



HAL
open science

Etude de l'étape de fermentation d'un procédé de co-compostage de boues en STEU : diagnostic par mesures expérimentales et modélisation numérique

Julie Bachelart

► To cite this version:

Julie Bachelart. Etude de l'étape de fermentation d'un procédé de co-compostage de boues en STEU : diagnostic par mesures expérimentales et modélisation numérique. Autre. Université de Pau et des Pays de l'Adour, 2021. Français. NNT : 2021PAUU3002 . tel-03191609

HAL Id: tel-03191609

<https://theses.hal.science/tel-03191609>

Submitted on 7 Apr 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THÈSE

UNIVERSITE DE PAU ET DES PAYS DE L'ADOUR
École doctorale des sciences exactes et de leurs applications

Thèse soutenue le 28 Janvier 2021
par **Julie BACHELART**

pour obtenir le grade de docteur
de l'Université de Pau et des Pays de l'Adour
Spécialité : génie des procédés

Etude de l'étape de fermentation d'un procédé de
co-compostage de boues en STEU : diagnostic par
mesures expérimentales et modélisation numérique

MEMBRES DU JURY

RAPPORTEURS

- Amaury de GUARDIA
- Eric DUMONT

DR / INRAE
MC HDR/ Université de Nantes

EXAMINATEURS

- Annabelle COUVERT
- Jean-Pierre BEDECARRATS
- Phillipe BERNAT

PR/ ENSCR - ISCR
PR / Université de Pau et des Pays de l'Adour -ENSGTI- LaTEP
Docteur - Directeur Territoire Pyrénées Gascogne / VEOLIA

DIRECTEURS

- Cécile HORT
- Vincent PLATEL

MC HDR/ Université de Pau et des Pays de l'Adour - LaTEP
MC HDR / Université de Pau et des Pays de l'Adour - LaTEP

REMERCIEMENTS

Je remercie en premier lieu Amaury de Guardia, Eric Dumont, Annabelle Couvert, Jean-pierre Bedecarrats, et Phillipe Bernat d'avoir accepté d'évaluer mes travaux de thèse.

Je remercie VEOLIA, la Communauté d'Agglomération Tarbes Lourdes Pyrénées et Cécile Hort pour l'élaboration de ce projet de thèse et de m'avoir donné la chance d'y participer.

Un grand merci à Cécile Hort et Vincent Platel, mes directeurs de thèse pour la confiance qu'ils m'ont accordée durant cette thèse. Je vous remercie pour tout ce que j'ai pu apprendre avec vous que ce soit expérimentalement ou numériquement. Vous avez su me guider et me conseiller dans les différentes étapes de ma thèse. Je vous remercie pour votre disponibilité et votre implication dans ce projet.

Je remercie Laurent Moynault pour son aide précieuse lors des travaux expérimentaux. Merci également pour les bons repas passés avec les Tarbais...

J'adresse mes remerciements au personnel de VEOLIA travaillant sur la station de traitement des eaux usées d'Aureilhan pour sa disponibilité et son aide lors du travail sur le site industriel.

Je remercie tout le personnel du LaTEP et de l'ENSGTI ainsi que tous les doctorants pour les bons moments passés lors des petites pauses-café.

Je tiens à remercier tous ceux qui ont pu me soutenir et m'encourager, en présentiel ou en distanciel, le jour de ma soutenance de thèse.

Je remercie infiniment mes parents qui ont toujours cru en moi et qui ont su me guider pendant toutes mes études. Je remercie également mes sœurs, mes beaux-parents, et toute ma famille, les Bachelart, les Dourdin, les Marty et les Vidal, qui ont toujours été là pour me soutenir et m'encourager.

J'adresse une énorme pensée à Bernadette Marty qui aurait souhaité être parmi nous le jour de la soutenance.

Un immense merci à Fabien, mon mari, pour tout le bonheur qui te m'apportes. Tu as su me supporter et me soutenir depuis plus de 10 ans. Merci également pour ton aide et tes conseils dans les moments difficiles. Et merci d'avoir assisté aux nombreuses répétitions pour la soutenance de thèse.

Merci à ma fille Louise, ma petite crapouille d'amour, pour tes câlins et tes bisous baveux.

RESUME

Etude de l'étape de fermentation d'un procédé de co-compostage de boues en STEU : diagnostic par mesures expérimentales et modélisation numérique

Julie Bachelart

Directeurs : *Cécile HORT, Vincent PLATEL*

Pour préserver l'environnement et pour des raisons sanitaires, les eaux usées sont collectées et dirigées vers les stations d'épuration des eaux usées (STEU) afin d'être traitées et purifiées avant leur réintroduction dans le milieu naturel. Parmi les nombreuses filières de traitement des boues biologiques issues des STEU, le procédé de compostage représente en France 36%¹. Il permet l'obtention d'un substrat (ou produit) stabilisé, hygiénisé, et riche en éléments fertilisants.

Les travaux réalisés dans le cadre de ce travail de recherche s'inscrivent dans ce contexte en présentant un diagnostic de l'étape de fermentation d'un procédé de co-compostage de boues biologiques situé au sein de la STEU d'Aureilhan (France, Hautes Pyrénées). L'objectif recherché était de garantir un compost de qualité par l'étude de l'étape de fermentation. La réponse apportée à ce principal objectif s'est concrétisée par la réalisation d'un diagnostic établi selon deux approches : expérimentale et numérique.

Les mesures expérimentales ont porté sur l'évaluation de la durée de l'étape de fermentation (étude effectuée sur 19 andains), la mesure de l'évolution temporelle des températures en fonction de la profondeur et de la longueur de l'andain sur quatre andains différents (trois andains en conditions hivernales et un andain en conditions estivales), la mesure de leur humidité initiale et l'estimation du ratio boues/agent structurant.

Ces mesures expérimentales ont mis en exergue :

- des humidités initiales optimales pour l'étape de fermentation (entre 50% et 70%) ;
- un ratio boues/agent structurant réel (entre 1/7 et 1/4) inférieur au ratio théorique (1/3) ;
- des durées de fermentation faibles (inférieures à 4 semaines) au regard des recommandations (entre 4 et 6 semaines) ;
- des températures au sein des andains insuffisamment élevées pour atteindre l'hygiénisation du compost.

Ces deux derniers résultats ont permis d'affirmer que certains andains n'ont pas subi une biodégradation de la matière organique suffisante lors de l'étape de fermentation, ce qui rend possible une réactivation de la biodégradation sur l'aire de maturation dépourvue de système d'aération et de désodorisation.

Un modèle numérique instationnaire a alors été réalisé en 2D. Il prend en compte les dimensions réelles de l'andain sur le site industriel, les caractéristiques du système d'aération du procédé de fermentation, les conditions météorologiques et les propriétés initiales du mélange boues/écorces. Ce modèle de compréhension et de prédiction a permis de montrer l'impact significatif d'une réalisation, en milieu industriel, de l'étape de fermentation dans un hangar semi-ouvert sur le milieu extérieur. En effet, une température initiale de l'andain trop faible (inférieure à 10°C) résultant de conditions météorologiques hivernales peut limiter fortement le développement des micro-organismes et donc

¹ données 2016 publiées dans le rapport BIPE 2019 (Plat et al. 2019)

les réactions de biodégradations. Les pertes thermiques sont de surcroît accentuées par des conditions hivernales, en particulier pour les zones de l'andain proches du milieu extérieur. La vitesse d'aération de l'andain est non uniforme et varie beaucoup en fonction de la longueur de gaine sous l'andain (vitesse estimée comprise 0,035 et 0,3 m.s⁻¹) ce qui induit une inhomogénéité des conditions opératoires (disponibilité en oxygène, température) et donc une biodégradation de la matière organique hétérogène au sein d'un même andain.

En période de crise sanitaire liée à la COVID-19 pour laquelle l'hygiénisation des boues de STEU prend tout son sens, les importants résultats obtenus lors de ce travail de recherche peuvent donner aux opérateurs, sur des sites industriels présentant des plateformes de compostage conforme à celle d'Aureilhan, des moyens de repérer rapidement les andains présentant une faible évolution de la température et d'agir en conséquence en manipulant, par exemple, les séquences réglables d'aération afin de s'assurer d'une bonne hygiénisation.

ABSTRACT

Fermentation step study of a co-composting process for biological sludge located within the WWTP: diagnosis by experimental measurements and numerical modeling

Julie Bachelart

Directeurs : *Cécile HORT, Vincent PLATEL*

Abstract

To protect the environment and for health reasons, wastewaters are collected and directed to wastewater treatment plants (WWTPs) to be treated and purified before being reintroduced into the natural environment. Among the different biological sludge treatment schemes resulting from WWTPs, the composting process, which represents 36%² in France, allows the production of a stabilized and hygienized substrate (or product), rich in nutrients.

The work carried out in this study falls within this context by presenting a diagnosis of the fermentation step of a co-composting process for biological sludge located within the WWTP of Aureilhan (France, Hautes Pyrénées). The main objective was to guarantee a high quality compost by studying the fermentation step. The response to this main objective was obtained by undertaking a diagnosis based on two approaches: experimental and digital.

Experimental measurements focused on the evaluation of the duration of the fermentation step (study performed on 19 compost piles), the over time measurement of temperatures as a function of the depth and length of the compost pile on four different compost pile (three in winter conditions and one in summer conditions), the determination of their initial humidity and the estimation of the sludge / structuring agent ratio.

This experimental work showed :

- optimal initial humidities for the fermentation step (between 50% and 70%) ;
- a sludge / structuring agent ratio (between 1/7 and 1/4) lower than the theoretical one (1/3) ;
- short fermentation times (less than 3 weeks) with regards to the recommendations (between 4 and 6 weeks) ;
- temperatures in the compost pile insufficiently high to reach compost hygienization.

These two last results made it possible to conclude that some compost piles did not undergo sufficient organic matter biodegradation during the fermentation step, which makes it possible to reactivate biodegradation on the maturation area not equipped with aeration and deodorization system.

A 2D unsteady digital model was then performed. This model takes into account the real dimensions of the compost pile at the industrial site, the characteristics of the aeration system of the fermentation process, the weather conditions and the initial properties of the sludge/bark mixture. This model made it possible to show the significant impact of carrying out the fermentation step in a facility which is semi-open to the external environment. Indeed, a too low initial temperature of the windrow (lower than 10°C) resulting from winter conditions can strongly limit the development of microorganisms and therefore biodegradation reactions. Thermal losses are increased by winter conditions, in particular for compost pile areas close to the outside environment. The compost pile aeration speed is non-

² données 2016 publiées dans le rapport BIPE 2019 (Plat et al. 2019)

uniform and varies considerably depending on the length of the ventilation duct under the compost pile (estimated speed between 0.035 and 0.3 m.s⁻¹), which leads to non-homogeneous operating conditions (oxygen availability, temperature), resulting in a heterogeneous organic matter biodegradation within the same compost pile.

In the COVID-19 health crisis period, for which hygienization of sludge is important, results obtained in this study can give operators working in composting platforms compliant with those of Aureilhan, means of quickly identifying compost piles with a low temperature change and acting accordingly, for example by manipulating the adjustable ventilation sequences in order to ensure a good hygienization.

PRODUCTIONS SCIENTIFIQUES

Conférence :

2020 10th International Conference on Environment Science and Engineering (ICESE 2020),
Vienna, Austria, May 18-21, 2020

Titre du document : Modelling Sewage Sludge Composting in WWTP: Influence of
Meteorological Conditions.

Auteurs : Julie Bachelart, Cécile Hort, Vincent Platel and Laurent Moynault (Universite de Pau
& Pays Adour, E2S UPPA, LaTEP, PAU, France)

La présentation a été élue meilleure présentation orale de la session.

Article :

L'article de la conférence a été publié au sein du IJESD (International Journal of Environmental
Science and Development).

Référence de l'article :

Bachelart, Julie, Cécile Hort, Vincent Platel, et Laurent Moynault. 2020. « Modelling Sewage
Sludge Composting in WWTP: Influence of Meteorological Conditions ». International Journal
of Environmental Science and Development 11 (12): 535-39.

TABLE DES MATIERES

Remerciements	3
Résumé	5
Abstract	7
Productions scientifiques	11
Table des matières	13
Liste des figures	17
Liste des Tableaux	23
Nomenclature.....	27
Introduction.....	35
Chapitre 1 : Le co-compostage de boues : approche bibliographique	41
Introduction.....	43
1 Les boues.....	44
1.1 Définition.....	44
1.2 Caractéristiques des boues biologiques.....	44
1.3 Traitement, élimination et valorisation des boues	46
2 Aspect généraux sur le compostage.....	48
2.1 Définition.....	48
2.2 Déroulement du compostage.....	49
2.3 Les micro-organismes.....	50
2.4 Les principaux mécanismes mis en jeu lors du compostage.....	51
2.5 Critères de qualité du compost.....	54
2.6 Les principaux paramètres du compostage	56
2.7 Les étapes industrielles	64
3 Co-compostage des boues biologiques en STEU (milieu industriel)	64
3.1 Matières premières	65
3.2 Mélange boues/agent structurant	65
3.3 Fermentation.....	65
3.4 Maturation	66
3.5 Criblage.....	67
4 Modélisation du procédé de compostage.....	67
4.1 Généralités	67
4.2 Ecriture du modèle mathématique	68

4.3	Résolution.....	76
4.4	Validation.....	77
	Bilan de la synthèse bibliographique et orientation des travaux.....	79
	Chapitre 2 : diagnostic expérimental du procédé de co-compostage de boues sur le site industriel..	83
	Introduction.....	85
1	Présentation de la STEU d'Aureilhan.....	87
1.1	Caractéristiques générales de la STEU d'Aureilhan.....	87
1.2	Présentation globale des procédés de traitement.....	87
1.3	Le traitement des boues.....	89
1.4	Le traitement de l'air.....	92
1.5	Situation géographique.....	93
2	Durée de la phase de fermentation des andains.....	94
2.1	Méthode.....	94
2.2	Résultats.....	94
3	Température des andains lors de la fermentation.....	96
3.1	Méthode.....	96
3.2	Résultats.....	98
4	Humidité du substrat.....	104
4.1	Méthode.....	104
4.2	Résultats.....	105
5	Conditions météorologiques.....	106
5.1	Méthode.....	106
5.2	Résultats.....	107
6	Ratio boues/agent structurant.....	110
6.1	Méthode.....	110
6.2	Résultats.....	115
7	Aération, comparaison avec des données bibliographiques.....	116
7.1	Méthode.....	116
7.2	Résultats.....	120
8	Aération, comparaison avec des données réelles issues de sites industriels.....	121
8.1	Méthode.....	121
8.2	Résultats.....	122
	Conclusion.....	123
	Chapitre 3 : modélisation de l'étape de fermentation des boues.....	127
	Introduction.....	129
1	Matériels et méthodes.....	130

1.1	Procédé de fermentation des andains	130
1.2	Caractéristiques des matières à composter	131
1.3	Modèle	131
1.4	Données.....	145
1.5	Résolution.....	169
2	Résultats	169
2.1	Choix du maillage	169
2.2	Pas de temps	170
2.3	Comparaison par rapport aux résultats expérimentaux	170
2.4	Impact des conditions météorologiques.....	193
2.5	Impact des paramètres expérimentaux	196
	Conclusion	202
	Conclusion et perspectives.....	206
	Annexe.....	211
Annexe A.	Document de suivi des andains en fermentation	211
Annexe B.	Données météorologiques des quatre andains suivis.....	212
Annexe C.	Méthode de la prise de moyenne volumique et principaux théorèmes.....	216
Annexe D.	Détermination de la fraction volumique de la phase gaz (εg).....	217
Annexe E.	Exemple d'application de la méthode de la prise de moyenne volumique	218
Annexe F.	Fraction massique d'eau vapeur contenue dans la phase gaz.....	224
Annexe G.	Coefficients de diffusion.....	226
Annexe H.	Calcul de la fraction massique de matière organique contenu dans le substrat	228
Annexe I.	Evolution de la température extérieure lors des 3 jours précédant la formation de l'andain	230
Annexe J.	Exemple de prise en compte de la perte de charge singulière à travers la grille pour le calcul de la vitesse d'aération	231
Annexe K.	Structure du programme FreeFem++.....	233
Annexe L.	Pertes de charge singulières variable dans l'espace	245
	Références.....	247

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : production annuelle de boues en France par l'assainissement communal (« Portail d'informations sur l'assainissement communal - Services en ligne » s. d.).....	36
Figure 2 : représentation schématique de ce travail de thèse.....	39
Figure 3 : les différents types de boues issues de l'assainissement des eaux usées	44
Figure 4 : filières d'élimination et de valorisation des boues, adaptée de (Cabrol et al. 2012).....	47
Figure 5 : principe général du compostage.....	48
Figure 6 : évolution de la température au cours du compostage (adapté de (Humeau et Le Cloirec 2010a))	50
Figure 7 : évolution des générations de micro-organismes psychrophiles mésophiles et thermophiles en fonction de la température, issues de (Insam et de Bertoldi 2007)	50
Figure 8 : les différents chemin métabolique selon le potentiel oxydant du milieu, issu de (Rincon Mejia 2019).....	52
Figure 9 : aération forcée des andains de fermentation : par aspiration et par insufflation (Humeau et Le Cloirec 2010a)	58
Figure 10 : relations entre les paramètres influençant le compostage adaptée de (Lashermes 2010)	63
Figure 11 : étapes industrielles du procédé de compostage	64
Figure 12 : les procédés de fermentation du mélange boues/agent structurant.....	66
Figure 13 : les échelles caractéristiques du compostage, adaptée de (Chenu 2007, Pujol 2012)	68
Figure 14 : photo de la STEU d'Aureilhan.....	87
Figure 15 : communes raccordées à la STEU d'Aureilhan (« SIEAG - Portail des Données sur l'Eau du Bassin Adour-Garonne » s. d.).....	87
Figure 16 : description simplifiée de l'assainissement des eaux (adaptée de (« IDEA - Comment fonctionne une station d'épuration ? » s. d.)).....	88
Figure 17 : schéma général des installations de la STEU d'Aureilhan	89
Figure 18 : traitement des boues sur la STEU d'Aureilhan.....	89
Figure 19 : description d'un espace de fermentation	91
Figure 20 : procédé de fermentation du mélange boues/écorces.....	91
Figure 21 : Hangar semi-ouvert constituant la zone de fermentation des andains : compostière	91
Figure 22 : organisation de la formation des andains.....	91
Figure 23 : biofiltre - vue générale	92
Figure 24 : Biofiltre ALIZAIR et procédé d'absorption (désodorisation bâtiments).....	92
Figure 25 : ventilateurs (aération par aspiration) de la compostière	92
Figure 26 : biofiltre de la compostière	92
Figure 27 : vue aérienne de la STEU d'Aureilhan (« Aureilhan » s. d.).....	93
Figure 28 : perche sondes de température.....	97
Figure 29 : descriptif de la position des sondes sur l'andain suivi	98
Figure 30 : profils des températures mesurées lors de la phase de fermentation de l'andain 1	99
Figure 31 : profils des températures mesurées lors de la phase fermentation de l'andain 2	101
Figure 32 : écorces initiales	101
Figure 33 : nouvelles écorces	101
Figure 34 : profils des températures mesurées lors de la phase de fermentation de l'andain 3	102
Figure 35 : profils des températures mesurées lors de la phase de fermentation de l'andain 4	104
Figure 36 : suivi de l'humidité de l'andain 4 au cours de l'étape de fermentation (prélèvement entre 10 cm et 20 cm de profondeur)	106

Figure 37 : orientation cardinale du hangar de compostage de la STEU d'Aureilhan (« Google Maps » s. d.)	106
Figure 38 : températures journalières moyennes en fonction du temps de fermentation pour les quatre andains suivis	108
Figure 39 : humidités relatives journalières en fonction du temps de fermentation pour les quatre andains suivis.....	109
Figure 40 : précipitations lors de la fermentation des quatre andains.....	110
Figure 41 : diagramme des centrifugeuses	112
Figure 42 : forme réelle des andains	117
Figure 43 : forme simplifiée des andains.....	117
Figure 44 : schéma du procédé de fermentation d'un andain	130
Figure 45 : vue face de la gaine d'aération	130
Figure 46 : description et hypothèses relatives au substrat composté	133
Figure 47 : évolution de la viscosité dynamique de l'air en fonction de la température (P=1bar), adaptée de (Perry et Green 1997).....	146
Figure 48 : évolution de la masse volumique de l'air en fonction de la température, adaptée de (Perry et Green 1997)	146
Figure 49 : perméabilité à l'air en fonction de la profondeur pour différentes humidités et tailles de particule (a: mélange boues-palettes recyclées; b mélange boues-palettes fraîches) (J. Huet et al. 2012).....	149
Figure 50 : évolution de la conductivité thermique d'un mélange boues/palettes recyclées (>20mm) en fonction de la température pour deux humidités du mélange (50% et 65%), adaptée de Joachim Huet et al. (2012).....	152
Figure 51 : évolution de la chaleur latente de vaporisation de l'eau en fonction de la température, adaptée du progiciel ProSimPlus.....	153
Figure 52 : répartition des températures initiales T_{haut} , T_{milieu} , T_{bas} dans l'andain	156
Figure 53 : modélisation géométrique de l'andain	158
Figure 54 : évaluation de la vitesse d'aération au niveau de la grille - simplification de la géométrie de l'andain, (a) vue de profil de l'andain, (b) vue de face de l'andain	160
Figure 55 : évolution du nombre de Reynolds dans la gaine d'aération.....	164
Figure 56 : évolution de la pression $P(x)$ dans la gaine d'aération.....	164
Figure 57 : évolution du module de la vitesse v_{xx} dans la gaine d'aération.....	164
Figure 58 : évolution du coefficient de perte de charge linéaire (coefficient de Darcy) dans la gaine d'aération	164
Figure 59 : différence de pression dans l'andain en fonction de r à différentes valeurs de x	165
Figure 60 : vitesse dans l'andain en fonction de r à différentes valeurs de x	165
Figure 61 : module de la vitesse $vr(r = 0)$ au niveau de la grille d'aération	165
Figure 62 : maillage de l'andain.....	170
Figure 63 : les différentes causes pouvant affecter la vitesse d'aération de l'andain en fermentation	172
Figure 64 : comparaison des résultats de simulation et des mesures expérimentales de l'andain 1 perche B, (x=6,3m)	174
Figure 65 : évolution temporelle de la fraction massique d'O ₂ lors de la fermentation (graphe a), zoom sur l'oscillation de la fraction massique d'O ₂ (graphe b) - résultats de simulation andain 1 perche B.....	175
Figure 66 : comparaison des résultats de simulation et des mesures expérimentales de l'andain 1 perche C (coté mur), (x=10m)	176

Figure 67 : comparaison des résultats de simulation et des mesures expérimentales de l'andain 2 perche B (x=5,7 m)	178
Figure 68 : évolution temporelle de la fraction massique d'O ₂ lors de la phase de fermentation - résultats de simulation andain 2 perche B (x=5,7 m).....	179
Figure 69 : comparaison des résultats de simulation et des mesures expérimentales de l'andain 2 perche C (x=9,5 m)	180
Figure 70 : comparaison des résultats de simulation et des mesures expérimentales de l'andain 3 perche B, (x=5,4 m)	183
Figure 71 : évolution temporelle de la fraction massique d'O ₂ lors de la phase de fermentation - résultats de simulation andain 3 perche B (x=5,4 m).....	184
Figure 72 : comparaison des résultats de simulation et des mesures expérimentales de l'andain 3 perche C (x=8,7 m)	185
Figure 73 : comparaison des résultats de simulation et des mesures expérimentales de l'andain 4 perche B (x=6,2 m)	187
Figure 74 : comparaison des résultats de simulation et des mesures expérimentales de l'andain 4 perche C.....	189
Figure 75 : comparaison des résultats de simulation (avec des vitesses d'aération différentes (Tableau 69)) et des mesures expérimentales, andain 4 perche C, résultats de simulation des températures (graphe a), mesures expérimentales des températures (graphe b), résultats de simulation de la fraction volumique d'O ₂ (graphe c).....	191
Figure 76 : impact des conditions météorologiques sur l'andain 1 perche B, (a) conditions météorologiques réelles, (b) conditions météorologiques de l'andain 4 imposées à l'andain 1 (perche B)	195
Figure 77 : impact du <i>ratioBEc</i> lors de l'étape de fermentation de l'andain 1 perche B, (a) résultats de simulation avec <i>ratioBEc</i> = 14, (b) résultats de simulation avec <i>ratioBEc</i> = 13.....	197
Figure 78 : impact des séquences d'aération sur les résultats de simulation de l'andain 1 (perche B)	198
Figure 79 : résultats de simulation de l'andain 1 perche B soumis à la séquence d'aération 3 (10M-50A) avec une durée de fermentation fixée à 21 jours, (a) températures dans l'andain, (b) fraction massique d'O ₂	200
Figure 80 : impact d'une vitesse d'aération faible en début de fermentation andain 1 perche B, (a) vitesse d'aération non modifiée, (b) vitesse d'aération modifiée	201
Figure 81 : document de suivi des andains	211
Figure 82 : évolution du coefficient Ω en fonction du rapport $(k_B T)/\epsilon_{12}$ (variant de 2,7 à 4), adaptée de (Cussler 1997).....	226
Figure 83 : évolution du coefficient de diffusion de l'O ₂ en fonction de la température	226
Figure 84 : évolution du coefficient Ω en fonction du rapport $(k_B T)/\epsilon_{12}$ (variant de 3,3 à 5), adaptée de (Cussler 1997).....	226
Figure 85 : évolution du coefficient de diffusion de l'N ₂ en fonction de la température	226
Figure 86 : évolution du coefficient Ω en fonction du rapport $(k_B T)/\epsilon_{12}$ (variant de 1,85 à 2,9), adaptée de (Cussler 1997).....	227
Figure 87 : évolution du coefficient de diffusion de l'CO ₂ en fonction de la température	227
Figure 88 : évolution du coefficient Ω en fonction du rapport $(k_B T)/\epsilon_{12}$ (variant de 3,3 à 5), adaptée de (Cussler 1997).....	227
Figure 89 : évolution du coefficient de diffusion de l'H ₂ O en fonction de la température.....	227
Figure 90 : évolution de la température extérieure avant la formation de l'andain 1	230
Figure 91 : évolution de la température extérieure avant la formation de l'andain 2	230
Figure 92 : évolution de la température extérieure avant la formation de l'andain 3	230

Figure 93 : évolution de la température extérieure avant la formation de l'andain 4	230
Figure 94 : différence de pression entre la pression dans la gaine et la pression atmosphérique en fonction de la position dans la gaine.....	232
Figure 95 : vitesse du gaz dans 4 sections de l'andain avec une grille `a pertes de charge	245
Figure 96 : différence de pression entre la pression dans la gaine et la pression atmosphérique en fonction de la position dans la gaine.....	245

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : exemple d'analyse d'une boue biologique urbaine (Guibelin 2014).....	45
Tableau 2: analyses chimiques et biologiques contrôlées concernant la qualité des boues avant épandage.....	46
Tableau 3 : valeurs limites des ETM et CTO dans les boues (Arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées 1998).....	46
Tableau 4: ordres de grandeur des coûts des filières de traitement ou de valorisation des boues.....	48
Tableau 5 : critères de stabilité et de maturité des composts (Albrecht 2007, Charnay 2005, Francou 2003, Amaury de Guardia 2018)	55
Tableau 6 : débits d'aération conseillés lors du compostage de différents déchets organiques sous aération par insufflation.....	57
Tableau 7 : humidité recommandée pour le compostage de plusieurs déchets organiques (Haug 1993).....	59
Tableau 8 : exemple de teneurs en eau initiales et finales lors du co-compostage de boues d'épuration.....	60
Tableau 9 : système d'aération des andains	66
Tableau 10 : dimension de quelques modèles de compostage	69
Tableau 11 : fonctions correctives de la constante cinétique en fonction de la température	71
Tableau 12 : synthèses des bilans de matière dans les modèles de compostage	72
Tableau 13 : expressions utilisées pour exprimer la production de chaleur par la biodégradation de la MO.....	74
Tableau 14 : hypothèses et phénomènes physico-chimiques pris en compte dans les modèles 0D ..	75
Tableau 15 : hypothèses et phénomènes physico-chimiques pris en compte dans les modèles 1D, 2D et 3D	76
Tableau 16 : méthodes et logiciels utilisés pour la résolution des modèles de compostage	77
Tableau 17 : validation des modèles de compostage	79
Tableau 18 : statuts des espaces de fermentation	94
Tableau 19 : durées des andains en espace de fermentation.....	95
Tableau 20 : numéro et données caractéristiques de chaque andain suivis	96
Tableau 21 : dimensions des andains en espace de fermentation (cf. Figure 29).....	97
Tableau 22 : valeurs des différentes cotes indiquant la position des sondes de température sur l'andain suivi (Figure 29).....	97
Tableau 23 : teneur en eau initiale des andains suivis.....	105
Tableau 24 : exemple de teneurs en eau initiales et finales lors du co-compostage de boues d'épuration.....	105
Tableau 25 : dates de début et fin de fermentation pour chaque andain suivi.....	107
Tableau 26 : moyennes journalières des températures extérieures lors de la formation des andains suivis	108
Tableau 27 : prise en compte des incertitudes du volume de remplissage du godet	111
Tableau 28 : notations pour l'établissement des bilans sur les trois centrifugeuses.....	113
Tableau 29 : bilans de matière des centrifugeuses 1,2 et 3.....	114
Tableau 30 : résultats et données des bilans sur les centrifugeuses	115
Tableau 31 : rendements et constantes K des trois centrifugeuses	116
Tableau 32 : nombre de godet d'agent structurant utilisés.....	116

Tableau 33 : détermination du ratio boues/agent structurant.....	116
Tableau 34 : dimensions du contenant	118
Tableau 35 : masses mesurées des trois échantillons pour la détermination de la masse volumique apparente du substrat.....	118
Tableau 36 : masse de substrat contenue dans $V_{\text{contenant}}$	119
Tableau 37 : mesure de la vitesse de l'air dans la conduite de sortie du ventilateur	120
Tableau 38 : débit d'air en fonction de la quantité de matières sèches à composter en début de fermentation	121
Tableau 39 : débits d'aération issus de données bibliographiques	121
Tableau 40 : caractéristiques concernant l'aération des andains dans les STEU d'Uzein, Oloron et Aureilhan	122
Tableau 41 : comparaison de l'aération des andains lors de l'étape de fermentation entre trois STEU	122
Tableau 42 : dimensions des gaines d'aération	130
Tableau 43 : Caractéristiques des andains	131
Tableau 44 : caractéristiques des matières compostées	131
Tableau 45 : coefficient du modèle d'Oswin pour des boues d'épuration (Vaxelaire 2001)	137
Tableau 46 : coefficients de production ou de consommation Y_i, b de chaque constituant i pour la biodégradation des boues.....	142
Tableau 47 : coefficients de production ou de consommation Y_i, e de chaque constituant i pour la biodégradation des boues.....	142
Tableau 48 : données physico-chimiques utilisées dans le modèle.....	145
Tableau 49 : coefficients de diffusion à 20°C	148
Tableau 50 : coefficients de tortuosité mesurés – données de la littérature	149
Tableau 51 : capacités thermiques massiques des boues sèches et des écorces sèches	150
Tableau 52 : coefficients de régression pour la capacité thermique massique de la phase liquide (eau)	150
Tableau 53 : coefficients de régression pour les capacités thermiques massiques phase gaz (air) ...	151
Tableau 54 : enthalpie massique de réaction de biodégradation des boues et des écorces	152
Tableau 55 : données initiales relatives au substrat composté	154
Tableau 56 : fractions molaires de l'air ambiant selon (Allaby 2009)	155
Tableau 57 : températures initiales de l'andain utilisées dans le modèle d'après les mesures expérimentales.....	156
Tableau 58 : coefficients intervenant dans l'équation pour chaque andain suivi (126).....	157
Tableau 59 : caractéristiques physiques du béton.....	157
Tableau 60 : données utilisées pour la résolution du problème relatif à la pression et la vitesse dans la gaine d'aération.....	163
Tableau 61 : équations du modèle.....	167
Tableau 62 : variables recensées dans les équations du modèle	168
Tableau 63 : équations supplémentaires pour résoudre le modèle	169
Tableau 64 : dates de formation et de l'installation des perches de température.....	171
Tableau 65 : synthèse des conditions météorologiques des quatre andains	171
Tableau 66 : vitesse d'aération ($v_r(r = 0)$) renseignée dans le programme pour l'andain 3 (perche B), ($x = 5,4$ m)	181
Tableau 67 : vitesse d'aération ($v_r(r = 0)$) renseignée dans le programme pour l'andain 4 (perche B)	186
Tableau 68 : vitesse d'aération ($v_r(r = 0)$) renseignée dans le programme pour l'andain 4 (perche C)	188

Tableau 69 : vitesses d'aération renseignées lors d'un test de simulation pour la perche C de l'andain 4.....	190
Tableau 70 : validation du modèle – comparaison des profils de température (expérimentaux et numériques)	192
Tableau 71 : moyenne des écarts absolus entre T_{sim} et T_{ext} pour chaque andain.....	193
Tableau 72 : validation du modèle - comparaison des vitesses fixées dans le programme et estimées	193
Tableau 73 : detail des simulations numériques pour l'étude de l'impact des conditions météorologiques	194
Tableau 74 : les différentes séquences d'aération testées sur l'andain 1 perche B	198
Tableau 75 : conditions météorologiques pour l'andain 1 (« Archive météo Aureilhan », s. d.).....	212
Tableau 76 : conditions météorologiques pour l'andain 2 (« Archive météo Aureilhan », s. d.).....	213
Tableau 77 : conditions météorologiques pour l'andain 3 (« Archive météo Aureilhan », s. d.).....	214
Tableau 78 : conditions météorologiques pour l'andain 4 (« Archive météo Aureilhan », s. d.).....	215

NOMENCLATURE

Lettres latines

a	côte indiquant la position de la perche A dans l'andain	L
$A_{g\theta}$	interface gaz- θ	-
$A_{l\theta}$	interface liquide- θ	-
b	côte indiquant la position de la perche B dans l'andain	L
c	côte indiquant la position de la perche C dans l'andain	L
$Coef_{H_2O}$	coefficient stœchiométrique de l'eau dans la réaction de biodégradation de la MO	-
$Coef_{i,b}$	coefficient stœchiométrique du constituant i dans la réaction de biodégradation de la MO des boues	-
$Coef_{i,e}$	coefficient stœchiométrique du constituant i dans la réaction de biodégradation de la MO des écorces	-
$c_{p,BS}$	capacité thermique massique des boues sèches	$L^2.T^{-2}.\theta^{-1}$
$c_{p,ECS}$	capacité thermique massique des écorces sèches	$L^2.T^{-2}.\theta^{-1}$
$c_{p,i,g}$	capacité thermique massique du constituant i dans la phase gaz	$L^2.T^{-2}.\theta^{-1}$
$c_{p,i,l}$	capacité thermique massique du constituant i dans la phase liquide	$L^2.T^{-2}.\theta^{-1}$
$c_{p,i,s}$	capacité thermique massique du constituant i dans la phase solide	$L^2.T^{-2}.\theta^{-1}$
$c_{p,g}$	capacité thermique massique de la phase gaz	$L^2.T^{-2}.\theta^{-1}$
$c_{p,l}$	capacité thermique massique de la phase liquide	$L^2.T^{-2}.\theta^{-1}$
$c_{p,s}$	capacité thermique massique de la phase solide	$L^2.T^{-2}.\theta^{-1}$
$c_{p,sol}$	Capacité thermique du sol	$L^2.T^{-2}.\theta^{-1}$
$d_{cendres}^{vraie}$	densité vraie des cendres	-
$d_{conduite}$	diamètre de la conduite	L
DFC	nombre de jour où l'andain est complet en espace de fermentation	T
DFT	nombre de jour où l'andain est en espace de fermentation	T
d_{Gc}	diamètre de la grande section du contenant	L
$D_{i,g}$	coefficient de diffusion du constituant i dilué dans la phase gaz	$L^2.T^{-1}$
$\bar{D}_{i,g}^*$	tenseur de diffusion du constituant i dans la phase gaz	$L^2.T^{-1}$
$D_{i,l}$	coefficient de diffusion du constituant i dilué dans la phase liquide	$L^2.T^{-1}$
$\bar{D}_{H_2O,g}^*$	tenseur de diffusion pour l'eau dans la phase gaz	$L^2.T^{-1}$
d_{MV}^{vraie}	densité vraie des matières volatiles dans la phase solide	-
d_{Pc}	diamètre de la petite section du contenant	L
d_{solide}^{vraie}	densité vraie de la phase solide	-

f_{meso}	fonction d'ajustement de la constante cinétique en fonction de T pour les micro-organismes mésophiles	-
f_{thermo}	fonction d'ajustement de la constante cinétique en fonction de T pour les micro-organismes thermophiles	-
\vec{g}	gravité	$L.T^{-2}$
h	hauteur de l'andain	L
H	humidité (ou teneur en eau) de l'andain	-
h_c	hauteur du contenant	L
h_{conv}	coefficient convectif d'échange thermique	$M.T^{-3}.\theta^{-1}$
h_g	profondeur de la gaine d'aération	L
HR	humidité relative de la phase gaz	-
$HR_{ambient}$	humidité relative de l'air ambiant	-
h_{rxb}	enthalpie de la réaction de biodégradation de boues par unité de masse de MO (chaleur libérée par la combustion des MO)	$L^2.T^{-2}$
h_{rxe}	enthalpie de la réaction de biodégradation des écorces par unité de masse de MO (chaleur libérée par la combustion des MO)	$L^2.T^{-2}$
jA	nombre de jour où l'andain est complet en fermentation	T
jF	nombre de jour où l'andain est formé	T
$\vec{J}_{i,g}$	flux diffusif phase gaz pour le constituant i	$M.L^{-3}.T^{-1}$
$\vec{J}_{i,l}$	flux diffusif phase liquide pour le constituant i	$M.L.T^{-1}$
jM	nombre de jour où l'andain est déplacé en maturation	T
K	constante	-
k_{LBb}	constante cinétique de biodégradation des composés lentement biodégradables contenu dans les boues	T^{-1}
k_{LBe}	constante cinétique de biodégradation des composés lentement biodégradables contenu dans les écorces	T^{-1}
k_{Rbb}	constante cinétique de biodégradation des composés rapidement biodégradables contenus dans les boues	T^{-1}
$k_{LBb,T}$	constante cinétique fonction de la température des composés LB des boues	T^{-1}
$k_{LBe,T}$	constante cinétique fonction de la température des composés LB des écorces	T^{-1}
$k_{Rbb,T}$	constante cinétique fonction de la température des composés RB des boues	T^{-1}
$k_{LBb,20}$	constante cinétique des composés LB contenus dans les boues à 20°C	T^{-1}
$k_{LBe,20}$	constante cinétique des composés LB contenus dans les écorces à 20°C	T^{-1}
$k_{RB,20}$	constante cinétique des composés RB à 20°C	T^{-1}
k_{H_2O}	facteur d'ajustement de la constante cinétique fonction de l'humidité	-
k_{ε_g}	facteur d'ajustement de la constante cinétique fonction de ε_g	-
k_{O_2}	facteur d'ajustement de la constante cinétique fonction de la concentration en oxygène	-

l	largeur de l'andain	L
l_g	largeur de la gaine d'aération	L
L_1	longueur au sol de l'andain	L
L_2	longueur de la partie « haute » de l'andain	L
m_{andain}	masse d'un andain	M
m_{boues}	masse de boues	M
m_C	masse de la coupelle vide	M
$m_{contenant}$	masse du contenant	M
$m_{eau,subs}^V$	masse d'eau contenue dans le substrat par unité de volume d'andain	$M \cdot L^{-3}$
m_{Ec}	masse d'écorces	M
m_g	masse de gaz	M
m_H	masse totale de la coupelle et de l'échantillon humide	M
$m_{H_2O,g}$	masse d'eau (vapeur) dans la phase gaz	M
$\dot{m}_{H_2O,gl}$	terme de transfert de matière pour l'eau entre la phase gaz et la phase liquide	$M \cdot L^{-3} \cdot T^{-1}$
m_I^V	masse de matières inertes par unité de volume d'andain	$M \cdot L^{-3}$
$\dot{m}_{i,gl}$	terme de transfert de matière pour chaque constituant i entre la phase gaz et la phase liquide	$M \cdot L^{-3} \cdot T^{-1}$
m_{LBb}^V	masse de composés lentement biodégradables provenant des boues par unité de volume d'andain	$M \cdot L^{-3}$
m_{LBe}^V	masse de composés lentement biodégradables provenant des écorces par unité de volume d'andain	$M \cdot L^{-3}$
m_{MO}^V	masse de matière organique par unité de volume d'andain	$M \cdot L^{-3}$
$m_{MS,andain}$	masse de matières sèches contenues dans un andain	M
$m_{MS,subs}^V$	masse de matières sèches contenues dans le substrat par unité de volume d'andain	$M \cdot L^{-3}$
$m_{MS,boues}$	masse de matières sèches contenue dans les boues	M
$m_{MS,Ec}$	masse de matières sèches contenue dans les écorces	M
$m_{MS,subs}$	masse de matières sèches contenue dans le substrat	M
$m_{MV,boues}$	masse de matières volatiles contenue dans les boues sèches	M
$m_{MV,subs}$	masse de matières volatiles contenue dans le substrat sec	M
m_{RBB}^V	masse de composés rapidement biodégradables provenant des boues par unité de volume d'andain	$M \cdot L^{-3}$
m_S	masse totale de la coupelle et de l'échantillon sec	M
$m_{substrat}$	masse de substrat pesée dans le contenant	M
m_{subs}^V	masse de substrat par unité de volume d'andain	$M \cdot L^{-3}$
M_g	masse molaire de la phase gaz	$M \cdot N^{-1}$
M_{H_2O}	masse molaire de l'eau	$M \cdot N^{-1}$
M_i	masse molaire de l'espèce i	$M \cdot N^{-1}$
M_{MO}	masse molaire de la matière organique	$M \cdot N^{-1}$
$n_{A/V}$	nombre d'andain ventilé par ventilateur	-
n_g	quantité de matière totale dans la phase gaz	N

n_{godets}	nombre de godet	-
$\vec{n}_{g\theta}$	vecteur normal à l'interface gaz- θ (liquide ou biofilm)	$L \cdot T^{-1}$
$n_{H_2O,g}$	nombre de moles d'eau (vapeur) dans la phase gaz	N
$\vec{n}_{l\theta}$	vecteur normal à l'interface liquide- θ (liquide ou biofilm)	$L \cdot T^{-1}$
n_j	nombre de jours	-
P_g	pression phase gaz à l'échelle macroscopique	$M \cdot L^{-1} \cdot T^{-2}$
p_g	pression locale phase gaz	$M \cdot L^{-1} \cdot T^{-2}$
P_{H_2O}	pression partielle en eau	$M \cdot L^{-1} \cdot T^{-2}$
P_l	pression phase liquide à l'échelle macroscopique	$M \cdot L^{-1} \cdot T^{-2}$
p_l	pression locale phase liquide	$M \cdot L^{-1} \cdot T^{-2}$
P_{sat}	pression de vapeurs saturantes	$M \cdot L^{-1} \cdot T^{-2}$
Q	débit volumique	$L^3 \cdot T^{-1}$
Q_{air}	débit d'aération d'un andain mesuré en sortie de ventilateur	$L^3 \cdot T^{-1}$
Q_{air}^{MS}	débit d'aération par masse de MS d'andain	$L^3 \cdot T^{-1} \cdot M^{-1}$
$Q_{air/andain}^{max}$	débit d'aération maximal que peut recevoir l'andain en une heure	$L^3 \cdot T^{-1}$
Q_{air/m^3}^{max}	débit d'aération maximal que peut recevoir 1 m ³ d'andain en une heure	$L^3 \cdot T^{-1}$
$Q_B^{Mélangeur}$	volume de boues journalier envoyé au mélangeur	L^3
$Q_{ventilateur}^{max}$	débit d'aération maximal du ventilateur (donnée constructeur)	$L^3 \cdot T^{-1}$
R	Rendement des centrifugeuses	-
$Ratio_{B/AG}$	ratio boues/agent structurant (volume de boues par volume d'agent structurant)	-
$R_{H_2O,b}$	flux produit pour l'eau par la biodégradation des boues	$M \cdot T^{-1}$
$R_{H_2O,e}$	flux produit pour l'eau par la biodégradation des écorces	$M \cdot T^{-1}$
r_i	flux produit ou consommé de l'espèce i à l'échelle microscopique par la réaction biologique	$M \cdot T^{-1}$
$R_{i,b}^V$	flux produit ou consommé de l'espèce i par unité de volume par la biodégradation des boues	$M \cdot L^{-3} \cdot T^{-1}$
$R_{i,e}^V$	flux produit ou consommé de l'espèce i par unité de volume par la biodégradation des écorces	$M \cdot L^{-3} \cdot T^{-1}$
$R_{T,b}^V$	chaleur produite par la biodégradation des boues par unité de volume	$M \cdot L^{-3} \cdot T^{-1}$
$R_{T,e}^V$	chaleur produite par la biodégradation des écorces par unité de volume	$M \cdot L^{-3} \cdot T^{-1}$
$S_{conduite}$	section de la conduite en sortie de ventilateur	L^2
$Séq_{aération}$	séquence d'aération des andains	-
T	température du substrat	θ
$T_{ambient}$	température de l'air ambient	θ
T_β	température de la phase biofilm	θ
T_{exp}	température mesurée expérimentalement	θ
T_g	température de la phase gaz	θ
T_l	température de la phase liquide	θ

T_s	température de la phase solide	θ
T_{gaz}	température de la phase gaz	θ
T_{exp}	température calculée par simulation numérique	θ
T_{sol}	température du sol	θ
t	temps	T
\vec{u}_g	vitesse de Darcy pour la phase gaz	$L \cdot T^{-1}$
$\vec{u}_{g\theta}$	vecteur vitesse de l'interface $A_{g\theta}$	$L \cdot T^{-1}$
\vec{u}_l	vitesse de Darcy pour la phase liquide	$L \cdot T^{-1}$
$\vec{u}_{l\theta}$	vecteur vitesse de l'interface $A_{l\theta}$	$L \cdot T^{-1}$
\vec{v}_g	vitesse locale de la phase gaz	$L \cdot T^{-1}$
\vec{v}_l	vitesse locale de la phase liquide	$L \cdot T^{-1}$
$V_{agent\ structurant}$	volume d'agent structurant	L^3
v_{air}	vitesse de l'air	$L \cdot T^{-1}$
V_{andain}	volume d'un andain	L^3
$V_{apparent}$	volume apparent de substrat	L^3
$V_B^{Mélangeur}$	volume de boues envoyé au mélangeur	L^3
V_{godet}	volume du godet	L^3
$V_{godet}^{nominal}$	volume nominal du godet	L^3
V_{godet}^{max}	volume maximal de remplissage du godet	L^3
V_{godet}^{min}	volume minimal de remplissage du godet	L^3
V_{O_2}	pourcentage en oxygène dans la phase gaz	%
x	titre massique en boues (siccité)	-
$x_{eau,subssec}$	teneur en eau dans le substrat (g d'eau/g de substrat sec)	-
$X_{H_2O,g}$	fraction molaire de l'eau dans la phase gaz	-
$x_{H_2O,g}$	fraction massique d'eau dans la phase gaz à l'échelle macroscopique	-
$x_{H_2O,l}$	fraction massique d'eau dans la phase liquide à l'échelle macroscopique	-
$x_{i,g}$	fraction massique de l'espèce i dans la phase gaz à l'échelle macroscopique	-
$X_{i,g}$	fraction molaire de l'espèce i dans la phase gaz	-
$x_{i,l}$	fraction massique de l'espèce i dans la phase liquide à l'échelle microscopique	-
x_{LB}	fraction massique de composés lentement biodégradables	-
$x_{MS,boues}$	fraction massique de matières sèches dans les boues	-
$x_{MS,Ec}$	fraction massique de matières sèches dans les écorces	-
$x_{MS,subs}$	fraction massique de matières sèches dans le substrat	-
$x_{MV,boues}$	fraction massique de matières volatiles dans les boues sèches	-
$x_{MV,écorces}$	fraction massique de matières volatiles dans les écorces sèches	-
$x_{MV,subs}$	fraction massique de matières volatiles dans le substrat sec	-
x_{RB}	fraction massique de composés rapidement biodégradables	-

Y_{H_2O}	coefficient de production pour l'eau par rapport à la masse de MO consommée	-
$Y_{i,b}$	coefficient de production ou consommation du constituant i par rapport à la masse de boues consommées	-
$Y_{i,e}$	coefficient de production ou consommation du constituant i par rapport à la masse d'écorces consommées	-

Lettres grecques

α_{sol}	diffusivité thermique du sol	$L^2 \cdot T^{-1}$
Δp_{grille}	perte de charge singulière à travers la grille	$M \cdot L^{-1} \cdot T^{-2}$
$\Delta_{vap} h$	enthalpie de vaporisation de l'eau	$L^2 \cdot T^{-2}$
ε_g	fraction volumique de gaz	-
ε_l	fraction volumique de liquide	-
ε_s	fraction volumique de solide	-
ζ	coefficient de perte de charge singulière	-
η_g	viscosité dynamique phase gaz	$M \cdot L^{-1} \cdot T^{-1}$
η_l	viscosité dynamique phase liquide	$M \cdot L^{-1} \cdot T^{-1}$
κ_g	perméabilité de la phase gaz	L^2
$\overline{\kappa_g}$	tenseur de perméabilité à la phase gaz	L^2
κ_l	perméabilité de la phase liquide	L^2
$\overline{\kappa_l}$	tenseur de perméabilité à la phase liquide	L^2
λ^*	conductivité thermique effective	$M \cdot L \cdot T^{-3} \cdot \theta^{-1}$
λ_{sol}	conductivité thermique du sol	$M \cdot L \cdot T^{-3} \cdot \theta^{-1}$
ρ	masse volumique	$M \cdot L^{-3}$
ρ_{boues}	masse volumique des boues	$M \cdot L^{-3}$
ρ_{eau}	masse volumique de l'eau	$M \cdot L^{-3}$
ρ_{Ec}	masse volumique des écorces	$M \cdot L^{-3}$
ρ_g	masse volumique de la phase gaz	$M \cdot L^{-3}$
ρ_l	masse volumique de la phase liquide	$M \cdot L^{-3}$
ρ_{sol}	masse volumique du sol	$M \cdot L^{-3}$
ρ_{subs}^{app}	masse volumique apparente du substrat	$M \cdot L^{-3}$
σ	coefficient d'échange pour l'eau entre la phase liquide et la phase gaz	T^{-1}
$\tau_{t,g}$	tortuosité	-
φ_{conv}	flux de chaleur surfacique échangé par convection à la surface de l'andain	$M \cdot T^{-3}$
$\omega_{i,g}$	fraction massique du constituant i dans la phase gaz à l'échelle microscopique	-
$\omega_{i,l}$	fraction massique du constituant i dans la phase liquide à l'échelle microscopique	-

Indices

airA	air ambiant
app	apparente (masse volumique ou densité)
B	boues

boues	boues d'épuration
C	centra
ec	entrée centrifugeuse
Ec	écorces
ext	extérieure
g	phase gaz
l	phase liquide
β	phase biofilm
<i>i</i>	gaz dissous en phase liquide : O ₂ , CO ₂
liq	en phase liquide
P	polymère
s	phase solide
sc	sortie centrifugeuse
<i>subs</i>	substrat composté
v	par unité de volume d'andain
0	initial
1	centrifugeuse 1
2	centrifugeuse 2
3	centrifugeuse 3
12	sortie centra centrifugeuses 1 et 2

Acronymes

BVS	solides volatils biodégradables
DBO5	demande biologique en oxygène sur 5 jours
EL	équilibre local
LB	lentement biodégradable
MO	matière organique
MS	matières sèches
MV	matières volatiles
NEL	non équilibre local
RB	rapidement biodégradable
SSD	sortie de statut de déchet
STEU	station de traitement des eaux usées

INTRODUCTION

L'eau, ressource indispensable à tout être vivant, est un bien précieux qu'il convient de préserver. L'homme qui consomme et utilise cette eau altère sa qualité. Outre la consommation directe de l'eau par l'homme pour ses besoins physiologiques, l'eau est également utilisée pour des besoins domestiques³ (vaisselle, douche, ménage, WC, ...), pour l'agriculture, ainsi que dans de nombreuses industries (agroalimentaire, lavage de gaz, ...). Il en résulte, en sortie des habitations et des installations industrielles, des eaux dites « usées » car contaminées par divers polluants (métaux lourds, matières en suspension (MES), ...) pouvant impacter l'environnement. Pour préserver l'environnement et pour des raisons sanitaires, les eaux usées sont collectées et dirigées vers les stations d'épuration des eaux usées (STEU) afin d'être traitées et purifiées avant leur réintroduction dans le milieu naturel. Comme le précise l'ADEME⁴, le traitement des eaux usées s'inscrit dans une logique d'économie circulaire, en participant à la réutilisation de cette ressource, tout en permettant le développement économique. Le rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau⁵ insiste de surcroît sur l'intérêt du traitement des eaux au regard du cycle de l'eau : l'assainissement des eaux étant indissociable de l'approvisionnement en eau.

Parmi les nombreux traitements mis en œuvre par les STEU, le traitement biologique est une étape fondamentale de l'assainissement des eaux. Ce procédé de traitement des eaux est basé essentiellement sur des réactions d'oxydation biologique réalisées par des micro-organismes pour dégrader la pollution dissoute. Cela permet la transformation de la matière organique dissoute en matière décantable entraînant la production d'un déchet : les boues biologiques. Ces boues, riches en matière organique, azote et phosphore, représentent plus d'un million de tonnes de matières sèches par an⁶ en France (Figure 1). D'après le code français de l'environnement⁷, les STEU sont dans l'obligation de justifier d'une filière de traitement de leurs déchets. Selon le rapport BIPE 2019 (Plat et al. 2019), les principales filières de traitement des boues étaient en 2016 : l'épandage (44%), le compostage (36%) et l'incinération (17%) (les 3% restants représentant plusieurs procédés de traitement tels que la mise en décharge, le séchage thermique et la méthanisation).

³ 146 L.hab⁻¹.j⁻¹ en 2016 (« Observatoire des services publics d'eau et d'assainissement - Panorama des services et de leur performance en 2016 » 2019)

⁴(« Les eaux usées : une ressource inexploitée ? » s. d.)

⁵(WWAP (United Nations World Water Assessment Programme) 2017)

⁶ interprétation des données fournies par (« Portail d'informations sur l'assainissement communal - Accueil » s. d.)

⁷(Code de l'environnement - Article L541-1 s. d., Arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO5 s. d.).

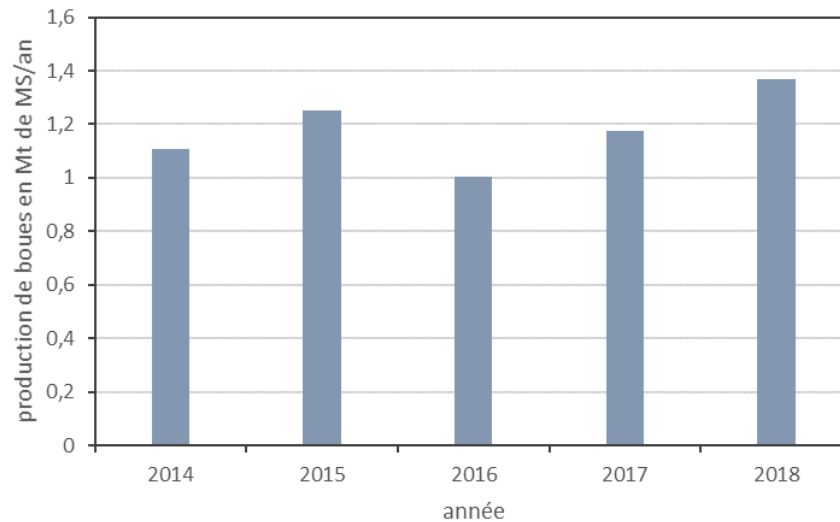


Figure 1 : production annuelle de boues en France par l'assainissement communal (« Portail d'informations sur l'assainissement communal - Services en ligne » s. d.)

Dans ce contexte, afin de valoriser écologiquement ces déchets biologiques, les STEU peuvent s'orienter vers la filière du co-compostage. En effet, si l'application directe des boues sur les sols (épandage sans hygiénisation) peut présenter certains risques sanitaires et environnementaux (Hernández et al. 2006), le co-compostage permet quant-à-lui l'obtention d'un substrat (ou produit) stabilisé, hygiénisé, et riche en éléments fertilisants (El Fels 2014). Les risques liés à la présence de micro-organismes pathogènes contenus initialement dans les boues se trouvent alors diminués. En France en 2018, 247 STEU sur un total de 21 743 ont co-composté leurs boues in situ⁸. Ces STEU (co-compostant leurs boues) sont soumises à une législation particulière fixée par l'arrêté du 21 juillet 2015⁹ (relatif à l'assainissement) et par l'arrêté du 8 janvier 1998¹⁰ (relatif aux traitements des boues pour l'épandage agricole).

Si le choix de cette filière de co-compostage présente un intérêt majeur pour l'amélioration de la valeur agronomique des sols (utilisé en agriculture), d'autres avantages sont également à mettre en exergue. En effet, l'utilisation de compost sur les sols participe d'une part, à réduire la consommation et la production d'engrais chimiques et, d'autre part, à lutter contre le réchauffement climatique par l'enrichissement des sols en carbone¹¹. Pour autant, même si cette filière de traitement des boues s'inscrit dans une logique de développement durable selon un concept d'économie circulaire, le compostage de boues rencontre ces dernières années plusieurs obstacles politiques, économiques et sociétaux. Les recommandations publiées par la FREC 2019¹² incitent à renforcer les normes sur la réglementation du mélange boues d'épuration/agent structurant. D'autre part, les STEU qui achètent des écorces pour co-composter leurs boues peuvent être confrontées à des difficultés d'approvisionnement engendrant alors des pertes économiques liées au prix des écorces et à leur transport. Outre ces aspects politiques et économiques, le co-compostage des boues d'épuration est

⁸(« Portail d'informations sur l'assainissement communal - Services en ligne » s. d.)

⁹(Arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO5 s. d.)

¹⁰(Arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées 1998)

¹¹(Muller 2016, « 4 pour 1000 : stocker le carbone dans le sol pour lutter contre le changement climatique » s. d.).

¹²(« La feuille de route économie circulaire (FREC) » s. d.)

régulièrement critiqué pour les émissions odorantes qu'il peut générer. La gêne olfactive ressentie par les riverains représente les principales plaintes à l'encontre du procédé de compostage. A cela s'ajoute la crainte de la population face à une possible contamination des sols par des substances classées comme toxiques tels que, par exemple, les métaux lourds. En outre, la crise sanitaire actuelle de la COVID-19 a également renforcé la réglementation sur le procédé de co-compostage des boues afin de garantir un compost hygiénisé et ainsi limiter les risques de contamination par le virus SARS-CoV-2¹³. En effet, les STEU réalisant actuellement du co-compostage de boues ont l'obligation de démontrer l'hygiénisation du compost en effectuant des mesures régulières de température au sein des andains lors de la phase de fermentation¹⁴. Sans l'obtention de l'hygiénisation du compost de boues, celui-ci ne peut être épandu. En conséquence, une bonne maîtrise du procédé de co-compostage de boues et tout particulièrement de la phase de fermentation est indispensable pour diminuer les barrières sociétales, sanitaires et politiques à l'encontre de cette filière de traitement.

La STEU d'Aureilhan, propriété de la communauté d'Agglomération de Tarbes-Lourdes-Pyrénées (CATLP) et exploitée par VEOLIA, permet l'assainissement collectif des eaux usées de plusieurs communes des Hautes Pyrénées (65). Dans une volonté de concept d'économie circulaire afin de valoriser écologiquement les boues biologiques, le choix du procédé de traitement des boues s'est orienté vers le co-compostage. Ainsi, les boues issues des bassins biologiques de la STEU d'Aureilhan sont mélangées à des écorces avant d'être co-compostées. Le compost produit est ensuite utilisé dans le cadre d'un plan d'épandage local. Afin d'améliorer la qualité du compost, l'exploitant de la STEU d'Aureilhan a exprimé sa volonté d'améliorer la mise en œuvre du procédé de compostage. Dans ce contexte, la CATLP, VEOLIA et le LaTEP (Laboratoire de Thermique, Energétique et Procédés) ont élaboré ce projet de recherche et permis le financement de ce travail de thèse qui s'articulait initialement autour de deux objectifs principaux :

- s'assurer du bon déroulement de l'étape de fermentation du procédé de co-compostage de boues afin de garantir un compost de qualité ;
- limiter la gêne olfactive ressentie par les riverains.

Pour répondre à ces deux objectifs, très étroitement liés, nous avons choisi d'orienter en premier lieu nos recherches sur le diagnostic du procédé de co-compostage des boues. Ces travaux présentés dans le deuxième chapitre de ce manuscrit ont révélé des dysfonctionnements qu'il était indispensable d'expliquer par modélisation numérique. Pour cette raison et en raison du manque de temps imposé par la crise sanitaire liée à la Covid-19, nous avons dû abandonner le deuxième objectif de ce travail de thèse pour nous consacrer exclusivement au diagnostic du procédé de compostage de boues. Ce diagnostic a été réalisé selon deux approches : expérimentale et numérique.

Le premier chapitre de ce manuscrit apporte les connaissances scientifiques nécessaires à la réalisation de ce travail de recherche (cf. Figure 2). Les boues biologiques étant le déchet à traiter, nous avons débuté ce chapitre par la description de la nature, des caractéristiques et des filières de traitement de ce déchet. Ensuite, une description générale des processus impliqués lors du co-compostage (étapes de fermentation et de maturation) ainsi que l'influence des divers paramètres expérimentaux, sont présentés. De plus, pour apporter un éclairage d'un point de vue industriel et spécifique au co-compostage de boues, une section est consacrée à ce sujet en milieu industriel. Pour compléter cette

¹³(« Covid-19 : les boues de stations d'épuration produites pendant l'épidémie ne peuvent être épandues qu'après hygiénisation | Anses - Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail » s. d.)

¹⁴(Arrêté du 30 avril 2020 précisant les modalités d'épandage des boues issues du traitement des eaux usées urbaines pendant la période de covid-19 s. d.).

partie, vient ensuite une description des différents modèles (0D, 1D, 2D et 3D) utilisés pour le procédé de compostage.

Le deuxième chapitre est consacré au diagnostic expérimental du procédé de co-compostage de boues de la STEU d'Aureilhan (cf. Figure 2). En effet, il nous a semblé crucial dans un premier temps de nous assurer du bon déroulement de l'étape de fermentation lors du co-compostage des boues sur le site industriel. Ce chapitre débute par la présentation des données caractéristiques ainsi que les principales installations de la STEU d'Aureilhan. Le traitement des boues, qui est le procédé concerné par ces travaux, a fait l'objet d'une description plus détaillée. Pour réaliser le diagnostic de ce procédé, nous avons évalué la durée de l'étape de fermentation de 19 andains. Des mesures de température ont également été réalisées au cours de l'étape cruciale de fermentation dans l'objectif de vérifier si les profils des températures étaient caractéristiques d'une étape de fermentation correctement menée. Ces mesures avaient également pour objectif de contrôler et vérifier l'hygiénisation du compost obtenu. En parallèle, pour obtenir les éléments nécessaires à l'interprétation des mesures de température, nous avons déterminé l'humidité initiale de quatre andains sélectionnés et relevé les conditions météorologiques (température, humidité relative, vent et pluie) auxquelles ont été soumis ces andains¹⁵. De plus, une estimation du ratio boues/agent structurant appliqué lors de la formation du mélange boues/écorces (ou palettes) a été réalisée pour vérifier que celui-ci correspondait au mieux au ratio théorique (1 volume de boues pour 3 volumes d'écorces). Dans ce deuxième chapitre, nous présentons également une comparaison des conditions d'aération appliquées à l'étape de fermentation de la STEU d'Aureilhan avec des données issues de la littérature ainsi qu'avec les conditions d'aération de deux autres STEU industrielles de même capacité, réalisant également du co-compostage de boues.

Suite aux résultats obtenus lors du diagnostic expérimental du procédé de co-compostage de boues de la STEU d'Aureilhan, nous avons orienté nos travaux de recherche vers l'élaboration d'un modèle en 2D qui a pour objectif de comprendre et/ou de prédire l'évolution de la température au sein d'un andain au cours de l'étape de fermentation (cf. Figure 2). Le modèle présenté dans ce troisième chapitre tient compte des dimensions et des caractéristiques réelles des andains sur le site industriel, de la fraction massique de matière sèches de l'andain modélisé et des conditions météorologiques de température et d'humidité relative extérieures. La vitesse d'aération au niveau de la plaque d'aération (paramètre crucial lors de l'étape de fermentation) n'étant pas directement mesurable, elle a fait l'objet d'une estimation théorique à partir de la vitesse réelle mesurée à la sortie du ventilateur. Les résultats de simulation obtenus à partir du modèle 2D ont été organisés en trois parties en fonction de l'objectif recherché :

- objectif n°1 : comprendre les profils des températures mesurées expérimentalement lors de l'étape de fermentation (chapitre 2) ;
- objectif n°2 : évaluer l'impact des conditions météorologiques sur les profils de température ;
- objectif n°3 : étudier l'impact de certains paramètres expérimentaux pour améliorer l'élévation des températures lors de conditions météorologiques défavorables lors de l'étape de fermentation.

Pour conclure, une synthèse des principaux résultats obtenus dans les différents axes étudiés, des suggestions opérationnelles et des perspectives permettant d'optimiser le pilotage, non seulement de la STEU d'Aureilhan mais aussi des STEU de même configuration, sont proposés.

¹⁵L'étape de fermentation est réalisée dans un hangar semi-ouvert sur le milieu extérieur.

Ce travail de recherche expérimental et théorique a été réalisé au sein du LaTEP et sur le site industriel de la STEU d'Aureilhan, exploitée par la société VEOLIA.

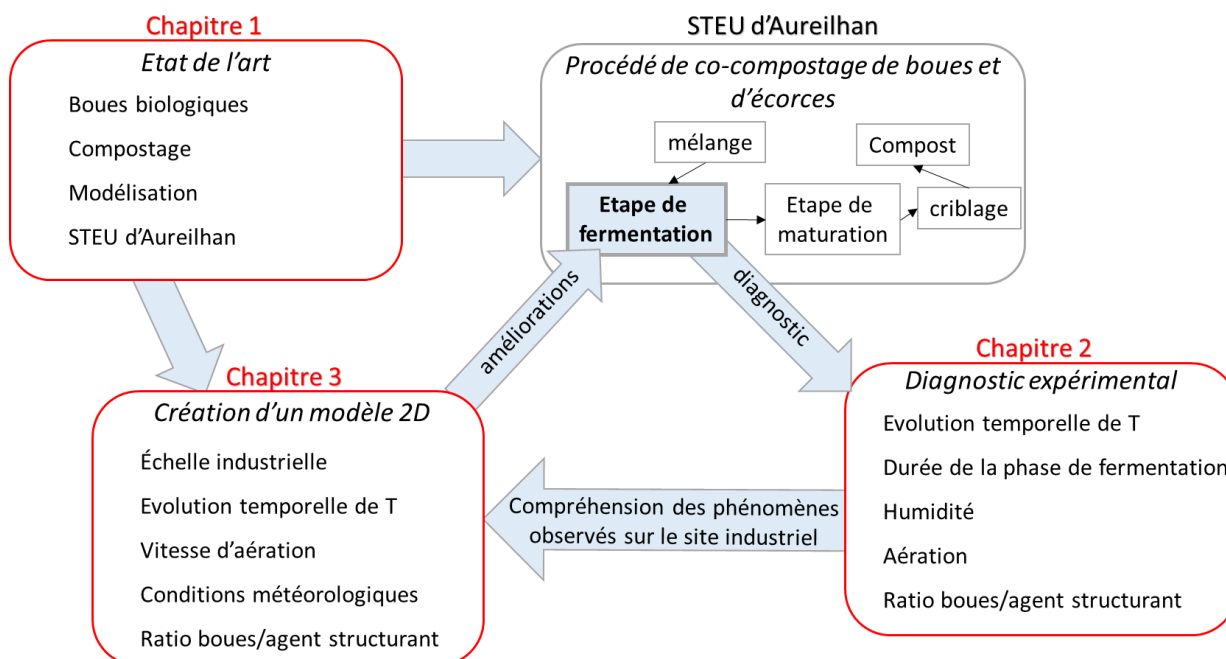


Figure 2 : représentation schématique de ce travail de thèse

CHAPITRE 1 : LE CO-COMPOSTAGE DE BOUES : APPROCHE BIBLIOGRAPHIQUE

Introduction.....	43
1 Les boues.....	44
1.1 Définition.....	44
1.2 Caractéristiques des boues biologiques.....	44
1.3 Traitement, élimination et valorisation des boues.....	46
2 Aspect généraux sur le compostage.....	48
2.1 Définition.....	48
2.2 Déroulement du compostage.....	49
2.3 Les micro-organismes.....	50
2.4 Les principaux mécanismes mis en jeu lors du compostage.....	51
2.4.1 Matrice compostée.....	51
2.4.2 Les voies métaboliques de la phase active.....	51
2.4.3 Les transferts de matière et de chaleur.....	53
2.5 Critères de qualité du compost.....	54
2.5.1 Maturité et stabilisation.....	54
2.5.2 Valeur agronomique.....	55
2.5.3 Hygiénisation.....	56
2.5.4 Innocuité.....	56
2.6 Les principaux paramètres du compostage.....	56
2.6.1 Les paramètres de conduite.....	56
2.6.2 Les paramètres caractéristiques du déchet.....	61
2.6.3 Agent structurant et ratio (déchet organique/agent structurant).....	62
2.6.4 Relation entre les différents paramètres caractéristiques du déchet.....	63
2.7 Les étapes industrielles.....	64
3 Co-compostage des boues biologiques en STEU (milieu industriel).....	64
3.1 Matières premières.....	65
3.2 Mélange boues/agent structurant.....	65
3.3 Fermentation.....	65
3.4 Maturation.....	66
3.5 Criblage.....	67
4 Modélisation du procédé de compostage.....	67

4.1	Généralités	67
4.2	Ecriture du modèle mathématique	68
4.2.1	Problématique d'échelle et dimension du modèle	68
4.2.2	Modèle cinétique	69
4.2.3	Bilan de matière	71
4.2.4	Bilan enthalpique.....	73
4.3	Résolution.....	76
4.4	Validation.....	77
	Bilan de la synthèse bibliographique et orientation des travaux.....	79

Introduction

Le procédé de compostage de la STEU d'Aureilhan permet le traitement des boues issues de l'assainissement des eaux. Néanmoins, plusieurs types de boues et plusieurs filières de traitement existent. Pour clarifier la nature des boues compostées mais aussi pour comprendre le choix de traitement retenu par la STEU d'Aureilhan ce chapitre débute par une première section sur le thème des boues.

Ce projet de thèse concerne un procédé de co-compostage de boues. Il est par conséquent primordial de comprendre les phénomènes impliqués lors du compostage. Ainsi, la deuxième section de ce chapitre s'intéresse au déroulement du compostage que ce soit d'un point de vue biologique ou industriel. En outre, le compostage étant un procédé dépendant de nombreux paramètres nous présentons également l'impact des principaux paramètres physico-chimiques sur le co-compostage.

Le procédé de co-compostage de boues étudié dans ce projet de thèse est géré et piloté au sein d'une station de traitement des eaux usées (STEU). Dans l'objectif d'apporter des données réelles et spécifiques au co-compostage des boues d'épuration, nous avons réalisé une comparaison avec deux STEU de capacités semblables à la STEU d'Aureilhan étudiée. Les procédés utilisés ainsi que leur mode de gestion sont présentés dans la troisième section de ce chapitre.

Pour diagnostiquer un procédé en parallèle d'une approche expérimentale, une approche numérique peut être envisagée. Ainsi, nous présentons dans cette dernière partie de ce chapitre un état de l'art sur la modélisation des procédés de compostage.

1 Les boues

Avant d'aborder les généralités sur le compostage, il nous a semblé important de revenir plus en détails sur la définition et les caractéristiques des boues d'épuration.

1.1 Définition

Les « boues » désignent divers sous-produits issus de l'assainissement des eaux usées (Miquel 2003). Les boues sont constituées de matières minérales et organiques sous forme dissoutes ou sous forme de matière en suspension. Les procédés (ou étapes) intervenant dans l'épuration des eaux amènent à distinguer quatre catégories de boues (Cabrol et al. 2012, Arlabosse 2001) (Figure 3) :

- les boues primaires ;
- les boues physico-chimiques ;
- les boues biologiques ;
- les boues mixtes.

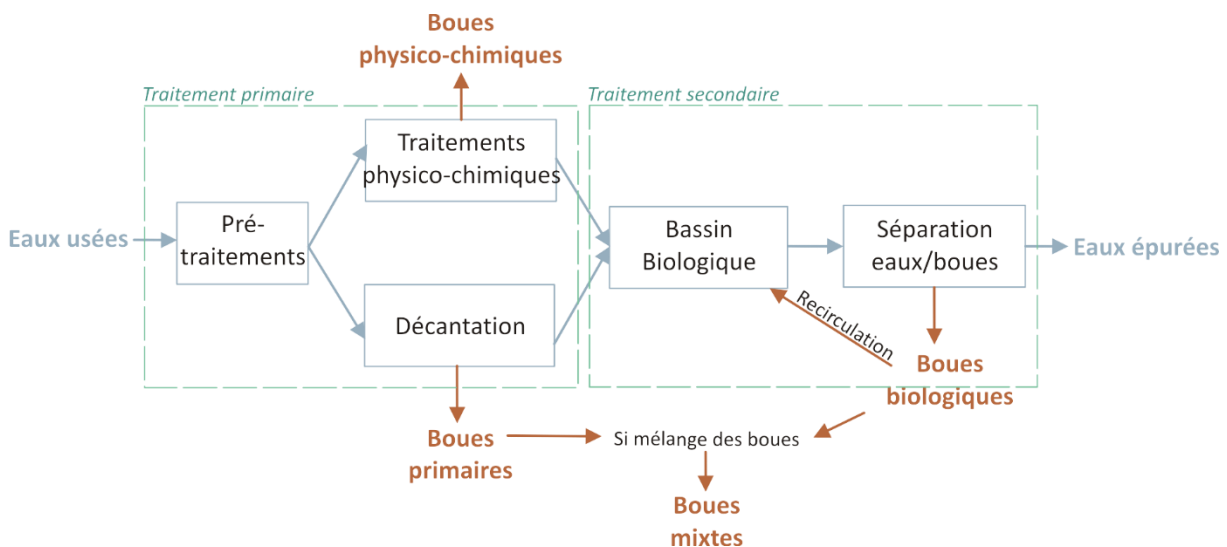


Figure 3 : les différents types de boues issues de l'assainissement des eaux usées

Les boues primaires proviennent principalement de la décantation des eaux usées (Figure 3). Les boues physico-chimiques sont similaires aux boues primaires à la différence près qu'un agent chimique (floculant, coagulant, ...) est ajouté pour faciliter la récupération des particules en suspension. Les boues biologiques sont quant à elles issues du traitement biologique des eaux (Figure 3). Pour conclure sur les différents types de boues, le terme « boues mixtes » fait référence au mélange boues biologiques et boues primaires.

Dans cette étude, nous nous intéresserons uniquement aux boues biologiques puisque seule cette catégorie de boues intervient dans la réalisation du compost sur la STEU d'Aureilhan.

1.2 Caractéristiques des boues biologiques

Les boues biologiques sont constituées d'eau, de matières organiques et de matières minérales. Elles possèdent par ailleurs la particularité d'être riches en azote (N) et en phosphore (P) (« Fiche technique : LE COMPOSTAGE » 2015). Le Tableau 1 présente un exemple d'analyse d'une boue biologique non déshydratée. L'analyse élémentaire nous permet d'estimer la matière organique contenue dans les boues par la formule chimique représentant les bactéries : $C_5H_7O_2N$ (Henze et al. 2001, *Handbook Biological Waste Water Treatment - Design and Optimisation of Activated Sludge Systems* 2007).

MS ¹⁶ (g/L)	MV (% de MS)	C (% de MV ¹⁷)	H (% de MV)	O (% de MV)	N (% de MV)	S (% de MV)	P ₂ O ₅ (% de MS)	CaO (% de MS)	K ₂ O (% de MS)
10	72	51,5	7	34	6,5	1	6	5	0,6

Tableau 1 : exemple d'analyse d'une boue biologique urbaine (Guibelin 2014)

La quantité d'eau contenue dans les boues est directement dépendante des traitements effectués sur les boues. En effet, si les boues en sortie de clarificateur peuvent être composées de plus de 90% d'eau (Miquel 2003), des traitements tels que l'épaississement, la déshydratation et le séchage permettent d'augmenter la siccité des boues (autour de 20%). L'augmentation de la siccité permet de réduire les coûts de stockage et de transport (Cabrol et al. 2012), mais aussi de respecter certaines contraintes liées à la valorisation des boues. Par exemple, si les boues sont compostées, la siccité ne doit pas être trop faible pour ne pas gêner l'aération de l'andain. La quantité d'eau étant un critère très important, les boues sont souvent caractérisées par deux paramètres :

- la concentration de MS (Matières Sèches) (g/L) ;
- la siccité, pourcentage de MS contenues dans les boues (%).

Dans l'objectif de valoriser les boues pour l'épandage agricole ou le compostage, il est nécessaire de s'intéresser à d'autres paramètres relatifs à la valeur agronomique ainsi qu'à leur innocuité. Les paramètres contrôlés sont présentés dans le Tableau 2.

La valeur agronomique des boues est donnée par la masse (ou le pourcentage) de matières sèches, le carbone organique (C_{organique}), l'azote réduit (NTK), le rapport C/N ainsi que quelques autres éléments participant à la constitution cellulaire des bactéries tels que le phosphore (P), le potassium (K) et le magnésium (Mg) (Ondarts 2008). En outre, le pH et la granulométrie des boues, non indiqués dans le Tableau 2, participent également à la valeur agronomique des boues.

L'innocuité des boues est vérifiée par l'analyse des éléments traces métalliques (ETM), des agents pathogènes, et des composés traces organiques (CTO). En effet, si certains ETM sont utiles aux micro-organismes (et pour l'homme) en très faibles quantités (oligo-éléments), ils deviennent toxiques à forte concentration. Par ailleurs, les ETM sont peu éliminés par l'organisme, ils vont donc s'y accumuler au cours du temps (en particulier le cadmium (Cd), le plomb (Pb), et le mercure (Hg) (« Les boues de station d'épuration - Centre antipoison environnemental de l'Ouest » s. d.). Il convient donc de limiter l'absorption de ces ETM par les productions agricoles destinées à l'alimentation. En parallèle de l'analyse des ETM, des analyses bactériologiques doivent également être réalisées pour vérifier l'absence totale de trois agents pathogènes qui sont : les salmonelles, les œufs d'Helminthes, et les entérovirus. L'objectif est ainsi de limiter les risques infectieux chez l'homme. Enfin, certains HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) et PCB (polychlorobiphényles) sont cancérigènes pour l'homme (« Risques polychlorobiphényles, polluants organiques persistants, contamination des aliments, cancers digestifs | Cancer et environnement » s. d.). Les PCB présentent en outre la particularité d'être très stables et donc de s'accumuler dans les sols. Pour ces raisons, les CTO (comprenant les HAP et les PCB) sont également contrôlés pour vérifier l'innocuité des boues. A titre indicatif, les valeurs limites des ETM et CTO (inscrites dans l'arrêté du 8 janvier 1998) sont regroupées dans le Tableau 3.

¹⁶ MS : matières sèches (obtenue après séchage à l'étuve à 105°C)

¹⁷ MV : matières volatiles (pertes de masse d'un échantillon de boues (séché initialement à 105°C)

Valorisation agricole	MS, C _{organique} , NTK, C/N, P, K, Ca, Mg
Éléments traces métalliques	Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn
Composés traces organiques	HAP ¹⁸ PCB ¹⁹
Oligo-éléments	Fe, Mn, Co, Mo, B, Cu, Zn
Pathogènes	Salmonelles, œufs d'Helminthes, Entérovirus
Bactériologie	Coliformes, thermo-tolérants, Entérocoques, spores de bactéries sulfite-réductrices, micro-organismes revivifiables.

Tableau 2: analyses chimiques et biologiques contrôlées concernant la qualité des boues avant épandage

ETM	Concentration maximale admise (mg/kg de MS)	CTO	Concentration maximale admise (mg/kg de MS) cas général	Concentration maximale admise (mg/kg de MS) pour épandage sur pâturage
Ca	20			
Cr	1000			
Cu	1000	PCB	0,8	0,8
Hg	10	Fluoranthène	5	4
Ni	200	benzo(a)fluoranthène	2,5	2,5
Pb	800	benzo(a)pyrène	2	1,5
Zn	3000			

Tableau 3 : valeurs limites des ETM et CTO dans les boues (Arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées 1998)

1.3 Traitement, élimination et valorisation des boues

Comme indiqué précédemment, les boues brutes sont très chargées en eau. Or, cela peut être un problème majeur dans certaines techniques d'élimination et de valorisation des boues. De ce fait, les boues récupérées en sortie de clarificateur subissent généralement un prétraitement pour être épaissies (5% de MS), déshydratées (25% de MS) ou séchées (90% de MS) (Miquel 2003).

Ensuite, d'autres prétraitements peuvent être mis en oeuvre en fonction des choix technologiques de la STEU (AMORCE 2012). Par exemple, les boues destinées à l'épandage peuvent être hygiénisées et stabilisées simultanément par différents procédés (Gracy 2006): procédés chimiques (ex : chaulage), physiques (ex : séchage thermique) ou biologiques (ex : digestion anaérobie). De même, le compostage constitue une technique d'hygiénisation et de stabilisation des boues. En effet, l'hygiénisation sera, dans le cas du compostage, atteinte grâce à l'élévation de la température lors de la phase thermophile du processus de fermentation tandis que la stabilisation sera atteinte après l'étape de maturation (cf. 2.2 Déroulement du compostage). Il est important de noter que plusieurs associations de prétraitements sont possibles et qu'ils sont bien évidemment dépendants des contraintes de la STEU (espaces disponibles, réglementation, objectifs). Les prétraitements pouvant être réalisés avant la filière d'élimination ou de valorisation des boues sont rappelés sur la Figure 4.

¹⁸ HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) analysés : Fluoranthène, benzo(b)fluoranthène, benzo(a)pyrène

¹⁹ 7 PCB (polychlorobiphényle) identifiés par les n°: 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180 selon la nomenclature IUPAC (International Union of pure and Applied Chemistry)(Gouzy 2011, Jardé 2002).

Suite à ces étapes de prétraitements, les boues doivent être éliminées et/ou valorisées (Figure 4). Il existe quatre filières d'élimination et de valorisation des boues :

- l'incinération ;
- l'épandage (après compostage ou autre prétraitement) ;
- la mise en décharge (stockage en ISD²⁰);
- la méthanisation (production de biogaz).

L'incinération permet de réduire au maximum la quantité du déchet mais révèle des coûts de fonctionnement plus élevés que le compostage (Tableau 4). Cette technique d'élimination est privilégiée quand la qualité des boues ne permet ni l'épandage, ni le compostage.

L'épandage a pour objectif de valoriser les boues en tant qu'amendement des sols et/ou fertilisant. Cette technique est très répandue en France car elle présente l'avantage d'être simple et peu coûteuse à mettre en œuvre (Arlabosse 2001) (Tableau 4). Par contre, de par la présence possible d'éléments pathogènes, de CTO et d'ETM, l'épandage peut présenter des risques pour la santé et l'environnement (Cabrol et al. 2012).

La mise en décharge sera utilisée lorsque la qualité des boues n'est pas conforme à l'épandage ou lorsque l'incinération n'est pas réalisable (Cabrol et al. 2012).

La méthanisation consiste à traiter les boues par digestion anaérobie. Ce procédé présente un double intérêt : l'obtention d'une source d'énergie valorisable (le biogaz) et la stabilisation du déchet organique qui peut en partie être restitué au sol (Bayard et Gourdon 2010). La valorisation agronomique des boues stabilisées en sortie de digesteur anaérobie est cependant contraignante (nécessite des post-traitements, valeur agronomique limitée, ...).

Le Tableau 4 présente quelques ordres de grandeur des coûts des principales filières de traitement des boues en France (AMORCE 2012). Cependant, il convient de préciser que ces coûts sont notamment dépendants du transport des boues. Ainsi un compromis entre le coût de traitement des boues et la distance du procédé par rapport à la STEU est effectué lors du choix de la filière de traitement.

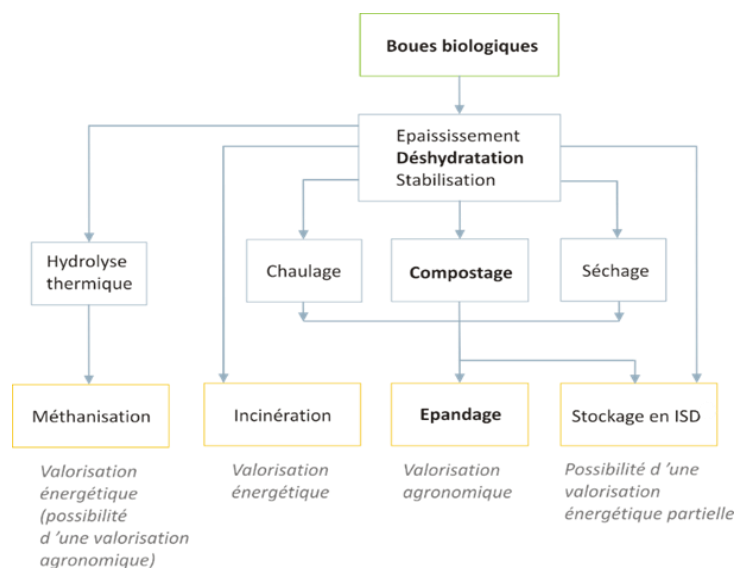


Figure 4 : filières d'élimination et de valorisation des boues, adaptée de (Cabrol et al. 2012)

²⁰ ISD : installation de stockage des déchets

Technique de gestion des boues	Coûts de traitement
Epandage	30 à 40 €/t de boues (SYPREA s. d.)
Compostage	50 à 80 €/t de MB ²¹ (SYPREA s. d.)
Incinération	58 à 107€ HT/ t de MB (AMORCE 2012)
Mise en décharge	47 à 96€ HT/t de MB hors TGAP ²² (AMORCE 2012)

Tableau 4: ordres de grandeur des coûts des filières de traitement ou de valorisation des boues

2 Aspect généraux sur le compostage

2.1 Définition

Le compostage est un procédé biologique de dégradation de la matière organique par une succession de populations microbiennes évoluant en milieu aérobie (Faverial 2016). Ce procédé, d'origine naturelle, est utilisé dans l'industrie pour valoriser les déchets organiques tels que les ordures ménagères, les biodéchets, les boues de station d'épuration, les déchets verts, les effluents d'élevage et les déchets d'industries agroalimentaires (Lashermes 2010). Certains de ces déchets peuvent être compostés seuls tandis que d'autres (exemple : les boues) doivent être mélangés à un co-produit avant d'être compostés, il s'agit dans ce cas de co-compostage.

Lors du compostage, la dégradation de la matière organique par les micro-organismes nécessite une importante consommation d'oxygène et aboutit à la production de nombreux gaz (dioxyde de carbone, vapeur d'eau, ...) ce qui entraîne une diminution de la masse du déchet (Henon 2008) (Figure 5). En outre, la biodégradation de la matière organique est un processus exothermique ; le compostage s'accompagne donc d'une élévation de la température du déchet. Ces processus de dégradation et d'élévation de la température permettent en fin de compostage d'obtenir un substrat hygiénisé, stabilisé et valorisable notamment comme engrais ou amendement des sols (Albrecht 2007) (Figure 5).

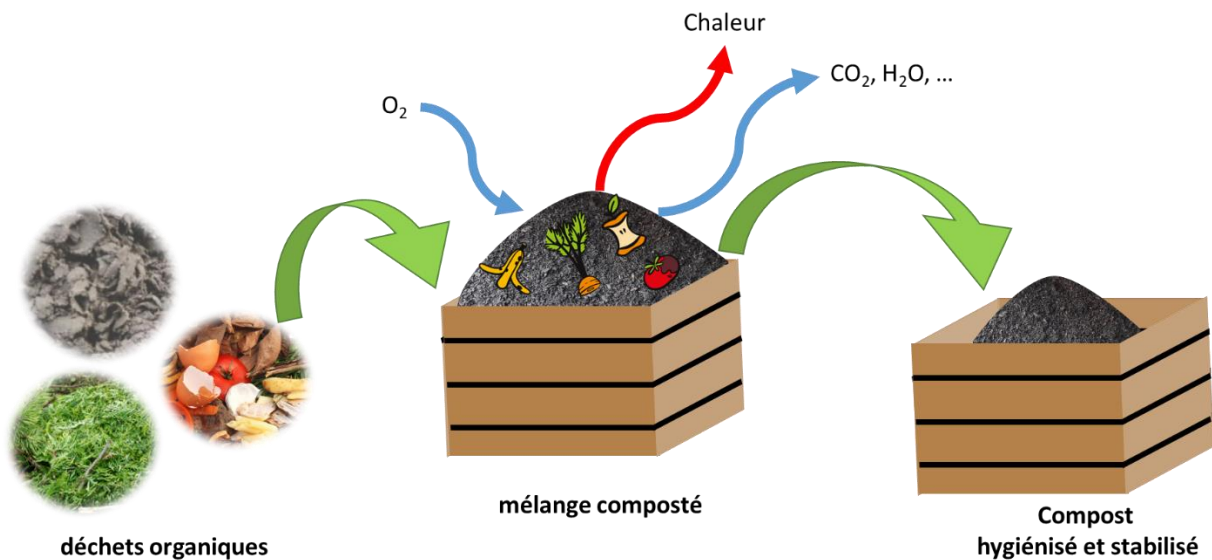


Figure 5 : principe général du compostage

²¹ MB : matières brutes

²² TGAP : Taxe Générale sur les Activités Polluantes

2.2 Déroulement du compostage

Le compostage suit un processus biologique qui peut se diviser en quatre phases (Amaury de Guardia 2018, Lashermes 2010) selon l'évolution de la température :

- **la phase mésophile** : lors de cette phase, la matière organique facilement biodégradable est consommée par les micro-organismes mésophiles entraînant une croissance des populations microbiennes mésophiles (Albrecht 2007) ainsi que la synthèse d'enzymes extracellulaires nécessaires pour la dégradation de la matière organique plus difficilement biodégradable (Amaury de Guardia 2018). La dégradation de la matière organique (réaction d'oxydation biologique) par les micro-organismes étant exothermique une augmentation de la température est observée. Selon la nature du substrat et/ou le procédé de compostage, la phase mésophile s'étend de quelques heures à quelques jours.
- **la phase thermophile** : lorsque la température dépasse 45°C (Henon 2008), les micro-organismes thermophiles se développent au détriment des micro-organismes mésophiles. La dégradation des composés facilement biodégradables, présents en quantité importante dans le déchet, libère de la chaleur et entraîne une augmentation de la température pouvant atteindre 70°C. À ces températures, les micro-organismes pathogènes sont éliminés ce qui permet d'aboutir à l'hygiénisation du compost. De plus, les températures élevées rendent possible la dégradation de composés moins facilement biodégradables tels que la lignine et la cellulose. La phase thermophile dure généralement quelques semaines.
- **la phase de refroidissement** : par manque de composés facilement biodégradables, l'activité microbienne diminue entraînant une chute de température. En effet, la biodégradation du substrat par les micro-organismes ne produit plus suffisamment de chaleur en comparaison des pertes thermiques (Francou 2003). Une température inférieure à 40°C ajoutée à une faible consommation d'oxygène signifient la fin de la phase de refroidissement (Amaury de Guardia 2018).
- **la phase de maturation** : lors de cette phase, la température n'évolue plus et les processus d'humification prennent place (réorganisation de la matière organique en composés humiques). Cette phase doit également aboutir à la stabilisation de la matière organique (réduction de la biodégradabilité) avec la dégradation lente de certains composés peu biodégradables.

A l'échelle industrielle, les deux premières phases énoncées ainsi qu'une partie de la phase de refroidissement constituent la phase active, également appelée « fermentation » (Figure 6). La fin de la phase de refroidissement ainsi que la phase de maturation sont regroupées au sein d'une même étape appelée « maturation » (Figure 6). Ces deux étapes ont chacune un objectif bien distinct :

- la fermentation est axée sur la biodégradation de la matière organique ;
- la maturation concerne principalement les processus d'humification et de réorganisation de la matière organique.

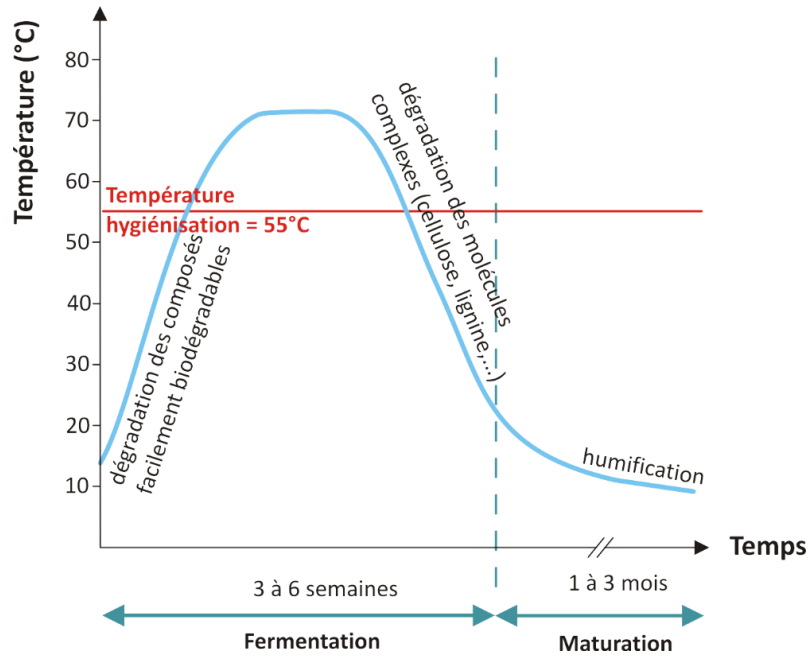


Figure 6 : évolution de la température au cours du compostage (adapté de (Humeau et Le Cloirec 2010a))

2.3 Les micro-organismes

Lors du compostage, les variations des paramètres physico-chimiques (température, humidité, nutriments, ...) entraînent des évolutions qualitatives et quantitatives des populations microbiennes (Chinakwe et al. 2019, El Fels 2014, Khalil et al. 2011, Robledo-Mahón et al. 2019, Ryckeboer et al. 2003). Cependant, même si le compostage implique une multitude de micro-organismes, ceux-ci sont généralement regroupés au sein de deux catégories (Albrecht 2007, Amaury de Guardia 2018, Tuomela et al. 2000) : les bactéries et les champignons. Dans ces deux catégories, vont intervenir des micro-organismes mésophiles et thermophiles dont l'évolution de leur population est fonction de la température (Figure 7).

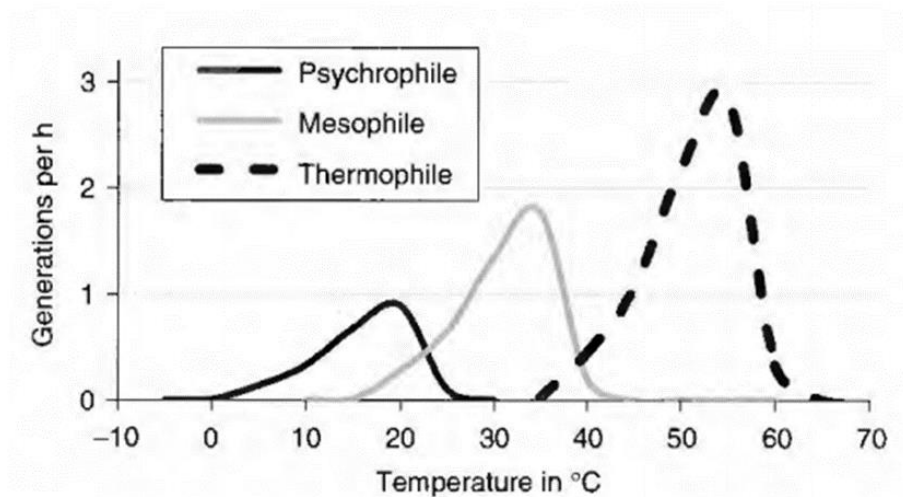


Figure 7 : évolution des générations de micro-organismes psychrophiles, mésophiles et thermophiles en fonction de la température, issues de (Insam et de Bertoldi 2007)

Lors du compostage, les bactéries sont considérées comme dominantes en nombre par rapport au champignons. L'évolution de leur nombre et de leur diversité lors du compostage est grandement dépendante des caractéristiques physico-chimiques du milieu. Ainsi, l'augmentation de la température résultant de l'énergie libérée par la biodégradation entraîne une diminution du nombre de bactéries lors de la phase thermophile (Ryckeboer et al. 2003) tandis que la variété des substrats présents au sein du compost lors de la maturation favorise la diversité bactérienne (Albrecht 2007). Il en résulte que la phase thermophile est caractérisée par une forte activité biologique et une faible diversité microbienne. A contrario, la maturation bénéficie d'une importante diversité microbienne bien que l'activité biologique soit faible. Parmi les bactéries impliquées en compostage, nous pouvons citer les phylums *Firmicutes* (genre *Bacillus*), *Actinobacteria*, *Proteobacteria* et *Deinococcus-Thermus* (Amaury de Guardia 2018). Du fait de leur thermorésistance, de leur tolérance au pH élevé, et de leur capacité à dégrader en partie la cellulose et la lignine (Tuomela et al. 2000), les actinobacteria constituent un groupe de bactéries particulièrement important lors du compostage (Albrecht 2007). Lors de la phase thermophile, ces bactéries vont se développer au détriment d'autres populations microbiennes notamment par la production d'antibiotiques inhibant la croissance d'autres bactéries.

Comme pour les bactéries, les champignons sont sensibles à l'évolution de la température. En effet, les champignons impliqués dans la dégradation de la matière organique étant majoritairement mésophiles (Tuomela et al. 2000), une diminution des populations fongiques (en diversité et en nombre) est observée lorsque le substrat atteint des températures élevées. Néanmoins, certains phyla de champignons sont thermophiles et participent à la dégradation de la lignine et de la cellulose. Les phyla de champignons les plus représentés lors du compostage sont les *Ascomycota* et les *Basidiomycota* (Amaury de Guardia 2018).

2.4 Les principaux mécanismes mis en jeu lors du compostage

2.4.1 Matrice compostée

Le compostage permet la dégradation d'un déchet solide grâce au travail des micro-organismes présents au sein du déchet. Ces micro-organismes évoluent au sein d'une phase liquide immobilisée à la surface du solide et qui constitue le biofilm. D'après (Henon 2008), le biofilm désigne : « une accumulation de bactéries à la surface d'un substrat solide. Il est composé d'un mélange d'eau, de matériaux cellulaires et de matériaux extracellulaires d'origines microbiennes ». Par ailleurs, comme nous l'avons indiqué précédemment, en compostage, les micro-organismes évoluent en milieu aérobie (quelques zones anaérobies peuvent néanmoins exister au sein du déchet). Un apport en oxygène est par conséquent indispensable pour garantir des concentrations en oxygène suffisantes. Cet apport peut être effectué sur l'ensemble du déchet grâce à ces propriétés lacunaires. Pour ces raisons, le déchet composté est généralement représenté avec trois phases : solide, biofilm (phase aqueuse) et gaz (Mustin 1987, Oudart 2013). Néanmoins, comme le précise (Pujol 2012) dans ces travaux, une quatrième phase peut être considérée lorsque de l'eau libre s'écoule à travers l'andain. Cette eau libre est généralement appelée lixiviat.

2.4.2 Les voies métaboliques de la phase active

Les micro-organismes présents dans le déchet vont dégrader la matière organique pour obtenir de l'énergie et des nutriments nécessaires à leur survie (réaction catabolique). Compte tenu de la multitude de micro-organismes présents dans le déchet mais aussi de la disponibilité en oxygène plusieurs voies métaboliques peuvent être empruntées (Amaury de Guardia 2018).

La première étape, commune à toutes les voies métaboliques, concerne l'hydrolyse des macromolécules. Cette étape a pour but de fragmenter en milieu extracellulaire les molécules de grande taille (protéines, lipides, polysaccharides). Les produits de l'hydrolyse (acides aminés, glucides, ...), de plus petite dimension, peuvent alors franchir la membrane cellulaire des micro-organismes et ainsi être dégradés en milieu intracellulaire.

En milieu intracellulaire, les glucides, les acides aminés et les acides gras volatils subissent un ensemble de réactions de dégradation aboutissant à la production de CO_2 et H_2O et NH_3 , d'ions (SO_4^{2-}) et de molécules carbonées intermédiaires (pyruvate et acétate). Ensuite selon le type de micro-organismes et selon la disponibilité en oxygène, se distinguent quatre chemins métaboliques.

1) En milieu aérobie

En présence d'oxygène, les molécules intermédiaires telles que le pyruvate sont transformées (par exemple en acétyl-coenzyme A) pour ensuite être utilisées dans le cycle de Krebs et la chaîne respiratoire de la cellule (Albrecht 2007). Ces deux derniers éléments permettent à la cellule de produire de l'énergie par respiration aérobie. Lors d'une respiration aérobie, le dioxygène est utilisé comme accepteur final d'électron (rôle d'oxydant). Une consommation de dioxygène a donc lieu lors d'une respiration aérobie et les produits finaux de la dégradation sont l'eau et le dioxyde de carbone.

En absence d'oxygène, deux cas sont à distinguer : les zones anoxiques et les zones anaérobies (Amaury de Guardia 2018) (Figure 8).

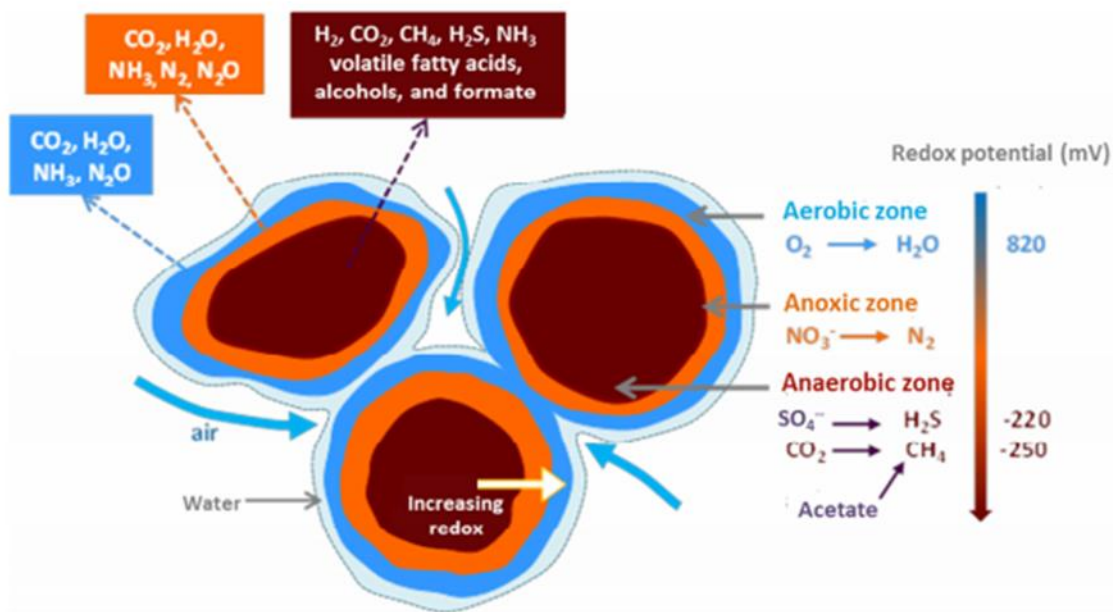


Figure 8 : les différents chemins métaboliques selon le potentiel oxydant du milieu, issu de (Rincon Mejia 2019)

2) En milieu anoxique

En milieu anoxique, le mécanisme biologique est similaire au mécanisme en milieu aérobie, néanmoins, une autre source d'accepteur final d'électron est utilisée (NO_3^- , NO_2^- , SO_4^{2-}). Ce chemin métabolique appelé respiration anaérobie aboutit à la dégradation totale ou partielle des composés intermédiaires. Les produits issus du cycle de Krebs et de la chaîne respiratoire sont entre autres : CO_2 , N_2 , H_2S et NO_2^- .

- 3) En milieu anaérobie
 - a. Potentiel redox > - 300 mV

En milieu anaérobie, la matière organique est elle-même utilisée comme accepteur final d'électron (oxydant) et sa dégradation ne se fait pas au moyen d'une chaîne respiratoire (contrairement aux deux autres voies métaboliques) mais au moyen de nombreuses voies de fermentation. Si le début de la dégradation de la matière organique est semblable aux milieux aérobie et anoxique et amène à la formation de composés intermédiaires tels que le pyruvate, les nombreuses voies de fermentation ne permettent qu'une dégradation partielle de ces composés. Il en résulte la production de nombreux composés tels que les alcools, les acides gras, les composés soufrés réduits, ... (Figure 8). Certains de ces composés (exemple : H₂S) sont notamment responsables des mauvaises odeurs émises lors du compostage.

- b. Potentiel redox < - 300 mV

Enfin, suite aux réactions de fermentation, et lorsque le potentiel redox du milieu le permet (< - 300mV), des processus de méthanisation peuvent être présents (Amaury de Guardia 2018).

Il est important de noter que la respiration aérobie fournit plus d'énergie que la respiration anaérobie qui elle-même fournit plus d'énergie que les processus de fermentation. Or, les micro-organismes s'orientent vers les voies biochimiques qui produisent le plus d'énergie. Ainsi, quand un micro-organisme est capable de réaliser les deux types de respiration, il s'orientera préférentiellement vers la respiration aérobie. D'autre part, l'énergie libérée par la voie aérobie étant supérieure à l'énergie libérée par les processus de fermentation, les micro-organismes anaérobies (fermentaires) ont une croissance plus lente (Amaury de Guardia 2018).

Le compostage étant un processus aérobie, la dégradation de la matière organique est principalement réalisée par respiration aérobie. Cependant, il est admis qu'au sein d'un déchet, plusieurs zones anoxiques ou anaérobies peuvent exister (Faverial 2016, Oudart 2013).

2.4.3 Les transferts de matière et de chaleur

Outre les mécanismes biologiques de biodégradation, le compostage fait intervenir des phénomènes de transfert de matière et de chaleur.

Les micro-organismes impliqués lors du compostage nécessitent un apport en oxygène pour dégrader la matière organique en condition aérobie. Le transfert en oxygène de la phase gaz à la phase liquide est par conséquent indispensable lors du compostage pour maintenir des concentrations en oxygène suffisantes. Selon le système considéré, le transfert en oxygène peut être effectué par convection forcée de la phase gaz à travers l'andain (système d'aération par aspiration ou insufflation) ou grâce au phénomène de convection naturelle favorisé par l'élévation des températures lors du compostage. Dans ce cas, l'air chaud, plus léger, crée un courant d'air ascendant qui va aspirer l'air sur les parties inférieures de l'andain. Par ailleurs, l'aération peut également être facilitée grâce aux retournements réguliers des andains. En plus du transfert d'oxygène, le compostage est également marqué par l'émission de composés gazeux, produits des réactions de biodégradation. Ces composés sont tout d'abord émis au sein du biofilm, siège des réactions de biodégradation, avant d'être transférés de la phase liquide vers la phase gazeuse. Enfin, il est important de noter que les transferts de matière (O₂, CO₂, NH₃, ...) entre la phase gazeuse et la phase liquide sont grandement dépendant des propriétés physico-chimiques du substrat et notamment de sa porosité.

Nous avons vu précédemment que la biodégradation de la matière organique était un processus exothermique ; il en résulte donc une production de chaleur lors du compostage. Cette chaleur va en partie migrer dans le substrat par des phénomènes de convection et de conduction, et ainsi participer à l'élévation de sa température. Néanmoins, une partie de la chaleur produite par la biodégradation du substrat est perdue lors du compostage :

- soit par l'évaporation de l'eau rendue possible lors de l'aération
- soit par les diverses pertes thermiques auxquelles est soumis l'andain : conduction avec le sol et les parois du procédé de compostage, chaleur évacuée lors de l'aération (air plus chaud en sortie), chaleur perdue avec le milieu extérieur.

2.5 Critères de qualité du compost

Après compostage, le substrat obtenu est destiné à être épandu sur des terres agricoles dans l'objectif d'améliorer les propriétés physiques (rétention d'eau, porosité), chimiques (pH, nutriments) et biologiques (activités enzymatiques) des sols (Albrecht 2007, Francou 2003, Amaury de Guardia 2018). Néanmoins, pour obtenir un effet bénéfique pour les sols, le compost doit répondre à divers critères de qualité qui selon les études concernent : la maturité, la stabilité, la valeur agronomique, l'innocuité et l'hygiénisation.

2.5.1 Maturité et stabilisation

La maturité et la stabilité sont des termes couramment utilisés dans la littérature pour définir la qualité d'un compost. Néanmoins, ces deux termes étant très liés, leur utilisation dans la littérature peut porter à confusion (Charnay 2005, Francou 2003). Ce paragraphe a donc pour objectif de revenir sur la définition de ces deux termes.

La stabilité du compost est définie par une faible activité microbienne résultant d'un appauvrissement en composés facilement biodégradables (Francou 2003). Ainsi, la diminution de l'activité microbienne lors de la phase de refroidissement par manque de composé biodégradable est directement lié à la stabilité du substrat.

La maturité est quant à elle définie de deux façons dans la littérature (Francou 2003). La première définition considère que la maturité est atteinte lorsque la MO est stabilisée et que les processus d'humification ont eu lieu. La seconde définition considère qu'un compost est mature lorsque son application sur les sols n'est pas préjudiciable au développement des végétaux. Dans ce cas, le paramètre que l'on cherche à évaluer concerne entre autres la phytotoxicité du compost.

Plusieurs critères, regroupés en trois grandes catégories, permettent d'estimer la stabilité et la maturité des composts (Albrecht 2007, Charnay 2005, Francou 2003, Amaury de Guardia 2018). Les indications entre parenthèses présentées dans le Tableau 5 précisent la tendance qui doit être observée pour obtenir un compost mature.

critères empiriques	critères physico-chimiques	critères biologiques
odeurs (absence d'ammoniac) température (T<35°C)	pH (entre 7 et 9) CEC ²³ (augmentation)	tests respirométriques : - consommation O ₂ et production CO ₂ (faible)
aspect (couleur foncée)	rapport C/N (diminution)	- tests d'auto- échauffement (≤4 sur une échelle de 1 à 5)
texture friable	rapport NO ₃ ⁻ /NH ₄ ⁺ humification, rapport AH/AF ²⁴ (augmentation) teneur en MO (diminution)	- test solvita (<6 sur une échelle de 1 à 8) tests de phyto-toxicité : - croissance de plantes - germination - développement racinaire

Tableau 5 : critères de stabilité et de maturité des composts (Albrecht 2007, Charnay 2005, Francou 2003, Amaury de Guardia 2018)

2.5.2 Valeur agronomique

La valeur agronomique des composts est principalement évaluée par la mesure de la matière organique (MO) et des éléments fertilisants (azote, phosphore...).

La matière organique joue un rôle particulièrement important pour améliorer la fertilité des sols. Elle participe d'une part à l'apport en éléments nutritifs pour les végétaux et d'autre part à l'amélioration des propriétés physiques du sol par l'augmentation de sa porosité et de sa densité apparente. Ces deux derniers points favorisent entre autres le développement racinaire.

Outre l'apport en MO, le compost fournit au sol des éléments fertilisants essentiels aux développements des cultures tels que l'azote, le phosphore, le potassium, le magnésium et le calcium.

En intervenant dans la composition des acides aminés et des acides nucléiques, l'azote constitue un élément essentiel dans le développement des végétaux. Néanmoins, il est important de préciser que l'azote est principalement présent sous forme organique dans le compost et les sols alors que seul l'azote minéral (ammonium (NH₄⁺), nitrate (NO₃⁻)) est utilisé par les végétaux (Albrecht 2007, Francou 2003, Amaury de Guardia 2018). Ainsi, si tout l'azote n'est pas directement assimilable par les végétaux, celui-ci sera libéré progressivement, ce qui assurera un apport en azote sur le long terme.

En plus de l'azote, le compost doit permettre un apport en phosphore nécessaire pour la constitution des acides nucléiques et des phospholipides. Le phosphore intervient également dans les transferts d'énergie et certaines réactions métaboliques (Albrecht 2007).

Concernant les autres éléments fertilisants, le potassium est nécessaire aux mouvements cellulaires et aux transferts d'ions. Il participe à la synthèse de protéines et polysaccharides et joue un rôle d'activateur enzymatique (Albrecht 2007). De la même façon, le calcium et le magnésium permettent d'activer certaines enzymes. Le calcium intervient par ailleurs sur la perméabilité cellulaire tandis que le magnésium est un constituant de la chlorophylle (Albrecht 2007).

²³ CEC = capacité d'échange cationique

²⁴ AH = acides humiques, AF = acides fulviques

2.5.3 Hygiénisation

L'hygiénisation indique l'absence de micro-organismes pathogènes au sein du compost.

Les déchets organiques, en particulier les boues et les effluents d'élevage, sont susceptibles d'être contaminés par divers micro-organismes pathogènes (virus, bactéries, champignons, ...). Or ces micro-organismes sont généralement sensibles aux températures élevées ; ils peuvent donc être détruits efficacement si le procédé de compostage est conduit correctement. En effet, l'élévation des températures ($T > 55^{\circ}\text{C}$ pendant plusieurs jours, cf. 2.6.1.4) pendant la phase thermophile permet l'élimination des micro-organismes pathogènes.

La variété de micro-organismes pathogènes pouvant être importante au sein du compost, plusieurs types de micro-organismes ont été sélectionnés pour rendre compte de l'hygiénisation du compost. Ainsi, pour les composts soumis aux normes NFU 44-051 (amendements organiques) et NFU 44-095 (compost de boues d'épuration), les micro-organismes analysés sont : *E.Coli*, *Listeria monocytogenes*, les entérocoques, les salmonelles et les œufs d'Helminthes.

2.5.4 Innocuité

L'innocuité est définie par l'absence de polluants et de micro-organismes pathogènes qui sont considérés comme néfastes d'un point de vue sanitaire et/ou environnemental.

Comme pour les boues, les polluants mesurés concernent principalement les éléments traces métalliques (ETM) et les composés traces organiques (CTO). Le détail des composés surveillés et leurs valeurs limites sont indiqués dans le Tableau 3.

2.6 Les principaux paramètres du compostage

De nombreux paramètres vont impacter l'activité et le développement des micro-organismes lors du compostage. Ils sont généralement classés en deux catégories (Bernal et al. 2009):

- les paramètres de conduite tels que l'aération, l'humidité et la température ;
- les paramètres caractéristiques du déchet tels que le rapport C/N, le pH, et la granulométrie.

2.6.1 Les paramètres de conduite

2.6.1.1 L'aération

Le compostage est une technique de biodégradation aérobie. Un apport en oxygène suffisant, au moyen d'un système d'aération, est par conséquent indispensable pour le développement et le métabolisme des micro-organismes. Plusieurs travaux ont étudié l'impact de l'aération sur le déroulement du compostage et la qualité du compost obtenu (A. de Guardia et al. 2010, Gao et al. 2010, Guo et al. 2012, S. Li et al. 2017). Ces travaux mettent en évidence qu'une aération trop faible peut ralentir et limiter la stabilisation du substrat (moins de biodégradation de la MO). En outre, en cas de faible aération, la réduction de la biodégradation de la matière organique peut gêner l'élévation des températures et par conséquent l'hygiénisation du compost. Les travaux de S. Li et al. (2017) ont par ailleurs montré que l'aération impactait également les processus d'humification du compost. Néanmoins, si l'aération est cruciale pour obtenir un compost de qualité, celle-ci ne doit cependant pas être trop élevée pour ne pas engendrer des pertes thermiques et un assèchement excessif qui seraient néfastes aux populations microbiennes et donc à l'établissement de la phase thermophile (Gao et al. 2010, Guo et al. 2012, Onwosi et al. 2017). Ainsi, un compromis doit être effectué pour garantir des concentrations en O_2 suffisantes dans la phase gaz tout en limitant les pertes thermiques.

Dans l'objectif de garantir des conditions opératoires optimales, des recherches ont été effectuées pour déterminer le taux d'aération optimal. Ces travaux de recherche mettent en exergue un lien entre les conditions d'aération optimales et la nature des matières premières compostées (biodégradabilité, propriétés physiques, ...). Ainsi, comme le montrent les travaux de Mejias et al. (2017), en raison de la biodégradabilité du substrat, l'apport en O₂ nécessaire pour le compostage des boues est bien plus important que pour le compostage du fumier de vache. A titre d'exemple, le Tableau 6 présente les débits d'aération recommandés selon le substrat composté.

Référence	débit d'aération	substrat composté
(X. Li et al. 2008)	0,25 L.min ⁻¹ .kg ⁻¹ de MS	fumier laitier/paille de riz
(Rasapoor et al. 2009)	0,4 à 0,6 L.min ⁻¹ .kg ⁻¹	déchets solides municipaux
(Gao et al. 2010)	0,5 L.min ⁻¹ .kg ⁻¹ de MO	fumier de poulet/sciure de bois
(Guo et al. 2012)	0,48 L.min ⁻¹ .kg ⁻¹ de MS	excréments de porc/tige de maïs
(Talib et al. 2014)	0,26 L.min ⁻¹ .kg ⁻¹ de MS	fumier de lapin et grappe de fruit de palmier
(Yuan et al. 2016)	0,2 L.min ⁻¹ .kg ⁻¹ de MS	boues d'épuration/ tige de maïs
(S. Li et al. 2017)	0,24 L.min ⁻¹ .kg ⁻¹ de MS	boues d'épuration/tige de maïs
(Mejias et al. 2017)	1,1 NL.min ⁻¹ .kg ⁻¹ de MS	boues d'épuration (fraîche ou digérées)
	0,7 NL.min ⁻¹ .kg ⁻¹ de MS	fumier de vache/pailles
	1,28NL.min ⁻¹ .kg ⁻¹ de MS	lisier de porc
(M. Ge et al. 2020)	0,68 L.min ⁻¹ .kg ⁻¹	fumier de bovin/paille de blé

Tableau 6 : débits d'aération conseillés lors du compostage de différents déchets organiques sous aération par insufflation

Le système d'aération joue un rôle crucial dans le maintien des conditions aérobies. En effet, l'aération peut être effectuée de manière naturelle (convection) ou de manière forcée (advection). Si l'aération est naturelle, son efficacité sera principalement directement dépendante de la fréquence de retournement des andains (Amaury de Guardia 2018). Néanmoins, ce type d'aération est moins efficace qu'une aération forcée et peut ne pas suffire pour garantir des concentrations en oxygène suffisamment élevées (>5% volumique) (Mustin 1987, Ruggieri et al. 2008). Il en résulte généralement un allongement de la durée de compostage.

Dans le cas de l'aération forcée, deux configurations peuvent être envisagées (Figure 9) : l'aération par aspiration (aération négative, flux d'air descendant) ou l'aération par insufflation (aération positive, flux d'air ascendant) (Figure 9, (Humeau et Le Cloirec 2010a)). L'aération par aspiration présente l'avantage de limiter les odeurs en aspirant une partie des composés odorants émis. Cependant, cette technique d'aération n'est pas recommandée compte tenu des risques d'obturation du système d'aération et de compaction accrue du substrat (Amaury de Guardia 2018). En outre, une aération négative lors du compostage induit des chemins préférentiels de l'air et donc une hétérogénéité du compost si aucun retournement n'est pratiqué. L'aération par insufflation présente quant-à-elle une bien meilleure efficacité d'aération sur toute la hauteur de l'andain.

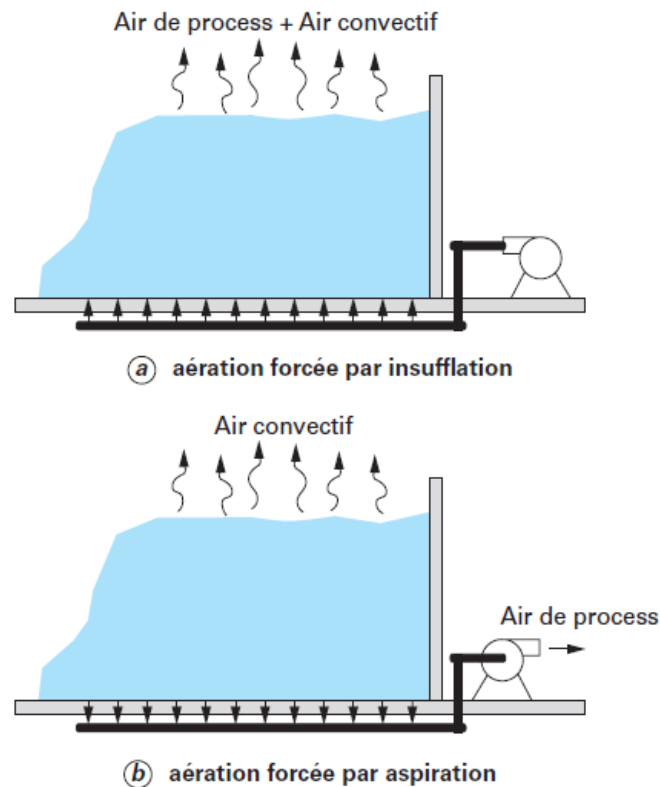


Figure 9 : aération forcée des andains de fermentation : par aspiration et par insufflation (Humeau et Le Cloirec 2010a)

2.6.1.2 Retournement des andains

Le retournement des andains est effectué lors du compostage soit pour aérer l'andain en l'absence de système d'aération, soit pour homogénéiser les paramètres de conduite tels que la température, la concentration en O_2 et l'humidité. En effet, en fonction du système d'aération, des conditions d'échange thermique avec le milieu extérieur et des dimensions des andains à l'échelle industrielle, des gradients de température et de concentration (O_2) peuvent se créer et ainsi altérer l'homogénéité et la qualité du produit fini. Le retournement des andains est dans ce cas particulièrement important pour remédier aux problèmes d'hétérogénéité.

Lorsque le retournement est utilisé pour aérer le substrat, une fréquence élevée de retournement est nécessaire pour garantir des concentrations en oxygène suffisantes (toutes les 24h ou 48h (Amaury de Guardia 2018)).

2.6.1.3 L'humidité (ou teneur en eau)

L'humidité du substrat organique est un paramètre majeur puisque l'eau est indispensable au métabolisme microbien (Liang et al. 2003) et qu'elle affecte également les propriétés physiques de l'andain (espaces lacunaire, température,...). Si la teneur en eau est trop importante, une diminution des espaces lacunaires sera observée ce qui perturbera le transfert d'oxygène (Abdullah et Chin 2010, Madejón et al. 2002, Ponsá et al. 2009, Zang et al. 2016). Dans cette situation, l'activité microbienne sera limitée et des processus de dégradation anaérobies pourront se produire dans certaines zones de l'andain. En outre, la diminution de l'activité microbienne affectera l'élévation de la température du substrat. Dans le cas contraire, si la teneur en eau est trop faible, la biodégradation de la matière organique sera réduite et la stabilité du compost peut ne pas être atteinte en fin de compostage. Pour ces raisons, l'humidité optimale du substrat doit être comprise entre 50% et 70% de sa masse humide (Richard et al. 2002). Néanmoins, si la gamme proposée par Richard et al. (2002) permet d'avoir un ordre de grandeur général de l'humidité optimale, il est important de préciser que les conditions d'humidité optimales sont grandement dépendantes des caractéristiques du substrat composté (matières premières, ratio du mélange,...) (Amaury de Guardia 2018). Par exemple, un substrat présentant une forte biodégradabilité peut présenter une humidité plus importante lors du compostage puisque l'auto-échauffement provoqué par la biodégradation de la MO favorisera l'évaporation de l'eau et donc l'assèchement du compost. Pour illustrer l'impact du type de substrat sur l'humidité optimale, les travaux d'Haug (1993) présentent les gammes d'humidité recommandées pour le compostage de plusieurs substrats organiques (Tableau 7).

déchets organique	humidité recommandée (% de la masse totale)
paille	75-85
sciure/ copeaux de bois	75-90
cosse de riz	75-85
déchets ménagers	55-65
fumier	55-65
boues brute ou digérées	55-60
déchets végétaux	50-55

Tableau 7 : humidité recommandée pour le compostage de plusieurs déchets organiques (Haug 1993)

Lors du compostage trois phénomènes pourront modifier la teneur en eau du compost :

- la production de molécules d'eau par les micro-organismes lors de la réaction d'oxydation biologique de dégradation des matières organiques ;
- l'augmentation de la température s'accompagnant d'un assèchement du compost lors de l'activité microbienne intense, en particulier lors de la phase thermophile (Humeau et Le Cloirec 2010a) ;
- la circulation d'air à travers les espaces lacunaires provoquant également un assèchement du compost.

De manière générale, une diminution de l'humidité du substrat est généralement observée lors du compostage (Bayard et Gourdon 2010) (Tableau 8).

humidité initiale	humidité finale	référence
entre 60 et 70%	40%	(Hassouneh et al. 1999)
65%	42,5%	(Zhou et al. 2014)
entre 60% et 70%	pas de mesure	(Luo et al. 2008)
entre 58 et 68%	50%	(Ouyang et al. 2014)

Tableau 8 : exemple de teneurs en eau initiales et finales lors du co-compostage de boues d'épuration

2.6.1.4 La température

La température au sein des andains de compostage est régie par un équilibre thermique entre, d'une part, la chaleur libérée par les réactions exothermiques de biodégradation, et d'autre part, les échanges thermiques avec l'extérieur (K. Wang et al. 2013). Ainsi lorsque l'activité biologique des micro-organismes est intense, une augmentation de la température sera observée et les vitesses de biodégradation seront accélérées (Bayard et Gourdon 2010) (Figure 6). Cette élévation de température sera d'autant plus importante si le substrat est riche en composés fermentescibles (Mustin 1987). Elle sera également influencée par la disponibilité de l'oxygène pour les micro-organismes (Imbeah 1998). Par ailleurs, lors de la phase thermophile, les températures élevées provoqueront une hygiénisation du compost par destruction des germes pathogènes (Humeau et Le Cloirec 2010a, Chinakwe et al. 2019) et favoriseront également les pertes en eau par évaporation. Afin que l'hygiénisation du compost soit complète, la phase thermophile doit atteindre certaines températures (supérieures à 55°C (Ravindran et Sekaran 2010)), et durer suffisamment longtemps (selon la bibliographie de 3 jours (L. Zhang et al. 2013) à une semaine (Chan et al. 2016, Yuan et al. 2016)). Cependant, il faut vérifier que la température n'excède pas 65°C pour éviter la destruction (Imbeah 1998) ou l'inactivation (Varma et Kalamdhad 2015) des micro-organismes thermophiles. D'autre part, outre l'impact de la température sur la biodégradation de la matière organique et l'hygiénisation du compost, la température influencera également les flux thermiques qui sont accentués par les gradients de température (Oudart 2013). Enfin, comme nous l'avons indiqué précédemment, l'équilibre thermique entre la production de chaleur par les réactions de biodégradation de la MO et les transferts thermiques avec le milieu extérieur permet de dessiner un profil de température caractéristique du compostage. Le suivi temporel de la température est donc déterminant lors du compostage pour s'assurer du bon déroulement du compostage, ceci dans l'objectif d'obtenir un compost de qualité (hygiénisé et stabilisé).

2.6.1.5 Le pH

Tout comme la température, le pH impacte le développement des micro-organismes. Il est d'abord fixé par le pH des matières premières à composter puis va évoluer vers une acidification lors de la phase mésophile. Cette acidification résulte de la production de CO₂ et d'acides organiques (Francou 2003, Bayard et Gourdon 2010, Ma et al. 2019, Hassouneh et al. 1999). Lors de la phase thermophile, la production d'ammoniac et d'amines augmente et devient prépondérante vis-à-vis de la production de CO₂, ce qui provoque une augmentation du pH (Humeau et Le Cloirec 2010a, Liu et al. 2020). Le pH permet donc de suivre temporellement l'évolution du processus de dégradation des matières organiques.

2.6.1.6 Durée de la phase active (étape de fermentation)

La durée de la phase active (étape de fermentation) tient une place particulièrement importante dans la qualité du compost final. Une durée comprise entre de 3 à 6 semaines (Humeau et Le Cloirec 2010a)

est généralement recommandée pour, d'une part, atteindre l'hygiénisation du substrat (si bien évidemment les températures le permettent), et d'autre part, s'assurer que les composés facilement biodégradables aient bien été consommés par les micro-organismes (stabilité). Néanmoins, le respect de la durée de cette phase ne suffit pas pour garantir la qualité du compost puisque la température doit elle aussi présenter un profil caractéristique d'une étape de fermentation. Par conséquent, le respect des paramètres température-durée est primordiale pour l'obtention d'un compost hygiénisé et stabilisé.

La durée nécessaire de la phase active pour garantir la qualité du compost est dépendante de la nature du mélange composté et des conditions opératoires (aération, retournements, ...). Cependant, il est important de préciser que plus la durée de la phase active est longue, plus la capacité des installations concernées doit être grande, ce qui engendre des coûts supplémentaires pour les industriels. Par conséquent, à l'échelle industrielle une optimisation (minimisation) de la durée de cette phase est recherchée afin de la limiter les coûts (Chiarelotto et al. 2019).

2.6.2 Les paramètres caractéristiques du déchet

2.6.2.1 Le rapport C/N des matières organiques

Ce paramètre permet d'estimer les sources de nutriments disponibles dans le substrat à composter. En effet, même si les micro-organismes ont besoin de nombreux éléments pour leur constitution cellulaire tels que le carbone (C), l'azote (N), le phosphore (P), le soufre (S) et le potassium (K) (Mustin 1987, Prescott et al. 2013), il convient surtout de s'intéresser au rapport C/N. Un rapport de l'ordre de grandeur 20/1 (Humeau et Le Cloirec 2010a) constitue un ratio idéal pour s'assurer des quantités proportionnées en carbone et azote nécessaires au bon développement des micro-organismes. Un substrat ayant trop de carbone par rapport à l'azote verra l'activité biologique des micro-organismes limitée. De ce fait, le compost obtenu peut ne pas atteindre une stabilisation parfaite (Humeau et Le Cloirec 2010a). Dans le cas contraire, lors d'une carence en carbone, la volatilisation des composés azotés tels l'ammoniac peut être accrue perturbant ainsi la qualité du compost (Barrington et al. 2002, Meng et al. 2016, Onwosi et al. 2017). En pratique, lors du compostage à base de boues d'épuration, ce paramètre est souvent sous-évalué, la quantité de déchets verts (riche en C) n'étant généralement pas suffisante (« Le compostage - Fiche Technique » 2015). Il est également important de noter que le rapport C/N évolue temporellement au cours du compostage en fonction du développement des populations microbiennes intervenant dans le cycle de l'azote (Meng et al. 2016). En général, le carbone décroît plus rapidement que l'azote, le rapport C/N compris initialement entre 20 et 30 se stabilisera vers 10 à la fin du processus de compostage (Mustin 1987). Enfin, il faut prendre en considération que ce paramètre ne tient compte que de la composition élémentaire du substrat et non de la structure des molécules à dégrader. Le rapport C/N n'est donc qu'un indicateur parmi d'autres pour définir la biodégradabilité du déchet. A titre d'exemple, en comparant des structures de molécules composés des mêmes éléments (C, H et O), la cellulose et la lignine seront plus difficilement biodégradables que l'hémicellulose (Mustin 1987).

2.6.2.2 La granulométrie

La taille des particules est un critère important pour l'accessibilité des matières biodégradables par les bactéries. Les nutriments seront d'autant plus accessibles que la granulométrie est faible (Bernal et al. 2009). En outre, une granulométrie trop fine peut réduire la porosité du substrat (Onwosi et al. 2017) et générer des phénomènes de compactations qui pourraient occasionner une mauvaise aération du compost et de ce fait créer des zones anaérobies.

2.6.2.3 La porosité

Lors du compostage, l'oxygène provient de l'air circulant à travers les espaces lacunaires entre les particules de déchets, ces espaces de vide doivent donc être suffisamment grands pour faciliter l'apport d'oxygène. Madejón et al. (2002) indiquent dans leurs travaux que ces espaces lacunaires doivent représenter entre 30% et 36% de degré de vide pour un compostage optimal. Dans les travaux de Bernal et al. (2009), la porosité requise est quant à elle estimée entre 35 et 50% de degré de vide. Néanmoins, si une porosité minimale est indispensable pour ne pas gêner l'apport en oxygène, la porosité ne doit pas dépasser 50% de vide pour ne pas gêner l'élévation de température du substrat par des pertes thermiques trop importantes (Bernal et al. 2009).

2.6.3 Agent structurant et ratio (déchet organique/agent structurant)

Comme nous venons de le voir, le compostage nécessite des conditions opératoires optimales pour garantir le bon déroulement des processus biologiques et physico-chimiques. Cependant, certains déchets organiques ne peuvent être compostés seuls car les conditions opératoires adéquates au compostage ne seraient pas respectées. Pour remédier à ce problème, un agent structurant peut être ajouté aux déchets organiques. Les différents rôles de l'agent structurant sont :

- d'améliorer les conditions d'aération en augmentant la porosité du substrat ;
- de réduire une humidité trop importante ;
- d'augmenter la biodégradabilité du substrat.

En outre, ces trois objectifs permettent d'optimiser la dégradation de la matière organique et donc d'améliorer l'élévation des températures pendant la phase active (Bernal et al. 2009, Amaury de Guardia 2018, L. Zhang et Sun 2016).

Compte tenu de l'importance de l'ajout d'un agent structurant sur le bon déroulement du compostage, une attention particulière doit être portée sur le choix de celui-ci. Ce choix, qui porte notamment sur l'origine et la granulométrie de l'agent structurant, dépend des caractéristiques physico-chimiques (humidité, rapport C/N, ...) du déchet que l'on souhaite composter mais aussi de contraintes économiques et pratiques (approvisionnement, transport).

Pour citer un exemple de l'influence du type d'agent structurant, les travaux de Parades et al. (1996) ont montré que la paille de maïs retardait la stabilisation de la matière organique en comparaison à l'utilisation de déchets de coton comme agent structurant dans le cadre du co-compostage de boues. Concernant la granulométrie, les travaux de recherche de Gea et al. (2007) ont mis en exergue qu'une granulométrie inférieure à 5mm des copeaux de bois améliorerait les profils de température lors du co-compostage de boues. A contrario, les travaux de Blazy et al. (2013) ont observé une diminution de la stabilisation du substrat avec la granulométrie la plus fine (< 10 mm) des trois granulométries de copeaux de bois testées. Ces études évoquent donc une tendance différente de l'impact de la granulométrie de l'agent structurant sur le compostage. Néanmoins, ces deux études se différencient par la capacité des réacteurs (100L pour Gea et al. (2007), 300L pour Blazy et al. (2013)) qui n'impliquent pas les mêmes phénomènes de tassement du substrat.

De manière générale, les composés lignocellulosiques agricoles et forestiers sont utilisés en tant qu'agent structurant pour le compostage des déchets organiques riches en azote tels que les boues d'épuration (Bernal et al. 2009). Outre le rééquilibrage du rapport C/N, ces déchets présentent également l'avantage d'avoir une forte capacité d'absorption de l'eau. Cela permet ainsi de garantir l'humidité optimale du mélange composté.

Si l'utilisation d'un agent structurant est indispensable au co-compostage de certains déchets organiques, il convient de s'intéresser à la quantité d'agent structurant nécessaire pour optimiser le procédé de compostage. A cette fin, Ponsá et al. (2009) ont étudié l'impact de divers ratios volumiques déchets/agent structurant dans le cadre du compostage de boues et de déchets d'élagage. Les ratios volumiques testés étaient : 1/2, 1/2,5 et 1/3. Leurs travaux ont montré qu'avec un ratio égal à 1/2, l'élévation des températures n'était pas suffisante pour atteindre l'hygiénisation. En outre, l'andain préparé avec ce ratio (1/2) a vu son apport en oxygène impacté par une diminution de ses espaces lacunaires sous l'effet de la pluie. D'autre part, leurs travaux montrent également qu'une augmentation du ratio à 1/3 permet de lutter contre le tassement de l'andain et donc d'améliorer les conditions opératoires lors du compostage. De la même façon, Blazy et al. (2013) ont étudié l'influence de la quantité d'agent structurant lors du compostage de boues. Des trois ratios massiques testés et au regard de la consommation en O₂, le mélange qui possédait la quantité d'agent structurant la plus grande par rapport aux boues a obtenu une stabilisation plus rapide. Néanmoins, si ces deux études ont obtenu de meilleurs résultats avec l'ajout en plus grande quantité d'agent structurant, d'autres travaux (Zeng et al. 2016) ont montré qu'un ajout excessif d'agent structurant pouvait de nouveau diminuer la stabilisation du compost. Dans ce cas, une quantité trop importante d'agent structurant limite l'auto-échauffement du substrat et donc sa biodégradation (Zeng et al. 2016).

2.6.4 Relation entre les différents paramètres caractéristiques du déchet

La majorité de ces paramètres sont interdépendants (Pujol 2012) (Figure 10). En effet, une humidité trop grande pourra par exemple ralentir l'activité biologique des microorganismes occasionnant une baisse de la température. Dans cette situation, l'apport d'oxygène est affecté par une mauvaise circulation de l'air entre les particules. La composition du substrat influence aussi l'élévation de la température car la chaleur libérée par la réaction d'oxydation biologique est fonction des molécules dégradées (Kulikowska 2016). De même, l'humidité sera impactée par l'aération forcée des andains.

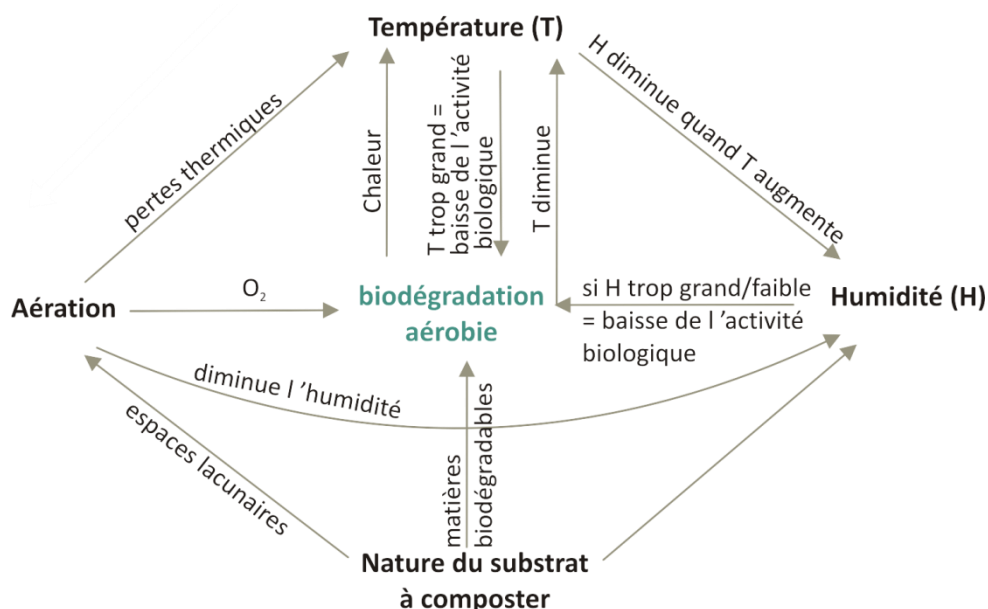


Figure 10 : relations entre les paramètres influençant le compostage adaptée de (Lashermes 2010)

2.7 Les étapes industrielles

Lors de la réalisation du compost, des étapes de prétraitements et de post-traitements peuvent avoir lieu afin d'améliorer le déroulement du compostage et la qualité du produit fini. Les étapes de prétraitement concernent les opérations de stockage des matières premières, leurs transformations (criblage) ainsi que leur mélange avant l'étape de fermentation. A titre d'exemple, dans le cadre du co-compostage de boues et de déchets verts, les déchets verts peuvent être broyés et criblés avant d'être mélangés aux boues si leur granulométrie initiale n'est pas optimale. Le criblage du compost après l'étape de maturation constitue l'étape de post-traitement.

Hors étapes de prétraitements et de post-traitements, le processus de compostage est constitué de deux étapes biologiques : la fermentation et la maturation (« Fiche technique : LE COMPOSTAGE » 2015). Il s'agit de deux étapes clés du processus de compostage qui sont décrites dans le paragraphe «2.2 Déroulement du compostage ». La Figure 11 résume les principales étapes industrielles du processus de compostage. Une description plus précise des étapes industrielles dans le cadre du co-compostage de boues est présentée dans la sous-partie suivante : 3 Co-compostage des boues biologiques en STEU.

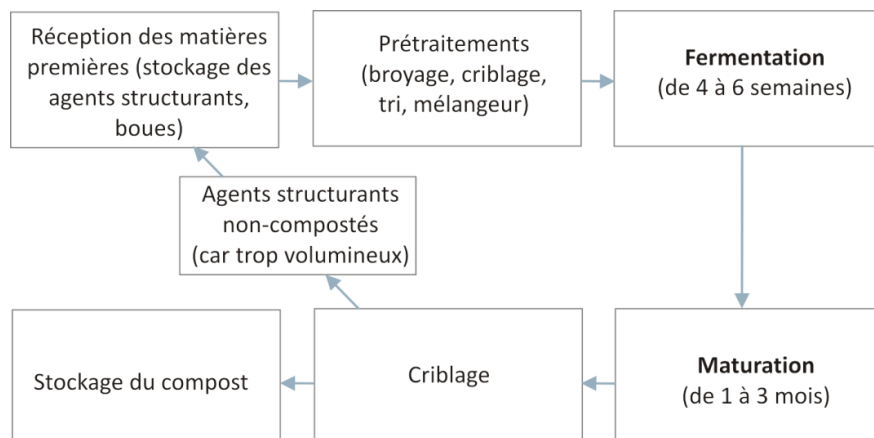


Figure 11 : étapes industrielles du procédé de compostage

3 Co-compostage des boues biologiques en STEU (milieu industriel)

Dans l'objectif de compléter nos recherches bibliographiques avec des données réelles et spécifiques aux co-compostage des boues biologiques, deux STEU de même capacités que celle d'Aureilhan concernée par ce travail de thèse, ont été visitées. Il s'agit des STEU :

- d'Uzein (64) ;
- et d'Oloron (64).

Ces STEU ont été sélectionnées pour leur procédé de compostage in situ, pour leur capacité d'assainissement du même ordre de grandeur (autour de 20 000 équivalent-habitants) et pour leur proximité géographique. Ce paragraphe présente, analyse et compare l'ensemble des procédés et modes opératoires appliqués par les exploitants des trois STEU (Aureilhan, Uzein, Oloron) pour co-composter leurs boues.

3.1 Matières premières

Les boues des trois STEU étant trop humides en sortie du clarificateur pour être directement compostées (leur siccité étant d'environ 1 à 2 %), elles sont déshydratées à l'aide de centrifugeuses pour atteindre 20 % de siccité. Pour obtenir des conditions opératoires optimales pour l'étape de fermentation, les boues sont ensuite mélangées à un agent structurant. Il permet de rééquilibrer le rapport C/N, participe à la tenue mécanique de l'andain et permet d'atteindre une porosité suffisante pour garantir des bonnes conditions d'aération. Dans l'idéal, l'agent structurant est choisi pour ses propriétés physico-chimiques et granulométriques permettant de faciliter le procédé de compostage (paragraphe 2.6.3). Cependant, d'autres paramètres, qu'ils soient économiques, environnementaux, ou politiques peuvent également influencer le choix de l'agent structurant. Ainsi, un partenariat (convention avec ou sans implication financière) peut être réalisé entre une STEU et une déchetterie locale pour l'obtention de déchets verts. Dans ce cas, les déchets peuvent nécessiter une préparation (granulométrique) avant d'être mélangés avec les boues. Par ailleurs, l'utilisation de déchets verts provenant d'une déchetterie implique une variation saisonnière de sa qualité. Pour obtenir un agent structurant de qualité constante au cours de l'année, la STEU d'Aureilhan a préféré faire appel à un fournisseur spécifique pour s'approvisionner en écorces. Les deux autres STEU reçoivent quant à elles les déchets verts (branches, herbes coupées, ...) de déchetteries locales.

3.2 Mélange boues/agent structurant

Afin que l'agent structurant puisse jouer pleinement son rôle, il convient d'obtenir un mélange globalement homogène pour la formation de l'andain. Le mélange peut être effectué soit par un procédé mécanique (mélangeur à vis, mélangeur cribleur, godet broyeur à rotors, ...), soit manuellement à l'aide d'un godet. Dans ce cas, plusieurs couches successives de boues et d'agent structurant sont empilées et ensuite mélangées à l'aide d'un godet. Les boues étant d'apparence « pâteuse » le mélange mécanique des boues avec l'agent structurant peut s'avérer être difficile. Pour cette raison, les procédés mécaniques ont été abandonnés pour deux des STEU (Oloron et Uzein) et le mélange boues/agent structurant est aujourd'hui effectué au godet. La STEU d'Aureilhan utilise quant à elle un mélangeur mécanique à vis qui n'a présenté jusqu'à aujourd'hui aucune difficulté d'utilisation. Cependant, il ne permet pas de s'assurer des proportions exactes du mélange boues/agent structurant.

Il est généralement admis que 3 volumes d'agent structurant doivent être ajoutés à un volume de boues pour obtenir des conditions opératoires initiales optimales (voir paragraphe 2.6.3).

3.3 Fermentation

Une fois formé, le mélange boues/agent structurant est déposé de sorte à former un andain sur un espace dédié à l'étape de fermentation (Figure 12). Ces espaces peuvent être séparés par des barrières murales qui présentent l'intérêt d'augmenter le volume de l'andain.

La fermentation des andains nécessitant un apport en oxygène, ces espaces sont équipés d'un système d'aération. Les systèmes d'aération se différencient d'une STEU à l'autre selon le type d'aération (par aspiration (aération négative) ou insufflation (aération positive) de l'air, cf paragraphe 2.6.1.1), le nombre de gaines d'aération (1 à 3), et le nombre et la capacité des ventilateurs (Tableau 9). En outre, chaque exploitant de chaque STEU a fixé la fréquence de fonctionnement de ses ventilateurs en fonction de son retour d'expérience (Tableau 9). Il est à noter que les systèmes par insufflation permettent d'obtenir les meilleures conditions d'aération tandis que les systèmes par aspiration offre la possibilité d'un traitement de l'air en sortie de ventilateur (Humeau et Le Cloirec 2010a).



Figure 12 : les procédés de fermentation du mélange boues/agent structurant

	Aureilhan (65)	Uzein (64)	Oloron (64)
type aération	par aspiration	par insufflation	par aspiration
gainnes d'aération	1 gaine par espace	2 gainnes par casier	3 gainnes par casier
ventilateur	1 ventilateur par andain ($Q_{max} = 1910 \text{ m}^3/\text{h}$)	1 ventilateur par andain ($Q_{max} = 2400 \text{ m}^3/\text{h}$)	1 seul ventilateur pour les 4 espaces de fermentation ($Q_{max}=1500 \text{ Nm}^3/\text{h}$)
réglage de l'aération	30min M ²⁵ /30min A ²⁶	4min M/5min A pendant 1 mois puis 2min M/4min A pendant 15 jours	1h d'aération pour 30 secondes d'arrêt

Tableau 9 : système d'aération des andains

Concernant la protection des andains vis-à-vis des conditions météorologiques et des pertes thermiques, la STEU d'Uzein a opté pour des bâches semi perméables. Elles protègent les andains de la pluie tout en permettant l'évacuation de la vapeur d'eau produite lors de la fermentation. Les andains de la STEU d'Oloron sont entièrement couverts avec des serres imperméables et rétractables. La vapeur d'eau est dans ce cas évacuée par le système d'aération par aspiration. L'exploitant de la STEU d'Aureilhan a quant à lui opté pour un hangar semi-ouvert protégeant les andains de la pluie. L'ouverture du hangar sur le milieu extérieur implique que les andains sont soumis aux conditions météorologiques de température et d'humidité. D'autre part, si l'ouverture du hangar sur le milieu extérieur permet aux opérateurs de travailler dans des meilleures conditions de travail (ventilation de l'air), celle-ci peut, sous certaines conditions de vent (vent d'Ouest), permettre à la pluie d'atteindre une partie des andains.

Enfin, le temps passé par un andain en phase de fermentation constitue l'un des principaux critères participant à la qualité du compost. Néanmoins, si en théorie la durée de fermentation conseillée est comprise entre 4 et 6 semaines, elle peut en pratique être diminuée en fonction de l'espace disponible et de l'arrivée de boues. Cette situation est notamment rencontrée à la STEU d'Aureilhan. Les STEU d'Uzein et d'Oloron ne se sont pas limitées par la disponibilité des espaces de fermentation. Elles peuvent donc laisser leur andain en fermentation pendant 4 à 6 semaines.

3.4 Maturation

Après la fermentation, les andains sont déplacés sur un espace destiné à leur maturation. Cette étape est réalisée sur une plateforme extérieure pour la STEU d'Aureilhan, en hangar semi-ouvert pour la STEU d'Oloron, et en casier sans bâche pour la STEU d'Uzein. Aucune aération des andains n'est effectuée sur les trois STEU. Les durées de maturation sur les STEU d'Aureilhan et d'Oloron dépendent des campagnes de criblage et de l'arrivée des andains en maturation. Elles sont comprises entre

²⁵ M=marche

²⁶ A=arrêt

quelques jours et 3 mois à Aureilhan et entre 4 à 6 mois à Oloron. Les andains de la STEU d'Uzein sont laissés environ 1 mois en maturation.

3.5 Criblage

La STEU d'Uzein possède un « cribleur mélangeur », utilisé seulement en fonction criblage. Les STEU d'Aureilhan et d'Oloron n'ont pas d'équipement spécifique au criblage du compost sur leur site. Elles doivent donc procéder à la location du matériel. Ainsi, pour limiter les coûts, ces stations font en sorte de limiter les opérations de criblage tout en prenant en compte la gestion des espaces disponibles sur leur STEU. Après les opérations de criblage menées, la quantité de compost récupéré est de l'ordre de 30%. Les 70% restants, nommés « refus de criblage », sont dirigés vers un espace de stockage avant d'être de nouveau utilisé pour la formation des andains de fermentation (Figure 11).

4 Modélisation du procédé de compostage

4.1 Généralités

Depuis plus de 40 ans, de nombreux chercheurs se sont intéressés à modéliser les processus impliqués en compostage. L'objectif de ces modèles numériques est double. Ils doivent d'une part améliorer la compréhension des phénomènes impliqués lors du compostage et d'autre part participer à l'optimisation des procédés. Sur le long terme, la modélisation du compostage a pour but de faciliter la conception et le développement des procédés de compostage.

Une synthèse des nombreux modèles existant dans la littérature est présentée dans les travaux de (Mason 2006, Pujol 2012, Walling et al. 2020). De manière générale, les travaux de modélisation du compostage suivent trois étapes.

La première étape concerne l'écriture des équations mathématiques traduisant la biodégradation de la matière organique, la conservation de la matière, de la quantité de mouvement et de l'énergie. Or, le compostage est un processus complexe faisant intervenir un milieu poly-phasique, de nombreuses espèces chimiques, et des phénomènes biologiques (cinétique de biodégradation), physico-chimiques (transfert de chaleur et de matière) et mécanique (tassement). Par conséquent, afin de faciliter la résolution numérique mais aussi par manque d'informations (composition précise du déchet, données physico-chimiques) les auteurs effectuent lors de cette première étape un certain nombre de choix et d'hypothèses en fonction des objectifs du modèle. Les choix effectués par les auteurs concernent entre autres la dimension du modèle (0D, 1D, 2D ou 3D), les espèces chimiques prises en compte dans les bilans et le modèle cinétique utilisé pour traduire la biodégradation de la matière organique. A propos des hypothèses, les auteurs peuvent considérer l'équilibre thermodynamique local des différentes phases du milieu ou même négliger certains phénomènes physico-chimique tels que la dissolution d'espèces chimiques devant d'autres phénomènes plus énergétiques (exemple : évaporation).

La deuxième étape concerne le choix de la méthode de résolution. Les travaux de Pujol (2012) et Walling et al. (2020) ont relevé trois types de résolution : déterministe, stochastique ou flou. Il a été constaté que la méthode de résolution la plus utilisée est la méthode déterministe.

Enfin, dans l'objectif de valider le modèle numérique, les auteurs comparent les résultats numériques à des résultats issus de l'expérience. Les résultats expérimentaux peuvent être obtenus à l'échelle du laboratoire, du pilote, ou à l'échelle industrielle.

L'objectif de cette partie est de présenter un état des lieux des modèles existants dans la littérature et d'explicitier le choix et les hypothèses des auteurs.

4.2 Ecriture du modèle mathématique

4.2.1 Problématique d'échelle et dimension du modèle

Le modèle mathématique doit représenter les mécanismes de biodégradation du substrat, les équations de bilan matière, d'énergie et de quantité de mouvement pour les différentes phases en présence. Or les équations de conservation ne peuvent être écrites qu'au sein d'une phase continue. Cela implique, dans le cas du compostage, l'écriture des équations à l'échelle du pore (échelle microscopique, Figure 13). Cependant, compte tenu du nombre important de pores présents au sein d'un volume de déchet (pouvant atteindre plusieurs centaines de m³), du manque de données sur la répartition des phases dans chacun des pores (hétérogénéité du déchet), et de la capacité de calcul des appareils numériques, les équations de conservation présentées dans la littérature sont présentées à l'échelle macroscopique (Figure 13). Pour obtenir les équations à cette échelle, il faut appliquer une technique de changement d'échelle. Les plus connues sont la prise de moyenne volumique (Whitaker Stephen 1999) et la méthode d'homogénéisation (Bensoussam et al. 1978). Ces techniques de changement d'échelle, qui permettent d'énoncer les bilans à l'échelle macroscopique à partir des bilans microscopiques, sont applicables lorsque la séparation des échelles est vérifiée :

$$l_\lambda \ll r \ll l_h \ll L_{\text{andain}} \quad (1)$$

où L_{andain} est la longueur caractéristique de l'andain, l_h la longueur caractéristique des hétérogénéités dans l'andain, r le rayon du VER, et l_λ la longueur caractéristique de chacune des phases à l'échelle du pore.

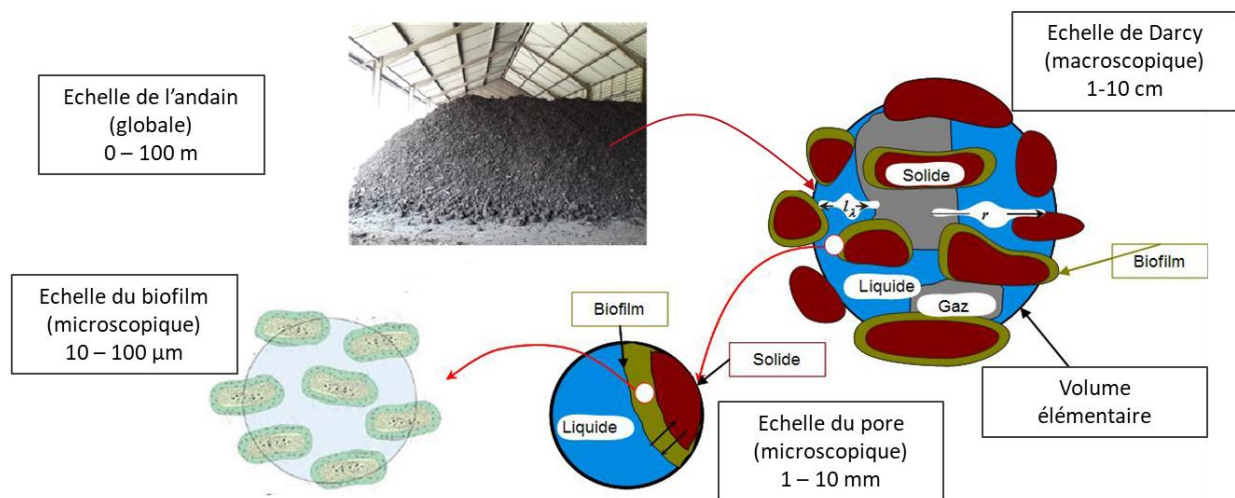


Figure 13 : les échelles caractéristiques du compostage, adaptée de (Chenu 2007, Pujol 2012)

Pour s'affranchir d'un problème de changement d'échelle (Figure 13), de nombreux modèles ont été définis sur le volume total du substrat composté. Il s'agit dans ce cas d'un modèle en 0D, où la composition et les caractéristiques physico-chimiques sont moyennées sur le volume total de substrat. Les bilans sont directement écrits à l'échelle globale à partir des entrées et sorties du système considéré.

Parmi un très grand nombre de modèle de compostage, nous avons choisi de présenter dans le Tableau 10 les modèles les plus récents ou les plus représentatifs de la variété des modèles existants. Les modèles ont été classés suivant leur dimension : 0D, 1D, 2D ou 3D. D'après le Tableau 10, nous observons que les modèles de compostage sont le plus souvent réalisés en 0D bien que le compostage

implique d'importantes variations spatiales des variables (T, concentration O₂, ...) lors du processus (Amaury de Guardia 2018). Il en résulte que les modèles en 0D ne sont pas les plus adaptés pour modéliser le processus de compostage à l'échelle industrielle. Ainsi, comme nous le verrons au paragraphe 4.4 Validation, les modèles 0D sont appliqués à petite échelle : échelle du pilote ou du laboratoire. Les modèles 2D ou 3D ont quant à eux généralement une application industrielle où l'effet de la dimension des andains est particulièrement regardé.

Modèles en 0D	Modèles en 1D	Modèles en 2D	Modèles en 3D
(Kishimoto et al. 1987) (Haug 1993) (Kaiser 1996) (Sole-Mauri et al. 2007) (Petric et Selimbašić 2008) (Vlyssides et al. 2009) (Woodford 2009) (J. Zhang et al. 2010) (A. de Guardia et al. 2012) (K. Wang et al. 2013) (Zhou et al. 2014)(bilan enthalpique) (Białobrzewski et al. 2015) (J. Ge et al. 2015) (Vasiliadou et al. 2015) (J. Ge et al. 2016)	(Zhou et al. 2014)(bilan matière) (Luangwilai et al. 2018)	(Das et Keener 1997) (Ekinci et al. 2005) (Sidhu et al. 2007) (Nakayama et al. 2007) (Moraga et al. 2009) (Pujol 2012) (Putranto et Chen 2017) (Vidriales-Escobar et al. 2017) (Bachelart et al. 2020)	(Zambra et al. 2012)

Tableau 10 : dimension de quelques modèles de compostage

4.2.2 Modèle cinétique

De nombreuses molécules chimiques participent à la composition du substrat composté. De plus, comme nous l'avons évoqué précédemment, la biodégradation de la matière organique lors du compostage implique plusieurs mécanismes biologiques et chimiques, et différentes populations microbiennes. Par conséquent, pour modéliser la biodégradation de la matière organique, les auteurs doivent effectuer plusieurs choix qui visent à simplifier la composition du substrat, les populations microbiennes et les processus de dégradation.

La manière la plus simple de représenter le substrat consiste à le diviser en trois types de composés : la matière organique, la matière inerte et l'eau. Cette approche a par exemple été utilisée dans les travaux de (Petric et Selimbašić 2008, Tremier et al. 2005, Y. Wang et al. 2015). D'autres auteurs (Białobrzewski et al. 2015, Haug 1993, Henon 2008, Zhou et al. 2014) ont choisi de complexifier la représentation du substrat composté en différenciant les composés rapidement et lentement biodégradables car ceux-ci, comme le montre les travaux d'Haug (Haug 1993), présentent des cinétiques de biodégradation très différentes. Par ailleurs, dans l'objectif de prendre en compte la faible biodégradabilité de la lignine, (Woodford 2009) a, pour sa part, choisi de différencier les composés peu biodégradables (lignine) des composés rapidement (glucides, ...) et lentement (cellulose, hémicellulose, ...) biodégradables. Enfin, les représentations les plus complexes du substrat différencient la matière organique en plusieurs familles de molécules chimiques (Kaiser 1996, Sole-Mauri et al. 2007, Y. Wang et Witarso 2016). Dans ce cas, les familles de molécules considérées peuvent être les glucides, les protéines, les lipides, l'hémicellulose, la cellulose et la lignine.

Concernant les populations microbiennes, de nombreux auteurs ont englobé les différents types de micro-organismes impliqués dans la biodégradation de la matière organique au sein d'une seule population microbienne (Haug 1993, Pujol 2012, J. Zhang et al. 2010). D'autres ont choisi d'affiner la représentation des micro-organismes en différenciant les micro-organismes mésophiles et thermophiles (Białobrzewski et al. 2015, Zhou et al. 2014). Enfin, dans les modèles biologiques les plus complexes (Kaiser 1996, Sole-Mauri et al. 2007), les populations microbiennes ont été différenciées en trois principaux groupes : les bactéries, les actinomycètes et les champignons. De manière générale, plus les modèles cinétiques présentent une composition précise de la matière organique, plus le rôle des différents types de micro-organismes impliqués dans le compostage sont détaillés (Kaiser 1996, Sole-Mauri et al. 2007).

Le compostage implique de nombreux processus biologiques qui peuvent être résumés en trois grandes étapes (Pujol 2012) :

- l'hydrolyse du substrat solide en phase liquide ;
- la consommation du substrat hydrolysé par les micro-organismes qui s'accompagne d'une croissance des micro-organismes ;
- la mort et lyse des micro-organismes.

L'étape d'hydrolyse, souvent considérée comme l'étape limitante dans les processus de dégradation de la matière organique (Sole-Mauri et al. 2007, Walling et al. 2020, Y. Wang et Witarso 2016), est généralement modélisée par une cinétique d'ordre 1. Il en résulte que, lorsqu'une cinétique globale de biodégradation d'ordre 1 est utilisée dans les modèles de compostage, celle-ci fait normalement référence à l'étape d'hydrolyse des composés organiques, même si cela n'est pas précisé dans le modèle. Ce type de cinétique a été utilisée dans le modèle d'Haug (1993), qui lui-même a été repris dans de nombreux modèles de compostage (Y. Wang et al. 2015, Kim et al. 2000, Zhou et al. 2014, Petric et Selimbašić 2008, J. Zhang et al. 2010).

D'autres recherches se sont intéressées à modéliser plus précisément les processus biologiques de biodégradation et notamment les principales étapes biologiques énumérées précédemment (hydrolyse, consommation, mort et lyse des micro-organismes). Par exemple, les travaux de Białobrzewski et al. (2015) modélisent les étapes d'hydrolyses des deux groupes de composés biodégradables pris en compte dans le modèle (rapidement et lentement biodégradables) ainsi que les cinétiques de consommation (des molécules hydrolysées), de croissance et de mort des micro-organismes. Ces modèles cinétiques se basent sur l'utilisation de plusieurs lois cinétiques telles que la cinétique de Monod (J. Ge et al. 2016, Pujol 2012, Sole-Mauri et al. 2007, Vasiliadou et al. 2015) ou la cinétique de Contois (Białobrzewski et al. 2015, Nakayama et al. 2007, Sole-Mauri et al. 2007, Vidriales-Escobar et al. 2017). En plus des processus biologiques, des processus chimiques tels que l'oxydation de la cellulose peuvent se produire lors du compostage. Ce processus, qui participe entre autre à l'auto-échauffement du substrat, a notamment était pris en compte dans les modèles de Zambra et al. (2012) et de Luangwilai et al. (2018).

Quelle que soit la loi cinétique utilisée, les modèles présentent généralement une correction de la/ou des constantes cinétiques en fonction de certains paramètres expérimentaux. A titre d'exemple, dans le modèle d'Haug, la constante cinétique est corrigée en fonction de la température, de la teneur en eau, de la porosité et de la concentration en O₂. Dans le modèle de Nakayama et al. (2007), le taux de croissance spécifique est modifié en fonction de la fraction massique d'eau dans le substrat et de la température. Le modèle de Sole-Mauri et al. (2007) présente quant à lui de nombreuses corrections du taux de croissance spécifique en fonction de : l'oxygène dissous, la disponibilité du substrat, la température, la quantité de substrat et la concentration d'ammonium dissous.

Du fait de la forte influence de la température sur les cinétiques de réaction et de sa variation significative lors du compostage (entre 10°C et 70°C), les constantes cinétiques sont fréquemment corrigées en fonction de la température Tableau 11. Dans le modèle d'Haug (1993), la constante cinétique de biodégradation à 20°C est multipliée par la fonction f_{T1} (équation (2)). Pour les modèles qui ont pris en compte une cinétique biologique (Monod, Contois), c'est le taux de croissance spécifique qui est corrigé en fonction de la température par multiplication avec la fonction f_{T2} (équation (3)). Néanmoins, la fonction f_{T2} n'est pas seulement applicable au taux de croissance spécifique. En effet, dans les travaux de K. Wang et al. (2013), les auteurs se sont basé sur le modèle d'Haug en remplaçant la fonction f_{T1} par la fonction f_{T2} . Enfin, d'autres modèles ont choisi de prendre en compte l'effet de la température en exprimant les constantes cinétiques de réaction (hydrolyse, oxydation chimique, croissance et mort des micro-organismes) par une loi de type Arrhénius (équation (4)).

Références	fonction correctrice	équation
(Petric et Selimbašić 2008) (J. Zhang et al. 2010) (Zhou et al. 2014)	$f_{T1} = 1,066^{(T-20)} - 1,21^{(T-20)}$	(2)
(Sole-Mauri et al. 2007) (Henon 2008) (Pujol 2012) (Wang et al., 2013) (Białobrzewski et al. 2015) (J. Ge et al. 2016) (J. Ge et al. 2015)	$f_{T2} = \frac{(T - T_{max})(T - T_{min})^2}{(T_{opt} - T_{min})[(T_{opt} - T_{min})(T - T_{opt}) - (T_{opt} - T_{max})(T_{opt} + T_{min} - 2T)]}$	(3)
(Nakayama et al. 2007) (Moraga et al. 2009) (Zambra et al. 2012) (Vidriales-Escobar et al. 2017) (Putranto et Chen 2017)	$k = A \cdot e^{\left(\frac{-E}{RT}\right)}$	(4)

Tableau 11 : fonctions correctives de la constante cinétique en fonction de la température

4.2.3 Bilan de matière

Selon leurs objectifs, les modèles de compostage peuvent décrire des bilans de matière sur la MO dégradée (pouvant être décomposée en plusieurs composés), les micro-organismes, les composés gazeux (O₂, CO₂, N₂, ...), l'eau liquide et l'eau vapeur. Par ailleurs, dans les modèles où seule l'étude des transferts de chaleur était recherchée, les bilans de matière utilisés ne sont parfois pas décrits. Le Tableau 12 présente les choix des auteurs pour la présentation des bilans de matière. Les modèles qui présentent le plus grand nombre de bilans de matière sur les entités impliquées en compostage (composés dégradés, micro-organismes, composés gazeux) sont des modèles en 0D (Białobrzewski et al. 2015, Petric et Selimbašić 2008, Sole-Mauri et al. 2007). Ces modèles utilisent un nombre important d'équations pour les bilans de matière ; à titre d'exemple, Sole-Mauri et al. (2007) comptabilisent :

- 7 équations pour décrire l'accumulation des divers composés solides (glucides, protéines, lipides, hémicellulose, cellulose, lignine et matière inerte) ;
- 7 équations pour décrire l'accumulation des micro-organismes (bactéries mésophiles, bactéries thermophiles, actinomycètes mésophile, actinomycètes thermophiles, champignons mésophiles, champignons thermophiles, et micro-organismes décédés) ;
- 5 équations pour décrire l'accumulation des produits de l'hydrolyse (glucides et cellulose hydrolysés, protéines hydrolysées, lipides hydrolysés, hémicellulose hydrolysée, lignine hydrolysée) ;

- 4 équations pour décrire l'accumulation des composés gazeux dissous (O_2 , CO_2 , NH_3-NH_4 , eau) ;
- 5 équations pour décrire l'accumulation des composés gazeux en phase gaz (O_2 , CO_2 , NH_3 , H_2O , N_2).

référence	Dimension	pas de bilan matière	constituants MO ²⁷	bilan sur X ²⁸	bilans sur la phase liquide					bilans sur la phase gaz					
					O ₂	CO ₂	H ₂ O	N ₂	NH ₃	O ₂	CO ₂	H ₂ O	N ₂	NH ₃	Air
(Kishimoto et al. 1987)	0D	✓	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
(Kaiser 1996)	0D	-	-	-	-	-	✓	-	-	-	✓	-	-	-	-
(Ekinci et al. 2005)	2D	-	-	-	-	-	✓	-	-	✓	-	-	-	-	✓
(Sole-Mauri et al. 2007)	0D	-	✓	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	✓	✓	-
(Nakayama et al. 2007)	2D	-	-	✓	-	-	✓	-	-	-	-	✓	-	-	-
(Petric et Selimbašić 2008)	0D	-	-	-	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	✓	✓	-
(Woodford 2009)	0D	-	-	✓	-	-	-	-	-	✓	✓	✓	-	-	-
(Moraga et al. 2009)	2D	-	-	-	-	-	-	-	-	✓	-	-	-	-	-
(J. Zhang et al. 2010)	0D	-	-	-	-	-	✓	-	-	-	-	-	-	-	-
(Zambra et al. 2012)	3D	-	-	-	-	-	-	-	-	✓	-	-	-	-	-
(A. de Guardia et al. 2012)	0D	-	-	-	-	-	✓	-	-	-	-	-	-	-	-
(K. Wang et al. 2013)	0D	✓	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
(Zhou et al. 2014)	1D	-	✓	-	-	-	✓	-	-	✓	-	-	-	-	✓
(J. Ge et al. 2015)	0D	-	-	-	-	-	-	-	-	✓	-	-	-	-	-
(Białobrzewski et al. 2015)	0D	-	✓	✓	-	-	-	-	-	✓	✓	✓	-	✓	-
(Vasiliadou et al. 2015)	0D	-	✓	✓	-	-	✓	-	-	✓	✓	-	-	-	-
(Vidriales-Escobar et al. 2017)	2D	-	✓	-	-	-	-	-	-	✓	-	-	-	-	-
(Putranto et Chen 2017)	2D	-	-	-	-	-	✓	-	-	✓	-	✓	-	-	-
(Luangwilai et al. 2018)	1D	-	-	-	-	-	✓	-	-	✓	-	✓	-	-	-

Tableau 12 : synthèses des bilans de matière dans les modèles de compostage

²⁷ les bilans de matières sur les différents constituants de la MO ont été détaillés

²⁸ X=micro-organismes

Hormis les modèles de Białobrzewski et al. (2015), Petric et Selimbašić (2008) et Sole-Mauri et al. (2007), le Tableau 12 nous indique que les bilans concernant l'eau liquide sont fréquemment décrits dans les modèles, de même que la concentration en O₂ dans la phase gaz. En effet, comme nous l'avons indiqué précédemment (cf. 2.6.1 Les paramètres de conduite) il paraît pertinent de suivre ces paramètres compte tenu de leur importance sur le développement des micro-organismes et la variation de température. Concernant les autres composés gazeux, les bilans sur l'ammoniac et N₂ sont peu présentés dans les modèles. Par ailleurs, certains auteurs ont choisi de présenter un bilan de matière sur l'air.

4.2.4 Bilan enthalpique

La forme des bilans enthalpiques présentés dans la littérature diffère selon la dimension du modèle numérique (variables homogénéisées ou distribuées), les hypothèses (équilibre thermique entre les phases, pertes thermiques négligées, ...) et les phénomènes (évaporation de l'eau, rayonnement, ...) pris en compte.

Comme nous venons de l'indiquer, la forme des bilans enthalpiques dépend de la dimension du modèle. Pour cette raison, nous avons choisi de présenter dans deux tableaux distincts les hypothèses et phénomènes physico-chimiques pris en compte dans les modèles 0D (variables homogénéisées) et les modèles 1D, 2D ou 3D (variables distribuées). Ainsi, le Tableau 14 énumère les hypothèses et phénomènes physico-chimiques pris en compte dans les modèles 0D tandis que le Tableau 15 résume les hypothèses et phénomènes physico-chimiques des modèles 1D, 2D ou 3D.

4.2.4.1 Modèles en 0D

De manière générale, la forme des bilans enthalpiques dans les modèles 0D est la suivante (Mason 2006, Walling et al. 2020) :

$$\frac{d(mcT)}{dt} = G(H_i - H_0) - UA(T - T_a) + Q_{bio} \quad (5)$$

où m est la masse de substrat, c la capacité calorifique du substrat, T la température, G le débit massique d'air, H_i et H_0 les enthalpies massiques de la phase gaz en entrée et sortie du système, U un coefficient global de transfert, A la surface d'échange avec le milieu ambiant, T_a la température ambiante, et Q_{bio} la puissance thermique produite par la biodégradation.

Dans cette équation, l'accumulation de la chaleur dans le substrat est représentée par le terme de gauche. Dans le terme de droite, de gauche à droite sont représentées : l'échange de chaleur par advection due au système d'aération, la convection thermique et la production de chaleur par la biodégradation. Cette équation peut être adaptée en fonction des phénomènes pris en compte par les auteurs. Par exemple, K. Wang et al. (2013) ont choisi d'ajouter à l'équation (5) l'effet du rayonnement:

$$Q_{rad} = \sigma A \left[\left(\frac{T + T_a}{2} \right)^4 - T_a^4 \right] F_a F_e \quad (6)$$

D'autres auteurs ont indiqué prendre en compte le rayonnement à travers le coefficient de transfert U . En effet, J. Zhang et al. (2010) définissent U comme étant un coefficient global de transfert englobant la conduction, la convection et le rayonnement aux conditions limites (paroi en contact avec l'andain).

Concernant les autres hypothèses, de nombreux auteurs ont considéré une seule température pour le milieu composté tandis que d'autres présentent deux bilans enthalpiques distincts, l'un pour la phase gaz, l'autre pour l'ensemble solide-liquide (Tableau 14). D'autre part, dans le terme d'accumulation, la

masse et la capacité calorifique (mc) ont souvent été considérées comme constantes (Walling et al. 2020).

Selon les modèles, la chaleur produite par la biodégradation de la matière organique (Q_{bio}) a été exprimée soit en fonction de la consommation de la matière organique, soit en fonction de la consommation en O_2 , soit en fonction de la croissance des populations microbiennes (Tableau 13 et Tableau 14). Ce dernier cas implique l'utilisation d'un modèle biologique où la croissance et la lyse des micro-organismes sont exprimées.

Enfin, nous pouvons remarquer que les modèles OD présentés dans le Tableau 14 ont tous décrit l'évaporation et pris en compte les échanges de chaleur dus à l'aération.

Référence	terme de production de chaleur par la biodégradation
(Petric et Selimbašić 2008)	$Q_{bio} = -H_{rx} \frac{dm_{MO}}{dt}$ où H_{rx} est l'enthalpie libérée par la biodégradation de la MO, m_{MO} est la masse de MO
(J. Ge et al. 2015)	$Q_{bio} = h_{bio} m_{om} OUR$ où h_{bio} est un facteur de conversion thermique, m_{om} est la masse de MO initiale, et OUR le taux d'absorption en O_2 .
(Białobrzewski et al. 2015)	$Q_{bio} = Y_m \times (\text{loi de croissance mesophile}) + Y_t \times (\text{loi de croissance thermophile})$ où Y_m et Y_t sont des coefficients de production de chaleur métabolique

Tableau 13 : expressions utilisées pour exprimer la production de chaleur par la biodégradation de la MO

référence	distinction entre les phases gaz et solide/liquide	masse et cp dépend du temps	évaporation	production de chaleur biologique ²⁹	production de chaleur par oxydation chimique	aération	échanges avec le milieu extérieur		
							rayonnement	convection	conduction
(Kishimoto et al. 1987)	-	-	✓	✓	-	✓	-	✓	✓
(Haug 1993)	-	-	✓	✓ (MO)	-	✓	NP ³⁰	NP	NP
(Kaiser 1996)	-	-	✓	✓ (O_2)	-	✓	-	✓	✓
(Sole-Mauri et al. 2007)	✓	-	✓	✓ (O_2)	-	✓	-	✓	✓
(Petric et Selimbašić 2008)	✓	-	✓	✓ (MO)	-	✓	-	✓	✓
(Woodford 2009)	-	-	✓	✓ (MO)	-	✓	-	-	✓
(J. Zhang et al. 2010)	-	✓	✓	✓ (MO)	-	✓	✓	✓	✓
(A. de Guardia et al. 2012)	-	✓ m(t)	✓	✓ (O_2)	-	✓	-	✓	✓
(K. Wang et al. 2013)	-	-	✓	✓ (MO)	-	✓	✓	✓	✓
(Zhou et al. 2014)	-	-	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓

²⁹ production de chaleur par la biodégradation exprimée par : la consommation de la MO (MO), la consommation d' O_2 (O_2) ou la production microbienne (X).

³⁰ NP=non précisé

				(MO)					
(Białobrzewski et al. 2015)	-	✓	✓	✓ (X)	-	✓	-	✓	✓
(J. Ge et al. 2015)	-	-	✓	✓ (O ₂)	-	✓	-	-	✓
(Vasiliadou et al. 2015)	-	-	✓	✓ (X)	-	✓	✓	✓	✓
(J. Ge et al. 2016)	-	-	✓	✓ (O ₂)	-	✓	-	✓	✓

Tableau 14 : hypothèses et phénomènes physico-chimiques pris en compte dans les modèles 0D

4.2.4.2 Modèles avec variables distribuées

D'après le Tableau 15, nous pouvons remarquer que contrairement au modèle en 0D, l'évaporation n'a pas systématiquement été prise en compte dans les modèles aux variables distribuées. Deux de ces modèles (Moraga et al. 2009, Zambra et al. 2012), qui ont négligé l'évaporation, se sont consacrés à l'étude de l'auto-inflammation des andains. Ils se positionnent donc dans le cas le plus défavorable étant donné qu'ils ne prennent pas en compte la perte d'énergie par évaporation.

Comme pour les modèles en 0D, l'expression de la production de chaleur par la biodégradation de la matière organique peut être exprimée via la consommation de la MO, la consommation d'O₂ ou la croissance des micro-organismes (X). Néanmoins, il est important de noter que plusieurs modèles 2D et 3D (Tableau 15), ont ajouté un terme de production de chaleur lié à l'oxydation chimique de la cellulose (se produisant lorsque les températures sont suffisamment élevées). Ce dernier terme est exprimé en fonction de la quantité de cellulose, la constante cinétique est quant à elle exprimée par une loi d'Arrhenius.

Concernant les conditions limites, elles peuvent être de trois sortes :

- conditions de Fourier : convection thermique dans notre cas ;
- conditions de Dirichlet : la valeur de la variable est imposée aux limites du système ;
- conditions de Neumann : la valeur de la variable est fixée par une conditions de flux à la frontière.

Dans le Tableau 15 sont présentées trois conditions limites de Neumann (rayonnement, conduction, et adiabatique), une condition limite de Fourier (convection thermique) et une condition limite de Dirichlet (égalité de température). De manière générale, un terme de convection de surface est considéré dans les modèles aux variables distribuées. Pour le transfert de chaleur à travers les murs, les auteurs ont parfois négligé ce phénomène en raison de la présence d'andains en compostage de l'autre côté des murs. Ceux-ci participent ainsi au maintien d'un équilibre thermique au niveau des murs mitoyens. Cette hypothèse, utilisée notamment dans les travaux d'(Henon 2008), a été vérifiée expérimentalement dans leur campagne de mesure.

référence	Dimension	distinction entre les phases gaz et solide/liquide	masse et cp dépend du temps	évaporation	production de chaleur biologique ³¹	production de chaleur par oxydation chimique	convection	conduction	Conditions limites ³²				
									rayonnement	conduction	convection (surface)	égalité de température sur autre surface	adiabatique
(Ekinci et al. 2005)	2D	-	-	✓	✓	✓	-	✓	-	NP ³³	NP	NP	NP
(Nakayama et al. 2007)	2D	✓	-	✓	✓ (MO et X)	-	✓	✓	-	-	✓	✓	✓
(Henon 2008)	2D	-	m(t)	✓	✓ (O ₂)	-	✓	✓	-	-	✓	✓	-
(Moraga et al. 2009)	2D	-	-	-	✓ (X)	✓	-	✓	✓	-	✓	-	✓
(Zambra et al. 2012)	3D	-	-	-	✓ (X)	✓	-	✓	-	-	✓	✓	-
(Pujol 2012)	2D	-	-	✓	✓ (X)	-	✓	✓	-	✓	-	✓	-
(Vidriales-Escobar et al. 2017)	2D	✓	✓	-	✓ (MO)	-	✓	✓	-	✓	✓	✓	-
(Putranto et Chen 2017)	2D	-	-	✓	✓ (X)	✓	-	✓	-	-	✓	✓	-
(Luangwilai et al. 2018)	1D	-	-	✓	✓ (X)	✓	✓	✓	-	-	-	✓	-

Tableau 15 : hypothèses et phénomènes physico-chimiques pris en compte dans les modèles 1D, 2D et 3D

4.3 Résolution

La complexité des modèles numériques sur le compostage implique l'utilisation de méthodes mathématiques pour leur résolution dont certaines sont déjà implémentées dans des logiciels spécialisés (MATLAB, COMSOL Multiphysics, ...). Le Tableau 16 précise les méthodes et logiciels (ou progiciel) utilisés pour plusieurs modèles de compostage. De manière globale, les modèles en OD se sont orientés vers le logiciel MATLAB pour la résolution numérique des équations mathématiques. Pour les modèles en 2D la méthode des éléments finis semble être la plus utilisée.

³¹ production de chaleur par la biodégradation exprimée par : la consommation de la MO (MO), la consommation d'O₂ (O₂) ou la production microbienne (X).

³² selon les modèles et leurs applications, des conditions limites différentes selon les surfaces peuvent être appliquées

³³ NP=non précisé

Référence	Dimension du modèle	méthode de résolution	logiciel, progiciel, ou langage de programmation
(Sole-Mauri et al. 2007)	0D	ode15s (matlab)	MATLAB
(Petric et Selimbašić 2008)	0D	Runge-Kutta-Fehlberg	FORTRAN
(K. Wang et al. 2013)	0D	non précisé	MATLAB
(Białobrzewski et al. 2015)	0D	ode15s (matlab)	MATLAB
(Zhou et al. 2014)	1D	non précisé	MATLAB
(Luangwilai et al. 2018)	1D	éléments finis	FlexPDE
(Ekinci et al. 2005)	2D	différences finies	non précisé
(Henon 2008)	2D	éléments finis	COMSOL Multiphysics
(Moraga et al. 2009)	2D	volume finis	FORTRAN
(Sidhu et al. 2007)	2D	éléments finis	FlexPDE
(Pujol 2012)	2D	éléments finis	COMSOL Multiphysics
(Vidriales-Escobar et al. 2017)	2D	différences finies (discrétisation spatiale) ode15s (Matlab)(intégration sur le temps)	MATLAB
(Putranto et Chen 2017)	2D	éléments finis	non précisé

Tableau 16 : méthodes et logiciels utilisés pour la résolution des modèles de compostage

4.4 Validation

L'étape de validation permet de vérifier qu'un modèle représente bien la réalité du système étudié. L'objectif de cette étape est donc de vérifier que le modèle numérique estime correctement l'évolution des variables étudiées (T, O₂, teneur en eau, ...).

Dans la littérature (Tableau 17), les modèles de compostage ont été validés selon trois échelles : échelle du laboratoire, échelle du pilote, échelle industrielle.

D'après le Tableau 17, nous pouvons remarquer que les modèles 0D présentent une validation à l'échelle du laboratoire ou à l'échelle du pilote. Or, les mesures expérimentales d'(Henon 2008) ont mis en exergue d'importants gradients de température au cours du compostage d'un mélange de boues et de déchets verts à l'échelle industrielle. Il semble donc difficile de considérer l'homogénéité des variables au sein d'une masse importante de substrat. Par conséquent, il paraît évident qu'un modèle 0D ne peut être appliqué à l'échelle industrielle. Pour les modèles 2D et 3D la validation a le plus souvent été effectuée à l'échelle industrielle. Néanmoins, les modèles de Moraga et al. (2009), Zambra et al. (2012) et Putranto et Chen (2017) sont très proches et ont été validés à partir des mêmes données expérimentales (Moraga et al. 2009).

Concernant les paramètres suivis, le Tableau 17 met en exergue que la température est le paramètre le plus fréquemment utilisé pour la validation des modèles. En outre, pour les modèles 2D et 3D ce paramètre est souvent le seul utilisé pour la validation. Pour les modèles 0D, plus de paramètres ont été suivis dans la cadre de la validation des modèles, les concentrations en O₂ et CO₂ étant souvent utilisées.

référence	dimension du modèle	échelle	dimensions du réacteur ou de l'andain	paramètre suivi	substrat étudié
(Petric et Selimbašić 2008)	0D	laboratoire	volume = 0,032 m ³ (forme cylindrique)	T (°C), CO ₂ (% vol), O ₂ (% vol), conversion de la MO (%)	fumier de volail + paille de blé
(J. Zhang et al. 2010)	0D	pilote	réacteur cylindrique de 0,49 m ³ (hauteur=1,9m, diamètre intérieur =0,572m)	masse total (kg), MS (kg), teneur en eau (%), SV (%)	boues d'épuration + paille de blé
(A. de Guardia et al. 2012)	0D	pilote	réacteur cylindrique de 0,3 m ³ (hauteur=0,7 m, diamètre=0,7 m)	T (°C)	divers déchets + copeaux de bois
(Białobrzewski et al. 2015)	0D	pilote	volume du bioréacteur = 0,165 m ³	T (°C), C (g/kg de MS), O ₂ (%), N-NH ₄ ⁺ (kg), N (g/kg de MS)	boues d'épuration + paille
(K. Wang et al. 2013)	0D	pilote	réacteur rectangulaire de 0,420 m ³	T (°C)	boues d'épuration + pierre ponce
(J. Ge et al. 2015)	0D	laboratoire	réacteur cylindrique de 0,015 m ³ (hauteur = 0,4m, diamètre = 0,25m)	OUR (consommation d'O ₂)	fumier de porc + paille de blé
(Vasiliadou et al. 2015)	0D	pilote	réacteur trapézoïdale de 0,62 m ³ (longueur=1,25m ; largeur=0,68m ; profondeur =0,73m)	T (°C), masse d'eau (kg), V compost (m ³), masse de MO (kg)	divers déchets
(Sole-Mauri et al. 2007)	0D	pilote	volume = 0,26 m ³ (forme rectangulaire)	T (°C)	pulpe de fruit, pate à papier, fumier de betail
(Zhou et al. 2014)	1D	industrielle (mesures moyennées)	longueur =33 m ; largeur= 5 m ; hauteur = 1,8 m (forme rectangulaire)	T (°C), teneur en eau (%), O ₂ (%), SV (%)	boues d'épuration + sciure de bois
(Henon 2008)	2D	industrielle	casier rectangulaire = 144 m ³ (hauteur =2,5 ; largeur =4 m, longueur=18m)	T (°C),	boues d'épuration + déchets verts (bois)
(Moraga et al. 2009)	2D	industrielle	hauteur=2,5 m ; longueur= 8,5 m ; largeur inférieure= 7,0 m ; largeur supérieure=2,5 m (forme trapézoïdale)	T (K)	boues d'épuration
(Pujol 2012)	2D	pilote	réacteur cylindrique de 0,156 m ³ (hauteur=0,9 m, diamètre=0,47 m)	T (°C), O ₂ et CO ₂ (fraction massique)	mélange de biodéchet et de déchets verts
(Putranto et Chen 2017)	2D	industrielle, issues de (Moraga et al. 2009)	(Moraga et al. 2009)	T (K)	boues d'épuration

(Vidriales- Escobar et al. 2017)	2D	laboratoire (Briski et al. 2003)	volume = 0,025 m ³ (Briski et al. 2003)	T (°C)	déchets issus de l'industrie du tabac
(Zambra et al. 2012)	3D	industrielle, données issues de (Moraga et al. 2009)	(Moraga et al. 2009)	T (K)	boues d'épuration

Tableau 17 : validation des modèles de compostage

Bilan de la synthèse bibliographique et orientation des travaux

Nous avons dans un premier temps rappelé dans ce chapitre la définition des boues, les différents types de boues issues de l'assainissement des eaux ainsi que leurs voies de traitement. Les boues concernées par ce projet de thèse sont des boues issues des bassins biologiques d'une station de traitement des eaux usées. Ces boues sont appelées « boues biologiques ». Elles présentent l'intérêt de posséder une valeur agronomique pour les sols qu'il convient de valoriser. Néanmoins, avant d'être épandues, les boues doivent être hygiénisées et stabilisées pour limiter les risques sanitaires et environnementaux. Pour ces raisons, les maitres d'ouvrage de la STEU d'Aureilhan ont fait le choix de s'orienter vers le compostage dans le but, ensuite, de les épandre sur des terres agricoles locales. De surcroît, au-delà de l'intérêt écologique, ce type de traitement présente un intérêt économique en comparaison, par exemple, à l'incinération.

Nous nous sommes ensuite focalisés sur les aspects généraux du compostage. Cette deuxième section nous a montré que le compostage suivait deux étapes biologiques (fermentation et maturation) pour atteindre la stabilisation et l'hygiénisation du substrat composté. Ces étapes biologiques peuvent être définies selon l'évolution temporelle de la température. Ainsi, la fermentation est caractérisée par une augmentation importante de la température qui est, dans le cas de la maturation, quasi-nulle. Les températures élevées atteintes lors de la phase de fermentation permettent par ailleurs l'hygiénisation du compost par destruction des micro-organismes pathogènes. Le respect de ces étapes biologiques implique la mise en place de plusieurs étapes industrielles (prétraitements, mélange, fermentation, maturation, criblage) pour obtenir des paramètres expérimentaux optimaux et, in fine, un compost de bonne qualité. Le contrôle des paramètres expérimentaux impactant le déroulement du compostage est cependant délicat du fait de leur interdépendance mais également des contraintes industrielles. En effet, la dimension des andains à l'échelle industrielle implique une hétérogénéité des variables (T, humidité, concentration en O₂,...) lors du compostage. En pratique, le retournement des andains et le respect d'une durée suffisante de fermentation permet de remédier aux difficultés rencontrées à l'échelle industrielle.

Les données obtenues sur les trois STEU visitées (Aureilhan, Uzein, Oloron) nous ont permis d'analyser plusieurs procédés de compostage de boues en STEU et de relever leurs différences d'exploitation. La STEU d'Aureilhan a fait le choix de contracter avec un fournisseur pour obtenir une qualité d'agent structurant constante au cours du temps, ce qui n'est pas le cas pour les deux autres STEU qui utilisent des déchets verts en partenariat avec une déchèterie locale. Le mélange des boues est effectué avec un mélangeur mécanique sur la STEU d'Aureilhan tandis qu'il est réalisé au godet sur les deux autres STEU. Le mélange au godet demande plus de temps à l'opérateur qui l'effectue mais permet de mieux contrôler le ratio boues/agent structurant. En effet, le mélangeur de la STEU d'Aureilhan ne permet pas de s'assurer d'un ratio boues/agent structurant précis. Une évaluation de ce ratio est donc à prévoir. Enfin, les stratégies d'aération diffèrent également entre les STEU. Une étude comparative des conditions d'aération peut donc s'avérer intéressante.

L'état de l'art en ce qui concerne les modèles numériques de compostage a mis en évidence la disparité des modèles. Ces modèles se différencient entre autres choses par le modèle cinétique utilisé (ordre 1, Monod, Contois, ...), leur dimension (0D, 1D, 2D, et 3D) et l'échelle de leur validation (laboratoire, pilote, industrielle). Les modèles en 0D sont les plus courants et sont globalement validés à l'échelle du laboratoire ou du pilote. Concernant les modèles aux variables distribuées (1D, 2D et 3D), ceux-ci sont plus complexes que les modèles 0D mais présentent l'avantage de pouvoir être appliqués à l'échelle industrielle. Ils nécessitent cependant des techniques mathématiques de changement d'échelle afin d'exprimer les bilans (matières, enthalpique, conservation de la quantité de mouvement).

Dans ce contexte, nous avons choisi d'orienter la suite de nos travaux sur le diagnostic du procédé de compostage des boues de la STEU d'Aureilhan (chapitre 2) en étudiant tout particulièrement l'étape de fermentation. La température et la durée de fermentation étant des facteurs clés du compostage en milieu industriel, nous porterons une attention particulière au suivi de ces deux paramètres. Néanmoins, d'autres paramètres seront également observés tels que l'aération, l'humidité et le ratio boues/agent structurant.

CHAPITRE 2 : DIAGNOSTIC EXPERIMENTAL DU PROCEDE DE CO-COMPOSTAGE DE BOUES SUR LE SITE INDUSTRIEL

Chapitre 2 : diagnostic expérimental du procédé de co-compostage de boues sur le site industriel..	83
Introduction.....	85
1 Présentation de la STEU d'Aureilhan.....	87
1.1 Caractéristiques générales de la STEU d'Aureilhan.....	87
1.2 Présentation globale des procédés de traitement.....	87
1.3 Le traitement des boues.....	89
1.4 Le traitement de l'air.....	92
1.5 Situation géographique.....	93
2 Durée de la phase de fermentation des andains.....	94
2.1 Méthode.....	94
2.2 Résultats.....	94
3 Température des andains lors de la fermentation.....	96
3.1 Méthode.....	96
3.2 Résultats.....	98
3.2.1 Andain 1.....	98
3.2.2 Andain 2.....	100
3.2.3 Andain 3.....	101
3.2.4 Andain 4.....	103
4 Humidité du substrat.....	104
4.1 Méthode.....	104
4.2 Résultats.....	105
5 Conditions météorologiques.....	106
5.1 Méthode.....	106
5.2 Résultats.....	107
5.2.1 Influence de la température extérieure.....	107
5.2.2 Influence de l'humidité relative extérieure.....	108
5.2.3 Influence de la pluie et du vent.....	109
6 Ratio boues/agent structurant.....	110
6.1 Méthode.....	110
6.1.1 Volume d'agent structurant.....	111
6.1.2 Volume de boues.....	111

6.2	Résultats	115
7	Aération, comparaison avec des données bibliographiques	116
7.1	Méthode	116
7.1.1	Volume de l'andain.....	117
7.1.2	Masse volumique apparente du substrat	117
7.1.3	Masse d'un andain	119
7.1.4	Masse de matières sèches par andain	119
7.1.5	Mesure du débit d'aération.....	120
7.2	Résultats	120
8	Aération, comparaison avec des données réelles issues de sites industriels	121
8.1	Méthode	121
8.2	Résultats	122
	Conclusion	123

Introduction

Ce deuxième chapitre présente le site industriel concerné par ces travaux de thèse ainsi que les mesures expérimentales réalisées dans le but de diagnostiquer le procédé de compostage de la STEU d'Aureilhan.

Nous avons vu dans le chapitre 1 que le compostage était un processus complexe dépendant de nombreux paramètres : matières compostées, humidité, température, aération... Parmi eux, la température constitue l'un des paramètres clés. Elle agit sur la quantité et la diversité des populations microbiennes, sur les cinétiques de biodégradation, les flux gazeux et l'évaporation de l'eau. Une bonne maîtrise de ce paramètre participe à l'obtention d'un compost hygiénisé et stabilisé. D'autre part, l'évolution de la température lors de la fermentation dessine un profil caractéristique (cf. Chapitre 1) qu'il est indispensable de respecter. En outre, la température est un paramètre facilement mesurable et dont la mesure est peu onéreuse. Pour ces raisons, dans l'objectif de vérifier le bon déroulement du compostage, nous avons choisi de suivre l'évolution temporelle de la température au cours de la fermentation. Sur plusieurs andains suivis, nous en avons sélectionné quatre pour cette étude en fonction de la saison où ils ont été réalisés. L'étape de maturation n'a pas été suivie pour deux raisons. La première raison est que la température évolue normalement peu lors de la maturation, il ne nous a donc pas semblé important de suivre ce paramètre lors de cette étape. La deuxième raison, qui justifie notre choix de ne pas suivre la température lors de la maturation, concerne des aspects pratiques. Les andains, après l'étape de fermentation, sont tous regroupés au sein d'un même tas sur l'espace de maturation. Comme ils ne sont pas séparés cela nous empêche de suivre individuellement chaque andain. De plus, les dimensions (hauteur, largeur et longueur) du tas réalisé dans l'espace de maturation sont bien supérieures aux andains effectués lors de la phase de fermentation. L'installation des sondes est par conséquent très compliquée lors de l'étape de maturation.

Nous avons montré dans le chapitre précédent que le compostage était un processus lent nécessitant plusieurs semaines de fermentation (4 à 6 semaines) et de maturation (1 à 3 mois) (Humeau et Le Cloirec 2010b) pour atteindre la stabilisation, l'hygiénisation et la maturation du compost. Afin d'évaluer les durées réelles de la phase de fermentation appliquées sur la STEU d'Aureilhan, nous avons procédé à des déterminations de cette durée sur une période de trois mois (de janvier à mars 2018), soit sur 18 andains en fermentation.

Les boues étant trop humides pour être compostées seules, il est nécessaire d'utiliser un agent structurant pour les composter. La chapitre 1 nous indique qu'un volume de boues doit être mélangé à trois volumes d'agent structurant pour obtenir de bonnes conditions expérimentales (rapport C/N, humidité) lors du compostage. Le mélange boues/agent structurant n'étant pas réalisé au godet mais dans un mélangeur mécanique comme cela sera décrit dans ce chapitre, nous avons choisi d'estimer le ratio boues/agent structurant appliqué par les exploitants de la STEU d'Aureilhan lors de la formation des andains.

Les conditions d'aération et la teneur en eau initiale de l'andain sont également des paramètres pouvant impacter l'étape de fermentation. En conséquence, nous présentons dans ce chapitre une comparaison des conditions d'aération maximales avec des données issues de sites industriels et des données bibliographiques. De même nous avons déterminé l'humidité initiale des quatre andains suivis. Le suivi temporel de l'humidité d'un andain sur site industriel étant irréalisable et non représentatif.

Pour finir, nous avons relevé les conditions météorologiques lors de la fermentation des quatre andains sélectionnés. Ces données météorologiques issues de la base de données meteoblue (« Archive météo Aureilhan », s. d.) ont été utilisées dans l'objectif d'étudier l'éventuel impact des conditions météorologiques sur l'évolution temporelle des températures des andains lors de la phase de fermentation.

1 Présentation de la STEU d'Aureilhan

1.1 Caractéristiques générales de la STEU d'Aureilhan

La STEU étudiée d'Aureilhan (Figure 14) (code Sandre : 0565047V002) permet l'assainissement des eaux usées provenant de plusieurs communes des Hautes Pyrénées (65). Elle est exploitée par Véolia Eau et le maître d'ouvrage est (depuis janvier 2020) la Communauté d'Agglomération Tarbes Lourdes Pyrénées.



Figure 14 : photo de la STEU d'Aureilhan

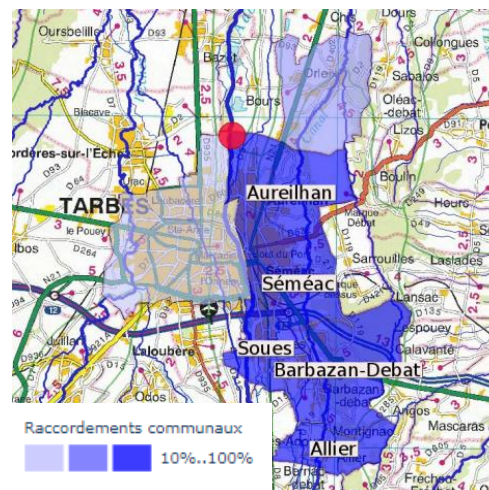


Figure 15 : communes raccordées à la STEU d'Aureilhan (« SIEAG - Portail des Données sur l'Eau du Bassin Adour-Garonne » s. d.)

Les communes raccordées à la STEU d'Aureilhan mentionnées sur la Figure 15 (« Adour-alaric » s. d.), (« SIEAG - Portail des Données sur l'Eau du Bassin Adour-Garonne » s. d.) sont :

- Aureilhan, Séméac, Soues, Barbazan-Debat et Allier en raccordement total ;
- Tarbes (2 %) et Orleix (30 %) en raccordement partiel. Les pourcentages indiqués entre parenthèses correspondent au pourcentage de raccordements (de la commune correspondante) dirigés vers la STEU d'Aureilhan.

La STEU d'Aureilhan collecte également des eaux provenant d'établissements « industriels » (lycées, cliniques, restaurants, garages, hôtels ...). Le réseau de collecte est composé d'environ 90% de réseau séparatif et de 10% de réseau unitaire.

Elle fût construite en 1973 pour une capacité initialement prévue de 13 500 équivalent-habitant sous l'initiative de deux communes des Hautes Pyrénées (65, France) : Soues et Séméac. Après d'importants travaux réalisés en 1981 puis en 2008, la station d'épuration d'Aureilhan atteint maintenant une capacité maximale de 45 000 équivalent-habitant. Environ 20 000 habitants sont aujourd'hui raccordés au réseau de la STEU d'Aureilhan (« Adour-alaric » s. d.).

L'installation de traitement des eaux d'Aureilhan est un procédé à boues activées. Ce type d'installation entraîne la formation d'un déchet biologique: les boues. Pour valoriser écologiquement ce déchet, le syndicat Intercommunal Adour Alaric (anciennement maître d'ouvrage) a fait le choix de s'orienter vers la filière du co-compostage. Les boues issues du traitement de l'eau sont, après déshydratation, mélangées avec de l'écorce d'arbre pour produire environ 4000 m³ de compost annuellement. Ce compost est ensuite épandu sur des terres agricoles locales.

1.2 Présentation globale des procédés de traitement

L'assainissement des eaux de la STEU d'Aureilhan est réalisé en trois étapes principales (Figure 16) :

- le traitement primaire : élimine les déchets grossiers, sables et graisses ;
- le traitement secondaire (traitement biologique à boues activées) : élimine la pollution dissoute à l'aide d'un procédé biologique en condition aérobie ;
- la clarification : sépare les eaux et les boues biologiques.

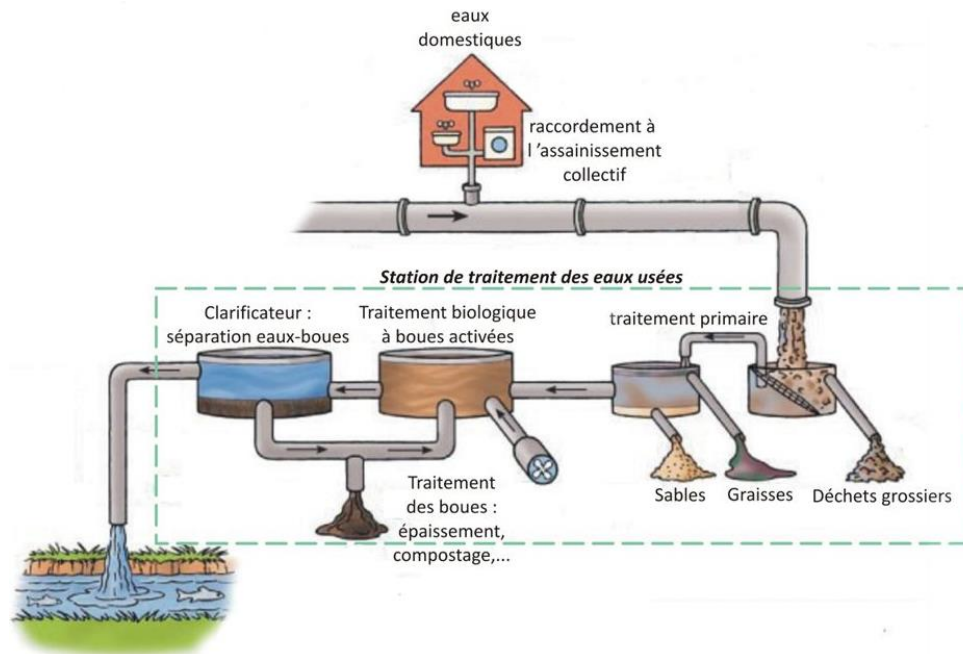


Figure 16 : description simplifiée de l'assainissement des eaux (adaptée de (« IDEA - Comment fonctionne une station d'épuration ? » s. d.))

La STEU d'Aureilhan possède également plusieurs procédés pour éliminer les déchets issus de l'assainissement et du transport des eaux. Ainsi, les sables, les graisses et les PCR (Produit de Curage Réseau) sont éliminés sur site. Les boues biologiques, obtenues par la séparation des eaux et des boues dans le clarificateur, sont déshydratées puis mélangées à un agent structurant pour être compostées (1.3 Le traitement des boues).

Ces procédés de traitement des eaux et des déchets sont susceptibles d'émêtre des gaz olfactifs malodorants (Martin et Laffort 1993) et toxiques (exemple : H_2S (INRS s. d.))(Vidal et al. 2012, Han et al. 2020) . Le traitement des boues et les procédés en tête de station sont des sources importantes d'odeurs (Martin et Laffort 1993). Afin de limiter la gêne olfactive, des procédés de traitement de l'air sont présents sur la STEU d'Aureilhan. Ainsi, un biofiltre ALIZAIR® (« Alizair™/ Alizair™ Package Plant | Veolia Water Technologies » s. d.) suivi d'un système d'adsorption sur charbon actif permet le traitement de l'air vicié des locaux d'exploitation, tandis que les gaz produits par la fermentation du mélange boues/écorces sont aspirés et acheminés vers un biofiltre ouvert.

Pour résumer, les installations présentes sur la STEU d'Aureilhan (Figure 17) peuvent être regroupées en trois catégories :

- traitement des eaux usées ;
- traitement des déchets (boues, graisses, sables, et PCR) ;
- traitement de l'air.

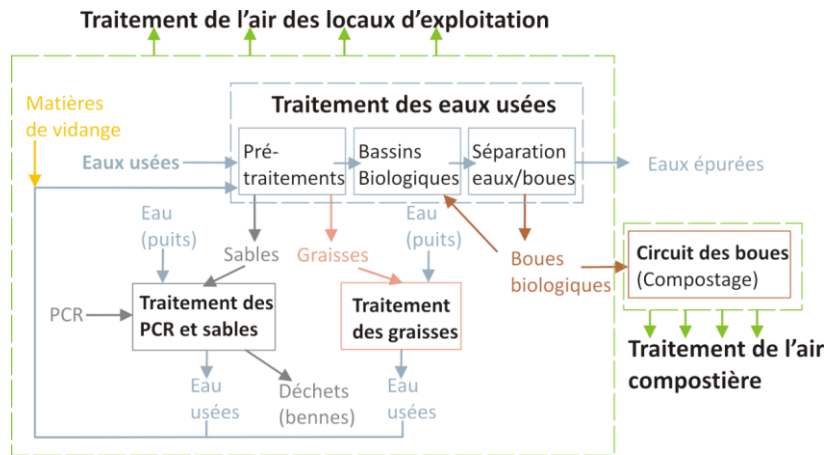


Figure 17 : schéma général des installations de la STEU d'Aureilhan

Après cette description succincte des installations présentes sur la STEU d'Aureilhan, nous nous intéressons plus particulièrement aux circuits d'émission d'odeurs, soit : le circuit des boues et des procédés de traitement de l'air.

1.3 Le traitement des boues

Sur la STEU d'Aureilhan, le traitement des boues nécessite six étapes principales qui sont représentées sur la Figure 18.

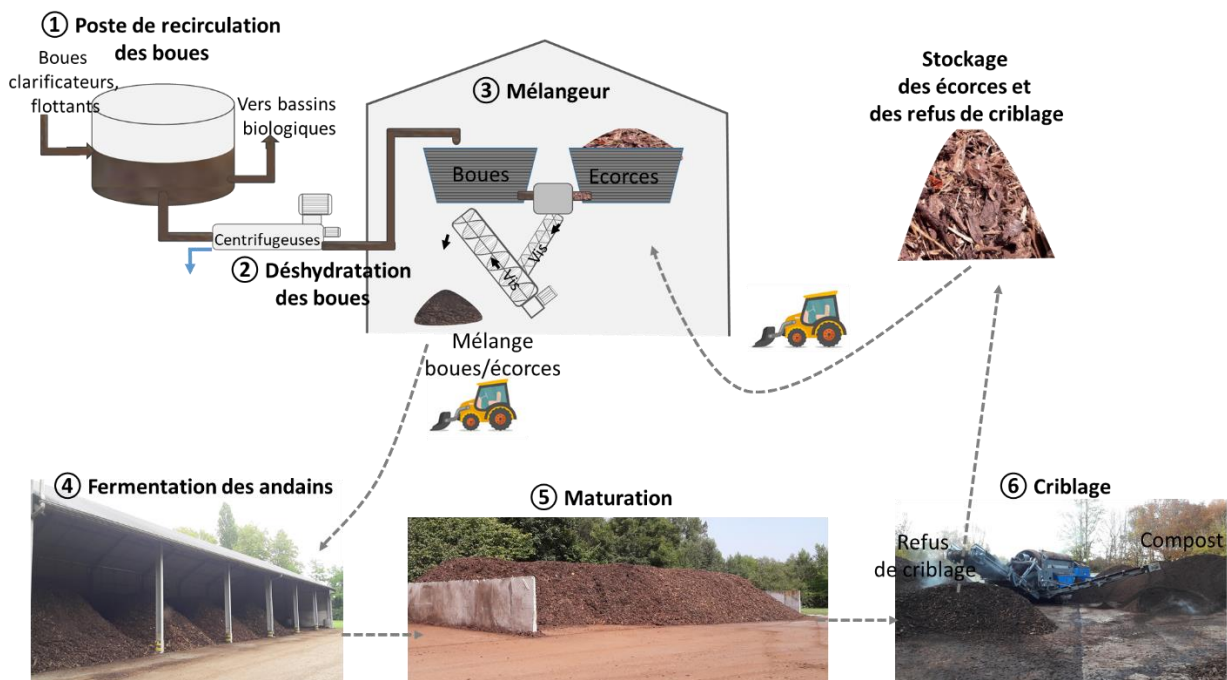


Figure 18 : traitement des boues sur la STEU d'Aureilhan

- **Etape ① et ② : poste de recirculation et déshydratation des boues**

Les boues issues des deux clarificateurs sont mélangées avec les flottants récupérés dans les dégazeurs et les clarificateurs. Le mélange s'effectue au sein du « poste de recirculation ». Une partie des boues (130% du débit volumique d'eau à traiter en entrée de la STEU) est ensuite re-circulée dans les bassins biologiques tandis que l'autre partie est envoyée vers les centrifugeuses lorsque celles-ci sont en fonctionnement. Elles ne fonctionnent pas en permanence, elles sont généralement mises en service de 6h à 11h20. Du polymère (FLOPAM EM 440 HIB), jouant le rôle de coagulant, est injecté dans les boues en entrée de centrifugeuse. Celui-ci est aussi injecté dans les canalisations en sortie de centrifugeuse en tant que lubrifiant. Le site possède 3 centrifugeuses dont une où le circuit est indépendant des deux autres (centrifugeuse de secours).

- **Etape ③ : mélange des boues et des écorces**

En sortie des centrifugeuses, les boues ayant une siccité d'environ 20%, arrivent dans un réservoir équipé d'une balance. Le réservoir de boues est relié à un système de vis ayant pour principal rôle le mélange des boues et des écorces. En effet, lorsque la masse de boues est comprise entre 380kg et 1080kg, les vis (horizontale et verticale) sont activées afin d'effectuer le mélange. Le stockage des écorces étant également relié aux vis, leur mise en route entraîne simultanément les boues et les écorces. Les deux stockages (boues et écorces) ainsi que les vis constituent le système de mélangeur.

- **Etape ④ : fermentation des andains**

Une fois le mélange boues/écorces effectué, celui-ci est déposé dans les espaces destinés à la fermentation des andains. Ces espaces, au nombre de 6, sont situés sur une plateforme couverte appelée compostière (cf. Figure 21). Chaque espace est équipé au sol d'une gaine d'aération permettant l'aspiration de l'air (cf. Figure 19 et Figure 20). Les gaines sont protégées par des grilles perforées et sont reliées chacune à un ventilateur dont le débit maximal est de 1910 m³/h. L'aspiration de l'air a deux fonctions : l'oxygénation des andains et la limitation des odeurs provoquées par la fermentation. Cependant, le réglage des ventilateurs (marque CBT-130) est uniquement assujéti à l'aération. Le débit d'aspiration des ventilateurs n'est pas réglable mais les temps de marche et d'arrêt sont réglables sur le poste de contrôle. Jusqu'à la fin du mois de juin 2017, les ventilateurs fonctionnaient sans interruption, aujourd'hui des cycles de 30 minutes d'aération et d'arrêt sont programmés. Ce changement des conditions d'aération avait pour objectif de limiter l'assèchement du compost tout en réduisant la consommation d'électricité induite par les ventilateurs. Par ailleurs, afin de ne pas obturer les orifices d'aérations des grilles, un lit d'écorces fraîches de 10 à 15 cm d'épaisseur est déposé sur les grilles avant la formation de l'andain. Enfin, en cas de ruissellement de lixiviats dans la gaine d'aération, celle-ci est équipée d'un réservoir de récupération des lixiviats.



Espace de fermentation vide



Grille protégeant la gaine d'aération



Andain en fermentation
Espace de fermentation en cours d'utilisation

Figure 19 : description d'un espace de fermentation

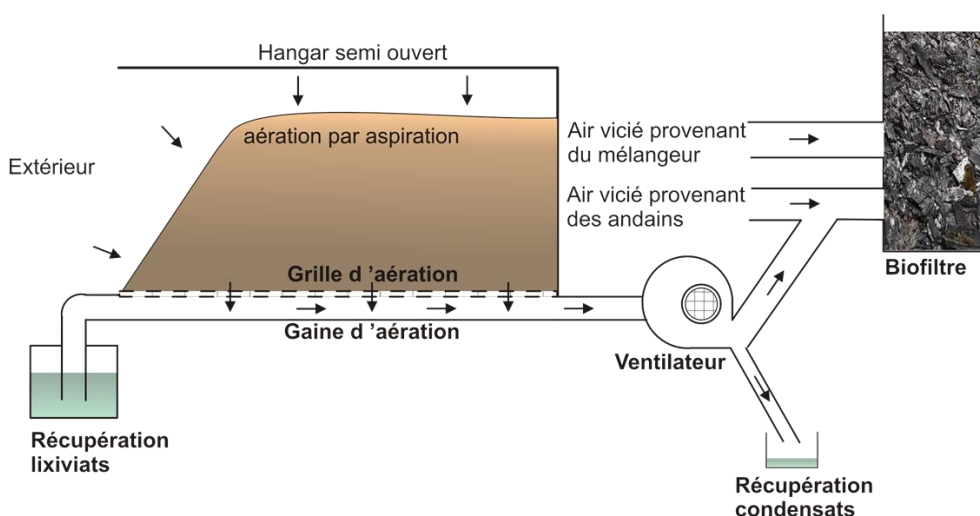


Figure 20 : procédé de fermentation du mélange boues/écorces

La formation des andains est réalisée suivant un ordre chronologique de façon à toujours obtenir un espace vide et un espace où l'andain est en cours de formation (cf. Figure 22). Par manque d'espace, le temps de fermentation (initialement prévu aux alentours de 6 semaines) ne dépend pas de critères physico-chimiques mais plutôt des entrées en boues. Plus il y a de boues à compostier plus la formation des andains est rapide et plus le temps de fermentation est court.



Figure 21 : Hangar semi-ouvert constituant la zone de fermentation des andains : compostière

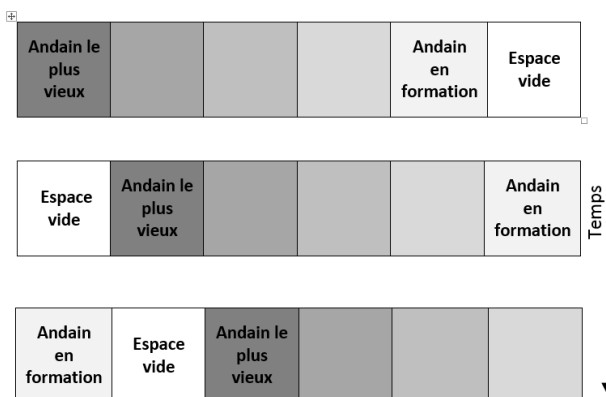


Figure 22 : organisation de la formation des andains

- **Etape ⑤ : maturation des andains**

Suite à l'étape de fermentation, les andains sont déplacés sur une plateforme extérieure pour l'étape de maturation. Lors de la maturation, les andains ne sont ni aérés ni retournés. Cette étape ne fait pas l'objet d'un traitement de l'air sur la STEU d'Aureilhan.

- **Etape ⑥ : criblage**

Lorsque la maturation est terminée, le criblage est réalisé pour éliminer les écorces trop volumineuses qui n'ont pas été compostées. Les écorces récupérées appelées « refus » seront mélangées avec des écorces fraîches pour être de nouveau compostées avec les boues. Le compost obtenu après criblage a quant à lui une granulométrie adaptée à l'épandage agricole (inférieure à 20mm).

1.4 Le traitement de l'air

Le site comprend deux unités de désodorisation. L'une est destinée au traitement des odeurs liées aux activités de compostage, l'autre a pour but de traiter l'air de tous les autres bâtiments ou enceintes liés aux traitements de l'eau, des graisses, des sables et des boues. Dans le premier cas, les émissions odorantes issues du compostage ou du mélangeur sont traitées par aspiration vers un biofiltre ouvert (Figure 23), dans le second cas, l'air pollué des bâtiments est envoyé vers le biofiltre ALIZAIR® suivi d'un système d'adsorption sur charbon actif (Figure 24).



Figure 23 : biofiltre - vue générale



Figure 24 : Biofiltre ALIZAIR et procédé d'absorption (désodorisation bâtiments)

- Le biofiltre de la compostière

Comme décrit précédemment l'aération des andains de fermentation est réalisée par aspiration. L'air aspiré par les ventilateurs traverse alors l'intérieur de l'andain puis est envoyé vers le biofiltre pour la désodorisation. Le biofiltre reçoit également l'air du bâtiment où est réalisé le mélange des boues et des écorces. Deux compresseurs permettent l'acheminement de l'air vicié de l'espace de mélange vers le biofiltre.

Le biofiltre est constitué d'écorces (environ 80 m³) et est à ciel ouvert (hauteur d'écorces environ 1,5 m). Aucun système d'humidification ou d'apport en nutriment n'est présent sur ce biofiltre. L'air pollué traverse le biofiltre de manière ascendante avant d'être renvoyé vers l'atmosphère.



Figure 25 : ventilateurs (aération par aspiration) de la compostière



Figure 26 : biofiltre de la compostière

- Le biofiltre ALIZAIR® (par OTV, Filiale de Veolia Water Technologies)

Le biofiltre ALIZAIR® permet la désodorisation et le traitement de l'air vicié issu des locaux d'exploitation du traitement des eaux et des boues (locaux des centrifugeuses, du poste toutes eaux,

des prétraitements, ...). Il est constitué d'un matériau appelé « biodagène » qui a pour rôle de traiter l'ammoniac (NH_3), l'hydrogène sulfuré (H_2S) ainsi qu'une partie des mercaptans (R-SH). Enfin, pour assurer la rétention d'un maximum de mercaptans, l'air passe (en sortie du biodagène) à travers une couche de charbon actif. Il est ensuite rejeté vers l'atmosphère.

Le biofiltre ALIZAIR® a été initialement conçu par la société OTV pour qu'une humidification du matériau filtrant (Biodagène) soit réalisée séquentiellement avec de l'eau ou une solution nutritive. La réalisation de la solution nutritive est effectuée manuellement et sa composition ainsi que la fréquence d'utilisation dépendent du régime de fonctionnement du biofiltre (régime d'ensemencement ou régime stable). En régime d'ensemencement, une solution de potasse peut être préparée dans la cuve à nutriment afin d'ajuster le pH (trop acide au début). En régime stable, la cuve à nutriments contient une solution à base d'engrais liquide riche en azote (N) et phosphore (P). La cuve à nutriments est normalement peu utilisée lors du régime stable.

Cependant, il semble que ces deux cuves n'ont jamais été mises en fonctionnement. De même, le charbon actif n'a pas été renouvelé depuis plusieurs années.

1.5 Situation géographique

La STEU se situe au nord des villes d'Aureilhan et de Tarbes (coordonnées GPS : latitude $43,263723^\circ$ et longitude $0,083857^\circ$, Figure 15) dans une zone rurale où le nombre d'habitations proches de la STEU est faible. Cependant, comme le montre la Figure 27 quelques habitations se trouvent tout de même à proximité des installations. Des plaintes relatives aux odeurs ont notamment été émises par certains riverains, l'habitation la plus proche étant à seulement 50m de la STEU (cf. Figure 27).

De même, la STEU d'Aureilhan est à proximité directe de la rivière « Adour » et du chemin CaminAdour qui longe ces berges. Ce chemin, créé à l'initiative du Grand Tarbes (renommé aujourd'hui Communauté d'Agglomération de Tarbes Lourdes Pyrénées), offre un lieu de promenade aux habitants de l'agglomération. Comme nous pouvons le voir sur la Figure 27, les procédés de compostage des boues sont situés le long du CaminAdour. Les promeneurs peuvent par conséquent subir une certaine gêne en cas de fortes odeurs émanant du procédé de compostage.



Figure 27 : vue aérienne de la STEU d'Aureilhan (« Aureilhan » s. d.)

2 Durée de la phase de fermentation des andains

2.1 Méthode

Nous avons évalué le temps passé pour chaque andain en espace de fermentation. Pour cela, nous avons réalisé un document de suivi des andains à destination des opérateurs sur site (Annexe A). Ainsi, chaque jour à la même heure (à la fin de son travail sur les andains en espace de fermentation), l'opérateur renseigne le statut de chacun des espaces de fermentation selon la nomenclature donnée dans le Tableau 18. Ce suivi a été réalisé de janvier à mars 2018.

V	Espace vide
F	Andain en formation
A	Andain formé (en espace de fermentation)
M	Déplacement de l'andain vers l'aire de maturation

Tableau 18 : statuts des espaces de fermentation

A l'aide des renseignements journaliers, nous avons pu déterminer pour chaque andain, le nombre de jour en formation (jF), le nombre de jour en espace de fermentation lorsque l'andain est complet (jA) et le nombre de jour où l'andain est déplacé vers l'aire de maturation (jM).

Ces indicateurs nous permettent de calculer :

- la durée passée en espace de fermentation par l'andain formé et complet (DFC) (équation (10)) ;
- la durée passée en espace de fermentation par l'andain lorsqu'il est en formation, formé et en train d'être déplacé vers l'aire de maturation (DFT) (équation (11)).

$$DFC = \sum jA \quad (10)$$

$$DFT = \sum jA + \sum jF + \sum jM \quad (11)$$

2.2 Résultats

Les durées de fermentation de chaque andain du mois de janvier à mars 2018 sont indiquées dans le Tableau 19. Concernant les durée de l'étape de fermentation lorsque les andains sont « complets » (DFC):

- la durée moyenne en espace de fermentation est de 15 jours (2 semaines);
- la durée minimale en espace de fermentation est de 8 jours (1 semaines);
- la durée maximale en espace de fermentation est de 25 jours (3 semaines et demi).

Humeau et Le Cloirec (Humeau et Le Cloirec 2010b) présentent dans la littérature scientifique (cf. Chapitre 1) une durée optimale de la phase de fermentation comprise entre 4 et 6 semaines (soit 28 jours à 42 jours). De même, selon le programme de recherche de l'ADEME (« Programme de recherche de l'ADEME sur les émissions atmosphériques du compostage. Connaissances acquises et synthèse bibliographique » 2012), la durée en espace de fermentation pour un procédé de compostage en couloir sous aération forcée doit être de 3 à 4 semaines (soit 21 à 28 jours). Cette durée de fermentation applicable à des andains (à base de boues de STEU) sous aération forcée a également été relevée dans d'autres travaux scientifiques (Hassouneh et al. 1999, Ouyang et al. 2014).

Dans l'objectif de comparer nos résultats avec des données réelles, nous avons obtenu des durées de fermentation de trois STEU (Uzein (64), Oloron (64) et Ginestous (31)) réalisant du co-compostage de boues avec des déchets verts sous aération forcée. Les trois STEU présentaient des durées de fermentation de :

- 4 à 6 semaines pour la STEU d'Oloron ;
- 6 semaines pour la STEU d'Uzein ;
- 6 à 10 semaines pour le site de Ginestous.

L'analyse de toutes ces informations, nous permet de constater que le nombre de jours passés par chaque andain en espace de fermentation sur la STEU d'Aureilhan est faible (inférieur à 4 semaines avec 4 andains ayant une *DFC* inférieure à 10 jours) (Tableau 19). Aucune aération forcée n'est effectuée une fois que l'andain est déplacé en espace de maturation. Ainsi, si des quantités suffisantes de matières organiques biodégradables sont encore présentes dans l'andain, la quantité d'oxygène peut ne pas être suffisante pour une fermentation optimale, provoquant alors une dégradation anaérobie des matières biodégradables. Ces dégradations anaérobies de la matière organique sont en grande majorité responsables de l'émission de composés soufrés malodorants (H. Zhang et al. 2016).

Date de début de formation de l'andain	espace de fermentation	durée de fermentation andain complet (<i>DFC en (j)</i>)	durée de fermentation totale (<i>DFT en (j)</i>)	Remarques
10/01/2018	4	17	20	
12/01/2018	5	15	24	
18/01/2018	6	14	20	
23/01/2018	1	15	20	
25/01/2018	2	14	20	
30/01/2018	3	13	17	
02/02/2018	4	13	18	
06/02/2018	5	12	16	
09/02/2018	6	9	19	
13/02/2018	1	13	20	
15/02/2018	2	15	21	
19/02/2018	3	23	29	durées plus longues car pas d'extraction de boues du 5/03 au 14/03 (campagne de criblage et travaux)
21/02/2018	4	25	29	
23/02/2018	5	20	28	
01/03/2018	6	17	25	
06/03/2018	1	16	22	
16/03/2018	2	8	14	durées plus courtes car plus d'extraction de boues (pour rattraper le retard suite aux opérations de criblage)
21/03/2018	3	8	13	
23/03/2018	4	9	12	
Moyenne		15	21	

Tableau 19 : durées des andains en espace de fermentation

Seuls les andains du 19/02/18 et du 21/02/18 sont restés en espace de fermentation plus de 3 semaines. Il s'agissait là d'une exception car, en raison de travaux et d'opérations de criblage sur la

STEU (Tableau 19), l'activité autour des andains de fermentation était ralentie (pas d'extraction de boues).

Le Tableau 19 répertorie la durée totale de l'andain en espace de fermentation en prenant en compte les jours où ce dernier est incomplet (car en formation ou en déplacement vers l'aire de maturation). De ces résultats, nous pouvons remarquer des différences assez importantes (jusqu'à 10 jours) entre la durée de l'andain complet et la durée totale de l'andain (complet et incomplet) en espace de fermentation. La plus grande différence (10 jours) a été observée pour l'andain du 09/02/18, resté seulement 9 jours en fermentation lorsqu'il était complet ; en comptabilisant également les jours de formation et de déplacement de l'andain vers l'aire de maturation, la durée de cet andain en espace de fermentation est alors égale à 19 jours. Les andains étant formés à partir du mur vers l'extérieur et étant vidés de l'extérieur vers le mur, cette différence de durée implique que la partie de l'andain proche du mur est restée bien plus longtemps en fermentation que la partie de l'andain située vers l'extérieur. Par conséquent, la qualité du compost peut dans cette situation varier au sein d'un même andain.

3 Température des andains lors de la fermentation

3.1 Méthode

Pour cette étude, parmi les différents andains suivis, nous avons sélectionné quatre andains en fermentation à des mois et des saisons différentes. Le numéro attribué à chacun des andains ainsi que les données qui les caractérisent (date, agent structurant utilisé, espace de fermentation) sont indiqués dans le Tableau 20. Le numéro indiqué pour l'espace de fermentation utilisé fait référence à l'Annexe A.

N° de l'andain suivi	Date de début de formation des andains suivis	Agent structurant utilisé	Durée de fermentation (DFC en (j))	Espace de fermentation utilisé	Remarque
1	06/02/18	écorces de résineux	12	5	humidité initiale non mesurée
2	19/02/18	écorces de résineux	23	3	-
3	16/03/18	écorces de résineux	9	2	-
4	03/07/18	palettes broyées	25	2	nettoyage de la gaine d'aération

Tableau 20 : numéro et données caractéristiques de chaque andain suivis

Il est important de rappeler que le compostage implique de nombreux phénomènes physico-chimiques et biologiques qui peuvent, à l'échelle industrielle, entraîner des gradients de température sur des coupes transversales et longitudinales (Henon 2008). Ainsi, pour suivre l'évolution temporelle de la température au cours de la phase de fermentation des andains sélectionnés nous avons utilisé trois perches sur lesquelles ont été installées trois sondes de température (sondes T_{haut} , T_{milieu} et T_{bas} , Figure 28). L'intérêt de ces perches à trois sondes est de mesurer la température de l'andain à différentes profondeurs représentées sur la Figure 29 ; l'utilisation de trois perches (A, B et C) nous a permis de mesurer les températures sur la longueur L_1 de l'andain (voir Figure 29).

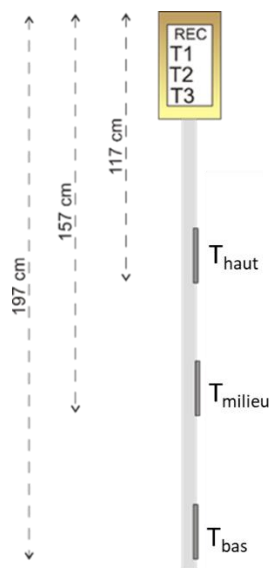


Figure 28 : perche sondes de température

Remarque : il a été constaté, comme cela est reporté dans le Tableau 19, que plusieurs jours étaient nécessaires pour former un andain en espace de fermentation. Pour cette raison, les perches A, B et C permettant les mesures de température peuvent ne pas être installées en même temps sur l'andain suivi. Ainsi, comme les andains sont formés du mur vers l'extérieur, la perche C se trouve généralement installée au moins une journée avant les deux autres perches (Figure 29).

Les dimensions des andains (supposées constantes) sont indiquées dans le Tableau 21.

h (m)	$3,0 \pm 0,1$
l (m)	$6,2 \pm 0,1$
L_1 (m)	$12,0 \pm 0,1$
L_2 (m)	$9,4 \pm 0,1$

Tableau 21 : dimensions des andains en espace de fermentation (cf. Figure 29)

Concernant la position des perches, elles ont été placées de sortes à obtenir un angle de 45° par rapport à l'horizontale et ont été plantées à mi-hauteur de l'andain. Les positions des sondes de température par rapport à la longueur de l'andain sont précisées dans le Tableau 22 et sur la Figure 29.

cotes indiquant la position des perches (cf. Figure 29)	andain 1 (m)	andain 2 (m)	andain 3 (m)	andain 4 (m)
a (perche A)	$9,91 \pm 0,01$	$9,56 \pm 0,01$	$9,27 \pm 0,01$	$9,13 \pm 0,01$
b (perche B)	$5,74 \pm 0,01$	$6,26 \pm 0,01$	$6,58 \pm 0,01$	$5,83 \pm 0,01$
c (perche C)	$2,04 \pm 0,01$	$2,50 \pm 0,01$	$3,33 \pm 0,01$	$2,65 \pm 0,01$

Tableau 22 : valeurs des différentes cotes indiquant la position des sondes de température sur l'andain suivi (Figure 29)

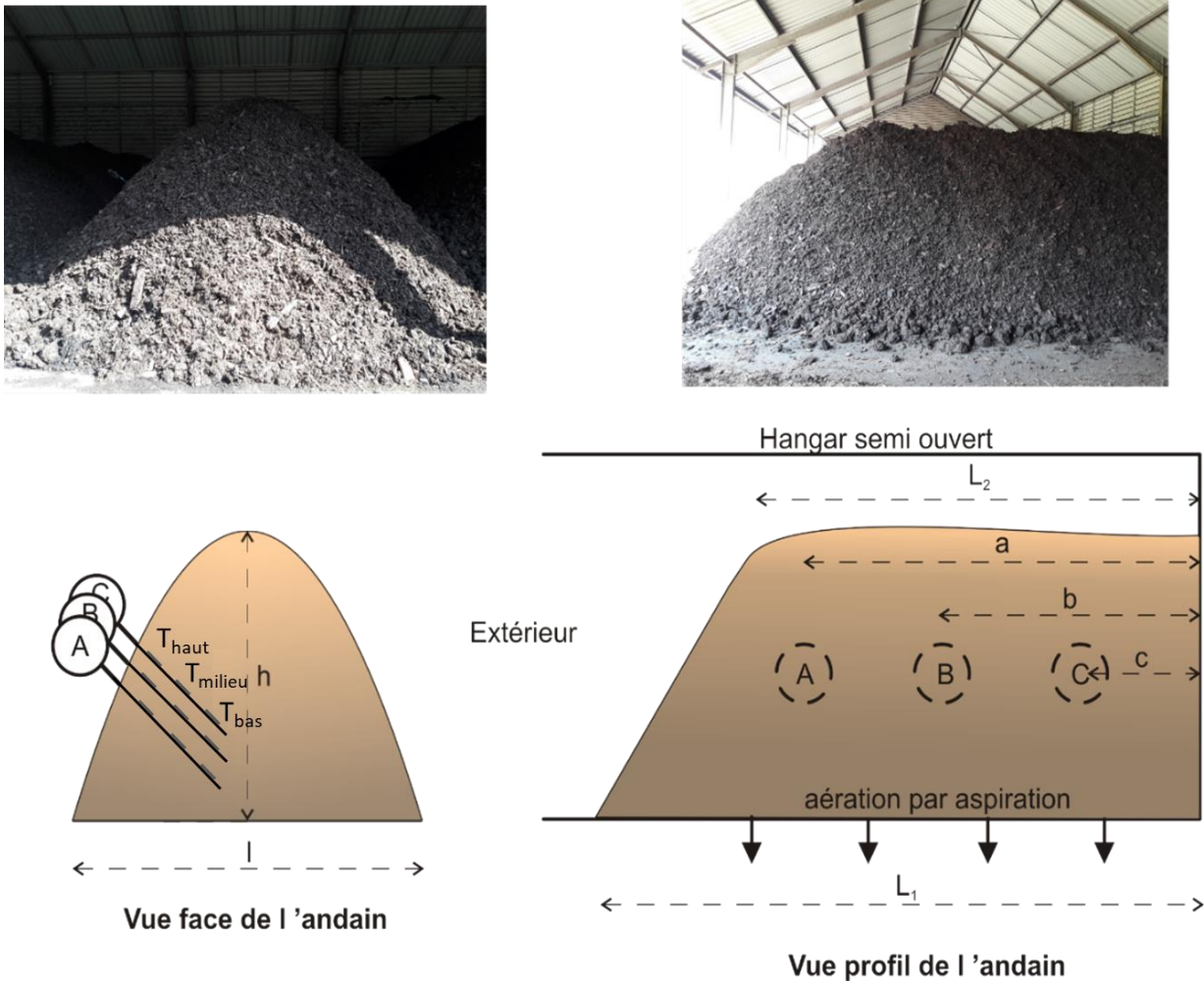


Figure 29 : descriptif de la position des sondes sur l'andain suivi

3.2 Résultats

3.2.1 Andain 1

La première perche (C – coté mur) de l'andain 1, a été installée le 07/02/18 (2^{ème} jour après le début de la formation), les deux autres perches y ont été installées le 08/02/18 (3^{ème} jour). En raison d'un problème de piles, l'enregistrement des températures ne s'est effectué que sur 9 jours (10 jours pour la perche C). Il en résulte une perte de données d'environ 3 jours.

Les données d'acquisition des trois perches A, B et C ont révélé une faible augmentation de la température (de 5°C à 28°C pour la plus forte évolution – perche B, sonde T_{milieu}) et ce quelle que soit la position des sondes (voir Figure 30). Ainsi après 10 jours d'acquisition, les températures relevées avoisinaient 20°C pour les perches A (coté extérieur) et B (milieu andain) et ne dépassaient pas 20°C pour la perche C (coté mur). Les résultats de la perche C ne montrent quasi aucune évolution de la température. Nous pouvons alors supposer que l'hygiénisation, atteinte lorsque la température dépasse 55°C pendant au moins 3 jours consécutifs (et plus selon différents auteurs), n'a très certainement pas eu lieu. Ces résultats peuvent avoir deux origines :

- des conditions opératoires non optimales pour l'activité microbienne ;
- des pertes thermiques trop importantes.

La Figure 30 montre que les températures initiales mesurées par les perches A, B et C étaient toutes inférieures ou égales à 10°C. La température extérieure avoisinait 0°C au début de l'étape de

fermentation. Or comme nous l'avons vu dans le chapitre 1 (cf §2.3 les micro-organismes), les micro-organismes mésophiles se développent lorsque la température est comprise entre 10°C et 45°C avec une croissance optimale entre 20°C et 40°C. Ainsi, il semble évident que les conditions de températures extérieures étaient défavorables au développement microbien. Ce problème a été mis en exergue dans les travaux de K. Wang et al. (2013) où l'impact des températures extérieures froides sur la mise en place de la phase thermophile a été étudiée. Leurs travaux ont notamment montré l'importance de la température initiale du substrat sur l'élévation des températures. En effet, selon leur étude, une température initiale du substrat à 35°C permet d'obtenir une phase thermophile suffisante même si la température extérieure est de l'ordre de -20°C.

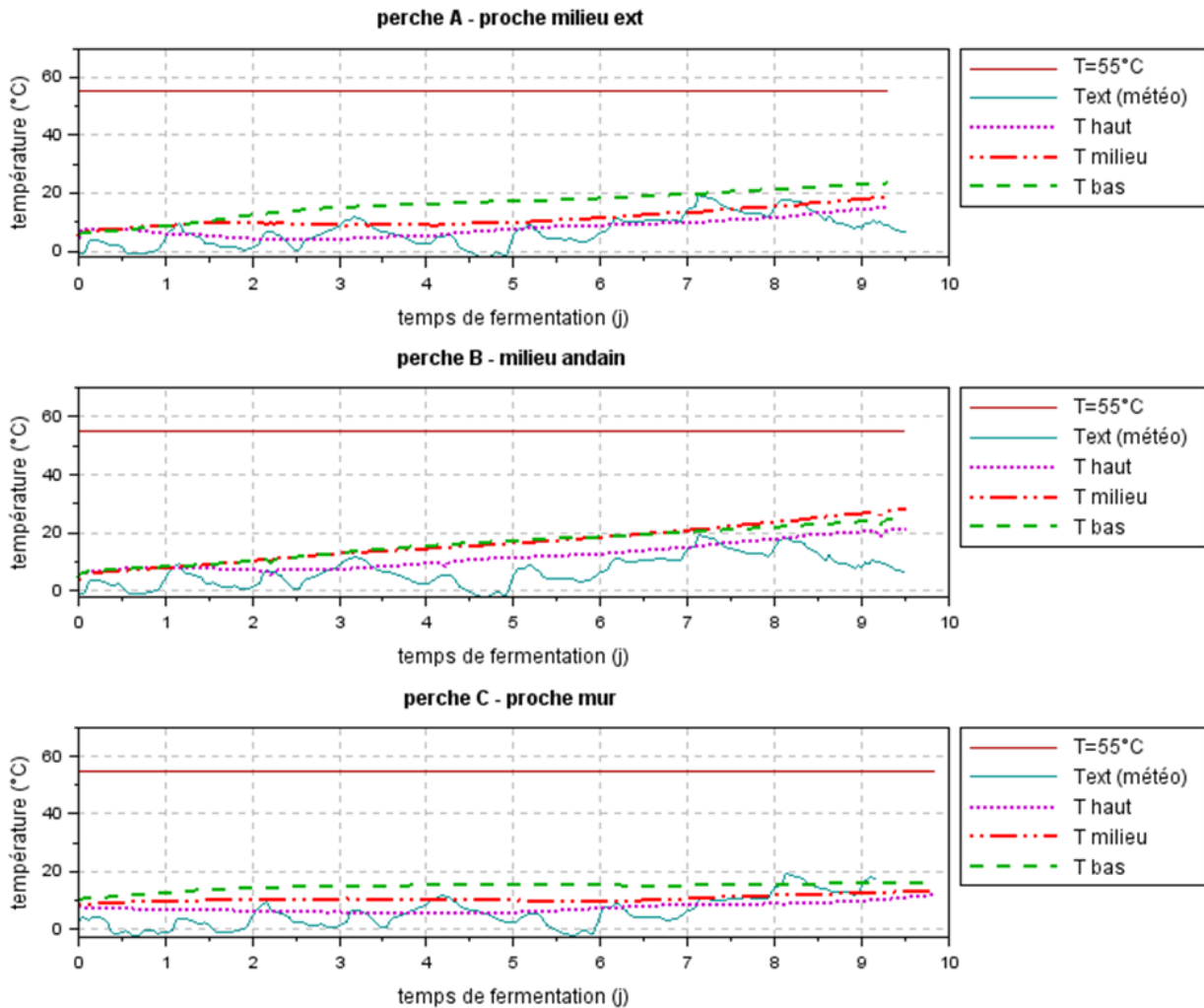


Figure 30 : profils des températures mesurées lors de la phase de fermentation de l'andain 1

Concernant l'évolution des températures en fonction de leur position dans l'andain (profondeur des sondes de température), nous pouvons globalement observer que plus la sonde est profonde plus la température est élevée (Figure 30). Ainsi les températures relevées par les sondes T_{bas} sont généralement plus élevées que celles des sondes 2, qui sont elles-mêmes plus élevées que celles des sondes T_{haut} . Une différence de température allant jusqu'à 11°C entre la sonde T_{bas} et la sonde T_{haut} a ainsi été observée pour la perche A. Cette différence peut s'expliquer par des plus faibles pertes thermiques au cœur de l'andain, en particulier, comme c'est le cas ici, en période hivernale (février 2018). En effet, l'aération des andains est effectuée par aspiration, ainsi l'air froid extérieur refroidi en premier les zones de l'andain qui sont proches du milieu extérieur, cet air est ensuite graduellement

réchauffé lors de la traversée de l'andain par la chaleur libérée par la biodégradation de la MO (même si celle-ci est faible dans le cas de cet andain).

D'autre part, la Figure 30 montre que les variations journalières de la température extérieure n'a pas de conséquences sur le profil des températures au sein de l'andain.

3.2.2 Andain 2

La perche C a été installée le 20/02/18 (2^{ème} jour après le début de la formation), les deux autres perches ont quant-à-elles été installées le 21/02/18 (3^{ème} jour).

Contrairement à l'andain 1 (andain du 06/02/18), les températures au sein de cet andain ont atteint plus rapidement des températures élevées (supérieures à 55°C). Nous pouvons en effet remarquer sur la Figure 31 que les sondes T_{bas} et T_{milieu} de la perche B ont dépassé la température d'hygiénisation (55°C) en seulement 3 jours. Les sondes T_{bas} et T_{milieu} de la perche A, ont quant-à-elles dépassé cette température après 6 jours de fermentation. De plus, les températures mesurées sont restées supérieures à 55°C pendant à peu près 9 jours pour les sondes T_{bas} et T_{milieu} de la perche A et pendant plus de 16 jours pour les sondes T_{bas} et T_{milieu} de la perche B. Par conséquent, ces éléments sont indicateurs de bonnes conditions de fermentation ; ils permettent par ailleurs de supposer que le compost a en partie été hygiénisé. Les zones qui peuvent ne pas être hygiénisées concernent les zones de l'andain proches du milieu extérieur et celles proches du mur. En effet, comme pour l'andain 1, les températures mesurées par les sondes T_{haut} (proches du milieu extérieur) sont toujours plus faibles que celles mesurées par les sondes T_{bas} et T_{milieu} (plus profondes dans l'andain). De même, les températures relevées par les sondes de la perche C (positionnée coté mur) sont bien plus faibles que celles des perches A et B. Ces températures augmentent peu en début de compostage (jusqu'à 34°C pour la sonde T_{bas}) et n'atteignent à aucun moment la température minimale d'hygiénisation (55°C). Cette faible évolution de la température lors des trois premiers jours de fermentation est suivie d'une diminution de la température de l'andain (où la température est plus faible qu'initialement). Ces résultats nous amènent à envisager deux possibilités :

- une forte aération : qui entraîne des pertes thermiques trop importantes en comparaison de la chaleur libérée par la biodégradation de la MO ;
- une aération trop faible : initialement l'oxygène présent dans les espaces lacunaires du compost est suffisant pour que la fermentation commence. Ensuite, après trois jours de fermentation la quantité d'oxygène vient à manquer et ne permet plus de maintenir l'activité microbienne.

Enfin, comme pour l'andain 1 (du 06/02/18), les profils de température ne présentent pas de variations qui suivraient l'évolution de la température extérieure.

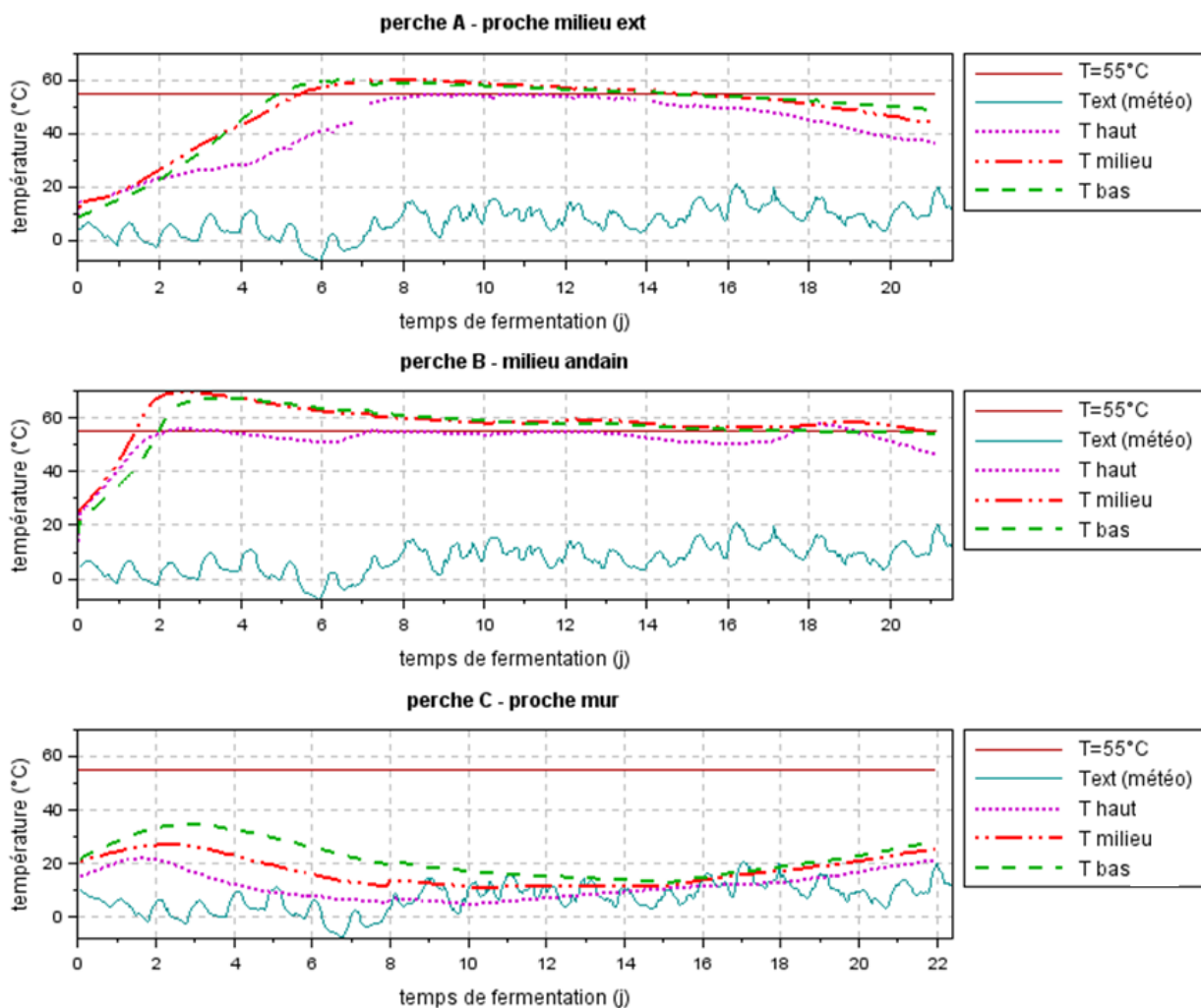


Figure 31 : profils des températures mesurées lors de la phase fermentation de l'andain 2

3.2.3 Andain 3

L'andain 3 est resté 9 jours en fermentation (andain complet). La première perche (C) a été installée le 16/03/18 (au 1^{er} jour lors de la formation) tandis que les deux autres perches ont été installées trois jours plus tard (le 19/03/18) en raison de la fermeture de la STEU pendant le weekend. Par ailleurs, la STEU ayant reçu de nouvelles écorces (d'un autre fournisseur) lors de la formation de l'andain, environ la moitié de l'andain (proche du mur) a été préparée avec les anciennes écorces (représentées sur la Figure 32), tandis que l'autre moitié (proche du milieu extérieur) a été préparée avec les écorces du nouveau fournisseur (représentées sur la Figure 33). Ainsi, un changement de qualité d'écorce a eu lieu lors de la préparation de l'andain.



Figure 32 : écorces initiales



Figure 33 : nouvelles écorces

Comme pour l'andain 1, les résultats montrent peu d'évolution de la température et pas d'influence directe de la température extérieure (Figure 34) sur la phase de fermentation. Les sondes les plus profondes (sonde T_{bas}) ont globalement relevé des températures plus élevées que les autres sondes (T_{milieu} et T_{haut}). Comme pour les autres andains, ce phénomène s'explique par les pertes thermiques engendrées par le système d'aération. En effet, l'air qui traverse refroidit en premier lieu les zones les plus proches de l'extérieur, puis se réchauffe au fur et à mesure de sa circulation à travers l'andain.

Nous pouvons également observer que la perche C de l'andain 3 présente des évolutions de température similaires à ce qui a été observé pour la perche C de l'andain 2 (Figure 34). Nous pouvons alors penser que les conditions de compostage (aération, humidité, ...) étaient correctes en début de fermentation mais se sont dégradées après trois jours de fermentation. Ainsi, la diminution de la température après 3 jours de fermentation a pu être provoquée par un trop faible apport en oxygène aux micro-organismes ou de trop fortes pertes thermiques. Une diminution de l'apport en oxygène peut résulter d'une mauvaise circulation de l'air à travers cette partie de l'andain (débit d'aération faible). A contrario, des pertes thermiques trop élevées peuvent être provoquées par une aération trop importante.

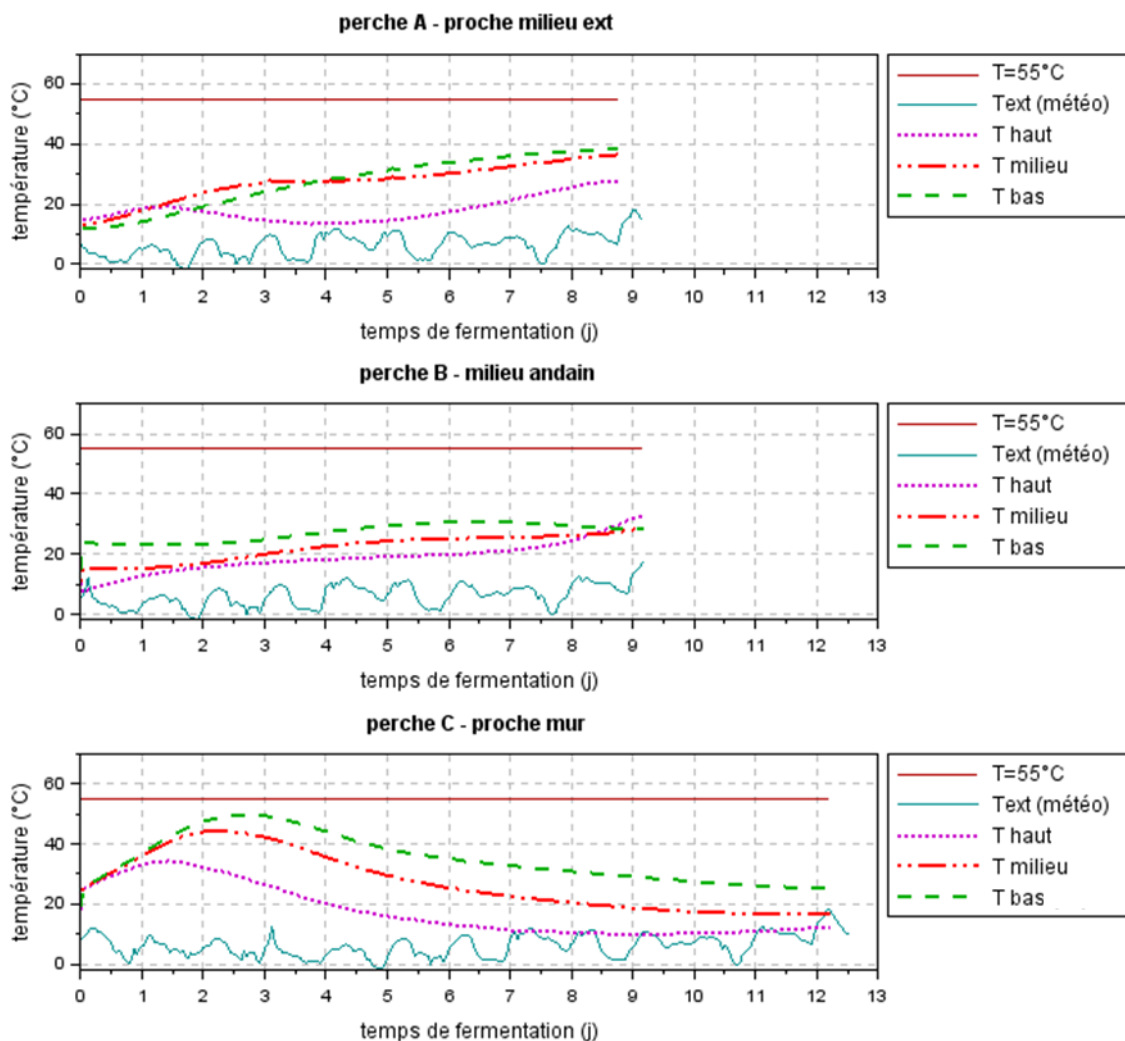


Figure 34 : profils des températures mesurées lors de la phase de fermentation de l'andain 3

3.2.4 Andain 4

Les perches C, B et A de l'andain 4 ont été respectivement installée le 2^{ème} jour (04/07/18), le 3^{ème} (05/07/18) jour et le 4^{ème} jour (06/07/18) après le début de sa formation sur l'espace de fermentation. Cet andain a été soumis à des conditions météorologiques estivales. L'andain complet est resté 25 jours en espace de fermentation.

Les températures mesurées par les sondes de l'andain 4 sont présentées sur la Figure 35.

Pour les trois perches nous pouvons observer que les températures ont globalement augmenté les premiers jours de la phase de fermentation. La perche B a indiqué ensuite une diminution progressive de la température jusqu'à la fin de la phase de fermentation. Pour les perches A et C, une diminution de la température a ensuite également été observée avec néanmoins une faible augmentation de la température au cours de la phase de fermentation. En effet, la perche A indique une courte élévation de la température du 12^{ème} au 14^{ème} jour de la phase de fermentation tandis que la perche C indique une élévation de température autour du 11^{ème} jour de la phase de fermentation. Ces résultats nous laissent penser que la diminution de la température observée rapidement après le début de la fermentation est probablement provoquée par des conditions de fermentation non optimales. En effet, si cette diminution avait été provoquée par un manque de composés facilement biodégradables, elle n'aurait pas été suivie par une autre augmentation de la température.

D'autre part, nous pouvons voir sur la Figure 35 que les températures n'ont pas dépassé 55°C (température d'hygiénisation) pendant la phase de fermentation. Seule la sonde T_{bas} de la perche A a atteint et dépassé 55°C pendant plus de 2 jours. L'hygiénisation n'a par conséquent pas été obtenue. A partir de ces résultats, nous pouvons nous demander si les conditions de fermentation n'ont pas gêné l'évolution de la température en agissant sur les populations microbiennes. Néanmoins, ces résultats peuvent également s'expliquer par une biodégradabilité trop faible du mélange due à la grande quantité d'agent structurant (peu biodégradable) qui le compose. En effet, selon Mustin (Mustin 1987), plus le mélange est biodégradable, plus l'élévation de la température est rapide et importante. En outre, il est important de rappeler que l'ajout d'agent structurant en trop grande quantité entraîne des coûts supplémentaires pour l'industriel et limite la durée de fermentation des andains en augmentant la quantité de matière à composter (capacité limitée de l'espace de fermentation). Kulikowska et Klimiuk (Kulikowska et Klimiuk 2011) ont également observé une faible évolution de la température en fonction des co-produits ajoutés aux boues d'épuration. Pour expliquer ces résultats, Kulikowska et Klimiuk évoquent une inhibition possible des fortes concentrations en ammoniac sur la dégradation de la cellulose et de l'hémicellulose.

Concernant les relevés de température en fonction de la profondeur des sondes, nous pouvons constater que les températures sont plus élevées vers le bas de l'andain. Ce comportement a également été observé lors des précédents andains suivis. Ces résultats peuvent probablement être expliqués par des pertes thermiques plus faibles dans la partie basse de l'andain compte tenu du système d'aération par aspiration.

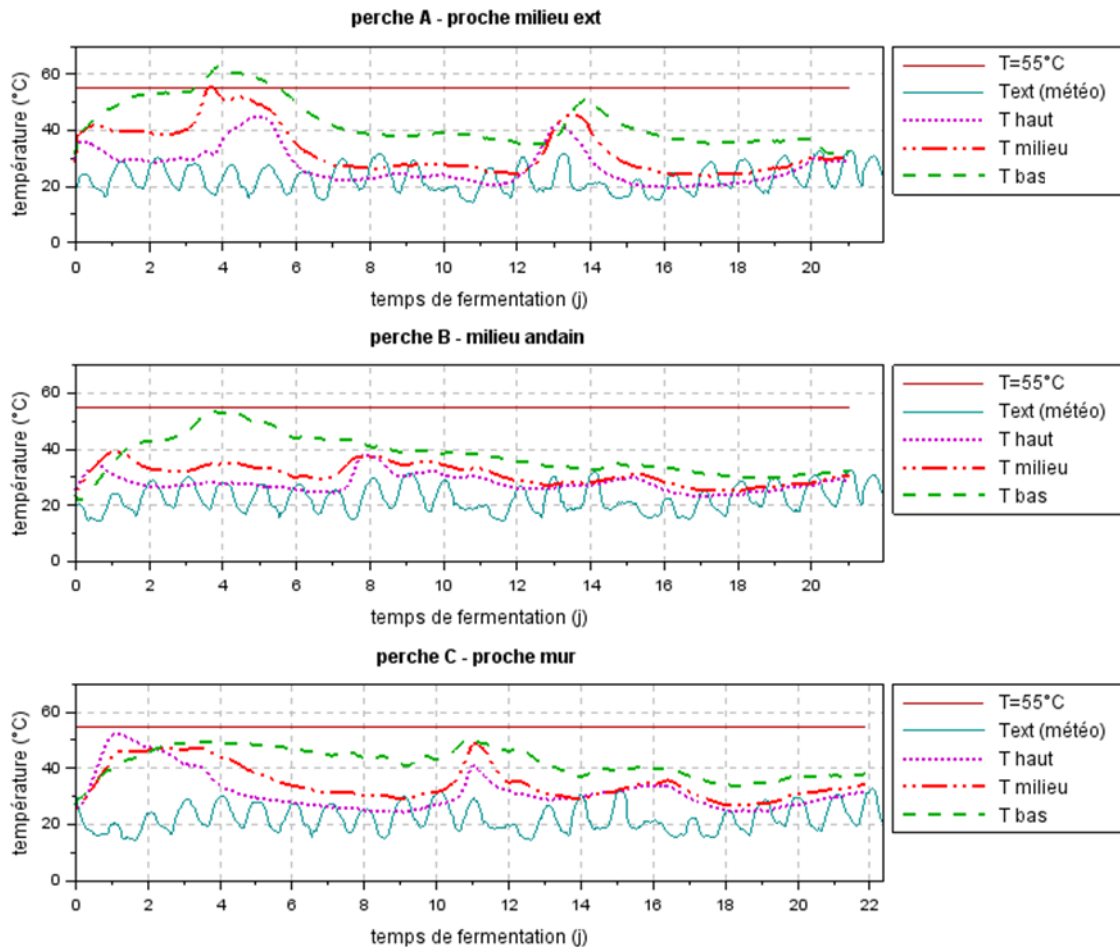


Figure 35 : profils des températures mesurées lors de la phase de fermentation de l'andain 4

4 Humidité du substrat

4.1 Méthode

En plus des relevés de température réalisés à l'aide des sondes, il nous a semblé pertinent de vérifier l'humidité du substrat. Néanmoins, la dimension et la géométrie des andains rendent le prélèvement difficile. En effet, un prélèvement en profondeur est impossible puisque l'andain s'écroule sous son poids et l'échantillon prélevé ne serait pas représentatif de la zone de l'andain recherchée (mélange du substrat). De plus, des prélèvements réguliers sur la longueur de l'andain qui, comme nous venons de l'expliquer, ne peuvent être réalisés qu'en surface (et donc uniquement représentatifs de zones proches du milieu extérieur), nécessitent d'escalader l'andain avec des risques certains pour l'intégrité de sa structure et des risques pour l'opérateur. Pour l'ensemble de ces raisons, nous avons limité les mesures d'humidité uniquement à l'humidité initiale des quatre andains suivis. Néanmoins, afin d'observer une influence éventuelle des conditions météorologiques sur l'humidité du mélange composté, l'humidité (en surface) de l'andain 4 a été déterminée au cours de la phase de fermentation. Compte tenu des difficultés de prélèvement, ces prélèvements n'ont été effectués que pour cet andain.

Pour la détermination de l'humidité initiale de chaque andain, le prélèvement a été effectué lors de sa formation. Pour le suivi de l'andain 4, les prélèvements ont été réalisés, au cours de la formation de l'andain, entre 10 cm et 20 cm de profondeur à proximité des perches A, B et C déjà installées.

La détermination du taux d'humidité a été effectuée trois fois pour chaque prélèvement. La méthode consiste à peser une masse connue de produit humide (masse produit humide + masse coupelle = m_H) dans une coupelle préalablement pesée (masse coupelle = m_C). Après séchage dans une étuve à 105°C jusqu'à l'obtention d'une masse constante (pendant plus de 24h), la coupelle contenant le produit sec est de nouveau pesée (masse produit sec + masse coupelle = m_S).

La teneur en eau (H) est donnée par l'équation (12) :

$$H = \frac{(m_H - m_S)}{(m_H - m_C)} \times 100 \quad (12)$$

Les incertitudes relatives (ΔH , équation (13)) concernant le taux d'humidité ont été calculée selon la méthode des dérivés partielles.

$$\Delta H = \frac{200 \cdot \Delta m}{m_H - m_C} \quad (13)$$

L'incertitude absolue de la balance (Δm) était de 0,01 g.

4.2 Résultats

La teneur en eau initiale des andains suivis est présentée dans le Tableau 23. D'après ces résultats, nous pouvons affirmer que les teneurs en eau initiales en début de fermentation (H compris entre 62% à 67%) étaient conformes au taux d'humidité recommandé pour l'activité microbienne (entre 50% et 70% (Richard et al. 2002)) et aux données issues de la littérature relatives aux co-compostage de boues (Tableau 24).

	andain 1	andain 2	andain 3	andain 4
H, humidité initiale (%)	pas de mesure	62,0 ± 0,3	67,6 ± 0,2	62,4 ± 0,3

Tableau 23 : teneur en eau initiale des andains suivis

humidité initiale	humidité finale	référence
entre 60 et 70%	40 %	(Hassouneh et al. 1999)
65%	42,5 %	(Zhou et al. 2014)
entre 60% et 70%	pas de mesure	(Luo et al. 2008)
entre 58 et 68%	50 %	(Ouyang et al. 2014)

Tableau 24 : exemple de teneurs en eau initiales et finales lors du co-compostage de boues d'épuration

La Figure 36 présente l'évolution de l'humidité des zones à proximité des perches A, B et C et peu profondes (entre 10 et 20 cm de profondeur). Nous remarquons sur cette figure que les humidités des trois zones de prélèvement restent proches jusqu'au 13 juillet 2018 (11 jours après de le début de formation). A partir du 16 juillet 2018 (14^{ème} jour après le début de formation), des différences plus importantes apparaissent, les zones de l'andain proches du milieu extérieur sont plus humides que les zones proches du mur (vers l'intérieur du bâtiment). Concernant l'évolution de l'humidité au cours de la fermentation, nous remarquons une diminution de ce paramètre au cours de la fermentation. Or un assèchement de l'andain est généralement observé au cours du compostage (Tableau 24). En effet, l'aération et l'élévation des températures pendant l'étape de fermentation favorisent l'évaporation de l'eau qui devient alors plus importante que la production biologique d'eau. L'évolution de l'humidité de l'andain est donc cohérente avec les résultats issus de la littérature.

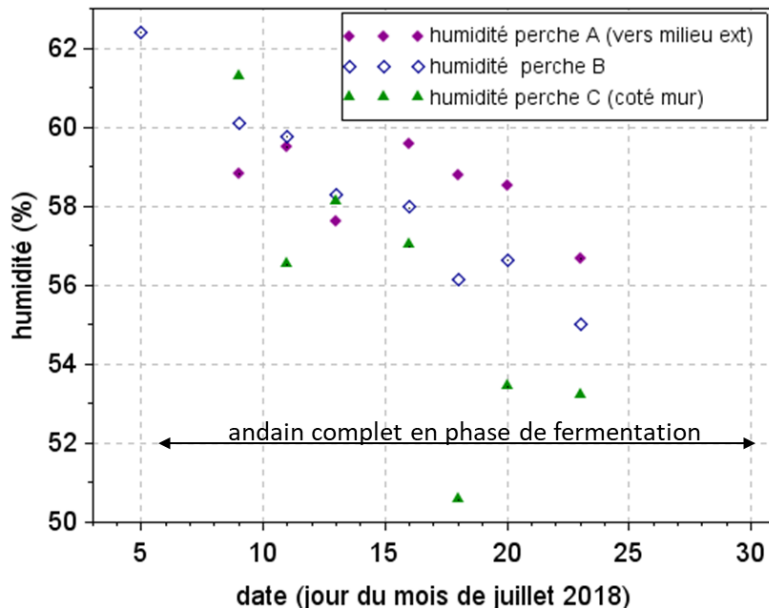


Figure 36 : suivi de l'humidité de l'andain 4 au cours de l'étape de fermentation (prélèvement entre 10 cm et 20 cm de profondeur)

5 Conditions météorologiques

5.1 Méthode

Le hangar où est réalisée la fermentation des andains est semi-ouvert, ce qui implique que les conditions opératoires lors de la fermentation peuvent être impactées par les conditions météorologiques. Par exemple, de fortes pluies accompagnées d'un vent d'Ouest pourront humidifier les andains (Figure 37). De même, les températures extérieures (hiver/été) pourront accentuer ou limiter les pertes thermiques ainsi que l'assèchement du compost. L'humidité relative de l'air a également un impact sur l'assèchement de l'andain.



Figure 37 : orientation cardinale du hangar de compostage de la STEU d'Aureilhan (« Google Maps » s. d.)

Pour ces raisons, il nous a semblé intéressant de comparer les conditions météorologiques entre les quatre andains suivis pour ensuite évaluer un impact potentiel sur le déroulement de la phase de

fermentation. Pour cela, nous avons relevé les conditions météorologiques de chaque andain suivi à partir des données de simulation issues des archives météo du site www.meteoblue.com (« Archive météo Aureilhan », s. d.). Les données de simulation des archives météo présentent les températures moyennes journalières, l'humidité relative moyenne journalière, le sens et la direction du vent, et la quantité de précipitation par jour. Pour chaque andain suivi, ces données ont été relevées sur la durée totale de fermentation (*DFT*).

Le Tableau 25 répertorie les dates de début et de fin de fermentation correspondant à la durée totale (*DFT*) de fermentation de chaque andain suivi.

andain	date de début de fermentation	date de fin de fermentation	<i>DFC</i> (jours)	<i>DFT</i> (jours)
andain 1	06/02/18	20/02/18	12	16
andain 2	19/02/19	14/03/18	23	29
andain 3	16/03/18	28/03/18	8	14
andain 4	03/07/18	31/07/18	25	29

Tableau 25 : dates de début et fin de fermentation pour chaque andain suivi

5.2 Résultats

Les données météorologiques relatives aux quatre andains suivis sont indiquées en Annexe B :

- andain 1 : Tableau 75 ;
- andain 2 : Tableau 76 ;
- andain 3 : Tableau 77 ;
- andain 4 : Tableau 78.

5.2.1 Influence de la température extérieure

La Figure 38 montre que l'andain 4, réalisé durant la période estivale, a subi des températures journalières moyennes nettement plus élevées (de plus de 10°C) que les trois autres andains suivis. Or, des quatre andains suivis, c'est l'andain 2 qui montre une élévation de température le plus en adéquation avec une phase de fermentation « classique » (Figure 31). En effet, celui-ci a atteint et dépassé 55°C (température d'hygiénisation) pendant plusieurs jours. L'andain 4 a pour sa part atteint et dépassé 55°C pendant 2 jours seulement pour la sonde T_{bas} de la perche A (coté extérieur). Néanmoins, l'andain 4 a atteint des températures plus élevées que les andains 1 et 3 soumis à des températures extérieures bien plus faibles (Figure 38). Nous remarquons par ailleurs sur la Figure 38, que l'andain 1 a été soumis aux températures extérieures les plus faibles en début de fermentation (entre 0°C et 3°C). L'andain 1 est également celui dont l'élévation de température lors de la phase de fermentation est la plus faible (Figure 30). En effet, les températures indiquées par les sondes de température n'ont pas dépassé 30°C pendant toute la phase de fermentation. Ainsi, d'après ces résultats, nous pouvons penser qu'une température extérieure faible peut perturber l'élévation de température lors de la phase de fermentation tandis qu'une température extérieure plus élevée peut faciliter l'augmentation de température de l'andain. Cependant, l'impact de la température ne permet pas d'expliquer en totalité les profils de température obtenus puisque l'andain 2 a obtenu les températures les plus élevées avec des températures extérieures hivernales.

Les mesures de température présentées dans le paragraphe 3.2 ont montré des valeurs initiales différentes des températures extérieures. Néanmoins, comme l'ont remarqué Ponsá et al. (2009) dans leurs travaux, le temps nécessaire à la formation des andains (qui peut aller de quelques jours à une semaine) permet un départ de l'activité microbienne avant l'installation des sondes. Ainsi, afin de nous

rendre compte de l'impact des températures extérieures sur la fermentation des andains, nous avons également choisi de comparer la température extérieure moyenne du jour où ont été formées les zones « B » et « C » de chaque andain suivis. Ces données sont indiquées dans le Tableau 26. Des quatre andains suivis, l'andain 1 a été soumis aux températures les plus faibles (proche de 0°C) lors de sa formation. Or compte tenu des propriétés des micro-organismes mésophiles (voir chapitre 1, 2.3), il est certain que les conditions de température n'étaient pas adéquates pour assurer un départ optimal de l'activité microbienne. En effet, les micro-organismes impliqués en compostage sont mésophiles ou thermophiles, ce qui implique une croissance nulle lorsque la température est inférieure à 5°C. Pour rappel, les micro-organismes mésophiles se développent lorsque la température est comprise entre 20 et 45°C, alors que les micro-organismes thermophiles croissent lorsque la température dépasse 45°C.

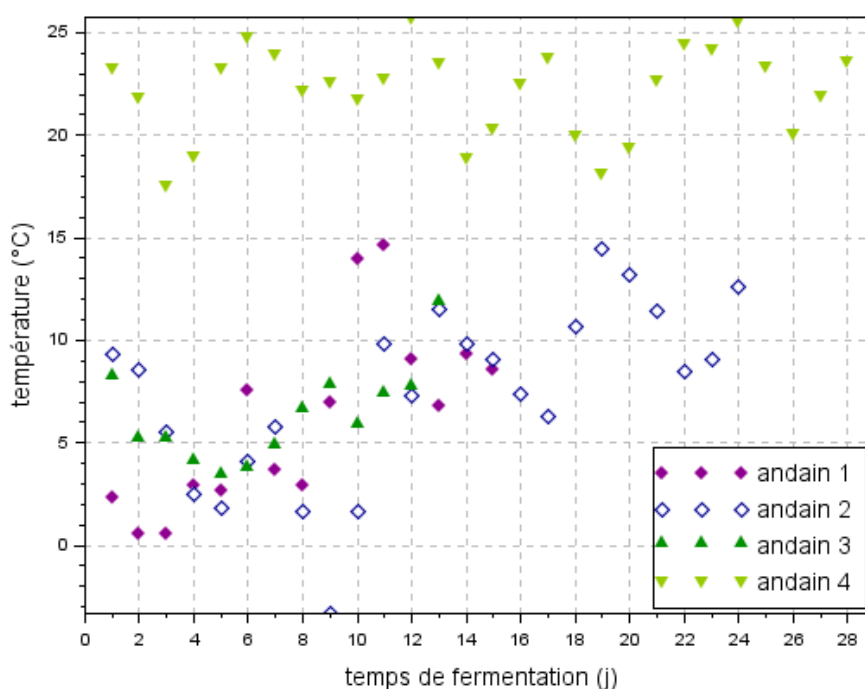


Figure 38 : températures journalières moyennes en fonction du temps de fermentation pour les quatre andains suivis

	date d'installation de la perche B	température moyenne du jour de l'installation de la perche B (°C)	date d'installation de la perche C	température moyenne du jour de l'installation de la perche C (°C)
andain 1	08/02/2018	0,5	07/02/2018	0,5
andain 2	21/02/2018	5,5	20/02/2018	8,6
andain 3	19/03/2018	4,1	16/03/2018	8,2
andain 4	05/07/2018	17,3	04/07/2018	21,2

Tableau 26 : moyennes journalières des températures extérieures lors de la formation des andains suivis

5.2.2 Influence de l'humidité relative extérieure

L'humidité relative journalière moyenne relevée pour les quatre andains suivis pendant leur fermentation est rapportée sur la Figure 39.

Les quatre andains ont été soumis à d'importantes variations d'humidité relative extérieure mais l'andain 2 est celui pour lequel les variations ont été les plus importantes (entre 44,5 % et 94,1 %, voir

le Tableau 76). De manière globale, les humidités relatives extérieures des quatre andains suivis semblent comprises entre 60% et 90%. En raison des fortes fluctuations d'humidité relative et des profils semblables d'un andain à l'autre, l'interprétation de l'influence de l'humidité relative sur l'évolution de la température des andains lors de la fermentation est difficile.

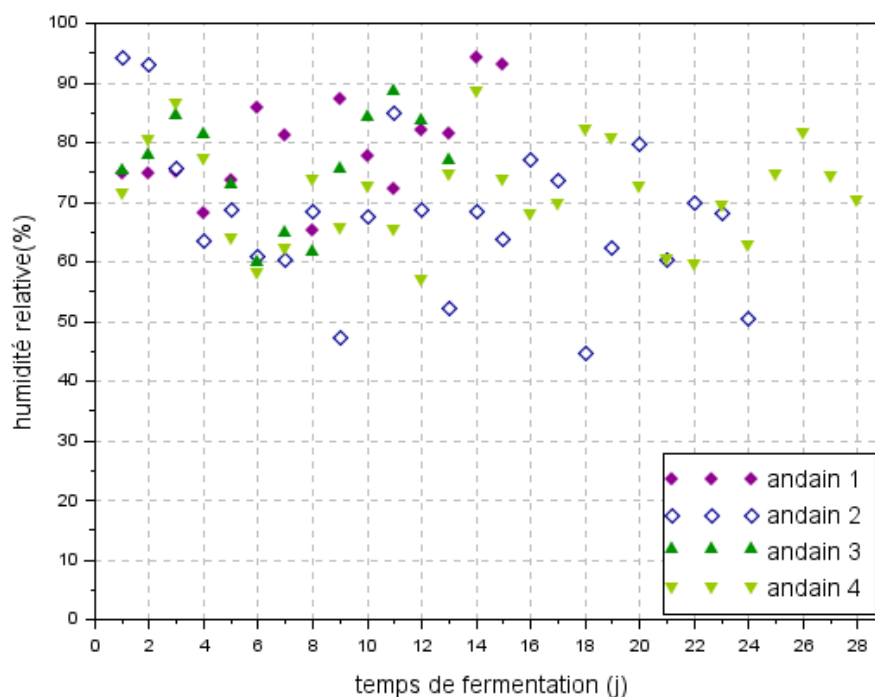


Figure 39 : humidités relatives journalières en fonction du temps de fermentation pour les quatre andains suivis

5.2.3 Influence de la pluie et du vent

La direction et la vitesse du vent ainsi que les précipitations lors du suivi des quatre andains sont présentées dans le Tableau 75, le Tableau 76, le Tableau 77 et le Tableau 78 (Annexe B). Pour les quatre andains, les valeurs indiquant la direction du vent sont généralement comprises entre 250° et 360°. Nous pouvons ainsi affirmer que les vents proviennent essentiellement de l'ouest et du nord-ouest. Il en résulte que, vue l'implantation du bâtiment représentée sur le Figure 37, les andains se retrouvent en partie arrosés en période de pluie. L'humidité des andains peut donc être affectée lors de jours pluvieux et venteux.

L'andain 2 a été soumis à de fortes pluies (plus de 30mm de pluie les deux premiers jours) en début de fermentation qui ont été suivies d'un temps sec pendant près d'une semaine. Les andains 1 et 3 ont été soumis à des pluies dont la fréquence était plus élevée (2 jours consécutifs sans pluie pour l'andain 3 et seulement 1 jour sec entre deux jours de pluie pour l'andain 1). Or, nous avons vu précédemment que les andains 1 et 3 n'ont pas eu une élévation de température importante alors que l'andain 2 a eu des températures bien plus élevées. Ces résultats nous laissent penser que les précipitations ont pu avoir un effet néfaste sur l'élévation des températures lors de la fermentation. Le Tableau 23 présente l'humidité initiale des andains suivis. Nous avons vu par ailleurs dans le chapitre 1 que l'humidité du substrat devait être comprise entre 50 et 70%. Or l'humidité initiale de l'andain 3 est de 67,6%. Compte tenu des précipitations continues auxquelles a été soumis cet andain, nous pouvons penser que sa teneur en eau a dépassé la valeur maximale recommandée lors de l'étape de fermentation. Pour rappel, dans le cas d'une humidité trop importante, les espaces lacunaires du milieu composté

diminuent : il en résulte alors une réduction de l'apport en oxygène. Ainsi, l'étape de fermentation de l'andain 3 a pu être perturbée par les précipitations importantes ajoutées au fait que cet andain possédait une humidité initiale proche de la valeur maximale recommandée.

Concernant l'andain 4, les précipitations les plus importantes lors du suivi de la phase de fermentation ont eu lieu le 16 juillet (14^{ème} jours après le début de la formation) avec 8 mm de pluie cumulée. Or, le suivi de l'humidité de l'andain 4 (Figure 36) nous a montré qu'à partir du 16 juillet, plus l'échantillon prélevé était proche du milieu extérieur, plus l'humidité était élevée. Le hangar est semi-ouvert du côté Ouest tandis que le vent du 16 juillet 2018 provenait de l'ouest avec une vitesse de 17 km/h ; il en résulte que d'après ces résultats, la pluie a pu impacter l'humidité de l'andain sur les zones de l'andain proche du milieu extérieur. Néanmoins, les prélèvements n'étant fait qu'entre 10 et 20 cm de profondeur, nous ne pouvons pas conclure quant au rôle de ces précipitations sur l'humidité de l'andain en profondeur. D'autre part, le 16 juillet (jour de pluies importantes) correspond respectivement au 12^{ème}, 11^{ème} et 10^{ème} jour de fermentation des perches C, B et A. Or sur la Figure 35, nous pouvons observer que la pluie ne semble pas avoir d'impact sur le profil des températures mesurées lors de la fermentation de l'andain 4.

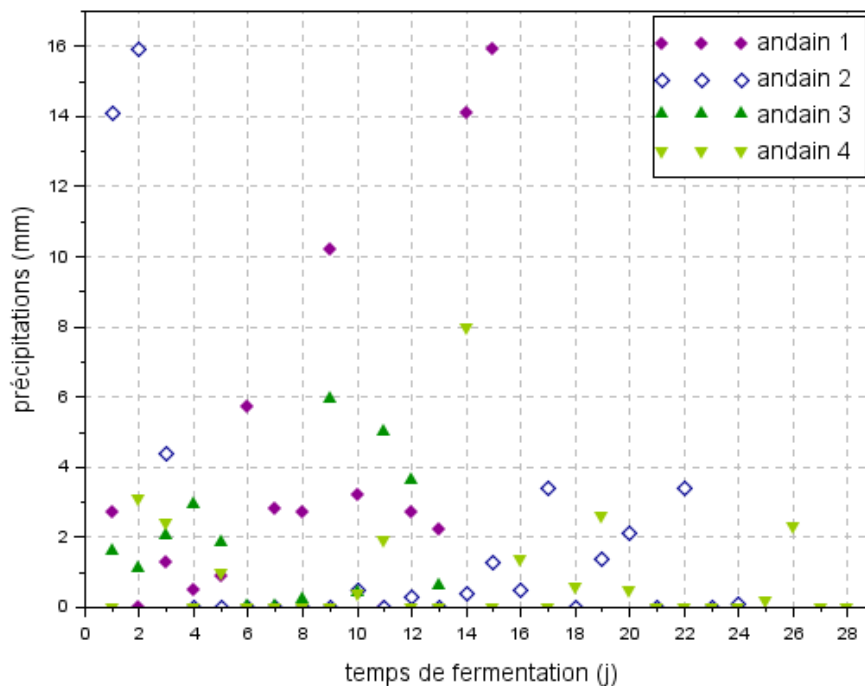


Figure 40 : précipitations lors de la fermentation des quatre andains

6 Ratio boues/agent structurant

6.1 Méthode

Les STEU réalisant du co-compostage de boues mélangent généralement 1 volume de boues pour 3 volumes d'agent structurant. Ce ratio est aussi utilisé dans les STEU d'Uzein et d'Oloron où le mélange des boues avec l'agent structurant est effectué au godet.

Le mélangeur de la STEU d'Aureilhan a été dimensionné pour obtenir ce même ratio (équation (14)), qui n'a néanmoins pas été vérifié. Ainsi, pour s'assurer que les réglages du mélangeur sont conformes, il est nécessaire d'évaluer le volume de boues ainsi que le volume d'agent structurant utilisés chaque jour lors de la formation des andains. Pour limiter les incertitudes (liées à la méthode d'évaluation du ratio boues/agent structurant), nous avons calculé le ratio boues/agent structurant en déterminant le volume de boues et le volume d'agent structurant sur une période d'environ 2 mois.

$$Ratio_{B/AG} = \frac{V_B^{Mélangeur}}{V_{agent\ structurant}} \quad (14)$$

où $Ratio_{B/AG}$ est le ratio boues/agent structurant, $V_{agent\ structurant}$ le volume d'agent structurant (en m^3) et $V_B^{Mélangeur}$ le volume de boues envoyées au mélangeur (en m^3).

6.1.1 Volume d'agent structurant

Le volume d'agent structurant est calculé à l'aide du nombre de godets chargés dans le mélangeur (équation (15)). Le nombre de godets chargés chaque jour dans le mélangeur est indiqué par les opérateurs sur la feuille de suivi des andains (Annexe A). La STEU d'Aureilhan réutilise l'agent structurant non consommé après le criblage du compost. La feuille de suivi renseignée par les opérateurs indique donc également le nombre de godets de refus de criblage utilisés pour la formation du mélange à composter.

$$V_{agent\ structurant} = n_{godets} \times V_{godet} \quad (15)$$

où n_{godets} est le nombre de godet et V_{godet} le volume du godet (en m^3).

Le godet à une capacité de $2,3\ m^3$ et nous supposons qu'il est utilisé à sa capacité nominale. Cependant, afin de prendre en compte les incertitudes liées au remplissage des godets, nous supposons qu'il peut être rempli à plus ou moins un quart du volume nominal. Le volume d'agent structurant (équation (15)) sera alors déterminé à partir de trois volumes de godet comme indiqué dans le Tableau 27.

$V_{godet}^{nominal}$	volume nominal du godet	m^3
V_{godet}^{min}	$V_{godet}^{min} = V_{godet}^{nominal} \times \frac{3}{4}$	m^3
V_{godet}^{max}	$V_{godet}^{max} = V_{godet}^{nominal} \times \frac{5}{4}$	m^3

Tableau 27 : prise en compte des incertitudes du volume de remplissage du godet

6.1.2 Volume de boues

Le volume de boues alimentant chaque jour le mélangeur n'est pas mesuré. Cependant, nous connaissons le volume journalier de boues alimentant les centrifugeuses. Par conséquent, en déterminant le rendement des centrifugeuses et en supposant que celui-ci est constant au cours du temps nous pouvons estimer le volume de boues alimentant le mélangeur.

6.1.2.1 Configuration des centrifugeuses

Trois centrifugeuses en parallèles permettent la déshydratation des boues provenant du poste de recirculation des boues (Figure 41). Celui-ci est divisé en deux parties pour récupérer séparément les boues provenant des deux filières de traitement des eaux de la STEU d'Aureilhan. Ainsi, la

centrifugeuse 1 déshydrate principalement les boues de la filière 1 tandis que la centrifugeuse 2 reçoit les boues de la filière 2 du traitement des eaux. La centrifugeuse 3, normalement utilisée pour remplacer l'une des centrifugeuses (en panne ou en maintenance), peut recevoir les boues des deux filières. Il est important de noter qu'un jeu de vannes permet à chacune des centrifugeuses de recevoir les boues des deux filières de traitement des eaux.

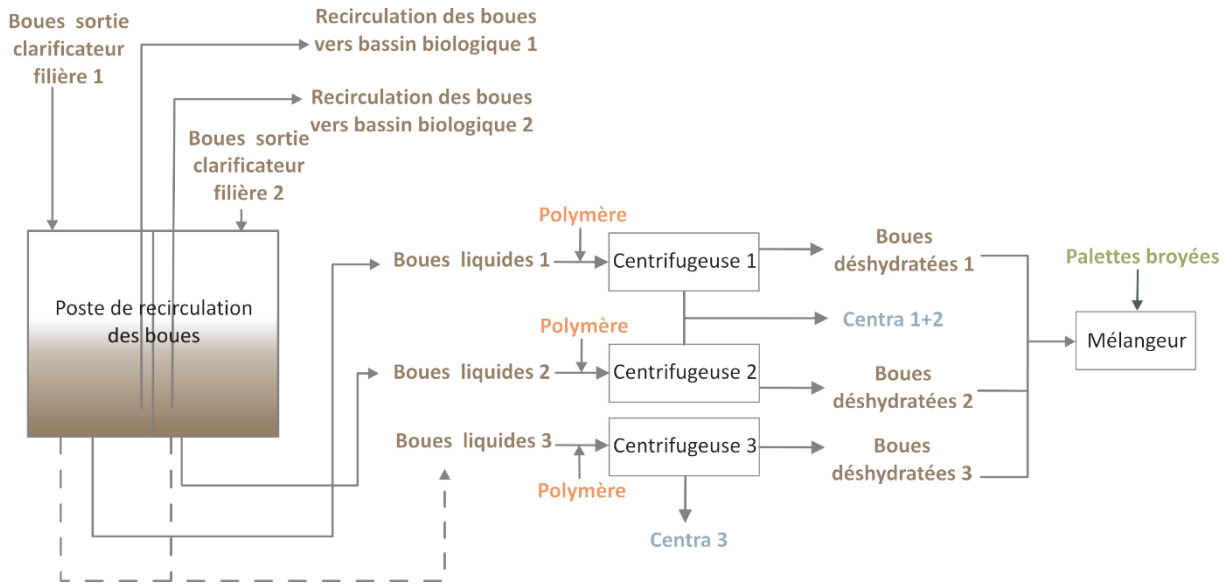


Figure 41 : diagramme des centrifugeuses

6.1.2.2 Données et mesures

Pour déterminer le rendement des centrifugeuses, des mesures de siccité ont été effectuées sur les boues d'entrée, de sortie et sur les centras. Cependant le prélèvement distinct des centras sortant des centrifugeuses 1 et 2 n'était pas possible (Figure 41). Le prélèvement a par conséquent été effectué à partir du mélange des centras 1 et 2. Pour les mesures de siccité, précisément environ 100g de chaque échantillon ont été prélevés et pesés dans une coupelle préalablement pesée (1 coupelle par échantillon). Les coupelles ont ensuite été déposées dans une étuve à 105°C jusqu'à l'obtention d'une masse constante.

Les débits journaliers de boues en entrée des centrifugeuses sont mesurés et enregistrés à l'aide d'un débitmètre électromagnétique (proMAG 10, Endress+Hauser, incertitudes de mesure 0,5%). Les débits mesurés ont été utilisés pour la détermination du rendement des centrifugeuses.

Le débit de polymère ajouté aux boues à l'entrée des centrifugeuses 1 et 2 a été déterminé par mesure du temps de remplissage d'un béccher de 5L. Le polymère est injecté aux boues uniquement lorsque les centrifugeuses fonctionnent. Nous avons alors multiplié le débit de polymère par le temps de fonctionnement de la centrifugeuse pour ainsi obtenir le débit en m^3 par jour.

Les masses volumiques des liquides (entrées boues et centras) ont été mesurées par pesée d'un volume de liquide connu. Pour cela une éprouvette de 500mL (incertitude de lecture de 5mL) a été utilisée.

La masse volumique des boues a été déterminée par la même procédure à la différence près que l'éprouvette a été remplacée par un béccher de 1L (incertitude de lecture de 50mL). En effet, l'aspect pâteux des boues en sortie de centrifugeuse ne rendait pas possible l'utilisation d'une éprouvette pour la détermination de la masse volumique.

6.1.2.3 Bilans

Les notations utilisées pour l'établissement des bilans de matière sur les trois centrifugeuses sont indiquées dans le Tableau 28.

Notations		Unités
Q	Débit volumique	$(m^3 \cdot j^{-1})$
ρ	Masse volumique	$(kg \cdot m^{-3})$
x	Titre massique (siccité)	(%)
R	Rendement	(%)
K	Constante	(sans unité)
Indices		
ec	Entrée centrifugeuse	
sc	Sortie centrifugeuse	
1	Centrifugeuse 1	
2	Centrifugeuse 2	
3	Centrifugeuse 3	
12	Sortie mélange des centras centrifugeuses 1 et 2	
B	Boues	
C	Centra	
P	Polymère	

Tableau 28 : notations pour l'établissement des bilans sur les trois centrifugeuses

Les bilans sur les centrifugeuses 1 et 2 sont présentés selon les équations (16) et (17) :

$$\begin{aligned}
 \text{Bilan partiel} \quad & Q_{B1}^{ec} \times \rho_{B1}^{ec} \times x_{B1}^{ec} + Q_{B2}^{ec} \times \rho_{B2}^{ec} \times x_{B2}^{ec} = \\
 \text{sur les boues} \quad & = Q_{B1}^{sc} \times \rho_{B1}^{sc} \times x_{B1}^{sc} + Q_{B2}^{sc} \times \rho_{B2}^{sc} \times x_{B2}^{sc} + Q_{C12}^{sc} \times \rho_{C12}^{sc} \\
 & \times x_{C12}^{sc}
 \end{aligned} \tag{16}$$

$$\begin{aligned}
 \text{Bilan global} \quad & Q_{B1}^{ec} \times \rho_{B1}^{ec} + Q_{B2}^{ec} \times \rho_{B2}^{ec} + Q_{P1}^{ec} \times \rho_P + Q_{P2}^{ec} \times \rho_P = \\
 & = Q_{B1}^{sc} \times \rho_{B1}^{sc} + Q_{B2}^{sc} \times \rho_{B2}^{sc} + Q_{C12}^{sc} \times \rho_{C12}^{sc}
 \end{aligned} \tag{17}$$

Comme nous pouvons le constater à partir des équations (16) et (17), ce système n'est pas solvable puisque le nombre d'inconnu ($Q_{B1}^s, Q_{B2}^s, Q_{C12}^s$) est supérieur au nombre d'équations. Par conséquent, afin de pouvoir calculer les volumes de boues alimentant le mélangeur nous avons fait l'hypothèse que les centras 1 et 2 avaient le même titre massique que celui mesuré après leur mélange [hypothèse 1].

$$\text{[hypothèse 1]} \quad x_{C12}^{sc} = x_{C1}^{sc} = x_{C2}^{sc} \tag{18}$$

Cette hypothèse nous permet par la suite de séparer les bilans des centrifugeuses 1 et 2. Les bilans partiels et globaux des trois centrifugeuses sont présentés dans le Tableau 29.

Centrifugeuse 1		
Bilan partiel sur les boues	$Q_{B1}^{ec} \times \rho_{B1}^{ec} \times x_{B1}^{ec} = Q_{B1}^{sc} \times \rho_{B1}^{sc} \times x_{B1}^{sc} + Q_{C1}^{sc} \times \rho_{C1}^{sc} \times x_{C1}^{sc}$	(19)
Bilan global	$Q_{B1}^{ec} \times \rho_{B1}^{ec} + Q_{P1}^{ec} \times \rho_P = Q_{B1}^{sc} \times \rho_{B1}^{sc} + Q_{C1}^{sc} \times \rho_{C1}^{sc}$	(20)
Centrifugeuse 2		
Bilan partiel sur les boues	$Q_{B2}^{ec} \times \rho_{B2}^{ec} \times x_{B2}^{ec} = Q_{B2}^{sc} \times \rho_{B2}^{sc} \times x_{B2}^{sc} + Q_{C2}^{sc} \times \rho_{C2}^{sc} \times x_{C2}^{sc}$	(21)
Bilan global	$Q_{B2}^{ec} \times \rho_{B2}^{ec} + Q_{P2}^{ec} \times \rho_P = Q_{B2}^{sc} \times \rho_{B2}^{sc} + Q_{C2}^{sc} \times \rho_{C2}^{sc}$	(22)
Centrifugeuse 3		
Bilan partiel sur les boues	$Q_{B3}^{ec} \times \rho_{B3}^{ec} \times x_{B3}^{ec} = Q_{B3}^{sc} \times \rho_{B3}^{sc} \times x_{B3}^{sc} + Q_{C3}^{sc} \times \rho_{C3}^{sc} \times x_{C3}^{sc}$	(23)
Bilan global	$Q_{B3}^{ec} \times \rho_{B3}^{ec} + Q_{P3}^{ec} \times \rho_P = Q_{B3}^{sc} \times \rho_{B3}^{sc} + Q_{C3}^{sc} \times \rho_{C3}^{sc}$	(24)

Tableau 29 : bilans de matière des centrifugeuses 1, 2 et 3

Nous avons exprimé le rendement des centrifugeuses 1, 2 et 3 par les équations (25) à (27) présentées ci-après :

$$R1 = \frac{Q_{B1}^{sc} \times \rho_{B1}^{sc} \times x_{B1}^{sc}}{Q_{B1}^{ec} \times \rho_{B1}^{ec} \times x_{B1}^{ec}} \quad (25)$$

$$R2 = \frac{Q_{B2}^{sc} \times \rho_{B2}^{sc} \times x_{B2}^{sc}}{Q_{B2}^{ec} \times \rho_{B2}^{ec} \times x_{B2}^{ec}} \quad (26)$$

$$R3 = \frac{Q_{B3}^{sc} \times \rho_{B3}^{sc} \times x_{B3}^{sc}}{Q_{B3}^{ec} \times \rho_{B3}^{ec} \times x_{B3}^{ec}} \quad (27)$$

Nous posons par la suite les hypothèses suivantes :

[hypothèse 2] : les titres massiques de boues en entrée et sortie de centrifugeuses ne varient pas au cours du temps.

[hypothèse 3] : les rendements des centrifugeuses ne varient pas au cours du temps.

[hypothèse 4] : la masse volumique des boues en entrée et en sortie des centrifugeuses, ainsi que celles des centras, ne varient pas au cours du temps.

Ces hypothèses font apparaître une constante K (dépendante de la masse volumique et du titre massique) dans les équations (25), (26), et (27). Nous pouvons maintenant exprimer chaque débit de boues en sortie de centrifugeuse :

$$Q_{B1}^{sc} = \frac{R1}{K_1} \times Q_{B1}^{ec} \quad (28)$$

$$Q_{B2}^{sc} = \frac{R2}{K_2} \times Q_{B2}^{ec} \quad (29)$$

$$Q_{B3}^{sc} = \frac{R3}{K_3} \times Q_{B3}^{ec} \quad (30)$$

avec :

$$K_1 = \frac{\rho_{B1}^{sc} \times x_{B1}^{sc}}{\rho_{B1}^{ec} \times x_{B1}^{ec}} \quad (31)$$

$$K_2 = \frac{\rho_{B2}^{sc} \times x_{B2}^{sc}}{\rho_{B2}^{ec} \times x_{B2}^{ec}} \quad (32)$$

$$K_3 = \frac{\rho_{B3}^{sc} \times x_{B3}^{sc}}{\rho_{B3}^{ec} \times x_{B3}^{ec}} \quad (33)$$

6.1.2.4 Volume de boues

Le débit journalier de boues acheminées vers le mélangeur est égal à la somme des débits journaliers de boues en sortie de chaque centrifugeuse.

$$Q_B^{Mélangeur} = Q_{B1}^{SC} + Q_{B2}^{SC} + Q_{B3}^{SC} \quad (34)$$

En utilisant les équations (28), (29) et (30) pour exprimer les débits journaliers de boues en sortie de centrifugeuse, nous obtenons :

$$Q_B^{Mélangeur} = \frac{R_1 \times Q_{B1}^{ec}}{K_1} + \frac{R_2 \times Q_{B2}^{ec}}{K_2} + \frac{R_3 \times Q_{B3}^{ec}}{K_3} \quad (35)$$

Enfin, pour évaluer le ratio boues/agent structurant ($Ratio_{B/AG}$) nous avons déterminé le volume de boues alimentant le mélangeur ($V_B^{Mélangeur}$) sur la même durée que pour la détermination du volume d'agent structurant (soit environ 2 mois). Ce volume de boues correspond à la somme des débits journaliers de sortie en boues des trois centrifugeuses sur cette période.

$$V_B^{Mélangeur} = \sum_{i=1}^{n_j} Q_B^{Mélangeur} \quad (36)$$

6.2 Résultats

Les résultats concernant le bilan effectué sur les trois centrifugeuses sont présentés dans le Tableau 30. A partir de ce bilan et des hypothèses retenues, nous avons ensuite calculé les rendements et les constantes K des trois centrifugeuses (Tableau 31). Ces données nous permettent par la suite de calculer le volume de boues alimentant le mélangeur selon les équations (35) et (36).

	titre massique (siccité)			masse volumique			débit journalier		
	notation	siccité (%)	incertitudes (%)	notation	ρ ($kg \cdot m^{-3}$)	incertitudes ($kg \cdot m^{-3}$)	notation	débit ($m^3 \cdot j^{-1}$)	incertitudes ($m^3 \cdot j^{-1}$)
C1	x_{B1}^{ec}	0,51	0,02	ρ_{B1}^{ec}	992	10	Q_{B1}^{ec}	98,0	0,5
	x_{B1}^{sc}	20,3	0,02	ρ_{B1}^{sc}	1016	73	Q_{B1}^{sc}	2,2	
				ρ_P	993	10	Q_{P1}^{ec}	3,6	0,2
C2	x_{B2}^{ec}	0,82	0,02	ρ_{B2}^{ec}	992	10	Q_{B2}^{ec}	151,0	0,8
	x_{B2}^{sc}	19,9	0,02	ρ_{B2}^{sc}	1027	86	Q_{B2}^{sc}	5,6	
				ρ_P	993	10	Q_{P2}^{ec}	5,6	0,3
C1+ C2	x_{C12}^{sc}	0,05	0,02	ρ_{C12}^{sc}	995	10	Q_{C12}^{sc}	249,4	
C3	x_{B3}^{ec}	0,87	0,02	ρ_{B3}^{ec}	993	10	Q_{B3}^{ec}	39,0	0,2
	x_{B3}^{sc}	18,4	0,02	ρ_{B3}^{sc}	1052	117	Q_{B3}^{sc}	1,7	
	x_{C3}^{sc}	0,04	0,02	ρ_{C3}^{sc}	995	10	Q_{C3}^{sc}	38,1	
				ρ_P	993	10	Q_{P3}^{ec}	0,9	0,1

Tableau 30 : résultats et données des bilans sur les centrifugeuses

Rendement (%)		constante (sans unité)	
R1	90	K1	41
R2	94	K2	25
R3	96	K3	22

Tableau 31 : rendements et constantes K des trois centrifugeuses

Les feuilles de suivi renseignées par les opérateurs ont permis de déterminer le nombre de godets d'agent structurant neuf et de refus de criblage (Tableau 32). Le nombre total de godets d'agent structurant a ensuite été calculé selon l'équation (15).

Les volumes totaux d'agent structurant et de boues sont indiqués dans le Tableau 33. Pour rappel, trois volumes de godet sont indiqués dans ce tableau afin de prendre en compte les incertitudes liées au remplissage des godets. Le ratio boues/agent structurant $Ratio_{B/AG}$ calculé selon l'équation (12) est également indiqué dans le Tableau 33.

nombre de godets d'agent structurant neuf	170
nombre de godets de refus de criblage	325
nombre total de godets d'agent structurant	495

Tableau 32 : nombre de godet d'agent structurant utilisés

	$V_{godet} (m^3)$	$V_{agent\ structurant} (m^3)$	$V_B^{Mélangeur} (m^3)$	$Ratio_{B/AG}$	
$V_{godet}^{nominal}$	2,3	1139		0,17	1/6
V_{godet}^{min}	1,725	854	197	0,23	1/4
V_{godet}^{max}	2,875	1423		0,14	1/7

Tableau 33 : détermination du ratio boues/agent structurant

A partir de ces résultats, nous pouvons voir que le ratio boues/agent structurant se situe entre 1/4 et 1/7. L'agent structurant semble par conséquent être ajouté en trop grande quantité pour avoir un rapport d'environ 1 volume de boues pour 3 volumes d'agent structurant. Ce ratio (1/3 v) est couramment utilisé dans les STEU pour le co-compostage de boues car il permet d'approcher les conditions optimales pour le compostage. En effet, si l'agent structurant a pour rôle de favoriser l'aération de l'andain en aidant à maintenir une porosité optimale, il participe également à équilibrer le rapport C/N initial ainsi que l'humidité du substrat à composter. Cependant, les palettes broyées, assimilable à du bois, ont une faible biodégradabilité. Par conséquent, ajoutées en trop grande quantité par rapport aux boues, le mélange à composter verra sa biodégradabilité diminuer (Pujol 2012). Or, l'évolution de la température est directement dépendante de la biodégradabilité du substrat (Mustin 1987).

7 Aération, comparaison avec des données bibliographiques

7.1 Méthode

Dans cette partie, nous souhaitons évaluer si la quantité d'oxygène apportée est suffisante par rapport à la quantité de matière à composter. Selon les données de la littérature, les débits sont, dans la plupart des études, indiqués par tonnes de MS (ex : $m^3 \cdot min^{-1} \cdot t^{-1}$ de MS). Ainsi, si nous souhaitons comparer les débits d'aération à ces données bibliographiques, l'évaluation de la quantité de matières sèches à composter est nécessaire. Or nous n'avons pas directement accès à cette donnée. Pour

l'obtenir, nous devons d'abord estimer le volume des andains puis, déterminer la densité apparente du mélange boues/agent structurant et enfin réaliser une mesure des matières sèches.

7.1.1 Volume de l'andain

La forme des andains est représentée sur la Figure 42. Cependant, dans l'objectif de simplifier le calcul du volume des andains, la représentation géométrique des andains a été modifiée (Figure 43).

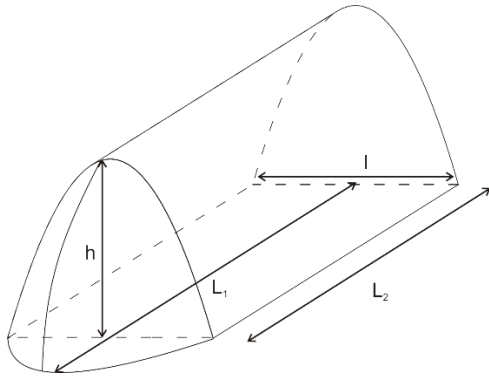


Figure 42 : forme réelle des andains

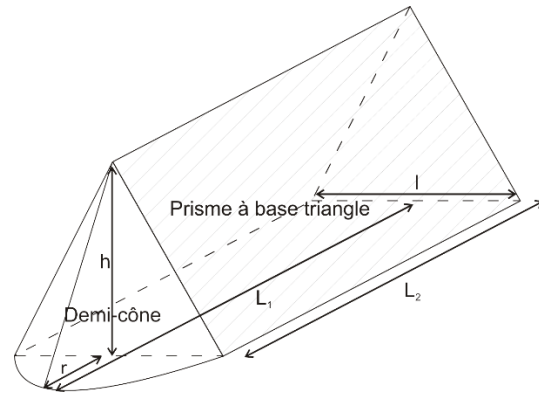


Figure 43 : forme simplifiée des andains

Comme le montre la Figure 43, le volume des andains peut être calculé en faisant la somme du volume d'un prisme à base triangle et du volume d'un demi-cône selon l'équation suivante :

$$V_{andain} = \frac{1}{2} \times \frac{\pi \times h \times (L_1 - L_2)^2}{3} + \frac{l \times h \times L_2}{2} \quad (37)$$

Avec V_{andain} le volume de l'andain (en m^3), h la hauteur (en m) et l la largeur de l'andain (en m), L_1 et L_2 les longueurs « basse » et « haute » de l'andain (en m) (Figure 29, page 98). Les dimensions indiquées dans le Tableau 21, nous permettent d'estimer le volume des andains à $98 m^3$.

7.1.2 Masse volumique apparente du substrat

Pour déterminer la masse volumique apparente (ρ_{subs}^{app} exprimée en $kg \cdot m^{-3}$) nous avons procédé aux étapes suivantes :

- choix d'un contenant utilisé comme volume apparent ;
- calcul du volume ($V_{apparent}$) du contenant et détermination de sa masse vide par pesée ($m_{contenant}$);
- mesure de la masse de substrat contenue dans le $V_{apparent}$ (la mesure a été effectuées trois fois);
- calcul de la masse moyenne de substrat contenue dans le volume apparent ($V_{apparent}$) ;
- calcul de la masse volumique apparente (ρ_{subs}^{app}).

En outre, nous faisons l'hypothèse que l'andain est homogène. Par conséquent nous négligeons l'effet de tassement du matériau entre la base et le sommet de l'andain.

- Choix d'un contenant pour la détermination du volume apparent :

Le contenant utilisé comme volume apparent doit être choisi de sorte que l'échantillon qu'il contient soit représentatif de l'andain tout en prenant en considération certaines contraintes pratiques (le contenant ne doit pas être trop grand).

Un contenant en forme de tronc de cône a été sélectionné de sorte à avoir un diamètre et une hauteur plus grands que le plus grand élément de palettes (30 cm de longueur). L'utilisation d'un récipient ayant des dimensions (diamètre et hauteur) 10 fois plus grandes (coefficient conseillé) que le plus grand élément n'était pas envisageable pour des raisons pratiques. En effet, les plus grands bouts de palettes mesurant 30 cm, il aurait été nécessaire d'utiliser un contenant de 3 m de hauteur et de diamètre.

Les dimensions du contenant sont présentées dans le Tableau 34.

diamètre grande section	d_{Gc} (cm)	$49,5 \pm 0,01$
diamètre petite section	d_{Pc} (cm)	$40 \pm 0,01$
hauteur	h_c (cm)	$46,5 \pm 0,01$

Tableau 34 : dimensions du contenant

- Calcul du volume du contenant et détermination de sa masse vide par pesée :

Le volume du contenant ($V_{contenant}$) est calculé selon l'équation (38).

$$V_{contenant} = \frac{\pi \times h}{12} (d_G^2 + d_G \times d_P + d_P^2) \quad (38)$$

$$V_{contenant} = 0,0734 \pm 0,0005 \text{ m}^3$$

La masse du contenant vide ($m_{contenant}$) a été déterminée par pesée.

$$m_{contenant} = 2,76 \pm 0,02 \text{ kg}$$

- Mesure de la masse de substrat dans $V_{contenant}$

Le contenant a été rempli à ras-bord avec le mélange boue/palettes puis pesé. Les trois masses d'échantillon obtenues sont notées (m_1 , m_2 et m_3) et présentées dans le Tableau 35.

	masse (kg)	incertitudes absolues (kg)
m_1	30,78	0,02
m_2	28,80	0,02
m_3	29,86	0,02

Tableau 35 : masses mesurées des trois échantillons pour la détermination de la masse volumique apparente du substrat

- Calcul de la masse moyenne du substrat contenu dans le volume apparent ($m_{substrat}$):

Les masses (m_1 , m_2 et m_3) nous permettent d'estimer la masse de substrat dans le contenant selon l'équation (39). Les masses relevées (m_1 , m_2 et m_3) des trois essais permettent d'obtenir leur moyenne présentée dans le Tableau 36.

$$m_{substrat} = \frac{(m_1 + m_2 + m_3)}{3} - m_{contenant} \quad (39)$$

	masse (kg)	incertitudes
moyenne (m_1, m_2, m_3)	29,81	0,02
$m_{contenant}$	2,76	0,02
$m_{substrat}$	27,05	0,02

Tableau 36 : masse de substrat contenue dans $V_{contenant}$

En appliquant l'équation (39) et en utilisant les données du Tableau 36, nous obtenons une masse de substrat dans le contenant égale à $27,05 \pm 0,02 \text{ kg}$.

- Calcul de la masse volumique apparente

La masse volumique apparente du substrat composté (ρ_{subs}^{app}) est calculée selon l'équation (40):

$$\rho_{subs}^{app} = \frac{m_{substrat}}{V_{apparent}} \quad (40)$$

où $m_{substrat}$ est la masse de substrat pesée (en kg) et $V_{apparent}$ le volume apparent de substrat (en m^3).

$$\rho_{subs}^{app} = 366 \pm 3 \text{ kg} \cdot m^{-3}$$

7.1.3 Masse d'un andain

La masse d'un andain est calculée à partir de l'équation (41):

$$m_{andain} = \rho_{subs}^{app} \times V_{andain} \quad (41)$$

$$m_{andain} = 36 \pm 3 \text{ tonnes}$$

7.1.4 Masse de matières sèches par andain

La masse de matière sèche (MS) contenue dans un andain en début de fermentation est calculée selon l'équation (42) :

$$m_{MS, andain} = m_{andain} \times \frac{(100 - H)}{100} \quad (42)$$

La teneur en eau $H(\%)$ intervenant dans l'équation (42) a été fixée comme étant la moyenne des teneurs en eau initiales des andains suivi, soit $H = 64\%$.

$$m_{MS, andain} = 13 \pm 1 \text{ t de MS par andain}$$

Nous pouvons estimer que chaque andain en début de fermentation contient environ 13 tonnes de matières sèches (soit environ 1/3).

7.1.5 Mesure du débit d'aération

Le débit d'aération a été déterminé par mesure de la vitesse de l'air dans la conduite de sortie du ventilateur (diamètre de la conduite 125 mm) (Tableau 37). Cette vitesse a été mesurée à l'aide d'un anémomètre possédant une incertitude de mesure de 0,1 m/s.

	position de l'anémomètre dans la section de passage de la conduite		
	haut	milieu	bas
vitesse relevées (m/s)	12,9	13,1	13,9
	13,1	12,8	13,8
	13,3	13,2	14,0
	13,5	13,3	
	13,1	13,0	
moyenne des vitesses pour chaque position de l'anémomètre (m/s)	13,2	13,1	13,9
v_{air} (m. s⁻¹)	13,4		

Tableau 37 : mesure de la vitesse de l'air dans la conduite de sortie du ventilateur

A partir de la vitesse mesurée, le débit d'aération peut être déterminé selon l'équation (43).

$$Q_{air} = S_{conduite} \times v_{air} \quad (43)$$

Avec $S_{conduite}$ (en m^2), la section de la conduite calculée à partir de l'équation (44) :

$$S_{conduite} = \frac{\pi \times d_{conduite}^2}{4} \quad (44)$$

Enfin, en rapportant le débit d'aération à la quantité de matières sèches en début de fermentation, nous obtenons l'équation (45). Cette équation fait apparaître un coefficient 2 au dénominateur afin de prendre en compte le séquençage de l'aération (30 minutes d'aération pour 30 minutes d'arrêt).

$$Q_{air}^{MS} = \frac{Q_{air}}{2 \times m_{MS, andain}} \quad (45)$$

7.2 Résultats

Les résultats permettant la détermination du débit d'aération par tonnes de matières sèches sont synthétisés dans le Tableau 38. Le Tableau 39 présente quelques débits d'aération issus des données de la littérature. Le calcul du débit d'air traversant l'andain est de $0,38 m^3 \cdot min^{-1} \cdot t^{-1} de MS$. Ce débit calculé est inférieur aux gammes de débit indiquées par Mustin (Mustin 1987). Cependant, les débits indiqués par Mustin ne sont pas spécifiques au compostage de boues d'épuration avec un système d'aération par aspiration. Shammass et Wang (2007) indiquent dans leur ouvrage des débits plus faibles pour une installation de compostage possédant un système d'aération par aspiration tandis que Yuan et al. (2016) ont estimé un débit optimal de $0,2 m^3 \cdot min^{-1} \cdot t^{-1} de MS$ pour du co-compostage de boues d'épuration. Le débit d'aération fixé à la STEU d'Aureilhan semble donc correct en comparaison des données bibliographiques applicables au compostage de boues. Ainsi, bien que le débit d'aération fixé à la STEU d'Aureilhan soit du même ordre de grandeur que les valeurs indiquées dans le Tableau

39, il semble néanmoins que celui-ci reste supérieur (1,5 à 1,9 fois supérieur) à la plupart de ces valeurs, et notamment celles concernant le compostage de boues (Yuan et al. 2016, S. Li et al. 2017). Or, si une aération suffisante des andains est cruciale pour garantir des concentrations en O_2 optimales, une aération trop élevée peut engendrer d'importantes pertes thermiques. Ainsi, Shammass et Wang (2007) préconisent une diminution de l'aération dans le cas où les températures lors de l'étape de fermentation sont insuffisamment élevées.

v_{air}	13,4	$m \cdot s^{-1}$
$d_{conduite}$	125	mm
$S_{conduite}$	0,012	m^2
Q_{air}	0,16	$m^3 \cdot s^{-1}$
$m_{MS, andain}$	13	t
Q_{air}^{MS}	0,38	$m^3 \cdot min^{-1} \cdot t^{-1} de MS$

Tableau 38 : débit d'air en fonction de la quantité de matières sèches à composter en début de fermentation

Référence	débit d'aération	type d'aération	substrat composté
(Mustin 1987)	0,5 à 1 $m^3 \cdot min^{-1} \cdot t^{-1}$ de MS	non précisé	donnée générale
(Shammass et Wang 2007)	0,26 $m^3 \cdot min^{-1} \cdot t^{-1}$ de MS	aspiration	bio-solides issus de l'assainissement des eaux
(X. Li et al. 2008)	0,25 $m^3 \cdot min^{-1} \cdot t^{-1}$ de MS	insufflation	fumier laitier/paille de riz
(Guo et al. 2012)	0,48 $m^3 \cdot min^{-1} \cdot t^{-1}$ de MS	insufflation	excréments de porc/tige de maïs
(Talib et al. 2014)	0,26 $m^3 \cdot min^{-1} \cdot t^{-1}$ de MS	insufflation	fumier de lapin et grappe de fruit de palmier
(Yuan et al. 2016)	0,2 $m^3 \cdot min^{-1} \cdot t^{-1}$ de MS	insufflation	boues d'épuration/ tige de maïs
(S. Li et al. 2017)	0,24 $m^3 \cdot min^{-1} \cdot t^{-1}$ de MS	insufflation	boues d'épuration/tige de maïs
(Mejias et al. 2017)	1,1 $Nm^3 \cdot min^{-1} \cdot t^{-1}$ de MS 0,7 $Nm^3 \cdot min^{-1} \cdot t^{-1}$ de MS 1,28 $Nm^3 \cdot min^{-1} \cdot t^{-1}$ de MS	insufflation	boues d'épuration (fraîche ou digérées) fumier de vache/pailles lisier de porc

Tableau 39 : débits d'aération issus de données bibliographiques

8 Aération, comparaison avec des données réelles issues de sites industriels

8.1 Méthode

Les débits d'aération présentés dans le Tableau 39 concernent pour la plupart soit des données obtenues lors d'une étude sur pilote, soit des données qui sont non spécifiques au co-compostage de boues d'épuration. Pour cette raison, nous avons choisi de comparer les conditions d'aération de la STEU d'Aureilhan avec les conditions d'aération de deux autres STEU (Uzein et Oloron) procédant également au co-compostage de boues sur leur site industriel.

Les caractéristiques concernant l'aération des andains lors de l'étape de fermentation sur les 3 sites de STEU analysées sont présentées dans le Tableau 40.

	Aureilhan (65)	Uzein (64)	Oloron (64)
volume des andains	de 100 m ³ à 130 m ³	200 m ³	128 m ³ (théorique)
type aération	par aspiration	par insufflation	par aspiration
débit gazeux maximal du ventilateur ($Q_{ventilateur}^{max}$)	1910	2400	1500
gaines d'aération	1 gaine par espace	2 gaines par casier	3 gaines par casier

Tableau 40 : caractéristiques concernant l'aération des andains dans les STEU d'Uzein, Oloron et Aureilhan

Les débits d'aération réels n'étant pas mesurés, nous avons choisi de comparer le débit maximal d'aération possible par andain (équation (46)) et par volume d'andain (équation (47)). Il s'agit ici d'une comparaison des capacités d'aération des ventilateurs par volume d'andain.

$$Q_{air/andain}^{max} = \frac{Q_{ventilateur}^{max} \times S_{eq_{aération}}}{n_{A/V}} \quad (46)$$

$$Q_{air/m^3}^{max} = \frac{Q_{air/andain}^{max}}{V_{andain}} \quad (47)$$

où $Q_{air/andain}^{max}$ est le débit d'aération maximal que peut recevoir l'andain en une heure, Q_{air/m^3}^{max} le débit d'aération maximal que peut recevoir 1 m³ d'andain en une heure, $Q_{ventilateur}^{max}$ le débit d'aération maximal du ventilateur (donnée constructeur), $S_{eq_{aération}}$ la séquence d'aération des andains, $n_{A/V}$ le nombre d'andain aéré par ventilateur et V_{andain} le volume d'un andain.

8.2 Résultats

Le débit maximal d'aération par andain et par volume d'andain est indiqué pour chaque STEU dans le Tableau 41.

STEU	$Q_{ventilateur}^{max}$	$S_{eq_{aération}}$	nombre d'andain par ventilateur	$Q_{air/andain}^{max}$	V_{andain}	Q_{air/m^3}^{max}
	$m^3 \cdot h^{-1}$	$h \cdot h^{-1}$		$m^3 \cdot h^{-1} \cdot andain^{-1}$	m^3	$m^3 \cdot h^{-1} \cdot m^{-3} d'andain$
Aureilhan	1910	0,5	1	955	100	9,6
Uzein	2400	0,4	1	960	200	4,8
Oloron	1500	1	4	375	128	2,9

Tableau 41 : comparaison de l'aération des andains lors de l'étape de fermentation entre trois STEU

D'après les résultats répertoriés dans ce tableau, le débit d'aération maximal par andain pour les STEU d'Uzein et d'Aureilhan sont équivalents et respectivement égaux à 960 et 955 $m^3 \cdot h^{-1} \cdot andain^{-1}$. Cependant, si nous rapportons cette valeur au volume d'andain, il apparaît que la STEU d'Aureilhan utilise des débits d'aération deux à trois fois plus élevés que les STEU d'Uzein et d'Oloron. Ainsi, la comparaison des débits d'aération de la STEU d'Aureilhan avec les données issues de sites industriels comparables (cf. Chapitre 1) nous permet de supposer une sur-aération des andains, entraînant alors une évacuation de chaleur trop importante. En outre, une sur-aération lors de conditions hivernales est particulièrement défavorable à l'élévation des températures et donc à la mise en place de la phase thermophile.

Conclusion

Pour diagnostiquer le procédé de compostage de la STEU d'Aureilhan, l'objectif de ce chapitre était de vérifier le bon déroulement de la phase de fermentation en estimant ou mesurant plusieurs paramètres expérimentaux tels que la durée de l'étape de fermentation, la température et les débits d'aération.

La première section de ce chapitre présente les caractéristiques générales ainsi que les différents procédés de traitement de la STEU d'Aureilhan. Les caractéristiques générales indiquent que le traitement des eaux fonctionne actuellement à la moitié de sa capacité. Ce procédé d'assainissement entraîne la formation de boues biologiques qui sont traitées par co-compostage. Cependant, contrairement au traitement des eaux, la gestion des espaces de fermentation indique que le traitement des boues fonctionne par contre à pleine capacité. En effet, les espaces destinés à la fermentation du mélange boues/écorces sont tous utilisés dans un ordre logique. Il en résulte que la durée de fermentation des andains ne dépend pas de critères physico-chimiques mais plutôt de la quantité de boues à traiter.

Nous nous sommes ensuite intéressés à la durée de fermentation des andains. Sur les 18 andains où la durée de la phase de fermentation a été évaluée, tous ont révélé des durées de la phase de fermentation (andain complet) inférieures à la durée minimale recommandée (4 semaines). Ces durées de la phase de fermentation insuffisantes sont expliquées par le sous-dimensionnement de l'espace de fermentation par rapport à la quantité de boues à composter. Cela pose un problème, car les andains sont probablement déplacés sur l'aire de maturation sans être stabilisés.

Les mesures de température des andains ont révélé qu'un seul andain sur les quatre étudiés avait des profils de températures classiques d'un processus de fermentation. Les trois autres andains ont révélé des températures de fermentation globalement insuffisantes. Or, compte tenu des durées de fermentation trop faibles, il est essentiel que les températures de fermentation des andains restent suffisamment élevées pendant plusieurs jours. Les faibles températures lors de l'étape de fermentation peuvent avoir deux origines :

- des conditions opératoires non optimales au bon développement des micro-organismes ;
- des pertes thermiques trop importantes.

Par ailleurs nous avons observé des profils de température très différents au sein même d'un andain, que ce soit sur sa longueur ou sa profondeur. Les températures proches du mur étaient généralement inférieures aux températures mesurées dans le coeur de l'andain tandis que les températures mesurées en profondeur étaient plus élevées que les températures proches du milieu extérieur.

Concernant l'humidité, nos résultats nous indiquent que l'humidité initiale et l'évolution de l'humidité de l'andain 4 (entre 10 cm et 20 cm de profondeur) sont conformes aux données de la littérature. Néanmoins, bien que l'humidité initiale de l'andain 3 était conforme, celle-ci était tout de même proche de la valeur maximale recommandée. Or, le relevé des données météorologiques a mis en évidence des précipitations fréquentes qui ont pu modifier la teneur en eau de cet andain. Les faibles températures relevées pour cet andain peuvent donc en partie s'expliquer par une augmentation de la teneur en eau (limitant ensuite l'apport en oxygène). En outre, il convient de rappeler que l'andain 3, réalisé durant la saison hivernale, a également été soumis à des faibles températures extérieures qui peuvent freiner l'élévation des températures.

Outre l'impact de la pluie, nous avons également relevé la température et l'humidité relative de l'air ambiant. Les résultats obtenus ne nous ont pas permis d'interpréter clairement l'impact de l'humidité relative de l'air ambiant sur les températures mesurées. A contrario, il semble que la température

extérieure, qui impacte directement la température initiale de l'andain, puisse jouer un rôle sur le bon déroulement de l'étape de fermentation. En effet, nous avons observé pour l'andain 1 des températures extérieures très faibles (inférieures à 5°C) lors de la formation de l'andain tout comme lors du début de l'étape de fermentation. Or les micro-organismes mésophiles et thermophiles, qui sont les micro-organismes impliqués en compostage, ne se développent pas lorsque la température est inférieure à 10°C. Les conditions expérimentales lors de l'étape de fermentation de l'andain 1 étaient donc défavorables au bon développement microbien et donc à l'établissement d'une phase mésophile puis thermophile ; il y avait donc peu de production de chaleur. En outre, les pertes thermiques provoquées par la circulation de l'air froid (provenant du milieu extérieur) ne facilitent pas l'élévation des températures.

Pour diagnostiquer le procédé de fermentation de la STEU d'Aureilhan, nous nous sommes aussi intéressés aux conditions d'aération. Le débit d'aération estimé est de $0,38 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{t}^{-1}$ de MS. La valeur de ce débit est du même ordre de grandeur que certaines données de la littérature (Yuan et al. 2016; H. Zhang et al. 2016; Shammass et Wang 2007). Néanmoins, ce débit est entre 1,5 et 1,9 fois supérieur aux débits d'aération relevés dans le cadre du co-compostage de boues (Yuan et al. 2016, S. Li et al. 2017). Nous avons également comparé l'aération des andains de la STEU d'Aureilhan avec deux autres STEU pratiquant également le co-compostage de boues (cf. Chapitre 1). Il apparaît que l'aération des andains de la STEU d'Aureilhan est plus importante que dans les deux autres installations industrielles. Ainsi, les deux comparaisons des débits d'aération aboutissent à la même conclusion : le débit d'aération appliqué lors de l'étape de fermentation est élevé. Or, comme cela a été dit précédemment, une trop forte aération peut engendrer d'importantes pertes thermiques et donc limiter l'élévation des températures.

Pour conclure ce diagnostic expérimental, le ratio boues/agent structurant a aussi été évalué dans cette partie. Nos résultats indiquent un ratio compris entre 1/4 et 1/7. Or le ratio initialement prévu pour l'installation, et couramment utilisé, est de 1 volume de boues pour 3 volumes d'agent structurant. Ce ratio trop élevé peut impacter le déroulement du compostage en diminuant la fermentiscibilité du substrat ainsi qu'en modifiant l'humidité du mélange initial. L'évolution de la température, dépendant de la fermentiscibilité du mélange à composter, peut donc se trouver limité par l'ajout d'agent structurant en trop grande quantité. Un réajustement des réglages du mélangeur peut par conséquent être envisagé pour s'approcher du ratio optimal. De plus, une diminution de l'ajout d'agent structurant présente un intérêt économique en diminuant l'achat de palettes et un gain d'espace en limitant la quantité de matière à composter et à stocker.

Afin d'explicitier les résultats des mesures de température, d'infirmer ou de confirmer les diverses hypothèses énumérées dans ce chapitre, mais également pour proposer des améliorations et optimiser le procédé de fermentation, nous avons choisi dans la suite de ces travaux de nous orienter vers un modèle numérique en 2D, dimension minimale pour représenter le comportement d'un dispositif d'échelle industrielle.

CHAPITRE 3 : MODELISATION DE L'ETAPE DE FERMENTATION DES BOUES

Chapitre 3 : modélisation de l'étape de fermentation des boues	127
Introduction.....	129
1 Matériels et méthodes	130
1.1 Procédé de fermentation des andains	130
1.2 Caractéristiques des matières à composter	131
1.3 Modèle	131
1.3.1 Description et hypothèses de simplification du substrat à composter.....	131
1.3.2 Partie 1 : description dynamique (phénomène de transport et transfert de matière)	133
1.3.3 Partie 2 : description chimique.....	138
1.3.4 Partie 3 : description thermique	143
1.4 Données.....	145
1.4.1 Données physico-chimiques.....	145
1.4.2 Conditions initiales	153
1.4.3 Conditions aux limites	157
1.4.4 Etude du degré de liberté du modèle	166
1.5 Résolution.....	169
2 Résultats	169
2.1 Choix du maillage	169
2.2 Pas de temps	170
2.3 Comparaison par rapport aux résultats expérimentaux	170
2.3.1 Andain 1.....	172
2.3.2 Andain 2.....	177
2.3.3 Andain 3.....	181
2.3.4 Andain 4.....	186
2.3.5 Conclusion sur la validation du modèle	191
2.4 Impact des conditions météorologiques.....	193
2.5 Impact des paramètres expérimentaux	196
2.5.1 Ration boues/écorces (<i>ratioBEc</i>)	196
2.5.2 Séquences d'aération	197
2.5.3 Vitesse d'aération.....	200
Conclusion	202

Introduction

Les mesures expérimentales réalisées au cours de l'étape de fermentation des andains (cf. chapitre 2) ont montré des dysfonctionnements que nous avons souhaité comprendre par l'intermédiaire d'une modélisation numérique.

Le procédé de compostage met en jeu des mécanismes biologiques et chimiques complexes, dépendants de nombreux paramètres couplés. La modélisation d'un andain de 100 tonnes, dont une partie de la surface est soumise à des conditions météorologiques variables, la partie complémentaire étant en contact avec le sol et subissant sur une partie restreinte et localisée une aspiration des gaz, ne peut pas être traitée de manière réaliste par un modèle 0D ou même 1D. La forme de l'andain et les conditions aux limites qu'il subit impose au minimum une modélisation 2D.

Le modèle réalisé dans ce chapitre décrit les phénomènes instationnaires en deux dimensions suivant un plan vertical. La troisième dimension, dirigée suivant l'axe horizontal de l'andain, est partiellement prise en compte par l'intermédiaire de la vitesse et de la pression des gaz dans la gaine d'aspiration, dont dépend directement la vitesse de ces gaz dans l'andain. La tranche verticale considérée est maillée à l'échelle de Darcy (échelle macroscopique définissant le volume représentatif sur lequel est calculé un comportement moyen) permettant la mise en place d'une description continue du domaine d'étude.

Le modèle mathématique est résolu par éléments finis par le logiciel FreeFem++.

Reste le difficile problème de la validation du modèle théorique. Pour des raisons pratiques, les seules mesures envisageables sont des mesures de température en quelques points de l'andain, relevées par des thermocouples placés sur des perches enfoncées dans le volume de l'andain. La mesure des autres grandeurs physiques pertinentes nécessiterait des prélèvements réguliers dans cet important volume, pour des mesures réalisées ensuite en laboratoire, ce qui est inenvisageable pour des raisons à la fois pratiques et parce qu'elles modifieraient à terme la structure de l'andain.

Il est bien sûr difficile d'analyser la pertinence d'un modèle aussi complexe par l'intermédiaire d'un nombre aussi restreint de données, mais c'est un problème systématiquement rencontré dès lors que l'on s'intéresse à des andains de grandes dimensions : Moraga (2009) et Zamba (2012), pour ne citer que les articles les plus récents qui traitent eux aussi d'andains à l'échelle industrielle, ne valident également leurs modèles (respectivement 2D et 3D) que par l'intermédiaire de la température.

Après validation du modèle, nous avons étudié, à l'aide du modèle numérique, l'impact de divers paramètres expérimentaux sur l'élévation des températures. Les paramètres sélectionnés étaient : les conditions météorologiques, le ratio boues/agent structurant et les séquences d'aération. Ces deux derniers paramètres ont été sélectionnés car il s'agit de paramètres modifiables par les opérateurs sur site. L'impact des conditions météorologiques a été étudié en raison des résultats expérimentaux du chapitre 2, qui laissaient supposer un impact néfaste des températures extérieures lorsqu'elles sont faibles.

1 Matériels et méthodes

1.1 Procédé de fermentation des andains

Les boues biologiques issues du traitement des eaux sont, après déshydratation, mélangées à un agent structurant dans les proportions théoriques d'un volume de boues pour trois volumes d'agent structurant (cf. chapitre 2, §6 Ratio boues/agent structurant). Le mélange est ensuite déposé sous forme d'andain (Figure 44) en espace de fermentation. Le hangar (semi-ouvert) où se déroule la fermentation des andains, est constitué de 6 espaces (cf. Chapitre 2, §1.3 Le traitement des boues). Un système d'aération par aspiration est prévu pour chacun des espaces. Ainsi, chaque espace est équipé d'une gaine d'aération positionnée de manière centrale sur la longueur de l'espace (Figure 44). Les gaines sont recouvertes d'une plaque métallique perforée³⁴ (Figure 45) permettant le passage de l'air tout en évitant que le déchet à composter pénètre dans la gaine. Chaque gaine est ensuite reliée à un ventilateur (CBT-130, F&P Unelvent) permettant l'aspiration de l'air. Les 6 ventilateurs (un pour chaque espace de fermentation) sont programmés pour fonctionner par cycles de 30 minutes d'aération/30 minutes d'arrêt.

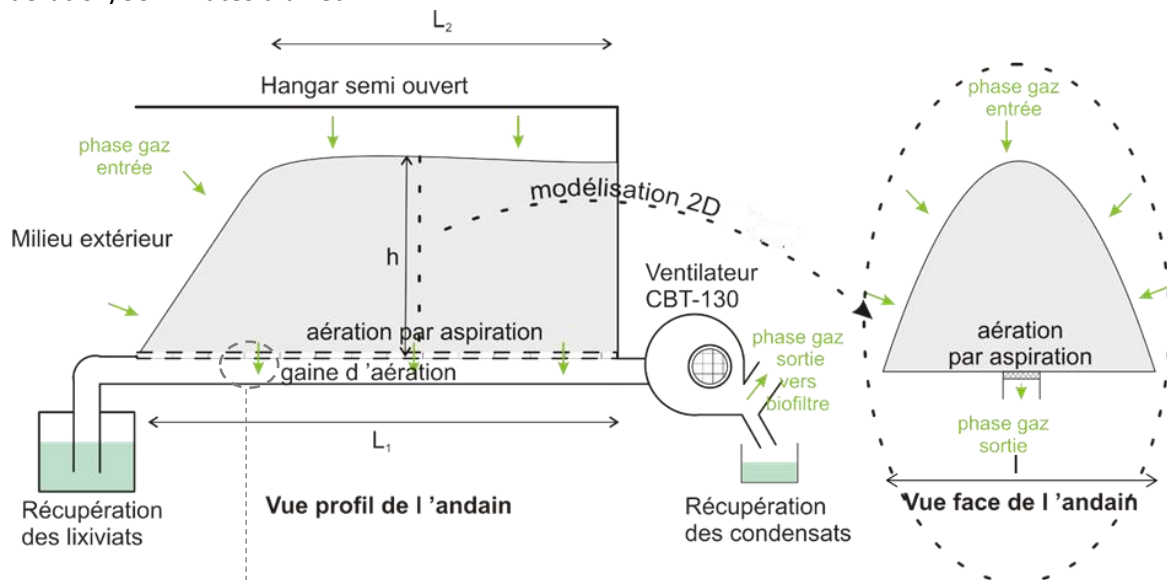


Figure 44 : schéma du procédé de fermentation d'un andain

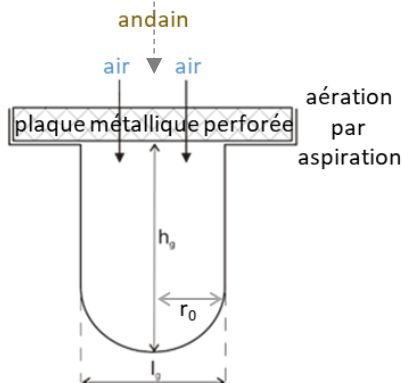


Figure 45 : vue face de la gaine d'aération

Profondeur (h_g)	25 cm
Largeur (l_g)	10 cm

Tableau 42 : dimensions des gaines d'aération

³⁴ qui sera nommée par la suite « grille »

Les dimensions des andains ainsi que la masse volumique apparente du mélange composté sont rappelées dans le Tableau 43. Ces mesures nous ont permis d'estimer le volume et la masse des andains (cf. chapitre 2). Le volume de l'andain utilisé par la suite dans le modèle a été arrondi à 100 m³ tandis que la masse des andains a été fixée à 36 tonnes.

h (m)	3,0 ± 0,1
l (m)	6,2 ± 0,1
L₁ (m)	12,0 ± 0,1
L₂ (m)	9,4 ± 0,1
volume andain (m³)	98 ± 6
densité apparente du mélange composté (kg.m⁻³)	366 ± 3
masse d'un andain (tonnes)	36

Tableau 43 : Caractéristiques des andains

1.2 Caractéristiques des matières à composter

Les caractéristiques des matières à composter sont résumées dans le Tableau 44.

	Matières sèches (MS en % de MB)	Matière organique (MO en % de MS)	Masse volumique (kg.m⁻³)	pH
Boues biologiques	17,104 ± 0,006 (le 18/01/19) 16,665 ± 0,006 (le 07/03/19) moyenne = 16,885 ± 0,006	77,09 ± 0,02 (le 18/01/19) 78,70 ± 0,02 (le 07/03/19) moyenne = 77,9 ± 0,02	1032 ± 92	6,78
Palettes broyées (SSD)	-	-	487 ± 50	-
Ecorces de résineux	-	-	731 ± 222 (le 01/02/19) 794 ± 128 (le 13/03/19) moyenne = 763 ± 175	-

Tableau 44 : caractéristiques des matières compostées

1.3 Modèle

Comme nous l'avons présenté dans le chapitre 1, le compostage implique un ensemble de mécanismes biologiques, physiques et chimiques. Pour cette raison, et afin de représenter au mieux les processus de compostage nous avons choisi de présenter notre modèle selon trois grandes thématiques :

- Partie 1 : description dynamique (phénomènes de transport et transfert de matière) ;
- Partie 2 : description chimique (biodégradation de la matière organique) ;
- Partie 3 : description thermique (transport, tranfert et production de chaleur).

Néanmoins, avant de présenter les équations constitutives de chacune de ces parties, nous expliciterons les diverses hypothèses nous permettant de simplifier la description du substrat. Ces hypothèses interviendront par la suite dans chacune des trois citées.

1.3.1 Description et hypothèses de simplification du substrat à composter

Afin de réaliser notre modèle, nous avons élaboré les hypothèses suivantes.

Des quatre andains suivis précédemment, trois ont été formés avec le mélange boues/écorces et un seul avec le mélange boues/palettes broyées. Néanmoins, l'utilisation de palettes broyées pour la

formation des andains n'était que temporaire, les écorces sont actuellement le seul agent structurant utilisé pour la réalisation du mélange à composter.

[Hyp 1] : l'agent structurant est composé d'écorces.

Le ratio boues agent structurant a été évalué dans le chapitre précédent entre 1 volume de boues pour 4 volumes d'agent structurant et 1 volume de boues pour 7 volumes d'agent structurant (cf. chapitre 2, §6). Néanmoins, compte tenu du ratio recommandé (1 volume de boues pour 3 volumes d'agent structurant), nous avons choisi de fixer ce paramètre à 1 volume de boues pour 4 volumes d'agent structurant.

[Hyp 2] : le mélange boues/écorces est effectué de sorte à avoir 1 volume de boues pour 4 volumes d'agent structurant.

[Hyp 3] : la phase liquide est composée essentiellement d'eau.

[Hyp 4] : les matières sèches (phase solide) sont composées de matières organiques biodégradables et d'inertes (Figure 46).

Nous avons estimé la matière organique contenue dans les boues par la mesure des matières volatiles (MV) (Guibelin 2014). Les matières volatiles sont mesurées par calcination des matières sèches à 550°C pendant 2 h. Les cendres restantes sont considérées inertes. La quantité de matière organique est déterminée par différence de masse. Il est important de noter qu'il ne s'agit que d'une estimation de la matière organique (Suez Memento Degremont s. d.) car :

- des matières minérales peuvent se décomposer avant 550°C ;
- certaines matières organiques ne se volatilisent qu'au-dessus de 550°C.

Pour les écorces, la quantité de matière organique contenue dans la phase solide a été estimée à partir de données issues de la littérature (fraction de matières volatiles contenues dans les écorces, $x_{MV,écorces} = 0,926$ (Watteau et Villemin 2011)).

La composition de la matière organique contenue dans les boues est complexe (Jardé 2002). En effet, les boues sont constituées de nombreuses molécules (glucides, lipides, protéines, ...) ayant chacune sa propre cinétique de biodégradation.

[Hyp 5] : dans l'objectif de simplifier le modèle, la matière organique a été divisée en deux types de composés : les composés lentement biodégradables (LB) et les composés rapidement biodégradables (RB) ((Haug 1993, Zhou et al. 2014, Kim et al. 2000)).

[Hyp 6] : afin de déterminer les coefficients stœchiométriques (de production ou de consommation) des espèces prises en compte dans le modèle (H_2O , O_2 , CO_2), la matière organique représentant les boues a été simplifiée par la composition élémentaire suivante : $C_5H_7O_2N$ (Guibelin 2014, Henze et al. 2001, *Handbook Biological Waste Water Treatment - Design and Optimisation of Activated Sludge Systems* 2007). La matière organique provenant des écorces est quant à elle représentée par la formule chimique suivante : $C_6H_8O_4$ (Fateh, s. d., « LA CHIMIE DU BOIS » s. d.).

[Hyp 7] : les écorces sont supposées être constituées uniquement de composés lentement biodégradables (Haug 1993) car composés essentiellement de lignine et de polysaccharides (cellulose, hémicellulose). La fraction massique de matière organique contenue dans les écorces est prise égale à 0,926 (Watteau et Villemin 2011).

La description ainsi que les diverses hypothèses relatives au substrat sont présentées sur la Figure 46. De même, les équations (48) à (52) permettent de détailler la composition du substrat dans le modèle, où m est la masse et x la fraction massique.

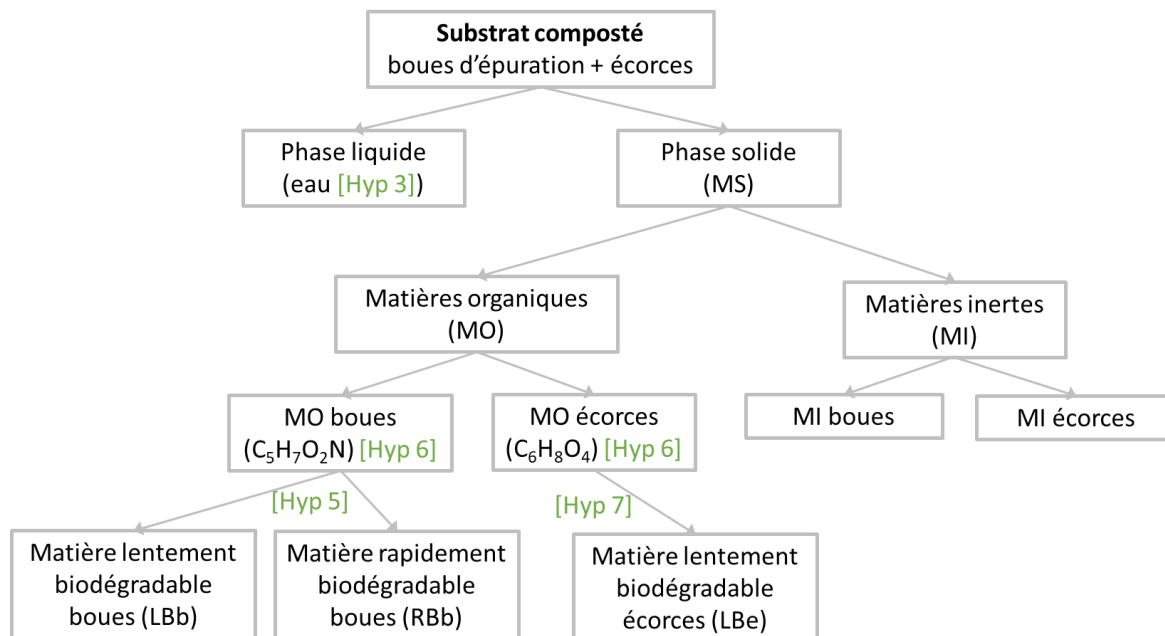


Figure 46 : description et hypothèses relatives au substrat composté

$$m_{MO}^V = m_{LBb}^V + m_{RBb}^V + m_{LBe}^V \quad (48)$$

$$m_{MS,subs}^V = m_{MO}^V + m_I^V \quad (49)$$

$$m_{subs}^V = m_{MS,subs}^V + m_{eau,subs}^V \quad (50)$$

$$x_{MV,subs} = m_{MO}^V / m_{MS,subs}^V \quad (51)$$

$$x_{MS,subs} = m_{MS,subs}^V / m_{subs}^V \quad (52)$$

1.3.2 Partie 1 : description dynamique (phénomène de transport et transfert de matière)

Cette première partie est consacrée à la description des mécanismes de transport et de transfert de matière. Cette partie est divisée en deux sous-parties. La première décrit les bilans de matière régis par les phénomènes de convection, diffusion et de production (ou consommation). Les termes de consommation et de production seront toutefois détaillés au sein de la partie 2 dédiée à la description chimique du modèle. La deuxième sous-partie traite, quant à elle, l'écoulement de la phase gazeuse à travers l'andain (conservation de la quantité de mouvement).

1.3.2.1 Bilans de matière

Comme indiqué dans les travaux de Pujol (2012), nous qualifierons dans la suite de cette étude l'échelle de Darcy d'« échelle macroscopique ».

Pour établir les bilans de matière, nous nous sommes basés sur les travaux de Chenu (2007) et Pujol (2012). Les travaux de Chenu (2007) sont axés sur la modélisation d'un bioréacteur dans le cadre du stockage de déchets ménagers. Pour établir son modèle, Chenu (2007) a d'abord présenté les bilans

de matière à l'échelle microscopique. La méthode de la prise de moyenne volumique a ensuite permis l'écriture de ces bilans à l'échelle macroscopique (Annexe C). Pujol (2012) a quant à lui modélisé les phénomènes de séchage pour un procédé de compostage. Le modèle proposé par Pujol (2012) s'appuie sur les travaux de Chenu (2007) pour l'établissement des bilans macroscopiques à partir des bilans microscopiques. Dans leurs travaux, les deux auteurs ont différencié quatre phases : gaz, liquide, biofilm, et solide. Par ailleurs, les bilans sur l'eau sont dans les deux modèles présentés séparément des bilans concernant les autres constituants tels que l'O₂, le CO₂, et l'N₂.

Nous avons choisi dans notre modèle d'utiliser les bilans macroscopiques présentés par Pujol (2012). En effet, ceux-ci sont applicables au compostage et permettent de prendre en compte les phénomènes de séchage. Ainsi, l'objet de cette étude ne sera pas de redémontrer les bilans macroscopiques utilisés dans le modèle, puisque ce travail a déjà été réalisé par Chenu (2007) et Pujol (2012). Cependant, nous reviendrons sur la démarche et les hypothèses des auteurs pour l'élaboration des bilans. Un exemple d'application de la méthode a en partie été présenté en Annexe E.

1.3.2.1.1 Bilans à l'échelle microscopique

Les bilans microscopiques partiels, comme présentés dans les travaux de Chenu (2007) et Pujol (2012) peuvent s'exprimer de la façon suivante :

$$\text{accumulation} = \text{terme de convection} + \text{terme de diffusion} + \text{terme de production}$$

En fonction des hypothèses effectuées pour chacune des phases, certains termes sont négligés. Par exemple, le terme de production apparaît uniquement dans les bilans partiels du biofilm puisque les réactions de biodégradation sont supposées s'y produire exclusivement.

Les équations de conservation de la masse globale dans chacune des phases sont obtenues par sommes des bilans partiels. La somme des flux diffusifs de matière au sein d'une phase continue étant nulle, elle n'apparaît pas dans le bilan global. De même, la somme des fractions massiques partielles étant égale à 1, les fractions massiques partielles n'apparaissent plus dans le bilan massique global de chaque phase.

Les principales hypothèses utilisées par Chenu (2007) pour l'établissement des bilans microscopiques sont :

- la réaction de biodégradation a lieu uniquement dans le biofilm ;
- pas de convection dans le biofilm considéré comme immobile à la surface du solide lui-même immobile;
- pas de transfert de matière entre les espèces gazeuses et la phase solide ;
- pas de croissance ou de modification du biofilm.

Le système d'équations microscopiques présentés par Pujol (2012) comprend les équations relatives aux :

- bilans partiels de matière pour chaque espèce gazeuse dissoute considérée dans les phases gaz, liquide et biofilm ;
- bilans partiels de matière pour l'eau dans les phases gaz, liquide, biofilm et solide ;
- bilans de matière sur la matière organique (pour les composés LB et RB) dans les phases biofilm et solide ;
- conservation de la masse globale dans l'ensemble des phases.

Enfin, dans l'objectif de compléter le système d'équations à l'échelle microscopique, des conditions de flux et d'équilibres aux interfaces ont été introduites (Pujol 2012, Chenu 2007).

1.3.2.1.2 Bilans à l'échelle macroscopique

Pour obtenir les équations des bilans de matière à l'échelle macroscopique, Chenu (2007) a appliqué dans ses travaux la méthode de la prise de moyenne volumique. Le principe de cette méthode ainsi que les principaux théorèmes nécessaires à l'application de celle-ci sont présentés en Annexe C.

Les principales hypothèses énoncées par Chenu (2007) pour établir le modèle macroscopique sont :

- loi de Darcy généralisée applicable à un écoulement diphasique en milieu poreux ;
- le biofilm et la phase liquide sont constitués essentiellement d'eau ; une loi de Fick a été utilisée pour exprimer les flux diffusifs dans ces deux phases ;
- équilibre thermodynamique local entre les phases gaz et liquide;
- faible fraction volumique du biofilm.

En plus de ces hypothèses, Pujol (2012) utilise des simplifications supplémentaires pour exprimer son modèle. Elles sont listées ci-après :

- la vitesse d'écoulement de la phase liquide est nulle;
- l'absorption des espèces gazeuses dans la phase liquide est nulle ;
- la diffusion effective des espèces dans la phase gaz est isotrope ;
- les gaz obéissent à la loi des gaz parfaits ;
- seules les espèces gazeuses suivantes sont prises en compte dans le modèle : O₂, CO₂, N₂ et H₂O ;
- le substrat solide est simplifié en trois types de constituants : inertes, composés lentement biodégradables (LB) et composés rapidement biodégradables (RB).

1.3.2.1.3 Bilans de matière (échelle macroscopique)

Nous avons fait le choix d'utiliser le modèle présenté par Pujol (2012) ; par conséquent nous avons également suivi ses hypothèses. Nous allons revenir sur certaines d'entre elles. Comme dans le cas présenté par Pujol (2012), nous n'avons observé aucun lixiviat s'écouler sous l'andain. Il est donc cohérent de supposer que la vitesse de la phase liquide est nulle. Par ailleurs, l'andain est soumis à des conditions de pression proches de la pression atmosphérique. L'utilisation de la loi des gaz parfaits est par conséquent tout à fait justifiée dans notre étude. D'autre part, le modèle cinétique que nous avons choisi décompose la matière organique dégradables en composés lentement et rapidement biodégradables. Cette simplification du substrat à composter a également été utilisée dans les travaux de Pujol (2012).

Conservation de la masse totale

La conservation de la masse totale dans la phase gaz est exprimée avec l'équation (53).

$$\frac{\partial(\varepsilon_g \rho_g)}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot (\rho_g \vec{u}_g) = \dot{m}_{H_2O,gl} + R_{O_2,b}^V + R_{CO_2,b}^V + R_{O_2,e}^V + R_{CO_2,e}^V \quad (53)$$

Dans l'équation (53), ε_g est la fraction volumique de gaz (cf. Annexe D) et ρ_g la masse volumique de la phase gaz. $\dot{m}_{H_2O,gl}$ est un débit massique par unité de volume représentant le transfert de masse d'eau entre la phase gaz et la phase liquide. Il est positif quand le transfert se fait de la phase liquide vers la phase gaz et négatif si le transfert est inversé. $R_{O_2,b}^V$, $R_{CO_2,b}^V$, $R_{O_2,e}^V$, et $R_{CO_2,e}^V$ expriment, par unité de volume, la production ou la consommation de ces gaz par les réactions de biodégradation des boues et des écorces. \vec{u}_g est la vitesse de Darcy de la phase gaz (équation (64)).

Bilan partiel de la phase gaz

Les bilans partiels de matière pour chaque constituant gazeux i (O_2 , CO_2 , N_2) sont exprimés par l'équation (54). L'obtention de cette équation à partir des bilans microscopiques par méthode de la prise de moyenne volumique est explicitée en Annexe E.

$$\frac{\partial(\varepsilon_g \rho_g x_{i,g})}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot (\rho_g \vec{u}_g x_{i,g}) = \vec{\nabla} \cdot (\varepsilon_g \rho_g \vec{D}_{i,g}^* \cdot \vec{\nabla} x_{i,g}) + R_{i,b}^V + R_{i,e}^V \quad (54)$$

Dans l'équation (54), $x_{i,g}$ est la fraction massique de constituant i dans la phase gaz. $R_{i,b}^V$ et $R_{i,e}^V$ sont des termes de production ou de consommation du constituant i par les réactions de biodégradation des boues et des écorces. $\vec{D}_{i,g}^*$ est le tenseur de diffusion effectif du constituant i dans la phase gaz (la contribution dispersive a été négligée devant la contribution diffusive). Il s'exprime par la relation suivante :

$$\vec{D}_{i,g}^* = \frac{D_{i,g}}{\tau_{t,g}} \vec{I} \quad (55)$$

où $D_{i,g}$ est le coefficient de diffusion du constituant i dans la phase gaz et $\tau_{t,g}$ est la tortuosité.

Bilans partiels pour l'eau en phase liquide et phase gaz

Les bilans de matière pour l'eau pour la phase gaz et la phase liquide sont décrits par les équations (56) et (57).

$$\frac{\partial(\varepsilon_g \rho_g x_{H_2O,g})}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot (\rho_g \vec{u}_g x_{H_2O,g}) = \vec{\nabla} \cdot (\varepsilon_g \rho_g \vec{D}_{H_2O,g}^* \cdot \vec{\nabla} x_{H_2O,g}) + \dot{m}_{H_2O,gl} \quad (56)$$

$$\frac{\partial(\varepsilon_l \rho_l x_{H_2O,l})}{\partial t} = -\dot{m}_{H_2O,gl} + R_{H_2O,b}^V + R_{H_2O,e}^V \quad (57)$$

où $\dot{m}_{H_2O,gl}$ est un terme de transfert de matière pour l'eau entre la phase gaz et la phase liquide et $R_{H_2O,b}^V$ et $R_{H_2O,e}^V$ sont des termes représentant la production d'eau par les réactions de biodégradation des boues et des écorces.

Dans l'équation (57), la fraction volumique de la phase liquide (ε_l) s'exprime par la relation (58).

$$\varepsilon_l = \frac{(1 - x_{MS,subs}) \rho_{subs}^{app}}{\rho_{eau}} \quad (58)$$

Flux d'eau échangé entre les phases gaz et liquide

L'évaluation du transfert en eau entre la phase gaz et la phase liquide peut être effectuée selon deux approches : équilibre local (EL) ou non équilibre local (NEL). La première approche consiste à évaluer $x_{H_2O,g}$, la seconde approche détermine directement le flux de masse $\dot{m}_{H_2O,gl}$.

L'EL suppose que les relations d'équilibre entre les phases gaz et liquide à l'échelle microscopique sont également valables à l'échelle macroscopique (Chenu 2007, Pujol 2012). Cette hypothèse peut être faite lorsqu'il existe peu de variations autour de la concentration moyennée sur le volume considéré.

Deux nombres adimensionnels permettent de vérifier cette condition :

- le nombre de Péclet qui compare les flux diffusifs et convectifs ;
- le nombre de Damkohler qui compare les flux diffusifs et réactifs.

Si les nombres de Péclet et de Damkohler sont faibles (inférieurs à 1 (Pujol 2012)), l'hypothèse de l'EL entre les phases peut être utilisée. Ces deux nombres adimensionnels sont dépendants de la dimension caractéristique de l'échelle macroscopique. Ne connaissant pas cette valeur caractéristique, nous n'avons pas calculé ces deux nombres adimensionnels. Cependant, Pujol (2012) procède dans ces travaux à une estimation de ces nombres adimensionnels dans le cadre du compostage à l'aide de données bibliographiques. Il en conclut que pour une taille de pore inférieure à 1 cm, l'EL est vérifié.

Nous avons, dans un premier temps, supposé l'EL entre les phases gaz et liquide. Cela implique que la concentration en eau dans la phase gaz ($x_{H_2O,g}$) est égale à la concentration d'équilibre à l'interface liquide/gaz ($x_{H_2O,g}^{eq}$) (équation (59)).

$$x_{H_2O,g} = x_{H_2O,g}^{eq} \quad (59)$$

Le calcul de la concentration en eau à l'équilibre ($x_{H_2O,g}^{eq}$) a été effectué en deux étapes. La première étape consiste à calculer l'humidité relative d'équilibre (HR_{eq}) en fonction de la teneur en eau à l'aide d'une isotherme de sorption (équation (60)). La seconde étape permet de calculer la fraction massique $x_{H_2O,g}^{eq}$ en fonction de l'humidité relative d'équilibre et des conditions de pression et de température (équation (62)).

Le substrat composté à la STEU d'Aureilhan est constitué de boues et d'écorces. Les boues étant pâteuses, celles-ci se déposent à la surface des écorces. Pour cette raison, nous avons choisi d'utiliser des isothermes de sorption de boues d'épuration (boues biologiques) pour déterminer l'humidité relative d'équilibre en fonction de la teneur en eau du substrat. L'équation (60) présente le modèle d'Oswin obtenu à partir des isothermes de sorption (à 39°C, 49°C, 59°C, 70°C et 80°C) mesurés sur des boues biologiques (Vaxelaire 2001). Dans cette étude (Vaxelaire 2001), où plusieurs modèles ont été étudiés pour relier la teneur en eau et l'humidité relative de la phase gaz, le modèle d'Oswin a permis d'obtenir les meilleurs résultats.

$$HR_{eq}(\%) = \frac{100 \times \left(\frac{x_{eau,subssec}}{k_1 + k_2 \times T} \right)^{\frac{1}{k_3 + k_4 \times T}}}{1 + \left(\frac{x_{eau,subssec}}{k_1 + k_2 \times T} \right)^{\frac{1}{k_3 + k_4 \times T}}} \quad (60)$$

où $x_{eau,subssec}$, teneur en eau du substrat, est défini par l'équation suivante :

$$x_{eau,subssec} = \frac{m_{eau,subs}^V}{m_{MS,subs}^V} \quad (61)$$

Les coefficients k_1 , k_2 , k_3 , et k_4 de l'équation (60) sont indiqués dans le Tableau 45.

k_1	0,5424
k_2	-0,0015
k_3	-0,9232
k_4	0,0040

Tableau 45 : coefficient du modèle d'Oswin pour des boues d'épuration (Vaxelaire 2001)

Une fois l'humidité relative d'équilibre de la phase gaz connue, la fraction massique d'eau à l'équilibre peut être calculée par l'équation (62) (explicitée en Annexe F).

$$x_{H_2O,g}^{\acute{e}q} = \frac{M_{H_2O} \times \left(\frac{x_{O_2,g}}{M_{O_2}} + \frac{x_{N_2,g}}{M_{N_2}} + \frac{x_{CO_2,g}}{M_{CO_2}} \right)}{\frac{100 \times P_g}{HR_{\acute{e}q} \times P_{sat}} - 1} \quad (62)$$

Dans le cas où l'équilibre local (EL) ne peut être supposé, le flux d'eau échangé entre la phase gaz et la phase liquide est exprimé par la relation suivante (Pujol 2012) relative au non équilibre local (NEL) :

$$\dot{m}_{H_2O,gl} = \sigma \varepsilon_g \rho_g (x_{H_2O,g}^{\acute{e}q} - x_{H_2O,g}) \quad (63)$$

Dans l'équation (63), σ est un coefficient d'échange. $x_{H_2O,g}^{\acute{e}q}$ est la concentration en eau à l'équilibre tandis que $x_{H_2O,g}$ est la concentration réelle en eau dans la phase gaz.

Dans le cadre de nos travaux, l'hypothèse de l'équilibre local n'a pas donné de résultats réalistes. Le flux d'eau évaporé était trop important, ce qui entraînait de fortes pertes thermiques et donc des températures trop faibles. Nous avons par conséquent utilisé l'équation (63) (NEL) pour évaluer le flux d'eau échangé entre la phase gaz et la phase liquide.

1.3.2.2 Conservation de la quantité de mouvement

La conservation de la quantité de mouvement en milieu poreux pour des écoulements diphasiques (liquide-vapeur) incompressibles peut être décrite par une loi de Darcy généralisée (Chenu 2007). Cependant, nous avons fait l'hypothèse que la vitesse de la phase liquide était nulle puisque nous n'observons pas de lixiviats s'écouler des andains. Les couplages visqueux sont donc supposés être sans conséquence sur l'eau liquide. D'autre part, nous faisons également l'hypothèse que la constitution de l'andain est homogène et isotrope. La loi de Darcy peut donc être exprimée par la relation ci-après :

$$\vec{u}_g = -\frac{\kappa_g}{\eta_g} (\vec{\nabla} P_g - \rho_g \vec{g}) \quad (64)$$

avec κ_g la perméabilité de la phase gaz, η_g la viscosité dynamique de la phase, P_g la pression de la phase gaz et \vec{g} la gravité.

1.3.3 Partie 2 : description chimique

Cette deuxième partie est consacrée à la description des mécanismes biologiques et chimiques participant à la dégradation de la matière organique. Nous commencerons par décrire la cinétique de consommation de la matière organique puis nous expliciterons dans un second temps les divers termes de consommation et de production intervenant dans les bilans de matière (§1.3.2.1).

1.3.3.1 Cinétique de biodégradation de la MO

Les processus de biodégradation du substrat peuvent être résumés en trois étapes (Pujol 2012) (cf. Chapitre 1) :

- hydrolyse du substrat solide en phase liquide ;
- consommation du substrat hydrolysé par réaction d'oxydation des micro-organismes qui s'accompagne d'une croissance des micro-organismes ;
- mort et lyse des micro-organismes.

Trois types de cinétiques sont utilisés dans la littérature pour modéliser les différents processus de biodégradation du substrat (Mason 2006, Pujol 2012). Il peut s'agir d'une cinétique du premier ordre, d'une cinétique de type loi de Monod, ou d'une relation empirique.

L'objectif de cette étude n'étant pas de suivre l'évolution des populations microbiennes ni de détailler les nombreux mécanismes biologiques tel qu'il a été proposé par Sole-Mauri et al. (2007), nous avons exclu l'utilisation d'une loi de Monod pour modéliser la cinétique de biodégradation. De même, ne pouvant pas mesurer expérimentalement la cinétique de biodégradation du substrat (relation empirique), nous nous sommes orientés vers une cinétique de biodégradation du premier ordre en suivant le modèle d'Haug (1993). En effet, une cinétique du premier ordre a été observée expérimentalement dans le cas du co-compostage de boues avec un mélange de copeaux de bois, de paille de blé et de feuilles (Kulikowska 2016). Le modèle d'Haug (1993) a quant à lui été utilisé dans plusieurs études (Y. Wang et al. 2015, Kim et al. 2000, Zhou et al. 2014, Petric et Selimbašić 2008, J. Zhang et al. 2010) dont deux correspondaient au co-compostage de boues (Kim et al. 2000, Zhou et al. 2014).

Le modèle d'Haug (1993) est basé sur une cinétique du premier ordre par rapport à la masse de solides volatils biodégradables (BVS). La masse de BVS, mesurée par perte au feu à 550°C, représente en première approximation (Guibelin 2014) la masse de matière organique (MO) contenue dans le substrat. Le substrat à dégrader étant constitué de nombreux éléments dont chacun possède sa propre cinétique, Haug (1993) a fait le choix de simplifier le substrat en deux types de composés : les composés rapidement biodégradables (RB) et les composés lentement biodégradables (LB). D'autre part, dans l'objectif de prendre en compte l'effet de la température, de l'humidité, de la fraction volumique de gaz et de la disponibilité en oxygène, le modèle d'Haug présente une correction de la constante cinétique en fonction de ses paramètres (cf. équations (68) et (69)). Enfin, il est important de relever que ce modèle présente une cinétique globale de biodégradation du substrat sans différencier les cinétiques des trois étapes précédemment listées.

Cependant, comme le précise Zhou et al. (2014), le modèle d'Haug ne tient pas compte de l'influence des populations microbiennes sur la constante cinétique de biodégradation. Or les populations microbiennes évoluent en fonction de la température et interviennent sur la cinétique de biodégradation du substrat. Ainsi, Zhou et al. (2014) a intégré dans son modèle cinétique (basé sur le modèle d'Haug (1993)) l'influence des micro-organismes mésophiles et thermophiles sur la constante cinétique de biodégradation. Il considère notamment que seuls les micro-organismes thermophiles participent à la dégradation des composés lentement biodégradables. Les températures d'inactivation des deux types de microorganismes sont également prises en compte dans le calcul de la constante cinétique (soit $T > 45,5^{\circ}\text{C}$ pour les micro-organismes mésophiles, et $T > 75^{\circ}\text{C}$ pour les micro-organismes thermophiles). Cette modification du modèle d'Haug (1993) proposée par Zhou et al. (2014) a été utilisée dans nos travaux.

En utilisant une cinétique d'ordre 1 selon le modèle d'Haug (1993), les cinétiques de biodégradation des composés RB et LB contenus dans les boues et les écorces s'écrivent respectivement selon les équations (65) à (67).

$$\frac{dm_{RBb}^V}{dt} = -k_{RBb} \cdot m_{RBb}^V \quad (65)$$

$$\frac{dm_{LBb}^V}{dt} = -k_{LBb} \cdot m_{LBb}^V \quad (66)$$

$$\frac{dm_{LBe}^V}{dt} = -k_{LBe} \cdot m_{LBe}^V \quad (67)$$

où m_{Rbb}^V et m_{Lbb}^V sont les masses des composés rapidement et lentement biodégradables contenus dans les boues par unité de volume d'andain ; m_{LBe}^V est la masse des composés lentement biodégradables contenus dans les écorces ; k_{Rbb} et k_{Lbb} sont les constantes cinétiques de biodégradation des composés rapidement et lentement biodégradables ; k_{LBe} est la constante cinétique de biodégradation des composés lentement biodégradables contenus dans les écorces.

Les constantes de vitesse k_{Rbb} , k_{Lbb} et k_{LBe} sont corrigées en fonction de l'effet de la température ($k_{Rbb,T}$, $k_{Lbb,T}$ et $k_{LBe,T}$), de l'humidité (k_{H2O}), de la fraction volumique de la phase gaz (k_{ϵ_g})³⁵ et de la disponibilité en oxygène (k_{O2}) (Haug 1993).

$$k_{Rbb} = k_{Rbb,T} k_{H2O} k_{\epsilon_g} k_{O2} \quad (68)$$

$$k_{Lbb} = k_{Lbb,T} k_{H2O} k_{\epsilon_g} k_{O2} \quad (69)$$

$$k_{LBe} = k_{LBe,T} k_{H2O} k_{\epsilon_g} k_{O2} \quad (70)$$

Les constantes cinétiques $k_{Rbb,T}$, $k_{Lbb,T}$ et $k_{LBe,T}$, fonctions de la température, sont exprimées selon le modèle proposé par Zhou et al. (2014) :

$$k_{Rbb,T} = k_{Rbb,20} (f_{meso}(T) + f_{thermo}(T)) \quad (71)$$

$$k_{Lbb,T} = k_{Lbb,20} (f_{thermo}(T)) \quad (72)$$

$$k_{LBe,T} = k_{LBe,20} (f_{thermo}(T)) \quad (73)$$

$$f_{meso}(T) = \begin{cases} 1,066^{(T-20)} - 1,21^{(T-45,5)} & \text{quand } T \leq 58,25^\circ\text{C} \\ 0 & \text{quand } T > 58,25^\circ\text{C} \end{cases} \quad (74)$$

$$f_{thermo}(T) = \begin{cases} 1,066^{(T-20)} - 1,21^{(T-75)} & \text{quand } T \leq 102^\circ\text{C} \\ 0 & \text{quand } T > 102^\circ\text{C} \end{cases} \quad (75)$$

$k_{Rbb,20}$ et $k_{Lbb,20}$ sont les constantes cinétiques à 20°C des composés rapidement et lentement biodégradables contenus dans les boues. $k_{LBe,20}$ est la constante cinétique à 20°C des composés lentement biodégradables contenus dans les écorces. T est la température du substrat en °C. f_{meso} et f_{thermo} sont des fonctions permettant de prendre en compte l'impact de la température du substrat et du type de micro-organismes (mésophiles et thermophiles) sur les constantes cinétiques de biodégradation. Les températures d'inactivation de chaque type de micro-organismes sont notamment utilisées dans ces fonctions.

Les différents facteurs k_{O2} , k_{H2O} et k_{ϵ_g} sont décrits respectivement par les équations (76), (77) et (78) (Haug 1993).

$$k_{O2} = \frac{V_{O2}}{V_{O2} + 2} \quad (76)$$

³⁵ ϵ_g , la fraction volumique de la phase gaz est notée FAS (« Free Airspace ») dans le modèle d'Haug (Haug 1993)

$$k_{H_2O} = \frac{1}{e^{\{-17,684(1-x_{MS,subs})+7,0622\}} + 1} \quad (77)$$

$$k_{\varepsilon_g} = \frac{1}{e^{[-23,675 \times \varepsilon_g + 3,4945]} + 1} \quad (78)$$

k_{O_2} est un facteur d'ajustement pour tenir compte de l'effet de la concentration en oxygène sur la constante cinétique. V_{O_2} est le pourcentage volumique de l'oxygène dans la phase gaz, qui s'exprime en fonction des fractions massiques de la phase gaz ($x_{O_2,g}$, $x_{N_2,g}$, $x_{CO_2,g}$ et $x_{H_2O,g}$) selon l'équation suivante :

$$V_{O_2} = 100 \times \frac{\frac{x_{O_2,g}}{M_{O_2}}}{\frac{x_{O_2,g}}{M_{O_2}} + \frac{x_{N_2,g}}{M_{N_2}} + \frac{x_{CO_2,g}}{M_{CO_2}} + \frac{x_{H_2O,g}}{M_{O_2}}} \quad (79)$$

$x_{MS,subs}$ est la fraction de matière sèche contenue dans le substrat. ε_g représente le volume de gaz par unité de volume de substrat (Annexe D). Ce coefficient est calculé avec l'équation (80). Le calcul de ε_g est explicité en Annexe D.

$$\varepsilon_g = 1 - \frac{\rho_{subs}^{app} \cdot x_{MS,subs}}{d_{solide}^{vraie} \cdot \rho_{eau}} - \frac{\rho_{subs}^{app} \cdot (1 - x_{MS,subs})}{\rho_{eau}} \quad (80)$$

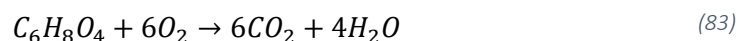
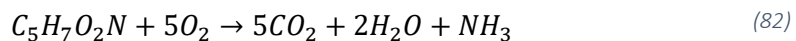
Dans l'équation (80), ρ_{subs}^{app} est la masse volumique apparente du substrat et ρ_{eau} est la masse volumique de l'eau. Dans ces travaux, Haug (1993) détermine la densité vraie de la phase solide (d_{solide}^{vraie}) selon l'équation suivante :

$$d_{solide}^{vraie} = \frac{1}{x_{MV,subs}/d_{MV}^{vraie} + (1 - x_{MV,subs})/d_{cendres}^{vraie}} \quad (81)$$

où $x_{MV,subs}$ est la fraction massique de matières volatiles contenues dans le substrat. d_{MV}^{vraie} et $d_{cendres}^{vraie}$ sont les densités réelles des solides volatils et des cendres. Selon Haug (1993) $d_{MV}^{vraie} = 1$ et $d_{cendres}^{vraie} = 2,5$.

1.3.3.2 Termes de production ou de consommation

Il reste maintenant à exprimer les termes de production ou de consommation de chacun des composés gazeux. Pour cela, nous avons fait le choix de simplifier les mécanismes réactionnels biologiques en les représentant par une seule équation de biodégradation pour chaque type de déchet : les boues et les écorces. Pour des boues d'épuration de formule $C_5H_7O_2N$ [Hyp 6], nous obtenons l'équation de réaction (82). Pour les écorces (de formule $C_6H_8O_4$, [Hyp 6]), l'équation de réaction est donnée par l'équation (83).



Les coefficients de production ou de consommation sont donnés par les équations (84) et (85).

Pour les boues :

$$Y_{i,b} = \frac{Coef_{i,b} \times M_i}{M_{boues}} \quad (84)$$

Pour les écorces

$$Y_{i,e} = \frac{Coef_{i,e} \times M_i}{M_{écorces}} \quad (85)$$

où $Y_{i,b}$ et $Y_{i,e}$ sont exprimés en g de constituant i par g de MO de boues ou d'écorces. M_{boues} , $M_{écorces}$ et M_i sont respectivement les masses molaires des boues, des écorces et de l'espèce i considérée. $Coef_{i,b}$ et $Coef_{i,e}$ sont les coefficients stœchiométriques associés à chaque espèce gazeuse i dans les équations de biodégradation des boues et des écorces (équations (82) et (83)). Le Tableau 46 et le Tableau 47 répertorient les coefficients $Y_{i,b}$ et $Y_{i,e}$ déterminés à l'aide des équations (84) et (85).

	$Coef_i$	masse molaire ($g \cdot mol^{-1}$)	$Y_{i,b}$ (g de i /g de MO consommée)
C ₅ H ₇ O ₂ N	1	113	
O ₂	5	32	1,42
CO ₂	5	44	1,95
H ₂ O	2	18	0,32
N ₂	0	28	0

Tableau 46 : coefficients de production ou de consommation $Y_{i,b}$ de chaque constituant i pour la biodégradation des boues

	$Coef_i$	masse molaire ($g \cdot mol^{-1}$)	$Y_{i,e}$ (g de i /g de MO consommée)
C ₆ H ₈ O ₄	1	113	
O ₂	6	32	1,33
CO ₂	6	44	1,83
H ₂ O	4	18	0,50
N ₂	0	28	0

Tableau 47 : coefficients de production ou de consommation $Y_{i,e}$ de chaque constituant i pour la biodégradation des boues

La production (ou consommation) des gaz dissous et de l'eau est déterminée en fonction de la consommation de la matière organique (des boues ou des écorces) par les équations (86) et (87). Le diazote n'intervient pas dans la réaction de biodégradation, par conséquent $R_{N_2} = 0$.

Pour $i=O_2$, CO₂ ou H₂O :

$$R_{i,b}^V = \pm Y_{i,b} \times \frac{\partial(m_{LBb}^V + m_{RBb}^V)}{\partial t} \quad (86)$$

$$R_{i,e}^V = \pm Y_{i,e} \times \frac{\partial m_{LBe}^V}{\partial t} \quad (87)$$

Dans les équations (86) et (87), le signe « + » est utilisé pour les constituants consommés (O₂) tandis que le signe « - » est utilisé pour les constituants produits par la réaction de biodégradation (CO₂ ou H₂O)(voir équation (82)).

Cette méthode, pour estimer les termes de production ou de consommation des espèces gazeuses, a notamment été utilisée dans deux modèles de compostage (Petric et Selimbašić 2008, Zhou et al. 2014).

1.3.4 Partie 3 : description thermique

Cette troisième partie a pour objectif de décrire les mécanismes de transfert, de transport et de production de chaleur à travers l'andain.

1.3.4.1 Bilan enthalpique

Comme pour les bilans de matières, nous nous sommes appuyés sur les travaux de Chenu (2007) et Pujol (2012) pour l'équation de conservation de la chaleur (équation (88)). En effet, la prise de moyenne volumique a également été appliquée pour obtenir le bilan macroscopique à partir de la conservation de l'énergie à l'échelle microscopique.

$$\begin{aligned} (\varepsilon_g \rho_g c_{P,g} + \varepsilon_l \rho_l c_{P,l} + \varepsilon_s \rho_s c_{P,s}) \frac{\partial T}{\partial t} + \varepsilon_g \rho_g c_{P,g} \vec{u}_g \cdot \vec{\nabla} T \\ = \vec{\nabla} \cdot (\lambda^* \vec{\nabla} T) - \dot{m}_{H_2O,gl} \Delta_{vap} h + R_{T,b}^v + R_{T,e}^v \end{aligned} \quad (88)$$

Dans l'équation (88), $c_{P,g}$, $c_{P,l}$, et $c_{P,s}$ sont les capacités thermiques massiques des phases gaz, liquide et solide à pression constante, T est la température, λ^* est la conductivité thermique effective, $\Delta_{vap} h$ est l'enthalpie de vaporisation de l'eau, et $R_{T,b}^v$ et $R_{T,e}^v$ sont respectivement les chaleurs produites par la biodégradation des boues et des écorces.

Les capacités thermiques de chacune des phases sont exprimées par les relations suivantes :

$$c_{P,g} = \sum_i x_{i,g} c_{P,ig} \quad (89)$$

$$c_{P,l} = \sum_i x_{i,l} c_{P,il} \quad (90)$$

$$c_{P,s} = \sum_i x_{i,s} c_{P,is} \quad (91)$$

$$\varepsilon_s = 1 - \varepsilon_l - \varepsilon_g \quad (92)$$

où $c_{P,ig}$, $c_{P,il}$, et $c_{P,is}$ sont les capacités thermiques massiques de chaque constituant i dans les phases gaz, liquide et solide.

L'établissement de l'équation (88) s'appuie grandement sur les travaux de Chenu (2007). Nous ne redémontrons pas cette équation mais nous reviendrons sur les principales étapes et hypothèses aboutissant à sa formulation (équation (88)).

Dans ses travaux, Chenu (2007) propose une approche multi-constituants pour l'établissement de l'équation de conservation de l'énergie de chacune des quatre phases (gaz, liquide, biofilm et solide) à l'échelle microscopique. Cette approche lui permet notamment de prendre en compte la variation des propriétés thermodynamiques des phases qui est influencée par leur composition. Ses bilans ont

été posés en décrivant l'énergie de chaque phase en termes d'enthalpie, en prenant en compte la conduction thermique et en négligeant la dissipation visqueuse. Par ailleurs, de même que pour les bilans de matière, des conditions de flux énergétiques aux interfaces ont été posées.

Après avoir établi les bilans enthalpiques microscopiques, Chenu (2007) a appliqué la prise de moyenne volumique pour changer l'échelle spatiale d'étude. Une analyse des ordres de grandeur a été effectuée pour simplifier le bilan enthalpique de chacune des quatre phases (gaz, liquide, biofilm et solide). La somme des quatre bilans enthalpiques permet ensuite de simplifier les termes d'échange aux interfaces.

Chenu (2007) propose de négliger les variations d'enthalpie massique liées à la dissolution d'espèces devant la variation d'enthalpie liée à la vaporisation de l'eau. En effet, Chenu (2007) justifie cette simplification par le fait que la dissolution de composés gazeux dans la phase liquide ainsi que la dissolution de composés solides dans le biofilm sont nettement moins énergétiques que la vaporisation de l'eau.

D'autre part, l'une des principales hypothèses utilisées par Chenu (2007) concerne l'équilibre thermique local aux interfaces. Cela lui permet de poser l'égalité suivante :

$$T_g = T_l = T_\beta = T_s \quad (93)$$

Enfin, Pujol (2012) simplifie le bilan enthalpique établi par Chenu (2007) en appliquant les mêmes hypothèses que pour les bilans de matière, qui sont :

- vitesses des phases liquide et biofilm nulles ;
- fraction volumique de biofilm faible devant les autres phases ;
- milieu homogène et isotrope.

(Pujol 2012) a choisi également de travailler avec des capacités thermiques massiques ne variant pas en fonction de la composition de chaque phase. Tout comme Pujol (2012), nous avons fait l'hypothèse pour les bilans de matière que la phase liquide était composée seulement d'eau [Hyp 3]. Pour cette raison, la capacité thermique massique de la phase liquide est indépendante de $x_{i,l}$ et est égale à celle de l'eau. En ce qui concerne la phase solide, nous avons également estimé que sa capacité thermique massique ne dépendait pas de sa composition. Ainsi, l'approche multi-constituants proposées par (Chenu 2007) a uniquement été considérée pour la phase gaz comme le montre l'équation (94).

$$\left(\varepsilon_g \rho_g \sum_i x_{i,g} c_{P,ig} + \varepsilon_l \rho_l c_{P,l} + \varepsilon_s \rho_s c_{P,s} \right) \frac{\partial T}{\partial t} + \varepsilon_g \rho_g c_{P,g} \vec{u}_g \cdot \vec{\nabla} T \quad (94)$$

$$= \vec{\nabla} \cdot (\lambda^* \vec{\nabla} T) - \dot{m}_{H_2O,g} \Delta_{vap} h + R_{T,b}^v + R_{T,e}^v$$

1.3.4.2 Production de chaleur par la biodégradation de la MO

Enfin, nous avons déterminé la quantité de chaleur produite par la réaction de biodégradation des boues et des écorces par les équations (95) et (96).

$$R_{T,b} = -h_{rxb} \frac{\partial (m_{LBb}^v + m_{RBb}^v)}{\partial t} \quad (95)$$

$$R_{T,e} = -h_{rx e} \frac{\partial m_{LBe}^v}{\partial t} \quad (96)$$

où h_{rxb} et h_{rxs} sont respectivement les enthalpies massiques de réaction de biodégradation des boues et des écorces.

1.4 Données

1.4.1 Données physico-chimiques

Les données physico-chimiques utilisées dans le modèle sont en partie répertoriées dans le Tableau 48.

paramètre	valeur	unité	référence
$c_{p,sol}$	975	$J. kg^{-1}. K^{-1}$	(Betons Speciaux de Protection, s. d.)
$d_{cendres}^{vraie}$	2,5	-	(Haug 1993)
d_{MV}^{vraie}	1	-	(Haug 1993)
\vec{g}	9,81	$m. s^{-2}$	(« The International System of Units » 2019)
h_{rxb}	23	$MJ. kg^{-1} de MV$	(Guibelin 2014)
	9500	BTU/LB	(Haug 1993)
h_{rxs}	17,4	$MJ. kg^{-1} de MV$	(Haug 1993)
	7500	BTU/LB	(Haug 1993)
$k_{LBb,20}$	0,004	j^{-1}	(Haug 1993)
$k_{LBe,20}$	0,0004	j^{-1}	(Haug 1993)
$k_{RBb,20}$	0,015	j^{-1}	(Haug 1993)
M_{air}	28,6	$g. mol^{-1}$	calculée
M_{CO_2}	44,0	$g. mol^{-1}$	
M_{H_2O}	18,0	$g. mol^{-1}$	(Perry et Green 1997)
M_{N_2}	28,0	$g. mol^{-1}$	(Perry et Green 1997)
M_{O_2}	32,0	$g. mol^{-1}$	(Perry et Green 1997)
R	8,314	$J. mol^{-1}. K^{-1}$	
λ_{sol}^*	1,4	$W. m^{-1}. K^{-1}$	(Betons Speciaux de Protection, s. d.)
ρ_{boues}	1032	$kg. m^{-3}$	mesure expérimentale, Tableau 44
ρ_{eau}	1000	$kg. m^{-3}$	à 0°C (Perry et Green 1997)
ρ_{Ec}	763	$kg. m^{-3}$	mesure expérimentale, Tableau 44
ρ_{sol}	2400	$kg. m^{-3}$	(Betons Speciaux de Protection, s. d.)
ρ_{subs}^{app}	365,8 ± 0,3	$kg. m^{-3}$	mesure expérimentale (Vapp=73,4L)
σ	0,005	T^{-1}	

Tableau 48 : données physico-chimiques utilisées dans le modèle

1.4.1.1 Viscosité dynamique de la phase gaz (η_g)

Nous avons supposé que la viscosité dynamique de la phase gaz était similaire à la viscosité dynamique de l'air ($\eta_g = \eta_{air}$). La Figure 47 présente l'évolution de η_{air} en fonction de la température ; les données ont été extraites de Perry et Green (1997). L'équation (97) présente la régression linéaire obtenue à partir de la Figure 47. η_{air} est exprimé en Pa.s et T est en °C.

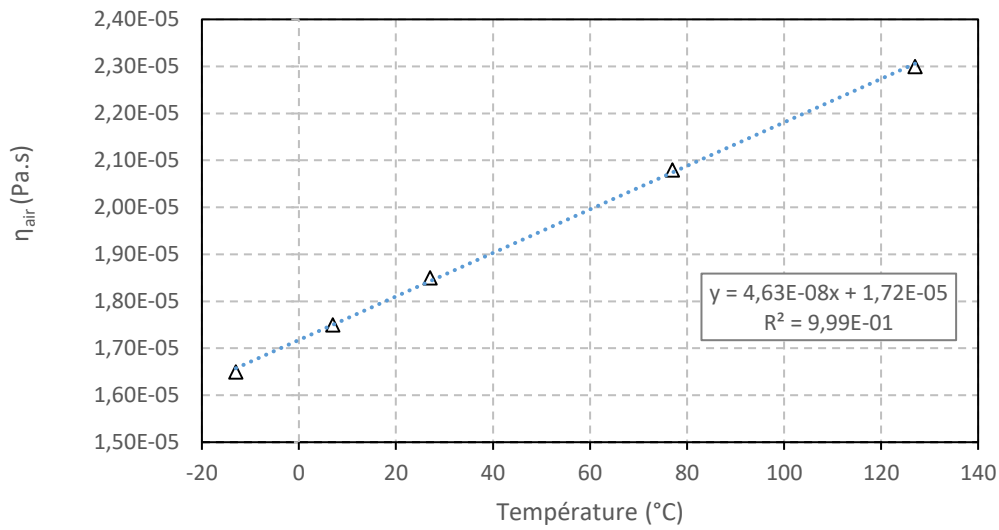


Figure 47 : évolution de la viscosité dynamique de l'air en fonction de la température ($P=1bar$), adaptée de (Perry et Green 1997)

$$\eta_g = 4,63 \cdot 10^{-8} \times T + 1,72 \cdot 10^{-5} \quad (\eta_g \text{ en Pa.s et } T \text{ en } ^\circ\text{C}) \quad (97)$$

1.4.1.2 Masse volumique de la phase gaz (ρ_g)

Nous avons fait l'hypothèse que la masse volumique de la phase gaz était semblable à la masse volumique de l'air ($\rho_g = \rho_{air}$). L'évolution de la masse volumique de l'air en fonction de la température (de -13°C à 127°C) est présentée sur la Figure 48 (Perry et Green 1997). Nous avons ensuite effectué une régression linéaire (équation (98)).

$$\rho_g = -0,0033 \times T + 1,2719 \quad (\rho_g \text{ en } \text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \text{ et } T \text{ en } ^\circ\text{C}) \quad (98)$$

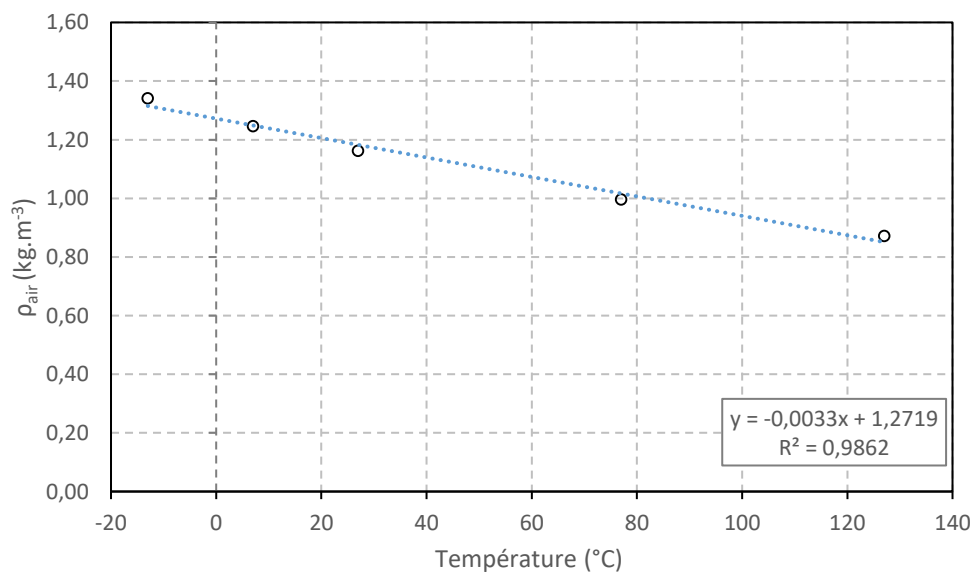


Figure 48 : évolution de la masse volumique de l'air en fonction de la température, adaptée de (Perry et Green 1997)

1.4.1.3 Pression de vapeur saturante pour l'eau (P_{sat})

Dans le domaine de température considéré, la pression de vapeur saturante de l'eau est calculée avec l'équation (99) (Perry et Green 1997).

$$P_{sat} = \exp\left(73,649 - \frac{7258,2}{(T + 273,15)} - 7,3037 \times \ln(T + 273,15) + 4,1653 \cdot 10^{-6} \times (T + 273,15)^2\right) \quad (99)$$

$(P_{sat} \text{ en } \text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \text{ et } T \text{ en } ^\circ\text{C})$

1.4.1.4 Masse volumique de la phase liquide (ρ_l)

Nous avons supposé que la phase liquide était uniquement composée d'eau [Hyp 3]. En conséquence, nous avons déterminé la masse volumique de la phase liquide à partir des propriétés de l'eau ($\rho_l = \rho_{eau}$). La masse volumique de l'eau, supposée constante en fonction de la température, est indiquée dans le Tableau 48.

1.4.1.5 Coefficients de diffusion ($D_{i,g}$)

Les coefficients de diffusion de la phase gaz ont été estimés par l'équation de Chapman-Enskog (Cussler 1997). Pour cela, nous avons supposé que la phase gaz était majoritairement composée d'air. Pour un mélange binaire, avec deux composés 1 et 2, l'équation de Chapman-Enskog s'écrit :

$$D_{12} = \frac{1,86 \cdot 10^{-3} T_{gaz}^{3/2} \left(\frac{1}{M_1} + \frac{1}{M_2}\right)^{1/2}}{P_g \sigma_{12} \Omega} \quad (100)$$

M_1 et M_2 sont les masses molaires des composés 1 et 2. P_g est la pression de la phase gaz ; nous l'avons supposée égale à 1 atm dans cette équation. T_{gaz} est la température de la phase gaz. σ_{12} est le diamètre de collision calculé par la relation ci-après :

$$\sigma_{12} = \frac{1}{2}(\sigma_1 + \sigma_2) \quad (101)$$

où σ_1 et σ_2 sont des longueurs caractéristiques associée aux corps purs 1 et 2 (Poling et al. 2001) et issues de la table de Lennard-Jones publiée par Cussler (1997).

Ω (intégrale de collision) présent dans l'équation (100) est un facteur sans dimension. Pour obtenir sa valeur, nous avons tout d'abord déterminé le rapport $k_B T / \varepsilon_{12}$, puis nous avons utilisé une régression à partir d'une table de données associant Ω au rapport $k_B T / \varepsilon_{12}$ (Cussler 1997). Les régressions utilisées pour déterminer Ω sont présentées en Annexe G. Dans le rapport $k_B T / \varepsilon_{12}$, ε_{12} représente l'énergie d'interaction entre deux molécules en collision. Ce paramètre est déterminé avec l'équation (102).

$$\varepsilon_{12} = \sqrt{\varepsilon_1 \varepsilon_2} \quad (102)$$

En utilisant l'équation (102), dans le rapport $k_B T / \varepsilon_{12}$, celui-ci peut être exprimé sous la forme suivante :

$$\frac{k_B T}{\varepsilon_{12}} = \frac{T}{\sqrt{(\varepsilon_1/k_b)(\varepsilon_2/k_b)}} \quad (103)$$

où ε_1/k_b et ε_2/k_b sont également donnés par la table de Lennard–Jones (Cussler 1997).

A titre indicatif nous présentons dans le Tableau 49 les coefficients de diffusion à 20°C. Les équations (104) à (107) présentent les équations des coefficients de diffusion (en $cm^2 \cdot s^{-1}$) en fonction de la température (T en °C). Ces corrélations ont été déterminées à partir de la Figure 83, de la Figure 85 et de la Figure 89 (cf. Annexe G). Elles sont valables pour des températures de la phase gaz allant de 0°C à 70°C.

paramètre	valeur	température	unité	référence
$D_{O_2,g}$	0,199	20°C	$cm^2 \cdot s^{-1}$	(Cussler 1997)
$D_{N_2,g}$	0,197	20°C	$cm^2 \cdot s^{-1}$	(Cussler 1997)
$D_{CO_2,g}$	0,188	20°C	$cm^2 \cdot s^{-1}$	(Cussler 1997)
$D_{H_2O,g}$	0,206	20°C	$cm^2 \cdot s^{-1}$	(Cussler 1997)

Tableau 49 : coefficients de diffusion à 20°C

$$D_{O_2,g} = 0,0012 \times T + 0,1745 \quad (D_{O_2,g} \text{ en } cm^2 \cdot s^{-1} \text{ et } T \text{ en } ^\circ C) \quad (104)$$

$$D_{N_2,g} = 0,0012 \times T + 0,1735 \quad (D_{N_2,g} \text{ en } cm^2 \cdot s^{-1} \text{ et } T \text{ en } ^\circ C) \quad (105)$$

$$D_{CO_2,g} = 0,0012 \times T + 0,1639 \quad (D_{CO_2,g} \text{ en } cm^2 \cdot s^{-1} \text{ et } T \text{ en } ^\circ C) \quad (106)$$

$$D_{H_2O,g} = 0,0014 \times T + 0,1781 \quad (D_{H_2O,g} \text{ en } cm^2 \cdot s^{-1} \text{ et } T \text{ en } ^\circ C) \quad (107)$$

1.4.1.6 Tortuosité ($\tau_{t,g}$)

La tortuosité intervient dans l'équation (55), elle permet de corriger le coefficient de diffusion impacté par la structure poreuse du substrat. Ce paramètre peut être estimé par le calcul à l'aide d'une loi empirique ou par mesure expérimentale via le coefficient de diffusion effectif. L'utilisation d'une relation empirique implique de connaître précisément les propriétés structurales du substrat et fait intervenir plusieurs hypothèses. Ne connaissant pas la géométrie du substrat et ne pouvant pas mesurer expérimentalement la tortuosité, nous avons fixé la tortuosité à 10. Cette valeur correspond à la moyenne entre les valeurs minimale et maximale relevées dans la littérature pour plusieurs types de déchets (Tableau 50).

milieux poreux testés	paramètre étudié	tortuosité	référence
boues activées	$3\% \leq x_{MS,boues} \leq 9\%$	$\tau_{moy} = 2,73$	(Smith et Coackley 1984)
boues issues de la construction + scories	plusieurs mélanges boues/scories testés	$0,7 \leq \tau \leq 19$	(Asakura et al. 2009)
cendres d'incinération encombrants déchetés	variation de la teneur en eau	$3,4 \leq \tau \leq 10,7$	(Kallel et al. 2004)
incombustibles déchetés		$2,3 \leq \tau \leq 5,6$	
sable (diamètre entre 2 et 2,8mm)		$2,5 \leq \tau \leq 9,9$	
		$\tau = 1,8$	

Tableau 50 : coefficients de tortuosité mesurés – données de la littérature

1.4.1.7 Perméabilité (κ_g)

La perméabilité représente l'aptitude d'un milieu poreux à être traversé par un fluide. Ce paramètre est utilisé dans l'équation (64) pour exprimer la vitesse de Darcy de la phase gaz.

Huet et al. (2012) ont mesuré expérimentalement la perméabilité à l'air d'un mélange boues d'épuration/palettes broyées dans les proportions : 1 volume de boues pour 3 volumes de palettes. Deux types de palettes (fraîches ou recyclées), deux types de granulométrie (<20 mm ou >20 mm) et deux teneurs en eau (humidité du substrat) ont été testés dans leur travaux. Par ailleurs, les prélèvements de substrat ont été réalisés à différentes profondeurs pour étudier le phénomène de tassement. La Figure 49 présente leurs résultats expérimentaux.

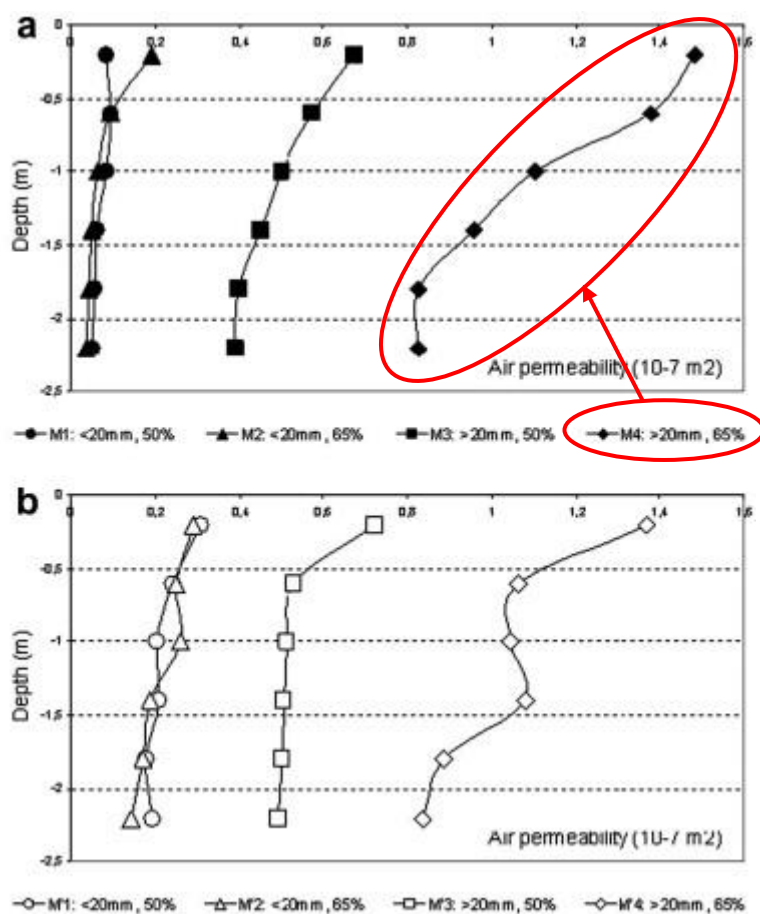


Figure 49 : perméabilité à l'air en fonction de la profondeur pour différentes humidités et tailles de particule (a: mélange boues-palettes recyclées; b mélange boues-palettes fraîches) (J. Huet et al. 2012)

Nos travaux concernent la fermentation d'un mélange boues/écorces dans les proportions : 1 volume de boues pour 4 volumes d'écorces. Les écorces utilisées sont en grande majorité des écorces recyclées, même si quelques écorces fraîches peuvent être utilisées par manque de refus (écorces récupérées lors du criblage (cf. chapitre 2, §1.3)). La dimension des écorces est supérieure à 20 mm. Par ailleurs, lors de précédents suivis d'andain en fermentation nous avons observé que l'humidité du substrat était comprise entre 62 % et 68 % en début de fermentation et entre 53 % et 62 % en fin de fermentation. Ainsi, nos conditions expérimentales étant proches de celles étudiées par J. Huet et al. (2012), nous avons utilisé leurs résultats expérimentaux pour estimer la perméabilité. Nous nous placerons dans le cas des écorces recyclées ayant une dimension supérieure à 20 mm et dont le substrat possède une humidité de 65 % (Figure 49, a).

D'après les résultats présentés par J. Huet et al. (2012) (Figure 49, a), la perméabilité varie entre $0,8 \cdot 10^{-7} m^2$ et $1,5 \cdot 10^{-7} m^2$ en fonction de la profondeur à laquelle l'échantillon a été prélevé dans le dispositif expérimental. Nous utiliserons la moyenne de ces deux valeurs dans nos travaux, soit :

$$\kappa_g = 1,2 \times 10^{-7} m^2$$

1.4.1.8 Capacité thermique massique de la phase solide ($c_{p,s}$)

Pour estimer $c_{p,s}$, nous avons utilisé la capacité thermique massique des boues sèches ($c_{p,BS}$) et la capacité thermique du bois (pin) pour les inertes ($c_{p,ECS}$). Ainsi, la capacité thermique massique de la phase solide est donnée par la relation (108).

$$c_{p,s} = \frac{m_{LBB}^V + m_{RBB}^V + m_{Ib}^V}{m_{MS,subs}^V} \times c_{p,BS} + \frac{m_{LBe}^V + m_{Ie}^V}{m_{MS,subs}^V} \times c_{p,ECS} \quad (108)$$

Les valeurs de $C_{p,BS}$ et $C_{p,ECS}$ sont indiquées dans le Tableau 51.

paramètre	valeur	unité	référence
$c_{p,BS}$	$1040 + 2,72 \times T$ (°C)	$J \cdot kg^{-1} \cdot K^{-1}$	(Deng et al. 2009), méthode ASTM E1269 (2001)
	1046	$J \cdot kg^{-1} \cdot K^{-1}$	(Haug 1993)
$c_{p,ECS}$	2090	$J \cdot kg^{-1} \cdot K^{-1}$	bois de pin (Miller et Clesceri 2002)

Tableau 51 : capacités thermiques massiques des boues sèches et des écorces sèches

1.4.1.9 Capacité thermique massique de la phase liquide ($c_{p,l}$)

La phase liquide étant constituée essentiellement d'eau, nous avons utilisé la capacité thermique massique de l'eau pour déterminer $c_{p,l}$. A partir des données issues du progiciel ProSimPlus, une régression polynomiale d'ordre 4 (équation (109)) a été effectuée, elle permet de calculer $c_{p,l}$ (en $J \cdot kg^{-1} \cdot K^{-1}$) en fonction de la température (T en °C et variant de 0°C à 70°C). Les coefficients de l'équation (109) sont présentés dans le Tableau 52.

$$c_{p,l} = A + B \times T + C \times T^2 + D \times T^3 + E \times T^4 \quad (109)$$

A	B	C	D	E
$4,22700 \cdot 10^3$	-2,61959	$4,17770 \cdot 10^{-2}$	$-2,15589 \cdot 10^{-4}$	$5,22081 \cdot 10^{-7}$

Tableau 52 : coefficients de régression pour la capacité thermique massique de la phase liquide (eau)

1.4.1.10 Capacités thermiques massiques des constituants de la phase gaz ($c_{p,ig}$)

De la même façon que pour $c_{p,l}$, les capacités thermiques massiques des constituants de la phase gaz ($c_{p,ig}$) ont été corrélées en fonction de la température grâce aux données issues du progiciel ProSimPlus (équation (110)). Cependant, en raison de la très faible variation de c_{p,N_2g} en fonction de la température ($1039,36 J.kg^{-1}.K^{-1} \leq c_{p,N_2g} \leq 1040,97 J.kg^{-1}.K^{-1}$ de 0 à 70°C), c_{p,N_2g} a été supposée constante et égale à $1040 J.kg^{-1}.K^{-1}$. Les différents coefficients apparaissant dans l'équation (110) sont regroupés dans le Tableau 53. $c_{p,ig}$ est exprimé en $J.kg^{-1}.K^{-1}$, T est en °C.

$$c_{p,ig} = A + B \times T + C \times T^2 + D \times T^3 \quad (110)$$

($c_{p,ig}$ en $J.kg^{-1}.K^{-1}$ et T en °C)

constituant gazeux	A	B	C	D
O ₂	$9,13977.10^2$	$1,04678.10^{-1}$	$8,55646.10^{-4}$	$-3,63054.10^{-7}$
CO ₂	$8,15909.10^2$	1,25297	$-1,48671.10^{-3}$	$-3,21733.10^{-6}$
H ₂ O	$1,85887.10^3$	$1,65446.10^{-1}$	$1,38208.10^{-3}$	$-1,92964.10^{-7}$

Tableau 53 : coefficients de régression pour les capacités thermiques massiques phase gaz (air)

1.4.1.11 Conductivité thermique effective (λ^*)

Nous avons utilisé les résultats présentés par Joachim Huet et al. (2012) pour évaluer la conductivité thermique du substrat. En effet, dans leurs travaux, les auteurs (Joachim Huet et al. 2012) ont mesuré la conductivité thermique d'un substrat composé de boues d'épuration et de palettes broyées dans des proportions proches de celles appliquées à la STEU d'Aureilhan (1 volume de boues pour 3 volumes de palettes dans leurs travaux). De surcroît, les paramètres étudiés lors des mesures de la conductivité thermique nous permettent de prendre en compte l'influence de la température et de l'humidité. D'autre part, Joachim Huet et al. (2012) ont testé différentes palettes : recyclées ou fraîches, granulométrie inférieure à 20 mm ou supérieure à 20 mm. Néanmoins, les andains formés sur la STEU d'Aureilhan étant en grande partie formés avec de l'agent structurant recyclé de dimension supérieure à 20 mm, nous avons utilisé uniquement les résultats concernant le mélange boues/palettes recyclées (supérieur à 20 mm).

Ainsi, à partir des résultats présentés par Joachim Huet et al. (2012), nous avons tracé les régressions linéaires permettant d'obtenir la conductivité du substrat pour deux humidités (50% et 65%) en fonction de la température (de 5°C à 75°C).

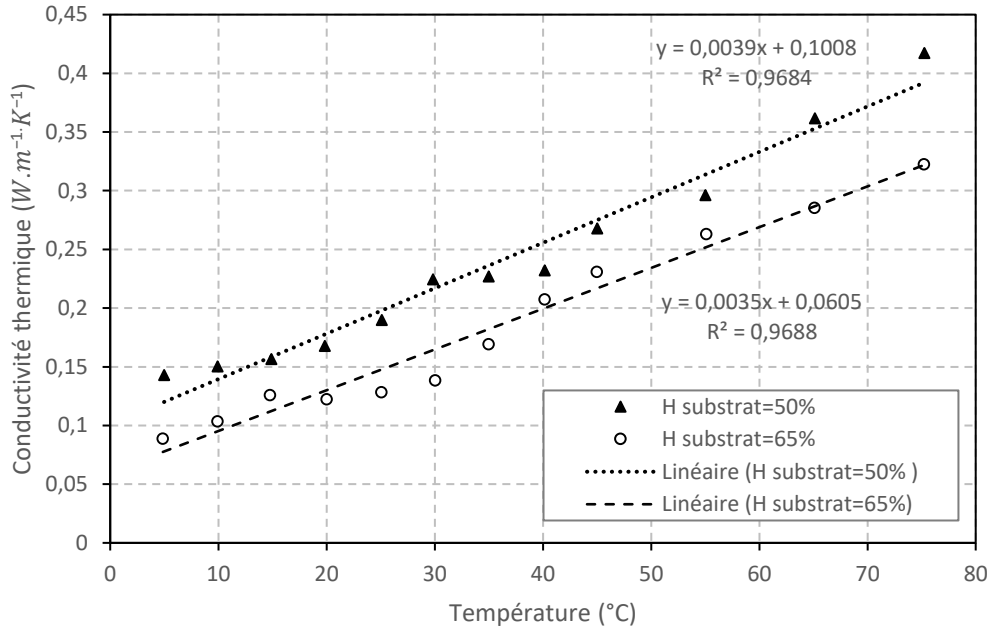


Figure 50 : évolution de la conductivité thermique d'un mélange boues/palettes recyclées (>20mm) en fonction de la température pour deux humidités du mélange (50% et 65%), adaptée de Joachim Huet et al. (2012)

Les régressions linéaires tracées sur la Figure 50 nous donnent les équations suivantes :

Pour $H_1=50\%$,

$$\lambda_1 = 0,0039 \times T + 0,1008 \quad (111)$$

Pour $H_2=65\%$,

$$\lambda_2 = 0,0035 \times T + 0,0605 \quad (112)$$

A partir des équations (111) et (112) et en supposant que l'évolution de la conductivité thermique est linéaire en fonction de l'humidité, nous pouvons écrire l'équation (113) qui permet d'estimer la conductivité thermique effective ($W.m^{-1}.K^{-1}$) en fonction de l'humidité (H en %) et de la température (T en $^{\circ}C$).

$$\lambda^* = \lambda_2 + (\lambda_1 - \lambda_2) \frac{H_2 - H}{H_2 - H_1} \quad (113)$$

(λ^* en $W.m^{-1}.K^{-1}$ et H en %)

1.4.1.12 Enthalpie de réaction de biodégradation

Les enthalpies massiques de réaction de biodégradation des boues et des écorces sont estimées égales à la chaleur libérée par la combustion des MO (Tableau 54). Cette estimation a notamment été utilisée dans les travaux de Haug (1993), Zhou et al. (2014) et J. Zhang et al. (2010).

Paramètre	Valeur	Unité	Référence
h_{rxb}	23	$MJ.kg^{-1}$ de MV	(Guibelin 2014)
	9500	BTU/LB	(Haug 1993)
h_{rxe}	17,4	$MJ.kg^{-1}$ de MV	(Haug 1993)
	7500	BTU/LB	(Haug 1993)

Tableau 54 : enthalpie massique de réaction de biodégradation des boues et des écorces

1.4.1.13 Enthalpie de vaporisation de l'eau ($\Delta_{vap}H$)

La chaleur latente de vaporisation a été déterminée à l'aide des données issues du progiciel ProSimPlus.

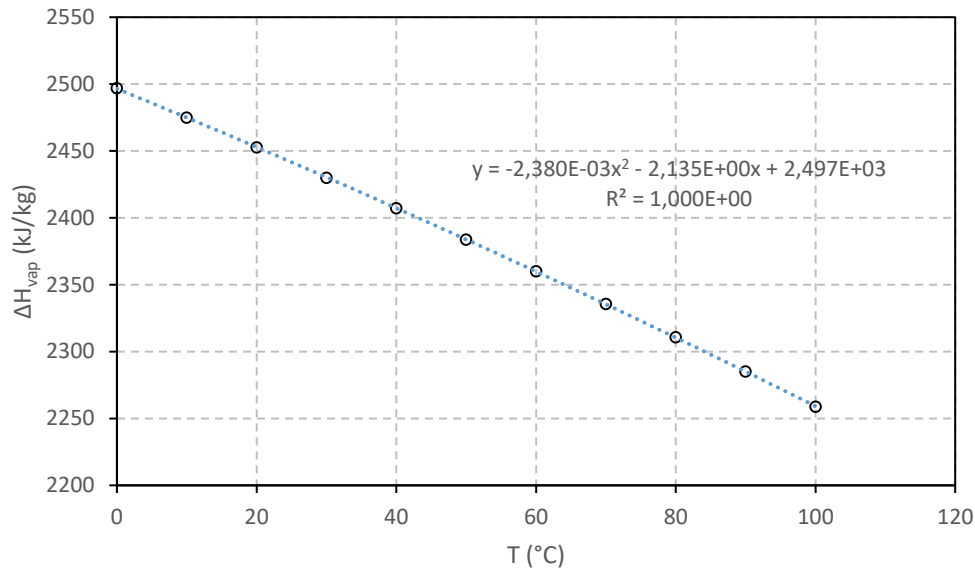


Figure 51 : évolution de la chaleur latente de vaporisation de l'eau en fonction de la température, adaptée du progiciel ProSimPlus

L'équation (114), déterminée à partir de la Figure 51, permet de calculer l'enthalpie massique de vaporisation (en $kJ \cdot kg^{-1}$) en fonction de la température (T en °C).

$$\Delta_{vap}h = -2,380 \cdot 10^{-3} \times T^2 - 2,135 \times T + 2,497 \cdot 10^3 \quad (114)$$

$$(\Delta_{vap}h \text{ en } kJ \cdot kg^{-1} \text{ et } T \text{ en } ^\circ C)$$

1.4.2 Conditions initiales

1.4.2.1 Substrat

Les données initiales concernant le substrat composté sont indiquées dans le Tableau 55. Dans le chapitre 2, nous avons évalué le $ratio_{B/EC}$ entre 1/4 et 1/7. Nous avons choisi dans nos simulations numériques de fixer le $ratio_{B/EC}$ à 1/4 qui est la valeur la plus proche du $ratio_{B/EC}$ recommandé et appliqué par les STEU (1 volume de boues pour 3 volumes d'écorces, cf. Chapitre 1).

paramètre	valeur	unité	référence
volume andain	100	m^3	cf. chapitre 2
masse andain	36	tonnes	cf. chapitre 2
$ratio_{B/Ec}$	1/4	-	cf. chapitre 2
$x_{MS,boues}^0$	0,169	g de MS/g de boues	moyenne des mesures expérimentales (Tableau 44)
$x_{MS,subs}^0$	0,32 (andain 3) 0,38 (andain 1, 2 et 4)	g de MS/g de substrat	cf. chapitre 2
$x_{MV,boues}^0$	0,779	g de MV/g de boues sèches	moyenne mesures expérimentales (Tableau 44)
$x_{MV,écorces}^0$	0,926	g de MV/g d'écorces sèches	(Watteau et Villemin 2011)
x_{LBb}^0	0,6	g de LB/g de MO	(Haug 1993)
x_{RBb}^0	0,4	g de RB/g de MO	(Haug 1993)
x_{LBe}^0	1	g de LB/g de MO	(Haug 1993)

Tableau 55 : données initiales relatives au substrat composté

La fraction massique de matière sèche contenue dans les écorces est calculée avec l'équation (115) (Annexe H). La masse initiale de matière organique provenant des écorces est calculée avec l'équation (116) (Annexe H).

$$x_{MS,Ec}^0 = \left(1 + ratio_{B/Ec} \times \frac{\rho_{boues}}{\rho_{Ec}}\right) \times x_{MS,subs}^0 - ratio_{B/Ec} \times \frac{\rho_{boues}}{\rho_{Ec}} \times x_{MS,boues}^0 \quad (115)$$

$$m_{MV,Ec}^0 = \frac{m_{subs}^0}{1 + ratio_{B/Ec} \times \frac{\rho_{boues}}{\rho_{Ec}}} \times x_{MS,Ec}^0 \times x_{MV,Ec}^0 \quad (116)$$

La matière organique des écorces est uniquement constituée de composés lentement biodégradables ($x_{LBe}^0 = 1$). Ainsi :

$$m_{LBe}^{V,0} = m_{MV,Ec}^0 \quad (117)$$

De la même façon que pour les écorces, nous avons exprimé la masse de MO initiale fournie par les boues selon l'équation (118) :

$$m_{MV,boues}^0 = m_{subs}^0 \times \left(1 - \frac{1}{1 + ratio_{B/Ec} \times \frac{\rho_{boues}}{\rho_{Ec}}}\right) \times x_{MS,boues}^0 \times x_{MV,boues}^0 \quad (118)$$

Les masses initiales des composés rapidement et lentement biodégradables provenant des boues ont été déterminées par les équations (119) et (120) suivantes :

$$m_{LBb}^{V,0} = m_{MV,boues}^0 \times x_{LBb}^0 \quad (119)$$

$$m_{RBb}^{V,0} = m_{MV,boues}^0 \times x_{RBb}^0 \quad (120)$$

1.4.2.2 Composition initiale de la phase gaz

Nous avons supposé que la phase gaz dans l'andain avait initialement la même composition que l'air ambiant.

L'air ambiant est composé d'air sec (N_2 , O_2 , CO_2 , etc.) et de vapeur d'eau. Comme indiqué précédemment, le modèle que nous proposons prend en compte 4 composés gazeux : N_2 , O_2 , CO_2 , et H_2O . Nous négligeons ainsi tous les autres gaz, leurs fractions volumiques étant très faibles (moins de 1%) devant celles d' N_2 et d' O_2 (Allaby 2009).

La composition de l'air ambiant est généralement indiquée en fraction volumique. Or nous faisons l'hypothèse que l'air ambiant se comporte comme un gaz parfait. De ce fait, les fractions volumiques sont égales aux fractions molaires.

Comme nous négligeons certains gaz, pour avoir la somme des fractions molaires de l'air sec égale à 1, nous fixons la fraction molaire du diazote (inerte) en fonction des fractions molaires du dioxygène et du dioxyde de carbone (équation (121)).

$$X_{N_2}^{airsec} = 1 - X_{O_2}^{airsec} - X_{CO_2}^{airsec} \quad (121)$$

Le Tableau 56 indique les valeurs des fractions molaires de l'air sec pour N_2 , O_2 , et CO_2 indiquées dans les travaux d'Allaby ainsi que la fraction molaire corrigée $X_{N_2}^{airsec}$ selon l'équation (121).

fractions molaires	fractions molaires données par Allaby (Allaby 2009)	fractions molaires corrigées
$X_{N_2}^{airsec}$	0,7808	0,7901
$X_{O_2}^{airsec}$	0,2095	0,2095
$X_{CO_2}^{airsec}$	0,0004	0,0004

Tableau 56 : fractions molaires de l'air ambiant selon (Allaby 2009)

D'autre part, les fractions molaires de N_2 , O_2 et CO_2 sont données par rapport à l'air sec, il est donc nécessaire de corriger ces fractions molaires en fonction de la fraction molaire d'eau présente dans l'air ambiant selon l'équation (122):

$$X_i = X_i^{airsec} \times (1 - X_{H_2O}) \quad (122)$$

Nous avons déterminé la fraction molaire d'eau contenue dans l'air ambiant (équation (124)) à partir de l'humidité relative (HR) (équation (123)):

$$HR (\%) = \frac{P_{H_2O}}{P_{sat}} \times 100 \quad (123)$$

$$X_{H_2O} = \frac{HR \times P_{sat}}{100 \times P_{air}} \quad (124)$$

L'humidité relative initiale de l'air ambiant est déterminée au temps initial ($t=0$) à partir des données météorologiques de la ville d'Aureilhan fournies par meteoblue (« Archive météo Aureilhan », s. d.).

Ensuite, la pression de vapeur saturante ($P_{sat}(T)$) apparaissant dans les équations (123) et (124) est calculée avec l'équation (99) (Perry et Green 1997), avec T en °C. La pression de l'air ambiant est égale à la pression constante $P_{air} = 1,0132 \cdot 10^5 Pa$.

De même que pour l'humidité relative, la température initiale de l'air ambiant est fixée à la température correspondante au temps initial des données météorologiques fournies par meteoblue.

Enfin, pour convertir les fractions molaires en fractions massiques nous utilisons la relation (125) suivante :

$$x_i = \frac{X_i M_i}{X_{O_2} M_{O_2} + X_{N_2} M_{N_2} + X_{CO_2} M_{CO_2} + X_{H_2O} M_{H_2O}} \quad (125)$$

Les valeurs des masses molaires dans l'équation (125) sont indiquées dans le Tableau 48.

1.4.2.3 Température initiale de l'andain

Lors des mesures expérimentales de température, trois sondes (permettant de suivre la température de l'andain en fonction de la profondeur) étaient présentes sur chaque perche (perches A, B et C installées sur la longueur de l'andain (Figure 29, chapitre 2). Lors de l'installation des sondes, les températures mesurées initialement pouvaient présenter plusieurs degrés Celsius de différence en fonction de la profondeur. Afin de prendre en compte ces différences de température, l'andain a été initialement divisé en trois zones en fonction de la profondeur. A chaque zone, nous avons affecté la température initiale (mesurée) correspondante. Les températures initiales de la perche A ne sont pas présentée dans le Tableau 57 car nous n'avons pas fait de simulation pour modéliser les résultats de cette perche. Ce choix s'explique par la position de cette sonde (A) trop proche de la zone inclinée à l'extrémité de l'andain (chapitre 2) et donc de l'extérieur.

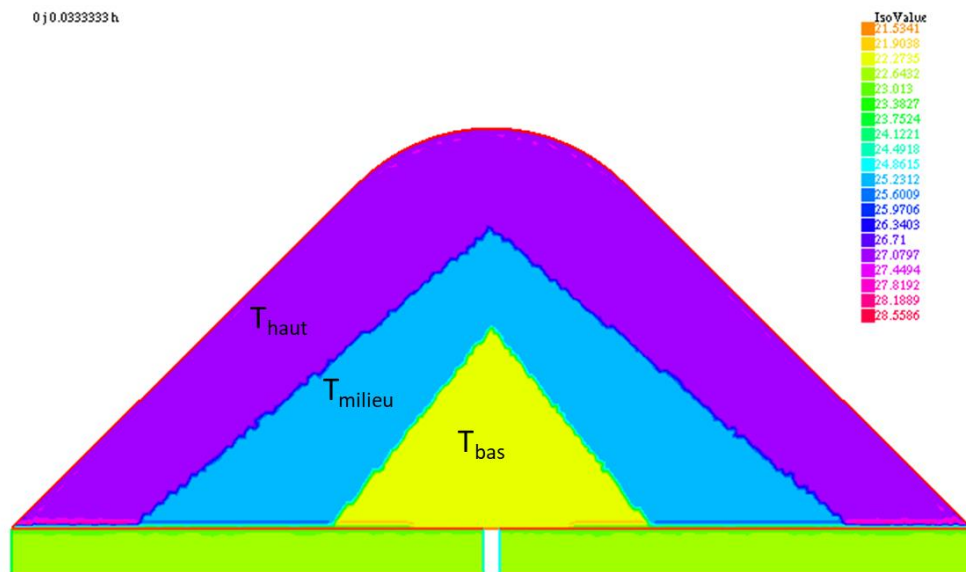


Figure 52 : répartition des températures initiales T_{haut} , T_{milieu} , T_{bas} dans l'andain

	Perche B			Perche C		
	T_{haut} (°C)	T_{milieu} (°C)	T_{bas} (°C)	T_{haut} (°C)	T_{milieu} (°C)	T_{bas} (°C)
andain 1	6	6	6	7,5	8,5	10,5
andain 2	25	26	22	15	20,5	21,5
andain 3	7	15,5	23,5	25	25	25
andain 4	26	26	24	27	27	27

Tableau 57 : températures initiales de l'andain utilisées dans le modèle d'après les mesures expérimentales

1.4.2.4 Température initiale du sol

Chaque espace de fermentation reste vide plusieurs heures (et parfois plusieurs jours) avant la formation de l'andain. Lors de cette période, le sol est en contact direct avec le milieu extérieur, sa température est par conséquent dépendante de la température extérieure. Pour fixer la température initiale du sol, nous avons tout d'abord tracé l'évolution de la température extérieure grâce aux données fournies par météoblue (« Archive météo Aureilhan », s. d.). L'évolution de la température extérieure présente globalement une allure sinusoidale (Annexe I). Ainsi, pour chaque andain suivi, une fonction cosinus (équation (126)) a été créée pour modéliser l'évolution de la température extérieure sur les trois jours précédant la formation de l'andain (Annexe I). Les coefficients A, B, C et D intervenant dans l'équation (126) sont indiqués dans le Tableau 58 pour chaque andain suivi.

$$T_{ext} = A + B \cos(C \times t + D) \quad (126)$$

	Andain 1	Andain 2	Andain 3	Andain 4
A	275,282	281,418	279,3	295,608
B	2,329	1,555	2,880	4,333
C	0,297	0,275	0,270	0,272
D	0,757	1,753	2,264	1,877

Tableau 58 : coefficients intervenant dans l'équation pour chaque andain suivi (126)

A partir des coefficients A, B, C et D présents dans l'équation (126), la température initiale dans le sol peut être estimée par l'équation (127) (adaptée des travaux de Cuny et al. (2019))

$$T_{sol}^0 = A + B \times e^{-y \sqrt{\frac{C}{2 \times \alpha_{sol}}}} \times \cos \left(C \times t + D + y \sqrt{\frac{C}{2 \times \alpha_{sol}}} \right) \quad (127)$$

Où α_{sol} est la diffusivité thermique du sol définit par l'équation suivante :

$$Avec \alpha_{sol} = \frac{\lambda_{sol}}{c_{p,sol} \times \rho_{sol}} \quad (128)$$

Les caractéristiques physiques du béton sont indiquées dans le Tableau 59.

		valeur	unité	référence
λ_{sol}	conductivité thermique du sol	1,4	$W \cdot m^{-1} \cdot K^{-1}$	(Betons Speciaux de Protection, s. d.)
$c_{p,sol}$	capacité thermique du sol	975	$J \cdot kg^{-1} \cdot K^{-1}$	(Betons Speciaux de Protection, s. d.)
ρ_{sol}	masse volumique du sol	2 400	$kg \cdot m^{-3}$	(Betons Speciaux de Protection, s. d.)

Tableau 59 : caractéristiques physiques du béton

1.4.3 Conditions aux limites

La Figure 53 présente la modélisation géométrique de l'andain. Les noms attribués aux bords de l'andain, définis dans le programme de résolution FreeFem++ (version 4.2.1) sont également indiqués sur la Figure 53.

L'andain étant au contact du milieu extérieur sur les bords BG, BHM et BD des conditions limites dépendantes des conditions extérieures (pression, température, composition) ont ainsi été posées. De

même, la partie basse de l'andain étant au contact du sol, des conditions limites ont donc été fixées sur les bords BBG (1 et 2) et BBD (1 et 2).

Par ailleurs, la vitesse de l'air est imposée sur le bord BBM.

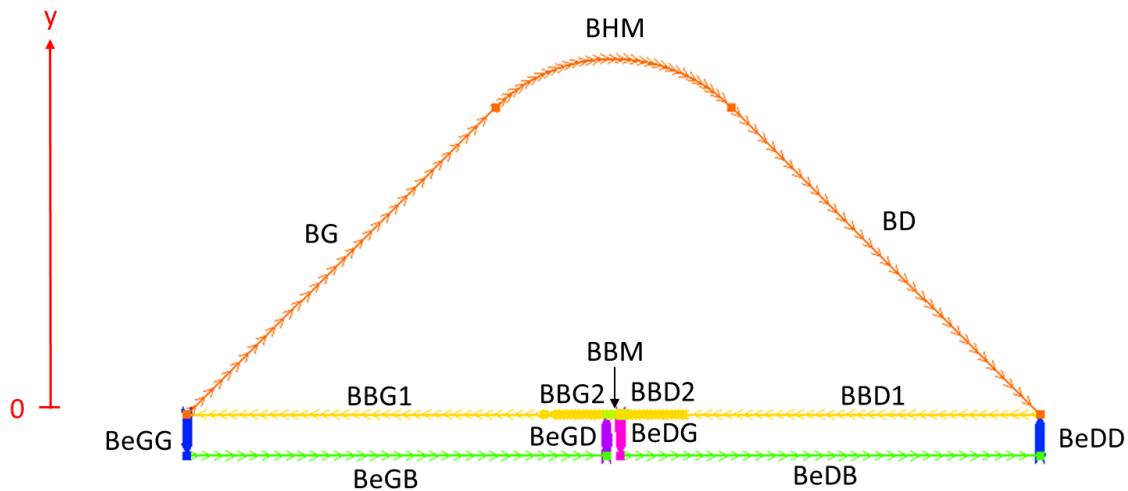


Figure 53 : modélisation géométrique de l'andain

1.4.3.1 Conditions aux limites sur les zones de l'andain en contact avec le milieu extérieur (bords BG, BHM et BD)

1.4.3.1.1 Caractéristiques de la phase gaz (température, humidité relative, composition)

- Humidité relative

Comme déjà évoqué, le hangar où est réalisée la fermentation des andains est semi-ouvert sur le milieu extérieur (cf. chapitre 2, 3.). La composition de l'air ambiant entrant dans l'andain est dépendante de l'humidité relative. Or l'humidité relative de l'air ambiant varie au cours du temps en fonction des conditions météorologiques (variations journalières et saisonnières). Afin de prendre en compte ces variations nous avons relevé l'humidité relative de l'air ambiant de la ville d'Aureilhan au cours du suivi de chaque andain sur le site www.meteoblue.com. Il s'agit de données issues de modélisation météorologiques. Par ailleurs l'humidité relative est indiquée heure par heure sur le site météo blue (« Archive météo Aureilhan », s. d.). Dans l'objectif de ne pas être limité par un pas de temps devant être supérieur ou égal à une heure, nous avons créé une fonction permettant de faire une régression linéaire entre deux points connus si le pas de temps est plus petit qu'une heure.

Soit $HR_{ambiant}$ l'humidité relative de l'air que nous cherchons à déterminer au temps t_I . Soit HR_A et HR_B les humidités relatives connues de l'air ambiant respectivement au temps t_A et t_B (où t_A et t_B encadrent t_I). L'équation (129) donne une estimation de $HR_{ambiant}$ pour t_I compris entre t_A et t_B .

$$HR_{ambiant} = HR_A + \frac{HR_B - HR_A}{3600} \times (t_I - t_A) \quad (129)$$

- Température

La température ambiante de l'air varie également temporellement. Comme pour l'humidité relative, nous avons utilisé les données de modélisation météorologiques présentées par météo blue (« Archive météo Aureilhan », s. d.) pour obtenir la température ambiante de l'air. Une régression linéaire (équation (130)) a également été utilisée pour estimer la température ambiante :

$$T_{ambient} = T_A + \frac{T_B - T_A}{3600} \times (t_I - t_A) \quad (130)$$

- Composition de la phase gaz

L'andain en fermentation étant dans un hangar semi ouvert (Figure 44, chapitre 3), celui-ci est directement en contact avec le milieu extérieur. Pour cette raison, la composition de la phase gaz sur les bords de l'andain est considérée égale à la composition de l'air ambiant.

La composition de l'air ambiant est dépendante de l'humidité relative et de la température ambiante. Par conséquent, nous calculons, à partir des fractions molaires de l'air sec indiquées dans le Tableau 56, la composition de l'air ambiant à chaque pas de temps selon la procédure suivante :

- calcul de HR_I et $T_{ambient}$ avec les équations (129) et (130) ;
- calcul de P_{sat} avec l'équation (99) ;
- calcul de X_{H_2O} avec l'équation (124) ;
- calculs de X_{N_2} , X_{O_2} , et X_{CO_2} , équation (122) ;
- conversion des fractions molaires en fractions massiques, équations (125).

1.4.3.1.2 Convection naturelle à la surface de l'andain

Un échange thermique par convection a lieu à la surface de l'andain en contact avec l'atmosphère. La densité de flux de chaleur échangé a pour expression :

$$\varphi_{conv} = h_{conv}(T - T_{ambient}) \quad (131)$$

où le coefficient d'échange convectif h_{conv} a pour valeur $20 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{K}^{-1}$.

1.4.3.2 Conditions aux limites sur les bords où l'andain est en contact avec le sol (BBG1, BBG2, BBD2 et BBD1)

1.4.3.2.1 Température de l'andain au contact avec le sol $T_{y=0}$

L'andain est formé sur une dalle en béton de 30 cm d'épaisseur. Des échanges thermiques peuvent avoir lieu entre l'andain et le sol, c'est-à-dire à $y=0$ (Figure 53), où l'on suppose un contact thermique parfait : les températures du sol et de l'andain sont égales.

$$T_{y=0} = T_{sol,y=0} \quad (132)$$

La température du sol T_{sol} est donnée par l'équation de la chaleur dans le béton (équation (133)) :

$$\rho_{sol} c_{p,sol} \frac{\partial T_{sol}}{\partial t} - \nabla \cdot (\lambda_{sol}^* \nabla T_{sol}) = 0 \quad (133)$$

Les caractéristiques physiques du sol sont répertoriées dans le Tableau 59.

- Flux thermiques

Il y a égalité des flux thermiques échangés entre l'andain et le sol sur les bords (BBG1, BBG2, BBD2 et BBD1). Cette condition intervient notamment lors de la résolution de l'équation (133) portant sur l'équation de la chaleur dans le béton.

1.4.3.2.2 Vitesse de la phase gaz

La vitesse de la phase gazeuse est nulle sur les zones où l'andain est au contact direct avec le sol, imperméable.

1.4.3.3 Condition aux limites au niveau de la gaine d'aération (bord BBM, vitesse de la phase gaz)

Le profil de vitesse de la phase gazeuse dans l'andain dépend des conditions aux limites en pression, c'est-à-dire de la pression atmosphérique pour les parties de la surface de l'andain qui sont en contact avec l'atmosphère ambiante, et de la pression du gaz dans la gaine d'aération, dans l'axe de la surface en contact avec le sol. Par conséquent, la pression atmosphérique étant uniforme à l'échelle de l'andain, le profil de la vitesse du gaz dans une section verticale perpendiculaire à l'axe horizontal de l'andain dépend de la pression locale du gaz dans la gaine d'aération.

Il s'agit donc d'évaluer la vitesse de la phase gaz au niveau de la gaine d'aération.

Pour obtenir le profil de vitesse du gaz dans cette gaine, nous avons supposé que l'andain forme un demi-cylindre de rayon R_a est de longueur L (Figure 54, b). Cette simplification a l'avantage de permettre d'établir une forme analytique à la pression et à la vitesse de l'air dans la gaine. Cette forme demi-cylindrique ne s'éloignant pas trop de la forme réelle de l'andain, les résultats obtenus donnent un bon ordre de grandeur de ces paramètres. En outre, les pertes de charge singulières engendrée par la grille d'aération sont constantes sur toute la gaine d'aération (car les grilles d'aération sont identiques sur toute la longueur de la gaine). Ainsi, pour un débit donné en sortie de ventilateur, les vitesses de l'air dans la gaine sont inchangées avec l'ajout des pertes charges singulières aux pertes de charges régulières ; seules les pressions dans la gaine sont affectées (Annexe J). Par conséquent, ne pouvant évaluer précisément les pertes de charges singulières et celles-ci n'impactant pas les vitesses d'aération, nous avons considéré uniquement les pertes de charge régulières dans la gaine pour l'estimation des vitesses d'aération.

Le repère est cylindrique et l'axe x est horizontal dans le sens de la circulation du gaz dans la gaine. L'axe z est vertical ascendant. Le régime d'écoulement est stationnaire.

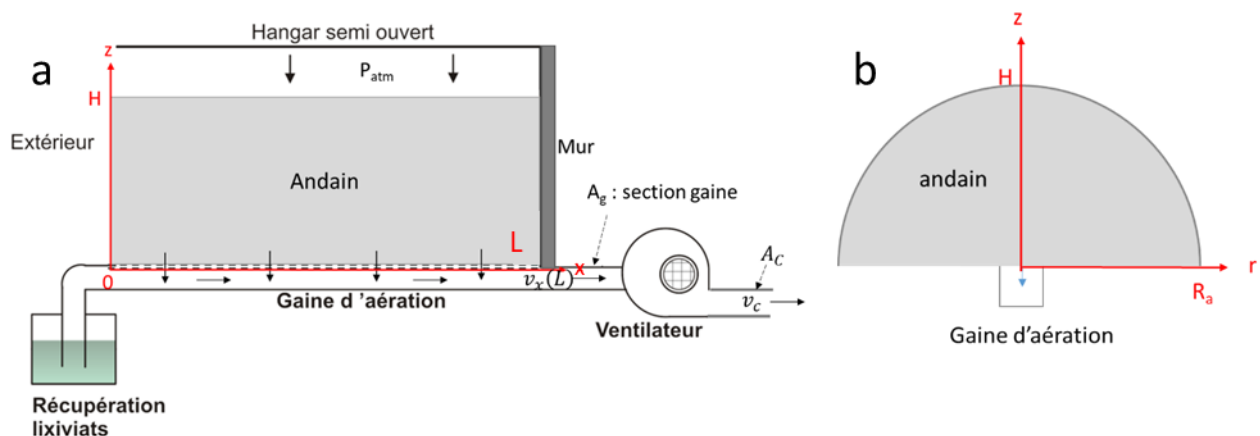


Figure 54 : évaluation de la vitesse d'aération au niveau de la grille - simplification de la géométrie de l'andain, (a) vue de profil de l'andain, (b) vue de face de l'andain

Nous avons supposé précédemment que la dynamique des gaz dans l'andain vérifiait la loi de Darcy (la gravité est négligée). En supposant que la surface d'entrée de la gaine est un demi-cylindre de rayon r_0 (Figure 45), nous pouvons écrire :

$$\vec{v}_r(r, x) = -\frac{\kappa_g}{\eta_g} \vec{\nabla} P = -\frac{\kappa_g}{\eta_g} \frac{\partial P(r, x)}{\partial r} e_r = v_r(r, x) e_r \quad (134)$$

avec :

$$v_r(r, x) = -\frac{\kappa_g}{\eta_g} \frac{\partial P(r, x)}{\partial r} \quad (135)$$

où κ_g est la perméabilité de la phase gaz, η_g est la viscosité dynamique de la phase gaz et P la pression.

Nous supposons que le gaz est incompressible.

Sur une longueur dx , le débit volumique dQ_v qui traverse la surface $dS = \pi r dx$ est indépendant de r .

$$dQ_v(x) = -v_r(r, x) dS(r) \quad (136)$$

avec $dS(r) = \pi r dx$ et $r_0 \leq r \leq R_a$

Nous obtenons ainsi :

$$v_r(r, x) = -\left(\frac{dQ_v(x)}{dx}\right) \frac{1}{\pi r} \quad (137)$$

La vitesse du gaz augmente suivant $1/r$ lorsqu'il traverse radialement l'andain. A partir de l'équation de Darcy (134), on en déduit :

$$-\left(\frac{dQ_v(x)}{dx}\right) \frac{1}{\pi r} = -\frac{\kappa_g}{\eta_g} \frac{\partial P(r, x)}{\partial r} \quad (138)$$

En réorganisant l'équation (138) nous obtenons :

$$\frac{\partial P(r, x)}{\partial r} = \frac{\eta_g}{\kappa_g} \left(\frac{dQ_v(x)}{dx}\right) \frac{1}{\pi r} \quad (139)$$

En intégrant :

$$\int_{P(r)}^{P(R_a)} dP(r, x) = \int_r^{R_a} \frac{\eta_g}{\pi \kappa_g} \left(\frac{dQ_v(x)}{dx}\right) \frac{dr}{r} \quad (140)$$

En sachant que $P(R_a) = P_{atm}$:

$$P_{atm} - P(r) = \frac{\eta_g}{\pi \kappa_g} \left(\frac{dQ_v(x)}{dx}\right) [\ln(r)]_r^{R_a} \quad (141)$$

D'où :

$$P(r) = P_{atm} - \frac{\eta_g}{\pi \kappa_g} \left(\frac{dQ_v(x)}{dx}\right) \ln \frac{R_a}{r} \quad (142)$$

En sachant que $P(x) = P(r_0, x)$, le profil de pression dans la gaine vérifie l'équation (143) suivante :

$$P(x) = P_{atm} - \frac{\eta_g}{\pi\kappa_g} \left(\frac{dQ_v(x)}{dx} \right) \ln \frac{R_a}{r_0} \quad (143)$$

Par ailleurs, d'après la formule universelle des pertes de charges régulières, la variation de pression dans la gaine vérifie :

$$\frac{dP(x)}{dx} = - \frac{\Lambda}{D_h} \left(\frac{1}{2} \rho_g v_x(x)^2 \right) \quad (144)$$

où D_h est le diamètre hydraulique, ρ_g est la masse volumique de la phase gaz et Λ est le coefficient de perte de charge (coefficient de Darcy) dont la valeur peut être estimée par l'équation de Haaland :

$$\frac{1}{\sqrt{\Lambda}} = -1,8 \log \left[\left(\frac{k}{3,7 \times D_h} \right)^{1,11} + \frac{6,9}{Re} \right] \quad (145)$$

Dans l'équation (145), k est la rugosité de la gaine et Re est le nombre de Reynolds défini par :

$$Re = \frac{\rho \times v_x \times D_h}{\mu} \quad (146)$$

avec

$$D_h = \frac{4 \times L_g \times l_g}{2 \times (l_g + L_g)} \quad (147)$$

En x , le débit volumique s'exprime par la relation suivante :

$$Q_v(x) = \int_0^x dQ_v(x) = v_x \times A_g \quad (148)$$

où A_g est la section droite de passage du gaz dans la gaine.

En dérivant l'équation (148), nous obtenons :

$$\frac{dQ_v(x)}{dx} = \frac{d(v_x(x) \times A_g)}{dx} \quad (149)$$

Finalement le modèle physique a pour expression :

$$\frac{dv_x(x)}{dx} = \frac{\pi\kappa_g}{\eta_g A_g \ln \frac{R_a}{r_0}} (P_{atm} - P(x)) \quad (150)$$

$$\frac{dP(x)}{dx} = - \frac{\rho_g}{2 \times D_h \times \left\{ -1,8 \log \left[\left(\frac{k}{3,7 \times D_h} \right)^{1,11} + \frac{6,9}{Re} \right] \right\}^2} \times v_x(x)^2 \quad (151)$$

Pour résoudre ce système, nous avons calculé la vitesse $v_x(L)$ en supposant la conservation du débit volumique entre l'entrée et la sortie du ventilateur :

$$Q_v = v_c \times A_c = v_x(L) \times A_g = 0,16 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \quad (152)$$

Nous pouvons alors en déduire la vitesse débitante de l'air à la sortie de la gaine selon l'équation (153) :

$$v_x(L) = \frac{Q_v}{L_g \times l_g} \quad (153)$$

Les données nécessaires à la résolution du problème numérique sont présentées dans le Tableau 60. Le système a été résolu à l'aide du programme Scilab en utilisant la méthode numérique de Runge Kutta.

longueur de l'andain	$L = 12 \text{ m}$	perméabilité de l'andain	$\kappa_g = 1,2 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2$
largeur de l'andain	$H = 3 \text{ m}$	rugosité de la gaine	$k = 0,5 \text{ mm}$
longueur de la gaine	$L_g = 12 \text{ m}$	masse volumique de l'air	$\rho_g = 1,2 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$
largeur de la gaine	$l_g = 10 \text{ cm}$	viscosité dynamique de l'air	$\eta_g = 2 \cdot 10^{-5} \text{ kg} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$
hauteur de la gaine	$h_g = 25 \text{ cm}$	pression atmosphérique	$P_{atm} = 1013 \cdot 10^2 \text{ Pa}$

Tableau 60 : données utilisées pour la résolution du problème relatif à la pression et la vitesse dans la gaine d'aération

Les variations du nombre de Reynolds, de la vitesse, de la pression et du coefficient de perte de charge linéaire dans la gaine d'aération sont respectivement présentées sur la Figure 55, la Figure 57, la Figure 56, et la Figure 58.

La Figure 56 montre que la chute de pression dans la gaine d'aération est de 1 Pa à l'entrée de cette dernière pour atteindre 11 Pa à sa sortie.

La vitesse du gaz dans la gaine varie, quant à elle, de 0 à l'entrée de l'andain à $6,5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ à sa sortie, en suivant là encore un profil non linéaire (Figure 57).

Le nombre de Reynolds atteint la valeur de 3500 à une distance de 1,5 m après l'entrée de l'andain pour atteindre une valeur égale à 55 400 à sa sortie (Figure 55) : l'écoulement est donc très rapidement turbulent, ce qui valide l'utilisation de la formule de Haaland sur toute la longueur de la gaine.

L'évolution du coefficient de Darcy montre que l'on atteint rapidement une valeur uniforme proche de 0,03, caractéristique d'un écoulement pleinement turbulent (Figure 58).

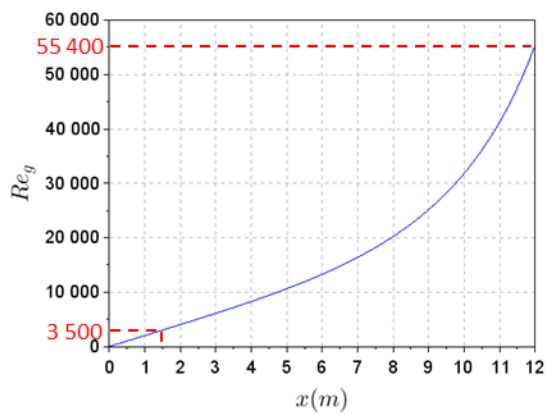


Figure 55 : évolution du nombre de Reynolds dans la gaine d'aération

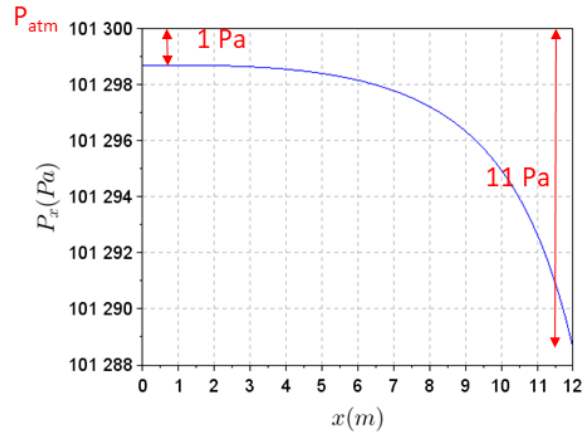


Figure 56 : évolution de la pression $P(x)$ dans la gaine d'aération

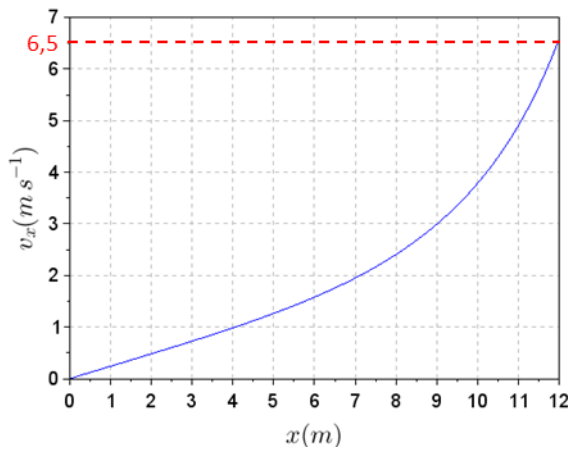


Figure 57 : évolution du module de la vitesse $v_x(x)$ dans la gaine d'aération

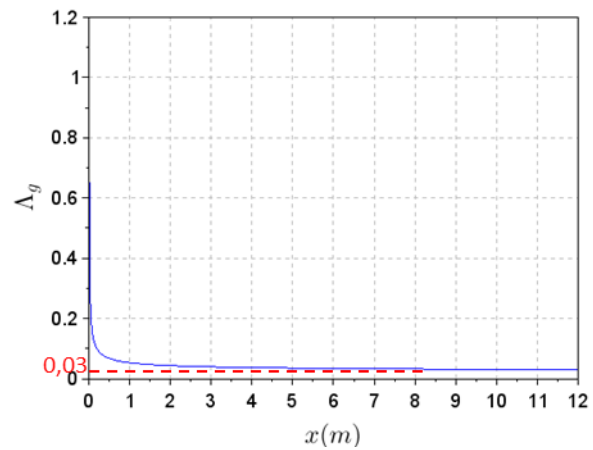


Figure 58 : évolution du coefficient de perte de charge linéaire (coefficient de Darcy) dans la gaine d'aération

La pression du gaz dans l'andain a été exprimée en utilisant les équations (142) et (149) et peut s'exprimer selon l'équation suivante :

$$P(r) = P_{atm} - \frac{\eta_g A_g}{\pi \kappa_g} \frac{dv_x(x)}{dx} \ln \frac{R_a}{r} \quad (154)$$

Une dérivation numérique de $v_x(x)$ (progressive en $x = 0$, régressive en $x = L$ et centrée ailleurs) permet de calculer l'évolution spatiale de la différence de pression ($P(r) - P_{atm}$) dans l'andain, représentée sur la Figure 59, à un quart de sa longueur ($x = L/4$) à partir du début de la gaine, à la moitié ($x = L/2$), au trois-quart ($x = 3L/4$) et au bout l'andain ($x = L$). La Figure 59 montre que la différence de pression ($P(r) - P_{atm}$) diminue d'autant plus que l'on s'éloigne du début de l'andain. La Figure 60 donne la vitesse du gaz dans les 4 sections précédentes.

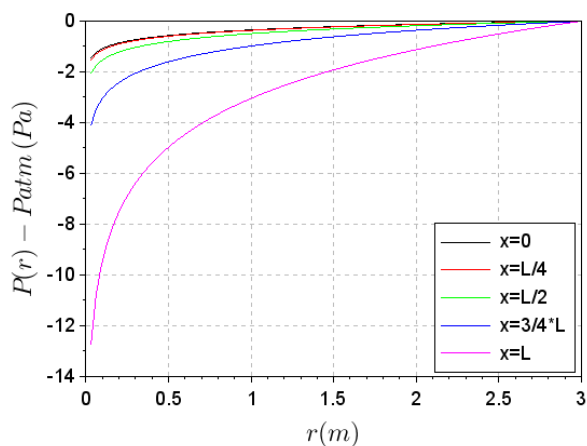


Figure 59 : différence de pression dans l'andain en fonction de r à différentes valeurs de x

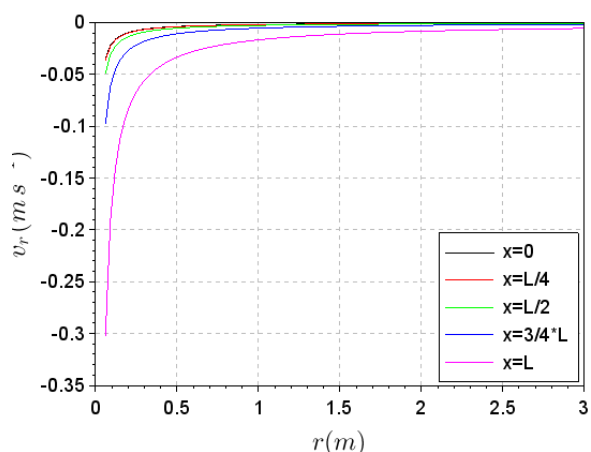


Figure 60 : vitesse dans l'andain en fonction de r à différentes valeurs de x

Enfin, nous avons tracé l'évolution de la vitesse v_r en $r=0$ en fonction de la longueur de la gaine d'aération (Figure 61). La vitesse constitue la condition limite au niveau de la grille d'aération. Nous observons sur la Figure 61 que la vitesse d'aération au niveau de la grille est très variable en fonction de la zone de l'andain considérée. Les vitesses maximales se trouvent proches du ventilateur. L'amplitude de la vitesse d'aération chute rapidement de $0,3 \text{ m.s}^{-1}$ à $0,05 \text{ m.s}^{-1}$ de $x = 12 \text{ m}$ à $x = 6 \text{ m}$. De 0 à 3 m, la vitesse est constante et égale environ à $0,035 \text{ m.s}^{-1}$.

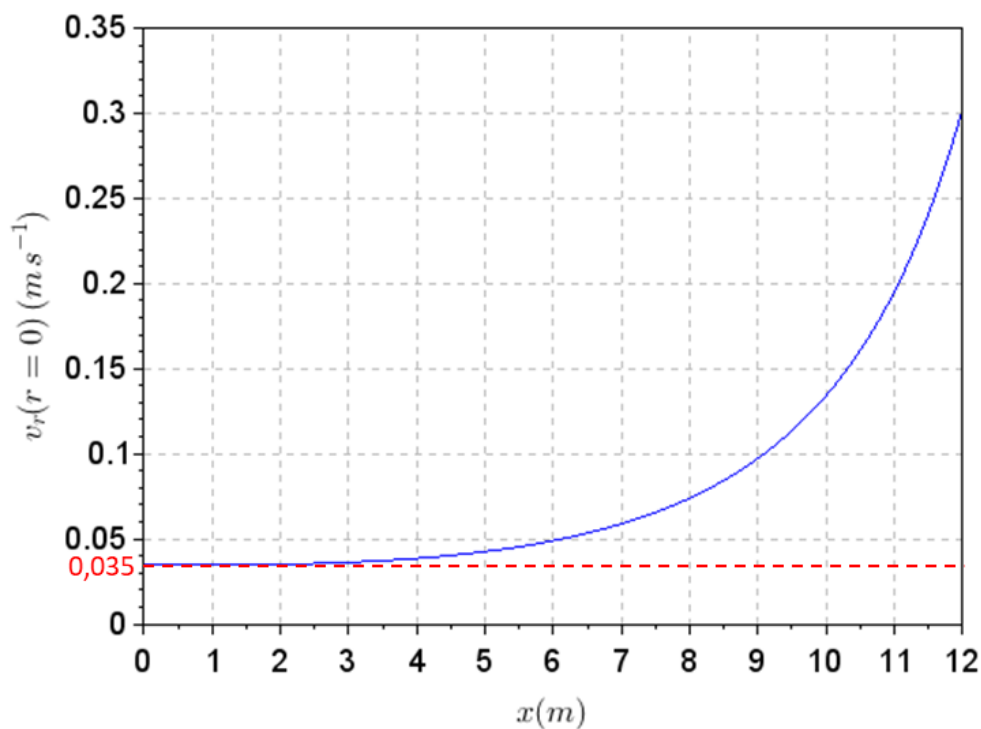


Figure 61 : module de la vitesse $v_r(r = 0)$ au niveau de la grille d'aération

1.4.4 Etude du degré de liberté du modèle

Pour résoudre un système d'équations et ainsi obtenir une solution unique, le nombre d'équations doit être égal au nombre de paramètres utilisés. Le Tableau 61 recense les équations du modèle tandis que le Tableau 62 énumère les variables utilisées dans ces équations. 53 équations ont été recensées pour 101 variables utilisées. 48 équations supplémentaires sont donc nécessaires pour résoudre le modèle numérique. Elles sont présentées dans le Tableau 63.

Description du substrat	nb	Cinétique	nb
$m_{MO}^V = m_{Lbb}^V + m_{Rbb}^V + m_{Lbe}^V$	1	$\frac{dm_{Rbb}^V}{dt} = -k_{Rbb} \cdot m_{Rbb}^V$	1
$m_{MS,subs}^V = m_{MO}^V + m_1^V$	1	$\frac{dm_{Lbb}^V}{dt} = -k_{Lbb} \cdot m_{Lbb}^V$	1
$m_{subs}^V = m_{MS,subs}^V + m_{eau,subs}^V$	1	$\frac{dm_{Lbe}^V}{dt} = -k_{Lbe} \cdot m_{Lbe}^V$	1
$x_{MV,subs} = m_{MO}^V / m_{MS,subs}^V$	1	$k_{Rbb} = k_{Rbb,T} k_{H2O} k_{\epsilon_g} k_{O2}$	1
$x_{MS,subs} = m_{MS,subs}^V / m_{subs}^V$	1	$k_{Lbb} = k_{Lbb,T} k_{H2O} k_{\epsilon_g} k_{O2}$	1
$\epsilon_s = \frac{\rho_{subs}^{app} \cdot x_{MS,subs}}{d_{solide}^{vraie} \cdot \rho_{eau}}$	1	$k_{Lbe} = k_{Lbe,T} k_{H2O} k_{\epsilon_g} k_{O2}$	1
$\epsilon_l = \frac{(1 - x_{MS,subs}) \rho_{subs}^{app}}{\rho_{eau}}$	1	$k_{Rbb,T} = k_{Rbb,20} (f_{meso}(T) + f_{thermo}(T))$	1
$\epsilon_g = 1 - \frac{\rho_{subs}^{app} \cdot x_{MS,subs}}{d_{solide}^{vraie} \cdot \rho_{eau}} - \frac{\rho_{subs}^{app} (1 - x_{MS,subs})}{\rho_{eau}}$	1	$k_{Lbb,T} = k_{Lbb,20} (f_{thermo}(T))$	1
$d_{solide}^{vraie} = \frac{1}{x_{MV,subs} / d_{MV}^{vraie} + (1 - x_{MV,subs}) / d_{cendres}^{vraie}}$	1	$k_{Lbe,T} = k_{Lbe,20} (f_{thermo}(T))$	1
Bilans de matières	nb	$k_{O2} = \frac{V_{O2}}{V_{O2} + 2}$	1
$\frac{\partial(\epsilon_g \rho_g)}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot (\rho_g \vec{u}_g)$	1	$k_{H2O} = \frac{1}{e^{\{-17,684(1-x_{MS,subs})+7,0622\}} + 1}$	1
$= \dot{m}_{H2O,gl} + R_{O2,b}^V + R_{CO2,b}^V + R_{O2,e}^V + R_{CO2,e}^V$	1	$k_{\epsilon_g} = \frac{1}{e^{\{-23,675 \cdot \epsilon_g + 3,4945\}} + 1}$	1
$\frac{\partial(\epsilon_g \rho_g x_{i,g})}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot (\rho_g \vec{u}_g x_{i,g})$	3	Conservation de la quantité de mouvement	nb
$= \vec{\nabla} \cdot (\epsilon_g \rho_g \vec{D}_{i,g}^* \cdot \vec{\nabla} x_{i,g}) + R_{i,b}^V + R_{i,e}^V$	3	$\vec{u}_g = -\frac{\kappa_g}{\eta_g} \vec{\nabla} P_g$	1
$\vec{D}_{i,g}^* = \frac{D_{i,g}}{\tau_{t,g}} \vec{1}$	3	Bilan enthalpique	nb
$x_{H2O,g} = 1 - x_{O2,g} - x_{N2,g} - x_{CO2,g}$	1	$\left(\epsilon_g \rho_g \sum_i x_{i,g} c_{P,i,g} + \epsilon_l \rho_l c_{P,l} + \epsilon_s \rho_s c_{P,s} \right) \frac{\partial T}{\partial t}$	1
$\dot{m}_{H2O,gl} = \sigma \epsilon_g \rho_g (x_{H2O,g}^{éq} - x_{H2O,g})$	1	$+ \epsilon_g \rho_g c_{P,g} \vec{u}_g \cdot \vec{\nabla} T$	1
$x_{H2O,g}^{éq} = \frac{M_{H2O} \times \left(\frac{x_{O2,g}}{M_{O2}} + \frac{x_{N2,g}}{M_{N2}} + \frac{x_{CO2,g}}{M_{CO2}} \right)}{\frac{100 \times P_g}{HR_{éq} \times P_{sat}} - 1}$	1	$= \vec{\nabla} \cdot (\lambda^* \vec{\nabla} T) - \dot{m}_{H2O,gl} \Delta_{vap} h$	1
$HR_{éq}(\%) = \frac{100 \times \left(\frac{x_{eau,subssec}}{k_1 + k_2 \times T} \right)^{\frac{1}{k_3 + k_4 \times T}}}{1 + \left(\frac{x_{eau,subssec}}{k_1 + k_2 \times T} \right)^{\frac{1}{k_3 + k_4 \times T}}}$	1	$R_{T,b} = -h_{rxb} \frac{\partial (m_{Lbb}^V + m_{Rbb}^V)}{\partial t}$	1
$\frac{\partial(\epsilon_l \rho_l x_{H2O,l})}{\partial t} = -\dot{m}_{H2O,gl} + R_{H2O}^V$	1	$R_{T,e} = -h_{rxe} \frac{\partial m_{Lbe}^V}{\partial t}$	1
$R_{i,b}^V = \pm Y_{i,b} \times \frac{\partial (m_{Lbb}^V + m_{Rbb}^V)}{\partial t}$	4		
$R_{i,e}^V = \pm Y_{i,e} \times \frac{\partial m_{Lbe}^V}{\partial t}$	4		
$Y_{i,b} = \frac{Coef_{i,b} \times M_i}{M_{boues}}$	4		
$Y_{i,e} = \frac{Coef_{i,e} \times M_i}{M_{écorses}}$	4		

Total : 53 équations

Tableau 61 : équations du modèle

variables	nombre	variables	nombre	variables	nombre
$Coef_i$	4	$k_{LBe,20}$	1	\vec{u}_g	1
$c_{P,ig}$	4	k_{O_2}	1	V_{O_2}	1
$c_{P,l}$	1	k_{RBb}	1	$x_{eau,subssec}$	1
$c_{P,s}$	1	$k_{RBb,T}$	1	$x_{H_2O,g}$	1
$d_{cendres}^{vraie}$	1	$k_{RBb,20}$	1	$x_{H_2O,g}^{eq}$	1
d_{MV}^{vraie}	1	k_{ε_g}	1	$x_{H_2O,l}$	1
d_{solide}^{vraie}	1	$m_{eau,subs}^v$	1	$x_{i,g}$	3
$\bar{D}_{i,g}^*$	3	$\dot{m}_{H_2O,gl}$	1	$x_{MS,subs}$	1
$D_{i,g}$	3	m_{lb}^v	1	$x_{MV,subs}$	1
$f_{meso}(T)$	1	m_{le}^v	1	$Y_{i,b}$	4
$f_{thermo}(T)$	1	M_i	4	$Y_{i,e}$	4
HR_{eq}	1	m_{LBe}^v	1	ε_g	1
$\Delta_{vap}h$	1	m_{LBb}^v	1	ε_l	1
h_{rxb}	1	m_{MO}^v	1	ε_s	1
h_{rxe}	1	M_{MO}	1	η_g	1
k_1	1	$m_{MS,subs}^v$	1	κ_g	1
k_2	1	m_{RBb}^v	1	λ^*	1
k_3	1	m_{subs}^v	1	ρ_{eau}	1
k_4	1	P_g	1	ρ_g	1
k_{H_2O}	1	P_{sat}	1	ρ_l	1
k_{LBb}	1	$R_{i,b}^v$	4	ρ_s	1
$k_{LBb,T}$	1	$R_{i,e}^v$	4	ρ_{subs}^{app}	1
$k_{LBb,20}$	1	$R_{T,b}^v$	1	σ	1
k_{LBe}	1	$R_{T,e}^v$	1	$\tau_{t,g}$	1
$k_{LBe,T}$	1	T	1		

101 variables

Tableau 62 : variables recensées dans les équations du modèle

$m_{lb}^V = m_{lb}^{V,0}$		$Coef_{H_2O} = 2$	Tableau 46
$m_{le}^V = m_{le}^{V,0}$		$Coef_{O_2} = 5$	Tableau 46
$\rho_{eau} = 1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^3$	Tableau 48	$Coef_{N_2} = 0$	Tableau 46
$\rho_{subs}^{app} = 366 \pm 3 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$	Tableau 48	$Coef_{CO_2} = 5$	Tableau 46
$d_{MV}^{vraie} = 1$	Tableau 48	$M_{MO} = 113 \text{ g/mol}$	Tableau 46
$d_{cendres}^{vraie} = 2,5$	Tableau 48	$k_1 = 0,5424$	Tableau 45
$f_{thermo}(T)$	Equation (75)	$k_2 = -0,0015$	Tableau 45
$f_{meso}(T)$	Equation (74)	$k_3 = -0,9232$	Tableau 45
$k_{LBB,20} = 0,004 \text{ j}^{-1}$	Tableau 48	$k_4 = 0,0040$	Tableau 45
$k_{LBe,20} = 0,0004 \text{ j}^{-1}$	Tableau 48	$x_{H_2O,l} = 1$	
$k_{RBB,20} = 0,015 \text{ j}^{-1}$	Tableau 48	$\rho_l = \rho_{eau}$	
V_{O_2}	Equation (79)	$\kappa_g = 1,2 \times 10^{-7} \text{ m}^2$	Partie 1.4.1
$\rho_g = 0,0033 \times T + 1,2719$	Equation (98)	$\eta_g = 4,63 \cdot 10^{-8} \times T + 1,72 \cdot 10^{-5}$	Equation (97)
$D_{O_2,g} = 0,0012 \times T + 0,1745$	Equation (104)	$c_{p,N_2,g} = 1040 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$	Partie 1.4.1
$D_{N_2,g} = 0,0012 \times T + 0,1735$	Equation (105)	$c_{p,O_2,g} = f(T)$	Equation (110)
$D_{CO_2,g} = 0,0012 \times T + 0,1639$	Equation (106)	$c_{p,CO_2,g} = f(T)$	Equation (110)
$\tau_{t,g} = 10$		$c_{p,H_2O,g} = f(T)$	Equation (110)
$\sigma \in [0,0005; 0,005]$		$c_{p,l} = f(T)$	Equation (109)
$M_{O_2} = 32 \text{ g/mol}$	Tableau 46	$c_{p,s} = x_{MV,subs} \times C_{p,BS} + (1 - x_{MV,subs}) \times C_{p,ECS}$	Equation (108)
$M_{N_2} = 28 \text{ g/mol}$	Tableau 46	$\rho_s = d_{solide}^{vraie}$	
$M_{CO_2} = 44 \text{ g/mol}$	Tableau 46	$\lambda^* = \lambda_2 + (\lambda_1 - \lambda_2) \left(\frac{H_2 - H}{H_2 - H_1} \right)$	Equation (113)
$M_{H_2O} = 18 \text{ g/mol}$	Tableau 46	$\Delta_{vap}h = -2,380 \cdot 10^{-3} \times T^2 - 2,135 \times T + 2,497 \cdot 10^3$	Equation (114)
$P_{sat} = f(T)$	Equation (99)	$h_{rxb} = 23\,000 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ de MV}$	Tableau 48
$x_{eau,subssec} = \frac{m_{eau,subs}^V}{m_{MS,subs}^V}$		$h_{rxe} = 17400 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ de MV}$	Tableau 48

Total 48 équations

Tableau 63 : équations supplémentaires pour résoudre le modèle

1.5 Résolution

Le modèle a été résolu à l'aide du logiciel FreeFem++ (version 4.2.1). Il s'agit d'un logiciel Open Source utilisant la méthode des éléments finis pour résoudre un système d'équations différentielles.

La structure du programme FreeFem++ pour résoudre le modèle est présentée en Annexe K.

2 Résultats

2.1 Choix du maillage

Nous avons dans un premier temps cherché à déterminer le nombre optimal de mailles. Pour cela, nous avons tracé l'évolution de la température en fonction du temps pour différentes profondeurs et nombre de mailles. Nos résultats nous ont indiqué que le profil de température dans l'andain ne variait

plus au-delà de 22 040 mailles pour l'andain et 1 872 mailles pour le béton. Le maillage retenu est représenté sur la Figure 62.

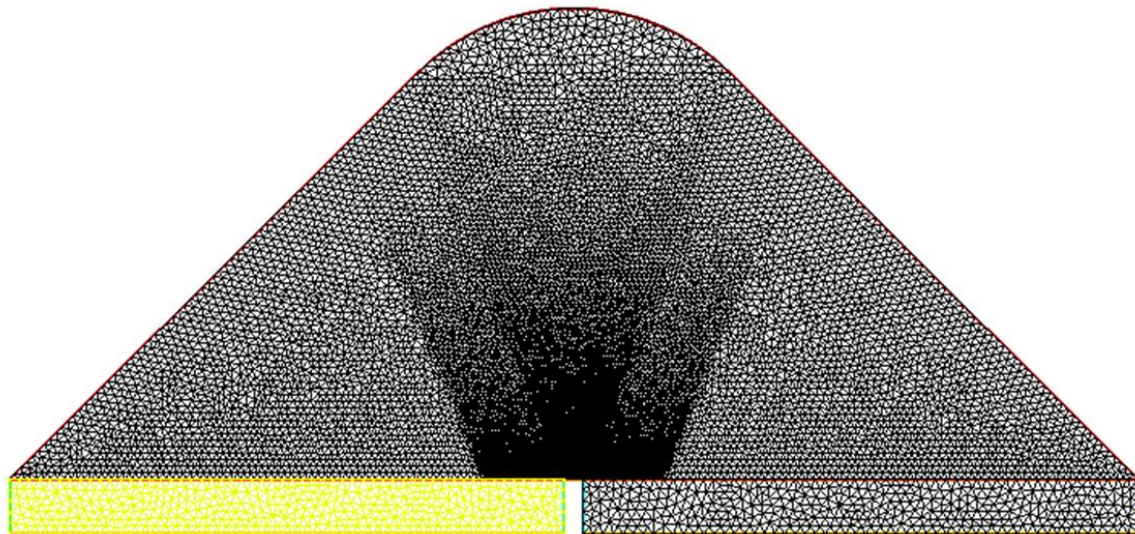


Figure 62 : maillage de l'andain

2.2 Pas de temps

De même que pour la discrétisation spatiale (maillage), nous avons optimisé la discrétisation temporelle (choix du pas de temps). Pour des pas de temps inférieurs à 4 min, les profils de température dans l'andain ne varient plus. Le pas de temps a été fixé à 2 minutes dans le programme FreeFem++ pour modéliser au mieux les séquences d'aération en n'imposant pas une variation trop brutale de la vitesse dans la gaine lors des phases de démarrage et d'arrêt de la ventilation (30 min d'aération/ 30 min d'arrêt).

2.3 Comparaison par rapport aux résultats expérimentaux

Le modèle présenté dans ce chapitre a pour objectif de comprendre et d'analyser les profils de température mesurés lors du suivi des quatre andains (cf. chapitre 2).

Les mesures expérimentales des températures avaient été réalisées dans l'objectif de s'assurer du bon déroulement de l'étape de fermentation. Trois andains avaient tout d'abord été suivis lors de conditions hivernales (Tableau 65) mais sur des espaces de fermentation différents (Tableau 64). L'objectif était dans un premier temps d'observer si les mesures étaient répétables d'un andain à l'autre sous des conditions météorologiques hivernales. Un quatrième andain avait ensuite été suivi lors de conditions estivales pour évaluer l'impact éventuel des conditions météorologiques.

Pour rappel, pour chaque andain suivi, trois perches (A, B et C) munies de trois sondes de température (T_{bas} , T_{milieu} , et T_{haut} , installées sur la longueur de la perche) avaient été positionnées à différentes positions sur la longueur (L_1) de l'andain (Figure 44). L'objectif était de suivre la température en fonction de la profondeur dans l'andain (T_{bas} , T_{milieu} , et T_{haut}) et de la longueur (L_1) de l'andain (perches A, B et C) (§3, chapitre 2). Comme nous l'avons indiqué précédemment, en raison de la proximité de la perche A avec la partie inclinée à l'extrémité de l'andain, nous avons choisi de ne pas modéliser les résultats expérimentaux correspondant à la perche A.

Les dates de formation et d'installation des perches B et C sont répertoriées dans le Tableau 64. Les conditions météorologiques auxquelles ont été soumis les quatre andains suivis sont résumées dans le Tableau 65.

Andain	date de début de formation de l'andain	date de l'installation de la sonde C	date de l'installation de la sonde B	date de fin de l'enregistrement des températures	DFC (jours)	espace de fermentation
1	06/02/2018	07/02/2018	08/02/2018	17/02/2018	12	5
2	19/02/2018	20/02/2018	21/02/2018	14/03/2018	23	3
3	16/03/2018	16/03/2018	19/03/2018	28/03/2018	8	2
4	03/07/2018	04/07/2018	05/07/2018	26/07/2018	25	2

Tableau 64 : dates de formation et de l'installation des perches de température

Andain	saison	moyenne des températures ambiante (°C)	moyenne de l'humidité relative ambiante (%)	moyenne des précipitation (mm de pluie/jour)	total des précipitations (mm de pluie/jour)
1	hivernale	6,2	71,1	4,3	65
2	hivernale	7,4	67,7	2	47,8
3	hivernale	6,3	75,8	1,9	25,1
4	estivale	22,2	71,6	0,8	24,4

Tableau 65 : synthèse des conditions météorologiques des quatre andains

L'évolution temporelle de la température pour les quatre andains a été modélisée aux trois coordonnées correspondantes à la position des sondes dans l'andain lors de l'étape de fermentation.

Les données d'entrée de chaque andain modélisé ont été renseignées pour chaque simulation. Ces données concernent :

- les conditions météorologiques de température et d'humidité relative (utilisées pour les conditions limites et initiales de la phase gaz) (température initiale Tableau 57) ;
- la fraction massique de matière sèche contenue initialement dans le substrat ($x_{MS,subs}^0$) (Tableau 55) ;
- la durée pendant laquelle la température de l'andain a été mesurée ;
- les coefficients A, B, C et D permettant de fixer la température initiale du sol (Tableau 58) ;
- la vitesse d'aération ($v_r(r = 0)$).

La vitesse d'aération est un paramètre crucial du processus de compostage puisqu'elle permet le renouvellement de l'oxygène dans l'andain tout en participant aux pertes thermiques. Pour des raisons techniques, nous n'avons pas pu mesurer expérimentalement cette vitesse ; et seule la vitesse en sortie de ventilateur a pu être mesurée. Nous avons précédemment évalué l'évolution de la vitesse d'aération au niveau de la grille d'aération (cf. Figure 61). Nos résultats nous indiquent des variations assez importantes de la vitesse de l'air selon la tranche d'andain considérée (Figure 61). Plusieurs causes peuvent affecter la vitesse d'aération (Figure 63) :

- cause n°1 : les trous des grilles de la gaine d'aération sont bouchés et augmentent ainsi la résistance à l'écoulement du fluide ;
- cause n°2 : la gaine est remplie d'impuretés créant ainsi d'importantes pertes de charge diminuant alors la vitesse de l'air ;

- cause n°3 : l'andain n'est pas formé sur la totalité de la grille d'aération. Dans ce cas, les trous non recouverts par l'andain créaient un chemin préférentiel de l'air, diminuant ainsi de manière importante la quantité d'air qui circule dans l'andain ;
- cause n°4 : le réservoir de récupération des lixiviats n'est pas rempli d'eau au niveau requis (Figure 63). Dans ce cas, l'air peut passer directement par la récupération des lixiviats sans passer par l'andain.

En conséquence, la vitesse d'aération étant un paramètre important, il a fallu adapter sa valeur à chaque simulation afin de reproduire au mieux les résultats expérimentaux. Cette valeur a été à chaque fois comparée à la valeur théorique estimée au §1.4.3.3 (Figure 61).

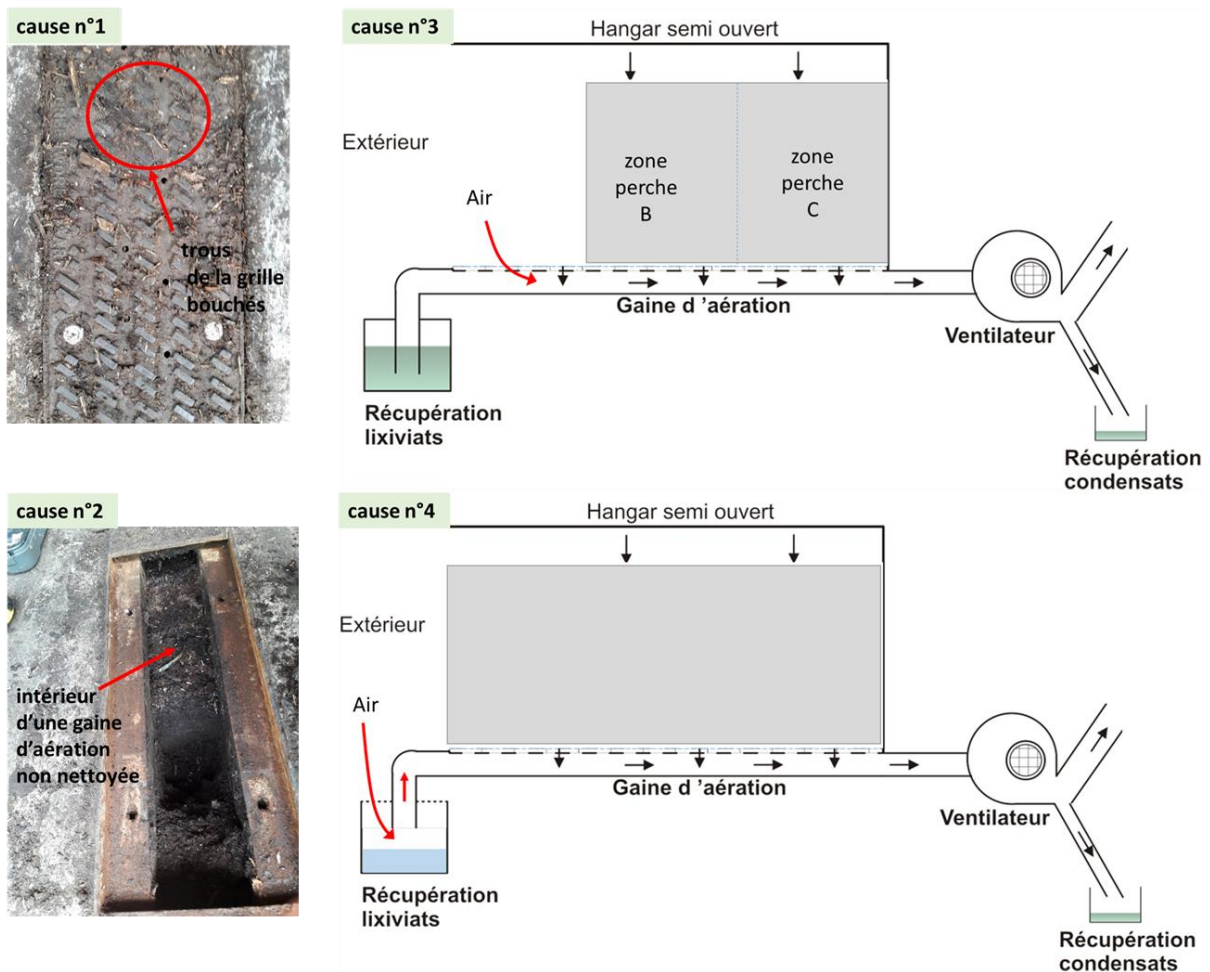


Figure 63 : les différentes causes pouvant affecter la vitesse d'aération de l'andain en fermentation

2.3.1 Andain 1

L'étape de fermentation de l'andain 1 a été réalisée lors de conditions hivernales (cf. chapitre 2). Les températures extérieures étaient faibles (entre 0 et 5°C) lors des premiers jours de l'étape de fermentation et des précipitations ont eu lieu pendant quasiment tous les jours lors de l'étape de fermentation (seulement 2 jours sans pluie, cf. Annexe B). D'autre part, la durée de fermentation de cet andain (andain complet, *DFC*) était de 12 jours et la gaine d'aération n'avait pas été nettoyée.

2.3.1.1 Perche B

Les résultats de simulation et les mesures expérimentales pour la perche B de l'andain 1 sont présentés sur la Figure 64. L'évolution de la fraction massique d'O₂ (aux coordonnées : haut, milieu, bas), modélisée pour cette perche, est présentée sur la Figure 65. Il est important de relever que l'évolution de la fraction massique d'O₂ oscille fortement en raison des séquences d'aération (30 minutes d'aération/30 minutes d'arrêt) programmée dans le modèle (Figure 65).

Les résultats de simulation (Figure 64.a) ont été obtenus pour une vitesse d'aération de $0,05 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ ($v_r(r = 0)$) pendant toute la durée de l'étape de fermentation. Comme indiqué dans le chapitre 2, la perche B est à environ 5,7 m du mur qui correspond à la position $x = 6,3 \text{ m}$ sur la Figure 61. La valeur théorique de la vitesse de la phase gaz donnée par cette figure est également de $0,05 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, ce qui indique qu'il n'y a pas de problème d'aération pouvant affecter la vitesse du gaz dans la gaine.

L'écart entre les valeurs expérimentales et les valeurs théoriques des températures varie de moins de 1°C en haut et au milieu de l'andain. Cet écart est plus important à partir du cinquième jour dans la profondeur de l'andain : il atteint, une valeur de l'ordre de 10°C au 10^{ème} jour.

La Figure 65 nous précise que la fraction massique d'O₂ évolue au rythme de la ventilation dans une proportion qui augmente avec la température au cours du temps, pour atteindre une amplitude de variation qui se situe entre 0,198 et 0,232 au 10^{ème} jour, et cela quelle que soit la profondeur dans l'andain. Par conséquent, nous pouvons conclure que les faibles températures mesurées pour l'andain 1 ne proviennent pas d'un manque en oxygène mais plutôt d'une faible activité microbienne provoquée par d'importantes pertes thermiques dues à l'aération. En effet, comme nous l'avons indiqué précédemment, l'étape de fermentation débute par une phase mésophile (chapitre 2, §2.2) dont les micro-organismes impliqués au cours de cette étape ont une croissance optimale pour des températures comprises entre 20°C et 45°C (Albrecht 2007). Or, la température initiale de l'andain, égale à 6°C, est nettement inférieure. L'aération provoque, de surcroît, d'importantes pertes thermiques dues au phénomène endothermique d'évaporation de l'eau.

La température initiale dans l'andain était uniforme et égale à 6°C. Les allures globales de la variation des températures issues de la simulation et des mesures expérimentales sont similaires pour les trois températures (T_{haut} , T_{milieu} et T_{bas}). Dans les deux cas, les températures à la base de l'andain (T_{bas}) sont plus élevées que celles à sa surface (T_{haut}). Ces courbes indiquent que les températures augmentent lentement pendant toute la phase de fermentation. Une différence est néanmoins à noter entre les résultats de simulation et les mesures expérimentales puisque les températures T_{bas} et T_{milieu} sont quasiment identiques pour les mesures expérimentales tandis que les résultats de simulation nous indiquent des températures T_{bas} plus élevées que les températures T_{milieu} . Les températures finales T_{haut} , mesurées expérimentalement et calculées avec le modèle, sont identiques (autour de 20 °C). La température T_{milieu} en fin de fermentation est de 26°C pour les résultats de simulation et de 28 °C pour les mesures expérimentales. Les résultats de simulation et expérimentaux pour T_{milieu} sont donc proches. Les températures finales T_{bas} , mesurées et calculées avec le modèle, montrent une différence plus importante avec un écart d'environ 8 °C. D'après ces résultats, nous pouvons penser qu'à l'endroit où ont été mesurées la température T_{bas} , la porosité de l'andain était plus faible (effet de tassement), limitant alors l'accès à l'oxygène pour les micro-organismes. Il s'agit ici d'un problème d'aération local.

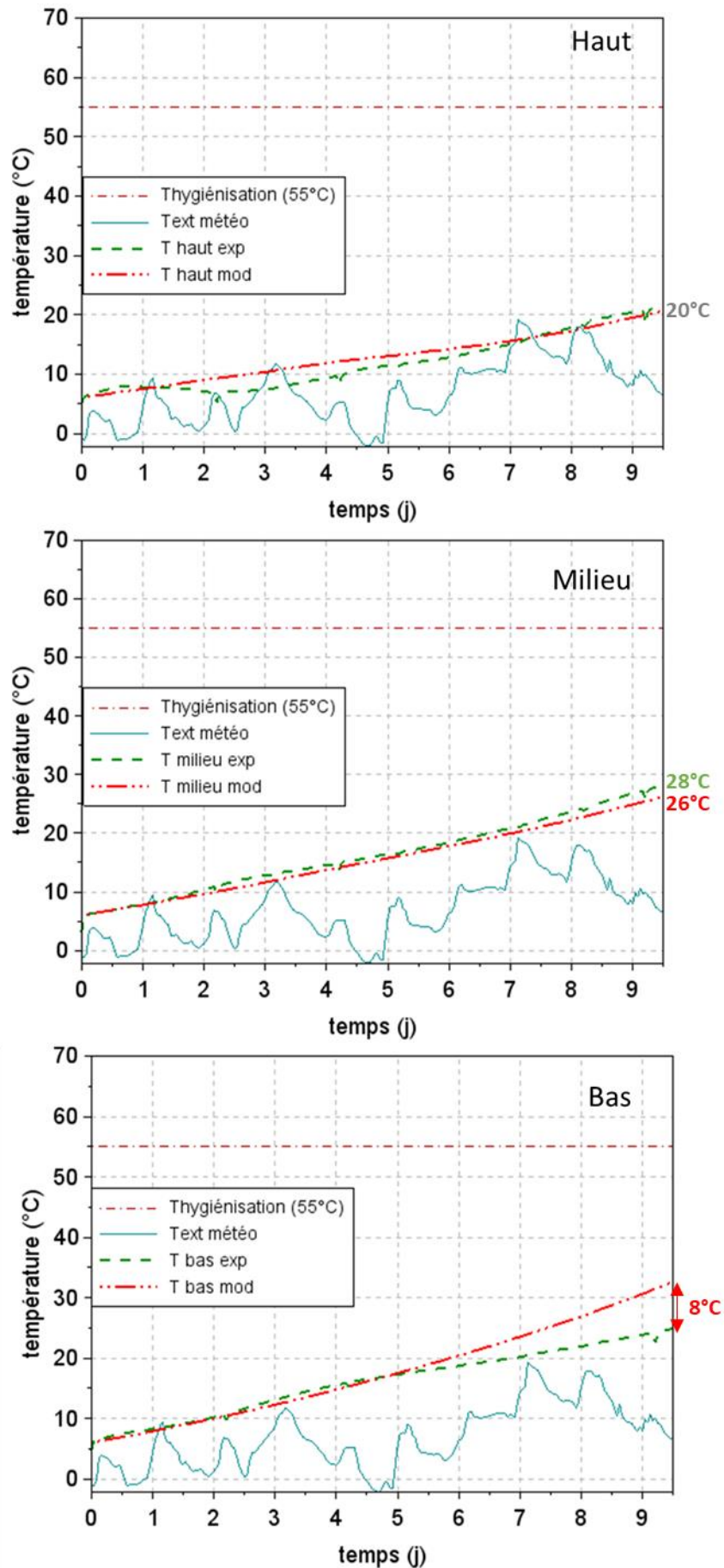


Figure 64 : comparaison des résultats de simulation et des mesures expérimentales de l'andain 1 perche B, (x=6,3m)

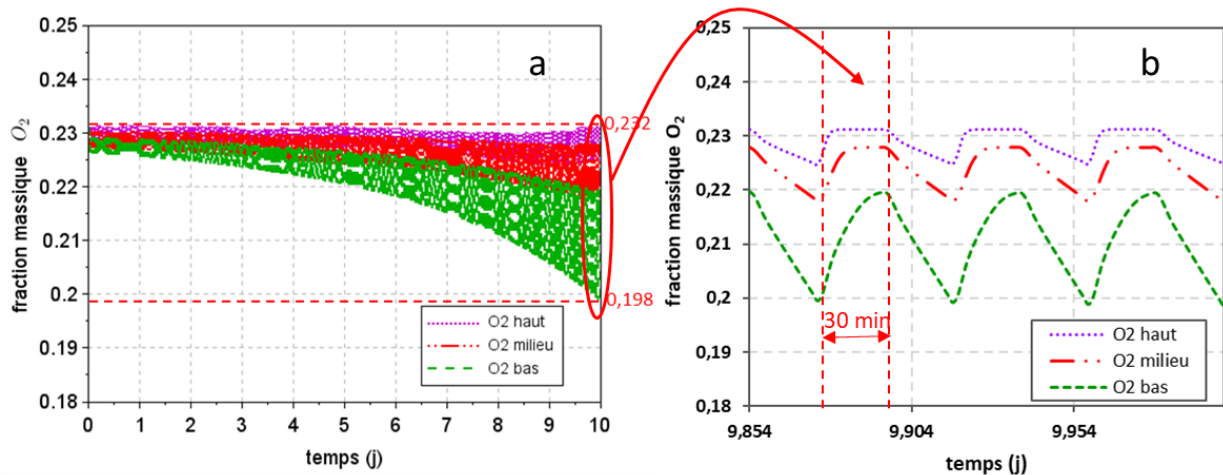


Figure 65 : évolution temporelle de la fraction massique d'O₂ lors de la fermentation (graphe a), zoom sur l'oscillation de la fraction massique d'O₂ (graphe b) - résultats de simulation andain 1 perche B

2.3.1.2 Perche C

Les résultats de simulation et les mesures expérimentales pour la perche C de l'andain 1 sont présentés sur la Figure 66.

Les résultats du modèle convergent vers les valeurs expérimentales pour une vitesse d'aération $v_r(r = 0)$ égale à $0,136 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. La perche C, installée à 2 m du mur, correspond à une valeur x de 10 m sur la figure 60, qui indique une vitesse théorique tout à fait cohérente de $0,135 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$.

Les variations expérimentales et théoriques des températures sont très semblables, la différence entre ces valeurs n'excédant pas 3°C quelle que soit la profondeur dans l'andain. On constate que la température évolue très peu au cours du temps : elle augmente globalement légèrement pour passer de 10°C à 15°C au bout de 10 jours, en restant très éloignée de la température d'hygiénisation.

Les températures expérimentales et théoriques évoluent spatialement dans le même sens : l'andain est d'autant plus chaud que l'on s'éloigne de la surface pour se rapprocher de la gaine d'aération.

Ces faibles niveaux thermiques proviennent de la très basse température extérieure (proche de 0°C en début de fermentation) et de la faible activité biologique qui en découle.

La vitesse d'aération étant plus de deux fois supérieure au niveau de la perche C par rapport à la perche B, nous pouvons éliminer l'hypothèse d'un manque en oxygène pour expliquer la faible activité microbienne.

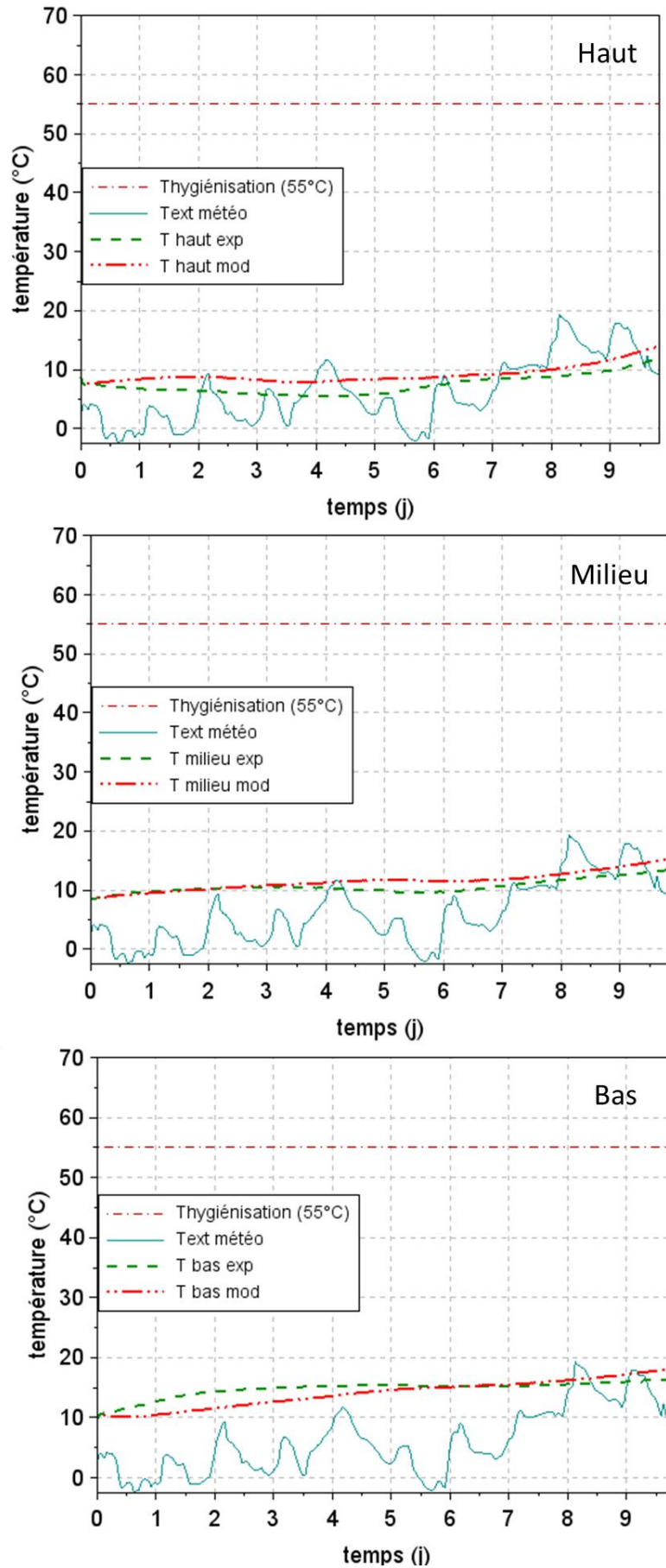


Figure 66 : comparaison des résultats de simulation et des mesures expérimentales de l'andain 1 perche C (coté mur), (x=10m)

2.3.2 Andain 2

L'étape de fermentation de l'andain 2 a été réalisée en conditions hivernales (cf. chapitre 2) : les températures extérieures étaient plus faibles que dans le cas traité précédemment, des valeurs négatives étant atteintes au cours des 6^{ème} et 7^{ème} jours de fermentation, dates à partir desquelles la température est remontée pour osciller globalement autour de 10°C. Des précipitations importantes ont par ailleurs eu lieu les deux premiers jours de fermentation.

L'étape de fermentation a eu une durée correspondant à 23 jours pour cet andain (andain complet, *DFC*). La gaine d'aération n'avait pas été nettoyée.

2.3.2.1 Perche B

L'évolution des valeurs expérimentales et théoriques des températures de la perche B est présentée sur la Figure 67.

On rappelle que la vitesse des gaz qui pénètrent dans la gaine après avoir traversé l'andain est une grandeur ajustée pour que les résultats de simulation reproduisent au mieux les mesures expérimentales. Les résultats de simulation présentés sur la Figure 67.a ont été obtenus pour une vitesse d'aération $v_r(r=0)$ de $0,01 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ pour les trois premiers jours de fermentation, puis pour une valeur 10 fois plus faible, égale à $0,001 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ jusqu'à la fin de la phase de fermentation. La perche B de l'andain 2 a été installée à 6,26 m du mur, qui correspond à l'abscisse $x \approx 5,7 \text{ m}$ de la Figure 61 pour laquelle, la vitesse d'aération est théoriquement égale à $0,045 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. La vitesse issue du modèle est donc nettement inférieure à la vitesse estimée au §1.4.3.3.

Plusieurs causes peuvent être à l'origine d'une baisse de la vitesse d'aération. En raison des difficultés techniques (démontage, nettoyage des grilles ...) que rencontrent les opérateurs pour nettoyer les gaines d'aération, celles-ci sont peu nettoyées et peuvent être entièrement remplies d'impuretés (cause n°2, Figure 63). Avant cette campagne expérimentale, la gaine de cet andain n'avait pas été nettoyée depuis plusieurs années et un encrassement peut être à l'origine des faibles vitesses d'aération. Les conditions météorologiques présentées dans le chapitre 2 indiquaient des fortes précipitations en début de fermentation (30 mm de pluie lors des deux premiers jours de la phase de fermentation), ce qui permet d'exclure la cause n°4 (réservoir de lixiviats rempli par l'eau de pluie). D'autre part, nous observerons par la suite que les vitesses d'aération pour la perche C (cf. 2.3.2.2) correspondent aux estimations. Par conséquent, la cause n°3, qui aurait également impacté la vitesse des gaz au niveau de la perche C, peut également être exclue.

La vitesse d'aération $v_r(r=0)$ estimée par le modèle était 10 fois plus élevée au cours des 3 premiers jours de la phase de fermentation. Nous pouvons alors supposer que les trous des grilles d'aération se sont bouchés au cours de la phase de fermentation (cause 1).

Pour conclure, deux causes (n°1 et 2) peuvent expliquer les faibles vitesses d'aération au niveau de la perche B de l'andain 2.

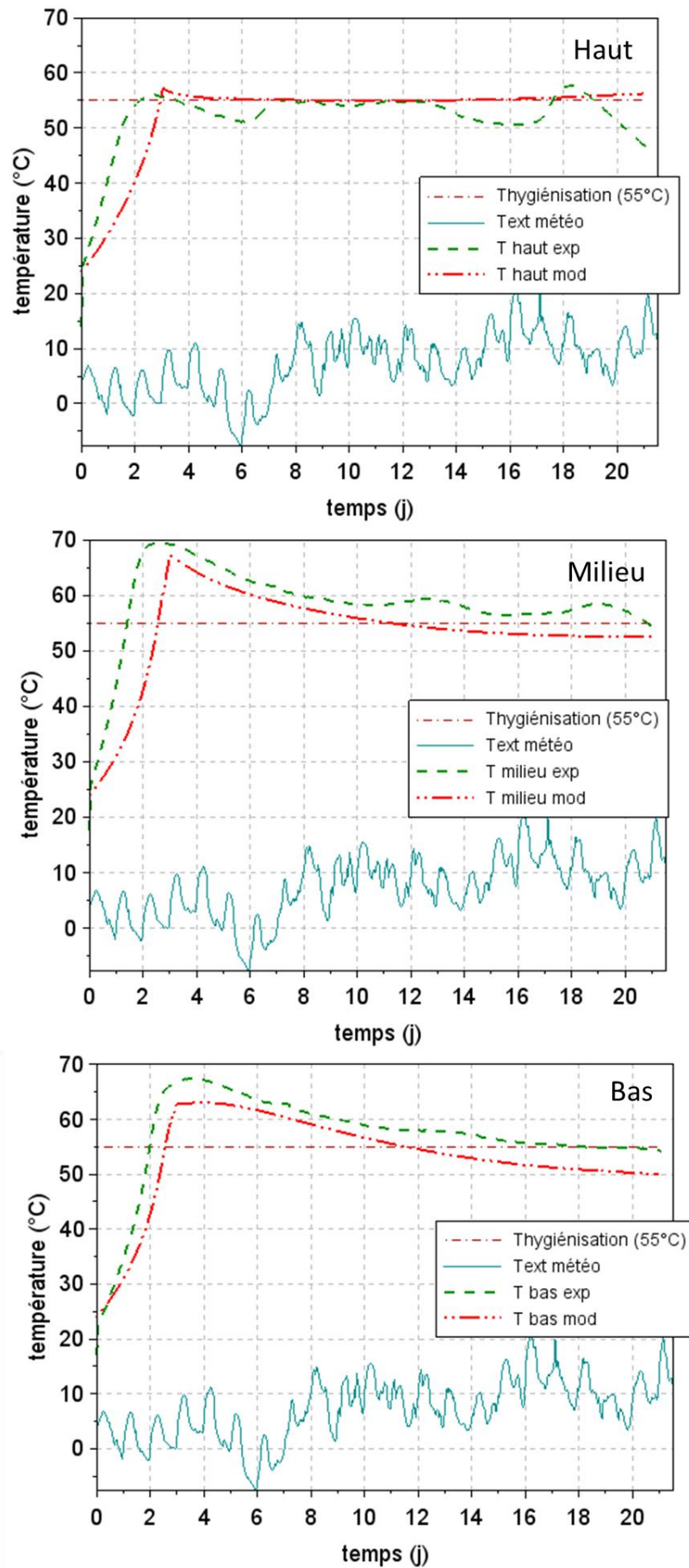


Figure 67 : comparaison des résultats de simulation et des mesures expérimentales de l'andain 2 perche B (x=5,7 m)

Compte tenu des conditions hivernales, la diminution des vitesses d'aération a limité les échanges thermiques, conduisant à une élévation de température supérieure à celle de l'andain 1, élévation de température qui permet d'atteindre et même de dépasser, dans la profondeur de l'andain, la température d'hygiénisation égale à 55°C. Cette augmentation de température se limite néanmoins aux trois premiers jours de fermentation, date à partir de laquelle la température évolue suivant un plateau légèrement descendant au cours du temps pour passer, au bout de 20 jours, sous la température d'hygiénisation (Figure 67). Ce plateau se dessine lorsque la fraction massique d'O₂ dans la phase gaz diminue (Figure 68), ce qui permet d'affirmer qu'une diminution de la vitesse d'aération provoque une élévation des températures dans l'andain, mais qu'à température élevée, l'aération trop faible provoque un manque d'O₂ qui limite les processus de biodégradation de la MO.

Comme nous pouvons le voir sur la Figure 67, les températures initiales dans l'andain sont d'environ 25°C alors que la température extérieure T_{ext} est de 5°C. Cette température initiale assez élevée en comparaison aux températures extérieures peut s'expliquer par le fait que la biodégradation des matières organiques rapidement biodégradables a déjà commencé durant la formation de l'andain, et donc avant l'installation des sondes.

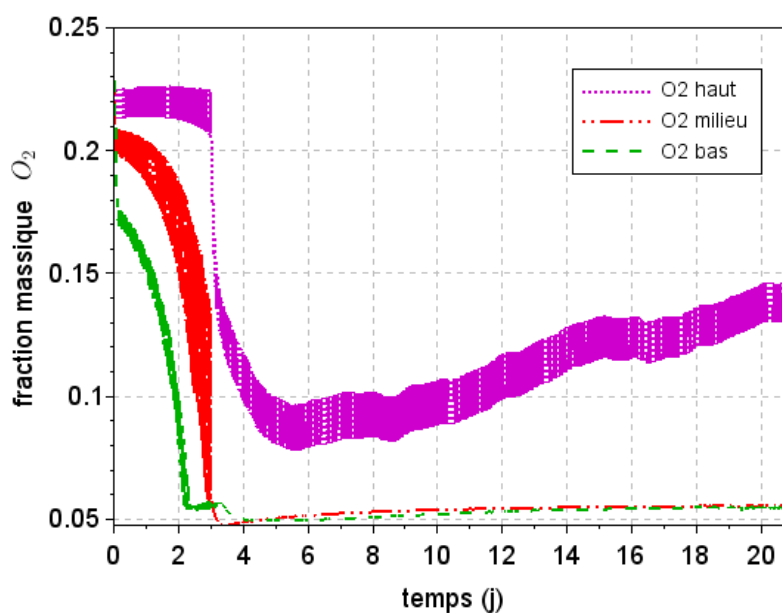


Figure 68 : évolution temporelle de la fraction massique d'O₂ lors de la phase de fermentation - résultats de simulation andain 2 perche B (x=5,7 m)

2.3.2.2 Perche C

En ce qui concerne les résultats de la perche C, la vitesse des gaz ajustée à l'entrée de la gaine est de 0,1 m.s⁻¹ pendant toute la phase de fermentation. Cette perche a été installée à une distance de 2,5 m du mur, correspondant à une valeur de x égale à 9,5 m sur la Figure 61. A cette abscisse, la vitesse d'aération au niveau de la grille ($v_r(r = 0)$) est de 0,12 m.s⁻¹, valeur calculée très proche de celle issue de la modélisation numérique. Cette vitesse plus élevée que celle correspondant à la perche B a certainement engendré de fortes pertes thermiques dans l'andain, l'empêchant alors d'atteindre, comme on peut le constater sur la Figure 69, la température d'hygiénisation de 55°C.

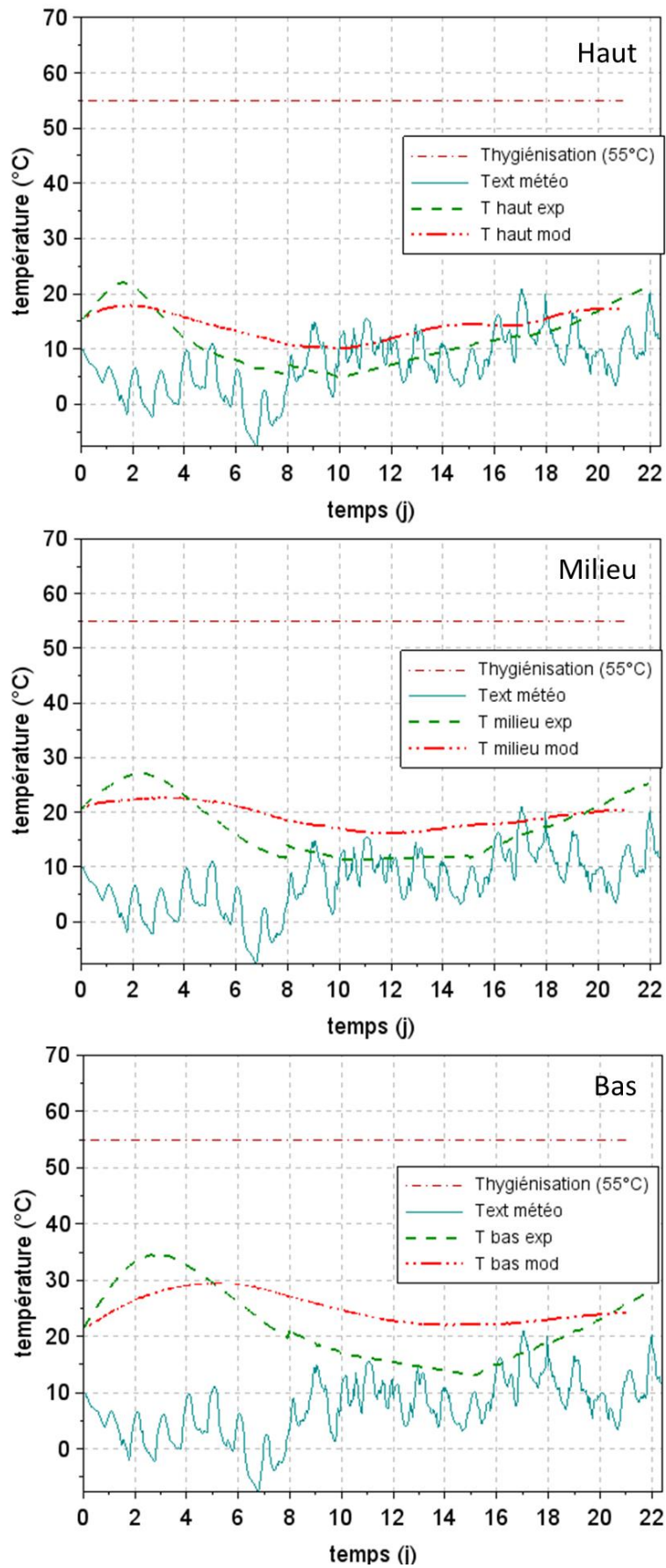


Figure 69 : comparaison des résultats de simulation et des mesures expérimentales de l'andain 2 perche C (x=9,5 m)

Comme on peut le constater sur la Figure 69, les évolutions temporelles des températures expérimentales et théoriques ont des tendances similaires : une augmentation pendant 3 à 6 jours suivie d'une diminution pendant une dizaine de jours avant que la température n'augmente à nouveau. Néanmoins, les températures issues du modèle évoluent plus lentement et de manière moins prononcée que dans la réalité. Cette différence entre résultats expérimentaux et numériques pourra être corrigée par la suite en utilisant des données cinétiques de biodégradation du déchet composté plus précises et plus adaptées.

2.3.3 Andain 3

L'andain 3 a également subi des conditions hivernales pendant l'étape de fermentation (cf. chapitre 2) d'une durée de 8 jours (andain complet, *DFC*), pendant laquelle la température extérieure était globalement comprises entre 0°C et 10°C. Des précipitations ont par ailleurs eu lieu pendant presque toute cette période (seulement 2 jours sans pluie). La gaine sous cet andain n'avait pas été nettoyée.

2.3.3.1 Perche B

Les variations temporelles des températures expérimentales et numériques de cet andain au niveau de la perche B sont présentées sur la Figure 70.

Le Tableau 66 indique les valeurs de la vitesse d'aération ($v_r(r = 0)$) qu'il a fallu adapter dans le modèle numérique au cours de la phase de fermentation.

Temps de fermentation	Vitesse ($v_r(r = 0)$)
de 0 à 2 jours	0,0003 $m \cdot s^{-1}$
de 2 à 6 jours	0,06 $m \cdot s^{-1}$
de 6 à 7 jours	0,0005 $m \cdot s^{-1}$
de 7 jours jusqu'à la fin de la fermentation	0,0008 $m \cdot s^{-1}$

Tableau 66 : vitesse d'aération ($v_r(r = 0)$) renseignée dans le programme pour l'andain 3 (perche B), ($x = 5,4 m$)

La faible vitesse constatée en début de phase de fermentation est normale lorsque l'andain est en cours de formation ou, à la fin de la phase de fermentation, lorsqu'il est déplacé vers l'aire de maturation. En effet, dans ce cas, l'andain ne recouvre pas totalement la grille de la gaine d'aération et un chemin préférentiel crée un « cours-circuit » pour l'air venant de l'extérieur comme indiqué sur la Figure 63 (cause n°3) : c'est alors majoritairement de l'air qui n'a pas traversé l'andain qui circule dans la gaine d'aération. Au milieu de l'étape de fermentation, la vitesse modélisée au niveau de la perche B est de 0,06 $m \cdot s^{-1}$. Cette perche a été installée à une distance de 6,58 m du mur, correspondant à l'abscisse $x \approx 5,4 m$ sur la Figure 61 pour laquelle la vitesse théorique est de 0,045 $m \cdot s^{-1}$. Cette vitesse d'aération est inférieure à la vitesse issue du modèle entre 2 et 6 jours mais elles sont néanmoins du même ordre de grandeur.

Les études numériques que nous avons réalisées pour reproduire au mieux les résultats expérimentaux indiquent que la vitesse d'aération doit être faible en début de fermentation pour que la température des parties de l'andain qui sont proches du milieu extérieur augmente plus rapidement que les températures des zones qui sont au cœur de l'andain, et cela quelles que soient les conditions météorologiques et la saison. D'autre part, les mesures expérimentales ne montrent aucune augmentation des températures T_{milieu} et T_{bas} , c'est-à-dire lorsque l'on se rapproche de la base inférieure de l'andain (Figure 70). Cela nous laisse supposer qu'il y avait déjà un manque en oxygène

lors de l'installation de la perche B. Pour tenir compte du fait que la fermentation a débutée avant l'installation de la perche B, les fractions massiques gazeuses ont été relevées après deux jours de fermentation dans le modèle. Il est important de noter que pour cet andain, comme indiqué dans le Tableau 64 trois jours se sont écoulés entre l'installation des perches B et C en raison d'un weekend : au moment de l'installation de la perche C, l'andain n'était pas suffisamment formé pour que la perche B puisse également être installée. Néanmoins, une partie importante de la zone B était déjà formée le jour de l'installation de la perche C, ce qui conduit à ce qu'au moment de l'installation de la perche B, après trois jours de biodégradation, la fraction massique d'O₂ dans la phase gaz était très faible. Pour les trois autres andains, un seul jour s'est écoulé entre l'installation des perches B et C (voir Tableau 64), raison pour laquelle la réinitialisation des fractions massiques gazeuses dans le modèle n'a pas été nécessaire pour ces andains.

La Figure 71 indique l'évolution des fractions massiques en O₂ dans l'andain 3. Nous observons qu'en début et fin de fermentation, la fraction massique d'O₂ est quasiment nulle dans le cœur de l'andain (O₂ bas, Figure 71) tandis qu'elle est proche de la fraction de l'air ambiant dans la zone proche du milieu extérieur (O₂ haut, Figure 71) ce qui permet de conclure que l'évolution plus faible de la température dans le coeur de l'andain (T_{bas}) est due à un manque en O₂.

La faible vitesse d'aération en début de fermentation limite les échanges thermiques avec l'air extérieur, froid. Les parties de l'andain qui sont proches du milieu extérieur, non limitées en oxygène, peuvent donc subir une élévation de leur température. Entre 2 et 6 jours, aucune partie de l'andain n'est confrontée à une faible fraction d'O₂. Les températures T_{bas} et T_{milieu} étant supérieures à 20°C, les conditions de température sont optimales pour la croissance des micro-organismes mésophiles. Ces différents éléments permettent de conclure que les faibles évolutions de température au sein de l'andain sont dues à d'importantes pertes thermiques avec l'air provenant de l'extérieur.

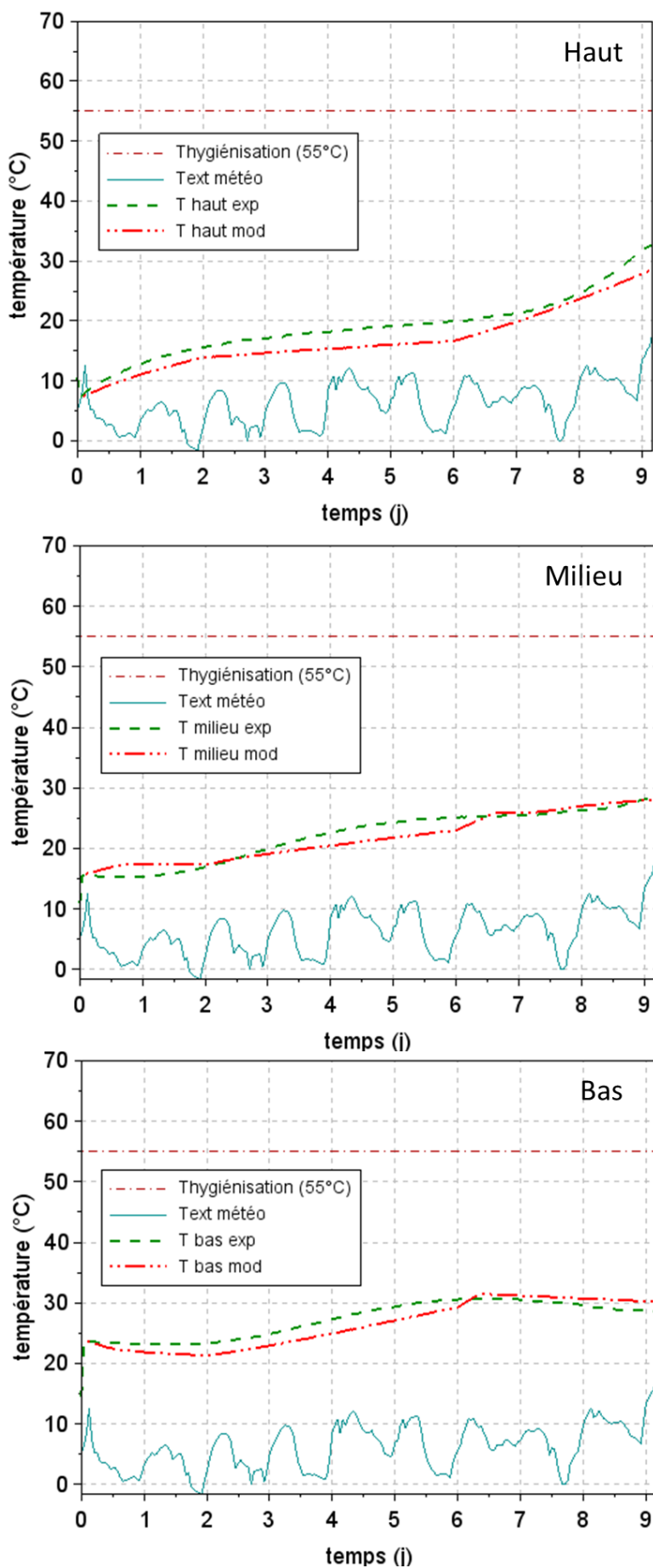


Figure 70 : comparaison des résultats de simulation et des mesures expérimentales de l'andain 3 perche B, (x=5,4 m)

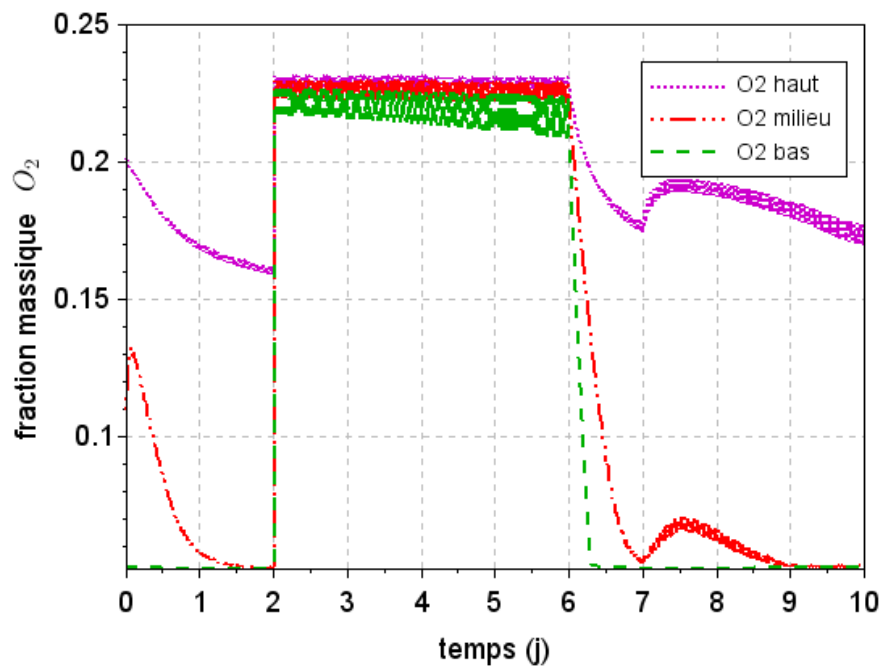


Figure 71 : évolution temporelle de la fraction massique d' O_2 lors de la phase de fermentation - résultats de simulation andain 3 perche B ($x=5,4$ m)

2.3.3.2 Perche C

La Figure 72 présente les mesures expérimentales et les résultats de simulation pour la perche C de l'andain 3.

En début de fermentation (de 0 à 1,5 jours), la vitesse optimisée programmée à l'entrée de la gaine est égale à $0,006 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Entre 1,5 et 12 jours, cette vitesse augmente pour atteindre $0,1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$.

La perche C a été installée à une distance de 3,33 m du mur (correspondant à l'abscisse $x \approx 8,7 \text{ m}$ sur la Figure 61). A cet emplacement, l'estimation théorique de la vitesse d'aération est égale à $0,09 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, valeurs en cohérence avec celle programmée entre 1,5 et 12 jours de fermentation. La faible vitesse en début de phase de fermentation provient du fait que l'andain n'est pas encore complètement formé (cause n°3, Figure 63).

On peut constater sur la Figure 72 que les variations expérimentales et théoriques de température suivent les mêmes tendances au cours du temps. Néanmoins, de même que pour la perche C de l'andain 2 (voir Figure 69), l'élévation théorique de température en début de fermentation est plus lente que dans la réalité.

Enfin, de la même façon que pour la perche C de l'andain 2, la partie de l'andain à proximité de la perche C ne rencontre pas de problème d'aération. Par conséquent, les faibles températures observées lors de mesures expérimentales ne proviennent pas d'un manque en oxygène mais des pertes thermiques provoquées par l'aération.

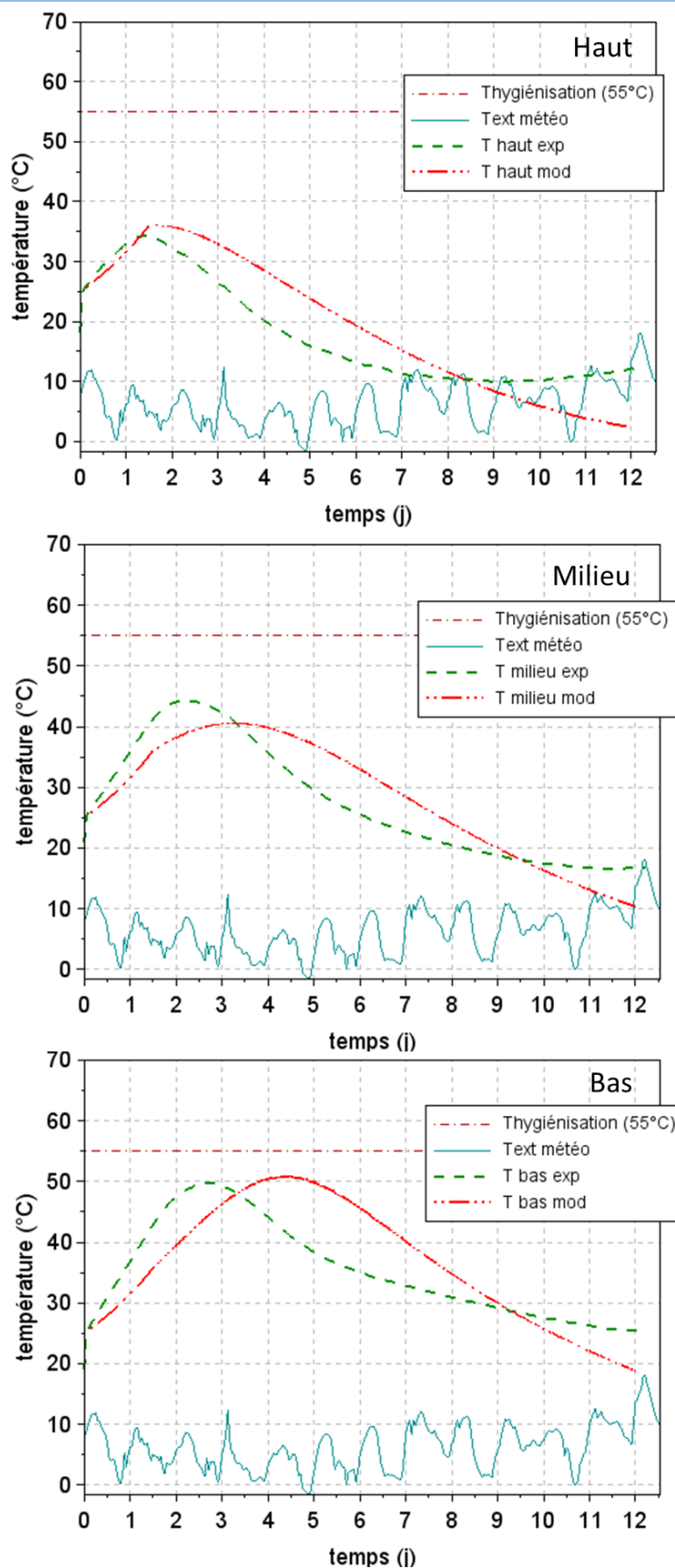


Figure 72 : comparaison des résultats de simulation et des mesures expérimentales de l'andain 3 perche C (x=8,7 m)

2.3.4 Andain 4

L'andain 4, contrairement au trois autres, n'a pas été réalisé avec des écorces mais des palettes broyées. Il a de plus bénéficié d'un nettoyage de sa gaine d'aération, ce qui n'avait pas été effectué pour les autres andains qui ont été suivis. La durée de l'étape de fermentation a été de 25 jours (andain complet, *DFC*).

Par ailleurs, cet andain a été suivi en conditions estivales alors que les autres andains ont subi, comme on l'a vu précédemment des conditions hivernales parfois sévères (cf. chapitre 2, 5). Pour cet andain, les températures extérieures étaient globalement comprises entre 15°C et 30°C. Un jour de forte pluie (8 mm de précipitations) a eu lieu à la moitié de l'étape de fermentation (lors du 12^{ème} jour pour la perche B et lors du 11^{ème} jour pour la perche C).

2.3.4.1 Perche B

Les mesures expérimentales et les résultats issus de la modélisation concernant la perche B de l'andain 4 sont présentés sur la Figure 73. Le Tableau 67 répertorie les vitesses d'aération modélisées au cours du temps.

Temps de fermentation	Vitesse ($v_r(r = 0)$)
de 0 à 1 jours	0,0003 $m \cdot s^{-1}$
de 1 à 7 jours	0,15 $m \cdot s^{-1}$
de 7 à 8 jours	0,001 $m \cdot s^{-1}$
de 8 jours jusqu'à la fin de la fermentation	0,14 $m \cdot s^{-1}$

Tableau 67 : vitesse d'aération ($v_r(r = 0)$) renseignée dans le programme pour l'andain 4 (perche B)

Les mesures expérimentales de température réalisées au niveau de la perche B de l'andain 4 ont révélées plusieurs variations au cours de la phase de fermentation, en particulier pour les températures T_{haut} et T_{milieu} (voir Figure 73). La première élévation de température résulte de la faible vitesse d'aération au début de la phase de fermentation due au fait que l'andain n'était pas entièrement formé au moment de l'installation de la perche B (cause n°3, Figure 63). Pour les températures T_{haut} et T_{milieu} , une deuxième élévation de la température s'est produite au 7^{ème} jour de l'étape de fermentation, ce qui est reproduit par le modèle numérique lorsque l'on diminue la vitesse d'aération. Comme nous pouvons le voir sur la Figure 73, la réduction de la vitesse d'aération au 7^{ème} jours de l'étape de fermentation provoque une élévation importante de la température de la partie de l'andain qui est proche du milieu extérieur (T_{haut}), l'amplitude de cette élévation de température diminue au fur et à mesure que l'on progresse dans le cœur de l'andain. Cette similarité de comportement entre mesures expérimentales et valeurs théoriques permet de supposer qu'une baisse de l'aération a effectivement eu lieu au 7^{ème} jour de l'étape de fermentation. Nous savons que l'andain 4 a bénéficié d'un nettoyage de sa gaine d'aération : la cause n°2 présentée sur la Figure 63 ne peut expliquer cette baisse d'aération. L'andain étant complètement formé au 7^{ème} jour de fermentation, la cause n°3 peut également être écartée. Un colmatage momentané des trous des grilles peut être envisagé ; cependant il paraît plus probable que, compte tenu des conditions estivales, un manque d'eau dans le réservoir de lixiviat ait pu se produire : les températures extérieures élevées ajoutées aux faibles précipitations ont pu favoriser l'évaporation de l'eau dans le réservoir de lixiviat. Le niveau d'eau dans le réservoir n'étant pas directement visible pour les opérateurs, ce dernier a pu rester vide une journée, favorisant le passage de l'air à travers ce réservoir plutôt qu'à travers l'andain (cause n°4, Figure 63).

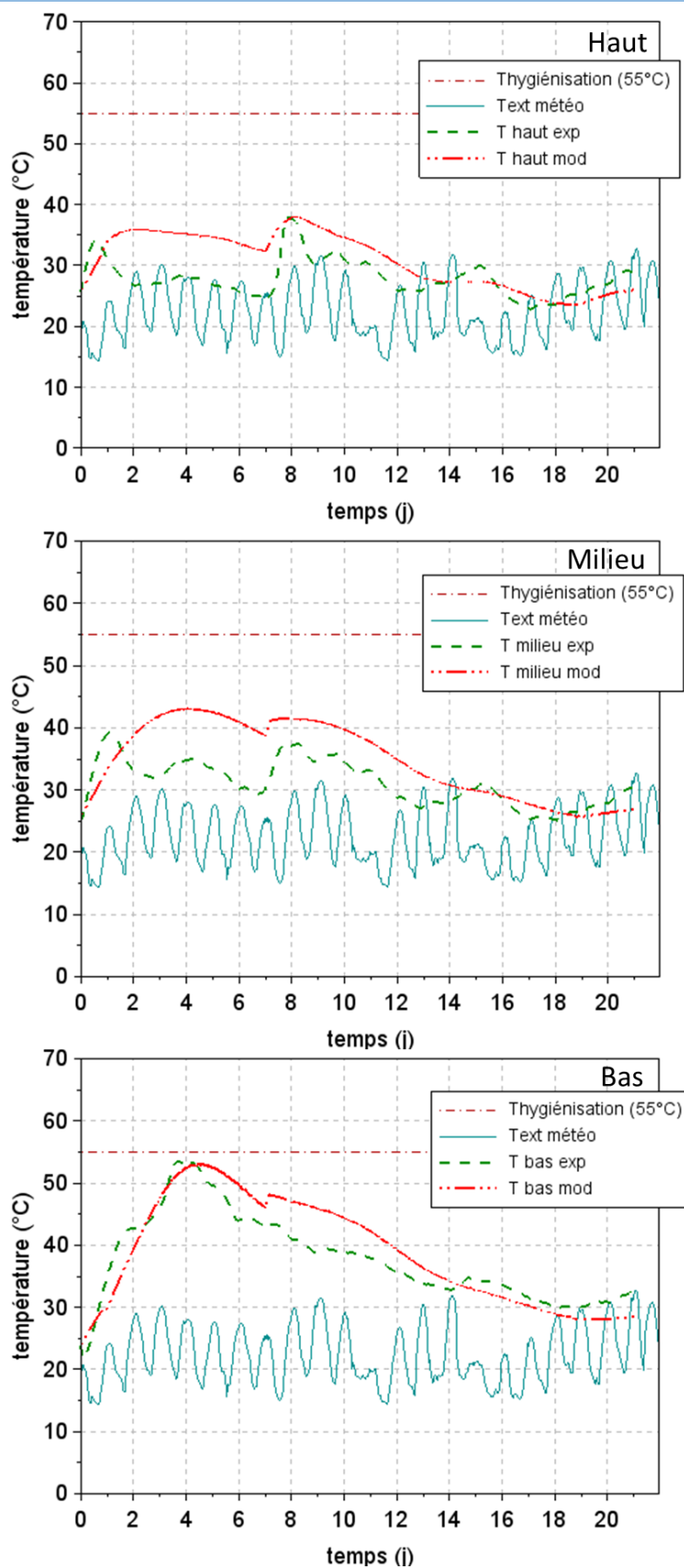


Figure 73 : comparaison des résultats de simulation et des mesures expérimentales de l'andain 4 perche B (x=6,2 m)

Les autres vitesses d'aération programmées étaient de $0,15 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ entre 1 et 7 jours et $0,14 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ à partir du 8^{ème} jour jusqu'à la fin de la phase de fermentation. La perche B a été installée à 5,83 m du mur correspondant à l'abscisse $x \approx 6,2 \text{ m}$ sur la Figure 61 pour laquelle la vitesse théorique dans la gaine est de $0,05 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Les deux vitesses programmées sont donc trois fois supérieures à la vitesse théorique estimée. Cette grande différence s'explique par le fait que l'andain 4 a été formé en utilisant des palettes broyées comme agent structurant et non avec des écorces comme pour les autres andains étudiés. Les données cinétiques utilisées dans le modèle concernent spécifiquement les écorces. Les résultats obtenus laissent penser que les palettes sont moins biodégradables que les écorces et/ou que la chaleur libérée par la biodégradation des palettes broyées est inférieure à celle produite par les écorces. Dans ce cas, les vitesses que nous avons utilisées dans le modèle ont dues être surestimées pour reproduire au mieux les résultats expérimentaux.

Concernant l'allure globale des profils de température, nous observons sur la Figure 73 des profils similaires entre les résultats expérimentaux et les résultats de simulation. Néanmoins, les températures T_{haut} et T_{milieu} issues de la modélisation sont la plupart du temps supérieures aux mesures expérimentales (jusqu'à 10°C d'écart).

2.3.4.2 Perche C

Les mesures expérimentales et les résultats de simulation concernant la perche C de l'andain 4 sont présentés sur la Figure 74. Les vitesses d'aération issues de la modélisation sont précisées dans le Tableau 68.

temps de fermentation	vitesse ($v_r(r = 0)$)
de 0 à 1 jours	$0,004 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$
de 1 à 10 jours	$0,136 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$
de 10 à 11 jours	$0,004 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$
de 11 jours jusqu'à la fin de la fermentation	$0,136 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$

Tableau 68 : vitesse d'aération ($v_r(r = 0)$) renseignée dans le programme pour l'andain 4 (perche C)

Comme pour la perche B, la faible vitesse des gaz au niveau de la gaine d'aération pendant le premier jour de fermentation s'explique par le fait que l'andain n'était pas encore totalement constitué. Cependant, comme nous pouvons le déduire de la Figure 63, si la cause n°3 peut être responsable de faibles vitesses d'aération en début de fermentation, la durée à faible vitesse d'aération doit nécessairement être supérieure pour la zone de la perche C (coté mur) que pour la zone de la perche B. En effet, l'andain étant formé du mur vers l'extérieur, la partie de l'andain correspondante à la perche C reste plus longtemps à faible vitesse d'aération en attendant que l'andain soit entièrement formé. Or, comme nous l'avons remarqué précédemment, la même durée à faible vitesse d'aération a été renseignée au début de la phase de fermentation pour la perche B. Il semble donc qu'un autre phénomène ait impacté la vitesse d'aération de la perche B (encrassement momentané de la gaine,...).

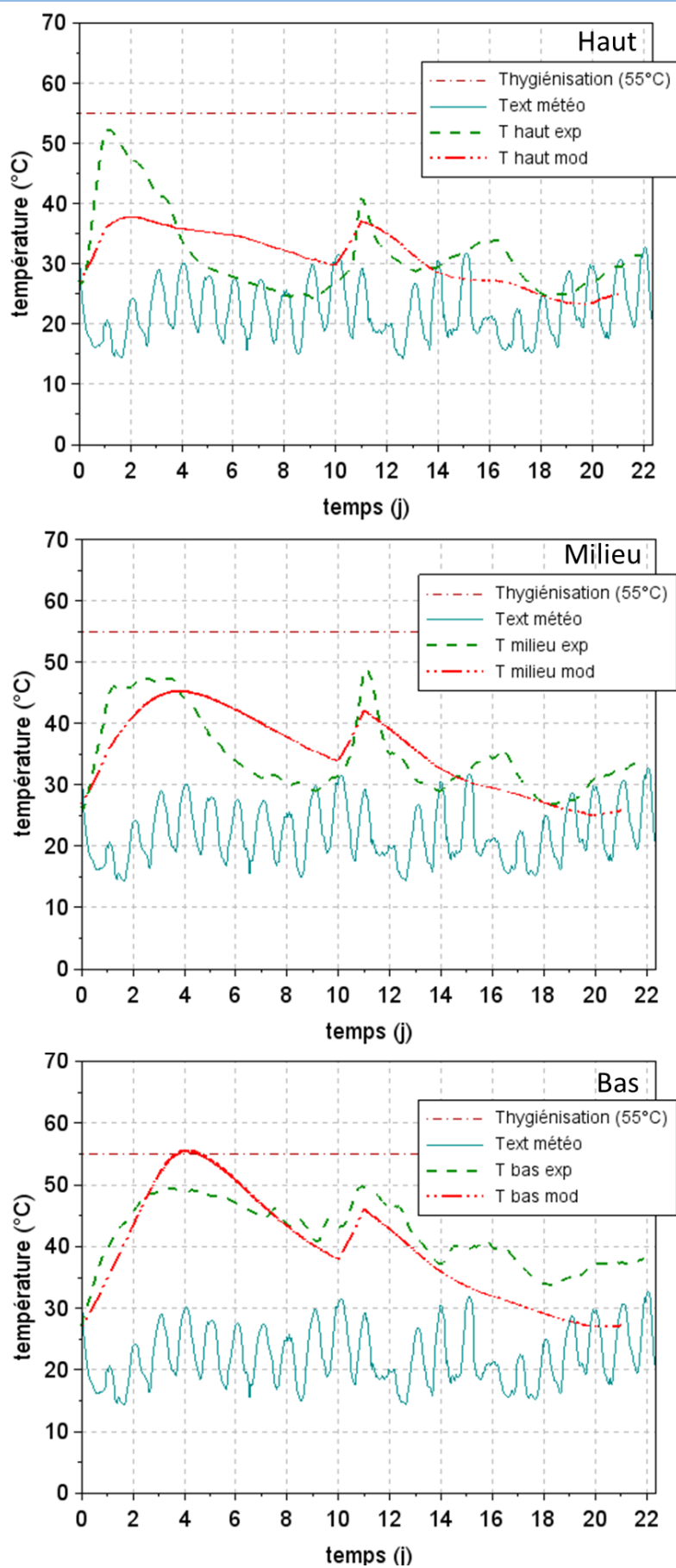


Figure 74 : comparaison des résultats de simulation et des mesures expérimentales de l'andain 4 perche C

La vitesse programmée du 1^{er} jour au 10^{ème} jour de l'étape de fermentation puis entre le 11^{ème} et le 21^{ème} jours, c'est-à-dire pendant pratiquement toute la phase de fermentation (19 jours sur un total de 21 jours), est de $0,136 \text{ m. s}^{-1}$. Compte tenu du fait que la perche C a été installée à 2,65 m du mur, la vitesse d'aération théorique est de $0,11 \text{ m. s}^{-1}$ (abscisse $x \approx 9,3 \text{ m}$, Figure 61), valeur tout à fait cohérente avec la vitesse programmée.

Comme pour la perche B, une brève élévation de température est observée entre le 10^{ème} et le 11^{ème} jour. Le modèle restitue cette élévation, au moins dans son allure, lorsque l'on impose une diminution de la vitesse d'aération dans le modèle au cours du 10^{ème} jour. Comme nous l'avons souligné précédemment, les causes n°1 et 4 (Figure 63) peuvent être à l'origine de cette diminution de la vitesse.

Une deuxième brève élévation des températures est observée sur les mesures expérimentales entre le 14^{ème} et le 16^{ème} jour de fermentation. Cette élévation se retrouve également de manière atténuée sur les températures modélisées sans que la vitesse d'aération n'ait été modifiée (Figure 74). En effet, l'interprétation conjointe des mesures expérimentales de températures et des données météorologiques laisse supposer une influence directe des températures extérieures.

Concernant l'allure générale des profils de température, nous observons sur la Figure 74 que le modèle ne permet pas de reproduire de manière satisfaisante les mesures expérimentales : si les tendances sont globalement respectées, les résultats de simulation obtenus sont plus éloignés des températures mesurées que dans les cas précédents. Les résultats obtenus permettent néanmoins d'expliquer l'évolution des profils des températures.

La Figure 75 montre le résultat de la modélisation du comportement de l'andain 4 pour des vitesses d'aération différentes, détaillées dans le Tableau 69.

temps de fermentation	vitesse ($v_r(r = 0)$)
de 0 à 2 jours	$0,004 \text{ m. s}^{-1}$
de 2 à 9 jours	$0,15 \text{ m. s}^{-1}$
de 9 à 11 jours	$0,001 \text{ m. s}^{-1}$
de 11 jours jusqu'à la fin de la fermentation	$0,14 \text{ m. s}^{-1}$

Tableau 69 : vitesses d'aération renseignées lors d'un test de simulation pour la perche C de l'andain 4

Les Figure 75.a, b et c indiquent respectivement pour la perche C l'évolution au cours du temps des températures modélisées, des mesures expérimentales et des fractions volumiques d'O₂ (O₂ haut et O₂ bas). En début de fermentation, on peut constater sur la Figure 75.b que la température T_{haut} augmente plus rapidement que la température T_{bas}. Sur les résultats de simulation (Figure 75.a), cette tendance est également observée pendant les 2 premiers jours de l'étape de fermentation (lorsque la vitesse d'aération est faible). La Figure 75.c indique qu'une carence en oxygène est observée dans la partie basse de l'andain au cours des deux premiers jours de fermentation, tandis qu'une légère baisse de la fraction volumique d'oxygène se produit dans la partie haute. Ces résultats permettent d'affirmer qu'un manque en oxygène, provoqué par une faible aération, a limité les réactions de biodégradation de la MO engendrant une faible élévation de la température en partie basse de l'andain (T_{bas}). Ensuite, lorsque la vitesse d'aération augmente, les pertes thermiques plus importantes dans la partie haute de l'andain entraînent une diminution rapide de la température T_{haut}. Les pertes thermiques plus importantes dans cette partie sont provoquées par les phénomènes endothermiques d'évaporation de l'eau. En effet, l'air provenant de l'extérieur n'est généralement pas saturé en humidité. En traversant l'andain, il s'enrichit en eau et son humidité relative augmente. Il en résulte que

l'évaporation de l'eau est plus importante dans les parties de l'andain qui sont proches du milieu extérieur.

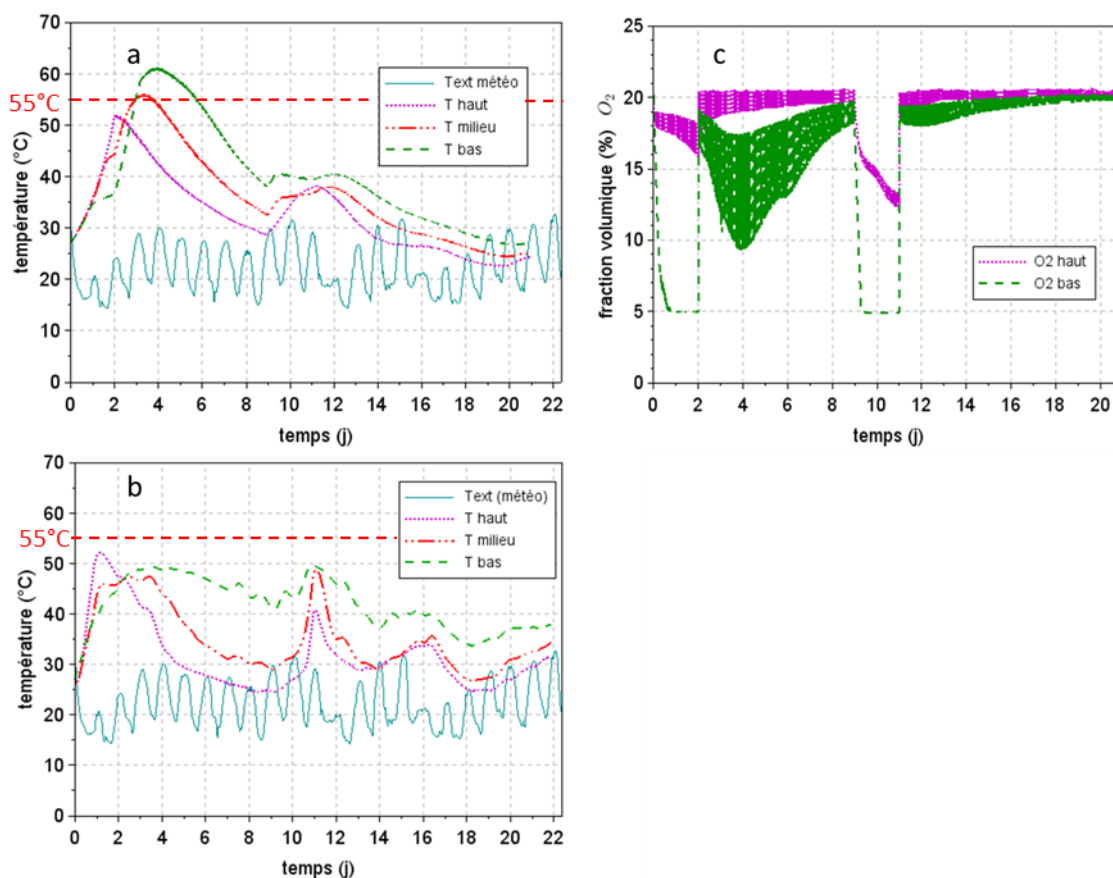


Figure 75 : comparaison des résultats de simulation (avec des vitesses d'aération différentes (Tableau 69)) et des mesures expérimentales, andain 4 perche C, résultats de simulation des températures (graphe a), mesures expérimentales des températures (graphe b), résultats de simulation de la fraction volumique d'O₂ (graphe c)

2.3.5 Conclusion sur la validation du modèle

Comme nous l'avons indiqué dans le chapitre 1, la température, paramètre qui joue un rôle essentiel dans le processus de compostage, est dans la majorité des modèles la grandeur utilisée dans la phase de validation (cf. Chapitre 1, §4). Par ailleurs, compte tenu de l'échelle industrielle de nos travaux, le plus instructif est de comparer les allures des profils de température théoriques et expérimentaux, comme l'ont d'ailleurs fait Moraga et al. (2009) et Henon (2008) pour valider leur modèle numérique (également à l'échelle industrielle).

En parallèle, nous avons également calculé l'écart moyen absolu entre la température mesurée et la température simulée. Cette approche de validation a notamment été utilisée dans les travaux de A. de Guardia et al. (2012). Enfin, nous porterons une attention particulière à la concordance des vitesses renseignées dans les simulations avec les vitesses estimées.

2.3.5.1 Comparaison des allures des courbes

Les résultats de simulation et les mesures expérimentales de température de quatre andains pour les perches B et C et pour trois positions différentes (T_{haut} , T_{milieu} , T_{bas}) ont été comparés. Par conséquent, un total de 24 comparaisons entre mesures expérimentales et modélisation ont été effectuées, dont les résultats globaux sont résumés dans le Tableau 70. La vitesse d'aération est le seul paramètre qui a été ajusté pour chacune des simulations numériques.

	andain 1		andain 2		andain 3		andain 4	
	Perche B	Perche C	Perche B	Perche C	Perche B	Perche C	Perche B	Perche C
T_{haut}	✓ ³⁶	✓	✓	≈ ³⁷	✓	✓	✓	✗ ³⁸
T_{milieu}	✓	✓	✓	≈	✓	≈	≈	≈
T_{bas}	✓	✓	✓	≈	✓	≈	✓	✓

Tableau 70 : validation du modèle – comparaison des profils de température (expérimentaux et numériques)

Des 24 comparaisons effectuées, 16 ont montré de très bonnes concordances entre les données issues de la modélisation et les mesures expérimentales.

Sept d'entre elles ont montré une concordance plutôt bonne même si quelques différences ont pu être relevées : par exemple, les résultats de simulation de la perche C de l'andain 2 présentent les mêmes tendances que les mesures expérimentales mais les variations de températures sont plus faibles. Pour les températures T_{milieu} et T_{bas} de la perche C, les tendances sont bonnes entre les mesures expérimentales et les résultats de simulation mais un léger retard des courbes issues de la modélisation numérique est observé. Pour les températures T_{milieu} de l'andain 4, les résultats de simulation et les mesures expérimentales sont globalement proches mais certaines (petites) variations expérimentales de température ne sont pas reproduites par le modèle.

Enfin, une seule comparaison a révélé des différences importantes. Il s'agit de la température T_{haut} de l'andain 4 (perche C). En effet, les mesures expérimentales de température indiquent, au début de l'étape de fermentation, une élévation assez importante de température qui n'a pas été observée sur les résultats de simulation.

Par conséquent, nous pouvons conclure sur la bonne validation du modèle concernant l'évolution temporelle de la température.

2.3.5.2 Comparaison de la moyenne des écarts absolus entre T_{sim} et T_{exp}

La moyenne des écarts absolus entre les températures expérimentales T_{exp} et les températures obtenues par simulation T_{sim} a été calculée avec l'équation suivante :

$$\text{écart moyen des températures} = \frac{\sum_{i=1}^n |T_{sim}(t_i) - T_{exp}(t_i)|}{n} \quad (155)$$

Les résultats de l'équation (155) pour chaque andain (perche B et C) sont présentés dans le Tableau 71. La moyenne des écarts absolus entre les températures mesurées (T_{exp}) et les températures obtenues par simulation (T_{sim}) est inférieure à 6°C. Or, lors de la phase de fermentation les températures peuvent varier de plus de 50°C (cf. Chapitre 1). Un écart moyen inférieur à 6°C est donc un argument supplémentaire pour la validation du modèle compte tenu de la multitude de phénomènes impliqués lors de la phase de fermentation et de l'échelle industrielle de ces travaux.

³⁶ ✓ : très bonne concordance des profils de température

³⁷ ≈ : bonne concordance des profils de température mais quelques différences relevées

³⁸ ✗ : mauvaise concordance des profils de température

	andain 1		andain 2		andain 3		andain 4	
	Perche B	Perche C	Perche B	Perche C	Perche B	Perche C	Perche B	Perche C
écart moyen (°C) pour T_{haut}	1,4	1,8	3,2	3,6	2,2	4,7	4,0	4,8
écart moyen (°C) pour T_{milieu}	0,9	1,0	5,1	3,8	1,2	4,1	4,7	4,3
écart moyen (°C) pour T_{bas}	2,1	1,3	3,9	5,5	1,6	5,5	3,1	4,7

Tableau 71 : moyenne des écarts absolus entre T_{sim} et T_{ext} pour chaque andain

2.3.5.3 Comparaison des vitesses d'aération

Comme nous l'avons précisé précédemment la vitesse d'aération a été ajustée à chaque simulation pour que l'évolution au cours du temps des valeurs théoriques de la température s'approchent au mieux des mesures expérimentales de ces températures. La vitesse des gaz à la base de l'andain et dans la gaine d'aération a fait l'objet d'une estimation théorique au paragraphe 1.4.3.3. Une comparaison entre la valeur théorique et la valeur optimisée par le modèle a été réalisée dans chacun des cas étudiés. Les résultats de ces comparaisons sont résumés dans le Tableau 72. On peut constater que cinq des vitesses modélisées correspondent aux vitesses théoriques calculées au §1.4.3.3. La vitesse programmée pour la simulation du comportement de l'andain 3 (perche B) est quant à elle cohérente mais présente une différence un peu plus importante avec la vitesse théorique. Enfin, deux des vitesses modélisées (pour les perches B de l'andain 2 et de l'andain 4) ne correspondent pas à la vitesse d'aération théorique.

Pour l'andain 2 (perche B), qui présente une très bonne cohérence des profils de température, nous avons mis en évidence un problème d'aération lié à l'encrassement de la gaine d'aération (trous bouchés ou gaines remplies d'impuretés, cf. §2.3), ce qui explique la divergence entre les valeurs modélisée et théorique, qui ne tient pas compte de l'encrassement de la gaine d'aération. En ce qui concerne la perche B de l'andain 4, c'est le changement d'agent structurant qui est probablement à l'origine de l'écart entre la vitesse théorique et la vitesse modélisée (cf. §2.3.4.1, Chapitre 3).

En conclusion, ces éléments de comparaison nous confortent quant à la validité globale de notre modèle.

	andain 1		andain 2		andain 3		andain 4	
	Perche B	Perche C	Perche B	Perche C	Perche B	Perche C	Perche B	Perche C
vitesse modèle ($m \cdot s^{-1}$)	0,05	0,136	0,001	0,1	0,06	0,1	0,15	0,136
vitesse estimée ($m \cdot s^{-1}$)	0,05	0,135	0,045	0,12	0,045	0,09	0,05	0,11
validation	✓	✓	✗	✓	≈	✓	✗	✓

Tableau 72 : validation du modèle - comparaison des vitesses fixées dans le programme et estimées

2.4 Impact des conditions météorologiques

Nos résultats de simulation ont permis de mettre en évidence que l'aération pouvait provoquer d'importantes pertes thermiques dues à des phénomènes endothermiques d'évaporation de l'eau mais également à des températures extérieures faibles en conditions hivernales.

La campagne expérimentale réalisée sur site industriel, nous a conduit à constater qu'une température initiale de l'andain trop faible ($<10^{\circ}\text{C}$) gêne l'établissement des phases mésophile et thermophile. La température initiale faible de l'andain composté est bien évidemment conditionnée par la température extérieure lors de la formation de l'andain concerné.

L'andain 1 est celui qui a été soumis aux températures extérieures les plus faibles en début de fermentation, ces températures variant entre -1°C et 4°C . D'autre part, compte tenu du fait que la vitesse d'aération de cet andain a été maintenue à une valeur constante pendant toute la phase de fermentation ($v_r(r=0) = 0,05 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, égale à la vitesse d'aération théorique ce qui laisse à penser que la gaine d'aération était totalement libre pour le passage du gaz), il est intéressant d'analyser l'impact des conditions météorologiques sur le comportement cet andain. On s'intéressera ici à ce qui se passe au niveau de la perche B.

L'andain 4 a été réalisé sous des conditions météorologiques estivales (température moyenne de 22°C , cf. Annexe B), qui ont servi de données météorologiques d'entrées dans le cadre de cette étude.

Dans le modèle, les conditions météorologiques extérieures modifient la température initiale de l'andain, la température initiale du sol, les conditions limites de température ($T_{ambient}$) et l'humidité relative ($HR_{ambient}$). Néanmoins comme nous venons de l'indiquer, de tous les paramètres d'entrée modifiés par les conditions météorologiques, la température extérieure (CL) et la température initiale de l'andain (CI) semblent être les paramètres les plus influents, les variations d'humidité relative étant globalement similaires d'un andain à l'autre (cf. Chapitre 2). Pour étudier l'impact des conditions météorologiques au niveau de la perche B de l'andain 1, nous avons maintenu les valeurs précédentes de la fraction massique de MS contenue dans le substrat composté ($x_{MS,subs}^0 = 0,38$), de la durée de la phase de fermentation et de la vitesse d'aération ($v_r(r=0) = 0,05 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$). Pour les paramètres liés aux conditions météorologiques, trois simulations numériques ont été réalisées suivant des conditions indiquées dans le Tableau 73. Pour l'essai 1, toutes les données d'entrées concernant les conditions météorologiques ont été remplacées par celle de l'andain 4. Pour l'essai 2, seules les conditions météorologiques ($T_{ambient}$ et $HR_{ambient}$) de l'andain 1 ont été remplacées par celles de l'andain 4. Pour l'essai 3, seule la température initiale de l'andain 1 a été remplacée par celle de l'andain 4. Pour l'essai 0 les paramètres dépendants des conditions météorologiques n'ont pas été modifiés, il s'agit donc des résultats de simulation présentés au §0.

essai	paramètres d'entrée indépendants des conditions météorologiques	température initiale de l'andain	$T_{ambient}$ (CL)	$HR_{ambient}$ (CL)
0	andain 1	andain 1	andain 1	andain 1
1	andain 1	andain 4	andain 4	andain 4
2	andain 1	andain 1	andain 4	andain 4
3	andain 1	andain 4	andain 1	andain 1

Tableau 73 : detail des simulations numériques pour l'étude de l'impact des conditions météorologiques

La Figure 76 présente les résultats de simulation des essais 0, 1, 2, et 3. Les résultats présentés sur cette figure confirment le fort impact des conditions météorologiques sur le comportement de l'andain. En effet, si tous les paramètres d'entrée liés aux conditions météorologiques correspondent à des conditions météorologiques en conditions estivales, les températures T_{haut} , T_{milieu} et T_{bas} dépassent 55°C pendant plus de 3 jours consécutifs (essai 1, Figure 76). En outre, seulement 2,5 jours de fermentation (essai 1, Figure 76) ont été nécessaires pour que les températures T_{bas} atteignent et dépassent 55°C . En comparaison, les températures mesurées T_{haut} , T_{milieu} et T_{bas} de l'andain (perche B) n'avaient pas dépassé 35°C pendant toute la phase de fermentation en conditions météorologiques

hivernales (essai 0, Figure 76). Ces résultats confirment l'impact important des conditions météorologiques sur cet andain 1 qui n'a pas connu d'élévation de température lors de l'étape de fermentation en raison des températures extérieures très faibles (conditions hivernales).

Pour analyser l'effet de la température initiale sur l'étape de fermentation, il faut comparer les essais 0 et 3. La Figure 76 indique qu'une température initiale de l'andain 1 dont la valeur est proche de 25°C facilite l'élévation des températures au début de l'étape de fermentation même lorsque les températures extérieures sont hivernales. Néanmoins, si les températures T_{bas} et T_{milieu} atteignent et dépassent 55°C pendant plus de 3 jours consécutifs, les températures T_{haut} n'atteignent jamais la température d'hygiénisation de 55°C (contrairement à l'essai 1). Par ailleurs, les températures ont tendance à diminuer en fin d'étape de fermentation. Ainsi, une augmentation de la durée de l'étape de fermentation ne permettrait pas d'atteindre l'hygiénisation pour les zones de l'andain qui sont proches du milieu extérieur. Par conséquent, même si une température initiale plus élevée améliore le comportement de l'andain, cela ne suffit pas à garantir l'hygiénisation et la stabilisation de la totalité de l'andain. Dans cette situation, on peut penser qu'un retournement de l'andain, lorsque celui-ci est encore chaud, accompagné d'une augmentation de la durée de fermentation pourrait conduire à l'hygiénisation sur la totalité de l'andain.

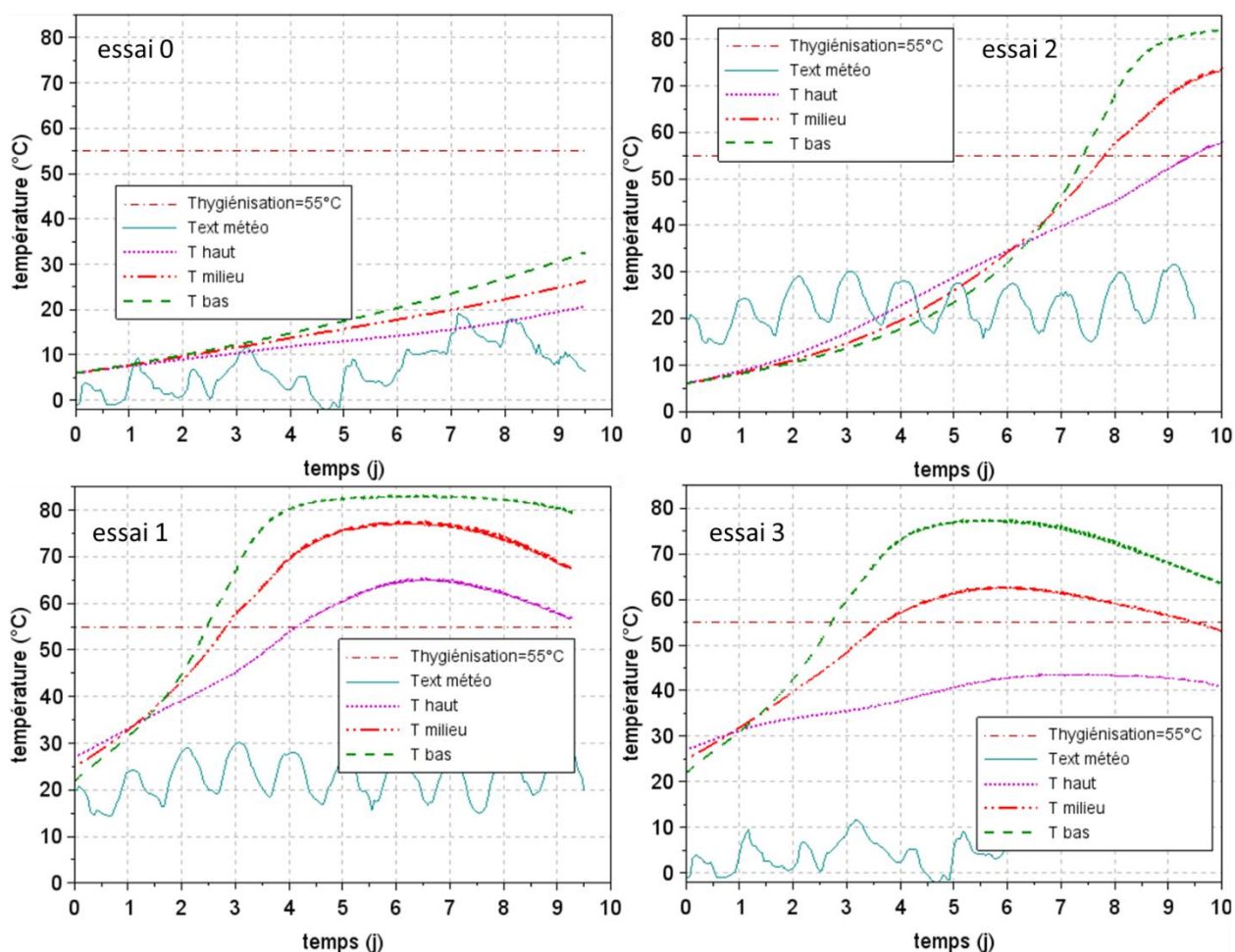


Figure 76 : impact des conditions météorologiques sur l'andain 1 perche B, (a) conditions météorologiques réelles, (b) conditions météorologiques de l'andain 4 imposées à l'andain 1 (perche B)

Une comparaison des essais 0 et 2 permet d'analyser l'impact des températures extérieures sur l'étape de fermentation. Pour rappel, les autres paramètres telles que la température du sols et la température initiale n'ont pas été modifiés, seules $T_{ambient}$ et $HR_{ambient}$ ont été modifiées entre les essais 0 et 2. La Figure 76 permet de constater que lorsque l'andain 1 est soumis à des températures

extérieures plus élevées (essai 2), les trois températures T_{haut} , T_{milieu} et T_{bas} atteignent et dépassent 55°C (température d'hygiénisation). Néanmoins, la montée en température de l'andain 1 est bien plus lente que pour les essais pour lesquels la température initiale de l'andain est plus élevée (essais 1 et 3). En effet, 7,5 jours ont été nécessaires pour que la température T_{bas} atteigne 55°C (essai 2) contre seulement 2,5 jours environ pour les essais 1 et 3. Nous pouvons en outre constater sur l'essai 2 que l'élévation des températures est bien plus lente entre 6°C et 36°C (soit environ 6,5 jours de fermentation) qu'entre 36°C et 80°C (soit 2,5 jours de fermentation pour T_{bas}). Cela indique bien que la cinétique utilisée dans le modèle, prend en compte la diminution de l'activité microbienne lorsque les températures sont trop faibles. Par ailleurs, nous observons lors des derniers jours de l'essai 2 que les températures ont tendance à augmenter. Par conséquent, lors de conditions hivernales, l'étape de fermentation pourrait être correctement menée si l'air alimentant l'andain était plus chaud (20°C) et si la durée de l'étape de fermentation était plus longue.

2.5 Impact des paramètres expérimentaux

Les résultats précédents nous ont permis de conclure que l'andain 1 n'avait pas subi d'élévation suffisante de ses températures en raison des conditions météorologiques extérieures défavorables. Néanmoins, il est important de connaître l'impact des conditions expérimentales dans le but d'obtenir des profils de température caractéristiques d'une étape de fermentation (cf. chapitre 2). Le modèle que nous avons présenté dans ces travaux nous permet d'étudier l'influence de plusieurs paramètres expérimentaux dont :

- le ratio boues/écorces ($ratio_{B/EC}$) ;
- les séquences d'aération ;
- la vitesse d'aération.

Il est important de relever que les opérateurs sur site peuvent modifier uniquement le ratio boues/écorces (ou boues/palettes broyées) et les séquences d'aération. La vitesse d'aération n'est pas réglable sur les ventilateurs et dépend des pertes de charges au sein de l'andain et de la grille d'aération (colmatée ou non).

Nous avons choisi dans ce paragraphe d'étudier l'impact, sur les profils de température au cours de l'étape de fermentation, des trois paramètres que nous venons d'énumérer. L'objectif est ici d'étudier si une modification de la valeur de ces paramètres permet d'améliorer l'élévation des températures au cours de l'étape de fermentation.

2.5.1 Ration boues/écorces ($ratio_{B/EC}$)

Comme indiqué dans le Tableau 55, le ratio boues/écorces ($ratio_{B/EC}$) a été fixé pour tous les andains à 1 volume de boues pour 4 volumes d'écorces (ou palettes broyées). Or le $ratio_{B/EC}$ conseillé et généralement appliqué par les STEU pour le co-compostage de boues est de 1 volume de boues pour 3 volumes d'agent structurant (cf. chapitre 1).

Comme pour l'étude de l'impact des conditions météorologiques, nous avons choisi d'évaluer l'impact du $ratio_{B/EC}$ sur les résultats de simulation de l'andain 1 (perche B). Pour cela, nous avons réalisé une simulation numérique en augmentant le $ratio_{B/EC}$ de $1/4$ à $1/3$, toutes les autres données d'entrée conservant les valeurs utilisées au §2.3.1.

Les résultats de simulation correspondant à ces deux valeurs du $ratio_{B/EC}$ sont présentés sur la Figure 77. D'après ces résultats, nous pouvons observer que le $ratio_{B/EC}$ a un impact significatif sur toutes les températures à partir de 2,5 jours de fermentation (Figure 77). A la fin de l'étape de fermentation,

la température T_{bas} est de de 51°C pour un $ratio_{B/EC}$ égal à 1/3 tandis qu'elle dépassait péniblement 30°C lorsque le $ratio_{B/EC}$ est égal à 1/4 (Figure 77). Pour les températures T_{milieu} et T_{haut} , l'augmentation du $ratio_{B/EC}$ de 1/4 à 1/3 a permis d'obtenir des températures en fin de fermentation respectivement plus élevées de 10°C et 7°C. Si l'augmentation du $ratio_{B/EC}$ permet d'obtenir des températures plus élevées en fin de fermentation, la température d'hygiénisation (égale à 55°C) n'a néanmoins pas été atteinte. Il en résulte qu'une modification du $ratio_{B/EC}$ n'est pas suffisante pour atteindre des profils de température classiques d'une fermentation avec hygiénisation.

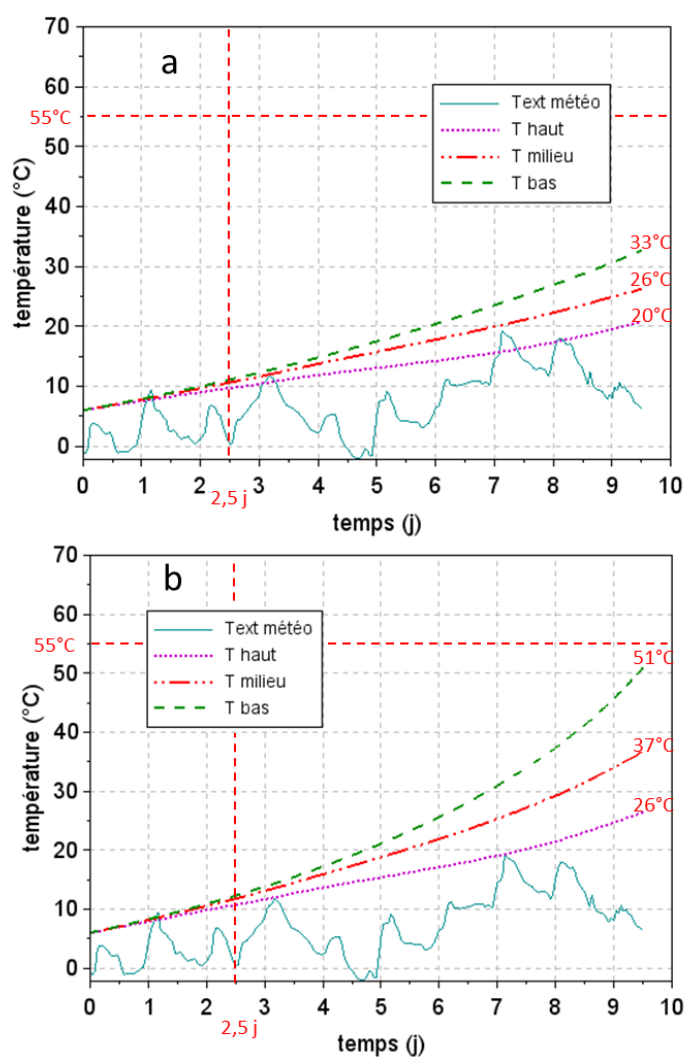


Figure 77 : impact du $ratio_{B/EC}$ lors de l'étape de fermentation de l'andain 1 perche B, (a) résultats de simulation avec $ratio_{B/EC} = 1/4$, (b) résultats de simulation avec $ratio_{B/EC} = 1/3$

2.5.2 Séquences d'aération

Dans l'objectif d'améliorer l'élévation de température au sein des andains soumis à des conditions météorologiques défavorables (andains 1 à 3, conditions hivernales), nous avons cherché à limiter les pertes thermiques en agissant sur l'aération de l'andain. Les vitesses d'aération n'étant pas réglables sur les ventilateurs qui équipent la plateforme d'Aureilhan, seules les séquences d'arrêt et de fonctionnement des ventilateurs peuvent être modifiées. Par conséquent, nous avons choisi d'étudier l'impact des séquences d'aération sur les résultats de simulation de l'andain 1, perche B.

Les séquences d'aération testées sont présentées dans le tableau suivant :

	temps où l'aération est en fonctionnement (min)	temps où l'aération est à l'arrêt (min)
Séquence 1 (séquence normale de fonctionnement)	30	30
Séquence 2	20	30
Séquence 3	10	50
Séquence 4	10	110

Tableau 74 : les différentes séquences d'aération testées sur l'andain 1 perche B

Les résultats de simulation de l'andain 1 perche B obtenus pour ces quatre séquences d'aération sont présentés sur la Figure 78. Tout d'abord, nous pouvons observer sur la Figure 78 qu'aucune des séquences d'aération testées ne permet de maintenir pendant plusieurs jours des températures supérieures ou égales à la température d'hygiénisation (55°C). La séquence 4 permet d'atteindre globalement les températures les plus élevées en fin de fermentation ; la température T_{bas} de la séquence 3 est cependant légèrement plus élevée (59°C) que la température T_{bas} de la séquence 4 (57°C).

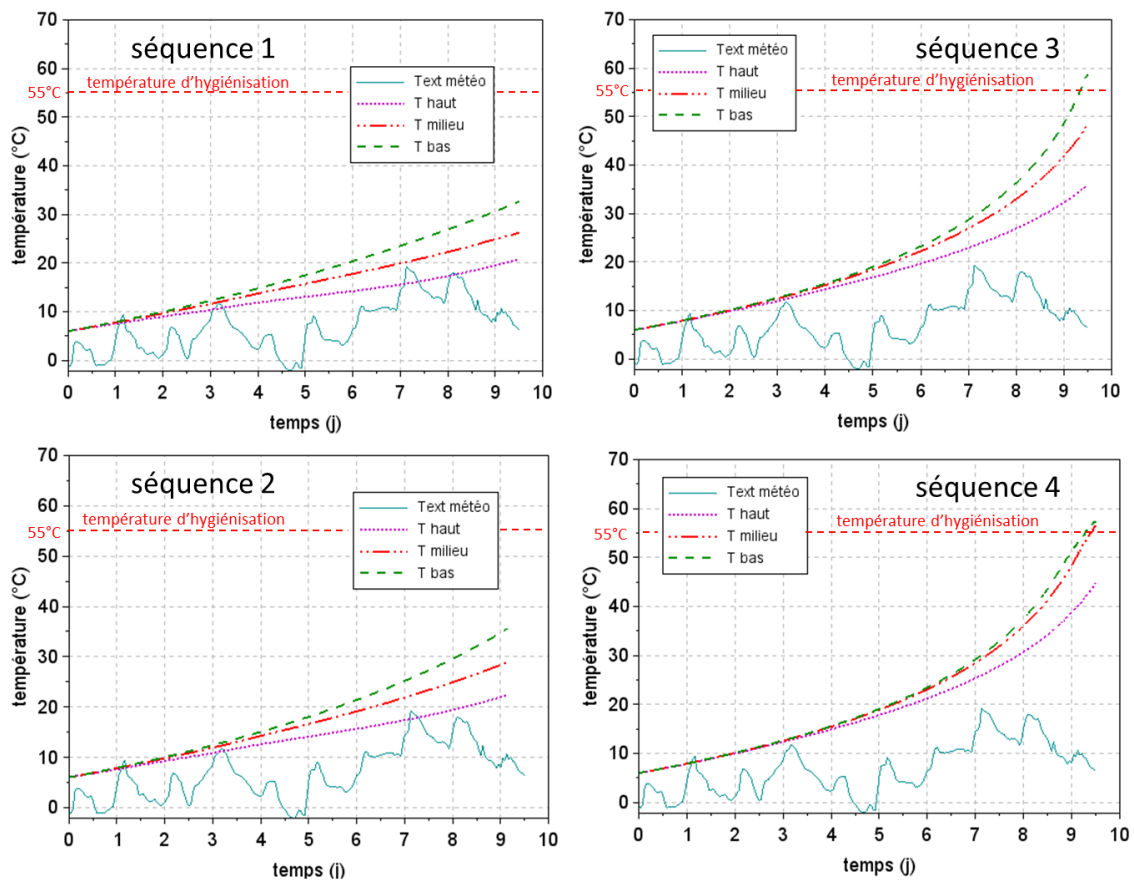


Figure 78 : impact des séquences d'aération sur les résultats de simulation de l'andain 1 (perche B)

La durée de l'étape de fermentation de l'andain 1 est faible (12 jours). On peut penser que les séquences 3 et 4 permettraient d'atteindre la température d'hygiénisation (55°C) si l'étape de fermentation s'effectuait sur une durée plus longue, par exemple 3 semaines. D'après l'évaluation de la durée de l'étape de fermentation présentée dans le Chapitre 2, une durée de 3 semaines semble réalisable sur le site d'Aureilhan, compte tenu de la capacité de la zone de fermentation et de la quantité de boues à traiter. La Figure 79 présente les résultats de simulation (température et fraction massique d'O₂) au niveau de la perche B de l'andain 1 avec la séquence d'aération 3 pour une étape de fermentation fixée à 21 jours. D'après ces résultats, nous remarquons qu'une diminution de l'aération (consécutif à un réglage différent des séquences d'aération) permet d'atteindre et de dépasser pendant plusieurs jours la température d'hygiénisation, et cela pour les trois températures T_{haut}, T_{milieu} et T_{bas}. Néanmoins, comme on peut l'observer sur la Figure 79.b, la diminution de l'aération entraîne une limitation en oxygène dans les zones profondes de l'andain. Or, même si les températures ne sont pas impactées par cette limitation, il est admis qu'un manque en oxygène favorise l'émission de composés malodorants préjudiciable pour l'exploitant de cette STEU (nuisance olfactive pour les riverains). Par conséquent, en conditions hivernales défavorables à l'établissement des phases mésophile et thermophile, la diminution de l'aération accompagnée d'une augmentation de la durée de l'étape de fermentation constitue une solution pour garantir l'hygiénisation et la stabilisation du compost. Un réajustement des séquences en augmentant l'aération lorsque les températures sont élevées peut néanmoins être envisagé pour éviter une limitation en oxygène et ainsi augmenter la dégradation de la MO.

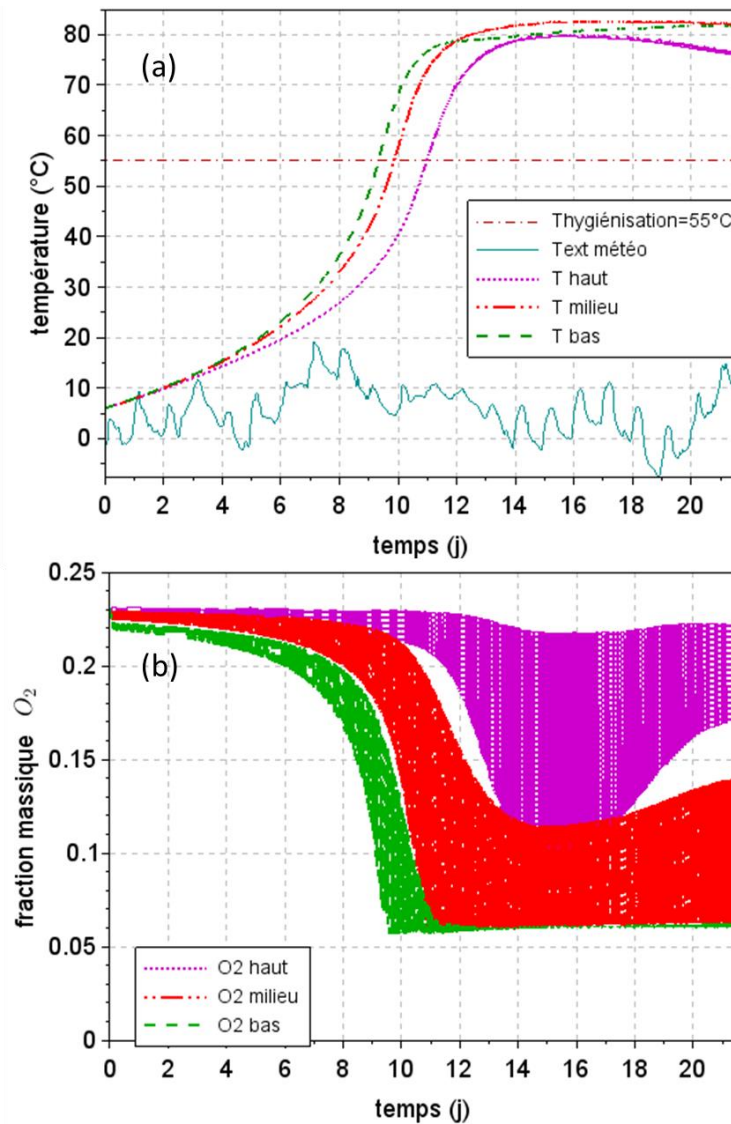


Figure 79 : résultats de simulation de l'andain 1 perche B soumis à la séquence d'aération 3 (10M-50A) avec une durée de fermentation fixée à 21 jours, (a) températures dans l'andain, (b) fraction massique d'O₂

2.5.3 Vitesse d'aération

Nous avons vu précédemment qu'une faible vitesse d'aération au début de l'étape de fermentation pouvait entraîner une élévation importante des températures. Il peut donc être intéressant d'étudier si une limitation de la vitesse d'aération au début de l'étape de fermentation permet de limiter les pertes thermiques lorsque les températures ambiantes sont très faibles.

Ainsi, pour faciliter l'élévation des températures au sein de l'andain, une faible vitesse d'aération ($v_r(r = 0) = 0,0005 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$) a été programmée pour les 2 premiers jours de l'étape de fermentation (le modèle programmé ne permettant pas d'utiliser une vitesse nulle). La vitesse d'aération n'étant pas réglable sur les ventilateurs, cela impliquerait un arrêt manuel de l'aération par les opérateurs sur le site. En dehors de la vitesse d'aération en début de fermentation, aucune des données d'entrée de l'andain 1 perche B n'ont été modifiées. Les résultats de simulation sont présentés sur la Figure 80. Pour rappel, la vitesse d'aération pour l'andain 1 perche B avait été fixée à $0,05 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ pendant toute la fermentation. Cette figure permet de constater qu'une diminution de la vitesse d'aération au début de l'étape de fermentation a eu peu d'impact sur les profils de température. En effet, il y a moins de 5°C de différence entre les températures T_{haut} , T_{milieu} et T_{bas} en fin de fermentation pour les deux

simulations. Ces résultats nous permettent de conclure que la température initiale de l'andain, autour de 6°C pour ces conditions météorologiques hivernales, est un frein conséquent pour le bon développement de l'activité biologique des micro-organismes.

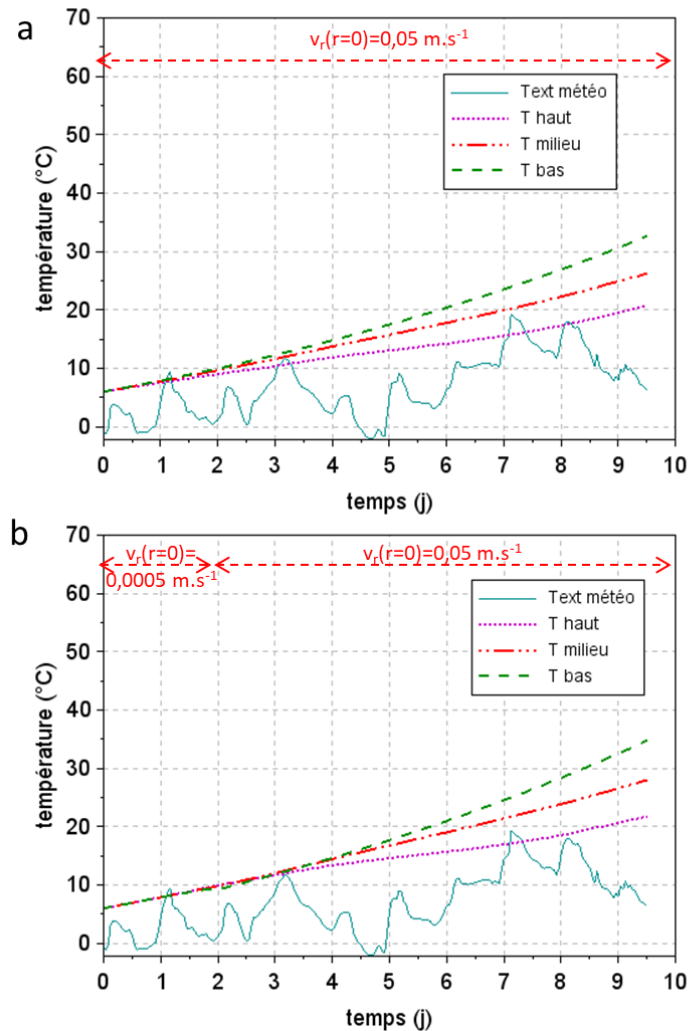


Figure 80 : impact d'une vitesse d'aération faible en début de fermentation andain 1 perche B, (a) vitesse d'aération non modifiée, (b) vitesse d'aération modifiée

Conclusion

Nous avons présenté dans ce chapitre un modèle numérique réalisé en 2D, appliqué à l'échelle industrielle, permettant de modéliser l'évolution temporelle des températures dans l'andain lors de l'étape de fermentation.

Ce modèle présente l'avantage de s'affranchir des équations et données biologiques liées à la croissance et la lyse des micro-organismes tout en prenant en compte un certain nombre de phénomènes physico-chimiques tels que l'évaporation de l'eau, qui n'est pas systématiquement étudiée et intégrée dans les modèles de compostage (cf. Chapitre 1). Nous avons en outre pris en considération, de manière précise les conditions limites à la surface des andains en suivant l'évolution des conditions météorologiques. De plus, un grand nombre de procédés de compostage, en milieu industriel, possède un système d'aération par insufflation, ce qui n'est pas le cas pour la STEU d'Aureilhan. En effet, l'aération des andains est réalisée par aspiration de l'air. Notre modèle se distingue donc également par le système d'aération mis en œuvre sur le site industriel étudié. Une modélisation de la vitesse d'aération au sein de la gaine d'aération complète en outre le modèle numérique.

Ce modèle avait deux objectifs principaux :

- comprendre l'évolution des températures au cours de la phase de fermentation pour les quatre andains suivis expérimentalement dans le chapitre 2 ;
- proposer des solutions pour améliorer la phase de fermentation des andains en milieu industriel.

Pour comprendre les profils de température obtenus lors des mesures expérimentales pendant la phase de fermentation, le modèle que nous avons présenté dans ces travaux prenait en compte plusieurs paramètres expérimentaux propres à chaque andain. Ainsi, pour chaque simulation, nous avons renseigné les conditions météorologiques auxquelles ont été soumis les andains (disponibles sur le site *meteoblue* (« Archive météo Aureilhan », s. d.)), la fraction massique de matière sèche du substrat composté et les coefficients dépendants des conditions météorologiques (par exemple pour fixer la température du sol en début de fermentation). En raison des incertitudes concernant la vitesse d'aération, celle-ci a été ajustée pour chaque andain afin de reproduire le mieux possible les résultats expérimentaux.

Nos résultats de simulation ont mis évidence :

- une bonne reproduction des mesures expérimentales de température ainsi qu'une bonne concordance des vitesses d'aération théoriques et modélisées, éléments qui permettent de valider le modèle numérique ;
- une disparité des vitesses d'aération le long de la gaine, ce qui impacte fortement les pertes thermiques et en conséquence les profils de température ;
- un problème d'aération (dû à un encrassement de la gaine d'aération) pour l'andain 2 (perche B), qui en limitant les pertes thermiques, a permis à l'andain 2 (perche B) de présenter des profils de température caractéristiques d'une étape de fermentation correctement menée ;
- un impact nefaste des faibles températures extérieures, qui limitent l'activité microbienne et engendrent d'importantes pertes thermiques (andain 1 et 3) ;
- des profils de température plus éloignés de la réalité pour l'andain 4 en raison d'un changement d'agent structurant (palettes broyées).

A la suite de ces résultats, nous avons étudié sur l'andain 1 (soumis aux températures extérieures les plus faibles en début de fermentation) l'impact de la modification de diverses données d'entrée dépendantes des conditions météorologiques, en particulier la température extérieure et la

température initiale de l'andain. Nos résultats ont mis en évidence qu'une température initiale plus élevée de l'andain permet d'améliorer l'augmentation des températures même avec des faibles températures extérieures en conditions hivernales. Néanmoins, cela ne suffit pas pour garantir l'hygiénisation du compost puisque les parties de l'andain qui sont proches du milieu extérieur n'atteignent pas la température d'hygiénisation. Ces résultats démontrent l'impact nefaste des conditions hivernales vis-à-vis de l'étape de fermentation. A température initiale faible (6°C) mais en conditions estivales, l'andain 1 parvient à atteindre et dépasser la température d'hygiénisation pour les trois températures étudiées (T_{haut} , T_{milieu} , T_{bas}). Néanmoins, il nécessite une durée supérieure à 10 jours en espace de fermentation pour obtenir la stabilisation et l'hygiénisation.

En outre, les mesures expérimentales réalisées sur l'andain 1 ont révélé une élévation des températures insuffisantes pour atteindre l'hygiénisation du compost (55°C). Afin d'améliorer la phase de fermentation des andains lorsqu'ils sont soumis à des températures hivernales, nous avons étudié à l'aide de notre modèle l'impact de plusieurs paramètres expérimentaux : ratio boues/écorces, séquences d'aération et vitesse d'aération. Quel que soit le paramètre précédent étudié, aucune des simulations réalisées n'a permis d'atteindre et de maintenir la température d'hygiénisation (55°C) pendant les 10 jours de l'étape de fermentation. Ces résultats nous permettent d'affirmer que les températures extérieures trop faibles sont un frein au bon déroulement de la phase de fermentation. Néanmoins, avec un ratio fixé à 1 volume de boues pour 3 volumes d'écorces ou des séquences d'aération programmées dans le but de réduire l'aération (10 min de marche pour 50 min d'arrêt), les résultats de simulation obtenus montrent des températures significativement plus élevées en fin de fermentation. Compte tenu de ces résultats, nous avons augmenté la durée de l'étape de fermentation de 10 à 21 jours avec la séquence 10 min de fonctionnement pour 50 min d'arrêt. Nos résultats ont révélé l'établissement de la phase thermophile après 10 jours de fermentation et ce pour les trois températures modélisées (T_{haut} , T_{milieu} , T_{bas}). Par conséquent, nous pouvons affirmer qu'une diminution de l'aération accompagnée d'une durée de phase active suffisante est une solution envisageable en conditions hivernales défavorables, d'autant plus que la procédure envisagée est peu coûteuse et facile à mettre en œuvre par les opérateurs.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

L'objectif principal de ce travail de thèse était de s'assurer du bon déroulement de l'étape de fermentation du procédé de co-compostage de boues de la STEU d'Aureilhan afin de garantir l'obtention d'un compost de qualité.

Pour répondre à cet objectif, nous avons dans un premier temps rassemblé et résumé les connaissances scientifiques sur : le compostage, le co-compostage de boues sur site industriel et la modélisation des procédés de co-compostage.

Les données scientifiques répertoriées, issues de la littérature, nous ont indiqué que le co-compostage des boues nécessite la réalisation de deux étapes biologiques qui sont :

- la fermentation, d'une durée comprise entre 4 et 6 semaines, caractérisée par une importante élévation des températures ;
- la maturation, d'une durée entre 1 et 3 mois, où l'évolution des températures est quasi nulle.

D'autre part, nous avons relevé que l'humidité et l'apport en oxygène sont des facteurs clés impactant fortement les profils de température.

Nos recherches sur la modélisation des procédés de compostage ont mis en évidence l'importance d'un modèle aux variables distribuées lorsque son domaine d'application est à l'échelle industrielle. Néanmoins, un modèle 2D ou 3D nécessite l'utilisation d'une technique mathématique de changement d'échelle et un temps de calculs plus long.

Nous avons ensuite porté nos efforts sur la description et les caractéristiques (capacité, situation géographique) des installations industrielles de la STEU d'Aureilhan. Le but recherché était d'obtenir une vue d'ensemble des procédés et des modes opératoires industriels mis en œuvre sur le site. Cette analyse approfondie, nous a permis de déterminer que :

- l'étape de fermentation était réalisée dans un hangar semi-ouvert sur le milieu extérieur ;
- la durée de l'étape de fermentation était limitée et dépendante de la quantité de boues à traiter selon la production.

La comparaison des pratiques industrielles de la STEU d'Aureilhan avec deux autres STEU de même capacité nous a permis d'observer, d'analyser et de comparer plusieurs procédés de compostage de boues en STEU et de relever leurs différences d'exploitation. Une des différences importantes étant le mélange des boues qui était effectué avec un mélangeur mécanique sur la STEU d'Aureilhan tandis qu'il était réalisé au godet sur les deux autres STEU. Le mélange au godet demande plus de temps à l'opérateur qui l'effectue mais permet de mieux contrôler le ratio boues/agent structurant. Ainsi, le mélangeur de la STEU d'Aureilhan n'a pas permis de s'assurer d'un ratio boues/agent structurant précis qu'il a fallu par conséquent évaluer. Sa valeur est inférieure au ratio théorique (ratio réel compris entre 1/4 et 1/7). Une autre différence considérable relevée lors de cette étude a concerné les stratégies d'aération qui se sont avérées très différentes pour les trois STEU analysées. Une étude comparative des conditions d'aération a par conséquent été réalisée. Il semble que la STEU d'Aureilhan aère 2 à 3 fois plus ses andains que les deux autres STEU lors de l'étape de fermentation. En outre, en comparaison par rapport aux données issues de la littérature, ses débits d'aération sont également plus élevés de l'ordre de 1,5 à 2 fois plus.

La fermentation étant une étape fondamentale pour atteindre l'hygiénisation du compost (température supérieure à 55°C pendant plusieurs jours), nous avons dans ce travail de recherche réalisé un diagnostic de cette étape. Ce diagnostic portait sur :

- l'évaluation de la durée de fermentation ;
- la mesure des températures au sein de plusieurs andains ;
- la mesure de l'humidité initiale de ces andains.

L'évaluation de la durée de fermentation des andains a été effectuée sur 19 andains. Nos résultats ont confirmé que le nombre d'espaces prévus pour l'étape de fermentation était sous-estimé au regard de la quantité de boues à traiter. Les durées de l'étape de fermentation des andains (andains complets) étaient généralement inférieures à 3 semaines avec une moyenne d'environ 2 semaines. Les mesures expérimentales de température ont révélé des difficultés pour atteindre et maintenir des températures élevées (supérieures à 55°C) pendant l'étape de fermentation. Pour tous les andains, les températures mesurées au sein des zones proches du cœur de l'andain étaient plus élevées que les températures proches du milieu extérieur. Des profils différents ont également été observés en fonction de la longueur de l'andain. L'analyse de ces résultats nous permet d'affirmer que la biodégradation du mélange boues/écorces n'a pas été effectuée de manière uniforme dans l'andain, et que l'hygiénisation n'est pas systématiquement atteinte. L'humidité initiale des andains s'est avérée conforme à l'humidité recommandée (comprise entre 50 et 70%) pour le bon déroulement de l'étape de fermentation.

Par conséquent, le diagnostic expérimental réalisé sur l'étape de fermentation des andains a permis d'identifier deux problèmes :

- les durées de l'étape de fermentation sont courtes au regard des recommandations ;
- les températures mesurées sont trop faibles pour permettre une biodégradation suffisante du substrat composté et garantir l'hygiénisation du compost.

Si les durées trop faibles de l'étape de fermentation s'expliquent par un manque d'espace, le diagnostic expérimental n'a pas permis d'identifier précisément les causes responsables de la perturbation concernant l'élévation des températures lors de l'étape de fermentation. En conséquence, afin de comprendre et d'expliquer ce phénomène nous avons réalisé un modèle numérique instationnaire en 2D.

Le modèle présenté dans ce travail de recherche est un modèle appliqué à l'échelle industrielle. Il tient compte des dimensions réelles de l'andain, du système d'aération (une seule gaine d'aération, procédure d'aération), des propriétés du mélange composté (fraction massique de matières sèches, ...), et des conditions météorologiques (températures et humidités relatives extérieures). Les données d'entrée du modèle ont été obtenues soit à partir de mesures expérimentales (matières sèches du substrat, matière organique contenue dans les boues...) soit à partir de données issues de la littérature (données cinétiques et physico-chimiques). La vitesse d'aération, paramètre crucial lors de l'étape de fermentation, qui participe d'une part à l'apport en oxygène et d'autre part aux pertes thermiques, a fait l'objet d'une évaluation théorique. Cette évaluation révèle une importante variation de la vitesse d'aération en fonction de la longueur de la gaine. L'ensemble des équations du modèle a été résolu par éléments finis à l'aide du logiciel FreeFem++ (logiciel opensource).

Les résultats des simulations nous amènent aux conclusions suivantes :

- une température initiale de l'andain trop faible (lors de conditions hivernales) est un frein à l'activité biologique des micro-organismes mésophiles et thermophiles et donc à l'élévation des températures dans l'andain ;

- les conditions d'aération engendrent de trop fortes pertes thermiques lors de conditions hivernales, en particulier sur les zones de l'andain proches du milieu extérieur ;
- les conditions météorologiques (températures et humidité extérieures) affectent fortement les profils de température ;
- une diminution de l'aération (séquence ou vitesse) favorise l'élévation des températures mais diminue la disponibilité en oxygène en particulier au cœur de l'andain ;
- une augmentation du ratio boues/agent structurant (de 1/4 à de 1/3) a un impact significatif sur l'élévation des températures.

La crise sanitaire de la COVID-19 a contraint la STEU d'Aureilhan à mesurer l'évolution de la température lors de l'étape de fermentation pour certifier de l'hygiénisation du compost. Par conséquent, les importants résultats obtenus lors de ce travail de recherche permettraient aux opérateurs de repérer rapidement les andains présentant une faible évolution de la température lors de conditions hivernales et d'agir en conséquence en manipulant les séquences d'aération (séquences réglables sur l'ordinateur de contrôle). Ainsi, il serait intéressant d'approfondir les simulations avec différentes séquences d'aération sur des durées de fermentation plus longues. L'objectif serait ensuite de proposer un protocole où diverses séquences d'aération seraient programmées au cours de l'étape de fermentation en fonction de la température de l'andain.

Le modèle que nous avons présenté dans ces travaux de thèse a été utilisé pour modéliser à l'échelle industrielle l'évolution de la température au cours de l'étape de fermentation d'un andain. Ce modèle a donc pris en compte les caractéristiques technologiques (dimensions des andains, système d'aération, hangar semi-ouvert) du procédé de co-compostage de boues d'Aureilhan. Il serait intéressant par la suite d'utiliser ce modèle sur un autre procédé de co-compostage de boues en milieu industriel. L'objectif y serait d'évaluer l'impact des choix technologiques (nombre de gaines, aspiration ou insufflation d'air, dimensions des andains) sur l'étape de fermentation.

D'autres solutions, plus difficiles à mettre en œuvre dans le cadre d'activités industrielles, peuvent néanmoins être envisagées. Nos travaux ont montré que la vitesse d'aération dans la gaine diminue fortement à mesure que l'on s'éloigne du ventilateur. Or, nos résultats indiquent une forte dépendance des profils de température avec la vitesse d'aération. Pour garantir des conditions d'aération constantes à travers l'andain, et donc une qualité homogène du compost, nous pourrions envisager d'utiliser des grilles d'aération dont les pertes de charges diminuent lorsque l'on s'éloigne de la source de puissance aspirante (ventilateur), en utilisant par exemple une plaque perforée d'un nombre de trous qui augmente en fonction de cette distance (l'Annexe L montre qu'un coefficient de perte de charge singulière qui évolue en $1/x^3$ permettrait par exemple de maintenir une aération quasiment constante quelle que soit la zone de l'andain).

Très peu de modèles instationnaires 3D d'andains d'échelle industrielle sont répertoriés dans la littérature (Walling et al. 2020). L'extension du modèle 2D réalisé dans le cadre de ce travail à une géométrie 3D est envisageable. Elle augmenterait significativement le nombre de variables traitées et grèverait par conséquent notablement les temps de calcul, mais elle permettrait d'étudier la cinétique de biodégradation aux extrémités de l'andain, en particulier dans le cas de la STEU d'Aureilhan, au sein de l'extrémité de l'andain qui est à la fois la plus exposée aux conditions extérieures et qui connaît la plus forte variation de sa géométrie.

ANNEXE

Annexe A. Document de suivi des andains en fermentation

Document de suivi des andains de fermentation (semaine du _____ au _____)

Instructions pour remplir le tableau :

Remplir tous les jours (vers 12h) dans le

Tableau 2 : la date, les horaires de fonctionnement des centrifugeuses, les séquences d'aération et d'arrêt des ventilateurs (exemple : pour 30min d'aération et 30min d'arrêt inscrire 30minAir/30minArrêt) ainsi que le statut de chaque espace de fermentation (Tableau 1). Le nombre de godets d'écorces chargés dans le réservoir du mélangeur doit également être renseigné.

Tableau 1 : statuts des espaces de fermentation

V	Espace vide
F	Andain en formation
A	Andain formé (en fermentation)
M	Déplacement de l'andain vers l'espace de maturation



Tableau 2 : relevé des données de chaque espace de fermentation

Date	Horaires de fonctionnement des centrifugeuses	Séquence aération/arrêt des ventilateurs	Nombre de godets d'agent structurant		Statuts des espaces de fermentation						
			écorces	refus	Espace 1	Espace 2	Espace 3	Espace 4	Espace 5	Espace 6	

Observations (ex : panne sur un ventilateur, date de la panne) :

Observations concernant les odeurs : indiquer si des odeurs inhabituelles sont ressenties, préciser le lieu (fermentation, maturation, ...), la date, et si possible une description l'odeur.

Figure 81 : document de suivi des andains

Annexe B. Données météorologiques des quatre andains suivis

Date	Température moyenne sur la journée (°C)	Humidité relative (%)	Précipitations (mm)	Direction global du vent (°)	Vitesse moyenne du vent (km/h)
06/02/2018	2,3	74,7	3	288	18
07/02/2018	0,5	74,8	0	295	12
08/02/2018	0,5	75,1	1	296	15
09/02/2018	2,9	68,1	1	273	16
10/02/2018	2,7	73,7	1	295	11
11/02/2018	7,5	85,7	6	273	20
12/02/2018	3,7	81,1	3	302	14
13/02/2018	2,9	65,3	3	260	19
14/02/2018	7,0	87,2	10	255	16
15/02/2018	13,9	77,5	3	271	12
16/02/2018	14,7	72,1	0	127	9
17/02/2018	9,1	82,1	3	277	24
18/02/2018	6,8	81,5	2	276	13
19/02/2018	9,3	94,1	14	295	15
20/02/2018	8,6	93,0	16	302	20
	moyenne	moyenne	somme	interprétation de la direction du vent	
	6,2	79,1	65	0° vent du Nord	90° vent d'Est
			moyenne	180° vent du Sud	270° vent d'Ouest
			4,3		

Tableau 75 : conditions météorologiques pour l'andain 1 (« Archive météo Aureilhan », s. d.)

Date	Température moyenne (°C)	Humidité relative (%)	Précipitations (mm)	Direction global du vent (°)	Vitesse moyenne du vent (km/h)
19/02/2018	9,3	94,1	14,1	295	11
20/02/2018	8,6	93,0	15,9	302	15
21/02/2018	5,5	75,7	4,4	3	12
22/02/2018	2,5	63,5	0,0	318	9
23/02/2018	1,8	68,8	0,0	290	8
24/02/2018	4,1	60,9	0,0	96	5
25/02/2018	5,8	60,3	0,0	283	8
26/02/2018	1,7	68,5	0,0	340	9
27/02/2018	-3,3	47,3	0,0	49	6
28/02/2018	1,7	67,4	0,5	110	16
01/03/2018	9,9	85,0	0,0	126	13
02/03/2018	7,3	68,6	0,3	290	18
03/03/2018	11,5	52,2	0,0	264	15
04/03/2018	9,8	68,4	0,4	272	8
05/03/2018	9,0	63,7	1,3	257	8
06/03/2018	7,4	77,2	0,5	280	16
07/03/2018	6,3	73,5	3,4	272	19
08/03/2018	10,6	44,5	0,0	138	6
09/03/2018	14,4	62,3	1,4	179	7
10/03/2018	13,2	79,8	2,1	114	8
11/03/2018	11,4	60,3	0,0	245	11
12/03/2018	8,5	69,9	3,4	273	20
13/03/2018	9,1	68,0	0,0	254	7
14/03/2018	12,6	50,5	0,1	156	11
	moyenne	moyenne	somme	interprétation de la direction du vent	
	7,4	67,7	47,8	0° vent du Nord	90° vent d'Est
			moyenne	180° vent du Sud	270° vent d'Ouest
			2,0		

Tableau 76 : conditions météorologiques pour l'andain 2 (« Archive météo Aureilhan », s. d.)

Date	Température moyenne (°C)	Humidité relative (%)	Précipitations (mm)	Direction global du vent (°)	Vitesse moyenne du vent (km/h)
16/03/2018	8,2	75,1	1,2	280	8
17/03/2018	5,2	77,8	1,1	272	14
18/03/2018	5,2	84,5	2,0	279	14
19/03/2018	4,1	81,0	2,9	272	12
20/03/2018	3,4	72,9	1,8	311	13
21/03/2018	3,7	59,8	0,0	343	10
22/03/2018	4,8	64,6	0,0	284	10
23/03/2018	6,6	61,5	2,1	269	9
24/03/2018	7,8	75,3	4,0	253	10
25/03/2018	5,9	84,0	0,5	275	11
26/03/2018	7,4	88,3	4,9	287	15
27/03/2018	7,7	83,4	3,7	270	17
28/03/2018	11,8	76,8	2,1	279	16
	moyenne	moyenne	somme	interprétation de la direction du vent	
	6,3	75,8	25,1	0° vent du Nord	90° vent d'Est
			moyenne	180° vent du Sud	270° vent d'Ouest
			1,9		

Tableau 77 : conditions météorologiques pour l'andain 3 (« Archive météo Aureilhan », s. d.)

Date	Température moyenne (°C)	Humidité relative (%)	Précipitations (mm)	Direction global du vent	Vitesse moyenne du vent (km/h)
03/07/2018	23,2	72	0,0	349	6
04/07/2018	21,2	83	3,2	300	12
05/07/2018	17,3	87	2,4	293	14
06/07/2018	19,7	75	0,0	357	8
07/07/2018	23,8	63	1,0	89	9
08/07/2018	24,8	59	0,0	356	8
09/07/2018	23,5	65	0,0	316	8
10/07/2018	22,2	73	0,0	291	14
11/07/2018	22,7	65	0,0	322	8
12/07/2018	21,2	74	0,3	288	9
13/07/2018	23,5	63	0,4	147	8
14/07/2018	25,7	58	1,9	127	8
15/07/2018	23,2	79	0,0	293	14
16/07/2018	18,3	89	8,0	283	17
17/07/2018	20,8	71	0,0	347	7
18/07/2018	22,5	68	1,3	113	14
19/07/2018	23,7	72	0,0	272	11
20/07/2018	19,5	83	0,6	281	19
21/07/2018	18,0	80	2,7	296	9
22/07/2018	19,7	71	0,5	321	5
23/07/2018	23,0	59	0,0	104	9
24/07/2018	24,0	65	0,1	289	9
25/07/2018	24,8	65	0,0	325	8
26/07/2018	25,2	67	0,0	310	11
27/07/2018	23,2	77	1,4	304	10
28/07/2018	20,2	80	1,0	274	8
29/07/2018	22,3	74	0,0	300	11
30/07/2018	24,3	69	0,0	43	8
31/07/2018	23,0	33	0,1	292	14
	moyenne	moyenne	somme	interprétation de la direction du vent	
	22,2	71,6	24,4	0° vent du Nord	90° vent d'Est
			moyenne	180° vent du Sud	270° vent d'Ouest
			0,8		

Tableau 78 : conditions météorologiques pour l'andain 4 (« Archive météo Aureilhan », s. d.)

Annexe C. Méthode de la prise de moyenne volumique et principaux théorèmes

La prise de moyenne volumique permet d'établir des bilans à l'échelle macroscopique en intégrant sur un volume élémentaire représentatif (VER) les équations à l'échelle microscopique.

Cette méthode doit respecter certaines contraintes vis-à-vis des dimensions caractéristiques de chaque échelle. En effet, la dimension caractéristique du VER doit être très grand devant les longueurs caractéristiques de chaque phase. Elle doit de plus être très petite par rapport à la dimension macroscopique caractéristique du milieu triphasique considéré.

En considérant deux phases ζ et θ , pour toute variable Ψ_ζ associée à la phase ζ , la moyenne superficielle de la variable Ψ_ζ est calculée selon l'équation (156).

$$\langle \Psi_\zeta \rangle = \frac{1}{V} \int_{V_\zeta} \Psi_\zeta dV \quad (156)$$

La moyenne intrinsèque de la variable Ψ_g ainsi que la relation entre les deux moyennes (superficielle et intrinsèque) sont décrites avec les équations (157) et (158) :

$$\langle \Psi_\zeta \rangle^\zeta = \frac{1}{V_\zeta} \int_{V_\zeta} \Psi_\zeta dV \quad (157)$$

$$\langle \Psi_\zeta \rangle = \epsilon_\zeta \langle \Psi_\zeta \rangle^\zeta \quad (158)$$

Chenu (Chenu 2007) liste dans ses travaux les théorèmes nécessaires pour l'application de la méthode de la prise de moyenne volumique.

$$\langle \vec{\nabla} \cdot \vec{\Psi}_\zeta \rangle = \vec{\nabla} \cdot \langle \vec{\Psi}_\zeta \rangle + \frac{1}{V} \int_{A_{\zeta\theta}} \vec{\Psi}_\zeta \cdot \vec{n}_{\zeta\theta} dA \quad (159)$$

$$\left\langle \frac{\partial \Psi_\zeta}{\partial t} \right\rangle = \frac{\partial \langle \Psi_\zeta \rangle}{\partial t} - \frac{1}{V} \int_{A_{\zeta\theta}} \Psi_\zeta \vec{u}_{\zeta\theta} \cdot \vec{n}_{\zeta\theta} dA \quad (160)$$

Annexe D. Détermination de la fraction volumique de la phase gaz (ε_g)

$$\varepsilon_g = \frac{\text{volume phase gaz}}{\text{volume total}} \quad (161)$$

$$\varepsilon_g = \frac{\text{volume total} - \text{volume phase solide} - \text{volume phase liquide}}{\text{volume total}} \quad (162)$$

$$\varepsilon_g = 1 - \frac{V_{solide}}{V_T} - \frac{V_{eau}}{V_T} \quad (163)$$

$$\varepsilon_g = 1 - \varepsilon_s - \varepsilon_l \quad (164)$$

avec V_T le volume total, V_{solide} le volume de la phase solide, V_{eau} le volume de la phase liquide, ε_s la fraction volumique de phase solide et ε_l la fraction volumique de phase liquide.

Le volume de la phase solide peut être déterminé à partir de la masse volumique vraie de la phase solide :

$$V_{solide} = \frac{m_{solide}}{\rho_{solide}^{vrai}} \quad (165)$$

$$V_{solide} = \frac{m_{solide}}{d_{solide}^{vrai} \times \rho_{eau}} \quad (166)$$

$$V_{solide} = \frac{x_{MS,subs} \times m_{subs}}{d_{solide}^{vrai} \times \rho_{eau}} \quad (167)$$

De la même façon, le volume de la phase liquide peut être exprimé de la façon suivante :

$$V_{eau} = \frac{m_{eau}}{\rho_{eau}} \quad (168)$$

$$V_{eau} = \frac{(1 - x_{MS,subs}) \times m_{subs}}{\rho_{eau}} \quad (169)$$

La masse de substrat est calculée à partir de la masse volumique apparente de celui-ci.

$$m_{subs} = V_T \times \rho_{subs}^{app} \quad (170)$$

En remplaçant les équations (167), (169) et (170) dans l'équation (163) nous obtenons :

$$\varepsilon_g = 1 - \frac{x_{MS,subs} \times \rho_{subs}^{app}}{d_{solide}^{vrai} \times \rho_{eau}} - \frac{(1 - x_{MS,subs}) \times \rho_{subs}^{app}}{\rho_{eau}} \quad (171)$$

Annexe E. Exemple d'application de la méthode de la prise de moyenne volumique

- Bilan microscopique partiel pour chaque espèce i de la phase gaz

La phase gaz étant mobile, sans réaction chimique

$$\frac{\partial \rho_g \omega_{i,g}}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot (\rho_g \omega_{i,g} \vec{v}_g + \vec{J}_{i,g}) = 0 \quad (172)$$

- Application de la méthode

En intégrant l'équation (172) sur le VER nous obtenons l'équation suivante :

$$\frac{1}{V} \int_V \left(\frac{\partial \rho_g \omega_{i,g}}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot (\rho_g \omega_{i,g} \vec{v}_g + \vec{J}_{i,g}) \right) dV = 0 \quad (173)$$

Les variables de l'équation (172) concernent uniquement la phase gaz. Ces variables ont donc une valeur nulle dans les autres phases (liquide, solide et biofilm), ce qui nous permet d'écrire l'équation (174).

$$\frac{1}{V} \int_{V_g} \left(\frac{\partial \rho_g \omega_{i,g}}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot (\rho_g \omega_{i,g} \vec{v}_g + \vec{J}_{i,g}) \right) dV = 0 \quad (174)$$

En utilisant l'équation (156), l'équation (174) devient :

$$\left\langle \frac{\partial \rho_g \omega_{i,g}}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot (\rho_g \omega_{i,g} \vec{v}_g + \vec{J}_{i,g}) \right\rangle = 0 \quad (175)$$

$$\left\langle \frac{\partial \rho_g \omega_{i,g}}{\partial t} \right\rangle + \left\langle \vec{\nabla} \cdot (\rho_g \omega_{i,g} \vec{v}_g + \vec{J}_{i,g}) \right\rangle = 0 \quad (176)$$

Chenu (Chenu 2007) liste dans ses travaux les théorèmes nécessaires pour l'application de la méthode de la prise de moyenne volumique (équations (159) et (160)). Il fait par ailleurs l'hypothèse qu'aucun composé gazeux ne se transfère vers la phase solide. Partant de ce fait, les transferts de matière pour les composés gazeux n'ont lieu qu'entre la phase gaz et les phases liquide (l) et le biofilm (β). Nous obtenons par conséquent l'équation (177).

$$\begin{aligned} \frac{\partial \langle \rho_g \omega_{i,g} \rangle}{\partial t} - \frac{1}{V} \sum_{\theta=l,\beta} \int_{A_{g\theta}} \rho_g \omega_{i,g} \vec{u}_{g\theta} \cdot \vec{n}_{g\theta} dA + \vec{\nabla} \cdot \langle \rho_g \omega_{i,g} \vec{v}_g + \vec{J}_{i,g} \rangle \\ + \frac{1}{V} \sum_{\theta=l,\beta} \int_{A_{g\theta}} (\rho_g \omega_{i,g} \vec{v}_g + \vec{J}_{i,g}) \cdot \vec{n}_{g\theta} dA = 0 \end{aligned} \quad (177)$$

L'équation (158) permet ensuite de modifier l'écriture du premier terme de l'équation (177) :

$$\begin{aligned} \frac{\partial \epsilon_g \langle \rho_g \omega_{i,g} \rangle^g}{\partial t} - \frac{1}{V} \sum_{\theta=l,\beta} \int_{A_{g\theta}} \rho_g \omega_{i,g} \vec{u}_{g\theta} \cdot \vec{n}_{g\theta} dA \\ + \vec{\nabla} \cdot \langle \rho_g \omega_{i,g} \vec{v}_g + \vec{J}_{i,g} \rangle \\ + \frac{1}{V} \sum_{\theta=l,\beta} \int_{A_{g\theta}} (\rho_g \omega_{i,g} \vec{v}_g + \vec{J}_{i,g}) \cdot \vec{n}_{g\theta} dA = 0 \end{aligned} \quad (178)$$

Enfin, en réarrangeant les termes de l'équation (178), nous obtenons l'équation suivante :

$$\begin{aligned} \frac{\partial \epsilon_g \langle \rho_g \omega_{i,g} \rangle^g}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot \langle \rho_g \omega_{i,g} \vec{v}_g + \vec{J}_{i,g} \rangle \\ = - \frac{1}{V} \sum_{\theta=l,\beta} \int_{A_{g\theta}} (\rho_g \omega_{i,g} (\vec{v}_g - \vec{u}_{g\theta}) + \vec{J}_{i,g}) \cdot \vec{n}_{g\theta} dA \end{aligned} \quad (179)$$

Nous avons appliqué la même démarche sur le bilan microscopique partiel de la phase liquide présenté ci-après.

$$\frac{\partial \rho_l \omega_{i,l}}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot (\rho_l \omega_{i,l} \vec{v}_l + \vec{J}_{i,l}) = 0 \quad (180)$$

Après application de la même méthode, nous obtenons l'équation (181) (il est supposé qu'aucun transfert de composé gazeux i ne se produit avec la phase solide).

$$\begin{aligned} \frac{\partial \epsilon_l \langle \rho_l \omega_{i,l} \rangle^l}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot \langle \rho_l \omega_{i,l} \vec{v}_l + \vec{J}_{i,l} \rangle \\ = - \frac{1}{V} \sum_{\theta=g,\beta} \int_{A_{l\theta}} (\rho_l \omega_{i,l} (\vec{v}_l - \vec{u}_{l\theta}) + \vec{J}_{i,l}) \cdot \vec{n}_{l\theta} dA \end{aligned} \quad (181)$$

Les équations (179) et (181) ont ensuite été sommées.

$$\begin{aligned} \frac{\partial \epsilon_g \langle \rho_g \omega_{i,g} \rangle^g}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot \langle \rho_g \omega_{i,g} \vec{v}_g + \vec{J}_{i,g} \rangle + \frac{\partial \epsilon_l \langle \rho_l \omega_{i,l} \rangle^l}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot \langle \rho_l \omega_{i,l} \vec{v}_l + \vec{J}_{i,l} \rangle \\ = - \frac{1}{V} \int_{A_{gl}} (\rho_g \omega_{i,g} (\vec{v}_g - \vec{u}_{gl}) + \vec{J}_{i,g}) \cdot \vec{n}_{gl} dA \\ - \frac{1}{V} \int_{A_{g\beta}} (\rho_g \omega_{i,g} (\vec{v}_g - \vec{u}_{g\beta}) + \vec{J}_{i,g}) \cdot \vec{n}_{g\beta} dA \\ - \frac{1}{V} \int_{A_{lg}} (\rho_l \omega_{i,l} (\vec{v}_l - \vec{u}_{lg}) + \vec{J}_{i,l}) \cdot \vec{n}_{lg} dA \\ - \frac{1}{V} \int_{A_{l\beta}} (\rho_l \omega_{i,l} (\vec{v}_l - \vec{u}_{l\beta}) + \vec{J}_{i,l}) \cdot \vec{n}_{l\beta} dA \end{aligned} \quad (182)$$

Pour compléter son modèle, (Chenu 2007) impose des conditions de flux aux interfaces. L'équation (183) présente l'une de ces conditions à l'interface gaz-liquide, notée A_{gl} .

$$\vec{n}_{gl} \cdot [\rho_g \omega_{i,g} (\vec{v}_g - \vec{u}_{gl}) + \vec{J}_{i,g}] = \vec{n}_{gl} \cdot [\rho_l \omega_{i,l} (\vec{v}_l - \vec{u}_{gl}) + \vec{J}_{i,l}] \quad (183)$$

En utilisant l'équation (183) et en sachant que $\vec{n}_{gl} = -\vec{n}_{lg}$, nous pouvons simplifier l'équation (182) :

$$\begin{aligned} \frac{\partial \epsilon_g \langle \rho_g \omega_{i,g} \rangle^g}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot \langle \rho_g \omega_{i,g} \vec{v}_g + \vec{J}_{i,g} \rangle + \frac{\partial \epsilon_l \langle \rho_l \omega_{i,l} \rangle^l}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot \langle \rho_l \omega_{i,l} \vec{v}_l + \vec{J}_{i,l} \rangle \\ = -\frac{1}{V} \int_{A_{g\beta}} (\rho_g \omega_{i,g} (\vec{v}_g - \vec{u}_{g\beta}) + \vec{J}_{i,g}) \cdot \vec{n}_{g\beta} dA \\ - \frac{1}{V} \int_{A_{l\beta}} (\rho_l \omega_{i,l} (\vec{v}_l - \vec{u}_{l\beta}) + \vec{J}_{i,l}) \cdot \vec{n}_{l\beta} dA \end{aligned} \quad (184)$$

Dans l'objectif d'alléger l'écriture de l'équation (184), Chenu (Chenu 2007) introduit deux termes, $\dot{m}_{i,g\beta}$ et $\dot{m}_{i,l\beta}$, pour remplacer la seconde partie de l'équation ; $\dot{m}_{i,g\beta}$ et $\dot{m}_{i,l\beta}$ représentent des termes d'échanges entre les interfaces gaz-biofilm et liquide-biofilm.

$$\dot{m}_{i,g\beta} = -\frac{1}{V} \int_{A_{g\beta}} (\rho_g \omega_{i,g} (\vec{v}_g - \vec{u}_{g\beta}) + \vec{J}_{i,g}) \cdot \vec{n}_{g\beta} dA \quad (185)$$

$$\dot{m}_{i,l\beta} = -\frac{1}{V} \int_{A_{l\beta}} (\rho_l \omega_{i,l} (\vec{v}_l - \vec{u}_{l\beta}) + \vec{J}_{i,l}) \cdot \vec{n}_{l\beta} dA \quad (186)$$

En développant l'équation (184) et en y remplaçant les termes d'échange aux interfaces, nous obtenons l'équation (187).

$$\begin{aligned} \frac{\partial \epsilon_g \langle \rho_g \omega_{i,g} \rangle^g}{\partial t} + \frac{\partial \epsilon_l \langle \rho_l \omega_{i,l} \rangle^l}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot \langle \rho_g \omega_{i,g} \vec{v}_g \rangle + \vec{\nabla} \cdot \langle \rho_l \omega_{i,l} \vec{v}_l \rangle \\ + \vec{\nabla} \cdot \langle \vec{J}_{i,g} \rangle + \vec{\nabla} \cdot \langle \vec{J}_{i,l} \rangle = \dot{m}_{i,g\beta} + \dot{m}_{i,l\beta} \end{aligned} \quad (187)$$

La phase liquide est principalement constituée d'eau tandis que la phase gaz est composée majoritairement de N_2 . Nous avons par conséquent supposé que chaque constituant i se trouvait en milieu très dilué, que ce soit dans la phase gaz ou dans la phase liquide. Cette hypothèse nous permet de justifier l'utilisation d'une loi de Fick (cf. équation (188) et (189)) pour exprimer les flux diffusifs intervenant dans l'équation (187).

$$\vec{J}_{i,l} = -\rho_l D_{i,l} \vec{\nabla} \omega_{i,l} \quad (188)$$

$$\vec{J}_{i,g} = -\rho_g D_{i,g} \vec{\nabla} \omega_{i,g} \quad (189)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial \epsilon_g \langle \rho_g \omega_{i,g} \rangle^g}{\partial t} + \frac{\partial \epsilon_l \langle \rho_l \omega_{i,l} \rangle^l}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot \langle \rho_g \omega_{i,g} \vec{v}_g \rangle + \vec{\nabla} \cdot \langle \rho_l \omega_{i,l} \vec{v}_l \rangle \\ = \vec{\nabla} \cdot \langle \rho_g D_{i,g} \vec{\nabla} \omega_{i,g} \rangle + \vec{\nabla} \cdot \langle \rho_l D_{i,l} \vec{\nabla} \omega_{i,l} \rangle + \dot{m}_{i,g\beta} \\ + \dot{m}_{i,l\beta} \end{aligned} \quad (190)$$

D'autre part, la phase liquide est incompressible ; il en résulte que sa masse volumique est constante sur le VER. Nous pouvons alors écrire la relation suivante :

$$\langle \rho_l \omega_{i,l} \rangle^l = \rho_l \langle \omega_{i,l} \rangle^l \quad (191)$$

La suite de la méthode appliquée par (Chenu 2007) fait intervenir diverses hypothèses (conditions de séparation des échelles vérifiées, ...) et méthodes mathématiques (décomposition de Gray, développement en série de Taylor, ...) permettant d'explicitier les termes convectifs et diffusifs pour les deux phases ainsi que le terme d'accumulation pour la phase gaz. Nous ne reviendrons pas sur le développement de ces termes. Il est cependant tout de même important de préciser que certaines fractions volumiques (gaz et liquide) et moyennes intrinsèques apparaissant dans l'équation (192) proviennent de ces hypothèses et méthodes mathématiques. De même l'utilisation de tenseurs de diffusion dans les termes diffusifs s'explique par les processus de changement d'échelle présentés dans la démonstration de (Chenu 2007).

$$\begin{aligned} \frac{\partial (\epsilon_g \langle \rho_g \rangle^g \langle \omega_{i,g} \rangle^g + \epsilon_l \rho_l \langle \omega_{i,l} \rangle^l)}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot (\epsilon_g \langle \rho_g \rangle^g \langle \omega_{i,g} \rangle^g \langle \vec{v}_g \rangle^g + \epsilon_l \langle \rho_l \rangle^l \langle \omega_{i,l} \rangle^l \langle \vec{v}_l \rangle^l) \\ = \vec{\nabla} \cdot (\epsilon_g \langle \rho_g \rangle^g \bar{D}_{i,g}^* \cdot \vec{\nabla} \langle \omega_{i,g} \rangle^g) + \vec{\nabla} \cdot (\epsilon_l \langle \rho_l \rangle^l \bar{D}_{i,l}^* \cdot \vec{\nabla} \langle \omega_{i,l} \rangle^l) + \dot{m}_{i,g\beta} \\ + \dot{m}_{i,l\beta} \end{aligned} \quad (192)$$

Pour décrire les écoulements diphasiques (liquide et gaz) en milieu poreux, Chenu (Chenu 2007) utilise dans ces travaux une loi de Darcy généralisée où les couplages visqueux sont négligés (cf. équations (193) et (194)).

$$\epsilon_g \langle \vec{v}_g \rangle^g = -\frac{1}{\eta_g} \bar{\kappa}_g \cdot (\vec{\nabla} \langle p_g \rangle^g - \rho_g \vec{g}) \quad (193)$$

$$\epsilon_l \langle \vec{v}_l \rangle^l = -\frac{1}{\eta_l} \bar{\kappa}_l \cdot (\vec{\nabla} \langle p_l \rangle^l - \rho_l \vec{g}) \quad (194)$$

Néanmoins, nous supposons dans nos travaux que l'andain est homogène et isotrope. Cela nous amène à exprimer les vitesses de Darcy (phase gaz et phase liquide) telles qu'elles ont été écrites dans les travaux de Pujol (Pujol 2012).

$$\epsilon_g \langle \vec{v}_g \rangle^g = -\frac{\kappa_g}{\eta_g} (\vec{\nabla} \langle p_g \rangle^g - \rho_g \vec{g}) \quad (195)$$

$$\epsilon_l \langle \vec{v}_l \rangle^l = -\frac{\kappa_l}{\eta_l} (\vec{\nabla} \langle p_l \rangle^l - \rho_l \vec{g}) \quad (196)$$

Pour simplifier l'écriture de l'équation (192), nous remplaçons maintenant les moyennes intrinsèques par des variables macroscopiques :

$$\langle \omega_{i,g} \rangle^g = x_{i,g} \quad (197)$$

$$\langle \omega_{i,l} \rangle^l = x_{i,l} \quad (198)$$

$$\langle \rho_g \rangle^g = \rho_g \quad (199)$$

$$\langle p_g \rangle^g = P_g \quad (200)$$

$$\langle p_l \rangle^l = P_l \quad (201)$$

Nous posons également les vitesses \overline{u}_g et \overline{u}_l , vitesses de Darcy des phases gaz et liquide.

$$\epsilon_g \langle \overline{v}_g \rangle^g = \overline{u}_g \quad (202)$$

$$\epsilon_l \langle \overline{v}_l \rangle^l = \overline{u}_l \quad (203)$$

L'équation (204) présentée ci-après est obtenue en remplaçant les variables macroscopiques dans l'équation (192).

$$\frac{\partial(\epsilon_g \rho_g x_{i,g} + \epsilon_l \rho_l x_{i,l})}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot (\rho_g x_{i,g} \overline{u}_g + \rho_l x_{i,l} \overline{u}_l) \quad (204)$$

$$= \vec{\nabla} \cdot (\epsilon_g \rho_g \overline{D}_{i,g}^* \cdot \vec{\nabla} x_{i,g}) + \vec{\nabla} \cdot (\epsilon_l \rho_l \overline{D}_{i,l}^* \cdot \vec{\nabla} x_{i,l}) + \dot{m}_{i,g\beta} + \dot{m}_{i,l\beta}$$

(Pujol 2012) utilise ensuite les hypothèses suivantes pour simplifier l'équation (204) :

- la phase liquide est immobile, hypothèse justifiée dans le cadre de notre étude car aucun lixiviat ne s'écoule de l'andain, $\overline{u}_l = 0$;
- les transferts de matières des constituants gazeux i de la phase gaz à la phase liquide sont négligés, les fractions massiques de ces constituants en phase liquide sont par conséquent supposées nulles ($x_{i,l} = 0$);
- la fraction volumique du biofilm est considérée faible, hypothèse permettant, à partir du bilan partiel sur le biofilm (équation (205)), d'exprimer $\dot{m}_{i,g\beta}$ et $\dot{m}_{i,l\beta}$ (équation (206)).

Le bilan partiel sur le biofilm à l'échelle macroscopique est décrit par l'équation (205)(Pujol 2012). L'obtention de ce bilan à partir du bilan microscopique ne sera pas redémontré dans le cadre de cette étude. Néanmoins, il est important de préciser qu'aucun terme de convection n'apparaît dans ce bilan car le biofilm est immobile à la surface du solide. D'autre part, un terme de réaction est présent dans ce bilan macroscopique car la réaction de biodégradation a lieu dans le biofilm. Les termes $\dot{m}_{i,g\beta}$ et $\dot{m}_{i,l\beta}$ sont des termes d'échange provenant du changement d'échelle.

$$\frac{\partial(\epsilon_\beta \rho_\beta x_{i,\beta})}{\partial t} = \vec{\nabla} \cdot (\epsilon_\beta \rho_\beta \overline{D}_{i,\beta}^* \cdot \vec{\nabla} x_{i,\beta}) - \dot{m}_{i,g\beta} - \dot{m}_{i,l\beta} + \epsilon_\beta r_i \quad (205)$$

$$\dot{m}_{i,g\beta} + \dot{m}_{i,l\beta} = \epsilon_\beta r_i \quad (206)$$

A l'aide des hypothèses énoncées par (Pujol 2012) nous pouvons simplifier l'équation (204).

$$\frac{\partial(\epsilon_g \rho_g x_{i,g})}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot (\rho_g x_{i,g} \vec{u}_g) = \vec{\nabla} \cdot (\epsilon_g \rho_g \bar{D}_{i,g}^* \vec{\nabla} x_{i,g}) + \epsilon_\beta r_i \quad (207)$$

Pour finir, notons R_i le terme de réaction (consommation ou production) associé à chaque constituant i :

$$R_i = \epsilon_\beta r_i \quad (208)$$

L'équation finale obtenue est alors l'équation (209).

$$\frac{\partial(\epsilon_g \rho_g x_{i,g})}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot (\rho_g x_{i,g} \vec{u}_g) = \vec{\nabla} \cdot (\epsilon_g \rho_g \bar{D}_{i,g}^* \vec{\nabla} x_{i,g}) + R_i \quad (209)$$

Annexe F. Fraction massique d'eau vapeur contenue dans la phase gaz

La fraction massique d'eau contenue dans la phase gaz est décrite par les relations suivantes :

$$x_{H_2O,g} = \frac{m_{H_2O,g}}{m_g} \quad (210)$$

$$x_{H_2O,g} = \frac{n_{H_2O,g} \times M_{H_2O}}{n_g \times M_g} \quad (211)$$

En utilisant l'expression de la fraction molaire (équation(212)) nous obtenons l'équation (213).

$$X_{H_2O,g} = \frac{n_{H_2O,g}}{n_g} \quad (212)$$

$$x_{H_2O,g} = X_{H_2O,g} \frac{M_{H_2O}}{M_g} \quad (213)$$

Nous supposons que la vapeur d'eau suit la loi des gaz parfaits ; nous pouvons donc exprimer la fraction molaire d'eau par l'expression (214).

$$X_{H_2O,g} = \frac{P_{H_2O}}{P_g} \quad (214)$$

L'humidité relative HR est définie par la relation suivante :

$$HR(\%) = \frac{P_{H_2O}}{P_{sat}} \times 100 \quad (215)$$

En utilisant les équations (214) et (215) dans l'équation (213), nous pouvons exprimer la fraction massique de vapeurs d'eau dans la phase gaz par l'équation (216).

$$x_{H_2O,g} = \frac{HR \times P_{sat} \times M_{H_2O}}{100 \times P_g \times M_g} \quad (216)$$

Nous devons maintenant exprimer la masse molaire de la phase gaz en fonction des espèces gazeuses qui la composent.

De la même façon que pour l'eau, la fraction massique de chaque espèce gazeuse peut être exprimée par la relation ci-après.

$$x_{i,g} = X_{i,g} \frac{M_i}{M_g} \quad (217)$$

En réorganisant l'expression :

$$\frac{x_{i,g}}{M_i} = \frac{X_{i,g}}{M_g} \quad (218)$$

puis en sommant :

$$\sum_{i=1}^n \frac{x_{i,g}}{M_i} = \sum_{i=1}^n \frac{X_{i,g}}{M_g} \quad (219)$$

$$\sum_{i=1}^n \frac{x_{i,g}}{M_i} = \frac{1}{M_g} \sum_{i=1}^n X_{i,g} \quad (220)$$

Or, nous savons que :

$$\sum_{i=1}^n X_{i,g} = 1 \quad (221)$$

En utilisant les équations (220) et (221) dans l'équation (216), nous pouvons exprimer la fraction massique d'eau par l'équation (222).

$$x_{H_2O,g} = \frac{HR \times P_{sat} \times M_{H_2O}}{100 \times P_g} \sum_{i=1}^n \frac{x_{i,g}}{M_i} \quad (222)$$

En réorganisant les termes de l'équation nous obtenons :

$$x_{H_2O,g} = \frac{M_{H_2O} \times \left(\frac{x_{O_2,g}}{M_{O_2}} + \frac{x_{N_2,g}}{M_{N_2}} + \frac{x_{CO_2,g}}{M_{CO_2}} \right)}{\left(\frac{100 \times P_g}{HR \times P_{sat}} - 1 \right)} \quad (223)$$

Annexe G. Coefficients de diffusion

➤ Coefficient de diffusion de l'O₂ dans l'air

La régression utilisée pour calculer Ω (équation (100)) à partir du rapport $k_B T / \varepsilon_{12}$ (équation (103)) est indiquée sur la Figure 82. L'évolution du coefficient de diffusion pour l'O₂ en fonction de la température est présentée sur la Figure 83.

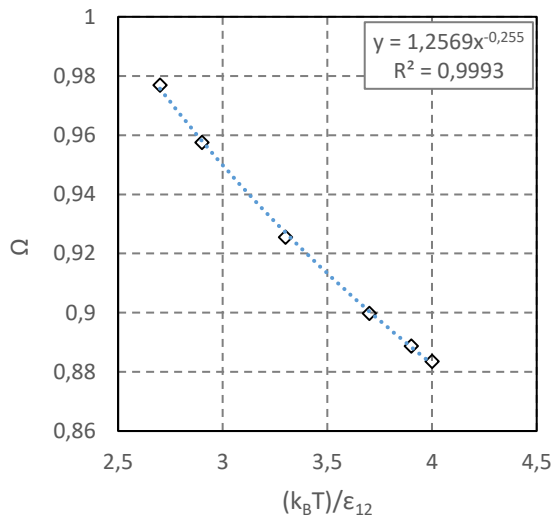


Figure 82 : évolution du coefficient Ω en fonction du rapport $(k_B T) / \varepsilon_{12}$ (variant de 2,7 à 4), adaptée de (Cussler 1997)

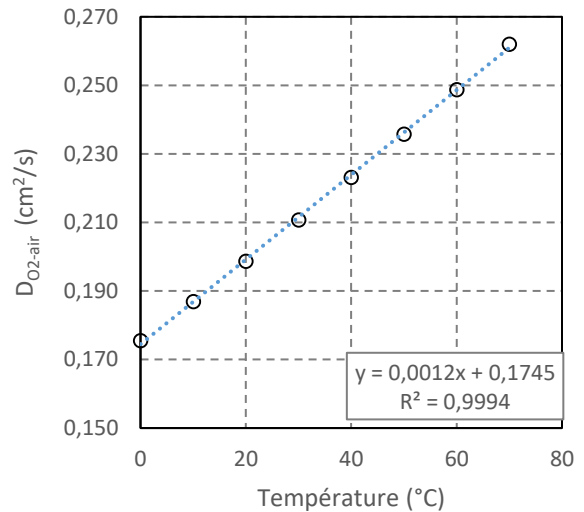


Figure 83 : évolution du coefficient de diffusion de l'O₂ en fonction de la température

➤ Coefficient de diffusion de l'N₂ dans l'air

La régression utilisée pour calculer Ω (équation (100)) à partir du rapport (équation (103)) est indiquée sur la Figure 84. L'évolution du coefficient de diffusion pour le N₂ en fonction de la température est présentée sur la Figure 85.

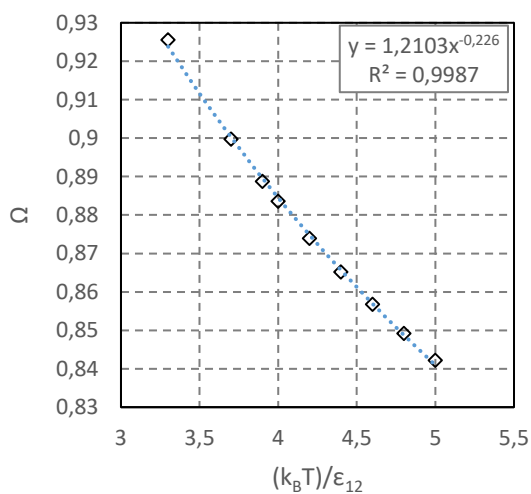


Figure 84 : évolution du coefficient Ω en fonction du rapport $(k_B T) / \varepsilon_{12}$ (variant de 3,3 à 5), adaptée de (Cussler 1997)

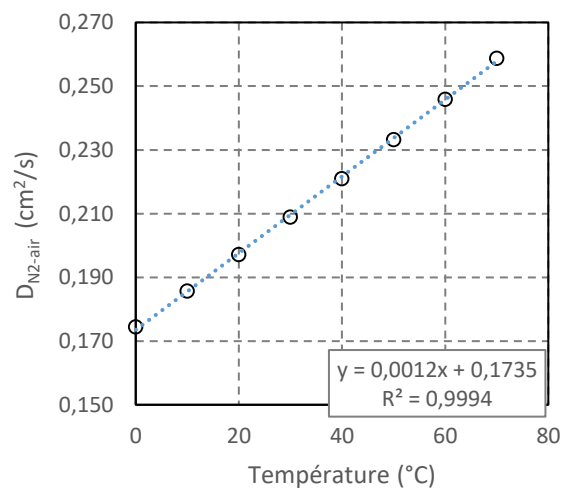


Figure 85 : évolution du coefficient de diffusion de l'N₂ en fonction de la température

➤ Coefficient de diffusion du CO₂ dans l'air

La régression utilisée pour calculer Ω (équation (100)) à partir du rapport (équation (103)) est indiquée sur la Figure 86. L'évolution du coefficient de diffusion pour le CO₂ en fonction de la température est présentée sur la Figure 87.

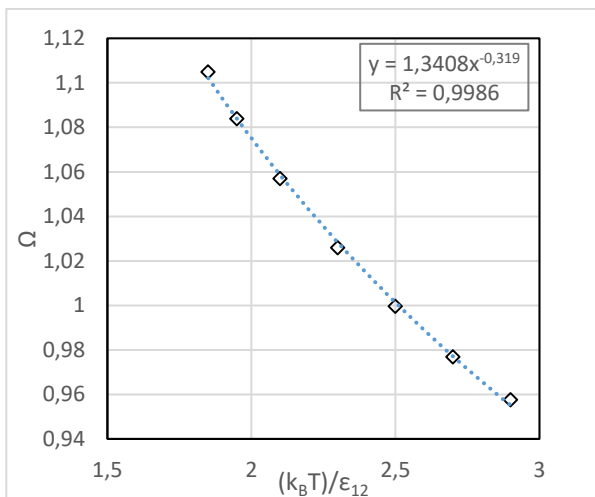


Figure 86 : évolution du coefficient Ω en fonction du rapport $(k_B T) / \epsilon_{12}$ (variant de 1,85 à 2,9), adaptée de (Cussler 1997)

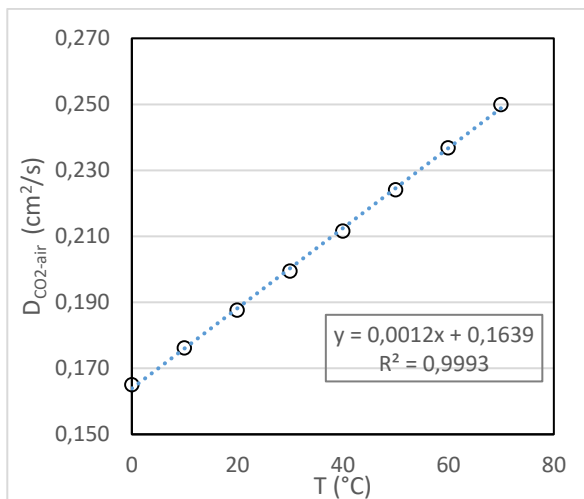


Figure 87 : évolution du coefficient de diffusion de l'CO₂ en fonction de la température

➤ Coefficient de diffusion de l'H₂O dans l'air

La régression utilisée pour calculer Ω (équation (100)) à partir du rapport (équation (103)) est indiquée sur la Figure 88. L'évolution du coefficient de diffusion pour l'H₂O en fonction de la température est présentée sur la Figure 89.

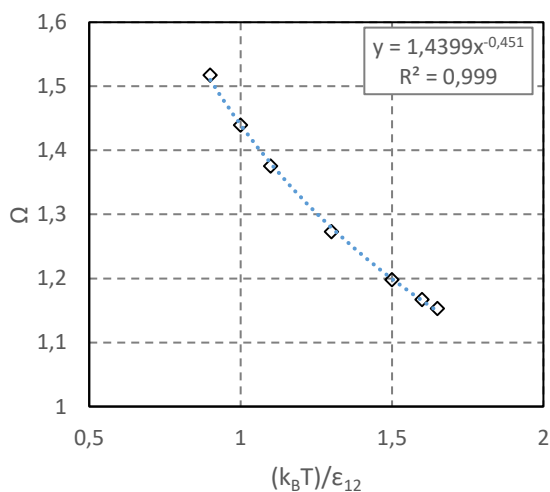


Figure 88 : évolution du coefficient Ω en fonction du rapport $(k_B T) / \epsilon_{12}$ (variant de 3,3 à 5), adaptée de (Cussler 1997)

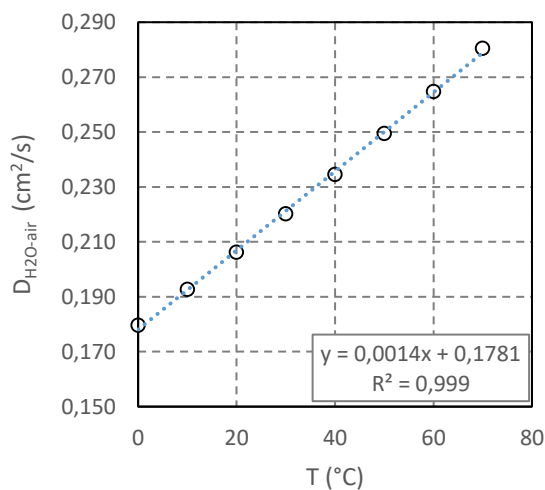


Figure 89 : évolution du coefficient de diffusion de l'H₂O en fonction de la température

Annexe H. Calcul de la fraction massique de matière organique contenu dans le substrat

➤ Estimation de la fraction massique de matières sèches dans les écorces.

Nous avons mesuré expérimentalement les fractions massiques de matières sèches dans le substrat à composter ($x_{MS,subs}^0$) (moyenne de 3 andains suivis) ainsi que dans les boues ($x_{MS,boues}^0$):

Nous pouvons exprimer la fraction massique de matières sèches contenue dans le substrat par les équations (224) et (225).

$$x_{MS,subs}^0 = \frac{m_{MS,subs}^0}{m_{subs}^0} \quad (224)$$

$$x_{MS,subs}^0 = \frac{m_{boues}^0 \times x_{MS,boues}^0 + m_{Ec}^0 \times x_{MS,Ec}^0}{m_{boues}^0 + m_{Ec}^0} \quad (225)$$

Les mesures de densité vrai (Tableau 44) nous permettent d'exprimer la masse volumique des boues en fonction de la masse volumique des écorces (équation (226)).

$$\rho_{boues} = \frac{1032}{763} \rho_{Ec} = 1,4 \rho_{Ec} \quad (226)$$

A partir de la définition du $ratio_{B/Ec}$ ($ratio_{B/Ec} = Volume\ de\ boues / Volume\ d'\ ecorces$), nous pouvons exprimer la masse de boues en fonction de la masse d'écorces.

$$m_{boues}^0 = ratio_{B/Ec} \times \frac{\rho_{boues}}{\rho_{Ec}} \times m_{Ec}^0 \quad (227)$$

Nous avons ensuite utilisé l'équation (227) dans l'équation (225) :

$$x_{MS,subs}^0 = \frac{ratio_{B/Ec} \times \frac{\rho_{boues}}{\rho_{Ec}} \times x_{MS,boues}^0 + x_{MS,Ec}^0}{1 + ratio_{B/Ec} \times \frac{\rho_{boues}}{\rho_{Ec}}} \quad (228)$$

Nous avons mesuré expérimentalement $x_{MS,subs}^0$ et $x_{MS,boues}^0$, nous pouvons donc calculer grâce à l'équation (228) la fraction massique de matières sèches contenue dans les écorces.

$$x_{MS,Ec}^0 = \left(1 + ratio_{B/Ec} \times \frac{\rho_{boues}}{\rho_{Ec}}\right) \times x_{MS,subs}^0 - ratio_{B/Ec} \times \frac{\rho_{boues}}{\rho_{Ec}} \times x_{MS,boues}^0 \quad (229)$$

➤ Calcul de la masse de matière organique initiale provenant des écorces

La masse de matière organique provenant des écorces est calculée par la relation suivante :

$$m_{MV, Ec}^0 = m_{Ec}^0 \times x_{MS, Ec}^0 \times x_{MV, Ec}^0 \quad (230)$$

La masse de substrat initiale est définie par l'équation ci-dessous :

$$m_{subs}^0 = m_{Ec}^0 + m_{boues}^0 \quad (231)$$

En utilisant l'équation (227) dans l'équation (231), nous pouvons écrire :

$$m_{Ec}^0 = \frac{m_{subs}^0}{1 + ratio_{B/Ec} \times \frac{\rho_{boues}}{\rho_{Ec}}} \quad (232)$$

Par conséquent, la masse initiale de matière organique contenue dans les écorces s'exprime par la relation suivante :

$$m_{MV, Ec}^0 = \frac{m_{subs}^0}{1 + ratio_{B/Ec} \times \frac{\rho_{boues}}{\rho_{Ec}}} \times x_{MS, Ec}^0 \times x_{MV, Ec}^0 \quad (233)$$

Annexe I. Evolution de la température extérieure lors des 3 jours précédant la formation de l'andain

Dans la Figure 90, la Figure 91, la Figure 92 et la Figure 93, Text (météo) sont les températures extérieures de la ville d'aureilhan (données issues de (« Archive météo Aureilhan », s. d.)) et Text fonction est la fonction cosinus modélisant les variations journalières des températures extérieures.

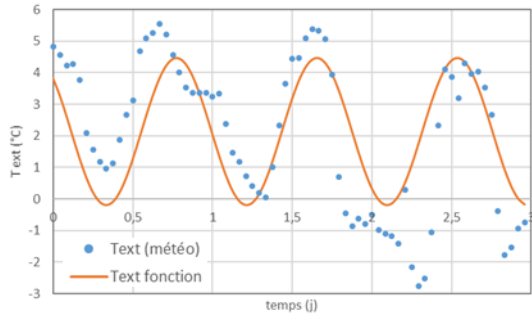


Figure 90 : évolution de la température extérieure avant la formation de l'andain 1

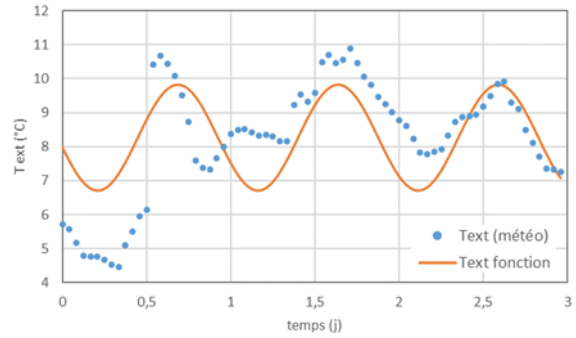


Figure 91 : évolution de la température extérieure avant la formation de l'andain 2

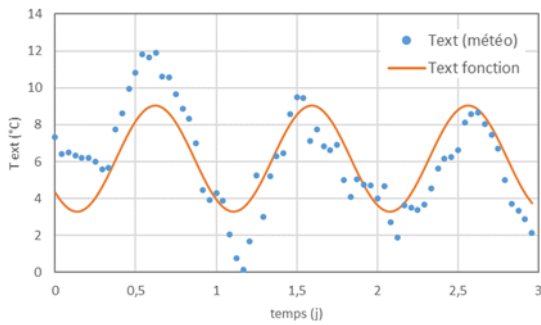


Figure 92 : évolution de la température extérieure avant la formation de l'andain 3

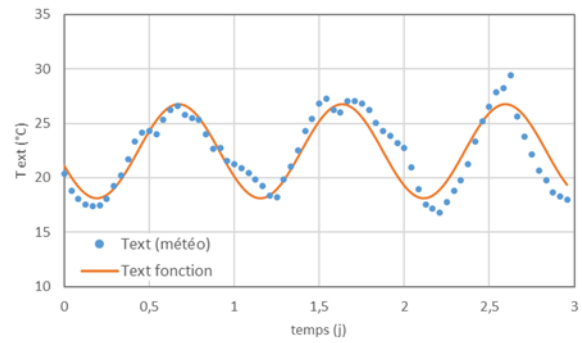


Figure 93 : évolution de la température extérieure avant la formation de l'andain 4

Annexe J. Exemple de prise en compte de la perte de charge singulière à travers la grille pour le calcul de la vitesse d'aération

La perte de charge singulière à travers la grille (ΔP_{grille}) s'exprime par l'équation suivante :

$$\Delta P_{grille}(x) = \zeta \left(\frac{1}{2} \rho_g v_r^2(r_0, x) \right) \quad (234)$$

où ζ est le coefficient de perte de charge singulière.

En partant de l'équation (143), le profil de pression dans la gaine vérifie maintenant :

$$P(x) = P_{atm} - \frac{\eta_g}{\pi \kappa_g} \left(\frac{dQ_v(x)}{dx} \right) \ln \frac{R_a}{r_0} - \Delta P_{grille}(x) \quad (235)$$

d'où en partant des équations (143) et (149) :

$$\frac{dv_x(x)}{dx} = \frac{\pi \kappa_g}{\eta_g A_g \ln \frac{R_a}{r_0}} (P_{atm} - P(x) - \Delta P_{grille}(x)) \quad (236)$$

On démontre sans difficulté que la prise en compte de cette perte de charge singulière conduit au modèle physique suivant :

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{dv_x(x)}{dx} = \frac{\pi \kappa_g}{\eta_g A_g \ln \frac{R_a}{r_0}} \left(P_{atm} - P(x) - \frac{\rho_g \zeta}{2} v_r^2(r_0, x) \right) \end{array} \right. \quad (237)$$

$$\frac{dP(x)}{dx} = - \frac{\rho_g}{2 D_h \left\{ -1,8 \log \left[\left(\frac{k}{3,7 \times D_h} \right)^{1,11} + \frac{6,9}{\rho_g v_x D_h} \right] \right\}^2} \times v_x(x)^2 \quad (238)$$

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{dv_r(r_0, x)}{dx} = \frac{\rho_g \kappa_g v_x(x)^2}{2 \eta_g D_h r_0 \ln \frac{R_a}{r_0} \times \left(\frac{\rho_g \kappa_g \zeta}{\eta_g r_0 \ln \frac{R_a}{r_0}} v_r(r_0, x) + 1 \right) \left\{ -1,8 \log \left[\left(\frac{k}{3,7 \times D_h} \right)^{1,11} + \frac{6,9}{\rho_g v_x D_h} \right] \right\}^2} \end{array} \right. \quad (239)$$

A débit de gaz constant à la sortie de la gaine, la grille ne modifie le profil des vitesses ni dans la gaine, ni en amont dans l'andain : seule la pression $p(x)$ dans la gaine diminue pour équilibrer les pertes de charge du gaz à la traversée de la grille. La Figure 94 montre le profil de pression dans la gaine sans grille et avec une grille pour laquelle $\zeta = 1000$. En conséquence, la pression du gaz dans l'andain ne change pas par rapport au cas précédent.

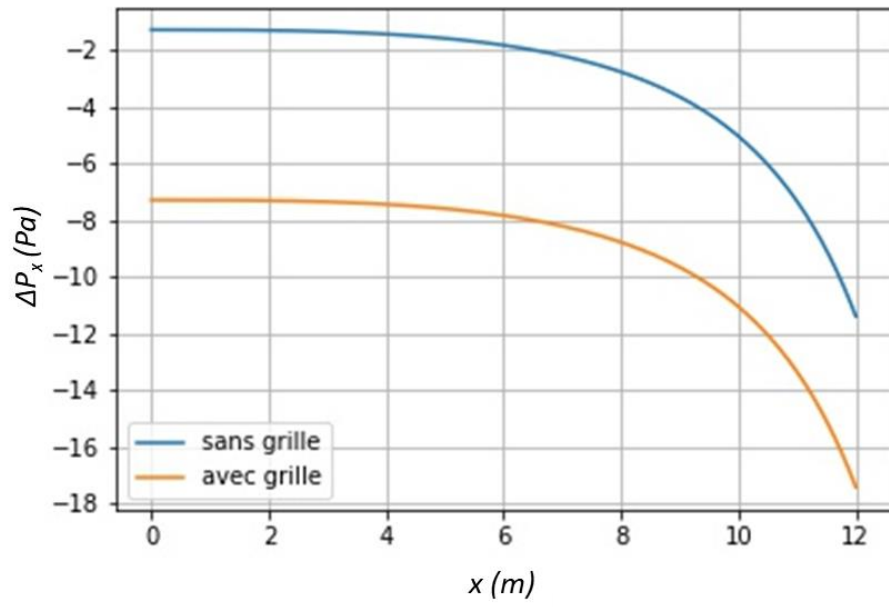


Figure 94 : différence de pression entre la pression dans la gaine et la pression atmosphérique en fonction de la position dans la gaine

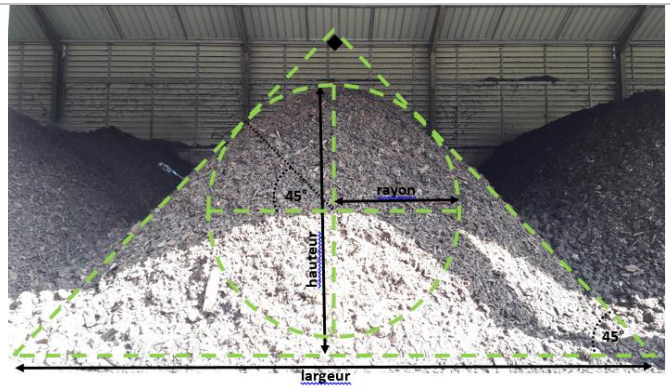
Annexe K. Structure du programme FreeFem++

code couleur :	
block conditionnel (if...)	problème
fonction	variable à modifier pour chaque andain
boucle itérative sur le temps	

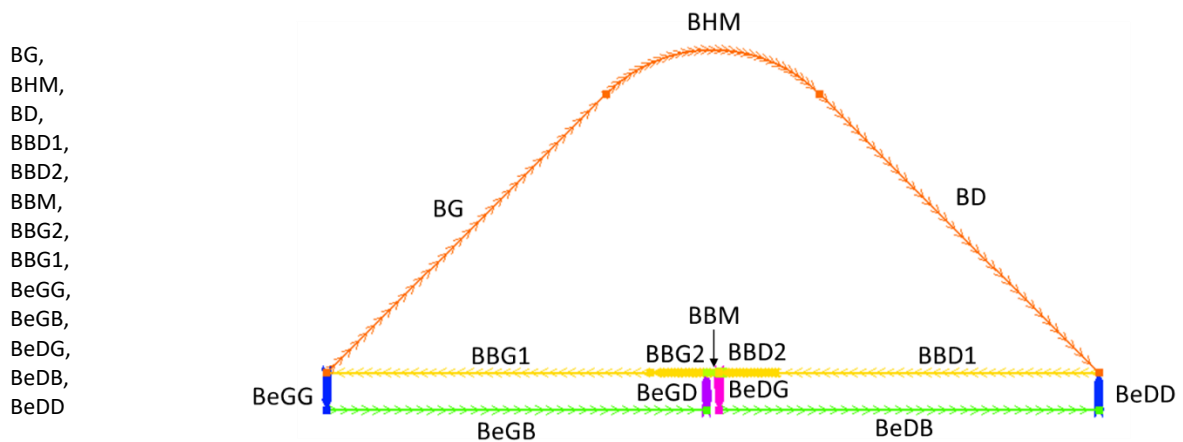
ETAPE 1
Modélisation géométrique de l'andain

1. Données géométriques

Paramètre	Variables utilisées	Valeur ou équation
Largeur		6,2 m
ratioh		2,4 m
ratiolr		5,1 m
rayon	Largeur, ratiolr	rayon = largeur / ratiolr
hauteur	Largeur, ratioh	hauteur = largeur / ratioh
largeurgrille		0,1 m
profondeurbeton		0,3 m



2. Délimitation des bords de l'andain



n=35 (indice qui fragmente chaque bord, participe à définir la taille du maillage)

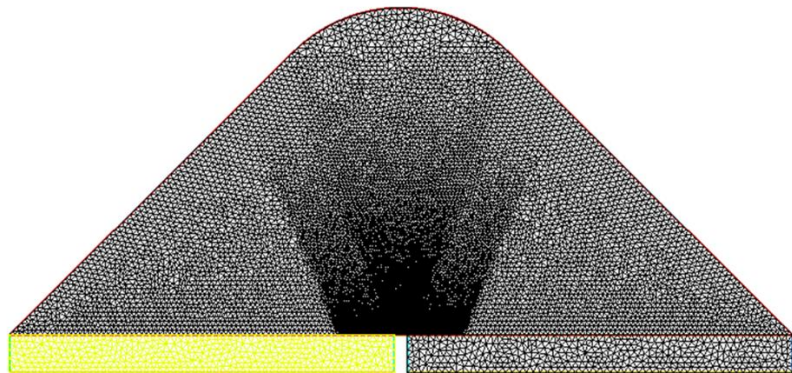
3. Maillage

Th (BG, BHM, BD, BBD1, BBD2, BBM, BBG2, BBG1) → construction du maillage de l'andain

Vh (Th, P1) → P1 défini le type d'élément fini choisi

BeH (BBG2, BBG1, BeGG, BeGD, BBD1, BBD2, BeDG, BeDB, BeDD) → construction du maillage du béton

Vbh (Beh, P1)



ETAPE 2

Données et déclaration des variables

Données temporelles

variable	remarque	Valeur (SI) ou calcul
tf	Temps total de simulation à indiquer en (s)	(andain 4=21j, andain3= 9j, andain2=21j, andain 1=10j) =3600*24*21
dt	Pas de temps (s), doit être inférieur à 30 minutes	= 5*60
tempsnit	heure où l'andain a commencé à être suivi, donnée nécessaire pour lire les données météo	

Température initiale de l'andain

variable	remarque	Valeur (SI) ou calcul
yab, ybc,	permettent de définir 3 zones de température initiales différentes correspondantes chacune à T_{haut} , T_{milieu} et T_{bas}	$yab=3/4*hauteur$ $ybc=hauteur/2$
xbc, xab	permettent de définir 3 zones de température initiales différentes correspondantes chacune à T_{haut} , T_{milieu} et T_{bas}	$xbc=1/3*largeur/2$ $xab=3/4*largeur/2$
Ta	température T_{haut} initiale	Tableau 57
Tb	température T_{milieu} initiale	Tableau 57
Tc	température T_{bas} initiales	Tableau 57

<i>Données du substrat</i>		
variable	remarque	Valeur (SI) ou calcul
volumemandain		100
masseandain		36000
msubs0	masse initiale de substrat par unité de volume d'andain	msubs0=masseandain/volumemandain
xMSsubs0	Tableau 55	0,38 (andains 1, 2 et 4) 0,32 (andain 3)
ratioBE	ratio boues/écorses	1/4
ROboues	ρ_{boues} , Tableau 44	1032
ROecorses	ρ_{Ec} , Tableau 44	763
xMSboues0	Tableau 44	0,169
xMSecorces0	équation (115)	$(1+ratioBE*ROboues/ROecorses)*xMSsubs0-$ $ratioBE*ROboues/ROecorses*xMSboues0$
xMVboues0	Tableau 44	0,779
xMVecorces0	Tableau 55	0,926
xRB0	Tableau 55	0,4
xLB0	Tableau 55	0,6
xLBe0	Tableau 55	1
mMVecorces0	équation (116)	$msubs0*xMSecorces0*xMVecorces0/(1+ratioBE*ROboues/ROecorses)$
mLBe0	équation (117)	$mMVecorces0*xLBe0$
mMVboues0	équation (118)	$msubs0*(1-$ $1/(1+ratioBE*ROboues/ROecorses))*xMSboues0*xMVboues0$
mLBb0	équation (119)	$mMVboues0*xLBb0$
mRBb0	équation(120)	$mMVboues0*xRBb0$
meau0		$(1-xMSsubs0)*msubs0$
xMVsubs0	équations (10) et (51)	$(mLBb0+mLBe0+mRBb0)/(msubs0*xMSsubs0)$
mMIO		$msubs0*xMSsubs0*(1-xMVsubs0)$
mMIb0		msubs0, ratioBE, ROboues, ROecorses, xMSboues0, xMVboues0
mMIe0		msubs0, xMSecorces0, xMVecorces0, ratioBE, ROboues, ROecorses

<i>Données cinétiques</i>		
variable	remarque	Valeur (SI) ou calcul
kLBb20	Tableau 48, $k_{LBb,20}$	$4,63e-8 s^{-1}$
kRBb20	Tableau 48, $k_{RBb,20}$	$1,74e-7 s^{-1}$
kLBe20	Tableau 48, $k_{LBe,20}$	$0,0004/24/3600$

<i>Données phase gaz</i>		
variable	remarque	Valeur (SI) ou calcul
ROg0	Tableau 48, (kg/m ³)	1,2
xmolO20	$X_{O_2}^{airsec}$, Tableau 56	0,2095
xmolN20	$X_{N_2}^{airsec}$, Tableau 56	0,7901
xmolCO20	$X_{CO_2}^{airsec}$, Tableau 56	0,0004
Patm	P_{air} , Pression atmosphérique (Pa)	$1,01325e5$

<i>Données physico-chimiques</i>		
variable	remarque	Valeur ou calcul
perm	κ_g (m ²), voir 1.4.1.7 Perméabilité	$1,2E-7$
Tortuosité	$\tau_{t,g}$	10
ROeau	ρ_{eau} (kg/m ³), Tableau 48.	1000
Yo2b	Tableau 46	1,42

YCO2b	Tableau 46	1,96
YH2Ob	Tableau 46	0,32
Yo2e	Tableau 47	1,33
YCO2e	Tableau 47	1,83
YH2Oe	Tableau 47	0,50
MH2O	Tableau 48	18
MN2	Tableau 48	28
MO2	Tableau 48	32
MCO2	Tableau 48	44
g	Tableau 48 (m.s ⁻²)	9,81
R	Tableau 48, (J.mol ⁻¹ .K ⁻¹)	8,314
Hrxb	Tableau 48 (MJ. kg ⁻¹ de MV)	23E6
Hrxe	Tableau 48 (MJ. kg ⁻¹ de MV)	17,4E6
CpECS	Tableau 51	2090
CpgN2	Voir 1.4.1.10	1040
sigma	valeur fixée manuellement grâce aux tests de simulation	0,005
hconv	Convection naturelle	20

Constante pour le calcul de HR (%)

variable	remarque	Valeur ou calcul
k1	Tableau 45	0,5424
k2	Tableau 45	0,0015
k3	Tableau 45	0,9232
k4	Tableau 45	0,0040

Données pour fixer les conditions d'aération (30min M/ 30min A)

variable	remarque	Valeur (SI) ou calcul
z		1
vairmeasure0 dtaeration	vitesse d'aération de t=0 à dtaeration	
vairmeasure1 dtaeration1	vitesse d'aération de dtaeration à dtaeration1	
vairmeasure2 dtaeration2	vitesse d'aération de dtaeration1 à dtaeration2	
vairmeasure3	vitesse d'aération de dtaeration2 à fin	
compteurA	initialisation du compteur des séquences où l'aération est en marche	0
compteurM	initialisation du compteur des séquences où l'aération est en arrêt	0
tM	temps où l'aération est en marche	30*60
tA	temps où l'aération est arrêtée	30*60
tseq		0

Données permettant de fixer initialement la température dans le béton

variable	remarque	Valeur (SI) ou calcul
lambdabeton	Tableau 59	1,4
cpbeton	Tableau 59	975
RObeton	Tableau 59	2400
alphanbeton		alphanbeton=lambdabeton/(RObeton*cpbeton)
A	Tableau 58	dépend de l'andain
B	Tableau 58	dépend de l'andain

C	Tableau 58	dépend de l'andain
D	Tableau 58	dépend de l'andain
Fonction : Tbeton(real time)	Equation (127)	$A+B*\exp(y*\sqrt{C/(2*\text{alphabeton})}))*\cos(C*time+D+y*\sqrt{C/(2*\text{alphabeton})})$

Déclaration sans valeur numérique

variable	vair, HRext, Text, xO2ext, xN2ext, xCO2ext, xH2Oext, Psatext, xmolCO2ext, xmolH2Oext, xmolN2ext, xmolO2ext, timet, vaimesure
-----------------	--

Lecture fichier csv pour les conditions météorologiques (Text et HR)

Nom fichiers CVS	Exemple : ".\meteo andain 2_200218-140318.csv"	➔	Création des vecteurs	Tambient HR
-------------------------	--	---	------------------------------	-------------

ETAPE 3 Déclaration des variables calculées dans les maillages Vh et Vb

```
//pour p et v
Vh vx, vy, p=Patm, dpy, gravite;
Vh q,wx, wy;

//pour mLbB, mRBb, mLBe
Vh w, mLbB, mLbBold, mRBbold, mRBb, mLBe, mLBeold, mMO, mMOB, mMObold, mMSsubs,
mMSsubsold, meau, meauold, xMSsubs, xMSsubsold, xMVsubs, dvraiesolide, meaucalc,
difmeau,
ROappsubs, ROappsubsold, FAS, fmeso, fthermo, kLBbT, kRBbT, kLBeT, kFAS, kH2O, kO2,
kLBb, kRBb, kLBe, msubs, mMOold, epsilonLold, epsilonL, epsilonS, T, xVO2old;

//pour bilan phase gaz
Vh ROgcalc=ROg0, ROg, ROgold, deltaROg, FASold, xO2, xO2old,
xN2, xN2old, xCO2, xCO2old, xH2O, xH2Oold, DO2, DCO2, DH2O, DN2, somx, viscoair;

//pour bilan eau
Vh transferteau, H, teneureau, HRandain, Psatandain, deltameau, xH2Oeq;

//pour bilan enthalpique
Vh CpgO2, CpgCO2, CpgH2O, Cpl, Cps, CpBS, deltaHvap, lambda, CpgO2old, CpgH2Oold,
CpgCO2old, Cplold, Cpsold, CpBSold, Told,
xMVsubsold, dvraiesolideold, Tcelsius;

//pour le beton
Vbh Tsol, qb, Tsolold, Tsolcelsius;

//conditions initiales
Vh xmolH2O, xmolO2, xmolN2, xmolCO2, xO20, xCO20, xN20, xH2O0, xVO20, Tandain0,
HRandain0, Psatandain0;
```

ETAPE 4

Ecriture des problèmes

Cinétique de biodégradation

Equation	Formulation du problème sous FreeFem++
$\frac{dm_{RBb}^V}{dt} = -k_{RBb} \cdot m_{RBb}^V$	<pre> problem varmRBb(mRBb, w) // varmRB= variation de mRBb = int2d(Th) (// partie bilinéaire mRBb*w*(1/dt+kRBb)) - int2d(Th) (// mRBbold*w/dt) ; // boues problem varmLBb(mLBb, w) // varmLB= variation de mLBb = int2d(Th) (// partie bilinéaire mLBb*w*(1/dt+kLBb)) - int2d(Th) (// partie linéaire mLBbold*w/dt) ; problem varmLBe(mLBe, w) // varmLB= variation de mLBe = int2d(Th) (// partie bilinéaire mLBe*w*(1/dt+kLBe)) - int2d(Th) (// partie linéaire mLBeold*w/dt) ; </pre>
$\frac{dm_{LBb}^V}{dt} = -k_{LBb} \cdot m_{LBb}^V$	
$\frac{dm_{LBe}^V}{dt} = -k_{LBe} \cdot m_{LBe}^V$	

Bilan phase gaz + conservation de la quantité de mouvement

Equations	Formulation du problème sous FreeFem++
$\frac{\partial(\varepsilon_g \rho_g)}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot (\rho_g \vec{u}_g)$ $= \dot{m}_{H_2O,gl} + R_{O_2,b}^V$ $+ R_{CO_2,b}^V + R_{O_2,e}^V$ $+ R_{CO_2,e}^V$ <p style="text-align: center; font-size: 2em;">+</p> \vec{u}_g $= -\frac{\kappa_g}{\eta_g} (\vec{\nabla} P_g - \rho_g \vec{g})$	<pre> problem bilanGgaz ([vx,vy,p],[wx,wy,q]) // = int2d(Th) (- ROg*(vx*dx(q)+vy*dy(q)) + viscoair/perm*(vx*wx+vy*wy) + dx(p)*wx+dy(p)*wy //+ 1e-10*p*q // 1e-10*p*q = terme de stabilisation) +int1d(Th) (ROg*q*(vx*N.x+vy*N.y)) -int2d(Th) (((Yo2b-YCO2b)*(mMOb-mMObold)+(Yo2e-YCO2e)*(mLBe-mLBeold)+(FASold*ROgold))-(FAS*ROg)/dt+transferteau)*q //-wy*g*ROg) +on(surfaceandain,p=Patm) // CL : pression atm à la surface de l'andain +on(sol, vx=0, vy=0) // vitesse nulle au sol +on(grille, vy=-2*vair/((largeurgrille/2)^2)*x^2+2*vair, vx=0); // CL : vitesse de l'air au niveau de la grille </pre>

Bilan partiel O2

Equation

$$\frac{\partial(\varepsilon_g \rho_g x_{O_2,g})}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot (\rho_g \vec{u}_g x_{O_2,g}) = \vec{\nabla} \cdot (\varepsilon_g \rho_g \vec{D}_{O_2,g}^* \vec{\nabla} x_{O_2,g}) + R_{O_2,b}^V + R_{O_2,e}^V$$



Formulation du problème sous FreeFem++

```

problem bilangazO2 (xO2, w)
= int2d(Th) (
    FAS*ROg*xO2*w/dt
    -ROg*xO2*(vx*dx(w)+vy*dy(w))
    +FAS*ROg*DO2/tortuosite*(dx(xO2)*dx(w)+dy(xO2)*dy(w))
)
+int1d(Th) (w*ROg*xO2*(vx*N.x+vy*N.y)-w*FAS*ROg*DO2/tortuosite*(dx(xO2)*N.x+dy(xO2)*N.y))

-int2d(Th) ((FASold*ROgold*xO2old+Yo2b*(mMOB-mMObold)+Yo2e*(mLBe-mLBeold))*w/dt)
+on(surfaceandain, xO2=xO2ext); // CL : composition de l'air ext à la
surface de l'andain
    
```

Bilan partiel N2

Equation

$$\frac{\partial(\varepsilon_g \rho_g x_{N_2,g})}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot (\rho_g \vec{u}_g x_{N_2,g}) = \vec{\nabla} \cdot (\varepsilon_g \rho_g \vec{D}_{N_2,g}^* \vec{\nabla} x_{N_2,g})$$



Formulation du problème sous FreeFem++

```

problem bilangazN2 (xN2, w)
= int2d(Th) (
    FAS*ROg*xN2*w/dt
    -ROg*xN2*(vx*dx(w)+vy*dy(w))
    +FAS*ROg*DN2/tortuosite*(dx(xN2)*dx(w)+dy(xN2)*dy(w))
)
+int1d(Th) (w*ROg*xN2*(vx*N.x+vy*N.y)-w*FAS*ROg*DN2/tortuosite*(dx(xN2)*N.x+dy(xN2)*N.y))

-int2d(Th) ((FASold*ROgold*xN2old)*w/dt)
+on(surfaceandain, xN2=xN2ext); // CL : composition de l'air ext à la
surface de l'andain
    
```

Bilan partiel CO2

Equation

$$\frac{\partial(\varepsilon_g \rho_g x_{CO_2,g})}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot (\rho_g \vec{u}_g x_{CO_2,g}) = \vec{\nabla} \cdot (\varepsilon_g \rho_g \vec{D}_{CO_2,g}^* \vec{\nabla} x_{CO_2,g}) + R_{CO_2,b}^V + R_{CO_2,e}^V$$



Formulation du problème sous FreeFem++

```

problem bilangazCO2 (xCO2, w)
= int2d(Th) (
    FAS*ROg*xCO2*w/dt
    -ROg*xCO2*(vx*dx(w)+vy*dy(w))
    +FAS*ROg*DCO2/tortuosite*(dx(xCO2)*dx(w)+dy(xCO2)*dy(w))
)
+int1d(Th) (w*ROg*xCO2*(vx*N.x+vy*N.y)-w*FAS*ROg*DCO2/tortuosite*(dx(xCO2)*N.x+dy(xCO2)*N.y))

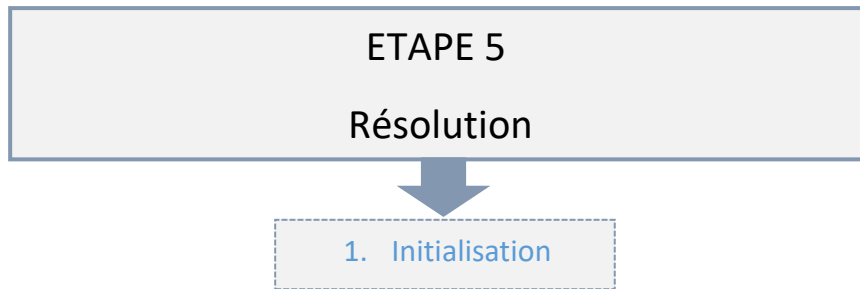
-int2d(Th) ((FASold*ROgold*xCO2old-YCO2b*(mMOB-mMObold)-YCO2e*(mLBe-mLBeold))*w/dt)
+on(surfaceandain, xCO2=xCO2ext); // CL : composition de l'air ext à la
surface de l'andain
    
```

Bilan enthalpique

Equation	Formulation du problème sous FreeFem++
$\left(\varepsilon_g \rho_g \sum_i x_{i,g} C_{P,i,g} + \varepsilon_l \rho_l C_{P,l} + \varepsilon_s \rho_s C_{P,s} \right) \frac{\partial T}{\partial t} + \varepsilon_g \rho_g C_{P,g} \vec{u}_g \cdot \vec{\nabla} T = \vec{\nabla} \cdot (\lambda \vec{\nabla} T) - \dot{m}_{H_2O,g} \Delta_{vap} H + R_{T,b}^v + R_{T,e}^v$	<pre> problem bilanenthalpique (T, w) = int2d(Th) ((T/dt*(FASold*ROgold*(xO2old*CpgO2old+xCO2old*CpgCO2old+xH2Oold*CpgH2Oold+xN2old* CpgN2)+epsilonLold*ROeau*Cplold+(1-FASold-epsilonLold)*dvraiesolideold*Cpsold) +FASold*ROgold*(xO2old*CpgO2old+xCO2old*CpgCO2old+xH2Oold*CpgH2Oold+xN2old* CpgN2)*(vx*dx(T)+vy*dy(T)))*w // old parcequ'utilisation des solutions de l'etape +lambda*(dx(w)*dx(T)+dy(w)*dy(T)) // precedente) int1d(Th,sol,grille) (-w*lambda*(dx(T)*N.x+dy(T)*N.y)) int1d(Th,surfaceandain) (hconv*T*w) int1d(Th,surfaceandain) (hconv*Text*w) int2d(Th) ((Told/dt*(FASold*ROgold*(xO2old*CpgO2old+xCO2old*CpgCO2old+xH2Oold* CpgH2Oold+xN2old*CpgN2)+epsilonLold*ROeau*Cplold+(1-FASold-epsilonLold)*dvraie solideold*Cpsold) -transferteau*deltaHvap-Hrxb*(mMOB-mMObold)/dt-Hrxe*(mLBe-mLBeold) /dt)*w //+on(surfaceandain, T=Text) +on(sol, T=Tsol) // CL au sol, egalite des temperatures ; </pre>

Equation de la chaleur dans le béton

Equation	Formulation du problème sous FreeFem++
$\rho_{sol} C_{p,sol} \frac{\partial T_{sol}}{\partial t} - \nabla \cdot (\lambda_{sol}^* \nabla T_{sol}) = 0$	<pre> problem varTsol(Tsol, qb)= int2d (Beh) (RObeton*cpbeton*Tsol*qb/dt+lambdabeton*(dx(qb)*dx(Tsol)+dy(qb)*dy(Tsol))) int1d (Beh,sol) (qb*lambda*(dx(T)*N.x+dy(T)*N.y)) // egalite des flux sur la surface (dans le beton==> dans l'andain) int1d (Beh,basbeton) (qb*lambdabeton*(dx(Tsol)*N.x+dy(Tsol)*N.y)) int2d (Beh) (RObeton*cpbeton*Tsolold/dt*qb) </pre>



Phase gaz

Variable calculée	Variabes utilisées pour le calcul	remarque
Tandain0	yab, ybc, xac, xbc, Ta, Tb, Tc	
teneureau0	meau0, msubs0, xMSsubs0	
HRandain0	teneureau0, k1, k2, k3, k4, Tandain0, teneureau0	équation (60)
Psatandain0	Tandain0	équation (99)
xmolH2O	HRandain0, Psatandain0, Patm	équation (124)
xmolO2	xmolH2O, xmolO2O	équation (122)
xmolCO2	xmolH2O, xmolCO2O	équation (122)
xmolN2	xmolH2O, xmolN2O	équation (122)
xO2O	xmolO2, MO2, xmolCO2, MCO2, xmolN2, MN2, xmolH2O, MH2O	équation (125)
xCO2O	xmolO2, MO2, xmolCO2, MCO2, xmolN2, MN2, xmolH2O, MH2O	équation (125)
xN2O	xmolO2, MO2, xmolCO2, MCO2, xmolN2, MN2, xmolH2O, MH2O	équation (125)

xH2O0	xmolO2, MO2, xmolCO2, MCO2, xmolN2, MN2, xmolH2O, MH2O	équation (125)
xO2	xO20	
xN2	xN20	
xCO2	xCO20	
xH2O	xH2O0	
xVO20	xO20, MO2, xN20, MN2, xCO20, MCO2, xH2O0, MH2O	Utilisé pour la cinétique

Divers initialisations

Variable calculée	Variabes utilisées pour le calcul	remarque
Tsol	Tbeton, tempsInit	appel la fonction Tbeton
T	Tandain0	
HRandain	HRandain0	
viscoair	T	équation (97)
transferteau	0	
deltameau	0	
ROgcalc	p, xO2, xN2, xCO2, xH2O, R, T, MO2, MN2, MCO2, MH2O	
deltaROg	0	
H	xMSsubs0	

Initialisation substrat

Variable calculée	Variabes utilisées pour le calcul	remarque
mLBb	mLBb0	
mRBb	mRBb0	
mLBe	mLBe0	
meau	meau0	
mMOb	mLBb, mRBb	
mMO	mMOb, mLBe0	équation (10)
mMSsubs	mMO, mMIO	équation (49)
xMVsubs	xMVsubs0	équation (51)
xMSsubs	xMSsubs0	équation (52)
dvraiesolide	xMVsubs	équation (81)
epsilonS	mMSsubs, dvraiesolide, ROeau	équation (166)
epsilonL	meau, ROeau	équation (168)
FAS	epsilonS, epsilonL	équation (164), FAS= ϵ_g



2. Time itération



Début de le boucle itérative sur le temps : `for(real t = dt; t <= tf; t += dt){`

temps

Variable calculée	Variabes utilisées pour le calcul	remarque
timet	t, tempsInit	

Conditions limites phase gaz

Variable calculée	Variabes utilisées pour le calcul	remarque
<i>conditions météorologiques</i>		
t1	timet	entier

t2	t1	entier
Text	Tambiant[t1], Tambiant[t2], timet, t1	
HRext	HR[t1], HR[t2], timet, t1	
<i>composition</i>		
Psatext	Text	
xmolH2Oext	Psatext, HRext, Patm	
xmolO2ext	xmolH2Oext, xmolO20	Equation (122)
xmolCO2ext	xmolH2Oext, xmolCO20	Equation (122)
xmolN2ext	xmolH2Oext, xmolN20	Equation (122)
xO2ext	xmolO2ext, MO2, xmolCO2ext, MCO2, xmolN2ext, MN2, xmolH2Oext, MH2O	Equation (125)
xCO2ext	xmolO2ext, MO2, xmolCO2ext, MCO2, xmolN2ext, MN2, xmolH2Oext, MH2O	Equation (125)
xN2ext	xmolO2ext, MO2, xmolCO2ext, MCO2, xmolN2ext, MN2, xmolH2Oext, MH2O	Equation (125)
xH2Oext	xmolO2ext, MO2, xmolCO2ext, MCO2, xmolN2ext, MN2, xmolH2Oext, MH2O	Equation (125)
<i>vitesse de l'air</i>		
block if	condition dépend de : t, dtaeration, dtaeration1, dtaeration2, dtaeration3	permet de changer la vitesse d'aération au cours de l'étape de fermentation
→ valeur calculée	vairmesure ou vairmesure1 ou vairmesure2 ou vairmesure3	
fin block if		
block if	condition dépend de : t, tseq, tM, tA,	permet de prendre en compte des séquences d'aération Marche/arrêt de durées différentes
→ valeur calculée	tseq, z, compteurA, compteurM	
fin block if		
block if	condition : z	fonction permettant d'avoir un signal trapézoïdale et non carré pour la vitesse d'aération (éviter une variation trop brutale de vitesse)
→ valeur calculée	vair (vairmesure, t, compteurM, tM, comteurA, tA)	
fin block if		

définition des variables à t-1 (variables notées « old »)

Variable calculée	Variabiles utilisées pour le calcul	remarque
mLBbold	mLBb	
mRBbold	mRBb	
mLBeold	mLBe	
mMObold	mMOb	
mMOold	mMObold, mLBeold	
mMSsubsold	mMOold, mMIO	
xMVsubsold	xMVsubs	
xMSsubsold	xMSsubs	
dvraiesolideold	dvraiesolide	
ROappsubsold	ROappsubs	
FASold	FAS	FAS= ϵ_g
epsilonLold	epsilonL	
meauold	meau	
ROgold	ROgcalc	
Told	T	
xO2old	xO2	
xN2old	xN2	
xCO2old	xCO2	
xH2Oold	xH2O	
xVO2old	xO2old, MO2, xN2old, MN2, xCO2old, MCO2, xH2Oold, MH2O	

<i>variation des mLb et mRB</i>		
Variable calculée	Variables utilisées pour le calcul	remarque
fmeso	T	équation (74)
fthermo	T	équation (75)
kRBT	kRB20, fmeso, fthermo	équation (71)
kLBT	kLB20, fthermo	équation (72)
kH2O	xMSsubsold	équation (77)
kFAS	FASold	équation (78)
kO2	xVO2old	équation (76)
kRBe	kRBbT, kH2O, kFAS, kO2	équation (68)
kLBb	kLBbT, kH2O, kFAS, kO2	équation (69)
kLBe	kLBeT, kH2O, kFAS, kO2	équation (70)
<i>résolution problèmes</i>		
varmLBb → mLb	w, kLBb, mLbbold, dt	w fonction test
varmRBb → mRBb	w, kRBb, mRBbold, dt	w fonction test
varmLBe → mLBe	w, kLBe, mLBeold, dt	w fonction test
conditions	si xVO2old < 5 pas de biodégradation	
mMOB	mLBb, mRBb	

<i>bilans de matière</i>		
Variable calculée	Variables utilisées pour le calcul	remarque
<i>transfert eau</i>		
teneureau	meauold, mMSsubsold	
HRandain	teneureau, k1, k2, k3, k4, T	équation (60)
Psatandain	T	équation (99)
xH2Oeq	MH2O, xO2, MO2, xN2, MN2, xCO2, MCO2, p, HRandain, Psatandain	équation (62)
transferteau	sigma, FASold, ROgold, xH2Oeq, xH2O	équation (63)
deltameau	transferteau, YH2O, mMO, mMOold, dt	
<i>nouveaux paramètres du substrat</i>		
mMO	mMOB, mLBe	
mMSsubs	mMO, mMIO	
meau	meauold, deltameau	
msubs	meau, mMSsubs	
xMVsubs	mMO, mMSsubs	
xMSsubs	meau, msubs	
dvrainesolide	xMVsubs	
epsilonS	mMSsubs, dvrainesolide, ROeau	
epsilonL	meau, Roeau	
FAS	epsilonS, epsilonL	équation (164)
<i>paramètres phase gaz</i>		
ROg	Rogold, deltaROg	
DO2	T	équation (104)
DN2	T	équation (105)
DCO2	T	équation (106)
<i>résolution problèmes</i>		
bilanGgaz → P, vx, vy	wx, wy, q, viscoair, perm, Rog, Yo2b, Yco2b, Yo2e, Yco2e, mMOB, mMObold, mLBe, mLBeold, FASold, Rogold, FAS, dt, transferteau	wx, wy fonctions test
bilangazO2 → xO2	FAS, ROg, w, dt, vx, vy, DO2, tortuosite, FASold, Rogold, xO2old, YO2b, YO2e, mMOB, mMObold, mLBe, mLBeold,	w fonction test
bilangazN2 → xN2	FAS, ROg, w, dt, vx, vy, DN2, tortuosite, FASold, Rogold, xN2old	w fonction test

bilangazCO2 → xCO2	FAS, ROg, w, dt, vx, vy, DCO2, tortuosite, FASold, Rogold, xCO2old, YCO2b, YCO2e, mMOB, mMObold, mLBe, mLBeold,	w fonction test
<i>calcul nouveaux paramètres phase gaz</i>		
xH2O	xCO2, xN2, xO2	
ROgcalc	p, R, T, xO2, MO2, xN2, MN2, xCO2, MCO2, xH2O, MH2O	
deltaROg	ROgcalc, ROgold	anticipation pas la variation de Rog

bilans enthalpique

Variable calculée	Variabiles utilisées pour le calcul	remarque
Told	T	
CpgO2old	T	équation (110)
CpgCO2old	T	équation (110)
CpgH2Oold	T	équation (110)
CpBSold	T	Tableau 51
Cpsold	CpBSold, CpECS, mMObold, mMlb0, mLBeold, mMle0, mMSsubsold	équation (108)
Cplold	T	équation (109)
H	xMSsubs	
lambda	T, H	équation (113)
deltaHvap	T	équation (114)
<i>résolution du problème</i>		
bilanenthalpique → T	dt, FASold, ROgold, xO2old, CpgO2old, xCO2old, CpgCO2old, xH2Oold, CpgH2Oold, xN2old, CpgN2, epsilonLold, Roeau, Cplold, dvraiesolideold, Cpsold, vx, vy, lambda, hconv, Text, Told, transferteau, deltaHvap, Hrxb, Hrxe, mMOB, mMObold, mLBe, mLBeold,	

bilan béton

Variable calculée	Variabiles utilisées pour le calcul	remarque
Tsolold	Tsol	
<i>résolution du problème</i>		
varTsol → Tsol	Robeton, Cpbeton, qb, dt, lambdabeton, Tsoldol	



Fin de le boucle itérative sur le temps

Annexe L. Pertes de charge singulières variable dans l'espace

Si l'on fait varier le nombre de trous dans la plaque métallique pour que le coefficient de perte de charge singulière de cette grille diminue suivant x de la manière suivante

$$\zeta = \frac{\zeta_{max} - \zeta_{min}}{L_G^3} x^3 + \zeta_{min} \quad (240)$$

avec $\zeta_{min} = 1$ et $\zeta_{max} = 100\,000\,000$, les profils de vitesse de gaz sont quasiment indépendant de x , comme on peut le constater sur la Figure 95. Ces valeurs théoriques permettent juste de montrer qu'une variation spatiale de ζ permet effectivement d'influencer le profil des vitesses du gaz suivant l'axe x dans l'andain. Le maintien d'une valeur de $v_r(r_0, x)$ uniforme quel que soit x induit une augmentation des pertes de charge singulières à la sortie de la gaine d'autant plus importante que l'andain est long, ce qui impose au final un ventilateur de plus forte puissance, comme on peut le constater au niveau des différences de pression (ΔP_x) en fonction de la position dans la gaine.

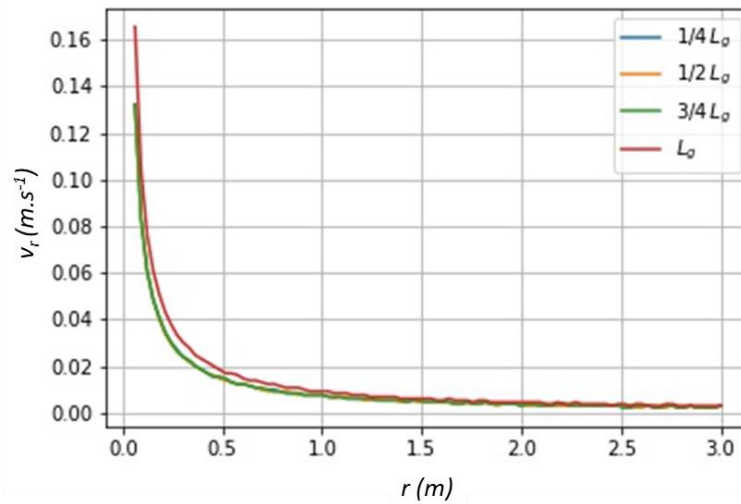


Figure 95 : vitesse du gaz dans 4 sections de l'andain avec une grille à pertes de charge

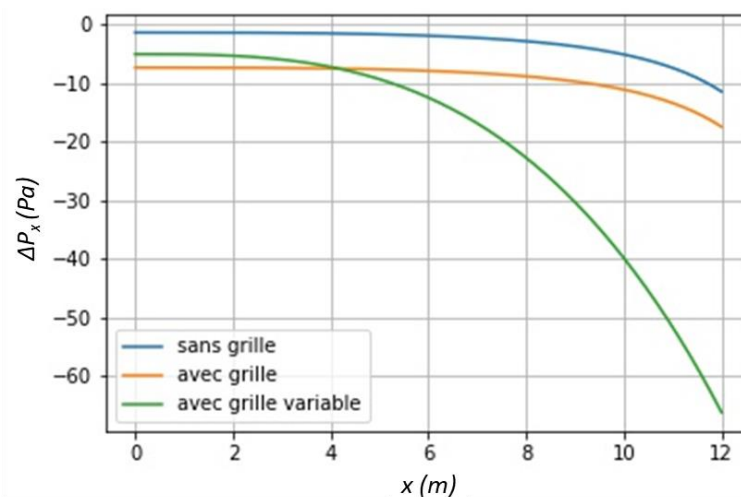


Figure 96 : différence de pression entre la pression dans la gaine et la pression atmosphérique en fonction de la position dans la gaine

REFERENCES

- « 4 pour 1000 : stocker le carbone dans le sol pour lutter contre le changement climatique ». s. d. Consulté le 27 février 2020. <https://agriculture.gouv.fr/4-pour-1000-stocker-le-carbone-dans-le-sol-pour-lutter-contre-le-changement-climatique>.
- Abdullah, N., et N. L. Chin. 2010. « Simplex-centroid mixture formulation for optimised composting of kitchen waste ». *Bioresource Technology* 101 (21): 8205-10. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.05.068>.
- ADEME. 2012. « Programme de recherche de l'ADEME sur les émissions atmosphériques du compostage. Connaissances acquises et synthèse bibliographique ». ADEME.
- « Adour-alaric ». s. d. Consulté le 8 novembre 2017. <http://adour-alaric.fr/>.
- Albrecht, Remy. 2007. « Co-compostage de boues de station d'épuration et de déchets verts : Nouvelle méthodologie du suivi des transformations de la matière organique ». Université Paul Cezanne Aix-Marseille III. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00174775/document>.
- « Alizair™/ Alizair™ Package Plant | Veolia Water Technologies ». s. d. Consulté le 25 janvier 2018. <http://technomaps.veoliawatertechnologies.com/alizair/fr/>.
- Allaby, Michael. 2009. *Atmosphere: A Scientific History of Air, Weather, and Climate*. Infobase Publishing.
- AMORCE. 2012. « Gestion des boues de stations d'épuration - Co-traitement avec les déchets ménagers ». file:///C:/Users/Tatiana/Downloads/dt52_enque_te_boues_amorce.pdf.
- « Archive météo Aureilhan ». s. d. meteoblue. https://www.meteoblue.com/fr/meteo/prevision/archive/aureilhan_france_3036052.
- Arlabosse. 2001. « Etude des procédés de séchage des boues urbaines et industrielles ». RECORD.
- Arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées. 1998. <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000570287>.
- Arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO5. s. d. Consulté le 27 octobre 2017.
- Arrêté du 30 avril 2020 précisant les modalités d'épandage des boues issues du traitement des eaux usées urbaines pendant la période de covid-19. s. d. Consulté le 20 juillet 2020.
- Asakura, Hiroshi, Kazuto Endo, Masato Yamada, Yuzo Inoue, et Yusaku Ono. 2009. « Improvement of permeability of waste sludge by mixing with slag or construction and demolition waste ». *Waste Management* 29 (6): 1877-84. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.12.019>.
- « Aureilhan ». s. d. Aureilhan. Consulté le 20 mars 2020. <https://www.google.com/maps/place/65800+Aureilhan/@43.2639457,0.0832973,305m/data=!3m1!1e3!4m5!3m4!1s0x12a9d3d69395ffc1:0x406f69c2f3d8ae0!8m2!3d43.242573!4d0.096065>.
- Bachelart, Julie, Cécile Hort, Vincent Platel, et Laurent Moynault. 2020. « Modelling Sewage Sludge Composting in WWTP: Influence of Meteorological Conditions ». *International Journal of Environmental Science and Development* 11 (12): 535-39. <https://doi.org/10.18178/ijesd.2020.11.12.1304>.
- Barrington, Suzelle, Denis Choinière, Maher Trigui, et William Knight. 2002. « Effect of carbon source on compost nitrogen and carbon losses ». *Bioresource Technology* 83 (3): 189-94. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00229-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00229-2).
- Bayard, Rémy, et Rémy Gourdon. 2010. « Traitement biologique des déchets ». *Techniques de l'ingénieur Gestion des déchets*. Editions T.I. <https://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/environnement-securite-th5/gestion-des-dechets-42437210/traitement-biologique-des-dechets-g2060/>.

- Bensoussam, A, JL Lions, et G Papanicolaou. 1978. *Asymptotic Analysis for Periodic Structures, Volume 5 - 1st Edition*. Amsterdam: North Holland.
<https://www.elsevier.com/books/asymptotic-analysis-for-periodic-structures/papanicolaou/978-0-444-85172-7>.
- Bernal, M. P., J. A. Alburquerque, et R. Moral. 2009. « Composting of Animal Manures and Chemical Criteria for Compost Maturity Assessment. A Review ». *Bioresource Technology*, OECD Workshop: Livestock Waste Treatment Systems of the Future: A Challenge to Environmental Quality, Food Safety, and Sustainability, 100 (22): 5444-53.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>.
- Betons Speciaux de Protection*. s. d. Ed. Techniques Ingénieur.
- Białobrzewski, I., M. Mikš-Krajnik, J. Dach, M. Markowski, W. Czekąła, et K. Głuchowska. 2015. « Model of the sewage sludge-straw composting process integrating different heat generation capacities of mesophilic and thermophilic microorganisms ». *Waste Management* 43 (septembre): 72-83. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.05.036>.
- Blazy, V., A. de Guardia, J. Benoist, Mylene Daumoin, Marguerite Lemasle, Dominique Wolbert, et Suzelle Barrington. 2013. « Process Conditions Influence on Pig Slaughter House Compost Quality Under Forced Aeration ». *Waste and Biomass Valorization* 5 (juin).
<https://doi.org/10.1007/s12649-013-9251-x>.
- Briski, Felicita, Nina Horgas, Marija Vuković Domanovac, et Z. Gomzi. 2003. « Aerobic composting of tobacco industry solid waste-simulation of the process ». *Clean Techn Environ Policy* 5 (octobre): 295-301. <https://doi.org/10.1007/s10098-003-0218-7>.
- Cabrol, Léa, Jean-Louis Fanlo, et Christophe Renner. 2012. « Paradoxe du compostage : solution de gestion des boues d'épuration et source de nuisances odorantes ». Techniques de l'Ingénieur.
- Chan, Man Ting, Ammaiyappan Selvam, et Jonathan W. C. Wong. 2016. « Reducing nitrogen loss and salinity during 'struvite' food waste composting by zeolite amendment ». *Bioresource Technology* 200 (janvier): 838-44. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.093>.
- Charnay, Florence. 2005. « Compostage des déchets urbains dans les pays en développement : élaboration d'une démarche méthodologique pour une production pérenne de compost ». These de doctorat, Limoges. <http://www.theses.fr/2005LIMO0035>.
- Chenu, Damien. 2007. « Modélisation des transferts réactifs de masse et de chaleur dans les installations de stockage de déchets ménagers : application aux installations de type bioréacteur ». Institut National Polytechnique de Toulouse.
- Chiarelto, M., F. M. Damaceno, H. E. F. Lorin, L. M. S. Tonial, L. A. de Mendonça Costa, M. A. Bustamante, R. Moral, F. C. Marhuenda-Egea, et M. S. S. M. Costa. 2019. « Reducing the Composting Time of Broiler Agro-Industrial Wastes: The Effect of Process Monitoring Parameters and Agronomic Quality ». *Waste Management* 96 (août): 25-35.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.07.012>.
- Chinakwe, Etienne, V.I. Ibeke, M.C. Ofoh, N.U. Nwogwugwu, Samuel Adeleye, P.O. Chinakwe, Ikenna Nwachukwu, et Ihejirika Chinedu. 2019. « Effect of Temperature Changes on the Bacterial and Fungal Succession Patterns during Composting of Some Organic Wastes in Greenhouse ». *Journal of Advances in Microbiology*, février, 1-10.
<https://doi.org/10.9734/jamb/2019/v15i130075>.
- Code de l'environnement - Article L541-1*. s. d. *Code de l'environnement*. Vol. L541-1. Consulté le 10 novembre 2017.
<https://www.legifrance.gouv.fr/affichCodeArticle.do?cidTexte=LEGITEXT000006074220&idArticle=LEGIARTI000006834443&dateTexte=&categorieLien=cid>.
- « Covid-19 : les boues de stations d'épuration produites pendant l'épidémie ne peuvent être épandues qu'après hygiénisation | Anses - Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail ». s. d. Consulté le 20 juillet 2020.
<https://www.anses.fr/fr/content/covid-19-les-boues-de-stations->

- d%E2%80%99%C3%A9puration-produites-pendant-l%E2%80%99%C3%A9pid%C3%A9mie-ne-peuvent-%C3%AAtre.
- Cuny, Mathias, Arnaud Lapertot, Benjamin Kadoch, et Olivier Le metayer. 2019. « Optimisation multicritère d'un échangeur air-sol pour différents climats français ». In . Nantes.
- Cussler, Edward Lansing. 1997. *Diffusion: Mass Transfer in Fluid Systems*. Cambridge University Press.
- Das, K., et H. M. Keener. 1997. « Numerical Model for the Dynamic Simulation of a Large Scale Composting System ». *Transactions of the ASAE (USA)*. <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US1997059861>.
- Deng, Wen-Yi, Jian-Hua Yan, Xiao-Dong Li, Fei Wang, Sheng-Yong Lu, Yong Chi, et Ke-Fa Cen. 2009. « Measurement and simulation of the contact drying of sewage sludge in a Nara-type paddle dryer ». *Chemical Engineering Science* 64 (24): 5117-24. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2009.08.015>.
- Ekinci, Kamil, H.M. Keener, D.L. Elwell, et Frederick Michel. 2005. « Effects of Four Aeration Strategies on the Composting Process. Part II – Numerical Modeling and Simulation ». *Transactions of the ASAE. American Society of Agricultural Engineers* 48 (mai): 1203-15. <https://doi.org/10.13031/2013.18503>.
- El Fels, Loubna. 2014. « Suivi physico-chimique, microbiologique et écotoxicologique du compostage de boues de STEP mélangées à des déchets de palmier : validation de nouveaux indices de maturité ». Phd. <http://ethesis.inp-toulouse.fr/archive/00002895/>.
- Fateh, Talal. s. d. « Etude expérimentale et numérique de la cinétique de décomposition thermique de contreplaqués en bois », 189.
- Faverial, Julie. 2016. « Compostage et vermicompostage des effluents d'élevage : une alternative durable pour le recyclage des déchets d'origine animale ». Université des Antilles. « Fiche technique : LE COMPOSTAGE ». 2015. ADEME.
- Francou, Cédric. 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 ». Institut National Agronomique Paris-Grignon.
- Gao, Mengchun, Bing Li, An Yu, Fangyuan Liang, Lijuan Yang, et Yanxia Sun. 2010. « The effect of aeration rate on forced-aeration composting of chicken manure and sawdust ». *Bioresource Technology* 101 (6): 1899-1903. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.10.027>.
- Ge, Jinyi, Guangqun Huang, Jing Huang, Jianfei Zeng, et Lujia Han. 2015. « Modeling of Oxygen Uptake Rate Evolution in Pig Manure–Wheat Straw Aerobic Composting Process ». *Chemical Engineering Journal* 276 (septembre): 29-36. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.04.067>.
- . 2016. « Particle-Scale Modeling of Oxygen Uptake Rate during Pig Manure–Wheat Straw Composting: A New Approach That Considers Surface Convection ». *International Journal of Heat and Mass Transfer* 97 (juin): 735-41. <https://doi.org/10.1016/j.ijheatmasstransfer.2016.02.066>.
- Ge, Mianshen, Haibin Zhou, Yujun Shen, Haibo Meng, Ran Li, Jun Zhou, Hongsheng Cheng, et al. 2020. « Effect of Aeration Rates on Enzymatic Activity and Bacterial Community Succession during Cattle Manure Composting ». *Bioresource Technology* 304 (mai): 122928. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122928>.
- Gea, Teresa, Raquel Barrena, Adriana Artola, et Antoni Sánchez. 2007. « Optimal Bulking Agent Particle Size and Usage for Heat Retention and Disinfection in Domestic Wastewater Sludge Composting ». *Waste Management* 27 (9): 1108-16. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.07.005>.
- « Google Maps ». s. d. Google Maps. Consulté le 2 mai 2018. <https://www.google.fr/maps/place/43%C2%B015'49.8%22N+0%C2%B005'02.0%22E/@43.2639051,0.0827018,226m/data=!3m1!1e3!4m14!1m7!3m6!1s0x12a9d3d69395ffc1:0x406f69c2f3d8ae0!2s65800+Aureilhan!3b1!8m2!3d43.242573!4d0.096065!3m5!1s0x0:0x0!7e2!8m2!3d43.2638224!4d0.0838993>.
- Gouzy, Aurelien. 2011. « Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Les polyChloroBiphenyles (PCB) ». INERIS. DR-11-118962-11081A. <http://rsde.ineris.fr/>.

- Gracy, Séverine. 2006. « Traitement par biofiltration de gaz malodorants issus du co-compastage de déchets verts/boues ». Université de Pau et des Pays de L'Adour.
- Guardia, A. de, P. Mallard, C. Teglia, A. Marin, C. Le Pape, M. Launay, J. C. Benoist, et C. Petiot. 2010. « Comparison of Five Organic Wastes Regarding Their Behaviour during Composting: Part 2, Nitrogen Dynamic ». *Waste Management* 30 (3): 415-25. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.10.018>.
- Guardia, A. de, C. Petiot, J. C. Benoist, et C. Druilhe. 2012. « Characterization and Modelling of the Heat Transfers in a Pilot-Scale Reactor during Composting under Forced Aeration ». *Waste Management* 32 (6): 1091-1105. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.12.028>.
- Guardia, Amaury de. 2018. *Compostage et composts: avancées scientifiques et techniques / Amaury de Guardia, coordonnateur*. Paris: Lavoisier Tec & Doc.
- Guibelin, Eric. 2014. « Caractéristiques et traitements des boues d'épuration ». Techniques de l'Ingénieur. <https://www-techniques-ingenieur-fr.rproxy.univ-pau.fr/res/pdf/encyclopedia/42438210-g1450.pdf>.
- Guo, Rui, Guoxue Li, Tao Jiang, Frank Schuchardt, Tongbin Chen, Yuanqiu Zhao, et Yujun Shen. 2012. « Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost ». *Bioresource Technology* 112 (Supplement C): 171-78. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.099>.
- Han, Zhangliang, Fei Qi, Ruoyu Li, Hui Wang, et Dezhi Sun. 2020. « Health Impact of Odor from On-Situ Sewage Sludge Aerobic Composting throughout Different Seasons and during Anaerobic Digestion with Hydrolysis Pretreatment ». *Chemosphere* 249 (juin): 126077. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126077>.
- Handbook Biological Waste Water Treatment - Design and Optimisation of Activated Sludge Systems*. 2007. Webshop Wastewater Handbook.
- Hassouneh, O., A. Jamrah, et K. Qaisi. 1999. « Sludge Stabilization by Composting: A Jordanian Case Study ». *Bioprocess Engineering* 20 (5): 413-21. <https://doi.org/10.1007/s004490050609>.
- Haug, Roger T. 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. 1st Edition. CRC Press. <https://www.crcpress.com/The-Practical-Handbook-of-Compost-Engineering/Haug/p/book/9780873713733>.
- Henon, Florent. 2008. « Caractérisation et modélisation des écoulements gazeux au cours du compostage de déchets organiques en taille réelle - Application à l'expertise et l'optimisation de procédés ». Université de Rennes 1.
- Henze, Mogens, Poul Harremoës, Jes la Cour Jansen, et Erik Arvin. 2001. *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*. Springer Science & Business Media.
- Hernández, T., G. Masciandaro, J. I. Moreno, et C. García. 2006. « Changes in organic matter composition during composting of two digested sewage sludges ». *Waste Management* 26 (12): 1370-76. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.10.006>.
- Huet, J., C. Druilhe, A. Trémier, J. C. Benoist, et G. Debenest. 2012. « The impact of compaction, moisture content, particle size and type of bulking agent on initial physical properties of sludge-bulking agent mixtures before composting ». *Bioresource Technology* 114 (juin): 428-36. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.03.031>.
- Huet, Joachim, Céline Druilhe, et Gérald Debenest. 2012. « Study of thermal conductivity in organic solid wastes before composting ». In . Rennes, France.
- Humeau, Philippe, et Pierre Le Cloirec. 2010a. « Émissions gazeuses et traitement de l'air en compostage ». *Techniques de l'ingénieur Traitements de l'air*. Editions T.I. <https://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/environnement-securite-th5/traitements-de-l-air-42600210/emissions-gazeuses-et-traitement-de-l-air-en-compostage-g1925/>.
- . 2010b. « Émissions gazeuses et traitement de l'air en compostage ». Techniques de l'Ingénieur. <http://www.techniques-ingenieur.fr.rproxy.univ-pau.fr/base-documentaire/environnement-securite-th5/traitements-de-l-air-42600210/emissions-gazeuses-et-traitement-de-l-air-en-compostage-g1925/>.

- « IDEA - Comment fonctionne une station d'épuration ? » s. d. Consulté le 9 février 2018.
<http://www.idea.be/fr/cycle-eau/assainissement-des-eaux-usees/comment-fonctionne-une-station-d-epuration.html>.
- Imbeah, Maleena. 1998. « Composting piggery waste: A review ». *Bioresource Technology* 63 (3): 197-203. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(97\)00165-X](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(97)00165-X).
- INRS. s. d. « Sulfure d'hydrogène (FT 32) - Fiche toxicologique - INRS ». Consulté le 28 février 2018.
http://www.inrs.fr/publications/bdd/fichetox/fiche.html?refINRS=FICHETOX_32§ion=patologieToxicologie#tab_toxiHomme.
- Insam, H., et M. de Bertoldi. 2007. « Chapter 3 Microbiology of the Composting Process ». In *Waste Management Series*, édité par L. F. Diaz, M. de Bertoldi, W. Bidlingmaier, et E. Stentiford, 8:25-48. Compost Science and Technology. Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S1478-7482\(07\)80006-6](https://doi.org/10.1016/S1478-7482(07)80006-6).
- Jardé, Emilie. 2002. « Composition organique de boues résiduelles de stations d'épuration lorraines : Caractérisation moléculaire et effets de la biodégradation ». Université Henri Poincaré, Nancy I.
- Kaiser, J. 1996. « Modelling Composting as a Microbial Ecosystem: A Simulation Approach ». *Ecological Modelling* 91 (1): 25-37. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(95\)00157-3](https://doi.org/10.1016/0304-3800(95)00157-3).
- Kallel, Amjad, Nobutoshi Tanaka, et Toshihiko Matsuto. 2004. « Gas Permeability and Tortuosity for Packed Layers of Processed Municipal Solid Wastes and Incinerator Residue ». *Waste Management & Research: The Journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA* 22 (3): 186-94. <https://doi.org/10.1177/0734242X04044880>.
- Khalil, A. I., M. S. Hassouna, H. M. A. El-Ashqar, et M. Fawzi. 2011. « Changes in Physical, Chemical and Microbial Parameters during the Composting of Municipal Sewage Sludge ». *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 27 (10): 2359-69.
<https://doi.org/10.1007/s11274-011-0704-8>.
- Kim, D.S., J.O. Kim, et J.J. Lee. 2000. « Aerobic composting performance and simulation of mixed sludges ». *Bioprocess Engineering* 22 (6): 533-37.
- Kishimoto, M., C. Preechaphan, T. Yoshida, et H. Taguchi. 1987. « Simulation of an Aerobic Composting of Activated Sludge Using a Statistical Procedure ». *MIRCEN Journal of Applied Microbiology and Biotechnology* 3 (2): 113-23. <https://doi.org/10.1007/BF00933611>.
- Kulikowska, Dorota. 2016. « Kinetics of organic matter removal and humification progress during sewage sludge composting ». *Waste Management* 49 (Supplement C): 196-203.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.005>.
- Kulikowska, Dorota, et Ewa Klimiuk. 2011. « Organic matter transformations and kinetics during sewage sludge composting in a two-stage system ». *Bioresource Technology* 102 (23): 10951-58. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.09.009>.
- « LA CHIMIE DU BOIS ». s. d. Consulté le 6 mai 2020. <https://tice.ac-montpellier.fr/ABCDORGA/Famille/CHIMIEDUBOIS.html>.
- « La feuille de route économie circulaire (FREC) ». s. d. Ministère de la Transition écologique et solidaire. Consulté le 28 février 2020. <http://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/feuille-route-economie-circulaire-frec>.
- Lashermes, Gwenaëlle. 2010. « Évolution des polluants organiques au cours du compostage de déchets organiques : approche expérimentale et modélisation ». Phdthesis, AgroParisTech. <https://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00546943>.
- « Le compostage - Fiche Technique ». 2015. ADEME.
- « Les boues de station d'épuration - Centre antipoison environnemental de l'Ouest ». s. d. Consulté le 26 octobre 2017. <http://www.centre-antipoison-environnemental.com/boues-station-epuration.html>.
- « Les eaux usées : une ressource inexploitée ? » s. d. ADEME. Consulté le 23 juillet 2020.
<https://www.ademe.fr/actualites/manifestations/eaux-usees-ressource-inexploitee>.
- Li, Shuyan, Danyang Li, Jijin Li, Guoxue Li, et Bangxi Zhang. 2017. « Evaluation of humic substances during co-composting of sewage sludge and corn stalk under different aeration rates ».

- Bioresource Technology* 245 (Part A): 1299-1302.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.177>.
- Li, Xiujin, Ruihong Zhang, et Yunzhi Pang. 2008. « Characteristics of Dairy Manure Composting with Rice Straw ». *Bioresource Technology* 99 (2): 359-67.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.12.009>.
- Liang, C, K. C Das, et R. W McClendon. 2003. « The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend ». *Bioresource Technology* 86 (2): 131-37. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00153-0](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00153-0).
- Liu, Yongde, Leibo Ding, Binbin Wang, Qiaochong He, et Dongjin Wan. 2020. « Using the Modified Pine Wood as a Novel Recyclable Bulking Agent for Sewage Sludge Composting: Effect on Nitrogen Conversion and Microbial Community Structures ». *Bioresource Technology* 309 (août): 123357. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123357>.
- Luangwilai, T., H. S. Sidhu, et M. I. Nelson. 2018. « One-Dimensional Spatial Model for Self-Heating in Compost Piles: Investigating Effects of Moisture and Air Flow ». *Food and Bioprocess Technology* 108 (mars): 18-26. <https://doi.org/10.1016/j.fbp.2017.12.001>.
- Luo, W., T. B. Chen, G. D. Zheng, D. Gao, Y. A. Zhang, et W. Gao. 2008. « Effect of moisture adjustments on vertical temperature distribution during forced-aeration static-pile composting of sewage sludge ». *Resources, Conservation and Recycling* 52 (4): 635-42.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2007.08.004>.
- Ma, Chuang, Bin Hu, Ming-Bao Wei, Ji-Hong Zhao, et Hong-Zhong Zhang. 2019. « Influence of Matured Compost Inoculation on Sewage Sludge Composting: Enzyme Activity, Bacterial and Fungal Community Succession ». *Bioresource Technology* 294 (décembre): 122165.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122165>.
- Madejón, Engracia, M. J. Díaz Blanco, Rafael López Núñez, et Francisco Cabrera. 2002. « New Approaches to Establish Optimum Moisture Content for Compostable Materials ». [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00030-5](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00030-5).
- Martin, Guy, et Paul Laffort. 1993. *Odeurs et désodorisation dans l'environnement*. Paris: Tec & Doc.
- Mason, I. G. 2006. « Mathematical modelling of the composting process: A review ». *Waste Management* 26 (1): 3-21. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.01.021>.
- Mejias, Laura, Dimitrios Komilis, Teresa Gea, et Antoni Sánchez. 2017. « The effect of airflow rates and aeration mode on the respiration activity of four organic wastes: Implications on the composting process ». *Waste Management* 65 (juillet): 22-28.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.04.008>.
- Meng, Liqiang, Weiguang Li, Shumei Zhang, Chuandong Wu, Wei Jiang, et Changqing Sha. 2016. « Effect of different extra carbon sources on nitrogen loss control and the change of bacterial populations in sewage sludge composting ». *Ecological Engineering* 94 (septembre): 238-43.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.05.013>.
- Miller, Percival A., et Nicholas L. Clesceri. 2002. *Waste Sites as Biological Reactors: Characterization and Modeling*. 1 edition. Boca Raton, Fla: CRC Press.
- Miquel, Gérard. 2003. « La qualité de l'eau et l'assainissement en France (rapport) ». Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques.
<https://www.senat.fr/rap/I02-215-1/I02-215-1.html>.
- Moraga, N. O., F. Corvalán, M. Escudey, A. Arias, et C. E. Zambra. 2009. « Unsteady 2D Coupled Heat and Mass Transfer in Porous Media with Biological and Chemical Heat Generations ». *International Journal of Heat and Mass Transfer* 52 (25): 5841-48.
<https://doi.org/10.1016/j.ijheatmasstransfer.2009.07.027>.
- Muller, Fabienne. 2016. « Matière organique en retour au sol ». Fiche technique ADEME. ADEME.
- Mustin, Michel. 1987. *Le compost : Gestion de la matière organique*. François Dubusc. Paris.
- Nakayama, Akira, Fujio Kuwahara, Yoshihiro Sano, Kiyohiko Nakasaki, et Tatsunori Fukazawa. 2007. « Numerical Modeling of a Composting Process with Aeration ». In *ResearchGate*. Hawaii, USA.

- https://www.researchgate.net/publication/269617060_Numerical_Modeling_of_a_Composting_Process_with_Aeration.
- « Observatoire des services publics d'eau et d'assainissement - Panorama des services et de leur performance en 2016 ». 2019. eaufrance Service public d'information sur l'eau.
http://www.services.eaufrance.fr/panorama/rapports#Rapport_2015_France_entiere.
- Ondarts, Michel. 2008. « Evaluation des performances d'un bio-procédé de dépollution de l'air intérieur ». Université de Pau et des Pays de L'Adour.
- Onwosi, Chukwudi O., Victor C. Igbokwe, Joyce N. Odimba, Ifeanyichukwu E. Eke, Mary O. Nwankwoala, Ikemdinachi N. Iroh, et Lewis I. Ezeogu. 2017. « Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects ». *Journal of Environmental Management* 190 (avril): 140-57.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.051>.
- Oudart, Didier. 2013. « Modélisation de la stabilisation de la matière organique et des émissions gazeuses au cours du compostage d'effluents d'élevage. » These de doctorat, Toulouse, INSA. <http://www.theses.fr/2013ISAT0044>.
- Ouyang, Jian-xin, Zhou Shi, Hua Zhong, Wei Liu, Qi Chai, et Xing-zhong Yuan. 2014. « Static Aerobic Composting of Municipal Sewage Sludge with Forced Ventilation: Using Matured Compost as Bulking Conditioner ». *Journal of Central South University* 21 (1): 303-9.
<https://doi.org/10.1007/s11771-014-1941-4>.
- Parades, C., M. P. Bernal, A. Roig, J. Cegarra, et M.A. Sánchez-Monedero. 1996. « Influence of the Bulking Agent on the Degradation of Olive-Mill Wastewater Sludge during Composting ». *International Biodeterioration & Biodegradation* 38 (3-4): 205-10.
[https://doi.org/10.1016/S0964-8305\(96\)00052-2](https://doi.org/10.1016/S0964-8305(96)00052-2).
- Perry, Robert H., et Don W. Green. 1997. *Perry's Chemical Engineers' Handbook*. 7 edition. New York: McGraw-Hill Professional.
- Petric, I., et V. Selimbašić. 2008. « Development and validation of mathematical model for aerobic composting process ». *Chemical Engineering Journal* 139 (2): 304-17.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2007.08.017>.
- Plat, Béatrice, Audrey Lamby, Paul Donadieu de Lavit, et Domitille de la Touanne. 2019. « Les services publics d'eau et d'assainissement en France - Données économiques sociales & environnementales ». 7ème édition. BIPE et la Fédération Professionnelle des Entreprises de l'Eau. <https://www.fp2e.org/etudes-et-rapports/>.
- Poling, Bruce E., John M. Prausnitz, et John P. O'Connell. 2001. *Properties of Gases and Liquids, Fifth Edition*. McGraw-Hill Education: New York, Chicago, San Francisco, Athens, London, Madrid, Mexico City, Milan, New Delhi, Singapore, Sydney, Toronto. /content/book/9780070116825.
- Ponsá, Sergio, Estela Pagans, et Antoni Sánchez. 2009. « Composting of Dewatered Wastewater Sludge with Various Ratios of Pruning Waste Used as a Bulking Agent and Monitored by Respirometer ». *Biosystems Engineering* 102 (4): 433-43.
<https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2009.01.002>.
- « Portail d'informations sur l'assainissement communal - Accueil ». s. d. Consulté le 7 mars 2018.
<http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/>.
- « Portail d'informations sur l'assainissement communal - Services en ligne ». s. d. Consulté le 24 juillet 2020. <http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/services.php>.
- Prescott, Lansing M., Joanne M. Willey, Linda M. Sherwood, Christopher J. Woolverton, Jacques Coyette, et Max Mergeay. 2013. *Microbiologie*. 4e édition. Bruxelles: De Boeck.
- Pujol, Arnaud. 2012. « Modélisation du procédé de compostage – Impact du phénomène du séchage ». Université de Toulouse.
- Putranto, Aditya, et Xiao Dong Chen. 2017. « A New Model to Predict Diffusive Self-Heating during Composting Incorporating the Reaction Engineering Approach (REA) Framework ». *Bioresource Technology* 232 (mai): 211-21. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.01.065>.

- Rasapoor, M., T. Nasrabadi, M. Kamali, et H. Hoveidi. 2009. « The Effects of Aeration Rate on Generated Compost Quality, Using Aerated Static Pile Method ». *Waste Management* 29 (2): 570-73. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.04.012>.
- Ravindran, B., et G. Sekaran. 2010. « Bacterial composting of animal fleshing generated from tannery industries ». *Waste Management* 30 (12): 2622-30. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.07.013>.
- Richard, Tom L., H. V. M. (Bert) Hamelers, Adrie Veeken, et Tiago Silva. 2002. « Moisture Relationships in Composting Processes ». *Compost Science & Utilization* 10 (4): 286-302. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2002.10702093>.
- Rincon Mejia, Carlos Andrés. 2019. « Caractérisation des émissions gazeuses et des odeurs en compostage : étude de la corrélation entre la concentration d'odeur et la composition chimique des émissions ». These de doctorat, Rennes 1. <http://www.theses.fr/2019REN1S019>.
- « Risques polychlorobiphényles, polluants organiques persistants, contamination des aliments, cancers digestifs | Cancer et environnement ». s. d. Consulté le 26 octobre 2017. <http://www.cancer-environnement.fr/90-Polychlorobiphényles-PCB.ce.aspx>.
- Robledo-Mahón, T., M. A. Martín, M. C. Gutiérrez, M. Toledo, I. González, E. Aranda, A. F. Chica, et C. Calvo. 2019. « Sewage Sludge Composting under Semi-Permeable Film at Full-Scale: Evaluation of Odour Emissions and Relationships between Microbiological Activities and Physico-Chemical Variables ». *Environmental Research* 177 (octobre): 108624. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108624>.
- Ruggieri, Luz, Teresa Gea, Marisol Mompeó, Tahseen Sayara, et Antoni Sánchez. 2008. « Performance of Different Systems for the Composting of the Source-Selected Organic Fraction of Municipal Solid Waste ». *Biosystems Engineering* 101 (1): 78-86. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2008.05.014>.
- Ryckeboer, Jaak, J Mergaert, J Coosemans, K Deprins, et Jean Swings. 2003. « Microbiological aspects of biowaste during composting in a monitored compost bin ». *Journal of applied microbiology* 94 (février): 127-37. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2003.01800.x>.
- Shammas, Nazih K., et Lawrence K. Wang. 2007. « Biosolids Composting ». In *Biosolids Treatment Processes*, 645-87. Handbook of Environmental Engineering. Humana Press. https://doi.org/10.1007/978-1-59259-996-7_21.
- Sidhu, Harvinder, Mark Nelson, Thiansiri Luangwilai, et Xiao Chen. 2007. « Mathematical Modelling of the Self-Heating Process in Compost Piles ». *Chemical Product and Process Modeling* 2 (janvier). <https://doi.org/10.2202/1934-2659.1070>.
- « SIEAG - Portail des Données sur l'Eau du Bassin Adour-Garonne ». s. d. Consulté le 8 novembre 2017. <http://adour-garonne.eaufrance.fr/step/0565047V002>.
- Smith, P. G., et P. Coackley. 1984. « Diffusivity, tortuosity and pore structure of activated sludge ». *Water Research* 18 (1): 117-22. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(84\)90056-3](https://doi.org/10.1016/0043-1354(84)90056-3).
- Sole-Mauri, Francina, Josep Illa, Albert Magrí, Francesc X. Prenafeta-Boldú, et Xavier Flotats. 2007. « An integrated biochemical and physical model for the composting process ». *Bioresource Technology* 98 (17): 3278-93. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.012>.
- Suez Memento Degremont. s. d. « résidu sec à 550 °C et matières volatiles (MV) ». Consulté le 2 avril 2019. <https://www.suezwaterhandbook.fr/eau-et-generalites/analyses-et-traitabilite-des-eaux/examen-des-boues/residu-sec-matieres-seches-MS>.
- SYPREA. s. d. « Les bénéfiques du recyclage agricole ». Consulté le 29 novembre 2017. <http://syprea.org/article/benefices-recyclage-agricole.html>.
- Talib, Ahmad Tarmezee, Mohd Noriznan Mokhtar, Azhari Samsu Baharuddin, et Alawi Sulaiman. 2014. « Effects of Aeration Rate on Degradation Process of Oil Palm Empty Fruit Bunch with Kinetic-Dynamic Modeling ». *Bioresource Technology* 169 (octobre): 428-38. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.07.033>.
- « The International System of Units ». 2019. Bureau International des Poids et Mesures (BIPM). <https://www.bipm.org/en/publications/si-brochure/>.

- Tremier, A., A. de Guardia, C. Massiani, E. Paul, et J. L. Martel. 2005. « A Respirometric Method for Characterising the Organic Composition and Biodegradation Kinetics and the Temperature Influence on the Biodegradation Kinetics, for a Mixture of Sludge and Bulking Agent to Be Co-Composted ». *Bioresource Technology*, The 10th International Conference on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture, 96 (2): 169-80. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.05.005>.
- Tuomela, M., M. Vikman, A. Hatakka, et M. Itävaara. 2000. « Biodegradation of Lignin in a Compost Environment: A Review ». *Bioresource Technology* 72 (2): 169-83. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)00104-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00104-2).
- Varma, V. Sudharsan, et A. S. Kalamdhad. 2015. « Evolution of Chemical and Biological Characterization during Thermophilic Composting of Vegetable Waste Using Rotary Drum Composter ». *International Journal of Environmental Science and Technology* 12 (6): 2015-24. <https://doi.org/10.1007/s13762-014-0582-3>.
- Vasiliadou, Ioanna A., Abu Khayer Md. Muktadirul Bari Chowdhury, Christos S. Akratos, Athanasia G. Tekerlekopoulou, Stavros Pavlou, et Dimitrios V. Vayenas. 2015. « Mathematical Modeling of Olive Mill Waste Composting Process ». *Waste Management* 43 (septembre): 61-71. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.038>.
- Vaxelaire, Jean. 2001. « Moisture sorption characteristics of waste activated sludge ». *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 76 (4): 377-82.
- Vidal, A., J. -F. Blanchemain, C. Verdun-Esquer, M. Rinaldo, et P. Brochard. 2012. « Les effets respiratoires d'une exposition chronique et subaiguë à l'hydrogène sulfuré : rapport de cas de salariés de stations d'épuration des eaux usées ». *Archives des Maladies Professionnelles et de l'Environnement* 73 (5): 799-805. <https://doi.org/10.1016/j.admp.2012.07.002>.
- Vidriales-Escobar, Guillermo, Raul Rentería-Tamayo, Felipe Alatríste-Mondragón, et Omar González-Ortega. 2017. « Mathematical Modeling of a Composting Process in a Small-Scale Tubular Bioreactor ». *Chemical Engineering Research and Design* 120 (avril): 360-71. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2017.02.006>.
- Vlyssides, A., S. Mai, et E. M. Barampouti. 2009. « An Integrated Mathematical Model for Co-Composting of Agricultural Solid Wastes with Industrial Wastewater ». *Bioresource Technology* 100 (20): 4797-4806. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.05.005>.
- Walling, Eric, Anne Trémier, et Céline Vaneeckhaute. 2020. « A Review of Mathematical Models for Composting ». *Waste Management* 113 (juillet): 379-94. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.06.018>.
- Wang, Ke, Weiguang Li, Yunbei Li, Xujin Gong, Chuandong Wu, et Nanqi Ren. 2013. « The Modelling of Combined Strategies to Achieve Thermophilic Composting of Sludge in Cold Region ». *International Biodeterioration & Biodegradation* 85 (novembre): 608-16. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.03.005>.
- Wang, Yongjiang, Ping Ai, Hongliang Cao, et Zhigang Liu. 2015. « Prediction of moisture variation during composting process: A comparison of mathematical models ». *Bioresource Technology* 193 (octobre): 200-205. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.06.100>.
- Wang, Yongjiang, et Freddy Witarasa. 2016. « Application of Contois, Tessier, and First-Order Kinetics for Modeling and Simulation of a Composting Decomposition Process ». *Bioresource Technology* 220 (novembre): 384-93. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.08.099>.
- Watteau, Françoise, et Geneviève Villemin. 2011. « Characterization of Organic Matter Microstructure Dynamics during Co-Composting of Sewage Sludge, Barks and Green Waste ». *Bioresource Technology* 102 (19): 9313-17. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.07.022>.
- Whitaker Stephen. 1999. *The Method of Volume Averaging*. Dordrecht (NL) Boston (Mass.) London: Kluwer academic publ.
- Woodford, Philip Bernard. 2009. « In-Vessel Composting Model with Multiple Substrate and Microorganism Types ». <https://krex.k-state.edu/dspace/handle/2097/1375>.
- WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). 2017. « The United Nations World Water Development Report 2017: Wastewater, The Untapped Resource. » Paris: UNESCO.

- Yuan, Jing, David Chadwick, Difang Zhang, Guoxue Li, Shili Chen, Wenhai Luo, Longlong Du, Shengzhou He, et Shengping Peng. 2016. « Effects of aeration rate on maturity and gaseous emissions during sewage sludge composting ». *Waste Management* 56 (octobre): 403-10. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.07.017>.
- Zambra, C. E., N. O. Moraga, C. Rosales, et E. Lictevout. 2012. « Unsteady 3D Heat and Mass Transfer Diffusion Coupled with Turbulent Forced Convection for Compost Piles with Chemical and Biological Reactions ». *International Journal of Heat and Mass Transfer* 55 (23): 6695-6704. <https://doi.org/10.1016/j.ijheatmasstransfer.2012.06.078>.
- Zang, Bing, Shuyan Li, Frederick Michel, Guoxue Li, Yuan Luo, Difang Zhang, et Yangyang Li. 2016. « Effects of Mix Ratio, Moisture Content and Aeration Rate on Sulfur Odor Emissions during Pig Manure Composting ». *Waste Management* 56 (octobre): 498-505. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.06.026>.
- Zeng, Yang, Amaury de Guardia, et Patrick Dabert. 2016. « Improving Composting as a Post-Treatment of Anaerobic Digestate ». *Bioresource Technology* 201 (février): 293-303. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.11.013>.
- Zhang, Hongyu, Guoxue Li, Jun Gu, Guiqin Wang, Yangyang Li, et Difang Zhang. 2016. « Influence of Aeration on Volatile Sulfur Compounds (VSCs) and NH₃ Emissions during Aerobic Composting of Kitchen Waste ». *Waste Management (New York, N.Y.)* 58 (décembre): 369-75. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.08.022>.
- Zhang, Jun, Ding Gao, Tong-Bin Chen, Guo-Di Zheng, Jun Chen, Chuang Ma, Song-Lin Guo, et Wei Du. 2010. « Simulation of substrate degradation in composting of sewage sludge ». *Waste Management, Anaerobic Digestion (AD) of Solid Waste*, 30 (10): 1931-38. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.04.004>.
- Zhang, Lu, et Xiangyang Sun. 2016. « Influence of Bulking Agents on Physical, Chemical, and Microbiological Properties during the Two-Stage Composting of Green Waste ». *Waste Management* 48 (février): 115-26. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.11.032>.
- Zhang, Lu, Xiangyang Sun, Yun Tian, et Xiaoqiang Gong. 2013. « Effects of brown sugar and calcium superphosphate on the secondary fermentation of green waste ». *Bioresource Technology* 131 (mars): 68-75. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.10.059>.
- Zhou, Hai-Bin, Tong-Bin Chen, Ding Gao, Guo-Di Zheng, Jun Chen, Tian-Hao Pan, Hong-Tao Liu, et Run-Yao Gu. 2014. « Simulation of water removal process and optimization of aeration strategy in sewage sludge composting ». *Bioresource Technology* 171 (novembre): 452-60. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.07.006>.

