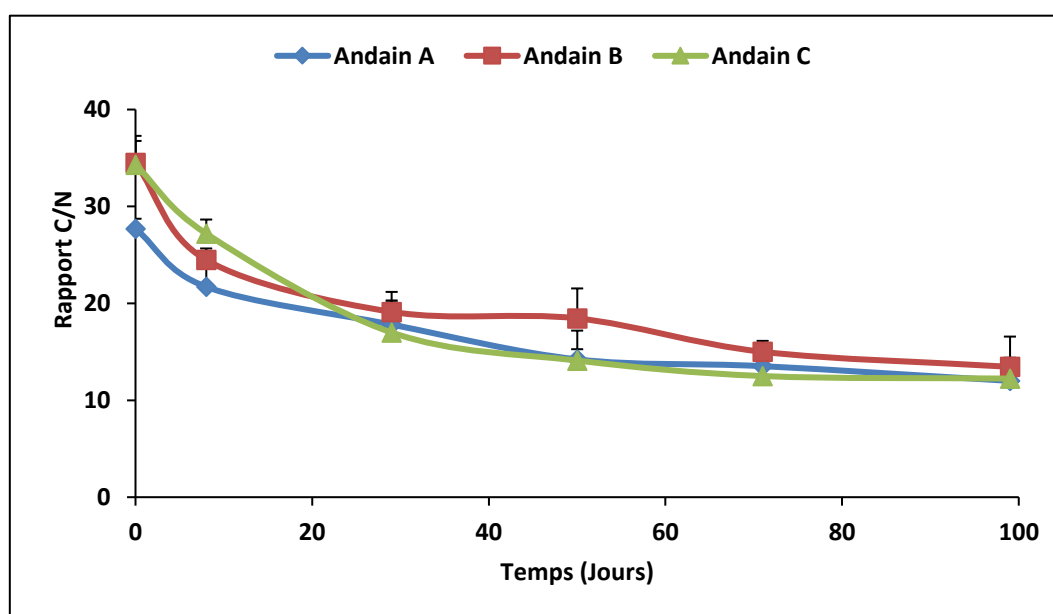


Figure 39 : Evolution du rapport C/N au cours du processus de co-compostage

L'évolution des teneurs en matières organiques du mélange au cours du processus de compostage est considérée comme un paramètre primordial de biodégradation et de transformation de la matière organique au cours du compostage. La figure 40 représente les taux des matières organiques des 3 mélanges au début et à la fin du processus de compostage.

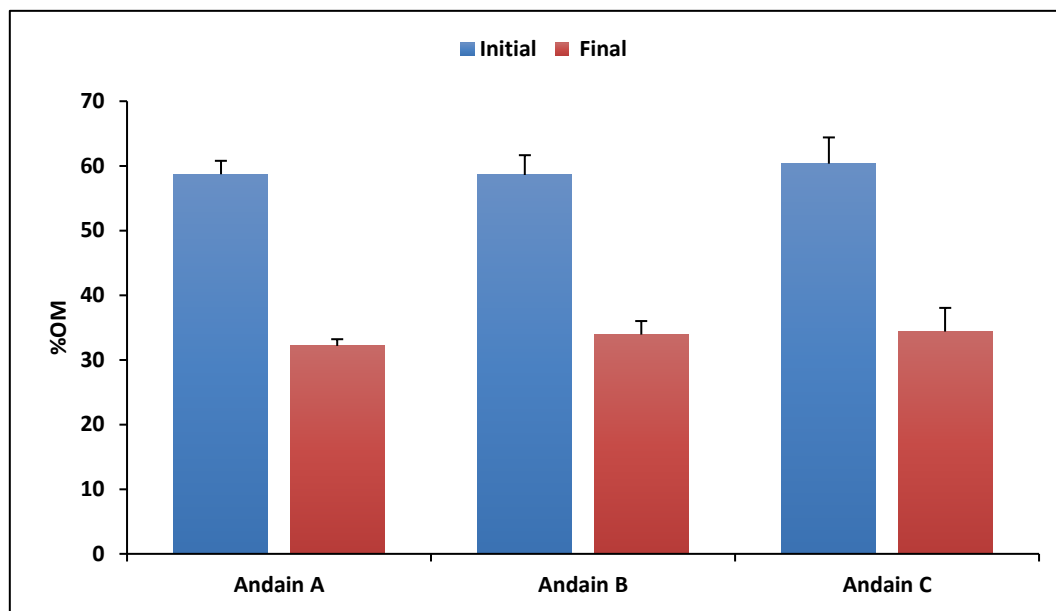


Figure 40 : Teneurs en matières organiques aux états initial et final du processus de co-compostage des trois mélanges A, B et C

De ces résultats, il en ressort que les teneurs en matières organiques des trois andains diminuent progressivement au cours du processus se traduisant ainsi par un taux de dégradation dépassant les 40% pour les trois mélanges. Cette dégradation est mise en évidence au cours du processus par une perte en masse des mélanges initiaux voire même une réduction remarquable des volumes de déchets co-compostés. Une réduction de masse de 30% a été enregistrée pour chaque andain. Des résultats similaires ont été observés par El Fels et al., 2014, indiquant ainsi un bon degré de compostabilité des mélanges.

Nous signalons qu'aucune différence significative n'est observée entre les différents profils de l'évolution du rapport C/N et entre les trois mélanges pour les teneurs en matières organiques ; ce qui nous permet de déduire que la dégradation de la matière organiques au cours du processus du co-compostage ne dépend pas de la nature ou de la composition des déchets co-compostés. Elle dépend plutôt des conditions opératoires, notamment la température et l'humidité.

III.5. Dégradation des composés phénoliques

Les composés phénoliques sont à l'origine des risques environnementaux liés aux margines. Le suivi de leur dégradation au cours du processus de compostage s'est avéré nécessaire afin d'évaluer la phytotoxicité des composts produits. La figure 41 représente les teneurs en composés phénoliques à l'état initial et final du processus de co-compostage dans les trois andains.

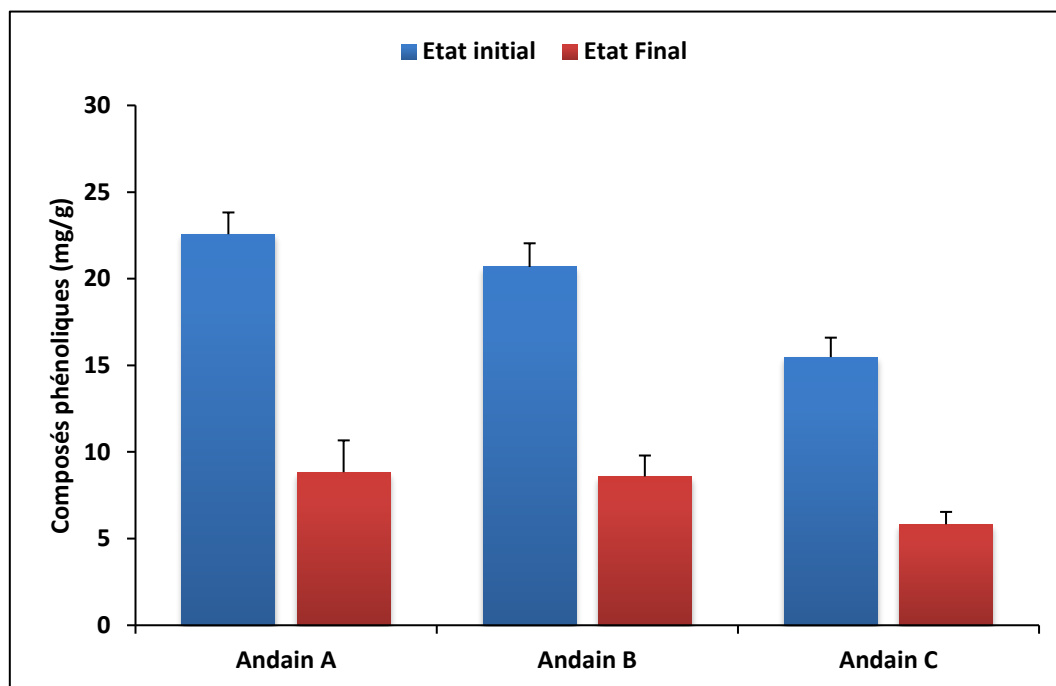


Figure 41 : Teneurs en composés phénoliques des trois andains aux états initial et final du processus de co-compostage

D'après les résultats obtenus, une diminution des composés phénoliques dépassant les 60 % a été remarquée à la fin du processus pour les trois andains. Toutefois, les composts A et C ont représenté des taux de dégradation importants malgré l'utilisation continue des margines pour l'humidification de ces andains durant tout le processus de compostage. Ces résultats pourraient être attribués à l'activité des microorganismes au cours du processus de co-compostage principalement de la flore indigène durant les phases mésophile et thermophile, d'une part. D'autre part, la présence des enzymes oxydoréductrices contenues dans les sous-produits de l'industrie de l'huile d'olive pourraient participer à l'élimination des polyphénols en oxydant les composés phénoliques de faibles poids moléculaires (Albuquerque et al., 2009).

IV. Maturité et qualité des composts

IV.1. Indice de germination

Au cours du processus de compostage, la qualité de compost a été évaluée par le contrôle de sa phytotoxicité exprimée par le calcul des indices de germination relatifs aux graines de la laitue, du cresson et de la tomate (Figure 42).

Les résultats, illustrés dans la figure 42, montrent une augmentation progressive de l'indice de germination au cours du processus de co-compostage pour les trois espèces testées et des trois composts. Des indices de germination relativement faibles ont été observés au début du processus de compostage reflétant un compost non mature. Cette période correspond aux deux premières phases du processus de co-compostage (mésophile et thermophile) au cours desquelles se produit la dégradation de la matière organique et la libération des acides organiques, avec la présence de concentrations élevées en ammoniacque, considérée comme une substance phytotoxique.

Nous signalons aussi que les indices de germination chez le cresson sont moins importants. En effet, l'effet inhibiteur des substances phytotoxiques au cours du co-compostage sur la germination des graines, se montre différemment en fonction du degré de sensibilité des espèces végétales. Des indices de germination plus élevés, remarqués à la fin du processus, indiquent la réduction des substances toxiques et la formation de substances humiques stables, riches en matières organiques. Pour les trois composts, la valeur finale de l'indice de germination pour les trois espèces testées dépasse les 50 % reflétant ainsi leur maturité et l'absence de phytotoxicité.

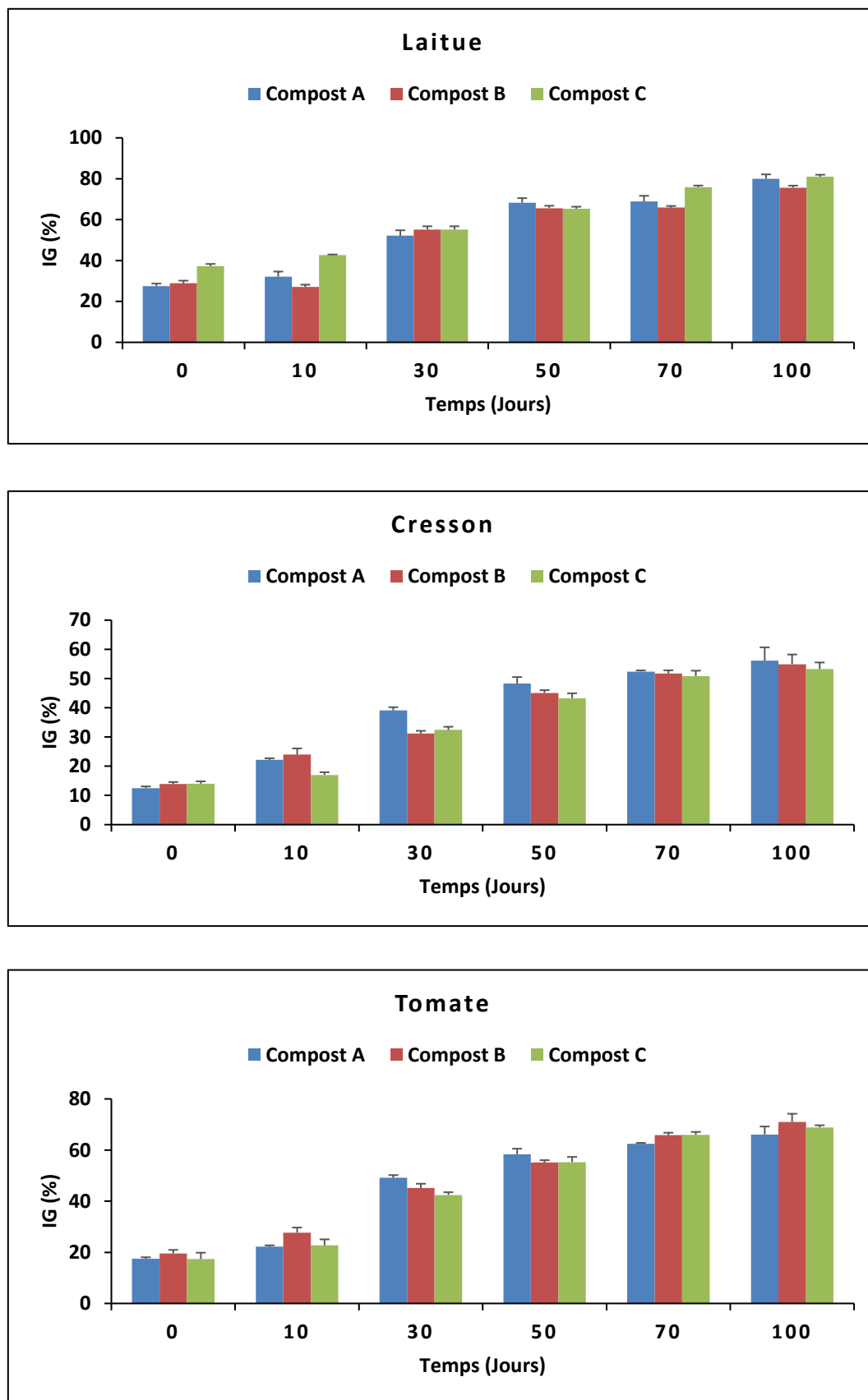


Figure 42 : Indices de germination, au cours du processus de co-compostage, pour trois espèces végétales

Il est à noter que l'indice de germination dépend du taux d'extraction du compost dans l'eau et du volume de l'extrait utilisé, de l'espèce végétale utilisés et du nombre de graines testées.

En guise de conclusion, les composts produits pourraient être utilisés dans l'agriculture comme amendement organique sans risque de phytotoxicité.

IV.2. Analyse spectroscopique

IV.2.1. Rapport E_4/E_6

L'évolution et la transformation des mélanges compostés et leur maturité ont été aussi évaluées par le rapport E_4/E_6 . Ce paramètre nous a indiqué sur la formation des substances humiques au cours du processus de co-compostage.

Les résultats représentés dans la figure 43 montrent une valeur relativement élevée du rapport E_4/E_6 pour les différents composts, attribuée à la présence des molécules à faibles poids moléculaires dans les mélanges initiaux à composter (Sellami et al., 2008b). Au cours de la première semaine du compostage, une diminution du rapport est notée révélant ainsi une dégradation des matières organiques facilement biodégradables. Cependant, vers la 4^{ème} semaine de co-compostage, le rapport E_4/E_6 augmente, puis diminue de nouveau pour atteindre un rapport relativement faible variant de 3.5 à 5 pour les trois mélanges à la fin du processus de co-compostage. Ce résultat est dû à la synthèse des substances humiques et l'absence de l'acide fulvique signalant ainsi la stabilité des composts (Réthâti et al., 2015).

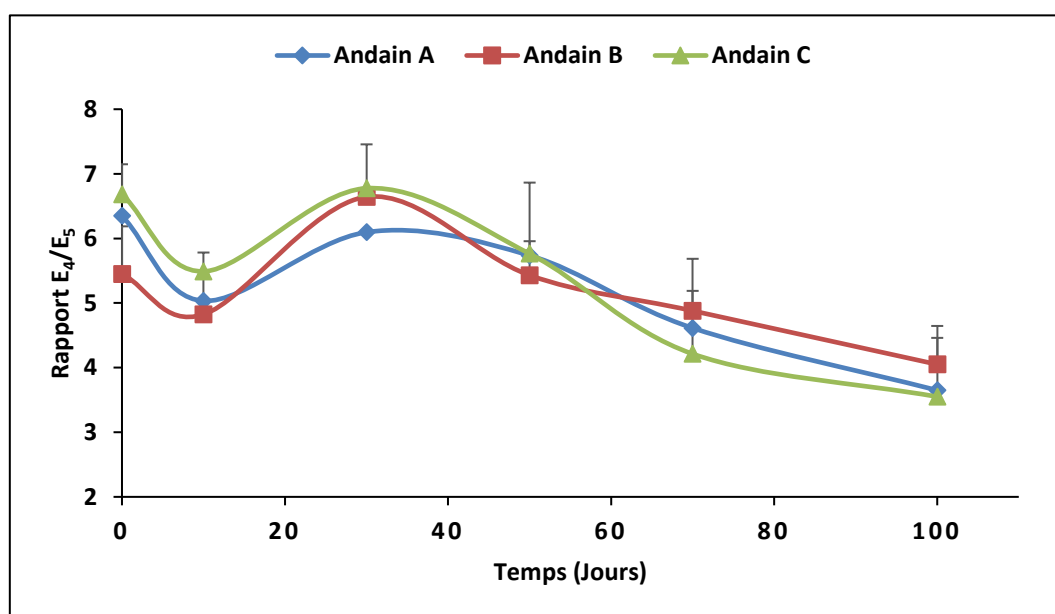


Figure 43 : Evolution du Rapport E_4/E_6 au cours du processus de co-compostage

Des résultats similaires ont été trouvés par Sellami et al., (2008b) lors du processus de compostage des sous-produits de trituration d'olives.

IV.2.2. Analyse par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR)

La spectroscopie infrarouge a été utilisée comme analyse qualitative permettant, d'une part, l'identification des groupes fonctionnels présents dans les mélanges initiaux à composter et des produits finaux (composts). D'autre part, la détermination des décompositions mises en jeu lors de la dégradation de la matière organique décrivant le processus du co-compostage.

La figure 44, représente les spectres FTIR des mélanges initiaux et des composts produits. L'attribution des principales bandes caractéristiques a été fondée sur les travaux de certains chercheurs (Smidt et Schwanninger, 2005; Hachicha et al., 2009; Masmoudi et al., 2013; El Fels et al., 2014) .

A première vue, les spectres caractéristiques des mélanges initiaux et des composts ont la même allure, avec une différence dans l'intensité des absorbances de certaines bandes. La région entre $3900 - 3620 \text{ cm}^{-1}$, présente des bandes apparues dans les spectres caractéristiques des composts. Ces bandes peuvent être attribuées à la vibration d'élongation SiO-H de la silanol.

La large bande vers les 3300 cm^{-1} correspond à la vibration d'élongation O-H, attribuée au groupe phénol. L'intensité d'absorbance de cette bande a largement diminué au cours du processus de co-compostage des trois mélanges résultant de la dégradation des composés phénoliques, confirmant les faibles teneurs en composés phénoliques à la fin du processus de co-compostage.

Tous les spectres présentent une bande à 2920 cm^{-1} caractéristiques de la vibration symétrique C-H des groupes aliphatiques. La diminution de l'intensité des absorbances relatives à cette bande reflètent la dégradation des matières organiques au cours du processus de co-compostage. Ces spectres se caractérisent également par des bandes situées entre $1650-1630 \text{ cm}^{-1}$ généralement attribuées à l'absorption de plusieurs groupes incluant la vibration d'élongation C=C des structures aromatiques, la vibration d'élongation C=O, des groupes amides, cétones et / ou quinones. La diminution de l'intensité d'absorbance de ces bandes est due à l'activité des microorganismes au cours du processus de co-compostage.

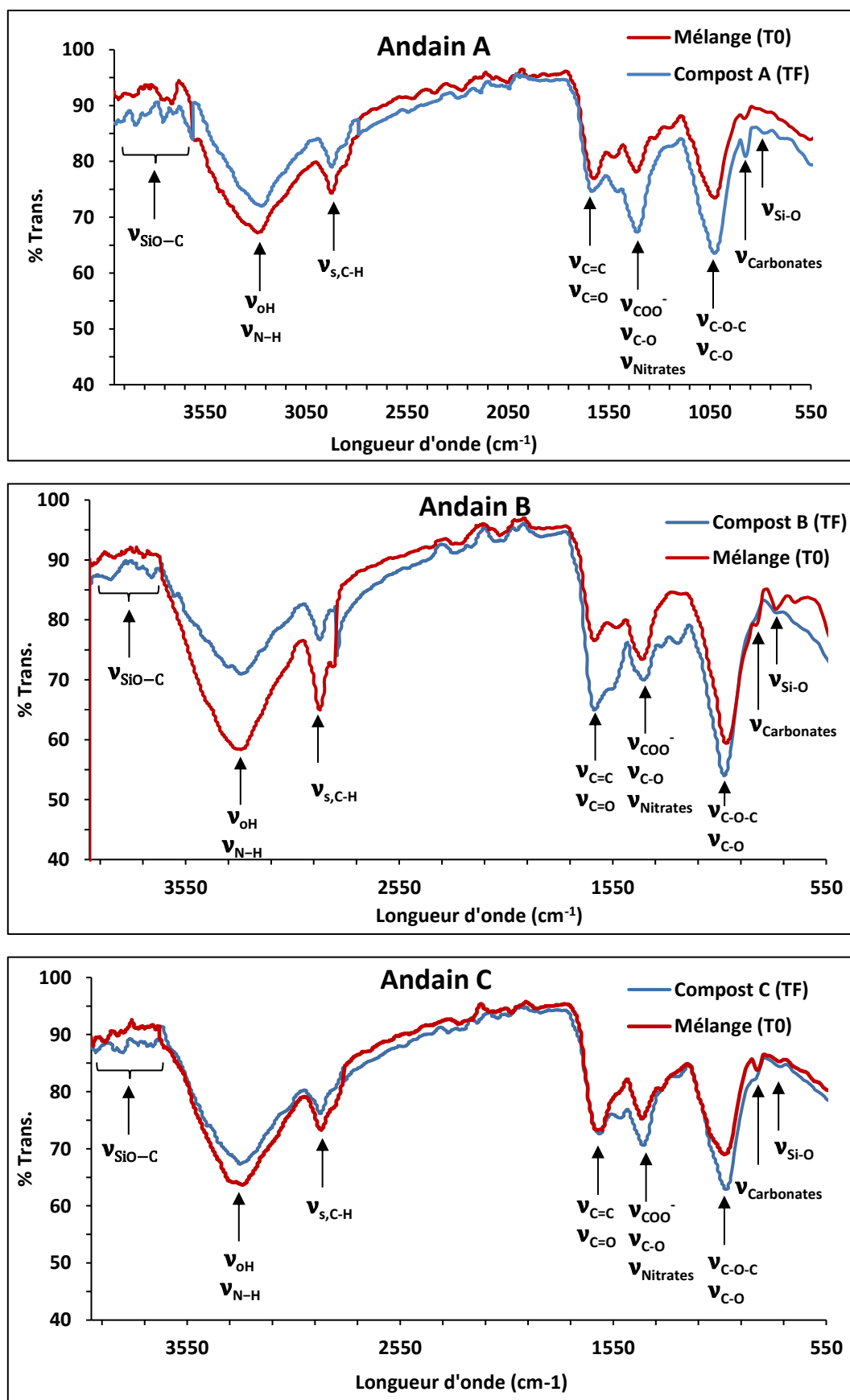


Figure 44 : Spectres FTIR des trois mélanges compostés (A, B, C) à l'état initial (T₀) et après leur maturation (T_F)

D'autres groupes fonctionnels représentés par les bandes situées entre 1420-1400 cm^{-1} caractérisant la vibration d'élongation COO^- et la vibration d'élongation C-O attribuées respectivement aux acides carboxyliques et aux carbonates et la présence des nitrates ont été enregistrées. Leur forte intensité d'absorbance dans les composts confirme ainsi l'évolution avancée du processus de co-compostage, ce qui confirme leur forte intensité d'absorbance dans les composts. Les bandes présentes à 1010-1020 cm^{-1} relatives aux vibrations C-O-C et C-O correspondent probablement aux polysaccharides.

En outre, des bandes sont observées vers 875 cm^{-1} chez les composts signifiant la présence des carbonates sous forme des calcites. La présence de la silicate sous forme de quartz a été aussi observée chez les composts A et B par la présence d'une bande à 779 cm^{-1} et chez le compost C par la présence d'une bande à 798 cm^{-1} . Ces composés représentent la fraction inorganique des composts produits.

Les résultats obtenus par la spectroscopie FTIR corroborent ceux trouvés par Hachicha et al., (2009) et Masmoudi et al.(2013) confirmant ainsi que l'activité des microorganismes au cours du processus de compostage entraîne des changements voire même des transformations, traduites, d'une part, par la diminution des groupes aliphatiques, des phénols et de carbone ; et d'autre part, par l'augmentation des groupes aromatiques et azotés. Ce qui reflète une biodégradation de la matière organique, une biosynthèse des substances humiques et une production de la matière stable ; prouvant un bon déroulement du processus de co-compostage et la production d'un compost mature.

IV.2.3. Analyse par diffraction des rayons X (DRX)

L'analyse par diffraction des rayons X a été réalisée pour identifier les structures et les phases des échantillons collectés durant la phase initiale et finale du processus de co-compostage. Les résultats d'analyses DRX sont illustrés dans la figure 45.

Les diffractogrammes obtenus pour les différents échantillons présentent une série de pics de diffraction bien définis qui correspondent à des phases solides bien cristallisées et un bruit de fond indiquant une phase non cristallisée ou amorphe. L'ensemble des mélanges analysés présentent la même allure, ils sont majoritairement composés du dioxyde de silicium et carbonate de calcium. Leur phase cristalline est présente à la phase finale du processus de co-compostage. Une diminution de l'intensité de certains pics a été remarquée ce qui pourrait être expliquée par la dégradation de la matière organique au cours du co-compostage et la formation des substances humiques (Hu et al., 2011).

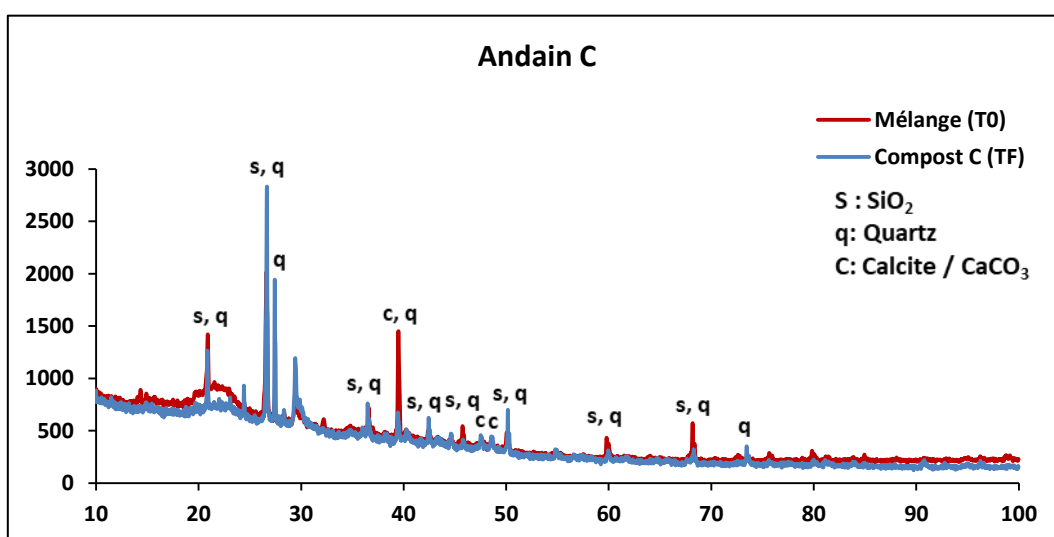
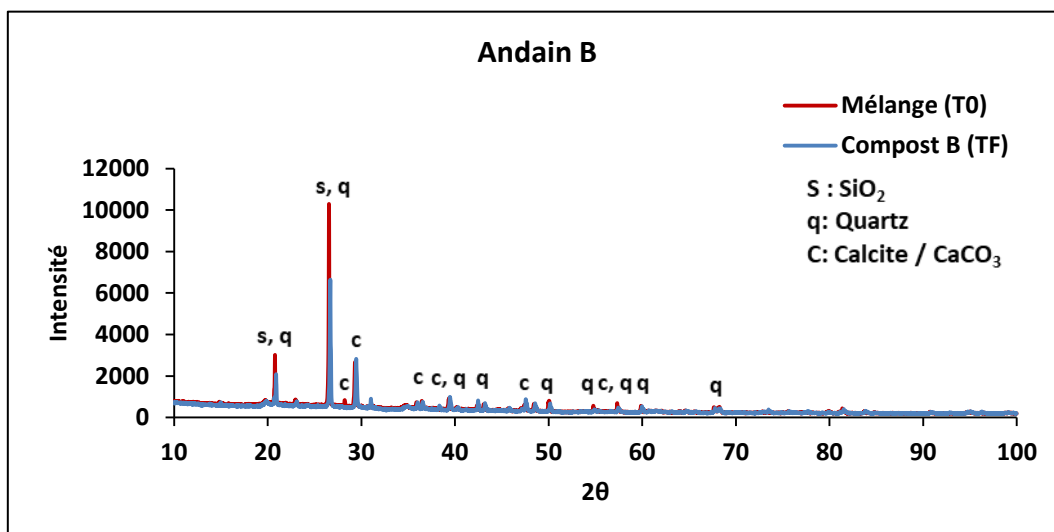
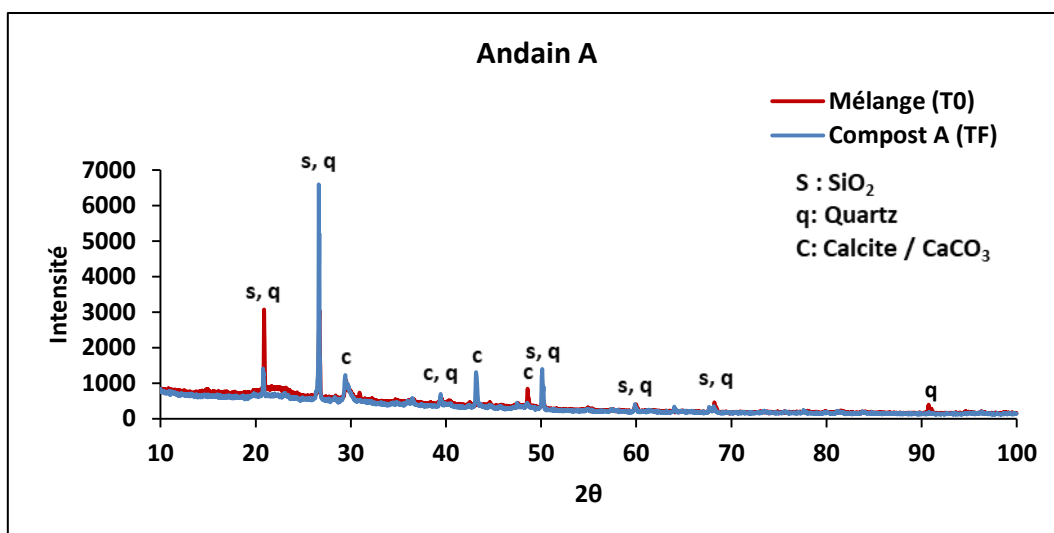


Figure 45 : Diagrammes de DRX des trois mélanges (A, B et C) à l'état initial (T₀) et après leur maturation (T_F)

Les résultats obtenus par DRX sont en accord avec ceux obtenus par FTIR qui suggèrent la présence du quartz et de la calcite au stade final du processus de co-compostage. En effet, la présence de ces éléments dans le compost renforce les tissus des végétaux et stimule leur résistance naturelle aux maladies et aux attaques parasitaires.

IV.3. Analyse de corrélation et en composantes principales des paramètres de co-compostage

En vue d'étudier l'influence des différents paramètres de contrôle sur l'évolution du processus de co-compostage, une analyse de corrélation entre ces paramètres des mélanges a été établie. Cette analyse a eu lieu, dans un premier temps, par l'établissement de la matrice de corrélation (tableau 13), suivi par une analyse en composante principale qui permet de déduire les principaux facteurs influençant le processus de co-compostage (Figure 46).

Les résultats révèlent une corrélation positive et significative entre la température et la CE pour les trois mélanges, entre le pH et la température pour le compost A et entre la CE et le pH pour le compost B. En effet, au cours des premières phases du processus de co-compostage (mésophile et thermophile), l'activité intense des microorganismes entraîne une augmentation de la température accompagnée d'une minéralisation de la matière organique et une libération des acides organiques et des sels minéraux reflétant un changement de pH et une augmentation de la CE du milieu d'où les corrélations observées entre la température, le pH et la CE.

Une forte corrélation entre MO, le rapport C/N et la dégradation des composés phénoliques est aussi constatée pour les différents mélanges et qui s'explique par le fait que l'activité des microorganismes lors du processus de co-compostage engendre une diminution du taux de carbone associé à l'augmentation de la concentration en azote entraînant ainsi la réduction du rapport C/N et la biodégradation de la matière organique. Cette activité contribue aussi à la réduction des taux des composés phénoliques contenus dans les mélanges.

En outre, une forte corrélation négative est notée entre l'indice de germination, la matière organique et le rapport C/N et les composés phénoliques révélant que cet indice dépend principalement des taux des composés phytotoxiques. Ce résultat confirme également les hypothèses supposant que la présence des acides organiques, dus à la biodégradation de la matière organique au cours des premières phases de co-compostage inhibent la germination des graines et la croissance des plantes, et que l'effet phytotoxiques est dû aux fortes concentrations en composés phénoliques.

Valorisation des margines par la filière de compostage des sous-produits vinicoles

Tableau 13 : Matrice de corrélation entre les différents paramètres de contrôle du processus de co-compostage et l'indice de germination pour les trois mélanges

	T°	pH	CE	C/N	MO	E ₄ /E ₆	Composés phénoliques	IG
Mélange A	T°	1						
	pH	0.608*	1					
	CE	0.664**	0.106	1				
	C/N	-0.186	-0.495	0.294	1			
	MO	-0.042	-0.388	0.410	0.984**	1		
	E ₄ /E ₆	0.347	0.273	0.635	0.669	0.772	1	
	Composés phénoliques	-0.023	-0.433	0.438	0.966**	0.981**	0.713	1
	IG	-0.012	0.531	-0.455	-0.963**	-0.969**	-0.645	-0.981**
Mélange B	T°	1						
	pH	0.345	1					
	CE	0.761**	0.545*	1				
	C/N	-0.301	-0.594	-0.713	1			
	MO	-0.122	-0.669	-0.631	0.967**	1		
	E ₄ /E ₆	0.467	0.177	0.135	0.539	0.551	1	
	Composés phénoliques	-0.227	-0.746	-0.760	0.955**	0.977**	0.415	1
	IG	0.091	0.761	0.705	-0.887**	-0.948**	-0.407	-0.981**
Mélange C	T°	1						
	pH	-0.091	1					
	CE	0.674**	0.335	1				
	C/N	0.187	-0.848*	-0.293	1			
	MO	0.421	-0.814*	-0.060	0.951**	1		
	E ₄ /E ₆	0.739	-0.243	0.530	0.605	0.721	1	
	Composés phénoliques	0.410	-0.758	-0.001	0.950**	0.968**	0.801	1
	IG	-0.496	0.762	-0.033	-0.931**	-0.977**	-0.809	-0.992**

*Corrélation significative au niveau 0.05

**Corrélation significative au niveau 0.01

Différemment des autres mélanges, nous notons une corrélation négative entre le pH, le rapport C/N et la matière organique pour le mélange C. Ceci pourrait être expliqué par la présence d'acides organiques et des sels minéraux formés lors la dégradation de la matière organique

indiquant ainsi la variation du pH du milieu. De plus, ce résultat prouve que la composition des mélanges initiaux et la nature des composés libérés lors du processus de co-compostage influence significativement l'évolution du pH.

Les résultats de l'analyse en composantes principales (ACP) montrent que seules deux composantes de l'ACP expliquent la quasi-totalité de l'information ou de la variabilité (Figure 46). La première composante (PC 1) explique 60.75%, 59.78%, 63.38% et la deuxième composante (PC 2) explique 29.65%, 24.24%, 24.02 % de la variabilité entre les profils des paramètres de contrôle du processus de compostage, respectivement pour les mélanges A, B et C.

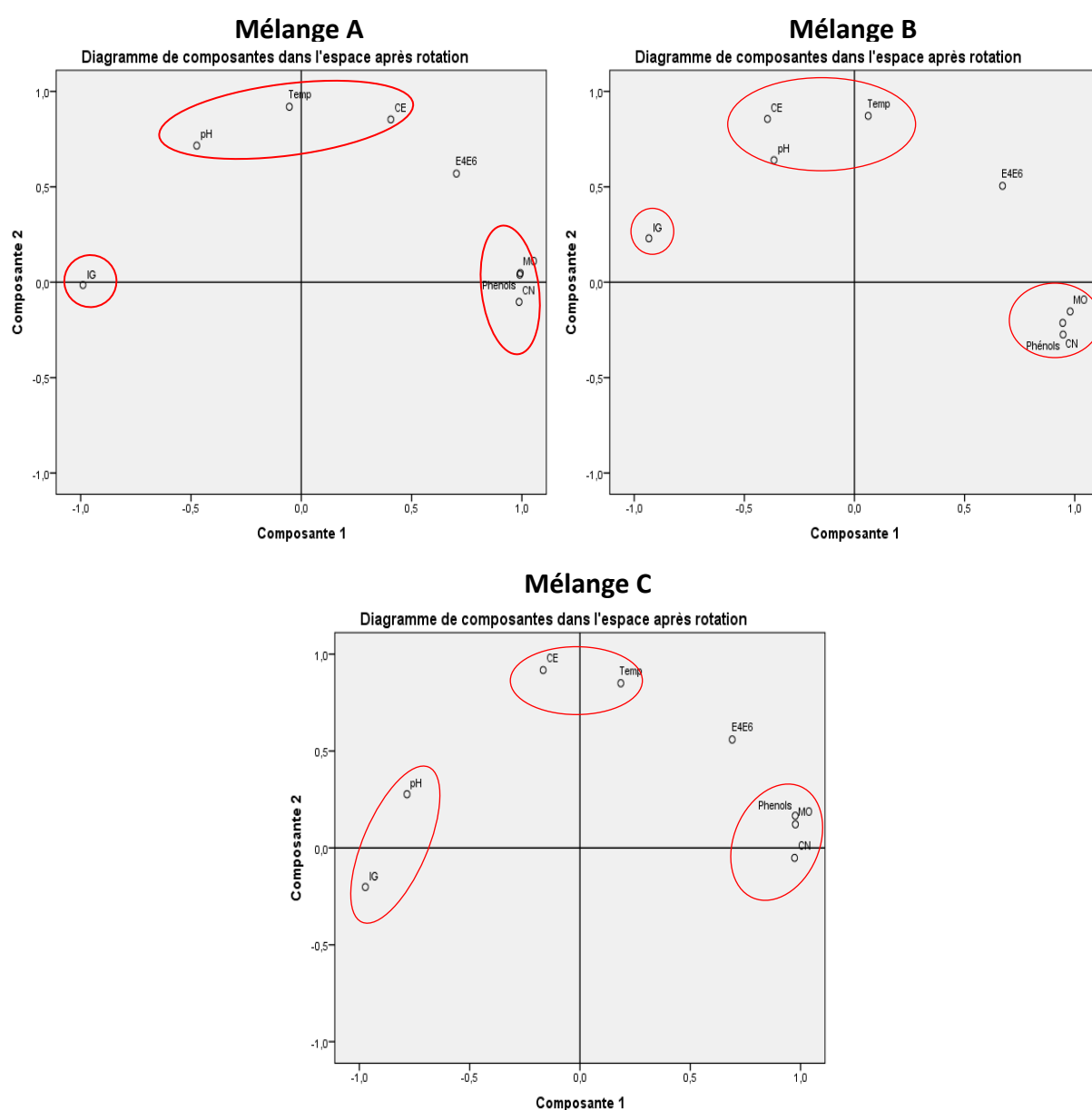


Figure 46 : Analyse en composantes principales des paramètres de contrôle pour les mélanges A, B et C au cours du processus de co-compostage

La projection sur plan de ces variables (Figure 46), montre leur affinité le long de chaque axe et elle fait ressortir trois groupes :

- **Le groupe 1**, porté positivement sur l'axe 1 montre que la matière organique, le rapport C/N et les composés phénoliques varient dans le même sens, respectivement pour les mélanges A, B et C.
- **Le groupe 2**, situé sur la partie positive de l'axe 2, est formé de la température, du pH et de la conductivité électrique, respectivement pour les mélanges A et B. pour le compost C, ce groupe est composé de la température et de la conductivité électrique
- **Le groupe 3**, s'oppose au groupe 1 puisqu'il est porté négativement sur l'axe 2 et renferme l'indice de germination pour les mélanges A et B. Tandis que le mélange C, il renferme en plus de l'indice de germination, le pH.

L'Analyse en Composantes Principales confirme les résultats de corrélation et nous mène à conclure que le rapport C/N, la dégradation de la matière organique et les composés phénoliques sont de grande influence sur le processus de co-compostage des margines et des sous-produits vinicoles et donc de la qualité de compost produit.

IV.4. Caractérisation des composts élaborés

La qualité des composts élaborés a été évaluée par la mesure des paramètres physico-chimiques et métalliques représentés dans le tableau 14.

Tableau 14 : Caractérisation physico-chimique des composts

Paramètres	Compost A	Compost B	Compost C	Normes NFU44-051
pH	7.02±0.02	7.09±0.03	8.38±0.02	ND
CE mS.cm ⁻¹	1.75±0.02	3.04±0.03	1.92±0.03	ND
C/N	12.00±1.23	15.08±2.08	12.24±1.15	> 8
Eléments minéraux et fertilisants mg/kg				
P	855.99	158.37	346.15	ND
K	2763.56	2368.35	2264.55	ND
Mg	897.68	901.90	810.35	ND
Ca	10153.95	9237.85	9760.55	ND
Fe	5414.84	5101.55	6121.70	ND
Na	225.67	259.65	309.45	ND
Mn	49.65	31.65	33.35	ND
Eléments traces métalliques mg/kg				
Zn	57.83	11.6	12.2	600
Cu	22.26	5.95	6.55	300
Cr	9.35	7.60	5.95	12
Ni	< 0.01	0.06	0.06	2
Cd	1.5	1.0	1.2	3
As	< 0.01	< 0.01	< 0.01	18
Se	< 0.01	< 0.01	< 0.01	12

L'analyse des résultats montre que les composts A et B se caractérisent par un pH neutre, un rapport C/N respectivement de 12 et 15.08. Le compost C est légèrement basique (pH = 8.3) et se caractérise par un rapport C/N de 12.24 voisin de celui du compost A et les deux sont inférieurs de presque 20 % de celui du compost B car ce dernier est doté d'une charge en matière organique de plus issue des effluents vinicoles qui nous ont servi pour l'humidification.

Par ailleurs, les composts produits sont riches en éléments fertilisants et en éléments minéraux marqués, d'une part, par la forte présence du calcium, du potassium et du fer ; et d'autre part, des teneurs non négligeables en phosphore, magnésium et sodium. Ces éléments jouent un rôle essentiel et très important dans le développement et la croissance des plantes. En termes de charge métallique, les composts A, B et C répondent parfaitement à la norme française de qualité des amendements organiques NFU44-051 relative aux composts des déchets des

industries agroalimentaires. Les résultats ainsi obtenus corroborent ceux d'autres études antérieures valorisant les margines par co-compostage (Hachicha et al., 2009).

V. Applications des composts produits pour la culture de radis

V.1. Caractérisation du sol

La texture et la caractérisation physicochimique du sol sur lequel nous avons appliqué les composts comme amendements organiques sont représentées respectivement dans les tableaux 15 et 16. L'analyse des résultats relate que le sol est limoneux, faiblement basique et de faible conductivité électrique et de charge minérale. Sa caractérisation physico-chimiques révèle qu'il est riche en calcium, en potassium et en calcium et pauvre en azote minérale et en phosphore assimilable. Ce sol est très défavorisé en matière organique ; ce qui nécessite son amendement avant toute application.

Tableau 15 : Texture du sol à amender par les composts

Texture	Taux (%)
Argile	28.99
Limon	59.8
Sables	11.20

Tableau 16 : Caractérisation physico-chimique du sol à amender par les composts

Paramètres	Valeurs
pH	7.65
CE (mS.cm ⁻¹)	0.204
MO %	1.42
Calcaire totale %	32.32
Calcaire actif %	10.58
Azote minérale (mg/kg)	44.90
P ₂ O ₅ (mg/kg)	12.19
K ₂ O (mg/kg)	394.40
CaO (mg/kg)	3875.66
Na ₂ O (mg/kg)	154.62

V.2. Caractérisation du fumier de bovins

Le fumier de bovins a été utilisé dans cette étude comme témoin pour évaluer l'effet d'apport des composts produits sur la culture de radis et dans les traitements appliqués dans les parcelles en le mélangeant avec les différents composts, selon des proportions bien définies. Sa caractérisation physico-chimique est représentée dans le tableau 17.

Le fumier de bovins se caractérise par un pH légèrement basique, et une faible conductivité électrique. Par rapport aux composts élaborés, sa teneur en matières fertilisantes est légèrement faible. Toutefois, le fumier utilisé est riche en éléments fertilisant et en éléments minéraux et répond parfaitement à la norme d'amendement organique NFU44-051.

Tableau 17 : Caractérisation physico-chimique du fumier de bovins

Paramètres	Fumier de bovins	Normes NFU44-051
pH	7.65 ± 0.15	ND
CE (mS/cm)	1.13 ± 0.02	ND
C/N	22.55 ± 0.68	> 8
P (mg/kg)	828.12	ND
K (mg/kg)	2348.24	ND
Na (mg/kg)	5.67	ND
Mn (mg/kg)	3.45	ND
Zn (mg/kg)	3.83	ND
Cu (mg/kg)	2.06	600
Cr (mg/kg)	0.85	300
Ni (mg/kg)	< 0.01	12
Cd (mg/kg)	< 0.01	2
As (mg/kg)	< 0.01	3
Se (mg/kg)	< 0.01	18

ND : Non déterminé

V.3.Effet des composts sur la croissance aérienne des radis

L'effet des composts sur la croissance aérienne des radis a été évalué par la mesure du nombre de feuilles / plante, de la longueur des tiges et de la surface foliaire.

V.3.1. Effet des composts sur le nombre de feuilles par plante

La figure 47, illustre l'effet de l'apport des composts sur le nombre de feuilles par plante de radis. L'analyse de ces résultats montre que les composts et les mélanges des composts avec le

fumier entraînent une augmentation du nombre de feuilles par plante par rapport au témoin (fumier seul).

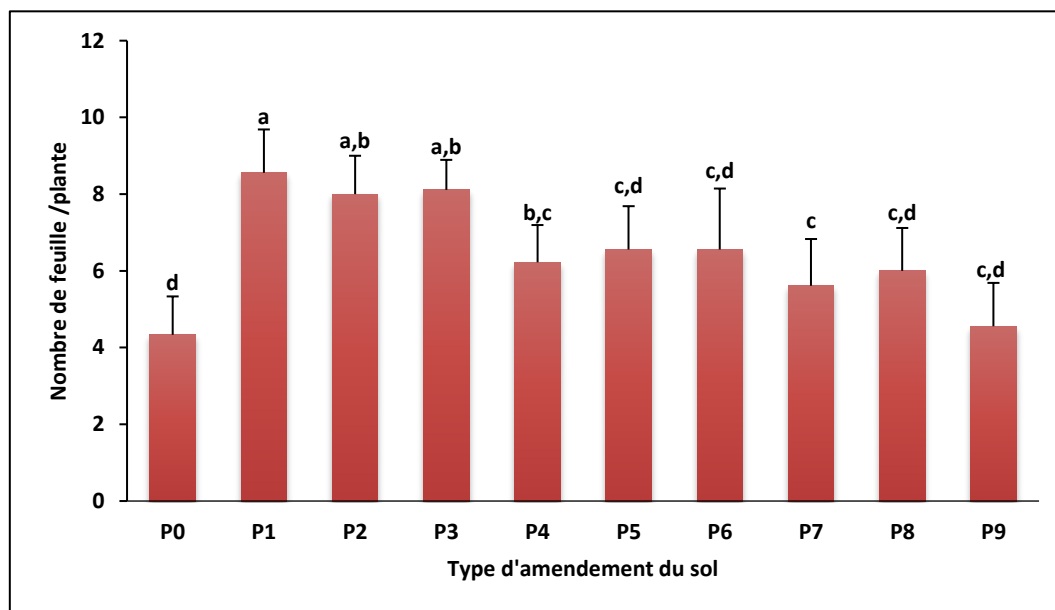


Figure 47 : Effet des composts A, B et C sur le nombre des feuilles par plantes des radis

Les lettres (a-d) indiquent des différences significatives ($p < 0.05$) entre les traitements

P₀ : 100% F ; P₁ : 100% CA ; P₂ : 100% CB ; P₃ : 100% CC ; P₄ : 75% CA + 25% F ;

P₅ : 75% CB + 25% F ; P₆ : 75% CC + 25% F ; P₇ : 50% CA + 50% F ; P₈ : 50% CB + 50% F ;

P₉ : 50% CC + 50% F ; F : Fumier de bovins

L'application des traitements à base des mélanges de compost et du fumier (P₄, P₅, P₆, P₇, P₈, P₉) a réduit significativement le nombre de feuilles par plante par rapport au fumier. Cependant, l'application des composts bruts à 100% (P₁, P₂, P₃) a amélioré favorablement la production des feuilles du radis. Ceci s'explique par la richesse des composts en phosphore, en calcium et en magnésium. En effet, la présence du phosphore joue un rôle physiologique à plusieurs niveaux et participe à la croissance et la couleur des feuilles des plantes. Il facilite aussi la floraison et la fructification des plantes en synergie avec l'azote et autres éléments. Le calcium, l'un des nutriments essentiels pour une croissance saine des plantes, a joué un rôle dans l'activation des enzymes et la création des liens entre les parois cellulaires ; un manque de calcium dans une plante implique une perte de cohésion entre les cellules, qui se traduit par une brûlure de l'apex ou de la marge des jeunes feuilles. Cet élément a contribué aussi à maintenir la qualité des fleurs, des fruits et des légumes à la suite de la récolte et durant l'entreposage. En ce qui concerne le magnésium, c'est le contributeur majeur de la photosynthèse car il représente l'atome central dans la molécule de chlorophylle ; pigment qui donne aux plantes leur couleur verte. Il contribue aussi à l'activation des enzymes et à la synthèse des protéines.

Aucune différence significative n'a été observée entre l'effet des trois types de composts (P_1 , P_2 , P_3) sur le nombre de feuilles/plante. Tandis qu'une différence significative est observée entre les différents traitements appliqués et le fumier (P_0).

Dans le même contexte, Abid et al. (2016) ont montré que l'application du compost à base du palmier dattier à 30% augmente significativement la production des feuilles des tomates.

V.3.2. Effet des composts sur la longueur des tiges

Les résultats obtenus pour l'effet des composts élaborés sur la longueur des tiges du radis sont enregistrés dans la figure 48.

Le dépouillement des résultats montre que l'application des composts seuls ou en mélange avec le fumier augmente la croissance aérienne des radis traduite par des longueurs des tiges importantes observées chez les radis cultivés dans les parcelles P_1 , P_2 , P_3 amendées avec le compost seul. Ceci est dû principalement à la présence du cuivre et du zinc dans les composts. Ces éléments chimiques ou oligoéléments sont observés sous formes cationiques. Ils interviennent dans la synthèse des protéines, notamment la chlorophylle et dans la photosynthèse particulièrement pour le cuivre. Pour le zinc, il synthétise aussi de l'amidon et il a un rôle spécifique dans le métabolisme de l'auxine hormone responsable de l'élongation cellulaire. Le zinc protège, de plus, la plante des stress oxydants en conditions de forte lumière et de sécheresse.

L'analyse de la variance ne montre aucun effet significatif entre les trois types de compost. En revanche, une différence significative est enregistrée entre les différents traitements appliqués et le fumier (témoin). Ceci prouve les faibles teneurs du fumier en cuivre et en zinc.

L'amendement du sol par les composts améliore ainsi la longueur des radis, en assurant les éléments nutritifs favorables à leur croissance. En effet, les composts agissent plus efficacement sur la croissance aérienne des plantes du radis.

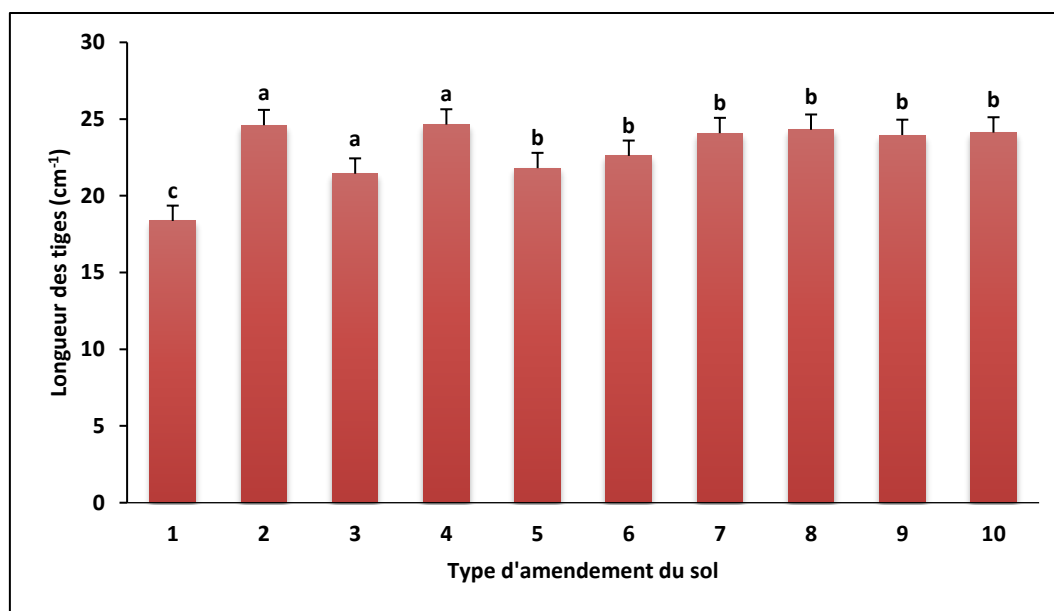


Figure 48 : Effet des composts A, B, et C sur la longueur des tiges des radis

Les lettres (a-c) indiquent des différences significatives ($p < 0.05$) entre les traitements

P₀ : 100% F ; P₁ : 100% CA ; P₂ : 100% CB ; P₃ : 100% CC ; P₄ : 75% CA + 25% F ;

P₅ : 75% CB + 25% F ; P₆ : 75% CC + 25% F ; P₇ : 50% CA + 50% F ; P₈ : 50% CB + 50% F ;

P₉ : 50% CC + 50% F ; F : Fumier de bovins

Des résultats similaires ont été enregistrés par Hachicha et al. (2008) montrant que l'apport du compost à base des margines et de fumier de volaille a permis une amélioration de la croissance des plantes de pommes de terre exprimée par une meilleure augmentation de la longueur de leurs tiges. Aussi, Abid et al. (2016) ont révélé que l'addition de compost améliore nettement la croissance des tomates par rapport au fumier. Ces auteurs attribuent cette amélioration au caractère physique, chimique et biologique du compost.

V.3.3. Effets des composts sur la surface foliaire

La figure 49, présente l'effet de l'apport des différents traitements sur la surface foliaire des feuilles du radis. Les résultats trouvés attestent que les composts utilisés augmentent la surface foliaire des plantes de radis par rapport au fumier. Les meilleures surfaces ont été notées dans les feuilles du radis amendées par les composts bruts (P₁, P₂, P₃) avec une augmentation de plus de 50 %.

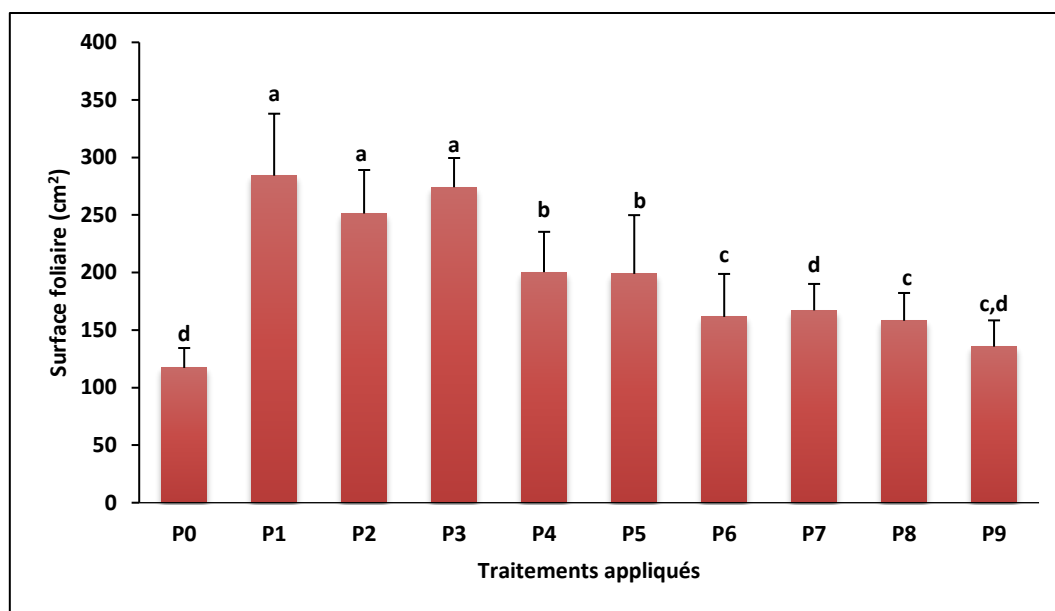


Figure 49 : Effet des composts A, B, et C sur la surface foliaire des radis

Les lettres (a-c) indiquent des différences significatives ($p < 0.05$) entre les traitements

P₀ : 100% F ; P₁ : 100% CA ; P₂ : 100% CB ; P₃ : 100% CC ; P₄ : 75% CA + 25% F ;

P₅ : 75 CB% + 25% F ; P₆ : 75% CC + 25% F ; P₇ : 50% CA + 50% F ; P₈ : 50% CB + 50% F ;

P₉ : 50% CC + 50% F ; F : Fumier de bovins

L'histogramme de la figure 49 montre une différence significative entre les sols amendés par les différents composts ou en mélanges avec le fumier et le sol amendé par le fumier seul. De plus, avec l'augmentation des doses de fumier dans le mélange la surface foliaire a tendance à diminuer. Ceci semble être expliqué par la déshydratation rapide des plantes lors de l'amendement du sol avec le fumier. Alors que les composts à base des margines aident la feuille de la plante à emmagasiner de l'eau.

Lazcano et al., (2009), ont montré que l'addition du compost ou du vermicompost à des supports de cultures de tomates améliorent significativement la surface foliaire de leurs feuilles. Pendant la même année, Belkharchouche et al. (2009) ont signalé que la surface foliaire détermine à la fois les quantités d'eau utilisées par la plante sous forme de transpiration et les quantités de carbone fixées par voie photosynthétique. Cette surface conditionne aussi la résistance à la sécheresse. Ces auteurs suggèrent qu'une surface foliaire réduite présentera plus d'avantages qu'une surface foliaire élevée.

V.3.4. Effet des composts sur la croissance souterraine des radis

L'évaluation de l'effet des composts sur le développement racinaire des radis a été exprimée par mesure du diamètre et de la longueur des radis après leur récolte (calibre). La figure 50 relate les résultats de cet effet et montre une amélioration de la croissance souterraine des radis par l'apport des composts bruts ou mélangés avec le fumier. Une augmentation d'environ 50 % a été notée chez les radis cultivés dans les parcelles amendées par les composts à 100 %.

Cependant, statistiquement aucune différence significative n'a été observée entre les trois composts, ce qui nous mène à déduire que l'amendement des sols par les margines co-compostées avec les sous-produits vinicoles permet une amélioration significative du calibre des radis. Ce résultat peut être attribué à la structure poreuse du sol créée lors de l'ajout de compost qui permet le développement des racines des cultures exprimé par l'amélioration de la longueur, du diamètre et de la maturité du fruit racinaire (radis). Néanmoins, cette amélioration dépend de la dose du compost appliquée et du type de culture cultivée. Les résultats ainsi obtenus concordent avec ceux présentés par Nartey et al., (2017) qui ont remarqué que l'apport du compost améliore significativement le calibre des tomates.

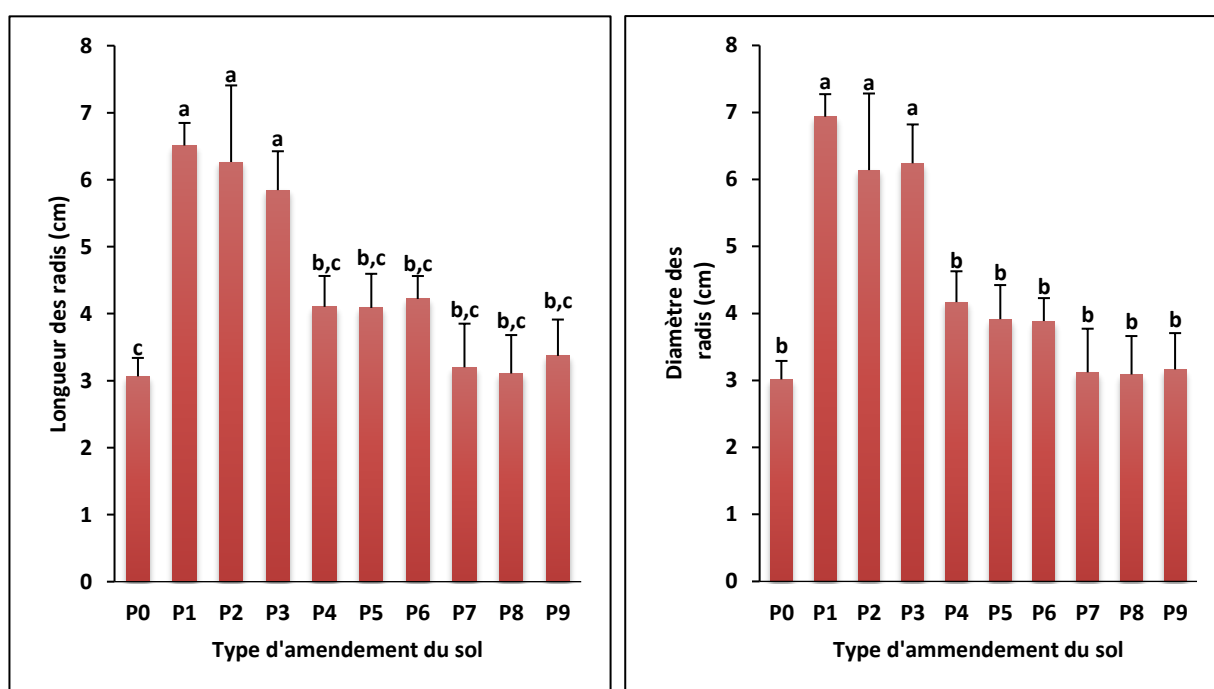


Figure 50 : Effets des composts A, B et C sur la croissance souterraine des radis

Les lettres (a-c) indiquent des différences significatives (p < 0.05) entre les traitements

P₀ : 100% F ; P₁ : 100% CA ; P₂ : 100% CB ; P₃ : 100% CC ; P₄ : 75% CA + 25% F ;

P₅ : 75% CB + 25% F ; P₆ : 75% CC + 25% F ; P₇ : 50% CA + 50% F ; P₈ : 50% CB + 50% F ;

P₉ : 50% CC + 50% F ; F : Fumier de bovins

V.3.5. Effet des composts produits sur le rendement de la production des radis cultivés

Le rendement de la production des radis a été calculé pour évaluer l'effet des composts (Figure 51). Sur les parcelles amendées avec le fumier de bovins, le rendement est de 52.5 t/ha. Tandis que les parcelles amendées avec les composts, le rendement varie de 52.8 t/ha à 57.7 t/ha.

Les composts produits ont significativement amélioré la productivité de la culture des radis. Les meilleurs résultats ont été enregistrés pour les sols amendés par les composts A, B et C seuls avec une légère augmentation du rendement de 10% lors de l'utilisation des composts A et C humidifiés par les margines.

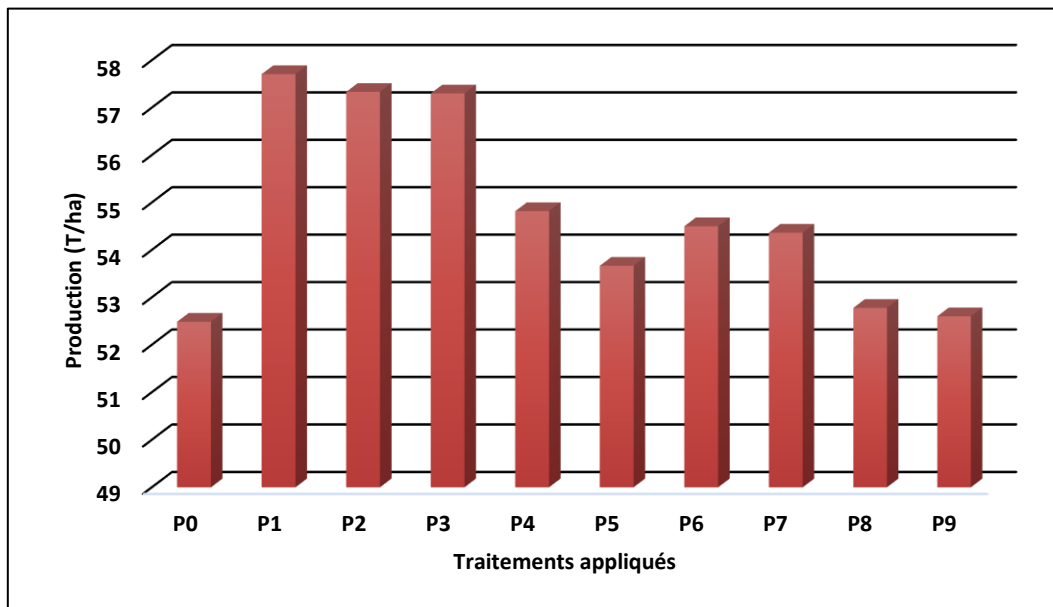


Figure 51 : Effet des différents traitements du sol sur le rendement de la production des radis récoltés

L'effet positif des composts à base de margines sur le rendement des radis dépend notamment de leur richesse en nutriments et en éléments fertilisants particulièrement N, P, K, Ca, Mg et Fe ; éléments qui jouent un rôle très important dans la croissance des plantes, favorisant ainsi leur activité végétative ; ce qui entraîne une amélioration du rendement en production. Ces résultats corroborent ceux trouvés par Regni et al., (2017) montrant qu'une application de longue durée des margines compostées sur le sol améliore l'activité végétative et le rendement des olives. Ces auteurs affirment aussi que d'autres facteurs indirects tels que, la capacité de rétention d'eau et l'activité de la biomasse microbienne stimule aussi la croissance des oliviers et améliore le rendement et la qualité de l'olive.

VI. Application des composts élaborés pour la lutte biologique : Etude du pouvoir antifongique et antibactérien des jus des composts

VI.1. Etude in vitro du pouvoir antifongique des jus des composts : Cas du *Fusarium oxysporum*

L'activité antifongique testée sur le *Fusarium oxysporum* est illustrée dans la figure 52. Les résultats obtenus attestent une activité antifongique contre le *Fusarium oxysporum* pour tous

les jus de compost. Cependant, la meilleure inhibition est notée chez le compost A avec l'ajout d'inoculum de levure, elle est de 70%. Ce résultat pourrait être expliqué par l'effet antifongique des margines prouvé par les travaux de Abid et al., (2015), qui est probablement favorisé par l'ajout de levure.

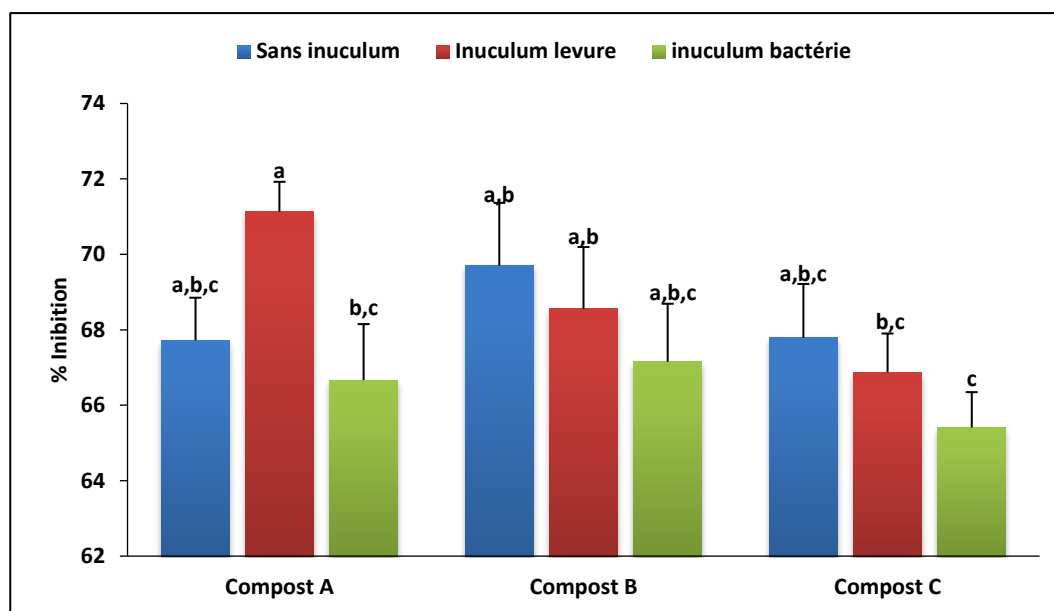


Figure 52 : Pouvoir antifongique des jus des composts sur la croissance mycélienne le *Fusarium Oxysporum*

Les lettres (a-c) indiquent des différences significatives ($p < 0.05$) entre les traitements

L'application des jus de compost réagit en inhibant la croissance mycélienne du champignon et aussi en changeant son aspect dû à son stress (Figure 53).

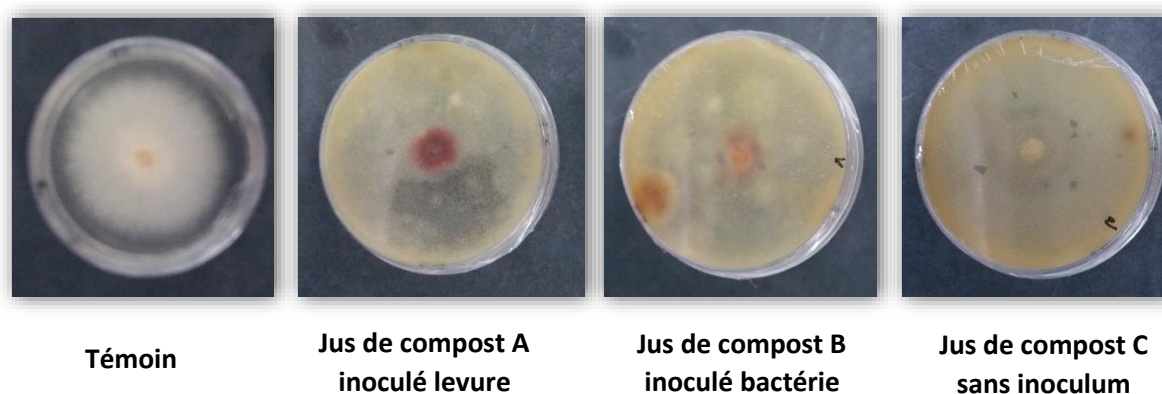


Figure 53 : Croissance mycélienne et aspect du *Fusarium Oxysporum* avant et après application des jus des composts

VI.2. Etude in vitro du pouvoir antibactérien des jus des composts : Cas de l'*Erwinia Amylovora*

Le pouvoir antibactérien des jus des composts a été aussi testé sur l'*Erwinia Amylovora*, agent responsable du feu bactérien. Ce test montre que l'ensemble des jus appliqués réagit contre l'activité de cette bactérie (Figure 54). Cependant, ils diffèrent entre eux par le diamètre des zones d'inhibition. Un diamètre assez élevé a été noté chez le jus de compost C, dû fort probablement à la nature des déchets compostés. Toutefois, l'ajout d'inoculum que ce soit levure ou bactérie montre une différence significative ($p < 0.05$) par rapport à l'ajout du jus de compost sans inoculum.

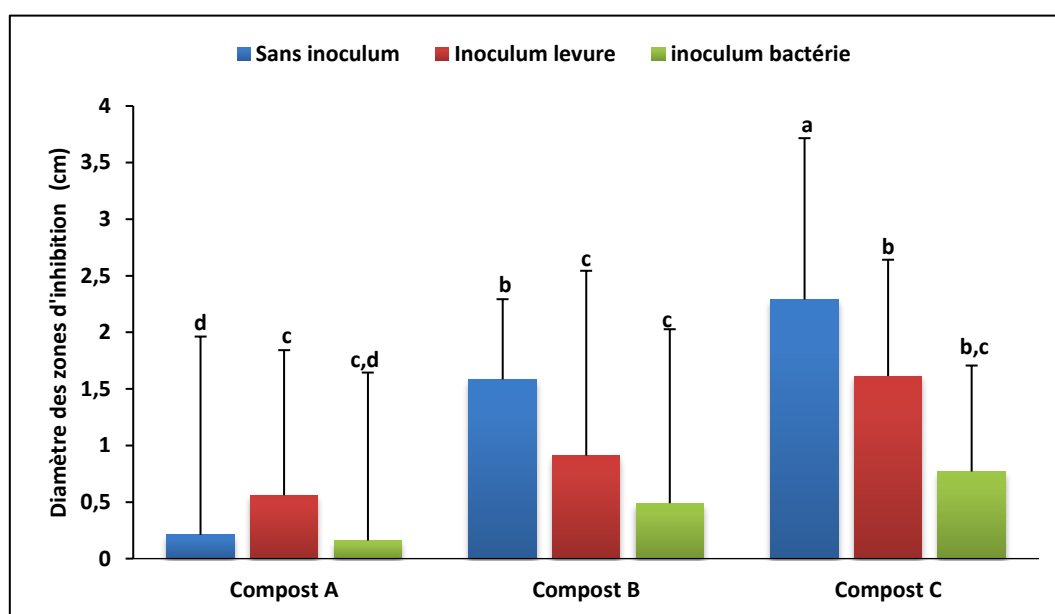


Figure 54 : Pouvoir antibactérien des jus des composts contre l'*Erwinia Amylovora*

Les lettres (a-c) indiquent des différences significatives ($p < 0.05$) entre les traitements

Afin de confirmer ces résultats, la technique de confrontation a été réalisée. Cette technique repose sur un test d'antagonisme entre les bactéries développées par les jus de compost et l'*Erwinia Amylovora*. Le tableau 18 présente les résultats de cette confrontation.

Tableau 18 : Pouvoir bactérien des jus des composts contre l'*Erwinia amylovora*

Jus des composts	Compost A	Compost B	Compost C
Sans inoculum	-	-	+
Inoculé par levure	-	-	+
Inoculé par bactérie	-	-	+

Les résultats ainsi obtenus montrent que seul le compost C inhibe favorablement l'activité bactérienne de l'*Erwinia amylovora*.

VII. Conclusion

La valorisation des margines par la filière de co-compostage a conduit aux résultats suivants :

- La caractérisation initiale des substrats initiaux a préconisé leur utilisation avec des proportions bien définies des mélanges mis à composter. Trois mélanges ont été élaborés : A et B ont été réalisés à base des pâtes de margines, des marcs de raisins et des déchets verts, ils se différencient par le moyen d'arrosage ; les margines ont été utilisées pour le mélange A et les effluents vinicoles pour le mélange B. Le mélange C composé des marcs de raisins et des déchets verts, a été humidifié par les margines. Le compostage a eu lieu par mise, en andain aéré de ces mélanges.
- L'évolution du processus de compostage par le suivi de différents paramètres physico-chimiques, biologiques et spectroscopiques a assuré un bon déroulement du processus de co-compostage prouvé par une dégradation de la matière organique et la formation d'une matière stable riche en éléments fertilisants et sans aucun effet phytotoxique.
- Les composts produits ont répondu favorablement à la norme française d'amendement organique NF 44-51 en termes de rapport C/N et teneurs en éléments traces métalliques.
- L'analyse de corrélations et en composantes principales a permis de déduire que la dégradation de la matière organique, des composés phénoliques et le rapport C/N sont fortement corrélés et que leur contrôle au cours du processus de co-compostage des margines et des composés phénoliques s'avère indispensable.
- L'application des composts élaborés (A, B et C) comme amendements organiques pour la culture de radis a amélioré le rendement de production de cette culture de 10% et a stimulé la croissance des radis, traduit par leur développement aérien et souterrain.
- L'application des jus des composts bruts ou en présence d'inoculum comme agent antifongique contre le *Fusarium oxysporum* a inhibé sa croissance mycélienne de 65 à 71%.
- Seul le compost C, composé des marcs de raisins et des déchets verts humidifié par les margines, qui a révélé une inhibition de la croissance de cette bactérie et a démontré un pouvoir antibactérien assez important contre l'*Erwinia amylovora*.

CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES

L'étude menée sur le traitement des margines par un procédé couplant l'électrocoagulation et l'adsorption et leur valorisation par la filière de compostage avec les déchets vinicoles a eu lieu après avoir réalisé un diagnostic pour connaître les quantités produites des margines et des déchets vinicoles au niveau de la région Fès-Meknès.

Le traitement des margines a été effectué après leur caractérisation physico-chimique. La qualité de tout traitement a été évaluée par mesure de sa charge polluante exprimée en DCO, composés phénoliques et par mesure de l'intensité de leur couleur. Pour chaque méthode de traitement, les paramètres ayant une influence sur son efficacité ont été optimisés.

Le traitement des margines par électrocoagulation a été réalisé en utilisant 8 plaques d'aluminium, d'une surface totale de 40 m² séparées entre elles par une distance de 1 cm. Les paramètres optimisés sont le pH du milieu, la densité de courant et le temps d'électrolyse.

Le traitement des margines prétraitées par adsorption a eu lieu après avoir préparé les charbons actifs et déterminé la cinétique d'adsorption. La sciure de bois d'eucalyptus a été activée chimiquement par l'acide phosphorique, calcinée à 400 °C puis traitée chimiquement par l'acide chlorhydrique ou par l'hydroxyde de potassium pour modifier sa structure. Les paramètres optimisés sont le pH du milieu, la masse de l'adsorbant et la concentration initiale des polluants.

Les charbons actifs de la sciure de bois ont été caractérisés par la Spectroscopie Infrarouge à Transformée de Fourier (FTIR), la Diffraction des rayons X (DRX), la Microscopie électronique à Balayage (MEB) et par mesure du point isoélectrique et de la surface spécifique,

La valorisation des margines par la filière de compostage avec les déchets vinicoles a été accomplie après avoir caractérisé tous les substrats à composter par mesure des paramètres physico-chimiques et calcul de la composition nécessaire de chacun. Ainsi, trois mélanges ont été réalisés par la méthode d'andains aérés. Les margines ou les effluents vinicoles ont été rajoutés selon le besoin d'humidification des mélanges.

- **Andain A** : 1/3 Pâtes de margines + 1/3 Marcs de raisins + 1/3 Déchets verts + Margines ;
- **Andain B** : 1/3 Pâtes de margines + 1/3 Marcs de raisins + 1/3 Déchets verts + Effluents vinicoles ;
- **Andain C** : 1/2 Marcs de raisins + 1/2 Déchets verts + Margines.

Le déroulement du processus de co-compostage a été suivi par mesure des paramètres physico-chimiques (température, pH, conductivité électrique, rapport C/N, composés phénoliques), biologique (indice de germination), et spectroscopiques (rapport E_4/E_6 , FTIR, DRX).

L'efficacité des composts élaborés a été évalué par leur application comme amendements organiques du sol pour la culture des radis et pour la lutte biologique en étudiant *in vitro* leur pouvoir antifongique contre le *Fusarium oxysporum* et antibactérien contre l'*Erwinia amylovora*.

Les résultats de cette étude conduisent aux conclusions suivantes :

- Le diagnostic a décelé qu'au niveau de la région de Fès-Meknès, la production oléicole est estimée à 83 587 tonnes dont 75% sont destinées à la trituration d'olives et produit annuellement environ 80 000 m³ à 160 000 m³ des margines qui sont actuellement stockées dans des bassins à évaporation naturelle. Ce débit est très variable et dépend de la variété d'olives, du système et de la période de trituration d'olives. De même, la vinification des raisins génère des quantités non négligeables de déchets vinicoles estimés à environ 54 750 m³ d'effluents liquides/an et à 7 200 tonnes de marcs de raisins/an. L'ensemble de ces déchets doivent être traités ou valorisés.
- La caractérisation physico-chimique des margines dévoile qu'elles sont acides, portent une forte charge minérale et organique dépassant les normes marocaines de rejet des effluents dans les cours d'eaux.
- Le traitement des margines par électrocoagulation dans les conditions optimales de pH = 5.43 (pH initial des margines), d'une densité de courant de 35.7 mA.cm⁻² et de temps d'électrolyse de 90 min a permis une réduction d'environ 50% de leur charge polluante.
- La caractérisation de la sciure de bois brute et des charbons actifs préparés montre que son activation et sa modification chimique par l'acide chlorhydrique augmente sa surface spécifique et donc sa capacité d'adsorption. Les trois charbons se caractérisent par une structure amorphe et des vides intercellulaires sous forme de microcavités. Ils possèdent un point isoélectrique voisin à la neutralité prouvant que la charge extérieure des charbons est négative pour des pH du milieu supérieurs au pH_{pzc}. Leur surface est chargée positivement lorsque le pH est inférieur à celui du point isoélectrique.
- Le traitement des margines prétraitées par adsorption sur les charbons actifs de la sciure de bois préparés augmente le taux d'abattement des polluants de 40%. L'efficacité

maximale du traitement a été observée pour la sciure de bois d'eucalyptus activée et modifiée par l'acide chlorhydrique.

- L'étude de la cinétique d'adsorption révèle que le temps d'adsorption optimal est de 270 min et que la vitesse de la réaction est de pseudo-second ordre. Le maximum d'adsorption a été atteint pour une dose d'adsorbant de 2.4 g.L^{-1} , un pH de 6.12 et une concentration initiale en composés phénoliques de 1.81 g.L^{-1} et en DCO de $48 \text{ g d'O}_2\text{.L}^{-1}$.
- La modélisation des isothermes d'adsorption relate que l'adsorption des polluants des margines s'effectue en multicouche car la densité des sites d'adsorption décroît expérimentalement du fait qu'elle suit l'équation de Freundlich.
- Le traitement des margines dans les conditions optimales des deux procédés combinés a conduit à une réduction de la charge polluante des margines en termes de DCO, des composés phénoliques et de l'intensité de la couleur de 90%.
- La caractérisation physico-chimique des substrats utilisés pour leur compostage montre que les pâtes des margines sont composés majoritairement de carbone organique, du potassium, du phosphore, de calcium et de sodium. Les déchets vinicoles se caractérisent par une richesse en calcium et en potassium et une carence en sodium.
- Le suivi de l'évolution des différents paramètres au cours du processus de co-compostage dénote son bon déroulement, la biosynthèse d'un produit stable, riche en éléments fertilisants, sans aucun effet phytotoxique et conforme à la norme française relative aux amendements organiques NFU-44-51.
- L'application au champ des composts élaborés sur la culture du radis à raison de 6 tonnes/hectare a augmenté le taux de production des radis par rapport au fumier de 10%. L'ajout du compost a permis une stimulation de la croissance des radis par l'apport des nutriments favorables au développement de la plante.
- Les tests *in vitro* du pouvoir antifongique et antibactérien des jus des composts respectivement sur le *Fusarium oxysporum* et sur l'*Erwinia amylovora* enregistrent que seul le compost C à base des marcs de raisins et de déchets verts, humidifié par les margines, inhibe la croissance bactérienne. En revanche, une activité antifongique importante, variant entre 65 et 71%, a été notée chez tous les composts.

En guise de conclusion, la valorisation des margines dans la filière de compostage avec les sous-produits vinicoles présente une alternative prometteuse répondant favorablement aux impératives d'une économie circulaire. Elle permet à la fois la réduction des risques

environnementaux liés à ces déchets par diminution de leur volume, l'apport de la matière organique aux sols agricoles et des éléments nutritifs stimulant la croissance des plantes et la protection contre des maladies phytophagènes.

Ce travail ouvre de nombreuses perspectives relatives à la fois à la recherche et au développement industriel par :

- L'application à l'échelle semi-industrielle de la faisabilité de traitement des margines par un procédé couplant l'électrocoagulation et l'adsorption.
- La valorisation des margines dans d'autres voies telles que la production d'énergies et d'un amendement organique par compostage avec d'autres déchets agroalimentaires.
- La valorisation des résidus des matériaux adsorbants.
- La valorisation de la sciure de bois d'autres espèces d'arbres abondants dans la région Fès-Meknès, non valorisées jusqu'à présent.
- Le développement des mécanismes responsables de :
 - la rétention des polluants sur les charbons actifs de la sciure de bois ;
 - la dégradation des polyphénols et d'autres éléments composant les margines après leur compostage.
- La sensibilisation au traitement ou à la valorisation des déchets industriels et à leur réduction à la source.

RÉFÉRENCES

BIBLIOGRAPHIE



Aarfane, A., Salhi, A., El Krati, M., Tahiri, S., Monkade, M., Lhadi, E.K., and Bensitel, M. (2014). Etude cinétique et thermodynamique de l'adsorption des colorants Red195 et Bleu de méthylène en milieu aqueux sur les cendres volantes et les mâchefers (Kinetic and thermodynamic study of the adsorption of Red195 and Methylene blue dyes on fly ash and bottom ash in aqueous medium). *J. Mater. Environ. Sci.* 5, 1927–1939.

Abdi, H., and Williams, L.J. (2010). *Principal component analysis: Principal component analysis*. Wiley Interdiscip. Rev. Comput. Stat. 2, 433–459.

Abid, W., Ammar, E., Triki, M.A., Ben Abbou, M., and El Haji, M. (2015). Gestion et valorisation des margines par co compostage avec les déchets verts et amendements des sols agricoles pour l'amélioration des rendements.

Abid, W., Magdich, S., Mahmoud, I.B., Medhioub, K., and Ammar, E. (2016). Date Palm Wastes Co-composted Product: An Efficient Substrate for Tomato (*Solanum lycopersicum* L.) Seedling Production. *Waste Biomass Valorization* 1–11.

Achak, M., Ouazzani, N., Yaacoubi, A., and Mandi, L. (2008). Caractérisation des margines issues d'une huilerie moderne et essais de leur traitement par coagulation-floculation par la chaux et le sulfate d'aluminium. *Rev. Sci. Eau J. Water Sci.* 21, 53–67.

Achak, M., Hafidi, A., Ouazzani, N., Sayadi, S., and Mandi, L. (2009). Low cost biosorbent "banana peel" for the removal of phenolic compounds from olive mill wastewater: Kinetic and equilibrium studies. *J. Hazard. Mater.* 166, 117–125.

Achak, M., Hafidi, A., Mandi, L., and Ouazzani, N. (2014). Removal of phenolic compounds from olive mill wastewater by adsorption onto wheat bran. *Desalination Water Treat.* 52, 2875–2885.

Adhoum, N., and Monser, L. (2004). Decolourization and removal of phenolic compounds from olive mill wastewater by electrocoagulation. *Chem. Eng. Process. Process Intensif.* 43, 1281–1287.

Akratos, C.S., Tekerlekopoulou, A.G., Vasiliadou, I.A., and Vayenas, D.V. (2017). Chapter 8 - Cocomposting of olive mill waste for the production of soil amendments. In *Olive Mill Waste*, C.M. Galanakis, ed. (Academic Press), pp. 161–182.

Al Aji, B., Yavuz, Y., and Koparal, A.S. (2012). Electrocoagulation of heavy metals containing model wastewater using monopolar iron electrodes. *Sep. Purif. Technol.* 86, 248–254.

Al Allaoui, N., Rais, Z., Omor, A., El Haji, M., Taleb, M., Nawdali, M., and Bouka, H. (2016). Treatment of Fez City (Morocco) Effluent by Chemical Coagulation (CC) and Electrocoagulation (EC). *Int. J. Adv. Chem. Eng. Biol. Sci.* 3.

Albrecht, R. (2007). Co-compostage de boues de station d'épuration et de déchets verts : Nouvelle méthodologie du suivi des transformations de la matière organique. Thèse de doctorat. Paul Cezanne.

Alburquerque, J.A., González, J., Tortosa, G., Baddi, G.A., and Cegarra, J. (2009). Evaluation of “alperujo” composting based on organic matter degradation, humification and compost quality. *Biodegradation* 20, 257–270.

Al-Malah, K., Azzam, M.O.J., and Abu-Lail, N.I. (2000). Olive mills effluent (OME) wastewater post-treatment using activated clay. *Sep. Purif. Technol.* 20, 225–234.

Al-Shannag, M., Al-Qodah, Z., Bani-Melhem, K., Qtaishat, M.R., and Alkasrawi, M. (2015). Heavy metal ions removal from metal plating wastewater using electrocoagulation: Kinetic study and process performance. *Chem. Eng. J.* 260, 749–756.

Álvarez-Torrellas, S., Muñoz, M., Zazo, J.A., Casas, J.A., and García, J. (2016). Synthesis of high surface area carbon adsorbents prepared from pine sawdust-*Onopordum acanthium* L. for nonsteroidal anti-inflammatory drugs adsorption. *J. Environ. Manage.* 183, Part 1, 294–305.

Andreottola, G., Foladori, P., and Ziglio, G. (2009). Biological treatment of winery wastewater: an overview. *Water Sci. Technol.* 60, 1117.

Antil, R.S., Raj, D., Abdalla, N., and Inubushi, K. (2014). Physical, chemical and biological parameters for compost maturity assessment: A Review. In *Composting for Sustainable Agriculture*, (Springer, Cham), pp. 83–101.

Aoudjehane, M., Rezzouk, M., Kellil, A., Aurelle, Y., and Guigui, C. (2010). Étude comparative de l'électrocoagulation et de la coagulation floculation vis-à-vis de la déstabilisation d'une émulsion d'huile de coupe. *Rev. Sci. Eau* 23, 17.

Aqueveque, P., Céspedes, C.L., Alarcón, J., Schmeda-Hirschmann, G., Cañumir, J.A., Becerra, J., Silva, M., Sterner, O., Radrigán, R., and Aranda, M. (2016). Antifungal activities of extracts produced by liquid fermentations of Chilean *Stereum* species against *Botrytis cinerea* (grey mould agent). *Crop Prot.* 89, 95–100.

Atheba, P., Gbassi, G., Dongui, B., Bamba, D., S Yolou, F., and Trokourey, A. (2014). Études de la porosité, de la surface spécifique et des fonctions de surface de charbons actifs préparés après carbonisation artisanale des coques de noix de coco. *Technol. Lab.* 8, 12.

Aviani, I., Laor, Y., Medina, S., Krassnovsky, A., and Raviv, M. (2010). Co-composting of solid and liquid olive mill wastes: Management aspects and the horticultural value of the resulting composts. *Bioresour. Technol.* 101, 6699–6706.

Azbar, N., Keskin, T., and Catalkaya, E.C. (2008a). Improvement in anaerobic degradation of olive mill effluent (OME) by chemical pretreatment using batch systems. *Biochem. Eng. J.* 38, 379–383.

Azbar, N., Keskin, T., and Yuruyen, A. (2008b). Enhancement of biogas production from olive mill effluent (OME) by co-digestion. *Biomass Bioenergy* 32, 1195–1201.

B

Baccar, R., Bouzid, J., Feki, M., and Montiel, A. (2009). Preparation of activated carbon from Tunisian olive-waste cakes and its application for adsorption of heavy metal ions. *J. Hazard. Mater.* 162, 1522–1529.

- Bawab, A.A., Ghannam, N., Abu-Mallouh, S., Bozeya, A., Abu-Zurayk, R.A., Al-Ajlouni, Y.A., Alshawawreh, F., Odeh, F., and Abu-Dalo, M.A. (2018). Olive mill wastewater treatment in Jordan: A Review. *IOP Conf. Ser. Mater. Sci. Eng.* 305, 012002.
- Belaid, K., and Kacha, S. (2011). Étude cinétique et thermodynamique de l'adsorption d'un colorant basique sur la sciure de bois. *Rev. Sci. L8217eau J. Water Sci.* 24, 131–144.
- Belkharouch, H., Fellah, S., Bouzerze, H., Benmahammed, A., and Chellal, N. (2009). Vigueur de croissance, translocation et rendement en grains du blé dur sous conditions semi arides. *Courr. Savoir* 9, 17–24.
- Ben Abbou, M., Rheribi, R., El Haji, M., Rais, Z. and Zemzami M. (2014). Effect of using olive mill wastewater by electrocoagulation process on the development and germination of tomato seeds. *Phys. Chem. News* 74, 37–43.
- Benamraoui, F. (2015). Élimination des colorants cationiques par des charbons actifs synthétisés à partir des résidus de l'agriculture. Diplôme de Magister. Ferhat Abbas Setif 1.
- Benyoucef, S., and Harrache, D. (2015). Caractérisation de la microstructure de sciure de bois de pin sylvestre "Pinus sylvestris" [Microstructure characterization of scots pine "Pinus sylvestris" sawdust]. *J. Mater. Environ. Sci.* 6, 765–772.
- Bernal, M.P., Albuquerque, J.A., and Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresour. Technol.* 100, 5444–5453.
- Boutchich, G.E.K., Tahiri, S., Mahi, M., and Gallart-Mateu, D. (2015). Characterization of activated sludge from domestic sewage treatment plants and their management using composting and co-composting in aerobic silos. *J. Mater. Environ. Sci.* 6, 2206–2220.
- Braz, R., Pirra, A., Lucas, M.S., and Peres, J.A. (2010). Combination of long term aerated storage and chemical coagulation/flocculation to winery wastewater treatment. *Desalination* 263, 226–232.
- Brito, L.M., Mourão, I., Coutinho, J., and Smith, S.R. (2015). Co-composting of invasive *Acacia longifolia* with pine bark for horticultural use. *Environ. Technol.* 36, 1632–1642.
- Bulletin officiel n°5480 (2006). Loi n°28-00 relative à la gestion des déchets et à leur élimination.
- Bulletin officiel n°6080 (2012). Loi 23-12 modifiant la loi 28-00 relative à la gestion des déchets et leur élimination.
- Bulletin officiel n°6199 (2013). Valeurs Limites de Rejet à respecter par les déversements.
- Bulletin officiel n°6240 (2014). Loi-cadre n° 99-12 portant Charte Nationale de l'environnement Et du Développement Durable.
- Bulletin officiel n°6506 (2016). Loi 36-15 relative à l'eau.

C

Cáceres, C.X., Cáceres, R.E., Hein, D., Molina, M.G., and Pia, J.M. (2012). Biogas production from grape pomace: Thermodynamic model of the process and dynamic model of the power generation system. *Int. J. Hydrog. Energy* 37, 10111–10117.

Cañizares, P., Paz, R., Sáez, C., and Rodrigo, M.A. (2009). Costs of the electrochemical oxidation of wastewaters: a comparison with ozonation and Fenton oxidation processes. *J. Environ. Manage.* 90, 410–420.

Caputo, A.C., Scacchia, F., and Pelagagge, P.M. (2003). Disposal of by-products in olive oil industry: waste-to-energy solutions. *Appl. Therm. Eng.* 23, 197–214.

Casa, R., D'Annibale, A., Pieruccetti, F., Stazi, S.R., Sermanni, G.G., and Cascio, B.L. (2003). Reduction of the phenolic components in olive-mill wastewater by an enzymatic treatment and its impact on durum wheat (*Triticum durum* Desf.) germinability. *Chemosphere* 50, 959–966.

Celliers de Meknès (2015). Descriptif de la station de traitement “Celliers de Meknès”.

Chambre Française de Commerce et d'Industrie du Maroc (2015). Les déchets au Maroc.

Charcosset, C. (2009). A review of membrane processes and renewable energies for desalination. *Desalination* 245, 214–231.

Chouchene, A. (2010). Etude expérimentale et théorique de procédés de valorisation de sous-produits oléicoles par voies thermique et physico-chimique. Thèse de doctorat. Haute Alsace.

Chowdhury, Z.Z., Karim, M.Z., Ashraf, M.A., and Khalid, K. (2016). Influence of Carbonization Temperature on Physicochemical Properties of Biochar derived from Slow Pyrolysis of Durian Wood (*Durio zibethinus*) Sawdust. *BioResources* 11, 3356–3372.

Choy, S.Y., Wang, K., Qi, W., Wang, B., Chen, C.-L., and Wang, J.-Y. (2015). Co-composting of horticultural waste with fruit peels, food waste, and soybean residues. *Environ. Technol.* 36, 1448–1456.

Coskun, T., Debik, E., and Demir, N.M. (2010). Treatment of olive mill wastewaters by nanofiltration and reverse osmosis membranes. *Desalination* 259, 65–70.

Couto, G.M., Dessimoni, A.L. de A., Bianchi, M.L., Perígolo, D.M., and Trugilho, P.F. (2012). Use of sawdust *Eucalyptus* sp. in the preparation of activated carbons. *Ciênc. E Agrotecnologia* 36, 69–77.

D

D'Annibale, A., Stazi, S.R., Vinciguerra, V., and Sermanni, G.G. (2000). Oxirane-immobilized *Lentinula edodes* laccase: stability and phenolics removal efficiency in olive mill wastewater. *J. Biotechnol.* 77, 265–273.

De Campos, S.X., Resseti, R.R., and Zittel, R. (2014). Monitoring and characterization of compost obtained from household waste and pine sawdust in a facultative reactor by conventional and spectroscopic analyses. *Waste Manag. Res.* 32, 1186–1191.

Dhaouadi, H., and Marrot, B. (2008). Olive mill wastewater treatment in a membrane bioreactor: Process feasibility and performances. *Chem. Eng. J.* *145*, 225–231.

Dhorabe, P.T., Lataye, D.H., and Ingole, R.S. (2015). Removal of 4-nitrophenol from aqueous solution by adsorption onto activated carbon prepared from *Acacia Glauca* saw dust. *Water Sci. Technol.* wst2015575.

Direction du développement des filières de production (2016). Ministère de l’Agriculture, de la Pêche Maritime, du Développement Rural et des Eaux et des Forêts.

Direction Régionale d’Agriculture Fès-Meknes (2017). Production oleicole au Maroc.

Djebbar, M. (2014). Argile de Maghnia : purification et adsorption de polluants. Thèse de doctorat. Université d’Oran.

E

El Achkar, J.H., Lendormi, T., Hobaika, Z., Salameh, D., Louka, N., Maroun, R.G., and Lanoisellé, J.-L. (2016). Anaerobic digestion of grape pomace: Biochemical characterization of the fractions and methane production in batch and continuous digesters. *Waste Manag.* *50*, 275–282.

El Fels, L., Zamama, M., El Asli, A., and Hafidi, M. (2014). Assessment of biotransformation of organic matter during co-composting of sewage sludge-lignocellulosic waste by chemical, FTIR analyses, and phytotoxicity tests. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* *87*, 128–137.

El Herradi, E.H., Soudi, B., and Naman, F. (2014). Valorisation des déchets ménagers par extraction des substances humiques. *J. Mater. Environ. Sci.* *5*, 1382–1389.

El Yamani, M., Ghabbour, N., Sakar, E.H., and Rharrabti, Y. (2017). Olive Oil Wastewaters from Northern Morocco: Physicochemical Characterization and Antibacterial activity of Polyphenols. *J. Mater. Environ. Sci.* *8*, 2667–2378.

El-Abbassi, A., Khayet, M., Kiai, H., Hafidi, A., and García-Payo, M.C. (2013). Treatment of crude olive mill wastewaters by osmotic distillation and osmotic membrane distillation. *Sep. Purif. Technol.* *104*, 327–332.

Esmail, A., Abed, H., Firdaous, M., and Chahboun, N. (2014). Étude physico-chimique et microbiologique des margines de trois régions du Maroc (Ouazzane, Fès Boulman et Béni Mellal) [Physico-chemical and microbiological study of oil mill wastewater (OMW) from three different regions of Morocco (Ouazzane, Fes Boulman and Béni Mellal)]. *J. Mater. Environ. Sci.* *5*, 121–126.

Essaadaoui, Y., Lebdiri, A., Rifi, E., Kadiri, L., and Ouass, A. (2018). Adsorption of cobalt from aqueous solutions onto Bark of Eucalyptus. *Mediterr. J. Chem.* *7*, 145–155.

F

Fadil, K., Chahlaoui, A., Ouahbi, A., Zaid, A., and Borja, R. (2003). Aerobic biodegradation and detoxification of wastewaters from the olive oil industry. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* *51*, 37–41.

Fatiha, S., and Ridha, L. (2016). Optimisation du traitement des lixiviats par électrocoagulations. (Université Kasdi Merbah -Ouargla), pp. 1–6.

Fels, L.E., Hafidi, M., and Ouhdouch, Y. (2016). Date palm and the activated sludge co-composting actinobacteria sanitization potential. *Environ. Technol.* 37, 129–135.

Fels, L.E., Zamama, M., Aguelmous, A., Hayany, B.E., Khajmi, H., Rihani, M., and Hafidi, M. (2017). Assessment of organo-mineral fraction during co-composting of sewage sludge-lignocellulosic waste by XRD and FTIR analysis. *Moroc. J. Chem.* 5, 730–739.

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

French, A.D. (2014). Idealized powder diffraction patterns for cellulose polymorphs. *Cellulose* 21, 885–896.

French Association for Standardization (1981). Determination of nitrogen Kjeldahl - Titrimetric determination method after mineralization and distillation, NF T 90-110.

French Association for Standardization (1990). NFT 90-031- Determination of resistance - or electrical conductivity.

French Association for Standardization (2001). NF T90-101-Qualité de l'eau : Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO).

G

Gimeno, O., Rivas, F.J., Beltrán, F.J., and Carbajo, M. (2007). Photocatalytic Ozonation of Winery Wastewaters. *J. Agric. Food Chem.* 55, 9944–9950.

Guevara, M.D.F., Guidotti, R.M.M., Araujo, T.R., Neves, W.T., Corrêa, L.B., and Corrêa, É.K. (2017). REDUCTION OF PHYTOTOXICITY OF ORGANIC COMPOST. 07, 15134–15139.

H

Hachicha, S., Chtourou, M., Medhioub, K., and Ammar, E. (2006). Compost of poultry manure and olive mill wastes as an alternative fertilizer. *Agron. Sustain. Dev.* 26, 135–142.

Hachicha, S., Sallemi, F., Medhioub, K., Hachicha, R., and Ammar, E. (2008). Quality assessment of composts prepared with olive mill wastewater and agricultural wastes. *Waste Manag.* 28, 2593–2603.

Hachicha, S., Sellami, F., Cegarra, J., Hachicha, R., Drira, N., Medhioub, K., and Ammar, E. (2009). Biological activity during co-composting of sludge issued from the OMW evaporation ponds with poultry manure—Physico-chemical characterization of the processed organic matter. *J. Hazard. Mater.* 162, 402–409.

Hanafi, F., Sadif, N., Assobhei, O., and Mountadar, M. (2009). Traitement des margines par électrocoagulation avec des électrodes plates en aluminium. *Rev. Sci. Eau J. Water Sci.* 22, 473–485.

- Hanafi, F., Assobhei, O., and Mountadar, M. (2010). Detoxification and discoloration of Moroccan olive mill wastewater by electrocoagulation. *J. Hazard. Mater.* *174*, 807–812.
- He, X., Xi, B., Wei, Z., Guo, X., Li, M., An, D., and Liu, H. (2011). Spectroscopic characterization of water extractable organic matter during composting of municipal solid waste. *Chemosphere* *82*, 541–548.
- Hibar, K., Daami-Remadi, M., and Jabnoun-Khiareddine, H. (2006). Effet des extraits de compost sur la croissance mycélienne et l'agressivité du *Fusarium oxysporum* f. sp. *radicis-lycopersici*. *Biotechnol. Agron. Société Environ.* *10*, 6.
- Hidouri, K., Benhmidene, A., Chouachi, B., Rimishra, D., and Houas, A. (2017). Adsorption phenolic compounds on activated carbon DSAC 36-24. *World Acad. Sci. Eng. Technol.* *11*, 601–606.
- Hmida, E.S.B.H., Mansour, D., and Bellakhal, N. (2010). Treatment of lixiviate from Jebel Chakir-Tunis by electrocoagulation. *Desalination Water Treat.* *24*, 266–272.
- Ho, Y. (2006). Review of second-order models for adsorption systems. *J. Hazard. Mater.* *136*, 681–689.
- Hu, Z., Liu, Y., Chen, G., Gui, X., Chen, T., and Zhan, X. (2011). Characterization of organic matter degradation during composting of manure–straw mixtures spiked with tetracyclines. *Bioresour. Technol.* *102*, 7329–7334.
- Hytiris, N., Kapellakis, I.E., de, R.L.R., and Tsagarakis, K.P. (2004). The potential use of olive mill sludge in solidification process. *Resour. Conserv. Recycl.* *40*, 129–139.

I

- Institut Français de la vigne et de vin (2013). *Marc de raisins, lies de vin et bourbes : Quelle gestion des sous-produits vinicoles ?*
- Institut Royal des Etudes Stratégiques (2017). *Rapport Stratégique 2017 - Panorama du Maroc Dans Le Monde : Les enjeux planétaires de la Biosphère.*
- International Organization for Standardization (1992). *ISO 8633 - Solid fertilizers -- Simple sampling method for small lots.*
- International Organization for Standardization (1995). *ISO 11261 - Soil quality - Determination of total nitrogen - Modified Kjeldahl method.*
- International Organization for Standardization (2005). *ISO 10390 - Soil quality -Determination of pH.*
- Ioannou, L.A., Michael, C., Vakondios, N., Drosou, K., Xekoukoulotakis, N.P., Diamadopoulou, E., and Fatta-Kassinou, D. (2013). Winery wastewater purification by reverse osmosis and oxidation of the concentrate by solar photo-Fenton. *Sep. Purif. Technol.* *118*, 659–669.
- Ioannou, L.A., Puma, G.L., and Fatta-Kassinou, D. (2015). Treatment of winery wastewater by physicochemical, biological and advanced processes: A review. *J. Hazard. Mater.* *286*, 343–368.

Ioannou-Ttofa, L., Michael-Kordatou, I., Fattas, S.C., Eusebio, A., Ribeiro, B., Rusan, M., Amer, A.R.B., Zuraiqi, S., Waismand, M., Linder, C., et al. (2017). Treatment efficiency and economic feasibility of biological oxidation, membrane filtration and separation processes, and advanced oxidation for the purification and valorization of olive mill wastewater. *Water Res.* *114*, 1–13.

J

Jeddi, S., Ouassini, A., El Ouahhaby, M., and Mghafri, H. (2016). Valorisation of Natural Mineral Substances (NMS) at Adsorption Techniques: Case of Olive Oil Mill Waste waters. *J Mater Env. Sci* *7*, 488–496.

Jiang, Z.-H., Yang, Z., So, C.-L., and Hse, C.-Y. (2007). Rapid prediction of wood crystallinity in *Pinus elliotii* plantation wood by near-infrared spectroscopy. *J. Wood Sci.* *53*, 449–453.

Ju, X., Bowden, M., Brown, E.E., and Zhang, X. (2015). An improved X-ray diffraction method for cellulose crystallinity measurement. *Carbohydr. Polym.* *123*, 476–481.

K

Kabdaşlı, I., Arslan-Alaton, I., Ölmez-Hancı, T., and Tünay, O. (2012). Electrocoagulation applications for industrial wastewaters: a critical review. *Environ. Technol. Rev.* *1*, 2–45.

Kessoum, M., Caqueret, V., Chedeville, O., Cagnon, B., Bostyn, S., and Porte, C. (2018). Etude de la cinétique et de la thermodynamique d'adsorption de composés phénoliques en monosolutés et en mélange sur charbon actif.

Khalfaoui, A. (2012). Etude Expérimentale de l'élimination de Polluants Organiques et Inorganiques par Adsorption sur des Matériaux Naturels: Application aux Peaux d'Orange et de Banane. Thèse de doctorat. Université Mentouri De Constantine.

Khandegar, V., and Saroha, A.K. (2013). Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent – A review. *J. Environ. Manage.* *128*, 949–963.

Khenoussi, A., Chaouch, M., and Chahlaoui, A. (2013). Traitement des effluents d'abattoir de viande rouge par électrocoagulation-flottation avec des électrodes en fer. *Rev. Sci. L'eau J. Water Sci.* *26*, 135–150.

Khoufi, S., Feki, F., and Sayadi, S. (2007). Detoxification of olive mill wastewater by electrocoagulation and sedimentation processes. *J. Hazard. Mater.* *142*, 58–67.

Khoufi, S., Louhichi, A., and Sayadi, S. (2015). Optimization of anaerobic co-digestion of olive mill wastewater and liquid poultry manure in batch condition and semi-continuous jet-loop reactor. *Bioresour. Technol.* *182*, 67–74.

Kiliç, M.Y., Yonar, T., and Kestioğlu, K. (2013). Pilot-scale treatment of olive oil mill wastewater by physicochemical and advanced oxidation processes. *Environ. Technol.* *34*, 1521–1531.

Komnitsas, K., Modis, K., Doula, M., Kavvadias, V., Sideri, D., and Zaharaki, D. (2016). Geostatistical estimation of risk for soil and water in the vicinity of olive mill wastewater disposal sites. *Desalination Water Treat.* *57*, 2982–2995.

Koriko, M., Tchegueni, S., Koledzi, K., Bafai, D., Zonvidey, E., Tchangbedji, G., Kili, A., and Hafidi, M. (2013). Extractions et caractérisations physico-chimiques des substances humiques naturelles des sols et du compost. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 7, 1405.

Krogmann, U., and Körner, I. (2008). Technology and Strategies of Composting. In *Biotechnology Set*, (Wiley-Blackwell), pp. 127–150.

Krou, N.J. (2010). Etude expérimentale et modélisation d'un procédé séquentiel AD-OX d'élimination de polluants organiques. Thèse de doctorat. Université de Toulouse.

L

Labreuche, J. (2010). Les principaux tests statistiques de l'analyse univariée : quand et comment les utiliser ? *Sang Thromb. Vaiss.* 22, 544–553.

Lahlou, K., Ben Abbou, M., Majbar, Z., Zaytouni, Y., Karzazi, O., El-Hajjaji, F., Taleb, M., El Haji, M., and Rais, Z. (2017). Recovery of sludge from the sewage treatment plant in the city of Fez (STEP) through the composting process. *J. Mater. Environ. Sci.* 8, 4582–4590.

Lakhdar, A., Achiba, W. ben, Montemurro, F., Jedidi, N., and Abdelly, C. (2009). Effect of Municipal Solid Waste Compost and Farmyard Manure Application on Heavy-Metal Uptake in Wheat. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 40, 3524–3538.

Lazcano, C., Arnold, J., Tato, A., Zaller, J.G., and Domínguez, J. (2009). Compost and vermicompost as nursery pot components: effects on tomato plant growth and morphology. *Span. J. Agric. Res.* 7, 944–951.

Lorin, H.E.F., Costa, M.S.S.D.M., Costa, L.A.D.M., Pereira, D.C., and Carneiro, L.J. (2016). Stabilization of confined beef cattle manure: characteristics of produced fertilizers. *Eng. Agric.* 36, 877–885.

Lucas, M.S., and Peres, J.A. (2009). Treatment of olive mill wastewater by a combined process: Fenton's reagent and chemical coagulation. *J. Environ. Sci. Health Part A* 44, 198–205.

Lucas, M.S., Peres, J.A., and Li Puma, G. (2010). Treatment of winery wastewater by ozone-based advanced oxidation processes (O₃, O₃/UV and O₃/UV/H₂O₂) in a pilot-scale bubble column reactor and process economics. *Sep. Purif. Technol.* 72, 235–241.

M

Madani, M., Aliabadi, M., Nasernejad, B., Abdulrahman, R.K., Kilic, M.Y., and Kestioglu, K. (2015). Treatment of olive mill wastewater using physico-chemical and Fenton processes. *Desalination Water Treat.* 53, 2031–2040.

Mahmad, M.K.N., Rozainy, M.A.Z.M.R., Abustan, I., and Baharun, N. (2016). Electrocoagulation Process by Using Aluminium and Stainless Steel Electrodes to Treat Total Chromium, Colour and Turbidity. *Procedia Chem.* 19, 681–686.

Mantzavinos, D., and Kalogerakis, N. (2005). Treatment of olive mill effluents: Part I. Organic matter degradation by chemical and biological processes—an overview. *Environ. Int.* 31, 289–295.

- Mari, I., Ehaliotis, C., Kotsou, M., Balis, C., and Georgakakis, D. (2003). Respiration profiles in monitoring the composting of by-products from the olive oil agro-industry. *Bioresour. Technol.* 87, 331–336.
- Martin, C.C.G.S., and Brathwaite, R.A.I. (2012). Compost and compost tea: Principles and prospects as substrates and soil-borne disease management strategies in soil-less vegetable production. *Biol. Agric. Hortic.* 28, 1–33.
- Martins, A.F., Cardoso, A. de L., Stahl, J.A., and Diniz, J. (2007). Low temperature conversion of rice husks, eucalyptus sawdust and peach stones for the production of carbon-like adsorbent. *Bioresour. Technol.* 98, 1095–1100.
- Martins, R.C., Abegão, F.J.R., Silva, A.M.T., and Quinta-Ferreira, R.M. (2016). Integrated Strategy for Treatment of Winery Wastewaters Using Flocculation, Ozonation and Fenton’s Oxidation. *J. Adv. Oxid. Technol.* 12, 255–264.
- Masi, F., Bresciani, R., Munz, G., and Lubello, C. (2015). Evaporation–condensation of olive mill wastewater: Evaluation of condensate treatability through SBR and constructed Wetlands. *Ecol. Eng.* 80, 156–161.
- Masmoudi, S., Jarboui, R., Feki, H.E., Gea, T., Medhioub, K., and Ammar, E. (2013). Characterization of olive mill wastes composts and their humic acids: stability assessment within different particle size fractions. *Environ. Technol.* 34, 787–797.
- Mavromatis, A., D’Amato, D., and Ioannis S. Arvanitoyannis,1 (2006). Wine waste treatment methodology. *Int. J. Food Sci. Technol.* 41, 1117–1151.
- Mazzini, R.B., Ribeiro, R.V., and Pio, R.M. (2010). A simple and non-destructive model for individual leaf area estimation in citrus. *Fruits* 65, 269–275.
- Mekki, A., Dhouib, A., and Sayadi, S. (2013). Review: Effects of olive mill wastewater application on soil properties and plants growth. *Int. J. Recycl. Org. Waste Agric.* 2, 15.
- Meysami, B., and Kasaeian, A.B. (2005). Use of coagulants in treatment of olive oil wastewater model solutions by induced air flotation. *Bioresour. Technol.* 96, 303–307.
- M’hamdi, A.I., Kandri, N.I., Zerouale, A., Blumberga, D., and Gusca, J. (2016). Treatment and Physicochemical Characterisation of Red Wood Sawdust. *Energy Procedia* 95, 546–550.
- Mikdame, H., Rais, Z., Errachidi, F., Taouda, H., and Chabir, R. (2016). The Fortification’s Feasibility of the Butter by the Polyphenols Present in the Olive Waste. *Int. J. Eng. Res. Sci.* 2, 1–5.
- Milinković, M., Radić, D., Lalević, B., Golubović-Ćurguz, V., Jovanović, L., Spasojević, I., and Raičević, V. (2012). Influence of compost tea on inhibition of growth of phytopathogenic fungi *Fusarium oxysporum* and *Rhizoctonia* sp. *International Symposium: Current Trends in Plant Protection - Proceedings*, 317–320.
- Ministère Délégué auprès du Ministre de l’Energie des Mines, de l’Eau et de l’Environnement, chargé de l’Environnement (2015). 3^{ème} Rapport sur l’Etat de l’Environnement du Maroc.

- Ministry of Foreign Affairs (2018). Business Opportunities Report for Reuse of Wastewater in Morocco.
- Mitelut, A.C., and Popa, M.E. (2011). Seed germination bioassay for toxicity evaluation of different composting biodegradable materials. *Romanian Biotechnol. Lett.* *16*, 1–9.
- Mohammad, N., Alam, M.Z., and Kabashi, N.A. (2013). Development of composting process of oil palm industrial wastes by multi-enzymatic fungal system. *J. Mater. Cycles Waste Manag.* *15*, 348–356.
- Mollah, M.Y.A., Schennach, R., Parga, J.R., and Cocke, D.L. (2001). Electrocoagulation (EC)—science and applications. *J. Hazard. Mater.* *84*, 29–41.
- Montalvo, S., Guerrero, L., Rivera, E., Borja, R., Chica, A., and Martín, A. (2010). Kinetic evaluation and performance of pilot-scale fed-batch aerated lagoons treating winery wastewaters. *Bioresour. Technol.* *101*, 3452–3456.
- Morán, J.I., Alvarez, V.A., Cyras, V.P., and Vázquez, A. (2008). Extraction of cellulose and preparation of nanocellulose from sisal fibers. *Cellulose* *15*, 149–159.
- Mosse, K. p. m., Patti, A. f., Christen, E. w., and Cavagnaro, T. r. (2011). Review: Winery wastewater quality and treatment options in Australia. *Aust. J. Grape Wine Res.* *17*, 111–122.
- Muktadirul Bari Chowdhury, A.K.M., Akrotos, C.S., Vayenas, D.V., and Pavlou, S. (2013). Olive mill waste composting: A review. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* *85*, 108–119.

N

- Nartey, E.G., Amoah, P., Ofosu-Budu, G.K., Muspratt, A., and Pradhan, S. kumar (2017). Effects of co-composting of faecal sludge and agricultural wastes on tomato transplant and growth. *Int. J. Recycl. Org. Waste Agric.* *6*, 23–36.
- Nasr, M., and Shahawy, A.E. (2016). Artificial Intelligence for Electrocoagulation Treatment of Olive Mill Wastewater. *J. Bioremediation Biodegrad.* *7*, 1–8.
- Nawel, A., Farid, D., Belkacem, M., Jean-Pierre, L., and Khodir, M. (2015). Improvement of electrocoagulation–electroflotation treatment of effluent by addition of *Opuntia ficus indica* pad juice. *Sep. Purification Technol.* *144*, 9.
- Negro, C., Tommasi, L., and Miceli, A. (2003). Phenolic compounds and antioxidant activity from red grape marc extracts. *Bioresour. Technol.* *87*, 41–44.
- NF U44-051 (2006). Organic soil improvers - Designations, specifications and marking.
- Niaounakis, M., and Halvadakis, C.P. (2006). Olive Processing Waste Management: Literature Review and Patent Survey (Elsevier).
- Nogueira, V., Lopes, I., Freitas, A.C., Rocha-Santos, T. a. P., Gonçalves, F., Duarte, A.C., and Pereira, R. (2015). Biological treatment with fungi of olive mill wastewater pre-treated by photocatalytic oxidation with nanomaterials. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* *115*, 234–242.

O

Ogunwande, G.A., Ogunjimi, L.A.O., and Osunade, J.A. (2014). Fate of Compost Nutrients as Affected by Co-Composting of Chicken and Swine Manures. *Int. Agrophysics* 28, 177–184.

Oliveira, M., Queda, C., and Duarte, E. (2009). Aerobic treatment of winery wastewater with the aim of water reuse. *Water Sci. Technol.* 60, 1217–1223.

Ouabou, E., Anouar, A., and Hilali, S. (2014). Traitement de la margine brute d'huile d'olive par distillation suivi de neutralisation par la chaux. *J. Appl. Biosci.* 79, 6867 – 6872.

P

Pandey, S.K., and Singh, H. (2011). A Simple, Cost-Effective Method for Leaf Area Estimation. *J. Bot.* 1–9

Pant, D., and Adholeya, A. (2007). Biological approaches for treatment of distillery wastewater: A review. *Bioresour. Technol.* 98, 2321–2334.

Paradelo, R., Moldes, A.B., Prieto, B., Sandu, R.-G., and Barral, M.T. (2010). Can Stability and Maturity Be Evaluated in Finished Composts from Different Sources? *Compost Sci. Util.* 18, 22–31.

Paraskeva, P., and Diamadopoulos, E. (2006). Technologies for olive mill wastewater (OMW) treatment: a review. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 81, 1475–1485.

Paraskeva, C.A., Papadakis, V.G., Tsarouchi, E., Kanellopoulou, D.G., and Koutsoukos, P.G. (2007). Membrane processing for olive mill wastewater fractionation. *Desalination* 213, 218–229.

Patnukao, P., and Pavasant, P. (2008). Activated carbon from *Eucalyptus camaldulensis* Dehn bark using phosphoric acid activation. *Bioresour. Technol.* 99, 8540–8543.

Patnukao, P., Kongsuwan, A., and Pavasant, P. (2008). Batch studies of adsorption of copper and lead on activated carbon from *Eucalyptus camaldulensis* Dehn. bark. *J. Environ. Sci.* 20, 1028–1034.

Petruccioli, M., Cardoso Duarte, J., Eusebio, A., and Federici, F. (2002). Aerobic treatment of winery wastewater using a jet-loop activated sludge reactor. *Process Biochem.* 37, 821–829.

Proietti, P., Calisti, R., Gigliotti, G., Nasini, L., Regni, L., and Marchini, A. (2016). Composting optimization: Integrating cost analysis with the physical-chemical properties of materials to be composted. *J. Clean. Prod.* 137, 1086–1099.

R

Racault, Y., Stricker, A.E., and Vedrenne, J. (2002). Les effluents vinicoles : problématique du traitement et premier bilan sur la conception et le fonctionnement des procédés biologiques. *Ingénieries* 13–26.

Rahmani, M., and Zrira, S. (2017). Examen national de l'export vert du Maroc : produits oléicoles, romarin et thym.

Rais, Z., El Haji, M., Benabbou, M., Majbar, Z., Lahlou, K., Taleb, M., Zaytouni, Y., Rheribi, R., Bouka, H., and Nawdali, M. (2017). Margines : Traitement, valorisation dans la germination des graines de tomate et dans la filière de compostage. *Rev. Sci. L'eau J. Water Sci.* 30, 57–62.

Raj, D., and Antil, R.S. (2011). Evaluation of maturity and stability parameters of composts prepared from agro-industrial wastes. *Bioresour. Technol.* 102, 2868–2873.

Raoul, T.T.D., Gabche, A.S., Mbadcam, K.J., Ndifor-Angwafor, N.G., and Nsami, N.J. (2014). Kinetics and equilibrium studies of adsorption of phenol in aqueous solution onto activated carbon prepared from rice and coffee husks. *Int. J. Eng. Tech. Res.* 2, 8.

Rebière, J. (2017). Nouvelle méthodologie pour la caractérisation de distributions de masses molaires d'échantillons cellulose complexes. Thèse de doctorat. Institut National Polytechnique de Toulouse.

Regni, L., Nasini, L., Ilarioni, L., Brunori, A., Massaccesi, L., Agnelli, A., and Proietti, P. (2017). Long Term Amendment with Fresh and Composted Solid Olive Mill Waste on Olive Grove Affects Carbon Sequestration by Prunings, Fruits, and Soil. *Front. Plant Sci.* 7, 1–9.

Rétháti, G., Labancz, V., Tolner, L., Szalai, Z., and Aleksza, L. (2015). Examination of humic substances of composts and differently aged soil-charcoal systems. 14th Alps-Adria Sci. Workshop 64, 4.

Rizzo, L., Lofrano, G., and Belgiorno, V. (2010). Olive Mill and Winery Wastewaters Pre-Treatment by Coagulation with Chitosan. *Sep. Sci. Technol.* 45, 2447–2452.

Ruggieri, L., Cadena, E., Martínez-Blanco, J., Gasol, C.M., Rieradevall, J., Gabarrell, X., Gea, T., Sort, X., and Sánchez, A. (2009). Recovery of organic wastes in the Spanish wine industry. Technical, economic and environmental analyses of the composting process. *J. Clean. Prod.* 17, 830–838.

S

Sabir, M., and Roose, E. (2015). Restauration des sols cultivés mais dégradation des parcours par l'élevage au Maroc.

Saldarriaga, J.F., Gallego, J.L., López, J.E., Aguado, R., and Olazar, M. (2018). Selecting Monitoring Variables in the Manual Composting of Municipal Solid Waste Based on Principal Component Analysis. *Waste Biomass Valorization* 1–9.

Sbai, G., and Loukili, M. (2015). Traitement des margines par un procede couplant la coagulation floculation et la voie electrochimique. *Eur. Sci. J. ESJ* 11.

Secrétariat d'Etat auprès du Ministre de l'Énergie et la Banque mondiale (2017). Le coût de la dégradation de l'environnement au Maroc.

Sellami, F., Hachicha, S., Chtourou, M., Medhioub, K., and Ammar, E. (2007). Bioconversion of Wastes from the Olive Oil and Confectionary Industries: Spectroscopic Study of Humic Acids. *Environ. Technol.* 28, 1285–1298.

Sellami, F., Jarboui, R., Hachicha, S., Medhioub, K., and Ammar, E. (2008a). Co-composting of oil exhausted olive-cake, poultry manure and industrial residues of agro-food activity for soil amendment. *Bioresour. Technol.* *99*, 1177–1188.

Sellami, F., Hachicha, S., Chtourou, M., Medhioub, K., and Ammar, E. (2008b). Maturity assessment of composted olive mill wastes using UV spectra and humification parameters. *Bioresour. Technol.* *99*, 6900–6907.

Shirazi, A., Mahdi, M., and Kargari, A. (2015). A review on applications of membrane distillation (MD) Process for Wastewater Treatment. *J. Membr. Sci. Res.* *1*, 101–112.

Smidt, E., and Schwanninger, M. (2005). Characterization of Waste Materials Using FTIR Spectroscopy: Process Monitoring and Quality Assessment. *Spectrosc. Lett.* *38*, 247–270.

Smidt, E., Lechner, P., Schwanninger, M., Haberhauer, G., and Gerzabek, M.H. (2002). Characterization of Waste Organic Matter by FT-IR Spectroscopy: Application in Waste Science. *Appl. Spectrosc.* *56*, 1170–1175.

Sotamenou, J. (2010). Le compostage: une alternative soutenable de gestion publique des déchets solides au Cameroun. Thèse de doctorat. Université de Yaoundé II.

Soudi, B. (2005). le compostage des déchets des cultures sous serre et du fumier. *Bulletin Mens. Inf. Liaison PNTTA* 1–6.

Soufi, R. (2011). La réponse physiologique et biochimique de la pomme de terre (variété Spunta) à la salinité en présence de fertilisant organique (fumier des volailles) : Cas de Ouargla. *KASDI MERBAH*.

Souilem, S., El-Abbassi, A., Kiai, H., Hafidi, A., Sayadi, S., and Galanakis, C.M. (2017). Chapter 1 - Olive oil production sector: environmental effects and sustainability challenges. In *Olive Mill Waste*, (Academic Press), pp. 1–28.

Storino, F., Menéndez, S., Muro, J., Aparicio-Tejo, P.M., and Irigoyen, I. (2017). Effect of Feeding Regime on Composting in Bins. *Compost Sci. Util.* *25*, 71–81.

T

Tahiri, N. (2015). Le tri et les filières de valorisation des déchets, 2^{ème} workshop International Valorisation des déchets pour un développement durable, sous le thème : "Pour une Meilleurs Gestion des Déchets Organiques". Fès.

Tchuifon Tchuifon, D.R. (2016). Adsorption des composés phénoliques sur des charbons actifs préparés par activation chimique des balles de riz et des marcs de café. Thèse de doctorat. Université de Dschang.

U

Urrestarazu, M., Salas, M.C., Padilla, M.I., Moreno, J., Elorrieta, M.A., and Carrasco, G.A. (2001). Evaluation of different composts from horticultural crop residues and their uses in greenhouse soilless cropping. *Acta Hortic.* 147–152.

V

Van der Wurff, A.W.G., Fuchs, J.G., Raviv, M., and Termorshuizen, A. (2016). Handbook for composting and compost use in organic horticulture.

Vella, F.M., Galli, E., Calandrelli, R., Cautela, D., and Laratta, B. (2016). Effect of Olive Mill Wastewater Spreading on Soil Properties. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 97, 138–144.

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

W

Wang, X., Cui, H., Shi, J., Zhao, X., Zhao, Y., and Wei, Z. (2015). Relationship between bacterial diversity and environmental parameters during composting of different raw materials. *Bioresour. Technol.* 198, 395–402.

Y

Yaakoubi, A., Chahlaoui, A., Rahmani, M., Elyachioui, M., and Oulhote, Y. (2010). Effet de l'épandage des margines sur la microflore du sol. *Agro Solut.* 20, 35–43.

Yahiaoui, N. (2012). Etude de l'adsorption des composés phénoliques des margines d'olive sur carbonate de calcium, hydroxyapatite et charbon actif. Diplôme de Magister. Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou.

Yahiaoui, O., Lounici, H., Abdi, N., Drouiche, N., Ghaffour, N., Pauss, A., and Mameri, N. (2011). Treatment of olive mill wastewater by the combination of ultrafiltration and bipolar electrochemical reactor processes. *Chem. Eng. Process. Process Intensif.* 1, 37–41.

Z

Zabaniotou, A., Stavropoulos, G., and Skoulou, V. (2008). Activated carbon from olive kernels in a two-stage process: Industrial improvement. *Bioresour. Technol.* 99, 320–326.

Zagklis, D.P., Vavouraki, A.I., Kornaros, M.E., and Paraskeva, C.A. (2015). Purification of olive mill wastewater phenols through membrane filtration and resin adsorption/desorption. *J. Hazard. Mater.* 285, 69–76.

Zai, A.K.E., Horiuchi, T., and Matsui, T. (2008a). Effects of green manure and compost of pea plant on wheat. *Compost Sci. Util.* 16, 275–284.

Zai, A.K.E., Horiuchi, T., and Matsui, T. (2008b). Effects of compost and green manure of pea and their combinations with chicken manure and rapeseed oil residue on soil fertility and nutrient uptake in wheat-rice cropping system. 7.

Zaied, M., and Bellakhal, N. (2009). Electrocoagulation treatment of black liquor from paper industry. *J. Hazard. Mater.* 163, 995–1000.

- Zaier, H., CHMINGUI, W., RAJHI, H., BOUZIDI, D., ROUSSOS, S., and RHOUMA, A. (2017). Caractérisation physico-chimique et microbiologique des margines de différentes régions de la Tunisie (Nord, Sahel, Sud). *J. New Sci. Agric. Biotechnol.* 48, 2897–2906.
- Zakarya, I.A., Khalib, S.N.B., and Mohd Ramzi, N. (2018). Effect of pH, temperature and moisture content during composting of rice straw burning at different temperature with food waste and effective microorganisms. *E3S Web Conf.* 34, 02019.
- Zarrouki, M. (1990). Étude de l'adsorption dans un système liquide-solide: Solution d'ion dicyanoaurate-charbon actif. Thèse de doctorat. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne.
- Zerrouq, F., Kherbeche, A., and Chaqroune, A. (2002). L'effluent des huileries d'olive, traitement par adsorption et par oxydation catalytique. *Cah. Assoc. Sci. Eur. Pour Eau Santé* 7, 53–60.
- Zhang, L., and Sun, X. (2014). Changes in physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage co-composting of green waste with spent mushroom compost and biochar. *Bioresour. Technol.* 171, 274–284.
- Zhang, L., and Sun, X. (2016). Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. *Waste Manag.* 48, 115–126.
- Zhao, Y., Wei, Y., Li, Y., Xi, B., Wei, Z., Wang, X., Zhao, Z., and Ding, J. (2015). Using UV-Vis Absorbance for Characterization of Maturity in Composting Process with Different Materials. *Guang Pu Xue Yu Guang Pu Fen Xi Guang Pu* 35, 961–965.
- Zirehpour, A., Rahimpour, A., and Jahanshahi, M. (2015). The filtration performance and efficiency of olive mill wastewater treatment by integrated membrane process. *Desalination Water Treat.* 53, 1254–1262.
- Znaïdi, A. (2002). Etude et évaluation du compostage de différents types de matières organiques et des effets des jus de composts biologiques sur les maladies des plantes. Mediterranean Agronomic Institute of Bari.
- Zongo, I. (2009). Étude expérimentale et théorique du procédé d'électrocoagulation : application au traitement de deux effluents textiles et d'un effluent simulé de tannerie. Thèse de doctorat. Institut National Polytechnique de Lorraine.

WEBOGRAPHIE

Energies et Environnement (2017). Quid du traitement des eaux usées au Maroc. *energiesenvironnement.com*. Disponible sur : <http://energienvironnement.com/quid-traitement-eaux-usees-maroc/>. Consulté le 02-mars-2019.

Jeune Afrique (2013). Maroc : le vin marocain monte en gamme. *JeuneAfrique.com*. Disponible sur : <http://www.jeuneafrique.com/18433/economie/maroc-le-vin-marocain-monte-en-gamme/>. Consulté le 22-janv-2018.

Maazouz, S (2016). Fiche technique de la culture de la vigne au Maroc », *AgriMaroc.ma*. Disponible sur : <http://www.agrimaroc.ma/fiche-technique-de-la-culture-de-la-vigne-au-maroc/>. Consulté le 20-mars-2019.

Sun, L.M., Meunier, F., N. Brodu and Nanero, M.H. (2016). Adsorption - Aspects théoriques. *techniques-ingenieur.fr*. Disponible sur : <https://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/procedes-chimie-bio-agro-th2/operations-unitaires-extractions-fluide-fluide-et-fluide-solide-42332210/adsorption-j2730/>. Consulté le 23-janv-2018.