



HAL
open science

Modélisation du procédé de compostage. Impact du phénomène de séchage

Arnaud Pujol

► **To cite this version:**

Arnaud Pujol. Modélisation du procédé de compostage. Impact du phénomène de séchage. Génie des procédés. Institut National Polytechnique de Toulouse - INPT, 2012. Français. NNT : 2012INPT0015 . tel-04229172

HAL Id: tel-04229172

<https://theses.hal.science/tel-04229172>

Submitted on 5 Oct 2023

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.



Université
de Toulouse

THÈSE

En vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par *l'Institut National Polytechnique de Toulouse*

Discipline ou spécialité : *Sciences de l'Informatique, Sols, Environnement*

Présentée et soutenue par *Arnaud Pujol*

Le *06 mars 2012*

Titre :

Modélisation du procédé de compostage – Impact du phénomène du séchage

JURY

W. Jomaa	Professeur d'Université, TREFLE	Rapporteur
P. Perré	Professeur d'Université, LGPM	Rapporteur
P. Arlabosse	Maître Assistante, RAPSODEE	Examineur
D. Chenu	Ingénieur de Recherche, CRPE	Examineur
G. Debenest	Maître de Conférences, IMFT	Examineur
E. Paul	Professeur d'Université, LISBP	Président du jury
S. Pommier	Ingénieur de Recherche, LISBP	Coordinateur de thèse
M. Quintard	Directeur de Recherche, IMFT	Directeur de thèse

Ecole doctorale : *SDU2E*

Unité de recherche : *IMFT*

Directeur(s) de Thèse : *M. Quintard et S. Pommier*



REMERCIEMENTS

Ce travail de thèse a été réalisé à l'Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse (IMFT), dans le Groupe d'Etude en Milieu Poreux (GEMP), et a été initié sous l'impulsion de Veolia Environnement Recherche et Innovation (VERI) qui a financé ce projet dans le cadre d'une convention CIFRE.

Tout d'abord, je souhaite remercier Wahbi Jomaa (Pr, TREFLE) et Patrick Perré (Pr, LGPM) pour avoir accepté d'être rapporteur de ce travail, ainsi qu'Etienne Paul (Pr, LISBP) pour avoir accepté de présider le jury lors de la soutenance. Merci pour le temps que vous avez consacré, pour vos remarques, toujours constructives, pour vos conseils.

Je tiens ensuite à remercier tout naturellement mes directeurs de thèse, Michel Quintard (DR, CNRS, IMFT) et Sébastien Pommier (IR, LISBP), qui m'ont apporté l'encadrement, le soutien et les connaissances nécessaires pour aborder et comprendre tous les différents aspects de cette thèse multidisciplinaire. Merci pour le temps que vous m'avez consacré. Merci pour m'avoir donné le goût de la recherche. Ces trois années de doctorat ont été pour moi très enrichissantes et formatrices, et par-dessus tout, j'ai eu grand plaisir à travailler sur ce sujet à vos côtés. Merci infiniment !

Je remercie grandement Damien Chenu (IR, VERI), d'avoir suivi ce travail avec autant d'attention durant ces trois années. Je le remercie pour le temps qu'il m'a consacré lors de nos réunions téléphoniques, durant lesquels il a su me prodiguer conseils et encouragements. Je le remercie pour sa patience lors des (trop ?) nombreuses relectures de rapports, articles et du présent manuscrit. Je le remercie également pour son soutien constant.

Parmi les permanents du GEMP, je tiens à remercier spécialement Gérard Debenest (MdC, IMFT), voisin de palier, qui a partagé avec moi son savoir des milieux poreux réactifs, et m'a apporté son soutien et ses conseils avec une bonne humeur constante.

Je tiens également à remercier Patricia Arlabosse (MA, RAPSODEE), Patricia Garnier (CR, INRA), Jean-Philippe Steyer (DR, INRA) et Tom Richard (AP, PSU) d'avoir accepté de participer au comité de pilotage. Je les remercie de l'intérêt qu'ils ont porté à mon travail, et pour nos discussions qui m'ont permis de prendre du recul sur les résultats obtenus.

Je remercie Lucie Berthe (IR, VERI), chef du projet, qui a su se rendre disponible et qui a été une oreille attentive lors de la dernière année de thèse, moment de rush s'il en est. Merci pour tout Lucie !

La structure de VERI s'étant modifiée à plusieurs reprises au cours de ma thèse, je tiens à remercier mes responsables successifs, Maelenn Poitrenaud, Cyrille Lemoine et Thomas Thouvenot qui ont su répondre à mes besoins.

Je n'oublie pas non plus de remercier l'ensemble du personnel administratif de l'IMFT, et tout particulièrement Suzy Bernard (GEMP), secrétaire du groupe, qui a toujours fait en sorte de faciliter mes démarches administratives, ainsi que Muriel Sabater (IMFT), qui a toujours su répondre à mes requêtes d'impression de dernières minutes. Une petite pensée également à André Rouch (IMFT) qui fait un travail formidable dans l'entretien du site.

Enfin, si cette thèse a permis un épanouissement intellectuel et personnel, c'est aussi grâce à mon entourage qui m'a apporté sans doute plus que ce que je n'osais l'espérer au cours de ces trois années.

Je me dois de commencer par mes « compagnons de galères », les doctorants de groupe GEMP, plus communément appelés les « popos ». Je tiens donc à remercier David, Hossein D., Hossein F., Vincent, Ian, Romain, Fabien, Clément, Loïc, Faiza, Pierre, Paul, Phiphi, Alex, Antoine, HaiShan, Yohan dit « Yo », Yohann dit « Yo » aussi, Steph, Cypi, Sophie, Marion, Thomas, Florent, et j'en oublie certainement.

Je me dois de faire des mentions spéciales, et je débiterai cette série par le bureau 214, qui fut mon repère durant ces années de thèse. Ce repère, je l'ai d'abord partagé avec Alex, dit « l'extracteur de pétrole », qui continue aujourd'hui ses aventures chez Total, et Antoine, « le sécheur de micro-processeur » qui a disparu avant la fin sans laisser trop de nouvelles (cela fait partie des aléas de la thèse). Merci pour votre accueil, pour nos conversations, et nos moments de franches rigolades privées. HaiShan, post-doctorant « expert en dissolution », est ensuite venu remplacer Alex, et m'a tenu compagnie jusqu'à la fin. Merci à toi HaiShan, pour ta bonne humeur et tes « La vache ! » qui m'ont beaucoup fait rire.

Je continuerai par Michel Quintard, qui en plus d'avoir été mon guide dans la compréhension de la physique des écoulements en milieu poreux, a eu la gentillesse et la patience de m'initier à la spéléologie. Merci Michel pour ces moments forts, aussi bien dans les gouffres que lors des repas gargantuesques concoctés par Brigitte, que je remercie chaleureusement. Merci à vous deux pour ces « week-ends spéléos » où se mêlent effort physique, gastronomie, rires et camaraderies. Vivement les prochains !

J'en viens donc tout naturellement à remercier plus particulièrement Yohan, le « maître des biofilms », et Steph, future maman, « créatrice d'efflorescence », avec qui j'ai partagé ces premiers moments d'explorations souterraines. Je souhaite également transmettre ces remerciements à Cypi, « l'adsorbant changeur d'échelle », camarade d'école, qui m'a suivi jusqu'en GEMP, et m'a rejoint lui aussi dans la découverte du monde d'Hadès. Merci à vous trois pour tous ces moments, mais aussi pour les voyages culinaires, les sessions d'escalade, les sorties ciné, les soirées jeux, les bières partagées en terrasse, les dégustations de vin... Et je remercie encore une fois Alex et Damien qui font partie de l'aventure spéléo, et sans qui ces moments privilégiés ne seraient pas ce qu'ils sont.

Un grand merci à mes compagnons de pause de l'après-midi, pause qui a vu naître toutes sortes de conversations, allant du futile au débat le plus sérieux, et qui s'est transformé peu à peu en pause-jeu. J'ai pu alors redécouvrir les joies du tarot en compagnie de Yo, Yo (oui, l'autre), Steph, Cypi, Sophie, Florent, Thomas et Ruddy. J'en profite pour remercier spécialement Ruddy Sopraeno, technicien du groupe, appelé aussi le « Chuck Norris du poreux », avec qui je n'ai malheureusement pas eu le temps de collaborer, mais avec qui j'ai partagé de bons moments, souvent drôles, que ce soit à simplement discuter à la porte de mon bureau, ou lorsque nous avons fait le montage du requin téléguidé, et Florent, dit « l'anaconda du compostage », qui a su me prodiguer quelques conseils techniques, mais que l'on a du ramener au SAV pour cause de casse prématurée ; j'ai quand même partagé de très bons moments en sa compagnie.

Je souhaite finir ce « tour de labo » par Romain et Nico de « l'étage du dessus ». Merci Romain pour les soirées jeux et ta bonhomie communicative. Et je ne pourrais remercier Nico sans remercier sa Zouze. Merci à vous deux pour les dégustations de whisky, les moments

passés ensemble, que ce soit à Toulouse, Foix, Moscou ou Saint-Petersbourg (Ouais ouais). Et merci Nico pour m'avoir initié au théâtre.

Le théâtre, avant tout, fut une rencontre, avec des gens d'horizons différents dont l'association fut un melting pot détonnant, emplissant mes soirées de rires, de partage, de Christie et de Shakespeare : une aventure humaine extraordinaire ! Je remercie chaleureusement Romain (créateur de l'association), Nina, Isabelle, Cathy, Christophe, Christian, Fred, Eric, Mika, Caro, Hervé, Claire, Romain et Nico. Merci, les chercheurs d'étoiles !

Une autre aventure humaine fut celle de mon atelier de dessin dans lequel j'ai pu m'épanouir pendant deux ans. Je remercie grandement Mireille qui a su guider avec maestria ma main maladroite sur le papier, et merci à tous mes camarades : Eric, Sandrine, Michèle, Sophie, Marie-Christine, Béatrice, Anne, Louise, Mélissa et Bénédicte.

J'aimerais particulièrement remercier les collègues de VERI qui m'ont apporté leur aide durant la thèse, grâce à qui j'ai pu me sentir intégré malgré mes passages épisodiques au centre de Limay, et qui sont devenus des amis. Un grand merci à Arnaud qui m'a apporté son aide pour l'analyse de sensibilité, à Marie dont le débroussaillage sur les méthodes de mesure des paramètres m'a été fort utile, à Michel, Antoine, Roger, Elisabeth, les quatre joyeux lurons de la salle Marrakech, qui m'ont aidé à obtenir les données expérimentales à l'échelle pilote, à Lucie, Hélène et Claire pour l'aide qu'elles m'ont apporté pour mes différentes présentations (COTECH, soutenance), à mes anciens camarades stagiaires, Jonathan et Raphaël, que j'étais heureux de retrouver à chacune de mes visites, et à Anne-Sophie et Yannik mon pote d'écriture (BWF !), qui ont eu la gentillesse de sacrifier leurs soirées pour les passer en ma compagnie.

J'adresse également mes remerciements à mon pote de toujours, mon ami d'enfance, Nabil, qui me supporte depuis bientôt 25 ans, et qui a toujours été là pour moi. Merci frangin ! Merci à toi et Aurélie, celle avec qui tu partages ta vie, pour les moments passés ensemble.

J'ai une pensée particulière pour les Macaques-Canards, ma « bande » du lycée, pour les escapades, les soirées jeux, et tout le reste. Merci à Bantias, Arezkaõ, Pej, Duck, La Robles, La Jouffre, Manaõ, PH, Ludo et Fabien.

Et mille mercis à toute la troupe de MATEMCANOS : Bender, Cypi, L'Ours danseur, Pierre, Blox et Carolus, Thom et Jess, Seb et Mag, Max et Nath, Martin et Lise, Max et Armelle, Emilie, Nouli, Thiti, ... pardon à ceux que j'aurai oublié

Enfin, mes derniers remerciements, et pas des moindres, vont à mes proches, qui m'ont supporté, encouragé et aidé tout au long de ces trois années. Je remercie mes grands-parents, mes oncles, tantes, cousins et cousines qui m'ont tant apporté depuis que j'ai intégré le cercle familial. Et je remercie du fond du cœur mon père et ma mère, à qui je dédie ce manuscrit. Ces quelques mots ne suffiront certainement pas à exprimer ce que je vous dois, mais merci pour votre compréhension, pour votre soutien, et tout simplement, pour avoir été là quand j'en avais besoin.

Je ne sais pas si je serai un jour capable de vous faire comprendre l'importance que vous avez tous eue pour moi dans ma vie. Et je terminerai cette litanie par ce simple mot : Merci !

TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS.....	3
TABLE DES MATIERES	7
TABLE DES FIGURES.....	11
LISTE DES TABLEAUX	15
NOMENCLATURE	17
RESUME.....	19
ABSTRACT	21
INTRODUCTION.....	23
1. LE COMPOSTAGE DES DECHETS.....	27
1.1. LE COMPOSTAGE : UN PROCEDE DE TRAITEMENT BIOLOGIQUE DE LA FRACTION ORGANIQUE DES DECHETS	27
1.2. FACTEURS INFLUENÇANT LE PROCEDE DE COMPOSTAGE	29
1.2.1. Teneur locale en Oxygène	29
1.2.2. Teneur en eau	31
1.2.3. Température	33
1.2.4. pH.....	36
1.2.5. Matière organique.....	38
1.2.6. Conclusion.....	40
1.3. LE COMPOSTAGE : UN PROCEDE INDUSTRIEL DE TRAITEMENT DES DECHETS	41
1.3.1. Plateformes de compostage : aspects législatifs	41
1.3.2. Plateformes de compostage : les différentes étapes	41
1.3.3. Fermentation	44
1.4. VALORISATION MATIERE, VALORISATION ENERGETIQUE DES PRODUITS DE COMPOSTAGE	48
1.4.1. Valorisation matière.....	48
1.4.2. Valorisation énergétique	50
1.5. CONCLUSION	50
2. LES MODELES DE COMPOSTAGE DANS LA LITTERATURE	53
2.1. INTRODUCTION AUX MODELES DE COMPOSTAGE	53
2.2. MODELES EXISTANTS	53
2.2.1. Conservation totale de la masse.....	55
2.2.2. Transfert de masse	56
2.2.3. Transferts de chaleur	57
2.2.4. Introduction aux modèles biologiques	57
2.2.5. Introduction au tassement	59
2.2.6. Généralités sur les modèles.....	60
2.2.7. Transferts de masse.....	64
2.2.8. Transferts de chaleur	73
2.2.9. Modèle biologique.....	79
2.2.10. Le tassement	98
2.3. CONCLUSION	99

3. DEVELOPPEMENT DU NOUVEAU MODELE MATHEMATIQUE DE COMPOSTAGE	103
3.1. SPECIFICITE DU SECHAGE	103
3.2. EQUATIONS A L'ECHELLE DU PORE	104
3.2.1. <i>Transferts de masse</i>	104
3.2.2. <i>Transferts de chaleur</i>	106
3.2.3. <i>Changement d'échelle et prise de moyenne volumique</i>	107
3.2.4. <i>Séchage à l'échelle du pore</i>	108
3.2.5. <i>Notion d'équilibre local</i>	109
3.3. EQUATIONS A L'ECHELLE MACROSCOPIQUE	110
3.3.1. <i>Transferts de masse</i>	110
3.3.2. <i>Transferts de chaleur</i>	113
3.3.3. <i>Hypothèses utilisées pour le modèle final</i>	114
3.4. BILAN : PRESENTATION DU MODELE MACROSCOPIQUE UTILISE	119
3.5. DISCUSSION SUR LES HYPOTHESES D'EL ET DE NEL – VERIFICATION DE LA CONSISTANCE DU MODELE	122
3.5.1. <i>Implémentation spécifique : choix d'une approche numérique</i>	122
3.5.2. <i>Mise en place du modèle</i>	123
3.5.3. <i>Observations des différences entre les modèles EL et NEL</i>	126
3.5.4. <i>Equivalence numérique entre EL et NEL pour une gamme de ζ</i>	127
3.5.5. <i>Vérification de la consistance du modèle vis-à-vis du séchage et de la biodégradation.</i>	128
3.5.6. <i>Impact du séchage sur la composition de l'air</i>	134
3.6. CONCLUSIONS	137
4. EVALUATION DES PARAMETRES ET DETERMINATION DE LEUR IMPORTANCE DANS LE PROCEDURE DE COMPOSTAGE	139
4.1. PARAMETRES : METHODES DE MESURE ET VALEURS COURAMMENT UTILISEES	139
4.1.1. <i>La porosité à l'air (ϵ)</i>	139
4.1.2. <i>La perméabilité intrinsèque (K)</i>	145
4.1.3. <i>La conductivité thermique et la capacité calorifique (λ et C_p)</i>	148
4.1.4. <i>La tortuosité (η)</i>	153
4.1.5. <i>Paramètres biologiques</i>	154
4.1.6. <i>La capacité de rétention</i>	160
4.1.7. <i>Températures minimale, optimale, et maximale de la réaction aérobie (T_{min}, T_{opt}, T_{max})</i>	160
4.1.8. <i>Conclusion</i>	161
4.2. ANALYSE DE SENSIBILITE DETERMINANT L'IMPORTANCE DE CERTAINS PARAMETRES A PARTIR DU MODELE	163
4.2.1. <i>Choix d'un plan d'expériences</i>	164
4.2.2. <i>Application à notre cas : plan factoriel fractionnaire</i> $2^{29-23}=2^6$	168
4.2.3. <i>Moyens utilisés</i>	172
4.2.4. <i>Résultats</i>	175
5. VALIDATION DU MODELE - COMPARAISON AVEC LES RESULTATS EXPERIMENTAUX (ECHELLE PILOTE)	195
5.1. DESCRIPTION DES EXPERIMENTATIONS	195
5.2. PRESENTATION DES RESULTATS EXPERIMENTAUX	198
5.2.1. <i>Série du 20/08/2009</i>	198
5.2.2. <i>Série du 05/11/2009</i>	204

5.3. CONFRONTATION DES RESULTATS EXPERIMENTAUX ET DES RESULTATS DE SIMULATION	209
5.3.1. <i>Description de la géométrie et des conditions de simulation pour la série du 20/08/2009</i>	209
5.3.2. <i>Résultats et discussion pour la série du 20/08/2009</i>	212
5.3.3. <i>Description des conditions de simulation pour la série du 05/11/2009</i>	223
5.3.4. <i>Résultats et discussion pour la série du 05/11/2009</i>	225
5.4. IMPACT DE LA VARIABILITE DE LA POROSITE, DE LA PERMEABILITE ET DE LA CONDUCTIVITE THERMIQUE SUR LE PROCEDE	229
5.5. PREMIERS ESSAIS A L'ECHELLE INDUSTRIELLE	232
5.6. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES	238
CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES	241
BIBLIOGRAPHIE	245

TABLE DES FIGURES

<i>Figure 1 : Exemple de déchets fermentescibles.</i>	24
<i>Figure 2 : Compostage du point de vue du micro-organisme : les bonnes conditions doivent être réunies pour que la dégradation ait lieu.</i>	27
<i>Figure 3. Courbe d'évolution théorique de la température au cours du compostage (Doublet, 2008).</i>	29
<i>Figure 4. Différentes formes d'eau présente dans le milieu poreux</i>	32
<i>Figure 5 : Evolution du pH au cours du procédé de compostage.</i>	37
<i>Figure 6. Représentation schématique des couplages entre les différents acteurs jouant un rôle dans le processus de compostage.</i>	40
<i>Figure 7. Schéma des différentes étapes permettant la transformation du déchet en compost</i>	42
<i>Figure 8 : Mélange de boue et d'un co-produit afin d'augmenter la porosité de la boue, et donc l'accessibilité à l'oxygène pour les micro-organismes.</i>	43
<i>Figure 9 : Description du processus d'oxygénation pour un andain en aération passive.</i>	45
<i>Figure 10 : Exemple de schéma d'un andain soumis à une aération forcée (un tuyau).</i>	46
<i>Figure 11 : Les différentes méthodes d'aération : le retournement (à gauche : http://www.mat-environnement.com/materiels/article/2009/04/02/27931/retourneur-andains.php) et l'aération forcée illustrée ici par l'utilisation de deux tuyaux (à droite).</i>	47
<i>Figure 12. Différentes échelles à considérer lors des processus de changement d'échelle.</i> ...	54
<i>Figure 13 : Schéma du principe réactionnel biologique général.</i>	59
<i>Figure 14 : Courbes des fonctions de correction pour la température utilisées dans la littérature.</i>	90
<i>Figure 15 : Equilibre liquide/gaz à l'échelle du pore.</i>	109
<i>Figure 16 : (a) Cas où l'hypothèse d'équilibre local est valide : le gradient de fraction massique est faible et la variable macroscopique prend bien en compte les variations à l'échelle microscopique – (b) Cas où l'hypothèse d'équilibre local n'est pas valide : le gradient de fraction massique est fort et la variable macroscopique ne prend bien en compte les variations à l'échelle microscopique.</i>	110
<i>Figure 17. Courbes de sorption caractéristiques de différents matériaux de construction (Serada et Feldman, 1973).</i>	116
<i>Figure 18 : Exemple d'isotherme de sorption pour le bois à partir de l'expression de Oswin (1946) (A=0.25 ; B=0.5).</i>	117
<i>Figure 19 : Modèle biologique de biodégradation de la matière organique d'après les travaux de Pommier et al. (2008).</i>	121
<i>Figure 20 : Géométrie utilisée pour les essais - Coupe 2D d'un pilote cylindrique.</i>	124
<i>Figure 21 : Comparaison des profils de température (a) et de teneur en eau (base humide) (b) sur la hauteur du domaine entre le modèle EL et les modèles NEL (t=14 jours).</i>	127
<i>Figure 22 : Comparaison des sommes des fractions massiques des espèces gaz sur la hauteur du domaine entre le cas de référence (conditions identiques à celles utilisées précédemment) et un cas où un air plus sec est injecté (t=252 jours)</i>	129
<i>Figure 23 : Comparaison des profils de teneur en eau (a), d'échange d'eau entre les phases gaz et liquide (b), de température (c), de matière rapidement (d) et lentement (e) biodégradable, et de consommation d'oxygène (f) sur la hauteur du domaine en fonction du temps (7, 56, 105, 154, 203 et 252 jours). Les flèches indiquent le sens d'évolution de la variable au cours du temps.</i>	130
<i>Figure 24 : Comparaison des profils de teneur en eau le long du domaine entre les cas avec et sans séchage (t=14 jours)</i>	132

Figure 25 : Comparaison des profils de température le long du domaine entre les cas avec et sans séchage (t=14 jours)	133
Figure 26 : Comparaison des profils de matière organique biodégradable le long du domaine entre les cas avec et sans séchage (t=14 jours)	134
Figure 27 : Rapport oxygène/azote sur la hauteur du domaine pour les quatre cas (t=252 jours)	136
Figure 28 : Porosimétrie par intrusion de mercure (http://www-ipcms.u-strasbg.fr).....	142
Figure 29 : Schéma et photographie d'un pycnomètre à air – Sur la photographie : à gauche, la cuve remplie d'air, à droite celle contenant le déchet.	143
Figure 30 : Mesure de la perméabilité à l'eau à charge (ζ) constante. (Stoltz, 2009)	147
Figure 31 : Grande colonne utilisée pour mesurer la perméabilité au gaz du déchet : schéma de fonctionnement et photographie.	147
Figure 32 : Sonde à choc : schéma descriptif et illustration de la technique utilisée à VERI – Centre de Limay (Orvain, 2010).	150
Figure 33 : Schéma d'une plaque chaude gardée idéale (Source : http://www.evitherm.org).	150
Figure 34 : Schéma de principe de la méthode flash.	151
Figure 35 : Exemple de calorimètre (http://www.physique.ens-cachan.fr/laboratoire/materiel/show?id=407&action=show)	152
Figure 36 : Evolution schématique du nombre de bactéries au cours du temps.	156
Figure 37 : Schéma de principe de la technique de respirométrie.	158
Figure 38 : Points expérimentaux dans le domaine d'étude défini par l'expérimentateur. ...	165
Figure 39 : Définition des ordres de grandeur pour les effets de chaque facteur.	178
Figure 40 : Valeurs observées en fonction des valeurs prédites par le modèle pour les réponses y_1 , y_2 et y_3	179
Figure 41 : Diagrammes des effets des facteurs les plus influents sur les réponses y_1 , y_2 et y_3 obtenus lors de l'étude de sensibilité du modèle aux 29 paramètres.	180
Figure 42 : Valeurs observées en fonction des valeurs prédites par le modèle pour la réponse y_4	185
Figure 43 : Diagrammes des effets des facteurs les plus influents sur la réponse y_4 obtenus lors de l'étude de sensibilité du modèle aux 29 paramètres.	185
Figure 44 : Taux d'échange entre la phase gaz et la phase liquide pour l'eau (a) et comparaison des flux thermiques et des termes sources de chaleur (b) pour deux porosités différentes au centre du domaine : 0.2 et 0.8	186
Figure 45 : Valeurs observées en fonction des valeurs prédites par le modèle pour les réponses y_5 , y_6 et y_7	189
Figure 46 : Diagrammes des effets des facteurs les plus influents sur les réponses y_5 , y_6 et y_7 obtenus lors de l'étude de sensibilité du modèle aux 29 paramètres.	190
Figure 47 : (a) Photographie d'un pilote utilisé pour les expérimentations réalisées à VERI - Centre de Limay, et (b) type de chapeau utilisé pour les essais (plat et conique).	195
Figure 48 : Préparation du mélange biodéchets-déchets verts destiné aux expérimentations	196
Figure 49 : (a) Grille munie de capteurs installée dans un pilote, et (b) emplacement des capteurs de température et de concentration en gaz sur le pilote d'essai.....	197
Figure 50 : Courbe du débit en fonction du temps pour les silos C1, C2, et C3.	198
Figure 51: Points de contrôle choisis pour suivre l'évolution de la température (a) et des concentrations en oxygène et en dioxyde de carbone (b).	199
Figure 52 : Evolution de la température au cours du temps pour les points de contrôle T2, T6 et T10 (données expérimentales).	201

<i>Figure 53 : Evolution des concentrations d'oxygène au cours du temps pour les points de contrôle O1, O2 et O3 (données expérimentales).</i>	203
<i>Figure 54 : Evolution de la température au cours du temps pour les points de contrôle T2, T6 et T10 (données expérimentales).</i>	206
<i>Figure 55 : Evolution des concentrations d'oxygène au cours du temps pour les points de contrôle O1, O2 et O3 (données expérimentales).</i>	207
<i>Figure 56 : Géométrie et conditions (initiales et aux limites) imposées.</i>	212
<i>Figure 57 : Distribution spatiale de la teneur en eau (base sèche) (-) (a) et de la fraction massique de vapeur d'eau dans la phase gaz (-) (b) au bout de 14 jours de simulation.</i>	213
<i>Figure 58 : Photographie du déchet à l'intérieur du silo après 28 jours d'expérimentation : le centre est très sec par rapport à ce qui peut être observé proche de la paroi.</i>	213
<i>Figure 59 : Distribution spatiale de la température (K) au bout de 14 jours de simulation.</i>	214
<i>Figure 60 : Distribution spatiale des fractions massiques (-) d'oxygène (a), de dioxyde de carbone (b) et d'azote (c) dans la phase gaz au bout de 14 jours de simulation.</i>	215
<i>Figure 61 : Distribution spatiale de la quantité (en $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$) de matière organique rapidement hydrolysable (a), de la quantité de matière lentement hydrolysable (b) et de la quantité de substrat soluble rapidement assimilable (c) au bout de 14 jours de simulation.</i>	216
<i>Figure 62 : Distribution spatiale de la population bactérienne ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$) (a) et de la matière inerte ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$) (b) au bout de 14 jours de simulation.</i>	217
<i>Figure 63 : Comparaison entre les résultats de températures expérimentaux et ceux de simulation. Points de contrôle T2, T6 et T10. Durée de l'essai : 14 jours.</i>	218
<i>Figure 64 : Perte de chaleur due à l'évaporation au cours du temps.</i>	219
<i>Figure 65 : Comparaison entre les résultats de concentrations en oxygène et en dioxyde de carbone expérimentaux et ceux de simulation. Points de contrôle O1, O2 et O3. Durée de l'essai : 14 jours.</i>	221
<i>Figure 66 : Comparaison entre les résultats de températures expérimentaux et ceux de simulation. Points de contrôle T2, T6 et T10. Durée de l'essai : 14 jours.</i>	226
<i>Figure 67 : Comparaison entre les résultats de concentrations en oxygène et en dioxyde de carbone expérimentaux et ceux de simulation. Points de contrôle O1, O2 et O3. Durée de l'essai : 14 jours.</i>	228
<i>Figure 68 : Comparaison des résultats obtenus pour la température lorsque la porosité, la perméabilité et/ou la conductivité thermique sont variables.</i>	231
<i>Figure 69 : Géométrie d'un andain et conditions aux limites et initiales utilisées.</i>	232
<i>Figure 70 : Distribution spatiale de la température (K) au bout de 14 jours de simulation dans l'andain.</i>	233
<i>Figure 71 : Distribution spatiale de la teneur en eau (base sèche) (-) au bout de 14 jours de simulation dans l'andain.</i>	233
<i>Figure 72 : Distribution spatiale de la quantité de matière organique rapidement hydrolysable ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$) au bout de 14 jours de simulation dans l'andain.</i>	234
<i>Figure 73 : Distribution spatiale de la quantité de matière organique lentement hydrolysable ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$) au bout de 14 jours de simulation dans l'andain.</i>	234
<i>Figure 74 : Comparaison entre les distributions spatiales de la température (K) au bout de 14 jours de simulation dans l'andain avec une aération (haut), en augmentant le débit (gauche) et avec deux aérations (droite).</i>	235
<i>Figure 75 : Comparaison entre les distributions spatiales de la teneur en eau (-) au bout de 14 jours de simulation dans l'andain avec une aération (haut), en augmentant le débit (gauche) et avec deux aérations (droite).</i>	236
<i>Figure 76 : Comparaison entre les distributions spatiales de la quantité de matière organique rapidement hydrolysable ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$) au bout de 14 jours de simulation dans l'andain avec une aération (haut), en augmentant le débit (gauche) et avec deux aérations (droite).</i>	237

Figure 77 : Comparaison entre les distributions spatiales de la quantité de matière organique lentement hydrolysable (kg.m^{-3}) au bout de 14 jours de simulation dans l'andain avec une aération (haut), en augmentant le débit (gauche) et avec deux aérations (droite)..... 237

LISTE DES TABLEAUX

<i>Tableau 1 : Récapitulatif des modèles de compostage et explicitation des phénomènes pris en compte.</i>	61
<i>Tableau 2 : Types de lois adoptées dans les modèles pour les flux convectifs et diffusifs, termes sources intégrés, approche utilisée et espèces considérées dans les modèles de compostage utilisant des variables distribuées.</i>	64
<i>Tableau 3 : Espèces prises en compte dans les équations de conservation de la masse pour les modèles de compostage 0D. La présence de termes sources est aussi indiquée.</i>	67
<i>Tableau 4 : Performance des modèles de compostage pour la prédiction de l'évolution de la teneur en eau et des concentrations gaz au cours du temps.</i>	72
<i>Tableau 5 : Termes pris en compte dans les équations de conservation de la chaleur des modèles de compostage utilisant des variables distribuées.</i>	73
<i>Tableau 6 : Termes et phénomènes pris en compte pour la conservation de la chaleur pour les modèles de compostage utilisant des variables homogénéisées.</i>	75
<i>Tableau 7 : Performance des modèles de compostage pour la prédiction de l'évolution de la température au cours du temps.</i>	78
<i>Tableau 8 : Types d'équations pour l'énergie utilisées dans les modèles, étapes de la biodégradation considérées et fonctions de correction prises en compte.</i>	80
<i>Tableau 9 : Caractéristiques des différents modèles biologiques étudiés</i>	83
<i>Tableau 10 : Expressions de l'énergie biologique utilisées dans les modèles de compostage.</i>	87
<i>Tableau 11 : Expressions des fonctions de corrections utilisées dans les modèles de compostage pour la température, la teneur en eau, la disponibilité en oxygène, la fraction volumique de la phase gaz, la disponibilité en substrat et l'inhibition due à la production de sous-produits.</i>	91
<i>Tableau 12 : Valeurs des paramètres d'entrée du modèle (hors modèle biologique).</i>	124
<i>Tableau 13 : Conditions aux limites.</i>	125
<i>Tableau 14 : Conditions initiales.</i>	125
<i>Tableau 15 : Valeurs des paramètres du modèle biologique.</i>	125
<i>Tableau 16 : Paramètres choisis pour mettre en évidence le possible impact du séchage sur la composition de l'air.</i>	134
<i>Tableau 17 : Résumé des résultats obtenus pour les quatre cas (t=252 jours)</i>	135
<i>Tableau 18 : Liste des paramètres du modèle décrivant les propriétés du déchet.</i>	139
<i>Tableau 19 : Valeurs extrêmes des paramètres (mécaniques, biologiques) utilisés dans les modèles de compostage.</i>	161
<i>Tableau 20 : Paramètres étudiés dans le plan d'expériences.</i>	164
<i>Tableau 21 : Plan d'expérience pour un plan complet 2².</i>	165
<i>Tableau 22 : Plan d'expérience utilisé (unité codée)</i>	170
<i>Tableau 23 : Niveaux haut, moyen et bas des 29 coefficients considérés pour le plan d'expérience.</i>	173
<i>Tableau 24 : Récapitulatif des réponses obtenues lors des essais.</i>	176
<i>Tableau 25 : Récapitulatif des effets principaux sur les réponses y₁, y₂ et y₃ (influence sur la température).</i>	184
<i>Tableau 26 : Récapitulatif des effets des interactions sur les réponses y₁, y₂ et y₃.</i>	184
<i>Tableau 27 : Récapitulatif des effets principaux sur la réponse y₄.</i>	187
<i>Tableau 28 : Récapitulatif des effets principaux sur les réponses y₅, y₆ et y₇.</i>	192
<i>Tableau 29 : Récapitulatif des effets des interactions sur les réponses y₅, y₆ et y₇.</i>	192
<i>Tableau 30 : Récapitulatif des effets principaux sur l'ensemble des réponses.</i>	193

<i>Tableau 31 : Récapitulatif des effets des interactions sur l'ensemble des réponses.....</i>	<i>193</i>
<i>Tableau 32 : Récapitulatif des expérimentations réalisées à l'échelle pilote à VERI-centre de Limay.....</i>	<i>197</i>
<i>Tableau 33 : Vitesse d'aération appliquée à chaque silo après 14j 1h 40 min d'expérimentation.</i>	<i>199</i>
<i>Tableau 34 : Bilan sur la matière organique pour les quatre pilotes.....</i>	<i>204</i>
<i>Tableau 35 : Bilan sur la matière organique pour les quatre pilotes.....</i>	<i>208</i>
<i>Tableau 36 : Propriétés du déchet utilisé pour les essais du 20/08/2009 avec grille.....</i>	<i>210</i>
<i>Tableau 37 : Valeurs initiales des variables calculées par le modèle.</i>	<i>211</i>
<i>Tableau 38 : Valeurs utilisées pour les conditions aux limites dans le modèle.....</i>	<i>211</i>
<i>Tableau 39 : Comparaison des quantités de matière organique finale (28 jours) entre expérimentation et simulation.</i>	<i>223</i>
<i>Tableau 40 : Valeurs initiales des variables calculées par le modèle.</i>	<i>224</i>
<i>Tableau 41 : Valeurs utilisées pour les conditions aux limites dans le modèle.....</i>	<i>224</i>
<i>Tableau 42 : Comparaison des quantités de matière organique finale (28 jours) entre expérimentation et simulation.</i>	<i>229</i>

NOMENCLATURE

Lettres latines

<i>A</i>	constante de l'isotherme de sorption	-
<i>b</i>	constante de décès	s^{-1}
<i>B</i>	coefficient de l'isotherme de sorption	$m^2.m^{-3}$
<i>C</i>	concentration	mol
<i>C₁</i>	coefficient d'Antoine	Pa
<i>C₂</i>	coefficient d'Antoine	$Pa.K^{-1}$
<i>C₃</i>	coefficient d'Antoine	K
<i>C_{pg}</i>	capacité thermique massique de la phase gaz	$J.K^{-1}.kg^{-1}$
<i>C_{pl}</i>	capacité thermique massique de la phase liquide	$J.K^{-1}.kg^{-1}$
<i>C_{ps}</i>	capacité thermique massique de la phase solide	$J.K^{-1}.kg^{-1}$
<i>D*</i>	tenseur de diffusion effectif	$m^2.s^{-1}$
<i>D</i> *	coefficient de diffusion effectif	$m^2.s^{-1}$
<i>D</i>	tenseur de diffusion	$m^2.s^{-1}$
<i>E_c</i>	energie d'activation	$J.mol^{-1}$
<i>F</i>	flux convectif de chaleur	$W.m^{-2}$
<i>f_l</i>	fraction de substrat non-biodégradable	-
<i>g</i>	gravité	$m.s^{-2}$
<i>h_c</i>	coefficient d'échange	$W.K^{-1}.m^{-1}$
<i>j</i>	flux diffusif	$kg.m^{-3}.s^{-1}$
<i>k_{Rh}</i>	vitesse d'hydrolyse (rapidement biodégradable)	s^{-1}
<i>k_{Sh}</i>	vitesse d'hydrolyse (rapidement biodégradable)	s^{-1}
<i>K_{Sr}</i>	coefficient d'affinité pour <i>S_r</i>	$kg.m^{-3}$
<i>K_{O₂}</i>	coefficient d'affinité pour l'oxygène	-
<i>m</i>	Masse	kg
<i>M</i>	masse molaire	$kg.mol^{-1}$
<i>ṁ</i>	terme d'échange entre deux phases	$kg.m^{-3}.s^{-1}$
<i>P</i>	pression	Pa
<i>P_c</i>	pression capillaire	Pa
<i>P_p</i>	pression partielle	Pa
<i>P_{sat}</i>	pression de saturation	Pa
<i>Q</i>	débit d'aération	$m^3.h^{-1}$
<i>r</i>	taux de réaction à l'échelle du pore	$kg.m^{-3}.s^{-1}$
<i>R</i>	constante des gaz parfaits	$J.mol^{-1}.K^{-1}$
<i>R_{CO₂}</i>	production biologique de dioxyde de carbone	$kg.m^{-3}.s^{-1}$
<i>R_{H₂O}</i>	production biologique d'eau	$kg.m^{-3}.s^{-1}$
<i>R_{O₂}</i>	consommation biologique d'oxygène	$kg.m^{-3}.s^{-1}$
<i>R_T</i>	production biologique de chaleur	$J.m^{-3}.s^{-1}$
<i>RH</i>	isotherme de sorption	-
<i>S</i>	saturation	-
<i>S_r</i>	substrat rapidement hydrolysable	$kg.m^{-3}$
<i>T</i>	température	K
<i>T_a</i>	température ambiante	K
<i>T_{max}</i>	température maximale au-delà de laquelle aucune activité biologique n'est possible	K

T_{min}	température minimale au-deçà de laquelle aucune activité biologique n'est possible	K
T_{opt}	température optimale pour l'activité biologique	K
t	temps	s
u	vitesse de Darcy	$m.s^{-1}$
v	vitesse à l'échelle microscopique	$m.s^{-1}$
V	volume	m^3
x	fraction molaire	-
X_a	population bactérienne	$kg.m^{-3}$
X_I	particules organiques inertes	$kg.m^{-3}$
X_{Rb}	substrat rapidement biodégradable	$kg.m^{-3}$
X_{Sb}	substrat lentement biodégradable	$kg.m^{-3}$
Y	Coefficient stoechiométrique pour l'espèce considérée	-

Lettres grecques

δ	coefficient de production biologique d'eau	$\frac{gH_2O}{\text{produit/gDCO}}$
ε	porosité	-
γ_T	terme de limitation de la réaction par la température	-
κ	perméabilité	m^2
λ^*	conductivité thermique équivalente	$W.m^{-1}.K^{-1}$
μ	potentiel chimique	$J.kg^{-1}$
μ_{max}	taux de croissance spécifique maximum	s^{-1}
η	viscosité dynamique	$kg.m^{-1}.s^{-1}$
ϕ_{O_2}	terme de limitation de la réaction par l'accessibilité à l'oxygène	-
ψ_m	charge hydrostatique	m
ρ	masse volumique	$kg.m^{-3}$
σ	coefficient d'échange de masse	s^{-1}
τ	terme de limitation de la réaction par la teneur en eau	-
τ_t	tortuosité	-
ω	fraction massique	-
ω_{max}	teneur en eau à partir de laquelle l'activité biologique est maximale	-
ω_{min}	Teneur en eau en deçà de laquelle aucune activité biologique n'est possible	-
ΔH_{vap}	enthalpie de vaporisation	$J.kg^{-1}$

Indices

b	biofilm
bio	lié à l'activité biologique
c	cellulose
$chang$	lié au transfert d'une phase à l'autre
g	gaz
i	espèce gaz (O_2 , CO_2 , N_2 , H_2O)
l	liquide
lim	limite
s	solide
0	initial
ϕ	phase

RESUME

Le compostage constitue un phénomène simple qui nécessite cependant un savoir-faire important puisque la réaction biologique est orientée par le contrôle de certains paramètres (température, oxygène, humidité) faisant intervenir de nombreux phénomènes couplés. Face à la complexité des mécanismes à étudier et dans le but d'optimiser le procédé industriel, l'utilisation d'un modèle de compostage semble donc pertinente afin de mieux comprendre les mécanismes mis en jeu, d'identifier les effets des couplages entre les mécanismes et mettre en avant certains facteurs clés ou encore comparer différents scénarios.

L'état de l'art des modèles de compostage montre qu'aujourd'hui, malgré le nombre important de modèles de compostage, il n'en existe aucun capable de prédire, avec une formulation en temps et en espace, la température, la concentration des gaz (oxygène, dioxyde de carbone, diazote, ...), la teneur en eau, les transferts entre phase, la dégradation du substrat, et prenant en compte les modifications d'aération. Le développement d'un nouveau modèle a donc été nécessaire pour pouvoir prédire l'évolution de ces variables et étudier leur couplage dans le procédé.

Pour cela, la technique de moyenne volumique, appliquée aux équations à l'échelle du pore, a été utilisée et a permis d'obtenir un modèle de compostage à l'échelle de Darcy. Ce modèle prend en compte une phase gazeuse, une phase liquide et une phase solide. La phase gazeuse comprend quatre espèces : oxygène, dioxyde de carbone, azote, et vapeur d'eau. Dans la phase liquide, seule l'eau est considérée. Le séchage est intégré au modèle sous la forme d'un terme d'échange entre les phases gazeuse et liquide. Enfin, un modèle biologique, inclus dans le modèle de compostage, permet de prendre en compte la dégradation du substrat. Celui-ci est divisé en trois fractions : rapidement hydrolysable, lentement hydrolysable et inerte. Les deux premières fractions sont hydrolysées, fournissant une fraction soluble rapidement assimilable. Cette fraction est supposée directement consommée par les bactéries. En compostage, procédé aérobique, la dégradation de la matière organique est associée à une consommation d'oxygène et production de dioxyde de carbone, d'eau et de chaleur.

L'hypothèse d'équilibre local thermique et chimique a été supposée ici. Cependant, pour l'eau, les 2 approches (Equilibre Local (EL) et Non-Equilibre Local (NEL)) ont été testées numériquement. Les résultats ont montré que lorsque σ , le coefficient d'échange de masse entre la phase gaz et la phase liquide pour l'eau, est compris dans l'intervalle $[1, 4] \text{ s}^{-1}$, les approches EL et NEL sont équivalentes, avec des temps de calcul moindres pour le cas NEL. Ainsi, pour toutes les simulations, une écriture NEL a été adoptée avec une valeur de σ de 2.5. Des tests ont ensuite permis de montrer la consistance du modèle.

Au vu du nombre important de paramètres, une analyse de sensibilité a ensuite été réalisée afin de déterminer quels sont les paramètres qui ont l'impact le plus important sur le procédé. Ainsi, l'analyse a mis en évidence qu'il faut être prudent quant aux valeurs utilisées pour la capacité calorifique, un coefficient de l'isotherme de sorption, de nombreux paramètres du modèles biologiques (k_{sH} , k_{rH} , μ_{max} , $X_{a,0}$, T_{max} , T_{opt} , $X_{i,0}$, $X_{rb,0}$) et la porosité.

Enfin, les résultats fournis par le modèle ont été comparés aux résultats expérimentaux obtenus à l'échelle pilote 1/1000 en usant des conditions opératoires identiques. Les essais de compostage réels ont été réalisés par Veolia Environnement Recherche et Innovation sur un mélange de biodéchets des ménages et de déchets verts. Les résultats à l'échelle 1/1000 ont montré que le modèle parvient à bien capter l'évolution moyenne de la température et des concentrations au cours du procédé. La température au point central, notamment, est très bien reproduite par le modèle. Il en va de même pour le bilan de dégradation de la matière organique. Des simulations à l'échelle industrielle 1/1 ont également été réalisées, fournissant des résultats prometteurs.

ABSTRACT

Composting may look like a simple process. However, it requires an important expertise, as the biological response is governed by the control parameters (temperature, oxygen, moisture content), involving many coupled phenomena. Given the complexity of the studied mechanisms and in order to optimize the process, using a composting model seems relevant to understand the mechanisms involved, identify the effects of coupling between these mechanisms, highlight some key factors or compare different scenarios, in order to optimize the industrial process.

The state of the art of composting models in the literature shows that today, despite the large number of composting models, there is none that can predict, with a formulation in time and space, temperature, concentration of gases (oxygen, carbon dioxide, nitrogen, ...), moisture content, transfers between phases, degradation of the substrate, and take into account the changes in aeration. The development of a new model was therefore necessary to predict the evolution of these variables and study their coupling in the process.

The technique of volume averaging applied to the pore scale equations has led to a composting model at the Darcy-scale. This model takes into account a gas phase, a liquid phase and a solid phase. The gas phase includes four species: oxygen, carbon dioxide, nitrogen and water vapor. In the liquid phase, only water is considered. Drying is integrated into the model as an exchange term between gas and liquid phases. Finally, the biological model, included in the composting model, allows to take into account the degradation of the substrate. It is divided into three fractions: readily hydrolysable, slowly hydrolysable and inert. The first two fractions are hydrolyzed, providing a readily assimilable soluble fraction. It is this fraction that is directly consumed by bacteria. In a composting process, degradation of organic matter is associated with oxygen consumption and production of carbon dioxide, water and heat.

The assumption of thermal and chemical local equilibrium was assumed in this work. However, for water, the two approaches (Local Equilibrium (LE) and Local Non-Equilibrium (LNE)) have been numerically tested. The results showed that when σ , the water mass exchange coefficient between gas and liquid phases, ranges from 1 to 4 s⁻¹, the LE and LNE approaches are equivalent, with less computing time for the LNE case. Thus, for all future simulations, it was decided to adopt a LNE approach with a value of σ equal to 2.5 s⁻¹. Tests were then carried out to show the consistency of the model.

Given the large number of parameters, a sensitivity analysis was performed to determine the parameters that have the greatest impact on the process. This analysis showed that one must be cautious about the values used for the heat capacity, a coefficient of the sorption isotherm, many parameters from the biological model (k_{sH} , k_{rH} , μ_{max} , $X_{a,0}$, T_{max} , T_{opt} , $X_{i,0}$, $X_{rb,0}$) and porosity, because these are the parameters that affect mainly the process.

Finally, the results provided by the model were compared with experimental results obtained at a pilot scale of 1/1000 using identical operating conditions. The composting experiments were carried out by Veolia Environment Research and Innovation with a mixture of household biowaste and green waste. The results on the 1/1000 scale pilot showed that the model is good at capturing the average change in temperature and concentration during the process. The temperature at the central point in particular is very well reproduced by the model. The same applies to the assessment of organic matter degradation. Simulations at industrial scale (1/1) have also been carried out. They have given promising results.

INTRODUCTION

Le traitement des déchets est l'une des problématiques environnementales les plus importantes de ce début de siècle. La constante augmentation du volume de déchets produits nécessite des moyens de traitement rapides, efficaces, et générant peu ou pas de nuisances. De plus, la législation en vigueur dans de nombreux pays européens tend à favoriser les voies de traitements biologiques.

Par exemple, la loi de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'Environnement du 3 août 2009 fixe des objectifs nationaux chiffrés concernant la gestion des déchets :

- réduire la production d'ordures ménagères et assimilées de 7% par habitant pendant les cinq prochaines années,
- augmenter le recyclage matière et organique afin d'orienter vers ces filières un taux de 35% en 2012 et 45% en 2015 de déchets ménagers et assimilés contre 24% en 2004, ce taux étant porté à 75% dès 2012 pour les déchets d'emballages ménagers et les déchets banals des entreprises hors bâtiment et travaux publics, agriculture, industries agro-alimentaires et activités spécifiques.

Parallèlement, les quantités de déchets orientées vers les filières d'incinération ou de stockage doivent être globalement réduites avec pour objectif une diminution de 15% d'ici 2012, afin de préserver les ressources et de prévenir les pollutions.

Le besoin de valoriser les déchets produits en grande quantité explique en partie le recours fréquent aux procédés de compostage pour le traitement des déchets fermentescibles, i.e., ceux qui peuvent faire l'objet d'une fermentation (transformation de certaines substances organiques sous l'action d'enzymes sécrétées par des micro-organismes). Les déchets organiques fermentescibles englobent aussi bien des produits simples et facilement fermentescibles tels que les sucres, l'amidon, les graisses, les protéines, etc., et d'autres dont la décomposition biologique est beaucoup plus lente (hémicellulose, cellulose, lignine, etc.) (Figure 1).

Tous ces déchets représentent une grande diversité. Il peut s'agir de :

- Déchets verts : en 2000, 2 millions de tonnes de déchets verts ont été transformés en 950 000 tonnes de compost sur 300 plates-formes de compostage (ADEME, 2009).
- Biodéchets : ils correspondent à environ 50 % de la fraction fermentescible des déchets des ménages (Noël *et al.*, 2002). En 2000, en France, 90 000 tonnes de biodéchets ménagers collectés sélectivement en porte à porte ont été transformés sur une trentaine de plates-formes en 25 000 tonnes de compost (ADEME, 2009).
- Ordures ménagères : elles figurent parmi les plus gros volumes de déchets actuellement collectés. Brutes, elles ne peuvent être compostées et doivent d'abord subir un tri pour en enlever les indésirables.
- Déchets provenant de l'agro-alimentaire :
 - les matières organiques d'origines animales (fumiers, fientes, matières stercoraires),
 - les matières organiques d'origine végétale n'ayant pas subi de traitement chimique (déchets verts et ligneux, rebuts de fabrication de l'industrie agro-alimentaire végétale, paille).
- Boues biologiques de STEP urbaines dont la qualité est conforme aux prescriptions de l'arrêté et boues biologiques de STEP industrielles provenant du secteur agro-alimentaire, de l'industrie papetière ou de l'industrie du cuir dont la qualité est

conforme aux prescriptions de l'arrêté, à l'exclusion des boues issues de STEP des abattoirs ou équarrissages.

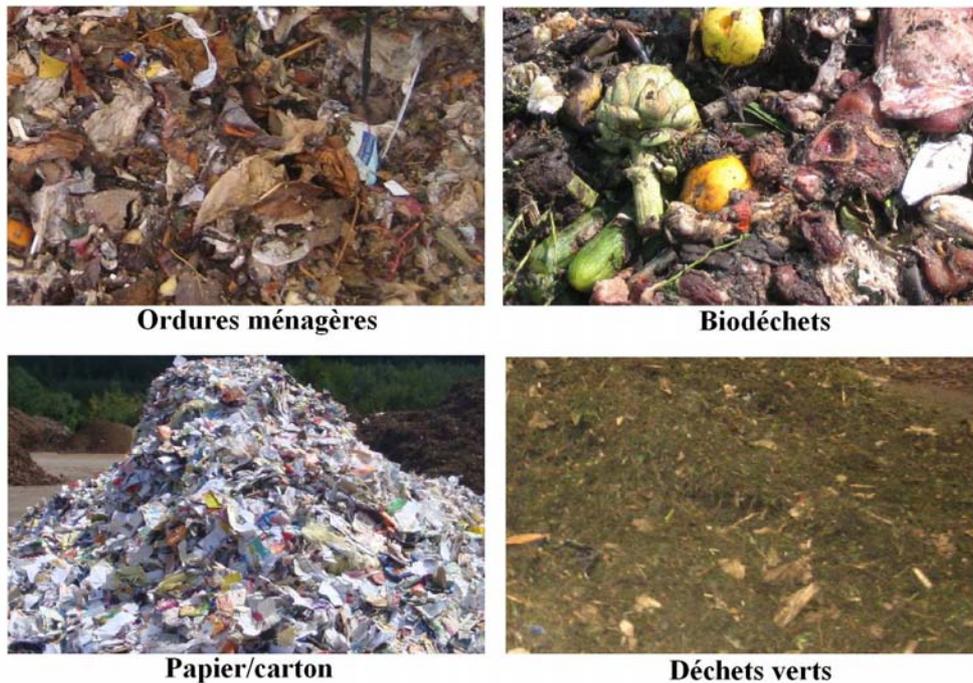


Figure 1 : Exemple de déchets fermentescibles.

Le procédé de traitement doit alors être adapté à chaque type d'entrants. Quand bien même ceux-ci proviennent d'un unique gisement, l'hétérogénéité au sein de ces matériaux est telle que le protocole utilisé doit pouvoir être modulé en fonction des besoins présents, et nécessite un savoir-faire important.

Bien que le pilotage industriel des plateformes de compostage bénéficie de ce savoir-faire, parfois peuvent apparaître des nuisances pour les travailleurs et les populations locales (émissions gazeuses, odeurs nauséabondes, poussières, germes aéroportés ou lixiviats) ainsi que des difficultés à valoriser le produit final. Cela peut s'expliquer par :

- la complexité des phénomènes régissant le compostage (transferts de masse et de chaleur – processus biologiques),
- la grande variété de techniques et matériels de compostage employés qui limite la mise en place de consignes génériques pour le dimensionnement et la gestion des plateformes (aération, retournement, ratio de mélange etc...),
- la variabilité de provenance des déchets admis sur les plateformes ainsi que la variation saisonnière de qualité des déchets traités.

Une compréhension approfondie des phénomènes intervenant lors du compostage apparaît donc comme une étape nécessaire pour améliorer le contrôle du procédé et produire un compost de qualité en limitant les impacts environnementaux et sanitaires. Pour ce faire, la modélisation est un axe de travail intéressant puisque simuler le comportement du déchet en compostage aiderait à mieux comprendre la complexité des phénomènes intervenant et leurs interactions. Cela permettrait également d'identifier les paramètres, ou couples de paramètres, pouvant être des leviers d'action pour répondre aux problématiques opérationnelles. A terme, un tel modèle pourrait être la base d'un outil de pilotage à l'échelle industrielle et participer à l'amélioration du procédé tant du point de vue de la qualité du produit que de la consommation énergétique.

C'est dans ce contexte que s'inscrivent les travaux de thèse. L'objectif est de modéliser le procédé de compostage, i.e. de développer un modèle capable de prévoir l'évolution des variables importantes du problème afin de mieux comprendre le processus de compostage dans le but de l'optimiser et de le contrôler. Ce programme d'étude, initié en 2008, a été réalisé en partenariat avec VERI, l'IMFT et le LISBP.

Le document est structuré de la façon suivante :

- Le premier chapitre décrit le phénomène de compostage, mettant en avant sa complexité. Les couplages importants existant entre les divers facteurs qui influencent le procédé y sont ensuite abordés, suivis par l'exposition des diverses méthodes de compostage. Enfin, ce chapitre traite des différentes voies de valorisation des produits et sous-produits de compostage.
- Le deuxième chapitre est constitué d'un état de l'art des modèles de compostage qui existent dans la littérature. Leurs caractéristiques et leurs performances sont détaillées. Nous avons alors pu constater qu'il n'existait pas de modèles répondant à nos exigences. Partant de ce constat, nous avons décidé qu'il était nécessaire de développer notre propre modèle.
- Le troisième chapitre traite d'abord des techniques de changement d'échelle sur les équations à l'échelle microscopiques afin d'expliquer la forme des termes d'échange obtenus à l'échelle de Darcy. Le séchage est ensuite explicité ainsi que la manière dont il sera nécessaire de l'intégrer au modèle. Puis le modèle mathématique est mis en place. Des cas à l'échelle pilote ont été simulés afin de s'assurer de la consistance du modèle, notamment en observant l'effet du séchage sur le procédé de compostage et sur la composition de l'air.
- Le quatrième chapitre présente un état de l'art des mesures de paramètres caractéristiques du déchet. Dans un premier temps, la signification physique de ces paramètres est abordée, et dans un deuxième temps, les différentes méthodes permettant de les mesurer sont décrites. Ensuite, une analyse de sensibilité a été réalisée afin de déceler les termes qui, de par leur modification, ont le plus d'impact sur le procédé.
- Dans le cinquième chapitre, les résultats des essais de compostage réalisés à l'échelle pilote sont présentés, puis comparés aux résultats de simulation. Des tests numériques à l'échelle industrielle (andain) concluent la discussion.

1. LE COMPOSTAGE DES DECHETS

1.1. LE COMPOSTAGE : UN PROCEDE DE TRAITEMENT BIOLOGIQUE DE LA FRACTION ORGANIQUE DES DECHETS

Les filières de traitement biologique de la fraction organique des déchets rencontrent aujourd'hui un regain d'intérêt. Le traitement biologique de ces déchets consiste à dégrader la fraction « fermentescible » qu'ils contiennent à l'aide de micro-organismes naturellement présents au sein des déchets.

S'appuyant sur la définition de Haug, 1993), Mason, 2007) définit le compostage comme étant « [...] la décomposition biologique et la stabilisation des substrats organiques solides, sous des conditions qui permettent le développement de températures thermophiles résultant de la production de chaleur biologique, afin d'obtenir un produit final qui soit stable, peu humide, dénué d'agents pathogènes et de graines, et qui puisse être bénéfique à la terre ». Ainsi, lors du compostage, les déchets organiques sont transformés en un produit valorisable et semblable à un terreau riche en composés humiques : le compost. Cette transformation est réalisée grâce au travail d'organismes biologiques aérobies, préexistants dans les déchets, qui se mettent en activité spontanément dès que les conditions (en particulier l'aération, la teneur en eau, le pH et la température) le permettent (Figure 2), et qui consomment la matière organique présente dans les déchets.

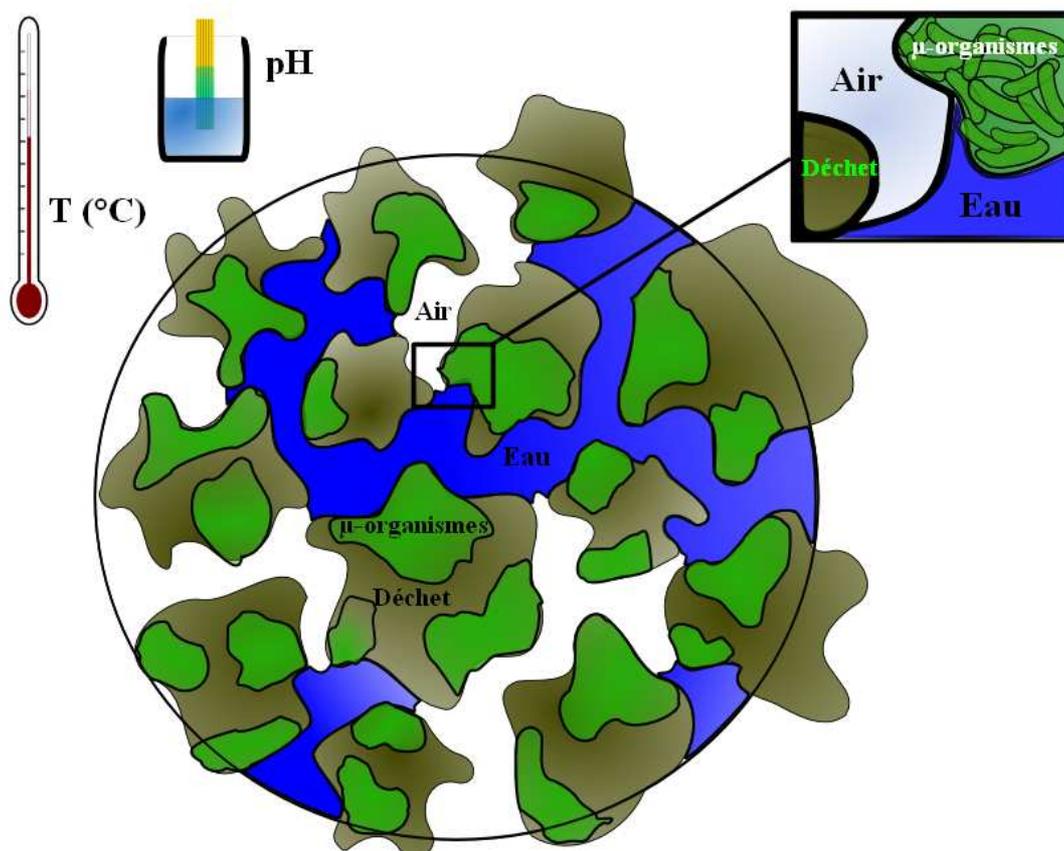


Figure 2 : Compostage du point de vue du micro-organisme : les bonnes conditions doivent être réunies pour que la dégradation ait lieu.

La flore microbienne responsable de la dégradation de la matière organique est composée de bactéries, dont des actinomycètes, ainsi que de champignons et de protozoaires. Ces microorganismes utilisent une large variété d'enzymes pour casser chimiquement les

1. Le compostage des déchets

matières organiques, mais ne peuvent être présents, et actifs, que si les gammes de teneur en eau, pH, oxygène et température sont adaptées. De plus, la température influence fortement le type de populations bactériennes présentes dans le déchet, aidant à définir des phases au cours du compostage.

Ainsi, l'évolution de la température (Figure 3) va permettre de définir deux grandes étapes au cours du compostage : la première dite de fermentation ou phase active, est caractérisée par la dégradation microbienne de la matière organique qui comprend une respiration aérobie intense (dégagement de gaz carbonique + consommation d'oxygène). Le gaz issu de la fermentation aérobie est généralement saturé en eau. Il se compose essentiellement de CO₂ (50 % du carbone organique des déchets est transformé en CO₂ (Noël *et al.*, 2002), d'O₂, de molécules d'ammoniac (NH₃), de composés soufrés en faible proportion (H₂S et mercaptans), de Composés Organiques Volatils (COV), d'Acides Gras Volatils (AGV), et de composés aldéhydiques et cétoniques. Cette étape s'accompagne également d'une réduction du volume de déchet brut initial (environ 50% par rapport au volume de déchets initial) et d'une augmentation de la teneur en matière sèche. Cela est dû à la minéralisation des composés organiques, à la perte d'eau et à la modification de la porosité du milieu (Das & Keener, 1997 ; Eklind & Kirchmann, 2000). La perte en matière organique entraîne une concentration des éléments minéraux (Kirchmann & Widén, 1994). Il est généralement considéré que les micro-organismes actifs sont des bactéries. Cette étape est également découpée en une phase mésophile suivie d'une phase thermophile (élévation de la température des déchets à 70°C en moyenne). Lors de cette phase thermophile, un assèchement du compost lié à l'évaporation de l'eau est souvent observé (Francou, 2003). De plus, au cours du processus de compostage, l'intense multiplication des micro-organismes saprophytes (qui se nourrissent de matière morte et ne nuisent pas à l'organisme), et la chaleur élevée concourent à la destruction de la plupart des micro-organismes pathogènes pouvant être présents dans les produits d'origine : c'est l'hygiénisation du produit final, le compost, résidu riche en matières humifiées, sels minéraux et micro-organismes non pathogènes. (Différent de la stérilisation ou de la pasteurisation artificielle).

S'ensuit une phase de refroidissement durant laquelle l'activité biologique ralentit, en raison de la diminution de la quantité de matière organique rapidement biodégradable. La chaleur générée par la dégradation microbienne est alors inférieure aux pertes dues aux échanges surfaciques et à l'évaporation, entraînant un refroidissement du compost. Au cours de cette phase, des micro-organismes mésophiles colonisent à nouveau le compost, et la matière plus lentement biodégradable est consommée (Francou, 2003).

La seconde étape de compostage est la maturation, ou stabilisation, et est gouvernée par des processus de biosynthèse de macromolécules humiques. Durant cette étape, les champignons et les actinomycètes sont prédominants. Les cinétiques de transformation de la matière y sont plus faibles que pendant la phase active (la dégradation lente des composés résistants tels que la lignine prédomine). L'étape de maturation est donc principalement une phase de réorganisation de la matière humique.

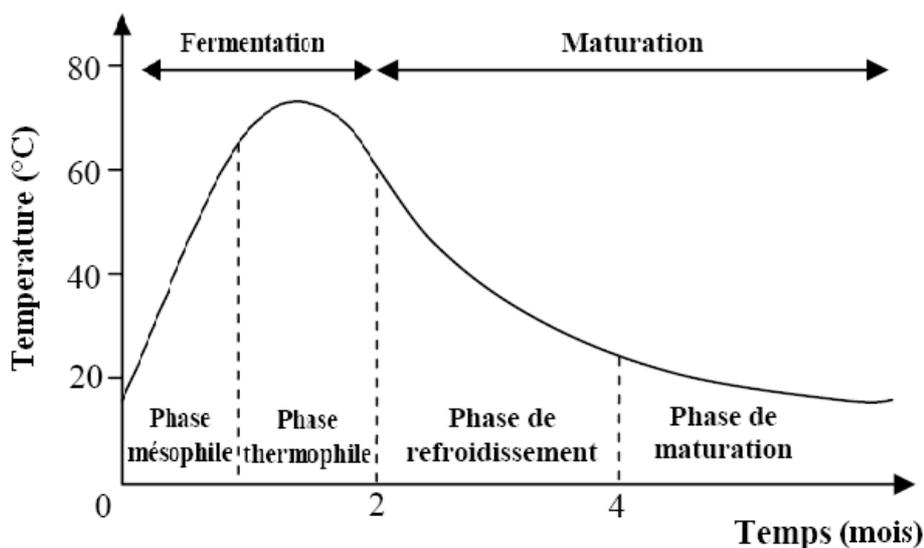


Figure 3. Courbe d'évolution théorique de la température au cours du compostage (Doublet, 2008).

Enfin, un compost est généralement considéré comme mature lorsque :

- il ne s'échauffe plus lors du retournement (voir section 1.3.3.2),
- il ne repart pas en anaérobiose au cours du stockage,
- il n'immobilise pas d'azote lorsqu'il est incorporé dans un sol,
- il n'est pas phytotoxique (Noël *et al.*, 2002).

1.2. FACTEURS INFLUENÇANT LE PROCÉDE DE COMPOSTAGE

Bien que le compostage reproduise un phénomène naturel, sa mise en œuvre et sa maîtrise s'avèrent complexe puisque de nombreux facteurs influencent l'activité des micro-organismes : quantités/nature/accessibilité des nutriments, teneur locale en oxygène, température du milieu, pH du milieu, teneur en eau, etc. (Diaz & Savage, 2007 ; Mustin, 1987).

1.2.1. Teneur locale en Oxygène

1.2.1.1. Conditions d'aérobiose nécessaires à la réaction

La présence d'oxygène au sein des pores du milieu formé par le déchet est par définition une condition indispensable à l'activité biologique aérobie. Certaines études présentent par exemple des résultats qui mettent en évidence qu'une concentration en O_2 trop faible dans le gaz interstitiel engendre l'inhibition de l'activité microbienne aérobie (Richard *et al.*, 2006 ; Yu *et al.*, 2009). Et, puisque celle-ci est aérobie, la consommation d'oxygène est révélatrice de l'activité microbienne. Une aération insuffisante ou mal répartie conduit à l'apparition de conditions anaérobies, avec une diminution conséquente du taux de décomposition et l'évolution d'odeurs nauséabondes (Skitt, 1972). Alors qu'un taux adéquat d'oxygène peut minimiser ces odeurs, il est important de noter que des poches anaérobiques existeront toujours dans des matériaux aussi hétérogènes que les déchets. Par ailleurs, certaines odeurs liées par exemple au stripping de l'ammoniac peuvent être générées dans des conditions aérobies. Une alimentation appropriée en oxygène peut minimiser les odeurs mais ne pourra pas complètement les éliminer. De plus, pour des humidités trop élevées, les transferts d'oxygène en phase aqueuse peuvent devenir limitants et favoriser le développement d'une activité de type anaérobie (de Guardia *et al.*, 2008).

1. Le compostage des déchets

La détermination de la quantité d'air nécessaire pour assurer l'aérobiose a fait et fait l'objet de nombreuses recherches. Les premiers travaux sur le sujet ont été réalisés par Schulze, 1964) et Schulze, 1960). Il a montré que plus les conditions environnementales s'approchent des conditions optimales, plus le taux de consommation d'oxygène est important. Cependant, même si l'oxygène doit être fourni dans la totalité du massif de déchets, il ne peut être disponible pour les micro-organismes que si les espaces au sein du déchet sont suffisamment grands. En effet, la disponibilité de l'air et la résistance à son passage dans le tas de compost sont intimement liées aux espaces lacunaires, à la porosité et la densité du déchet. Selon Haug, 1993) la concentration en oxygène dans la matrice de compostage ne doit pas être inférieure à 5-7% et une bonne aération du compost ne sera possible que si la porosité est suffisante et si l'espace lacunaire (ou FAS pour Free Air Space) est d'environ 30% lors du compostage en tas (Gea *et al.*, 2007). La plupart des auteurs recommandent un FAS compris entre 30% et 36% pour une aération correcte du milieu (Epstein, 1997 ; Haug, 1993 ; Keener *et al.*, 2002 ; Madejon *et al.*, 2002 ; Mustin, 1987).

De plus, la taille des particules de substrat peut varier en fonction de la nature des déchets. Elle doit être aussi petite que possible pour que les particules puissent être facilement décomposées par les bactéries, les champignons et les actinomycètes (Jeris & Regan, 1973 ; Polprasert, 1996). Mais puisque les petites particules ont un plus grand rapport surface/volume, en diminuant la taille des particules, une surface plus grande est exposée aux attaques microbiennes (la granulométrie détermine la surface accessible aux micro-organismes pour la dégradation) (Gray & Biddlestone, 1993). Diaz *et al.*, 2003) ont rapporté que, dans la pratique, la taille minimale admissible des particules est celle à laquelle la porosité nécessaire à une bonne aération dans la masse à composter peut encore être atteinte et maintenue. Elle dépend aussi de la résistance mécanique des particules.

Compte tenu de ces contraintes, des agents structurants (déchets verts, refus de criblage...) peuvent être ajoutés au déchet à composter car ils apportent une structure et une porosité au mélange indispensable pour une bonne aération (Barrington *et al.*, 2002). Raichura & McCartney, 2006) ont constaté qu'une faible granulométrie (taille des particules de l'ordre de 5.2 mm dans leur étude) de l'agent structurant est préférable pour donner au matériel une porosité adéquate plutôt que d'utiliser de grandes quantités d'agent structurant. Les agents structurants de petites tailles permettent de créer une véritable structure poreuse et une distribution de taille de pores homogène à l'intérieur du matériau, permettant alors une consommation efficace de l'oxygène.

La quantité d'oxygène présente au sein du massif va donc clairement dépendre du FAS, mais aussi du fractionnement biochimique de la matrice de déchets (qualité du substrat vis-à-vis des mécanismes de biodégradation). Plus la matrice est biodégradable, plus ses besoins en oxygène (et donc le renouvellement d'air par aération) sont importants. La dégradation de la matière rapidement biodégradable peut entraîner la consommation totale (ou presque) de l'oxygène introduit par retournement en seulement quelques minutes. Richard, 1993) préconise alors que le taux d'oxygène dans les gros pores du milieu soit compris entre 12 et 14 % (idéalement entre 16 et 17%) pour permettre une bonne diffusion dans les grosses particules et les pores remplis d'eau.

Dans une seconde étude, Richard & Walker, 2006) ont remarqué que, lors de leurs essais, à des températures inférieures à 55°C, la dégradation de matière organique est plus importante quand la concentration d'oxygène se situe autour de la concentration usuelle dans l'air (21%). Mais, lorsque la température se situe autour de 65°C, le comportement inverse est observé : la dégradation de la matière organique est plus importante pour de faibles concentrations en oxygène. Vu que ce comportement a lieu autour de la température optimale, Richard & Walker, 2006) concluent qu'il n'est pas nécessaire de maintenir une forte

concentration en oxygène interstitiel pour que le substrat rapidement biodégradable soit consommé.

Cependant, de nombreux auteurs continuent de penser qu'une concentration en oxygène importante est nécessaire, notamment durant la phase de dégradation de la matière rapidement biodégradable. Pour Hamelers, 1993), cette phase où la dégradation est la plus importante est la phase durant laquelle l'oxygène est le principal facteur limitant (Beck-Friis *et al.*, 2002). Lors de l'activité oxydative des micro-organismes, la composition de l'air contenu dans les pores du massif de déchets va varier. Le taux de dioxyde de carbone augmente progressivement et le taux d'oxygène diminue. En moyenne, le taux global de dioxyde de carbone et de dioxygène se trouve autour de 20%. La concentration en oxygène varie entre 15 à 20% et celle du dioxyde de carbone entre 0.5 et 5% (MacGergor *et al.*, 1981). Quand le taux d'oxygène tombe en dessous de ce niveau, les micro-organismes anaérobies commencent à prendre le pas sur les micro-organismes aérobies (Diaz & Savage, 2007). Pour Schulze, 1960) et Fernandes & Sartaj, 1997), cela arrive quand la concentration d'oxygène dans l'air contenu dans le massif de déchets tombe en dessous de 5%. Ceci est confirmé par Mustin, 1987) pour qui la fraction volumique d'oxygène minimum requis pour assurer des conditions aérobies de compostage est de 5%.

1.2.2. Teneur en eau

La teneur en eau du déchet a une influence très significative sur l'activité des micro-organismes aérobies. En effet, comme les micro-organismes ont besoin d'eau pour se développer et coloniser le milieu, une teneur en eau trop faible provoque la décroissance de leur activité (Ahn *et al.*, 2008a ; Diaz & Savage, 2007 ; Petric *et al.*, 2009). A l'inverse, une teneur en eau trop importante provoque la saturation des pores du milieu par la phase liquide et limite ainsi l'apport d'oxygène au milieu, ce qui engendre un ralentissement de l'activité biologique (Mason, 2006 ; Richard *et al.*, 2002). Pour pouvoir gérer correctement la teneur en eau, il faut dans un premier temps comprendre la façon dont elle est répartie dans le déchet.

1.2.2.1. Répartition de l'eau dans le milieu poreux en vue de sa gestion

La répartition de l'eau dans un milieu poreux comme un déchet est relativement complexe. Pour mieux comprendre comment mettre en place une gestion efficace de la teneur en eau dans ce type de matériau, il est nécessaire d'avoir analysé où cette eau est localisée dans le milieu et quelles sont les forces mises en jeu pour engendrer sa rétention au sein du milieu. L'accessibilité de l'eau présente dans le déchet sous l'action de mécanismes de séchage nécessitera donc plus ou moins d'énergie suivant le type de forces qui la lie à la matière solide.

Dans ce type de milieu poreux, l'eau peut être liée au matériau selon les formes suivantes (Colin & Gazbar, 1995) (Figure 4) :

- eau libre ou mobile : c'est la part de l'eau qui peut être drainée du milieu uniquement sous l'effet de la gravité. Cette eau est généralement localisée dans les plus gros pores et peut être très facilement mise en mouvement ;
- eau liée : c'est l'eau qui reste dans le système une fois que l'ensemble de l'eau mobile a été évacuée du système (principalement par drainage). Cette eau liée représente la saturation dite « irréductible ». Cette partie de l'eau n'est pas accessible par drainage et son évacuation du milieu nécessite la mise en œuvre de contraintes mécaniques, importantes d'injection d'air sous pression, ou la mise en œuvre de procédés chimiques de changement de phase. Cette partie de l'eau peut être liée au solide par différents effets :
 - eau capillaire (liée mécaniquement): c'est l'eau présente dans les plus petits pores du milieu poreux, mais qui est retenue dans le milieu lors d'un drainage

1. Le compostage des déchets

gravitaire sous l'action des forces capillaires. Ces forces sont directement reliées aux tensions interfaciales existantes entre une phase mouillante et une phase non-mouillante. Ces forces sont d'autant plus importantes que les pores concernés sont de faibles dimensions ;

- eau absorbée ou eau de rétention (eau liée physiquement) : c'est l'eau qui n'est ni gravitaire, ni capillaire. Dans des milieux complexes, comme les déchets, elle peut correspondre à l'eau adsorbée à la surface des particules ou absorbée au sein des particules (effet de double milieu) ;
- eau liée chimiquement : c'est l'eau qui est fixée dans le matériau par l'intermédiaire de liaisons chimiques.

Ainsi, lors du séchage d'un milieu poreux, sera éliminé tout d'abord l'eau libre, puis l'eau capillaire, l'eau absorbée et enfin l'eau liée chimiquement (Park & Bell, 2004).

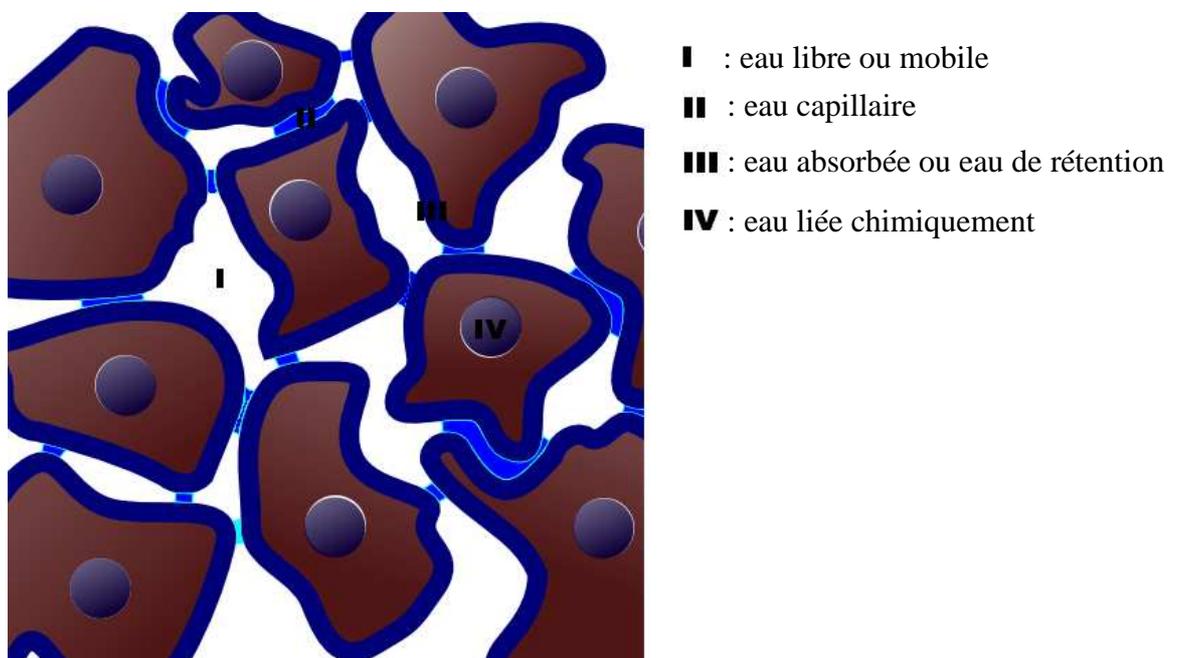


Figure 4. Différentes formes d'eau présente dans le milieu poreux

1.2.2.2. Problématique de la gestion de la teneur en eau en compostage industriel

De nombreuses études ont mis en évidence l'importance de la teneur en eau du déchet vis-à-vis de l'efficacité de la biodégradation et donc du procédé de compostage. Sur les plateformes de compostage une gestion pragmatique et optimisée de la teneur en eau du déchet à composter doit donc être réalisée. Il s'agit de maintenir une teneur en eau suffisante pour ne pas inhiber l'activité biologique, mais inférieure à un seuil critique qui entraînerait une saturation des pores et une limitation de l'apport en oxygène. Schulze, 1962) a suggéré que la densité du mélange doit se situer entre 400 à 500 kg.m⁻³ avec une humidité comprise entre 50 à 60% pour atteindre un minimum d'espace lacunaire de 30% (un espace lacunaire de 30% est généralement recommandé (Eftoda & McCartney, 2004 ; Haug, 1993)). Pour certaines opérations mécaniques telles que le criblage, il est aussi nécessaire que la teneur en eau soit comprise dans une gamme optimale afin de limiter les poussières ou le colmatage des appareils.

Pour les zones tempérées comme la France, le contrôle de l'humidité est particulièrement important car les étés peuvent être très secs. En effet, malgré une humidité initiale des déchets importante (>60% pour les biodéchets), l'injection d'air ambiant (souvent sec et chaud dans ces régions), la production de chaleur et éventuellement les conditions climatiques (vent, chaleur...) peuvent engendrer une évaporation importante de l'eau présente dans le déchet. Dans le guide dédié au management des déchets organiques, l'US EPA préconise d'humidifier régulièrement le compost de façon à ce que la teneur en eau du compost ne varie pas excessivement et que le processus de biodégradation ne soit pas ralenti (Natural_Resources_Conservation_Service, 2000). C'est ainsi que de nombreuses expériences de terrain ont pour objectif d'optimiser l'humidification du compost au cours du processus de compostage (Manios & Stentiford, 2004 ; Petric *et al.*, 2009).

A l'inverse, l'humidité du déchet doit parfois être diminuée pour assurer un bon compostage. Dans le cas d'un substrat dont la rhéologie s'approche d'un liquide (boues, déjections animales, ...), il est préconisé de mélanger le déchet à un matériau plus sec (refus de compostage, déchets verts...) dans le but de fournir des propriétés physiques, chimiques et biologiques adéquates pour le bon fonctionnement du processus. Quand un substrat humide est mélangé avec un agent structurant, celui-ci fournit l'appui structurel nécessaire pour créer des vides entre les particules. Il corrige aussi la teneur en eau du mélange pour l'amener dans une gamme comprise entre 60% à 80% (Haug, 1993 ; Pace *et al.*, 1995 ; Morin *et al.*, 2004). Les agents structurants absorbent également une partie du lixiviat produit pendant le processus de décomposition, pour préserver l'humidité du mélange et permettre une activité microbienne effective. Par conséquent, l'ajout de co-produit permet :

- de donner une structure « macro-poreuse » au mélange,
- de favoriser les apports convectifs d'air frais,
- d'homogénéiser et de maintenir la teneur en eau totale du mélange.

Enfin, au cours du compostage, si le déchet est trop humide, il est possible d'accentuer l'injection d'air pour favoriser l'évaporation d'eau.

Ainsi, maintenir une humidité adéquate durant le compostage n'est pas simple car ce paramètre est influencé par de nombreux facteurs parfois difficilement accessibles ou maîtrisables. Les équipements présents sur les sites de compostage ne permettent pas toujours de contrôler la température et l'hygrométrie de l'air entrant. De plus, beaucoup de sites fonctionnent à l'air libre et sont ainsi soumis aux variations climatiques journalières et saisonnières. Enfin, le manque de techniques permettant la mesure en continu in situ de la teneur en eau du déchet implique qu'il est difficile de mettre en place une stratégie de contrôle automatisée de la teneur en eau. Dans ce cadre, l'utilisation d'un outil de simulation pourrait aider à estimer l'évolution de la teneur en eau durant le compostage et ainsi à mieux appréhender la mise en place de stratégies de gestion de la teneur en eau. Ce type d'outil peut s'avérer particulièrement utile pour comparer des scénarii d'exploitation.

1.2.3. Température

La température du milieu est également un paramètre clé du compostage puisqu'elle influe sur le type de micro-organismes présents (notamment effet d'hygiénisation), sur les cinétiques de biodégradation, sur le taux d'humidité et sur la diffusion de l'oxygène. Elle affecte également les cinétiques d'hydrolyse enzymatique.

Cette température va dépendre :

- de la quantité de chaleur produite qui est essentiellement fonction de la biodégradabilité du déchet traité et de son pouvoir calorifique,

- des échanges de chaleur avec l'extérieur majoritairement influencés par les conditions opératoires appliquées (en particulier l'aération) et le procédé de compostage utilisé (Berthe, 2007).

De nombreuses expériences de laboratoire mettent en effet en évidence que l'activité biologique aérobie n'est effective que dans des conditions de température comprises entre 5°C et 80°C (Ahn *et al.*, 2008a ; Mason, 2006). La variation de température au cours du traitement est à l'origine d'une modification de la nature des souches les plus actives et d'une modification des taux d'utilisation des substrats.

1.2.3.1. Impact de la température sur la flore microbienne

De nombreuses études ont mis en évidence l'effet de la température sur la croissance spécifique des micro-organismes (de Guardia, 2006 ; Haug, 1993 ; Mustin, 1987 ; Richard & Walker, 1998 ; Rosso *et al.*, 1993 ; Tremier *et al.*, 2005). Comme les micro-organismes ne peuvent pas réguler leur température, ils restent à la température de leur milieu de croissance, qui évolue avec leur activité, et les espèces et le nombre de micro-organismes changent avec la température.

Le taux de décomposition et la production de chaleur sont affectés par les micro-organismes. En raison de l'accumulation de chaleur, la température monte d'abord durant la phase mésophile (25 à 45°C), suivie par la phase thermophile (plus de 45°C). Les hautes températures jouent un rôle important dans le développement de la communauté microbienne thermophile. Habituellement, la température thermophile est atteinte après 1 à 4 jours de compostage. Après la phase thermophile, la température diminue à nouveau pendant la phase mésophile pour atteindre le niveau de température ambiant en fin de processus (Bari, 1999).

La température a donc un grand effet sur la succession des différentes communautés microbiennes qui apparaissent au cours du procédé, ce qui contribue aux différences de comportement rencontrées lors du procédé de compostage, notamment vis-à-vis de propriétés telles que la réduction de la masse et la consommation d'oxygène.

Les différences entre les communautés mésophiles et thermophiles résident dans les critères suivants : lors de la phase mésophile, (i) la biomasse et la diversité microbienne n'est pas très importante, (ii) il y a une plus grande fraction de protéobactéries, (iii) et une plus petite proportion d'actinomycètes. La diversité microbienne peut être importante durant la phase initiale de compostage car certains micro-organismes mésophiles sont capables d'utiliser de grandes molécules complexes de lipides et de protéines. Le compostage thermophile peut induire une succession microbienne rapide et le temps nécessaire pour produire un compost hygiénisé peut être raccourci si de hautes températures sont atteintes. Cependant, Tang *et al.*, 2007) soutiennent que le compostage mésophile peut être plus efficace et plus propice à la réduction de la masse de déchets en raison de la plus grande activité de décomposition d'une communauté microbienne prédominée par des protéobactéries et des champignons, bien que cela accroisse la possibilité qu'il existe des agents pathogènes à de telles températures. De même, dans leurs travaux, Suler & Finstein, 1977) concluent que l'activité aérobie est maximale entre 56 à 60°C et sous-maximale à 64°C et plus. Dans les essais par lots, Wiley, 1957) a constaté que la gamme 55 à 63°C fournit une meilleure gamme de température pour la réaction que la gamme 67 à 73°C. Les résultats de Wiley, 1957), comme ceux de Suler & Finstein, 1977) et de Tang *et al.*, 2007), sont en contradiction avec l'impression très répandue qu'en compostage « les hautes températures sont forcément meilleures pour le procédé ». Cette constatation n'est pas en conformité avec la pensée générale actuelle de la communauté scientifique du compostage qui préconise des conditions de dégradation thermophiles (voir 1.2.3.2).

L'activité de dégradation de la matière organique par les micro-organismes aérobies est accompagnée d'une production, de chaleur. Celle-ci est d'autant plus intense que la matrice est biodégradable et a un pouvoir calorifique élevé. Cette chaleur produite est dissipée vers l'extérieur par convection, conduction et rayonnement (de Guardia, 2006). Mais, parfois, l'accumulation de chaleur liée à l'activité de biodégradation peut devenir très importante et provoquer une augmentation conséquente de la température au sein de la masse de déchet, pouvant atteindre 70-90°C. Finstein *et al.*, 1980) appelle ce processus « suicide microbien », processus qui conduit à l'arrêt de la biodégradation (Finstein *et al.*, 1980 ; de Bertoldi *et al.*, 1983). Généralement, le taux de réaction chimique augmente avec la température, aussi longtemps que la température n'est pas supérieure à la température d'inhibition : en effet, les températures trop élevées empêchent la croissance microbienne, ralentissant la dégradation des matières organiques. Seules quelques espèces de bactéries thermophiles ont une activité métabolique au-delà de 70°C (Diaz & Savage, 2007). Ces mécanismes complexes induisent finalement une certaine autorégulation de la température du compost pendant la phase active de fermentation.

De façon générale, l'augmentation de température entraîne des cinétiques plus rapides jusqu'à une température critique au-delà de laquelle un ralentissement voire une inhibition des réactions est provoquée. La définition de cette température ainsi que de la température optimale ont fait l'objet de nombreux travaux.

1.2.3.2. Températures maximale et optimale

Bien que les pics de températures dans le voisinage de 70°C soient plus fréquents, les masses importantes de déchets à composter atteignent parfois 80°C du fait de leur faible capacité à évacuer la chaleur produite (Suler & Finstein, 1977).

Hay & Kuchenrither, 1990) ont rapporté que des températures supérieures à 60°C sont courantes dans les grands andains, et dans certains cas, la température reste au-dessus de 71°C pendant plusieurs jours. Les températures thermophiles maximales observées est de l'ordre de 74°C pour un réacteur à l'échelle pilote (VanderGheynst *et al.*, 1997), 75°C dans un tas de compost avec ventilation forcée (Willson, 1983), 78°C au centre d'un tas aéré (Epstein *et al.*, 1976), et 80°C sur les couches supérieures d'un tas à l'échelle pilote (Bhamidimarri & Pandey, 1996). Bien que ces températures importantes soient bénéfiques pour la destruction des agents pathogènes, elles sont néfastes pour la majorité des micro-organismes responsables de la décomposition biologique. Il a été constaté que le taux de décomposition est considérablement réduit au-dessus de 60°C (Suler & Finstein, 1977 ; MacGergor *et al.*, 1981) ou 55°C (McKinley & Vestal, 1984 ; McKinley & Vestal, 1985).

En ce qui concerne la température optimale pour la décomposition des déchets lors de la phase de fermentation, température qui peut varier selon les propriétés des déchets compostés ainsi que des conditions opératoires du procédé, celle-ci est certainement plus basse que le maximum de température qui peut être atteint. Pour avoir un taux élevé de biodégradation et un maximum de diversité microbienne, Diaz & Savage, 2007) préconisent une température comprise entre 30 et 45°C (de Bertoldi *et al.*, 1983 ; Finstein *et al.*, 1983 ; Stentiford, 1993 ; Horisawa *et al.*, 2001). Ils proposent aussi de mettre en place, pendant le processus de compostage, un contrôle rétroactif de la température avec une consigne comprise entre 30 et 45°C afin de minimiser le temps de séjour. Cependant, ils affirment que la phase thermophile ne doit pas être totalement éliminée du processus de compostage, car il s'agit de la phase la plus importante pour la réduction des agents pathogènes.

1. Le compostage des déchets

De nombreux autres travaux mettent en évidence que la dégradation aérobie est maximale pour des niveaux thermiques avoisinant 60°C. Par exemple, Kuter *et al.*, 1985) indiquent que l'activité microbienne est plus intense lorsque les températures moyennes de compost sont comprises entre 40 et 60°C. De même, Waksman *et al.*, 1939) affirment que le taux de dégradation biologique est maximal à 65°C lors du compostage de fumier de cheval et de paille. Dans l'étude présentée par Bach *et al.*, 1984), le taux de dégagement de CO₂ maximal observé à été obtenu pour une température d'environ 60°C.

Dans une autre expérience, Bach *et al.*, 1985) utilisent un réacteur à garnissage autothermique de 28 L. Lors de leurs expériences, la température optimale observée est également proche de 60°C. Strom, 1985) a observé que la diversité des espèces bactériennes a diminué de façon marquée dans un composteur de laboratoire (de 4.5 L) à 60°C, mais demeure similaire pour les autres tests incubés à 49, 50 et 55°C. A partir de ce résultat, la température maximale souhaitable pour le compostage, basée sur la diversité des espèces bactériennes, est de 60°C. Les résultats obtenus par Bach *et al.*, 1984), Bach *et al.*, 1985) et Strom, 1985) sont cohérents avec les conclusions d'autres chercheurs (Nakasaka *et al.*, 1985).

Bien qu'il y ait une certaine variation dans la gamme de température optimale en raison de la variabilité des déchets utilisés et des pratiques opérationnelles, dans la plupart des cas, cette température est de l'ordre de 55 à 60°C. D'autre part, lorsque les températures sont maintenues à 55°C ou au-dessus pendant 3 jours consécutifs, une proportion acceptable des agents pathogènes initialement présents a été détruite sous l'effet des températures atteintes (Burge *et al.*, 1981 ; Golueke, 1983). Ainsi, à partir de la discussion ci-dessus la gamme de température optimale semble être de 55 à 60°C.

1.2.4. pH

1.2.4.1. Evolution du pH

Les déchets collectés sont souvent acides, avec un pH variant entre 4.5 et 6 (Eklind *et al.*, 1997). L'acidité est due à la présence d'acides organiques à chaînes courtes, principalement les acides lactiques et acétiques (Beck-Friis *et al.*, 2001). Ces acides se trouvent dans les matières premières, et leurs concentrations augmentent pendant la phase initiale de compostage (Nakasaka *et al.*, 1993 ; Beck-Friis *et al.*, 2003). La production par hydrolyse d'acides organiques et de dioxyde de carbone diminuent la valeur du pH à environ 5 ou moins. Il est cependant possible d'ajouter des agents structurants qui vont agir comme une barrière contre les acides organiques produits au cours des premiers stades de compostage, et, par conséquent, contribuent à maintenir le pH du mélange dans une gamme comprise entre 6 et 8 (Haug, 1993).

Lorsque cette phase d'acidification est terminée et que les métabolites intermédiaires sont complètement minéralisées, le pH tend à augmenter pour atteindre 8.0 à 8.5 (USEPA, 1992 ; Tchobanoglous *et al.*, 1993 ; Sharma *et al.*, 1997 ; Diaz & Savage, 2007). La remontée du pH après acidification résulte des réactions d'ammonification lors de l'oxydation des composés azotés (libération de NH₃ qui en solution donne NH₄⁺ et OH⁻). Les attaques enzymatiques contribuent également à l'alcalinisation du milieu car à l'interface solide-liquide les attaques enzymatiques entraînent la libération de bases (Berthe, 2007). Le pH monte même souvent à des valeurs comprises dans la gamme 8-9 (Sundberg *et al.*, 2004), puis décroît en fin de traitement (de Guardia, 2006 ; Nakasaka *et al.*, 1993) pour atteindre la neutralité. Le retour à la neutralité s'explique par la diminution des gisements en matière organique et par la libération d'ions H⁺ par des réactions de nitrification. Bien que les valeurs de pH ne puissent être vraiment généralisées quel que soit le substrat, les tendances de cette

évolution sont relativement caractéristiques du compostage (Figure 5) : le pH évolue en fonction des différentes phases du processus de biodégradation.

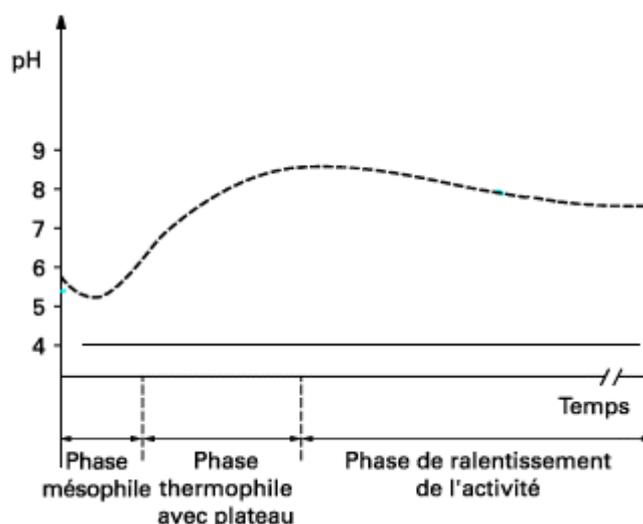


Figure 5 : Evolution du pH au cours du procédé de compostage.

1.2.4.2. Gamme de pH optimale

Alors que, pour la digestion anaérobie, le niveau de pH critique couvre généralement une gamme relativement restreinte (par exemple, 6.5 à 7.5), la gamme pour le compostage est si large que les difficultés dues à un niveau de pH trop élevé ou trop faible sont rarement rencontrées. Généralement, la matière organique avec une large gamme de pH (de 3 à 11) peut être compostées (de Bertoldi *et al.*, 1985).

Pour Miller & Jones, 1995), le niveau de pH souhaité pour l'activité microbienne se situe entre 5 et 7, alors que Jeris & Regan, 1973) ont obtenu des taux maximum de dégradation thermophile à un pH compris entre 7.5 et 8.5, en se basant sur la mesure du taux de consommation d'O₂ ou du taux de production de CO₂ d'échantillons de déchet étudiés en laboratoire. Cependant Savage *et al.*, 1988) affirment que, dans la pratique, un niveau de pH initial de 5.5 ou 8 n'aurait pas un effet sérieux sur la durée du compostage et la progression du procédé dans son ensemble. Un pH optimal de 5.5 à 8.5, avec peu de variations, est d'ailleurs recommandé dans la plupart des publications de la littérature scientifique (Inbar *et al.*, 1990; Miller, 1991 ; Kapetanios *et al.*, 1993 ; Diaz & Savage, 2007), même si la gamme optimale de pH pour le compostage est liée aux conditions optimales de vie des micro-organismes et devrait donc être située autour de la neutralité (Mustin, 1987).

De manière générale, la plupart des bactéries qui interviennent dans le compostage évolue préférentiellement dans les milieux dont le pH est presque neutre, avec un optimum compris entre 6 et 8, tandis que les champignons se développent mieux dans un environnement assez acide (de 5 à 8.5 environ) (Changa *et al.*, 2003 ; Diaz & Savage, 2007). Pour ces derniers, les inhibitions dues au pH semblent être indirectes, et conséquences de la diminution et de la modification de la disponibilité des nutriments dans les substrats. Au final, le pH intervient essentiellement par son rôle sélectif sur la microflore responsable de la décomposition des déchets initiaux.

Enfin, McKinley & Vestal, 1985) ont suggéré que l'augmentation du pH pourrait être un indicateur indirect des niveaux élevés d'activité microbienne durant le compostage. Galler & Davey, 1971) ont d'ailleurs rapporté qu'une élévation de température initiale plus lente pouvait être associée à des échantillons plus acides, la température étant restée inférieure à 45°C jusqu'à ce que le pH dépasse 7.0.

1.2.5. Matière organique

La matière organique constitutive du déchet peut présenter une biodégradabilité variable (quantité et qualité : rapidement, lentement ou non biodégradable (Mason, 2006)) ce qui influe directement sur l'activité de biodégradation en compostage. L'accessibilité des micro-organismes à cette matière biodégradable conditionne également cette activité. De plus, il est nécessaire que le substrat contienne une quantité adéquate de nutriments assimilables (carbone, azote, potassium, etc.) pour permettre le développement de la flore microbienne (Diaz & Savage, 2007 ; Yamada & Kawase, 2006). Le rapport entre la masse en carbone et la masse en azote (rapport C/N) du déchet à traiter est également crucial pour le processus de biodégradation aérobie.

1.2.5.1. Rapport C/N optimal

Pour maintenir l'activité de biodégradation, un équilibre nutritionnel doit être respecté. Pour déterminer l'équilibre nutritionnel souhaitable, 2 facteurs entrent en jeu (BioCycle, 1991) :

- la composition élémentaire de la masse cellulaire microbienne,
- le métabolisme microbien.

Pour que la réduction et la décomposition aient lieu, tous les micro-organismes doivent avoir accès aux éléments constituant le matériel cellulaire ainsi qu'aux éléments nécessaires au métabolisme microbien (source d'énergie et constituants des enzymes). Plus les quantités de ces composants sont importantes, plus les micro-organismes peuvent se développer et plus rapide et intense devrait être le compostage. Les principaux nutriments à prendre en considération sont le carbone, l'azote et le phosphore mais d'autres nutriments peuvent être limitants (Berthe, 2007).

Un des indicateurs les plus importants de la disponibilité des nutriments pour la flore microbienne est le rapport du carbone organique total sur l'azote total (C/N). Idéalement, le rapport C/N diminue constamment au cours du compostage (conséquence de la minéralisation biologique de composés carbonés et leur perte sous forme de CO₂).

Un rapport C/N dans le matériau de départ d'environ 25-30 est considéré optimal pour la plupart des déchets. Pour optimiser le ratio C/N, les agents structurants sont généralement ajoutés au processus de compostage pour éliminer plus efficacement les déchets solides.

Le carbone est une source d'énergie essentielle pour la croissance cellulaire et l'azote est un constituant majeur des protéines nécessaires aux microorganismes (Miller & Jones, 1995). Le métabolisme microbien nécessite environ 30 carbones pour un azote. Un pourcentage important de carbone (environ 20/30 carbones) est oxydé en CO₂ par les microbes durant leurs activités métaboliques. Le carbone restant est converti en paroi cellulaire, en membrane, protoplasme, ou produits de stockage. La majorité de l'azote consommé, quant à elle, sert à la synthèse du protoplasme. Par conséquent, il est nécessaire d'avoir plus de carbone que d'azote.

La teneur en azote d'un déchet peut être déterminée au moyen de la méthode standard de Kjeldahl. La détermination de la teneur en carbone peut se faire via un COT-mètre. Toutefois, une estimation du carbone basée sur une formule développée dans les années 1950 par des chercheurs néo-zélandais (Anonymous, 1951) donne une information suffisante sur cette donnée (Diaz & Savage, 2007) :

$$\% \text{ carbone} = \frac{100 - \% \text{ cendres}}{1.88}$$

Des études ont montré que les valeurs obtenues à partir de cette formule approchent celles de plusieurs études réalisées en laboratoire avec une erreur comprise entre 2 et 10%. D'après Diaz & Savage, (2007), dans le compostage à petite échelle dans lequel les analyses d'azote et de carbone ne sont financièrement pas viables, on peut supposer que le rapport C/N s'approchera du niveau approprié, si le ratio de déchets frais (ou de déchets de cuisine, ou de fumier frais) verts (en couleur) - déchets non-verts est d'environ 1:4, en terme de volume.

Ces auteurs affirment aussi que démarrer le processus avec un rapport C/N de 25-30 est optimal pour la majorité des déchets. Faire une entorse à cette règle a des conséquences directes et négatives sur les cinétiques de dégradation. D'autre part, si le rapport C/N est inférieur à ces niveaux, il est possible que l'azote soit perdu sous forme d'ammoniac.

1.2.5.2. Conséquences d'un mauvais rapport C/N

Une littérature importante existe sur les effets des différents rapports C/N (Hansen *et al.*, 1989 ; Eghball, 1997) sur les propriétés du compostage. Comme il a été vu dans la partie précédente, la gamme optimale du rapport C/N pour la plupart des substrats est de 25 à 30 (Golueke, 1977 ; Obeng & Wright, 1987 ; Vallini & Pera, 1989 ; Golueke & Diaz, 1990 ; Fernandes & Sartaj, 1997). Un écart par rapport à cette gamme conduit à une cinétique de biodégradation aérobie plus lente.

Si le rapport C/N est élevé, cela inhibe la croissance des micro-organismes et ainsi réduit le taux de décomposition, car les besoins en azote ne sont pas satisfaits. Durant le procédé de compostage, un tel rapport exigerait un temps excessivement long pour être amené à un niveau plus approprié (Golueke, 1977).

A de faibles rapports C/N, l'azote pourrait être perdu sous forme d'ammoniac, en particulier avec des conditions combinant hautes températures et aération forcée. L'ammoniac libéré peut être phytotoxique pour les racines des plantes (Zucconi *et al.*, 1981), et, en quantité suffisante, peut être toxique pour les populations microbiennes, inhibant une fois de plus le processus (EPA 1992). La perte d'azote par volatilisation de l'ammoniac pour des rapports C/N inférieur à 20 peut être en partie évitée en utilisant des températures élevées et des pH basique (environ 8-9). Et, généralement, la couche externe de matériau d'un andain statique n'ayant pas subi de retournement empêche l'ammoniac de s'échapper du massif de déchets. Enfin, la perte d'ammoniac, outre le fait de produire de mauvaises odeurs ou de polluer l'atmosphère, réduit la teneur en azote du produit final, en réduisant la qualité de l'engrais organique produit.

Les rapports C/N faibles ou importants peuvent être ajustés par l'ajout d'azote ou de déchets riches en carbone. La sciure, la paille, l'herbe coupée, les feuilles sèches, etc., sont des exemples de matériaux riches en carbone, tandis que le fumier de volaille, les déchets d'abattoirs, les boues d'épuration, etc., sont riches en azote. Toutefois, il semble qu'outre leur quantité, ce soit surtout leur accessibilité aux micro-organismes qui détermine les cinétiques d'utilisation.

1.2.5.3. Conclusion sur le rapport C/N

Le rapport C/N optimal est, dans une certaine mesure, fonction de la nature des déchets, et particulièrement des composants carbonés. Mais il ne tient cependant pas compte de la disponibilité réelle du carbone et de l'azote considérés, ce qui fait qu'une valeur du

rapport C/N autour de 25-30 n'est pas nécessairement le gage d'un équilibre nutritionnel adéquat. C'est en effet la disponibilité de l'azote et du carbone contenus dans la matière qui va déterminer la capacité d'utilisation de ces composés par les micro-organismes (Berthe, 2007).

Cette disponibilité dépend de plusieurs facteurs, et notamment de la structure de la matrice (c'est-à-dire sa granulométrie, son taux d'espace vide, des surfaces d'échange...) qui va conditionner les voies d'accès aux micro-organismes. Plus la matière est divisée, plus rapide et efficace sera l'attaque enzymatique et plus grandes seront les surfaces d'échange entre les différentes phases.

1.2.6. Conclusion

En plus d'affecter directement les cinétiques de biodégradation, tous ces paramètres sont interdépendants et impactés par les conditions opératoires (type de procédé, caractéristiques du déchet traité, etc.), d'où la difficulté d'en comprendre et d'en prévoir les effets sur le procédé (Figure 6). L'injection d'air dans le massif de déchet permet d'apporter le renouvellement en oxygène nécessaire à la dégradation aérobie dont les produits de réaction sont l'eau, le dioxyde de carbone et la chaleur. Cependant, l'aération combinée à la production de chaleur va initier le séchage de la matrice de déchets et diminuer la teneur en eau. Or, il est nécessaire de maintenir une teneur en eau suffisante pour ne pas inhiber l'activité biologique, mais il est aussi important que celle-ci soit inférieure à un seuil critique au-delà duquel il y aurait une saturation des pores et une limitation de l'apport en oxygène. En plus de cela, la structure physique du déchet (porosité, perméabilité, granulométrie...) va aussi impacter le procédé de compostage puisqu'elle influence et est influencée par les différents paramètres précédemment cités. Et toutes ces interactions évoluent avec le temps, tout au long du procédé.

Cela illustre la complexité que représente la compréhension du procédé ainsi que l'optimisation de sa gestion.

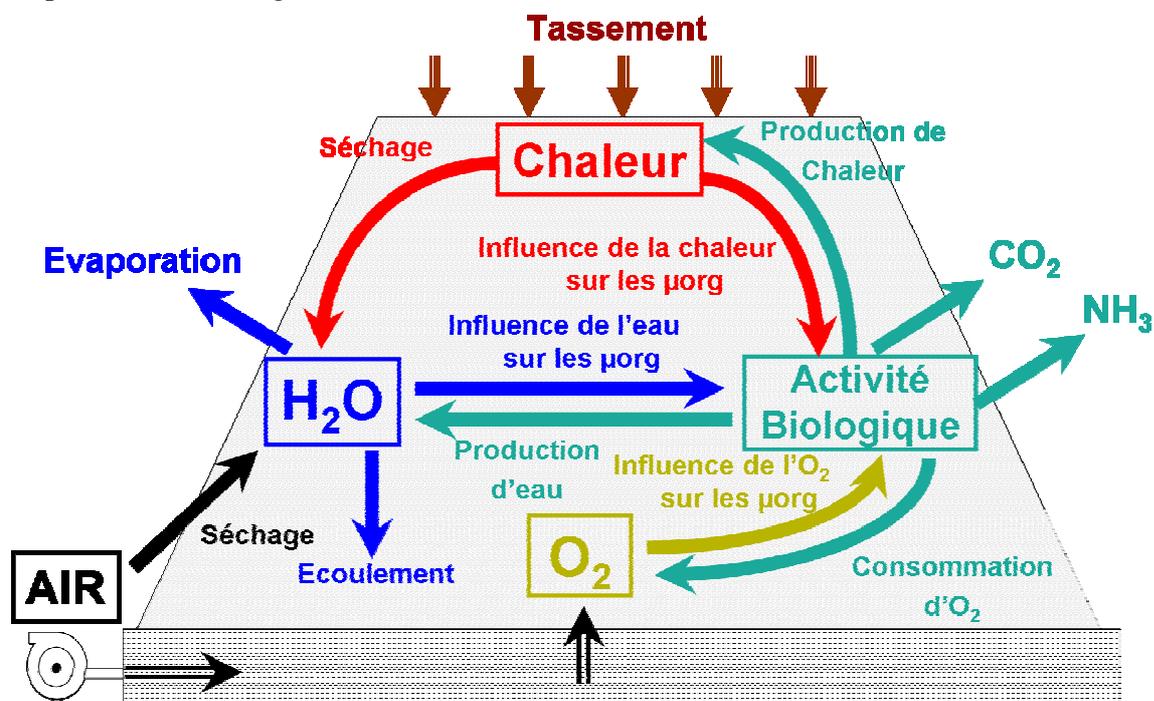


Figure 6. Représentation schématique des couplages entre les différents acteurs jouant un rôle dans le processus de compostage.

1.3. LE COMPOSTAGE : UN PROCÉDE INDUSTRIEL DE TRAITEMENT DES DÉCHETS

1.3.1. Plateformes de compostage : aspects législatifs

Les installations de compostage de déchets sont des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE, dont la nomenclature est établie par le décret du 20 mai 1953), et sont donc soumises à la loi 76-663 du 19 juillet 1976 et à son décret d'application 77-1133 du 21 septembre 1977 modifié par le décret 2000-258 du 20 mars 2000. La loi du 19 juillet 1976 précise dans son article ses objectifs : il s'agit de préserver de dangers ou d'inconvénients le voisinage, la santé, la sécurité, la salubrité publique, l'agriculture, la nature, l'environnement et les sites et monuments. Le décret du 21 septembre 1977 reprend globalement ces thèmes comme devant être étudiés dans le cadre de l'étude d'impact.

Un récent décret datant du 8 novembre 2009 a modifié les rubriques de la nomenclature des installations classées 167-c, 322-b3 et 2170. Ce décret a créé trois nouvelles rubriques : la rubrique 2780 concerne le compostage, la rubrique 2781 concerne la méthanisation et la rubrique 2782 les autres traitements biologiques susceptibles d'être mis en œuvre pour les déchets non-dangereux.

En ce qui concerne le compostage, la première sous-rubrique (2780-1) prévoit un seuil d'autorisation fixé à 30 tonnes/jour. Le régime déclaratif s'applique entre 3 et 30 tonnes/jour de matières traitées. La seconde sous-rubrique (2780-2) prévoit un seuil d'autorisation à 20 tonnes/jours et un seuil de déclaration commençant à 2 tonnes/jour. Ce seuil est différent du précédent, du fait de la nature des déchets spécifiques (boues et fraction fermentescible des ordures ménagères) et de la nécessité d'un suivi plus attentif de leur provenance. La troisième sous-rubrique de compostage (2780-3) concerne le compostage des déchets non visés par les deux premières sous-rubriques. Elle prévoit un régime d'autorisation systématique, sans seuil.

1.3.2. Plateformes de compostage : les différentes étapes

De nombreuses études ont mis en évidence l'importance de contrôler l'ensemble des paramètres précédemment cité (voir section 1.2) afin d'assurer l'efficacité de la biodégradation et donc du procédé de compostage. Sur les plateformes de compostage une gestion pragmatique et optimisée de l'ensemble de ces facteurs comme, par exemple la teneur en eau du déchet, doit donc être réalisée.

Les méthodes de compostage sont très diverses et comptent à la fois des méthodes rustiques utilisées en général à des échelles moindres et d'autres plus élaborées où de plus grands volumes de déchets peuvent être traités. Ces méthodes plus élaborées et utilisées à l'échelle industrielle, ont été mises en place pour obtenir un compostage plus performant qui :

- permet une maîtrise du procédé,
- contrôle l'hygiénisation du déchet,
- raccourcit les délais de traitement,
- composte ensemble des déchets de diverses origines,
- fabrique des produits variés adaptés à l'entretien des sols et aux plantations.

En règle générale, pour sa mise en œuvre industrielle, le procédé de compostage peut être divisé en 3 étapes principales (Figure 7). La première étape est une étape de préparation du déchet permettant de contrôler la qualité du produit entrant dans le procédé (mélange, broyage, BRS, affinage ...) (voir section 1.3.2.1). La seconde étape, comme explicitée dans la partie 1.1, est l'étape dite de fermentation, qui consiste à la phase de dégradation de la matière

1. Le compostage des déchets

organique par voie aérobie. C'est aussi là que le compost sera hygiénisé via l'élévation de la température (voir section 1.3.3). Enfin la dernière étape est une étape de maturation (voir section 1.1) au cours de laquelle la matière organique se réorganise, et durant laquelle l'hygiénisation se poursuit.

La qualité du produit obtenu, le compost, va dépendre de la qualité de l'ensemble de ces étapes (Figure 7). Ainsi, le tri, le broyage, le criblage et la préparation du mélange (ajout de structurant, ajustement du ratio C/N, humidification) peuvent permettre de bien conditionner le déchet avant de commencer le compostage à proprement parler. Lors du compostage, c'est durant la phase de fermentation essentiellement qu'il est possible d'optimiser le procédé, car c'est durant cette phase que se dégrade la matière organique. Ainsi, il est possible de réhumidifier le massif de déchets afin d'ajuster l'humidité, ou bien d'aérer (retournement ou aération forcée) afin de subvenir aux besoins en oxygène des micro-organismes.

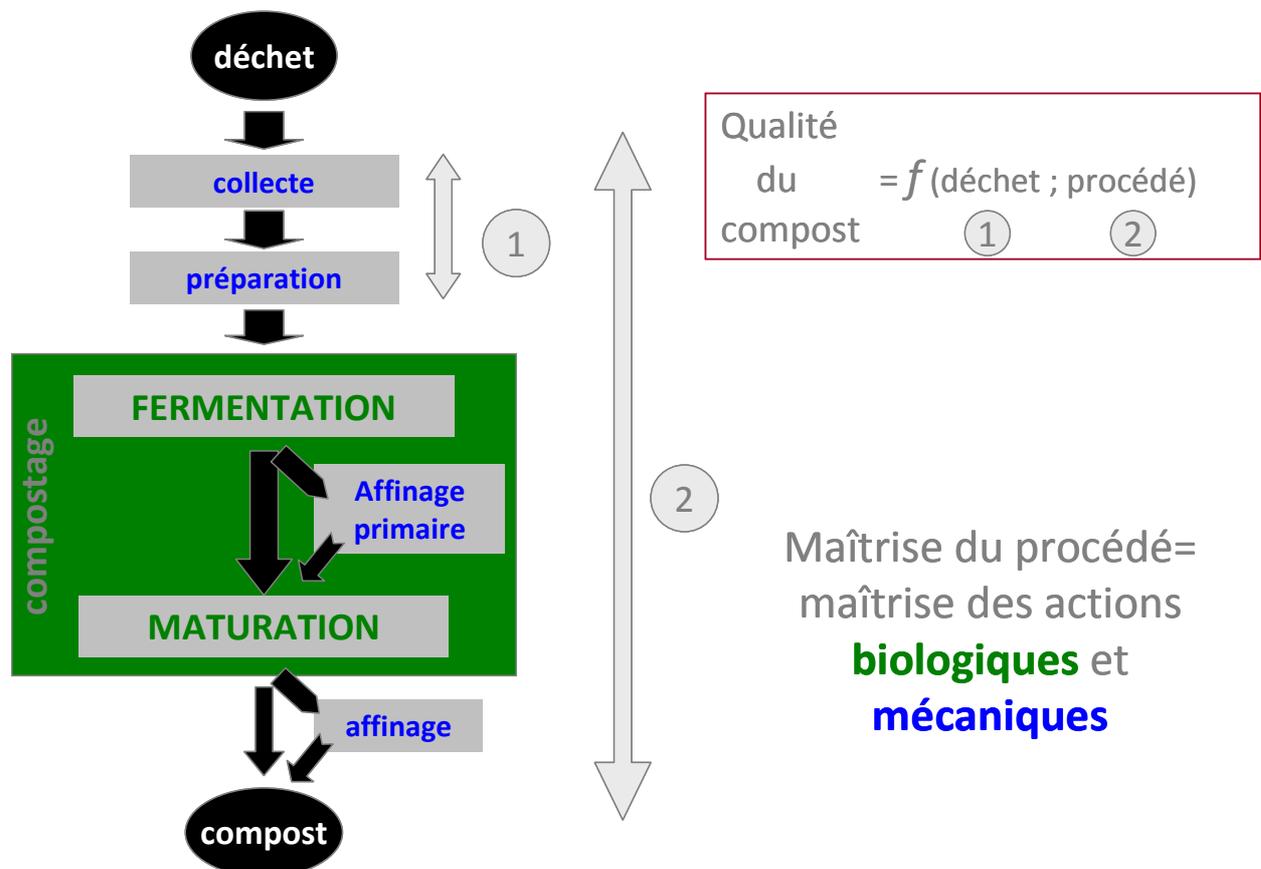


Figure 7. Schéma des différentes étapes permettant la transformation du déchet en compost

1.3.2.1. Préparation du déchet

Pour améliorer le processus, il convient de préparer le déchet afin d'en optimiser les caractéristiques initiales : teneur en eau, porosité, granulométrie, ratio C/N, Pour cela, différentes actions sont réalisées en fonction du déchet traité. Il est par exemple possible d'avoir une phase de tri, suivi d'une phase de mélange. Mélanger différentes catégories de déchets (humides et secs, grossiers et fins, carbonés et azotés, ...) dans les bonnes proportions aide à assurer des conditions initiales de compostage favorables.

Habituellement, pour le compostage des déchets verts, une phase de broyage peut également être réalisée. Ceci permet d'augmenter la surface de contact du déchet avec le milieu ambiant (l'air). Cette étape de broyage est également favorable à la pénétration et l'homogénéisation de la teneur en eau du milieu. Elle favorise également l'accessibilité de la

matière organique aux micro-organismes au cœur du déchet. Plus les éléments sont petits, plus la décomposition est rapide. Cependant, une trop faible porosité est aussi un frein à l'oxygénation du milieu indispensable à la réaction aérobie.

De manière générale, l'ajout de déchets structurants crée des vides par lesquels l'air peut circuler (Figure 8). Comme le taux d'espace lacunaire tend à diminuer durant le traitement de compostage (via notamment des phénomènes de tassement et la diminution de la granulométrie de la matière), pour maintenir un FAS favorable tout au long du traitement, certains auteurs préconisent une valeur de FAS élevée pour les matrices entrant dans le processus de compostage (Mohee & Mudhoo, 2005 ; Mohee *et al.*, 1998 ; US_Composting_Council, 2002). Ils conseillent de travailler avec une matrice de FAS proche de 60% en début de procédé afin d'assurer le maintien d'un FAS suffisamment élevé jusqu'au terme du traitement de compostage.



Figure 8 : Mélange de boue et d'un co-produit afin d'augmenter la porosité de la boue, et donc l'accessibilité à l'oxygène pour les micro-organismes.

De plus, ces déchets structurants sont souvent plus secs que les déchets à composter. Ajouter un déchet plus sec que la matrice initiale va abaisser son humidité, et permettre ainsi d'obtenir une humidité moyenne optimale pour le processus, puisque les pores du mélange ainsi constitué ne seront pas saturés en eau et laisseront circuler l'air. Cependant, un excès de déchets secs ralentit la décomposition. Inversement, un milieu où la teneur en eau serait trop importante deviendrait un frein à l'oxygénation et donc un frein à la décomposition au cours de l'étape de fermentation.

Les agents structurants généralement utilisés sont des matières carbonées fibreuses avec une faible teneur en humidité (Morisaki *et al.*, 1989 ; Sesay *et al.*, 1997 ; Milne *et al.*, 1998 ; Miner *et al.*, 2001). Une longue liste de déchets a été proposées dans la littérature scientifique comme agents structurants, comprenant copeaux de bois, paille, sciure, feuille de riz, son de riz, foin haché, écorces, coques d'arachides, déchets verts, etc. Les refus de criblage de compostage sont également des structurants souvent utilisés sur site industriel car facilement disponibles.

Une étape de pré-traitement pour les OMR consiste généralement à les insérer dans des cylindres rotatifs. La rotation continue du cylindre, à l'intérieur duquel sont fixées des plaques déflectrices hélicoïdales, permet d'assurer à la fois le brassage et l'aération du produit ainsi que sa progression vers l'extrémité du dispositif (biostabilisateur) (il est aussi possible d'utiliser des ventilateurs et d'arroser les déchets). La durée de séjour des déchets dans cette enceinte est de l'ordre de 4 à 6 jours, après quoi ils sont disposés en andains statiques. Cette technique ne permet pas une fermentation complète des matières à composter. Ce procédé de type BRS (Bio Revolving System) est souvent utilisé en tête de l'unité de compostage de déchets ménagers pour amorcer la fermentation qui se poursuivra ensuite en andains

classique. Ce procédé permet en outre de bien homogénéiser les déchets entrants et de lancer la fermentation (Noël *et al.*, 2002).

1.3.3. Fermentation

1.3.3.1. Méthodes de compostage

Après la préparation des déchets vient le compostage à proprement parler. Les différentes méthodes de compostage utilisées ne concernent que la phase de fermentation, la phase de maturation se déroulant habituellement à l'air libre en tas de grandes dimensions. Il est possible de distinguer deux types de procédé. L'un où la fermentation sera jugée lente, et le second où elle sera plus rapide.

Pour ce qui est du procédé lent, le compostage se fait à l'air libre, en tas/andains. Les déchets sont rassemblés en andains de longueur variable (pouvant faire plusieurs dizaines de mètres), et pouvant être de forme trapézoïdale, triangulaire, ou encore tabulaire. L'oxygénation se fait par aération naturelle ou bien par retournement (voir section 1.3.3.2).

Les andains sont en général disposés sur une aire bétonnée ou asphaltée, et étanche, avec récupération des jus de traitement (Noël *et al.*, 2002). La réglementation française n'impose pas explicitement la création d'aire imperméabilisée spécifique aux installations de compostage, mais la réglementation au titre des ICPE préconise la limitation des rejets et le respect de l'environnement et de la salubrité publique. De ce fait, les installations de compostage des déchets sont pour la plupart équipées d'aire bétonnée, ou d'enrobé imperméabilisant, et les eaux de toutes natures présentes sur le site sont récupérées et traitées avant rejet au milieu naturel.

La différence majeure avec les procédés dits « rapides » réside dans la méthode d'oxygénation. La fermentation peut être largement accélérée grâce à un apport d'oxygène via une aération (insufflation et/ou aspiration) forcée. Cela permet aussi de diversifier les types de cloisonnement. La fermentation peut se faire :

- A l'air libre : agencement identique à celui exposé pour le procédé lent. La hauteur de l'andain va, ici, dépendre aussi de la fréquence et de la méthode d'aération choisie (une fréquence élevée et/ou une aération par ventilation forcée autorisent des tas plus importants), de la législation (arrêtés préfectoraux), du tonnage à traiter, de la taille du site, ...
- En milieu fermé, partiellement ou complètement :
 - sous bâtiment : les déchets sont compris entre deux murets latéraux. Cette méthode dite « en couloir » permet parfois une installation plus aisée des dispositifs d'aération mais nécessite un investissement plus important. De plus, cette disposition manque de flexibilité quant à l'organisation ou la modification du chantier de compostage.
 - couvert : un auvent peut être construit au-dessus des composts en fermentation afin de les protéger des pluies excessives ou de la dessiccation liée aux conditions atmosphériques (vent et radiations solaires).
- En milieu confiné : en général, le compostage se fait dans des tunnels ou bien des containers. Il existe aussi des procédés de fermentation basés sur le séjour plus ou moins rapide des déchets dans des dispositifs appelés digesteurs. Un digesteur est une enceinte fermée à l'intérieur de laquelle il est possible de contrôler le déroulement de la fermentation en agissant essentiellement sur l'aération. Il peut alors s'agir d'une tour verticale où les déchets sont acheminés au sommet. Le compost, en fin de fermentation, est récupéré à la base.

Cependant, quelle que soit la méthode utilisée, l'oxygénation du massif de déchets est nécessaire au bon déroulement de la fermentation.

1.3.3.2. Les différentes méthodes d'oxygénation

Dans les systèmes les plus rustiques de compostage en andain, seuls les phénomènes de convection naturelle au sein de la porosité de celui-ci assurent l'aération de la masse. Ce type de compostage est dit « passif », car l'exploitant n'a pas d'action spécifique pour assurer l'apport d'air au déchet. Dans ce cas, la taille des tas est limitée à de faibles dimensions et à des matrices à porosité très élevée. Pour les autres procédés de compostage, trois méthodes d'aération peuvent être distinguées.

L'oxygénation de la masse en fermentation peut d'abord être obtenue par son retournement réalisé à l'aide de chargeurs, ou bien de retourneurs enjambeur/axial (Figure 9) ou latéral, selon la dimension du chantier de compostage, la taille des andains, l'espacement entre les andains, le coût, la possibilité ou non d'arrosage, ... Le brassage complet permet également d'assurer une fermentation plus homogène de toute la masse. Entre les retournements, la partie extérieure du tas évolue en aérobiose par aération passive pendant que le taux d'oxygène au centre du tas diminue rapidement. La fréquence et la qualité des retournements sont donc les paramètres fondamentaux de cette technique.

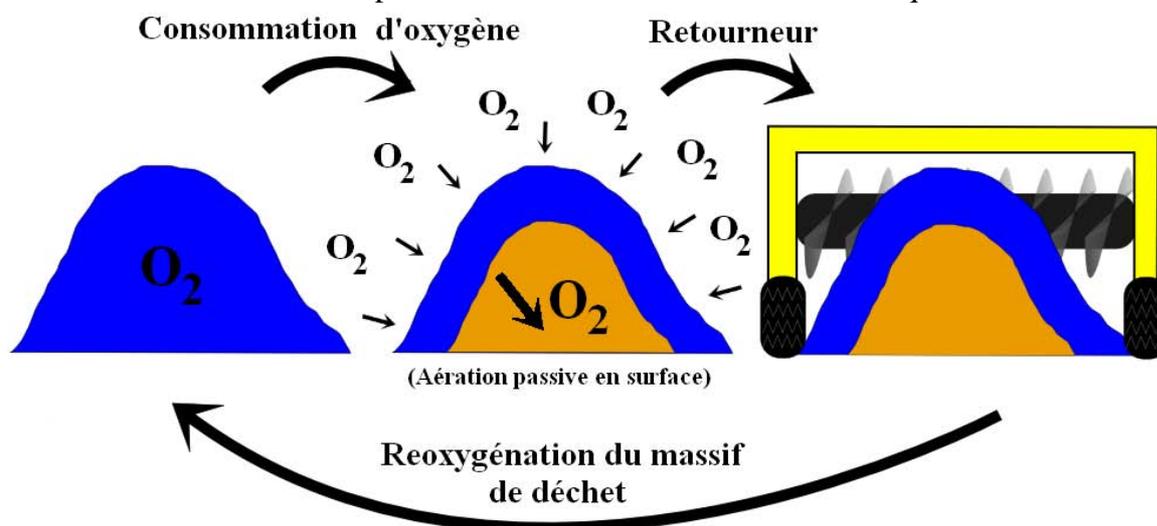


Figure 9 : Description du processus d'oxygénation pour un andain en aération passive.

Un retournement périodique n'est cependant pas tout le temps suffisant pour garantir une concentration constante en oxygène au sein du massif (Diaz & Savage, 2007). De ce fait, l'oxygène est généralement apporté via un système de ventilation, à un débit spécifique, de façon à ce que le taux d'oxygène au sein du gaz interstitiel soit suffisant.

La ventilation forcée est une injection (et/ou aspiration) forcée de l'air dans le massif de déchet via un ventilateur par exemple (Figure 10). Elle présente l'avantage d'accélérer le processus de compostage et de limiter les retournements ; elle permet de subvenir aux besoins en oxygène de la microflore. L'aération forcée à ciel ouvert est généralement assurée par un réseau de drains crépinés installés dans des caniveaux circulant, des plaques ou bien des tuyaux perforés, installés sous les matières à traiter et qui aspirent ou insufflent de l'air au sein de l'andain. Ce procédé est adapté aux déchets présentant un fort taux d'humidité comme les boues ou les déchets de cuisine car un excès d'eau diminue la quantité d'air disponible dans le volume de déchets. De plus, la phase thermophile est atteinte très rapidement. L'air des andains, parfois odorant, peut être aspiré (même à ciel ouvert), et les odeurs neutralisées

1. Le compostage des déchets

par passage à travers des biofiltres ou à travers un tas de compost mature. Le volume des émissions gazeuses émis dépend des techniques utilisées ; ce volume ne peut être connu que sur les unités où le confinement est complet.

En ce qui concerne les débits d'air à injecter, dans les essais de Suler & Finstein, 1977), la production de dioxyde de carbone est identique pour un taux d'oxygène de 10% ou de 18%. Ils suggèrent alors d'utiliser un débit d'aération intermédiaire qui serait suffisant pour assurer le bon déroulement de la réaction et préférable pour des raisons économiques. Ils font cependant remarquer que l'aération est aussi utile pour évacuer l'excès de chaleur et que, par conséquent, toute diminution d'aération doit être pertinente vis-à-vis des recommandations concernant l'élimination de cet excès de chaleur (il ne faut toutefois pas en éliminer trop pour rester dans les gammes de températures optimales pour la réaction (voir section 1.2.3)). Mais les températures excessivement élevées peuvent être évitées en utilisant une stratégie toute autre : en limitant cette fois-ci l'aération, la production de chaleur métabolique est également limitée. Il serait aussi possible de séparer la fonction de refroidissement de l'aération par le biais d'échangeurs de chaleur. De par l'utilisation de systèmes d'aération forcée, l'évacuation de chaleur se fait principalement via le refroidissement par évaporation (vaporisation de l'eau), qui peut représenter 80-90% de cette évacuation. Dans de tels systèmes, la contribution de la conduction sur l'évacuation de chaleur peut être faible (Finstein *et al.*, 1999).

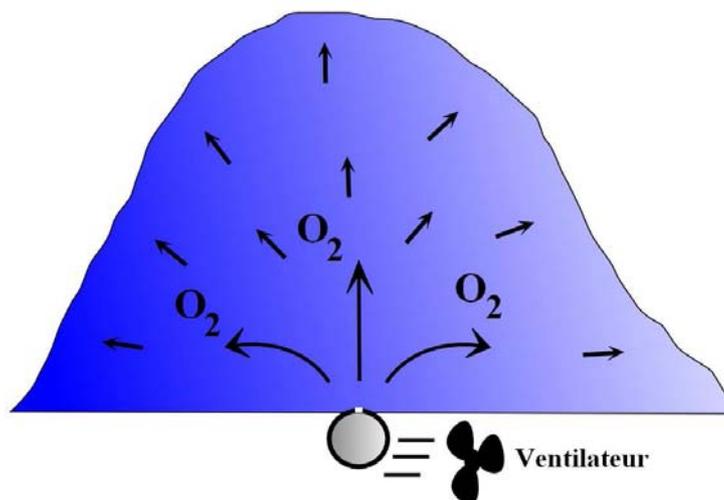


Figure 10 : Exemple de schéma d'un andain soumis à une aération forcée (un tuyau).

Le retournement et l'aération forcée (Figure 11) peuvent aussi être combinés, le retournement effectué en parallèle d'une aération forcée permettant une meilleure homogénéité du processus de compostage.



Figure 11 : Les différentes méthodes d'aération : le retournement (à gauche : <http://www.mat-environnement.com/materiels/article/2009/04/02/27931/retourneur-andains.php>) et l'aération forcée illustrée ici par l'utilisation de deux tuyaux (à droite).

Enfin, en pratique, il est impossible de maintenir un état complètement aérobie dans une masse de déchets supérieure à une tonne : les contraintes technologiques et financières combinées empêchent d'assurer un état entièrement aérobie, et la disponibilité en oxygène peut alors devenir un facteur limitant. L'objectif devrait donc être, dans ce cas, de maximiser l'aération, et ce dans le cadre imposé par ces contraintes.

1.3.3.3. Impact des agents structurants sur le procédé de compostage et le matériau final

Raichura & McCartney, 2006) ont mené des essais pilotes afin de déterminer si la taille des particules impactait les températures de compostage. En utilisant des copeaux de bois comme agent structurant, ils ont bel et bien constaté que la température est affectée par la taille des particules (avec pour chaque essai un ratio identique (1 (biodéchet):2.5 (copeaux))). Lorsque les particules utilisées sont petites, les températures thermophiles sont atteintes plus tôt, et sont maintenues sur un temps plus long.

Pour des mélanges « boue-palette », Eftoda & McCartney, 2004) observent qu'une trop grande proportion de palettes conduit à d'importantes pertes de chaleur et ne permet pas une montée en température suffisante. De la même façon, Banegas *et al.*, 2007) précisent qu'augmenter la proportion de palettes entraîne une trop forte dilution des éléments nutritifs de la boue.

En utilisant de la paille et du foin, Adhikari *et al.*, 2009) ont obtenu un bon mélange de déchets qui a permis :

- d'atteindre les températures thermophiles pendant la phase active de compostage,
- de perdre un maximum de matière sèche et humide durant la phase de maturation,
- de décomposer la matière organique dans la mesure où aucune particule de substrat n'est reconnaissable,
- d'offrir un taux d'humidité final inférieur à 50%,
- de contenir un niveau acceptable de nutriments une fois mûri (quantité totale d'azote, de potassium et de phosphore).

Les travaux de Chang & Chen, 2010) ont démontré que les propriétés physiques du déchet affectent de manière significative le processus de compostage. La capacité d'absorption d'eau du mélange est le paramètre qui a le plus affecté la cinétique de compostage. Accroître la quantité de sciure de bois dans le mélange conduit à l'augmentation de la capacité d'absorption de l'eau, et de plus, participe à l'augmentation des cinétiques de compostage, la

diminution des temps de compostage et d'acidification, et la diminution de la valeur finale du pH.

Par contre, Doublet *et al.*, 2011) ont montré que la nature des agents structurants mélangés avec des boues avant compostage a peu d'influence sur l'intensité de la stabilisation de la matière organique pendant le compostage et la disponibilité d'azote dans les composts finaux. Cependant, elle a influencée le temps nécessaire pour atteindre la stabilité de la matière organique et son évolution biochimique. Selon leur nature biochimique, les agents structurants peuvent accroître la disponibilité d'azote dans les composts finaux en améliorant son organisation et en limitant ses pertes par volatilisation pendant le compostage.

Enfin, malgré l'importance de ce critère, il y a peu de références dans la littérature à propos de l'influence des caractéristiques de l'agent structurant sur la désinfection de la matière (Mason *et al.*, 2004). On citera cependant les travaux de Gea *et al.*, 2007) qui ont montré que, dans leurs conditions expérimentales (comprenant granulométrie et ratio agent structurant/boue), la température atteinte et le temps de l'expérimentation étaient suffisants pour détruire les salmonelles : ces expériences à l'échelle pilote ont donc confirmé que les conditions pour obtenir la désinfection de la matière étaient présentes.

1.4. VALORISATION MATIERE, VALORISATION ENERGETIQUE DES PRODUITS DE COMPOSTAGE

Les différents procédés utilisés peuvent engendrer des produits de qualité variable. Ces produits (compost) peuvent ensuite être valorisés de diverses façons.

1.4.1. Valorisation matière

1.4.1.1. Valorisation agronomique

La valorisation la plus commune du compost est celle qui consiste à l'utiliser comme amendement organique. En effet, du point de vue agronomique, l'apport de compost a un rôle important à tenir dans le maintien d'une bonne qualité du sol pour satisfaire pleinement aux exigences des plantations. Il est important de noter que l'évolution d'une agriculture traditionnelle vers une agriculture intensive a eu de fortes conséquences sur l'état des sols : baisse des teneurs en matière organique, appauvrissement de la biodiversité et tassement des sols. Il est donc nécessaire de compenser ce phénomène en apportant de la matière organique, par exemple via l'épandage de compost, puisque celle-ci est indispensable à la vie des micro-organismes. La matière organique s'associe aux éléments du sol pour former le complexe argilo-humique qui est susceptible, de par sa constitution, d'améliorer les propriétés physiques des sols. Elle est un élément capital pour l'entretien des sols et le maintien de leur fertilité. Ainsi, les amendements ont pour but d'équilibrer le bilan humique. Ils participent à l'entretien ou à l'amélioration des propriétés physico-chimiques et biologiques des sols mais ne participent pas directement à la nutrition des plantes. A noter qu'à l'opposé des amendements organiques, les engrais participent seulement à la nutrition de la plante soit directement (engrais passant dans la solution du sol immédiatement ou au cours de l'année d'apport), soit indirectement en corrigeant les réserves jugées insuffisantes du sol en un ou plusieurs éléments (fertilisation de redressement), mais en aucun cas ils n'agissent sur la structure du sol.

Un apport de compost a donc pour but de maintenir la structure du sol dans un état satisfaisant via un apport de matière organique. Ce n'est pas un fertilisant au sens habituel du terme : les substances nutritives qu'il peut contenir (azote, phosphore) sont en quantité trop faibles pour justifier le transport et les frais d'épandage.

Le compost peut être employé pour les cultures de plein champ où il s'utilise comme un fumier. Cependant, il doit être suffisamment élaboré pour ne pas entraîner de risque de blocage de l'azote du sol ou des engrais (« faim d'azote »). L'emploi du compost reste actuellement marginal en pourcentage des surfaces cultivées. Il peut aussi être utilisé pour le maraîchage, l'horticulture d'ornement, la culture de champignons, la viticulture, l'arboriculture ou bien encore l'agriculture biologique. Enfin, une utilisation au jardin potager et au verger est nécessaire car la faible superficie concernée, la relative intensification des productions, la succession des cultures sur la même planche sans période de jachère, rendent obligatoires le maintien d'une bonne structure et d'une activité biologique soutenue du sol.

La qualité du compost est donc indubitablement un élément primordial. C'est pourquoi elle est soumise à la législation française ou européenne.

Pour des raisons sanitaires, des normes de transformation garantissant un traitement suffisant de l'ensemble des matières sont imposées : montée en température à au moins 55°C pendant 15 jours ou à 50°C pendant 6 semaines, un minimum de deux retournements ou une aération forcée. Des temps de séjour minimaux sur les aires de fermentation et de maturation sont aussi requis, ainsi que la mise en place d'une procédure de traçabilité. Par ailleurs, les produits obtenus doivent être protégés contre les recontaminations par contact ou mélange avec des intrants non compostés. Le compost utilisé en tant qu'amendement organique (AO) doit être absolument irréprochable et suit donc les normes relatives aux amendements. Les composts issus des biodéchets des ménages ou verts peuvent être commercialisés sans procédures particulières à condition de respecter la norme NF U 44-051. Elle prend en compte des AO comme le compost vert, obtenu à partir de végétaux issus en tout ou partie de l'entretien des jardins et espaces verts (tontes, tailles, élagages, feuilles, etc.), mais aussi des critères de conformité (propriétés physico-chimiques et agronomiques, innocuité pour l'environnement (phytotoxicité)). Elle introduit également des modalités de contrôle. De plus, au niveau français, il existe une norme NF Compost Urbain de 1986. Cette démarche volontaire s'ajoute à la norme 44-051 et est reconnu comme marque. Cette marque permet de produire du compost de qualité réparti en deux classes A et B selon leur teneur en Eléments Traces Métalliques (ETM).

La norme NF U 44-095 concerne quant à elle les "amendements organiques obtenus par compostage et contenant des matières issues du traitement des eaux, d'intérêt agronomique" (arrêté de Mise en Application Obligatoire (MAO) du 18 Mars 2004). La réglementation encadrant la mise sur le marché des matières fertilisantes a elle aussi évolué puisque l'arrêté du 18 mars 2004 a rendu d'application obligatoire la norme NFU 44-095 relative aux composts de boues. Cette norme permet aux boues compostées, si elles répondent aux exigences en termes d'efficacité, d'innocuité et de traçabilité, d'être mises sur le marché sans passer par un plan d'épandage.

1.4.1.2. Valorisation non-agronomique

Le compost possède également des propriétés qui permettent d'en envisager l'utilisation dans des filières non-agronomique. Il est par exemple possible de mettre en œuvre des filtres à compost : les macromolécules humiques des composts mûrs ont en effet un fort pouvoir adsorbant et cette propriété va être mise à profit dans certains systèmes de traitement des effluents gazeux ou liquides. Ce système de filtre actif peut être ainsi utilisé comme système de filtration des odeurs dans une station d'épuration ou une station de traitement des ordures ménagères.

D'autres filières de valorisation environnementale se sont développées récemment, comme la remise en état de sols dégradés, notamment ceux des forêts calcinées, ou la couverture des banquettes d'autoroute par exemple.

Cependant, le développement de ces valorisations non agronomiques reste très marginal soit en raison de leur faible succès (cas des valorisations énergétiques où les contraintes d'application importantes les limitent au domaine agricole), soit à cause des faibles quantités absorbées ou de leur caractère très ponctuel (réhabilitation de sols, etc.). Le débouché le plus important en quantité demeure la valorisation agronomique par laquelle la matière organique du compost va pouvoir être restituée au sol (Devisscher, 1997).

1.4.2. Valorisation énergétique

La valorisation énergétique lors du procédé de compostage est relativement récente. Elle part du principe que le processus de compostage dégage de la chaleur due à l'action des micro-organismes. Cette chaleur a deux « devenirs » possibles :

- une partie sert au déroulement du processus fermentaire en élevant la température interne du tas et en évaporant l'eau,
- le reste, excédentaire, est perdu vers l'extérieur.

Le principe de la valorisation énergétique du compost est de récupérer cette énergie dégagée soit au niveau du tas, soit au niveau du fermenteur (si le compostage se déroule en système fermé). Différents modèles de « chaudières biologiques » ont été proposés sur le marché français sans grand succès. De plus, ce domaine souffre de la concurrence de la méthanisation (autre voie possible de valorisation organique des déchets) beaucoup plus rentable en énergie.

Cependant, de nombreux auteurs se sont intéressés à ce type de valorisation. Klejment & Rosinski, (2008) ont étudié les propriétés thermiques du compost en vue de l'utiliser comme source de chaleur. Sherif & Harker, (1999) ont montré qu'un chauffe-eau (pour une utilisation domestique ou sur une petite échelle) alimenté en chaleur par le compostage donnait un rapide retour sur investissement, avec un avantage significatif concernant l'impact sur l'environnement. En utilisant les méthodes de compostage sous tunnel, Irvine *et al.*, (2010) ont montré qu'il était possible de chauffer l'eau jusqu'à 47.3°C en récupérant la chaleur du process. En passant à travers plusieurs tunnels en série, l'eau pourrait être chauffée jusqu'à 60°C. Ils comparent ensuite les prix par kWh nécessaire au chauffage de l'eau et de l'air pour trois systèmes : énergie solaire, géothermique, et chaleur fournie par le compostage. Cette dernière demeure très compétitive face à ces sources d'énergie renouvelables. Irvine *et al.*, (2010) concluent finalement leur étude en disant que la collecte de la chaleur résiduelle du compost à travers un échangeur de chaleur est une solution réaliste pour contribuer à la demande énergétique (domestique, ou à petite échelle).

Enfin, Howard, (2009) suggère que l'énergie thermique du compost pourrait être utilisée pour la production d'énergie électrique via des modules thermoélectriques.

1.5. CONCLUSION

Les plates-formes de compostage ont pour objectif de traiter les déchets organiques produits aussi bien par les ménages que les industries (bois, agro-alimentaires) ou les exploitations agricoles tout en respectant la législation en vigueur. Même si chaque unité possède ses propres caractéristiques en fonction du type de déchets traités, elles n'en demeurent pas moins basées sur un même schéma d'organisation, lui-même directement issu des techniques du compostage.

Si, à la base, le phénomène est simple (action de micro-organismes de façon spontanée sur la matière organique), il nécessite en fait un grand savoir-faire puisque la réaction biologique de base est orientée par le contrôle de certains paramètres (température, oxygène, humidité), et le contrôle de ces paramètres fait intervenir de nombreux phénomènes couplés : l'aération du massif de déchets va apporter l'oxygène nécessaire à la dégradation aérobie. Cette activité biologique va produire de la chaleur. Mais cette production de chaleur couplée à l'aération va entraîner le séchage du massif et donc diminuer la teneur en eau. Ce changement va aussitôt impacter les micro-organismes, qui pourtant, en plus de la chaleur, produisent aussi de l'eau. Il est donc difficile de pouvoir prédire l'évolution *a priori* d'un tel système.

De plus, il ne s'agit pas seulement de dégrader la matière organique (MO) présente dans les déchets par des micro-organismes mais de la dégrader « efficacement » de façon à pouvoir obtenir un produit – le compost – possédant certaines qualités internes qui vont permettre de le valoriser.

La conduite du procédé de compostage n'étant pas toujours maîtrisée, cela peut aussi entraîner des nuisances pour les travailleurs et les populations locales (émissions gazeuses, odeurs nauséabondes, poussières, germes aéroportés ou lixiviats). Outre un travail en amont sur la qualité des entrants, une gestion efficace du traitement est nécessaire pour limiter l'apparition de nuisances et assurer une qualité suffisante des composts.

Pour respecter la législation en vigueur, obtenir un produit de bonne qualité, et réduire les impacts environnementaux, les professionnels du compostage doivent sans cesse améliorer la mise en œuvre du procédé et, face à la complexité des mécanismes intervenant, l'utilisation d'un modèle de compostage a semblé une approche intéressante. En effet, celle-ci devrait permettre de comprendre les mécanismes mis en jeu, d'identifier les effets des couplages entre ces mécanismes, de mettre en avant certains facteurs clés, ou bien, encore, de comparer différents scénarios.

Un état de l'art des modèles de compostage de la littérature a donc été réalisé afin de savoir s'il était possible d'utiliser un modèle existant ou bien s'il était nécessaire, compte tenu des caractéristiques désirées, d'en développer un nouveau propre à cette étude.

2. LES MODELES DE COMPOSTAGE DANS LA LITTERATURE

2.1. INTRODUCTION AUX MODELES DE COMPOSTAGE

Le développement d'outils de simulation des procédés industriels s'est largement accentué depuis la fin du 20^{ème} siècle. Ces outils sont basés sur des modèles mathématiques issus d'une démarche de compréhension et de formalisation des phénomènes physiques, biologiques et chimiques mis en jeu dans le fonctionnement du procédé. La mise en place de telles démarches a largement contribué à augmenter la productivité de nombreux procédés, voire à les optimiser. Dans le cadre de démarches R&D, le développement de ces modèles permet également de mieux concevoir les expérimentations et même d'en réduire le nombre ou de les remplacer intégralement ou partiellement, occasionnant par conséquent une diminution des coûts et du temps nécessaires à leur mise en œuvre.

Dans un article consacré aux modèles de compostage, Mason, 2006) présente une synthèse des modèles qui ont été développés pour simuler les processus de compostage. Les premiers modèles de compostage ont fait leur apparition à la fin des années 80 et n'ont cessé de se développer jusqu'à aujourd'hui, se basant sur des modèles déjà exposés ou ouvrant de nouvelles voies de recherche. Par exemple, le modèle de Haug, 1993) a servi de base aux études de Bertoni *et al.*, 1997), de Kim *et al.*, 2000) et de Ndegwa *et al.*, 2000). Celui de Keener *et al.*, 1993) à celles de Das & Keener, 1997) et de Mohee *et al.*, 1998), et celui de VanderGheynst *et al.*, 1997) fut davantage développé par Higgins & Walker, 2001).

La plupart de ces modèles sont déterministes (la variabilité n'est pas modélisée par simulation), mais deux d'entre eux ont introduit des éléments stochastiques (représentation discrète ou à temps continu d'une variable aléatoire permettant d'introduire la notion d'incertitude) (Seki, 2000 ; Scholwin & Bidlingmaier, 2003) et un article récent utilise même une technique basée sur la logique floue (Giusti & Marsili-Libelli, 2010). Ce type de techniques permet de considérer que la notion d'appartenance d'un objet à un ensemble est non plus décrite comme une fonction booléenne (tout ou rien) mais comme une fonction qui peut prendre toutes les valeurs entre 0 et 1. Le modèle ainsi obtenu n'est plus déterministe (basé sur la connaissance et la description mathématique des phénomènes), mais est issu de l'apprentissage du comportement du système. Les principales limitations de ce type de modèle résident dans le fait qu'ils sont peu généralisables puisqu'ils sont adaptés à un système particulier.

Plus d'une cinquantaine d'articles ont été publiés sur le sujet à ce jour. Le but de cette partie est de faire un état de l'art des modèles existants et de présenter la manière dont sont pris en compte les transferts de matière et de chaleur et quels modèles biologiques sont utilisés. La prise en compte des phénomènes de tassement et des écoulements diphasiques au sein du déchet est aussi évoquée. Enfin, la validité et la pertinence de ces modèles est discutée afin de savoir s'il est judicieux d'utiliser l'un de ces modèles pour répondre aux objectifs des travaux de thèse ou bien s'il est nécessaire de créer un modèle propre à Veolia Environnement.

2.2. MODELES EXISTANTS

Les modèles de la littérature s'appuient tous sur le même principe : couplage des équations de conservation de la masse et de la chaleur. Ces équations de conservations ne sont valables que pour des milieux continus. Elles doivent donc être considérées à l'échelle du pore, car c'est à cette échelle qu'il est possible de distinguer les différentes phases continues qui composent chaque pore de la matrice déchet.

2. Les modèles de compostage dans la littérature

Néanmoins, compte tenu de la puissance des calculateurs actuels et futurs et de la difficulté d'acquérir de façon précise la géométrie exacte de l'ensemble des pores, il n'est pas envisageable de simuler, à l'échelle du pore, le comportement dynamique de massifs de déchets de la taille d'un andain de compostage (plusieurs centaines de tonnes de déchets). Pour pallier à ce type de problème (modélisation de volumes importants comportant des pores de géométrie hétérogène), de nombreuses techniques ont été développées afin d'obtenir des modèles de transferts valables à une échelle intermédiaire, équivalente à plusieurs dimensions de pores et dite l'échelle de Darcy (Figure 12). C'est par exemple le cas de la méthode de prise de moyenne volumique (Whitaker, 2008) ou de la méthode d'homogénéisation (Bensoussan *et al.*, 1978). Ce type d'approche permet de développer des systèmes d'équations de conservation à l'échelle de Darcy dans le cas de l'étude de milieux poreux (Plumb, 2000 ; Turner & Mujumdar, 2006).

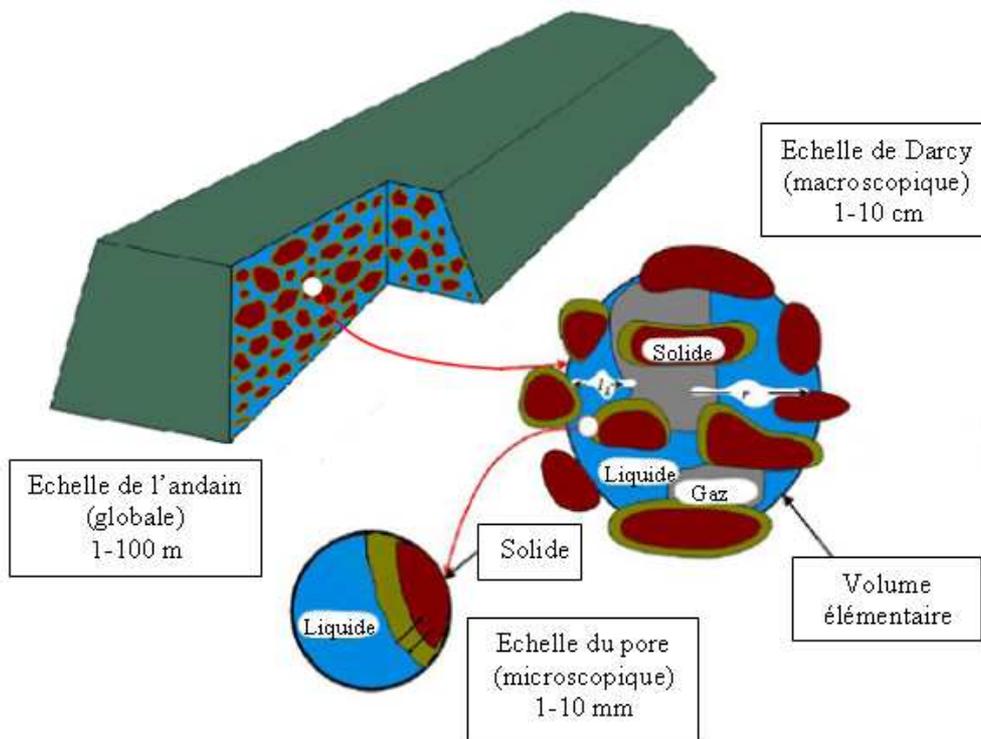


Figure 12. Différentes échelles à considérer lors des processus de changement d'échelle.

Dans le cadre du développement de modèles de compostage, ce type de technique est rarement utilisé malgré la nécessité de travailler avec un jeu d'équations valide à l'échelle de Darcy. Néanmoins l'application de ces techniques de changement d'échelle aux phénomènes intervenant dans le processus de compostage est présentée par Nakayama *et al.*, 2007). Cela permet aux auteurs d'obtenir un ensemble d'équations macroscopiques régissant les phénomènes de transport associés aux espèces microbiennes, au substrat solide et à l'eau sous ses formes liquide et gaz. Mais, pour la plupart des modèles, le jeu d'équation décrivant les phénomènes intervenant dans les systèmes à composteur a été directement considéré à la macro-échelle. Enfin, plusieurs auteurs ont également traité le problème en partant d'un point de vue microbiologique uniquement (Kaiser, 1996 ; Stombaugh & Nokes, 1996 ; Seki, 2000).

Les techniques de changement d'échelle ne sont pas abordées dans ce chapitre. Les équations à l'échelle macroscopique sont donc directement étudiées, et toutes les variables présentées sont les variables macroscopiques.

Il est, dans un premier temps, nécessaire de savoir quels phénomènes doivent être pris en compte afin de modéliser correctement le procédé de compostage. Dans la plupart des modèles présentés dans la littérature, seuls les phénomènes suivants sont considérés :

- Les transferts de masse, avec échange possible d'une phase à l'autre ;
- Les transferts de chaleur ;
- La dégradation de la matière organique ;
- Le tassement ;
- Les changements de phase : séchage, dissolution d'une espèce gaz dans la phase liquide.

Les espèces généralement prises en compte sont :

- L'oxygène ;
- Le dioxyde de carbone ;
- L'azote ;
- L'eau vapeur.

Les émissions d'ammoniac (NH_3) ne sont pas considérées ici, car cela reviendrait à prendre en compte le pH. La prise en compte de cette variable est très complexe. Il faut pour cela intégrer les transferts de masse et les changements de phases (y compris la dissolution) de nombreuses espèces chimiques qui peuvent avoir une influence sur la concentration d'ion hydrogène [H^+]. Dans la littérature, seuls Sole-Mauri *et al.*, (2007) et Petric & Selimbasic, (2008) ont inclus les émissions de NH_3 dans leur modèle. Sole-Mauri *et al.*, (2007), ont choisi d'utiliser un pH constant, alors que Petric & Selimbasic, (2008) le font varier. Les résultats de Petric & Selimbasic, (2008) montrent une différence de 40% entre résultats expérimentaux et résultats de simulation. Le choix de Sole-Mauri *et al.*, (2007) semble davantage satisfaisant bien que ce type de modèle doit encore être testé sur plusieurs matrices de déchets avec différentes conditions expérimentales pour qu'il puisse être validé.

2.2.1. Conservation totale de la masse

Les modèles considèrent au plus trois phases : une phase gaz, une phase liquide et une phase solide. Ce qui se passe dans la phase solide est régi par un modèle biologique dont les mécanismes seront présentés dans la partie 2.2.4. Cette partie se focalisera donc sur les transferts de masse qui ont lieu dans les phases gaz et liquide. Les équations présentées ici sont des équations génériques qui reprennent globalement les approches de modélisation qu'il est possible de trouver dans la littérature.

A l'échelle de Darcy, l'équation de conservation de la masse dans la phase gaz est décrite par (1).

$$\frac{\partial(\varepsilon_g \rho_g)}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_g \mathbf{u}_g) = \sum_i R_{i,g} \quad (1)$$

$R_{i,g}$ est un terme source associé à l'espèce i présente dans la phase gaz ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}$) et \mathbf{u}_g est la vitesse de Darcy pour la phase gaz. Cette vitesse est donnée par (2).

$$\mathbf{u}_g = -\frac{\kappa_g}{\varepsilon_g \eta_g} \cdot (\nabla P_g - \rho_g \mathbf{g}) \quad (2)$$

De la même façon, l'équation de conservation de la masse dans la phase liquide est décrite par (3).

$$\frac{\partial(\varepsilon_l \rho_l)}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_l \mathbf{u}_l) = \sum_i R_{i,l} \quad (3)$$

2. Les modèles de compostage dans la littérature

$R_{i,l}$ est un terme source associé à l'espèce i présente dans la phase liquide ($\text{kg.m}^{-3}.\text{s}^{-1}$) et \mathbf{u}_l est la vitesse de Darcy pour la phase liquide. Cette vitesse est donnée par (4).

$$\mathbf{u}_l = -\frac{\kappa_l}{\eta_l} \cdot (\bar{\nabla} P_l - \rho_l \mathbf{g}) \quad (4)$$

De manière générale, pour résoudre le problème d'écoulement diphasique en milieu poreux, il est usuel d'introduire la pression capillaire :

$$P_c = P_g - P_l \quad (5)$$

et les équations (1) et (3) sont exprimées en fonction, respectivement, de P_g et de la saturation S définie par (6).

$$S = \frac{\varepsilon_l}{\varepsilon_l + \varepsilon_g} \quad (6)$$

Ceci n'est pas développé davantage ici. Seul Ernstson & Rasmuson, 1993) prennent en compte une vitesse non nulle de la phase liquide (géométrie 1D), et le problème n'est pas traité de cette façon.

2.2.2. Transfert de masse

Les équations de conservation de chacune des espèces dans chacune des phases s'écrivent :

$$\frac{\partial(\varepsilon_g \rho_g \omega_{i,g})}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_g \mathbf{u}_g \omega_{i,g}) = \nabla \cdot (\mathbf{j}_{i,g}) + R_{i,g} \quad (7)$$

$\mathbf{j}_{i,g}$ est le flux diffusif pour l'espèce i dans la phase gaz ($\text{kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$).

Pour la phase liquide, l'écriture est similaire :

$$\frac{\partial(\varepsilon_l \rho_l \omega_{i,l})}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_l \mathbf{u}_l \omega_{i,l}) = \nabla \cdot (\mathbf{j}_{i,l}) + R_{i,l} \quad (8)$$

$\mathbf{j}_{i,l}$ est le flux diffusif pour l'espèce i dans la phase liquide ($\text{kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$).

Sans hypothèse particulière, le modèle développé ici est un modèle dit à deux équations puisqu'il nécessite d'utiliser les deux équations de conservation de la masse du constituant i à l'échelle de Darcy dans les phases gaz et liquide pour obtenir les solutions pour les deux variables $\omega_{i,g}$ et $\omega_{i,l}$ a priori indépendantes. Ce type de modèle est appelé modèle de non-équilibre local puisque aucune hypothèse n'est utilisée pour introduire une relation de dépendance entre les concentrations macroscopiques dans chacune des phases. La résolution du problème dans ce cas conserve toute sa complexité. C'est pourquoi, beaucoup d'études de transport en milieu poreux supposent que l'hypothèse d'équilibre thermodynamique local est vérifiée de façon à obtenir un modèle plus simple, à une équation. Ceci signifie que les relations d'équilibres thermodynamiques valables à l'échelle du pore sont généralisées à l'échelle de Darcy. A l'échelle du pore, l'égalité des potentiels chimiques à l'interface entre les phases gaz et liquide est généralement transformée pour obtenir une relation entre les concentrations locales appelée loi de Henry dans le cas infiniment dilué et loi de Raoult dans le cas infiniment concentré. La généralisation de ces lois à l'échelle de Darcy dans le cas d'une hypothèse d'équilibre local permet d'écrire, dans le cas infiniment dilué, une relation du type :

$$\omega_{i,l} = \mu_i \omega_{i,g} \quad (9)$$

Ces hypothèses d'équilibre local ne sont en général valable que lorsque les gradients de concentration locale de l'espèce i au sein des phases considérées sont faibles (Chenu, 2007). Il est alors possible d'écrire l'évolution d'une espèce i dans les phases liquide et gaz à partir d'une seule équation (qui est la somme des équations (7) et (8)) :

$$\frac{\partial[(\varepsilon_g \rho_g + \varepsilon_l \rho_l \mu_i) \omega_{i,g}]}{\partial t} + \nabla \cdot [(\rho_g \mathbf{u}_g + \rho_l \mathbf{u}_l \mu_i) \omega_{i,g}] = \nabla \cdot [\mathbf{j}_{i,g} + \mu_i \mathbf{j}_{i,l}] + R_{i,g} + R_{i,l} \quad (10)$$

La façon dont sont pris en compte les transferts de masse dans les modèles de compostage de la littérature est traitée dans la section 2.2.7.

2.2.3. Transferts de chaleur

Il faut considérer ici trois températures différentes : la température du gaz (T_g), celle du liquide (T_l), ainsi que celle du solide (T_s).

$$\begin{aligned} \frac{\partial(\varepsilon_g \rho_g C_{pg} T_g)}{\partial t} + \rho_g \mathbf{u}_g \cdot \nabla T_g &= \nabla \cdot (\lambda_g \nabla T_g) + R_g \\ \frac{\partial(\varepsilon_l \rho_l C_{pl} T_l)}{\partial t} + \rho_l \mathbf{u}_l \cdot \nabla T_l &= \nabla \cdot (\lambda_l \nabla T_l) + R_l \\ \frac{\partial(\varepsilon_s \rho_s C_{ps} T_s)}{\partial t} &= \nabla \cdot (\lambda_s \nabla T_s) + R_s \end{aligned} \quad (11)$$

Tout comme le non-équilibre thermodynamique local a été évoqué précédemment, il est possible de parler ici de non-équilibre local thermique, décrit par le modèle à trois équations présenté précédemment (11). En effet, la présence de trois températures différentes à l'échelle de Darcy traduit le fait que les différentes phases considérées peuvent être à des niveaux thermiques moyens différents, même si leurs interfaces sont par définition à la même température. Néanmoins, si les gradients thermiques sont faibles dans chaque phase en contact thermique, la condition d'égalité des températures aux interfaces entre phases valable à l'échelle du pore peut être généralisée à l'échelle de Darcy et il est alors possible de supposer que tous les champs de températures à l'échelle macroscopiques sont égaux et de n'en considérer qu'un seul. De ce fait l'hypothèse d'équilibre thermique local peut être introduite :

$$T_g = T_l = T_s = T \quad (12)$$

Cette hypothèse permet d'écrire l'équation de conservation de la chaleur sous la forme suivante :

$$\begin{aligned} (\varepsilon_g \rho_g C_{pg} + \varepsilon_l \rho_l C_{pl} + \varepsilon_s \rho_s C_{ps}) \frac{\partial T}{\partial t} \\ + (\rho_g \mathbf{u}_g + \rho_l \mathbf{u}_l) \cdot \nabla T &= \nabla \cdot (\lambda^* \nabla T) + R_{tot} \end{aligned} \quad (13)$$

où λ^* est le tenseur de conductivité thermique équivalent ($\text{W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$).

La façon dont la température est traitée dans les modèles de compostage de la littérature est présentée dans la section 2.2.8.

2.2.4. Introduction aux modèles biologiques

Comme cela a été évoqué dans la partie précédente (voir section 1.1), lors du compostage, la matière est dégradée par des micro-organismes aérobies. La matière organique à dégrader peut aussi bien se composer de glucose et de lipide que de cellulose et de lignine,

2. Les modèles de compostage dans la littérature

les premiers se dégradant rapidement, les seconds plus lentement. Ainsi, chaque composant de la matière se dégrade à une vitesse qui lui est propre. Il est ainsi possible de diviser la matière en différentes fractions biodégradables dont la quantité diminuera selon la cinétique d'hydrolyse qui lui sera associée. Une fois hydrolysées, les fractions créées sont directement consommées par les micro-organismes. Il est possible de considérer plusieurs populations de bactéries, chacune consommant une fraction spécifique de la matière. La réaction de dégradation aérobie de la matière organique est associée à une consommation d'oxygène et une production de dioxyde de carbone, d'eau, et de chaleur (Figure 13).

Tous les modèles de la littérature s'appuient sur ces mécanismes, simplifiant ensuite plus ou moins le problème (réduction du nombre de fractions biodégradables, du nombre de fractions hydrolysables (jusqu'à ne pas en considérer du tout) et/ou du nombre de populations bactériennes). Haug, 1993) sépare le substrat solide en une fraction rapidement biodégradable et une fraction lentement biodégradable. Pommier *et al.*, 2008) considèrent le substrat solide biodégradable et une partie inerte non-biodégradable. Komilis, 2006) quant à lui divise le carbone solide en carbone solide facilement, modérément et lentement hydrolysable.

Pour exprimer les différentes réactions d'hydrolyse et de consommation du substrat, les auteurs utilisent des cinétiques du premier ordre, des expressions de type Monod ou bien encore des expressions empiriques. Vlyssides *et al.*, 2009), par exemple, utilisent une cinétique du premier ordre pour décrire l'hydrolyse du solide, et ensuite des expressions de type Monod pour décrire la consommation du substrat soluble.

Les termes sources liés à la consommation d'oxygène, la production de dioxyde de carbone, d'eau et de chaleur sont directement issus de la réaction aérobie. Ils dépendent de la consommation du substrat et/ou des populations bactériennes, mais aussi des conditions du système (quantité d'oxygène disponible, température, quantité d'eau, ...).

Enfin, dans la majorité des modèles n'apparaît qu'un terme de croissance, mais certains auteurs ont introduits la mortalité des micro-organismes dans leur modèle (Bongochgetsakul & Ishida, 2008). La mortalité de ces micro-organismes apporte, dans un certains pourcentage, de la matière rapidement biodégradable, ainsi que de la matière inerte.

Il est alors possible de lister les étapes classiques de biodégradation, illustré par la Figure 13 :

1. Hydrolyse enzymatique.
2. Consommation du substrat hydrolysé et croissance des micro-organismes.
3. Décès et lyse des micro-organismes.

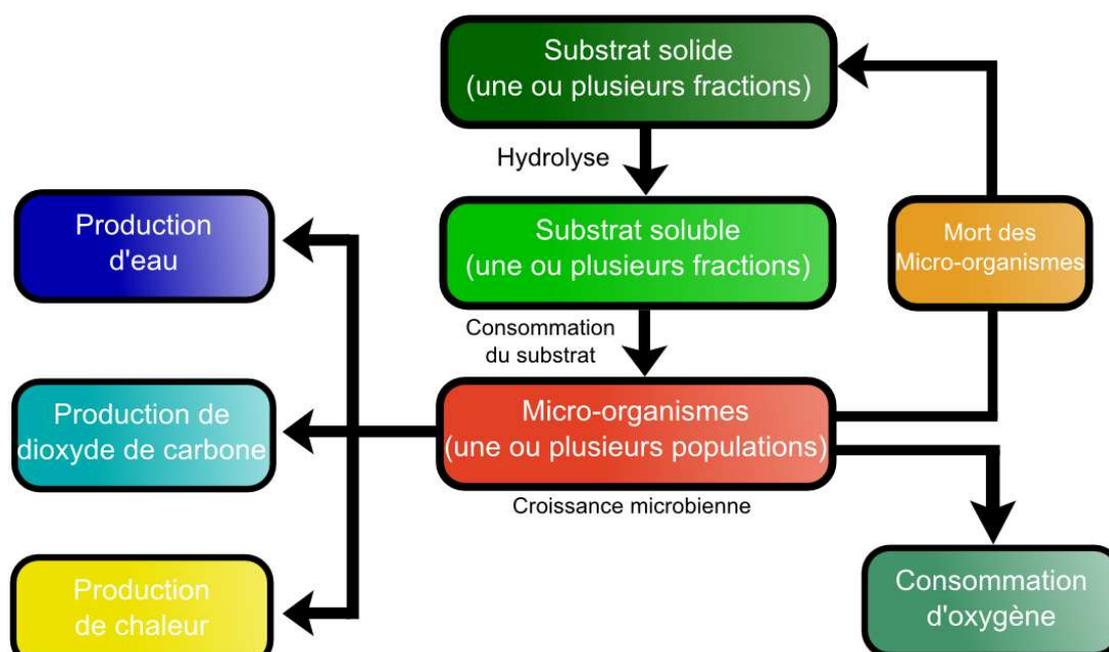


Figure 13 : Schéma du principe réactionnel biologique général.

Les différents modèles biologiques développés dans la littérature sont présentés dans la section 2.2.9.

2.2.5. Introduction au tassement

Le tassement est la réduction du volume du tas de déchets. Ce sont à la fois ses structures macroscopique et microscopique qui sont modifiées, engendrant une diminution de la porosité et de la perméabilité. La circulation des fluides est alors altérée, diminuant ainsi l'activité biologique. Selon Yue *et al.*, 2008), le tassement du compost peut avoir un rôle plus ou moins important dans le processus en le bloquant indirectement. Le tassement de la pile commence dès sa mise en place et peut, par conséquent, avoir un impact significatif sur la disponibilité en oxygène, l'évaporation de l'eau et l'évacuation de la chaleur au sein du massif (Haug, 1993 ; McCartney, 2001 ; Barrington *et al.*, 2003 ; Chang & Veeken, 2004).

Le tassement comprend deux étapes. La première est la compression physique du système, tassement gravitaire (ou primaire et correspond à la réorganisation des particules), qui a lieu lors des premiers jours de compostage : c'est l'étape durant laquelle se crée une distribution de la masse volumique. La seconde étape concerne le tassement par perte de matière due à la dégradation de la matière organique et à l'évaporation de l'eau (van Lier *et al.*, 1994 ; van Ginkel, 1996 ; Bowders *et al.*, 2000), ainsi que le fluage, i.e. la déformation des particules due aux contraintes constantes qu'elles subissent. De plus, les modifications des propriétés mécaniques du déchet du fait de l'augmentation de la température du compost sont également supposées contribuer au tassement (Chang & Veeken, 2004).

Malheureusement, la littérature concernant le tassement au cours du compostage est peu fournie, et sa modélisation est, à l'heure actuelle, inexistante. En revanche, la problématique du tassement sur les centres d'enfouissement de déchets a suscité de nombreux travaux, et de nombreux modèles de prédiction, développés à partir des années 60, existent. Ils peuvent être répartis schématiquement en trois catégories :

- les modèles biochimiques,
- les modèles mixtes biomécaniques,
- les modèles tirés de la mécanique des sols.

2. Les modèles de compostage dans la littérature

Ces modèles issus de la littérature sont abordés succinctement dans la section 2.2.10.

2.2.6. Généralités sur les modèles

La plupart du temps, les modèles de la littérature sont instationnaires et permettent donc de prédire l'évolution de l'état du système avec le temps. En revanche, l'hétérogénéité spatiale des phénomènes est plus rarement considérée (Mason, 2006). La plupart des modèles sont basés sur une approche déterministe, c'est-à-dire que les différents phénomènes qu'ils intègrent peuvent être prédits par un lien de causalité à l'aide de lois physico-mathématiques. Néanmoins, depuis 2009, certains auteurs ont introduit la notion d'incertitude dans leur modèle en se basant sur des descriptions stochastiques (Seki, 2000 ; Scholwin & Bidlingmaier, 2003). En 2010, Giusti et Marsili-Libelli ont développé un modèle flou de procédé de compostage.

Les auteurs ont soit porté leur choix sur des modèles 0D (Kishimoto *et al.*, 1987 ; Nakasaki *et al.*, 1987 ; Haug, 1993 ; Kaiser, 1996 ; VanderGheynst *et al.*, 1997 ; Mohee *et al.*, 1998 ; Ndegwa *et al.*, 2000 ; Seki, 2000 ; Higgins & Walker, 2001 ; Briski *et al.*, 2003 ; Lopez-Zavala *et al.*, 2004 ; Xi *et al.*, 2005 ; Briski *et al.*, 2007 ; Sole-Mauri *et al.*, 2007 ; Lin *et al.*, 2008 ; Petric & Selimbasic, 2008 ; Vlyssides *et al.*, 2009 ; Giusti & Marsili-Libelli, 2010 ; Mohajer *et al.*, 2010 ; Zhang *et al.*, 2010), ne décrivant ainsi que leur variation temporelle, soit sur des modèles distribués (Finger *et al.*, 1976 ; Ernstson & Rasmuson, 1993 ; Keener *et al.*, 1993 ; van Lier *et al.*, 1994 ; Stombaugh & Nokes, 1996 ; Das & Keener, 1997 ; Jindal & Ratanamalaya, 2006 ; Nakayama *et al.*, 2007 ; Bongochgetsakul & Ishida, 2008), mettant alors en relief les variations spatio-temporelles des phénomènes. Lors de la présentation des modèles disponibles dans la littérature, la distinction entre modèle 0D et modèle 1D/2D/3D sera systématiquement présentée.

L'objectif de cette partie est de décrire de quelles manières sont pris en compte les différents phénomènes régissant le procédé de compostage et de comparer leurs performances dans les modèles de la littérature. Pour cela, nous nous appuyerons sur les équations génériques présentées dans les sections 2.2.1, 2.2.2 et 2.2.3. De plus, la notation utilisée sera conservée dans l'ensemble du document.

Dans un premier temps, les transferts de masse seront considérés, puis les transferts de chaleur. Seront ensuite décrits les différents modèles biologiques utilisés. Enfin, le tassement sera évoqué. Le Tableau 1 récapitule les types de modèles existants dans la littérature et les phénomènes qu'ils prennent en compte.

Tableau 1 : Récapitulatif des modèles de compostage et explicitation des phénomènes pris en compte.

Références	Déterministe	Stochastique	Flou	Paramètres homogénéisés	Paramètres distribués	Transfert de masse - Teneur en eau	Transport et/ou évolution d'espèces gaz	Transferts de chaleur	Modèle biologique	Tassement
Finger et al. (1976)	X	-	-	-	X	/	/	X	X	-
Smith et Eilers (1980)	X	-	-	-	X	/	/	X	X	-
Bach et al. (1987)	X	-	-	/	/	/	/	X	X	-
Kishimoto et al. (1987)	X	-	-	X	-	-	-	X	X	-
Nakasaki et al. (1987)	X	-	-	X	-	X	-	X	X	-
Ernstson et al. (1992)	X	-	-	-	X	X	X	X	-	-
Hamelers (1993)	X	-	-	X	-	/	/	X		-
Haug (1993)	X	-	-	X	-	/	/	X	X	-
Keener et al. (1993)	X	-	-	-	X	X	X	X	X	-
Van Lier et al. (1994)	X	-	-	-	X	/	/	X	X	-
Kaiser (1996)	X	-	-	/	/	X	X	X	X	-
Stombaugh et Nokes (1996)	X	-	-	-	X	X	X	X	X	-

2. Les modèles de compostage dans la littérature

Das et Keener (1997)	X	-	-	-	X	X	X	X	X	-	
VanderGheynst et al. (1997)	X	-	-	X	-	-	-	X	X	-	
Mohee et al. (1998)	X	-	-	X	-	X	X	X	X	-	
Seki (2000)	X	X	-	X	-	/	/	X	X	-	
Robinson et al. (2000)	X	-	-	/	/	/	/	X		-	
Higgins et Walker (2001)	X	-	-	X	-	X	X	X	X	-	
Briški et al. (2003)	X	-	-	X	-	-	X	X	X	-	
Scholwin et Bidlingmaier (2003)	X	X	-	-	X	/	/	X	X	-	
Lopez Zavala (2004)	X	-	-	X	-	-	X	-	-	-	
Xi et al. (2005)	X	-	-	X	-	X	-	X	X	-	
Komilis (2006)	X	-	-	X	-	-	-	-	X		
Briški et al. (2007)	X	-	-	X	-	-	X	X	X	-	
Nakayama et al. (2007)	X	-	-	-	X	X	X	X	-	-	

2. Les modèles de compostage dans la littérature

Sole-Mauri et al. (2007)	X	-	-	X	-	X	X	X	X	-	
Bongochgetsakul et al. (2008)	X	-	-	-	X	X	X	X	X	-	
Lin et al. (2008)	X	-	-	X	-	X	X	-	X	-	
Petric et al. (2008)	X	-	-	X	-	X	X	X	X	-	
Pommier et al. (2008)	X	-	-	X	-	-	-	-	X	-	
Moraga et al. (2009)	X	-	-	-	X	-	X	X	-	-	
Vlyssides et al. (2009)	X	-	-	X	-	X	X	X	X	-	
Giusti et al. (2010)	-	-	X	X	-	-	-	X	-	-	
Lungwilai et al. (2010)	X	-	-	-	X	-	-	X	-	-	
Mohajer et al. (2010)	X	-	-	X	-	-	-	X	X	-	
Zhang et al. (2010)	X	-	-	X	-	X	-	X	X	-	
Ponsá et al. (2011)	X	-	-	X	-	-	-	-	X	-	

X : Présent dans le modèle
 - : Absent du modèle
 / : Information manquante

2.2.7. Transferts de masse

2.2.7.1. Modèles utilisant des variables distribuées

Dans la littérature, les modèles utilisant des variables distribuées ne considèrent que deux espèces : l'eau et l'oxygène. La conservation de la masse de ces espèces dans les phases gaz et liquides est décrite par les équations (7) et (8) ou (10) présentées ci-dessus, selon l'approche utilisée (équilibre local ou non-équilibre local). En fonction des hypothèses énoncées par les auteurs, certains termes des équations sont nuls (pas de convection par exemple). Selon les phénomènes décrits dans les modèles, des termes sources décrivant des mécanismes de production ou de consommation peuvent être intégré.

Il est à noter que Nakayama *et al.*, (2007) ont utilisé les méthodes de prise de moyenne volumique propres au changement d'échelle pour obtenir leur modèle mathématique. Le Tableau 2 synthétise l'expression des flux convectifs et diffusifs de chaque modèle, les termes sources pris en compte par chaque auteur, ainsi que les approches utilisées et les espèces considérées.

Tableau 2 : Types de lois adoptées dans les modèles pour les flux convectifs et diffusifs, termes sources intégrés, approche utilisée et espèces considérées dans les modèles de compostage utilisant des variables distribuées.

Références	Flux convectif		Flux diffusif		Termes sources			Espèces considérées et approche utilisée			
	Gaz	Liq.	Gaz	Liq.	\dot{m}	R_{H_2O}	R_{O_2}	Eau		Oxygène	
								EL	NEL	EL	NEL
Ernstson & Rasmuson, 1993)	Conv. naturelle	Richards	Loi de Fick	-	X	X	X	-	X	Pas de dissolution	
Nakayama <i>et al.</i> , 2007)	Brinkman	-	Loi de Fick	Loi de Fick	X	-	-	-	X	-	-
Bongochgetsakul & Ishida, 2008)	-	Richards	Loi de Fick	-	-	X	X	X	-	X	-
Moraga <i>et al.</i> , 2009)	-	-	Loi de Fick	-	-	-	X	-	-	Pas de dissolution	

EL : Equilibre Local

NEL : Non-Equilibre Local

\dot{m} est le terme source pour l'évaporation/condensation, R_{H_2O} est le terme source de production biologique d'eau, R_{O_2} est le terme source de consommation d'oxygène.

2.2.7.1.1. Phase gaz

Ernstson & Rasmuson, 1993) considèrent que les espèces dans la phase gaz (en l'occurrence l'eau vapeur et l'oxygène) sont transportées par diffusion et par convection naturelle. Ils font aussi l'hypothèse que le diazote se comporte comme solvant (le mélange gazeux se comporte comme un mélange dilué et les flux diffusifs sont similaires aux flux calculés pour des mélanges binaires). En se basant sur une loi de Fick et sur la notation introduite dans les sections 2.2.1 et 2.2.2, on a alors :

$$\|\mathbf{u}_g\| = \frac{\kappa \bar{\rho} g}{\mu} \bar{\beta} (T - \bar{T}) \quad (\text{a}) \quad (14)$$

$$\mathbf{j}_{i,g} = -\mathbf{D}_{i,g}^* \varepsilon \rho_g \cdot \nabla \omega_{i,g} \quad (\text{b})$$

où κ est la perméabilité (m^2), g est la gravité (m.s^{-2}), μ est la viscosité dynamique ($\text{kg.m}^{-1}.\text{s}^{-1}$), T est la température (K), \bar{T} est une température fixée (K), $\bar{\rho}$ est la masse volumique de la phase gaz à la température \bar{T} (kg.m^{-3}), $\bar{\beta}$ est le coefficient d'expansion volumique à la température \bar{T} (K^{-1}), ε est la porosité (-) et $\mathbf{D}_{i,g}^*$ est le tenseur de diffusion de l'espèce i dans la phase gaz ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$). Le modèle utilisé étant 1D (dans la direction z), le tenseur de diffusion devient un scalaire et la norme de la vitesse dans la phase gaz est celle dans la direction de l'écoulement.

Nakayama *et al.*, 2007) prennent en compte l'eau vapeur mais pas l'oxygène. Le calcul de la vitesse se fait via l'équation de Darcy-Brinkman (formule provenant des techniques de changement d'échelle (prise de moyenne volumique) et permettant de prendre en compte les écoulements de fluides dans les milieux poreux peu consolidés). Ils font la même hypothèse que Ernstson & Rasmuson, 1993) en ce qui concerne les flux diffusifs, leurs expressions étant alors de la forme présentée en (14)(b).

Contrairement à Ernstson & Rasmuson, 1993) et Nakayama *et al.*, 2007), Bongochgetsakul & Ishida, 2008) font l'hypothèse d'équilibre local chimique. La concentration d'eau gaz est fixée par la concentration d'eau liquide, et la concentration en oxygène dans la phase liquide est fixée par la concentration d'oxygène dans la phase gaz. Bongochgetsakul & Ishida, 2008) considèrent le transport de l'eau vapeur et de l'oxygène par diffusion seulement. La forme des flux diffusifs est aussi basée sur une loi de Fick : celui pour l'oxygène dans la phase gaz est décrit dans l'équation (14)(b), celui pour l'eau vapeur est évoqué par Rollins *et al.*, 1954), Cary & Taylor, 1962a) et Cary & Taylor, 1962b) basé également sur une loi de Fick :

$$\frac{\mathbf{j}_{H_2O,g}}{\mu_i} = -(k_{v\theta} \nabla \theta + k_{vT} \nabla T) \quad (15)$$

où θ est la teneur en eau (-), $k_{v\theta}$ est la diffusivité de vapeur due au gradient de la teneur en eau ($\text{m}^3.\text{m}^{-1}.\text{s}^{-1}$), k_{vT} est la diffusivité de vapeur due au gradient de température ($\text{m}^3.\text{m}^{-1}.\text{s}^{-1}.\text{K}^{-1}$), T est la température (K), μ_i est le potentiel chimique (J.kg^{-1}).

Enfin, Moraga *et al.*, 2009) utilisent la formulation du flux diffusif présentée dans (14)(b) pour le transport de l'oxygène (absence d'eau dans le modèle).

2.2.7.1.2. Phase liquide

Chez Ernstson & Rasmuson, 1993), l'eau liquide est mobile. L'utilisation d'une expression du flux de Darcy \vec{q}_w pour les milieux non saturés plus connue sous le nom d'équation de Richards permet de décrire la mobilité de cette phase liquide en présence d'une autre phase mobile (phase gaz). Bongochgetsakul & Ishida, 2008) l'expriment aussi à l'aide de l'équation de Richards. En reprenant la notation introduite dans (7), le flux total d'eau liquide peut s'écrire :

$$\mathbf{j}_{H_2O,l} = -k_{um} (\nabla \psi_m + 1) \quad (16)$$

où k_{um} est la conductivité hydraulique non saturé (m.s^{-1}), ψ_m est la charge hydrostatique (m).

De plus Bongochgetsakul & Ishida, 2008) sont les seuls à considérer la dissolution de l'oxygène dans l'eau. L'oxygène dissous est mû par diffusion ((14)(b)).

2. Les modèles de compostage dans la littérature

Nakayama *et al.*, 2007) considèrent un flux diffusif basée sur la loi de Fick ((14)(b)) pour transporter l'eau dans la matrice poreuse (chez Nakayama *et al.*, 2007), phase liquide et phase solide sont confondues). Moraga *et al.*, 2009) ne prennent pas en compte l'eau dans leur modèle.

2.2.7.1.3. Termes sources

L'évaporation (ou condensation) de l'eau est prise en compte dans le modèle de Ernstson & Rasmuson, 1993) sous la forme d'une dérivée temporelle de la concentration massique d'eau vapeur. Ce terme d'échange entre la fraction gaz et la fraction liquide pour l'eau est clairement explicitée chez Nakayama *et al.*, 2007). La forme de ce terme est directement issue du changement d'échelle. Il s'agit de l'expression caractéristique des termes d'échange entre phase dans les modèles utilisant l'approche non-équilibre local : une fonction proportionnelle à la différence entre la concentration d'eau gaz présente et celle à l'équilibre. L'utilisation d'un modèle équilibre local pour l'eau chez Bongochgetsakul & Ishida, 2008) explique l'absence de ce terme dans les équations.

Ernstson & Rasmuson, 1993), en plus de l'échange entre les phases gaz et liquide pour l'eau, prennent en compte la production d'eau biologique, phénomène aussi considéré par Bongochgetsakul & Ishida, 2008) (non explicitée). On ne le retrouve pas dans le modèle de Nakayama *et al.*, 2007).

Enfin, Ernstson & Rasmuson, 1993) tiennent compte également de la consommation d'oxygène due à la dégradation de la matière organique (terme non explicité), tout comme Bongochgetsakul & Ishida, 2008) et Moraga *et al.*, 2009). Moraga *et al.*, 2009) utilisent la formulation suivante :

$$R_{O_2} = -(1-\varepsilon)A_c\rho_c C_{O_2} \exp\left[\frac{-E_c}{RT}\right] \quad (17)$$

où ε est la porosité (-), A_c est un terme pré-exponentiel pour l'oxydation ($m^3.kg^{-1}.s^{-1}$), ρ_c est la masse volumique de la cellulose ($kg.m^{-3}$), C_{O_2} est la concentration d'oxygène dans le tas de compost ($kg.m^{-3}$), E_c est l'énergie d'activation ($J.mol^{-1}$), R est la constante des gaz parfaits ($J.K^{-1}.m^{-1}$) et T est la température (K).

2.2.7.1.4. Validité des modèles

Ernstson & Rasmuson, 1993) ont montré l'influence que peut avoir le débit sur l'évolution de la teneur en eau lors du procédé de dégradation de bois. Notamment, plus le débit est important, plus le séchage de la matrice poreuse est important, avec un minimum au tiers de la hauteur. Nakayama *et al.*, 2007) simulent eux un système de compostage fermé sur les bords, avec une aération à la base. Leur modèle prédit une stratification de la teneur en eau dans le milieu avec de fortes concentrations à la base et de plus faibles en surface d'où l'eau semble s'évaporer. Néanmoins, aucun de ces résultats n'a été confronté à des mesures expérimentales. Bongochgetsakul & Ishida, 2008) ne présentent pas de résultats sur la teneur en eau.

Seul Moraga *et al.*, 2009) présentent des résultats numériques sur l'évolution de l'oxygène au cours du process. Différents comportements sont mis en évidence en fonction de la hauteur de l'andain considéré. Plus la hauteur est importante, plus la consommation d'oxygène est importante. Il est constaté que le maximum de consommation survient plus tôt quand la hauteur augmente. Différentes géométries d'andains sont ensuite testées afin de mettre en exergue l'évolution de la distribution d'oxygène au sein du massif de déchets. Pour un trapèze régulier, la consommation d'oxygène démarre au centre de la base et s'étend de façon homogène. Les études faites sur deux trapèzes asymétriques (dont l'un avec deux

« bosses » de hauteur différente), donne des résultats similaires à ceux obtenus avec le trapèze régulier mis à part que le profil d'oxygène tend, au fur et à mesure, à prendre la forme de la géométrie et perd sa symétrie. Cependant, aucun résultat expérimental ne vient étayer ces résultats.

2.2.7.2. Modèles 0D

Les modèles 0D sont basés sur les équations de conservation de la masse des espèces. En règle générale, toute quantité étudiée est moyennée sur l'espace considéré pour l'étude (volume, surface, segment). Ceci implique l'absence de dimension spatiale.

Ainsi, comme le rapporte Mason, (2006), les approches de prédiction de la teneur en eau, par exemple, sont basées sur l'analyse de l'air entrant, de l'air sortant et de l'eau produite biologiquement (bilan matière sur le système global). Cette eau produite biologiquement est estimée à partir de facteurs de rendement basés sur la dégradation des solides volatiles biodégradables (BVS).

Cette approche est généralisée à la prédiction des concentrations des espèces gaz (se basant également sur l'analyse de l'air entrant, de l'air sortant et d'éventuels termes sources (Mason, 2006)). Le Tableau 3 éclaire le lecteur sur les espèces prises en compte dans les différents modèles, ainsi que sur la présence éventuelle de termes sources. Tous les auteurs ont utilisé ici une approche non-équilibre chimique local.

Tableau 3 : Espèces prises en compte dans les équations de conservation de la masse pour les modèles de compostage 0D. La présence de termes sources est aussi indiquée.

Références	Terme source	H ₂ O (liq.)	H ₂ O (gaz)	O ₂	CO ₂	N ₂	NH ₃	N	P
Nakasaki <i>et al.</i> , 1987)	X	X	-	-	-	-	-	-	-
Kaiser, 1996)	X	X	-	X	X	-	-	-	-
Mohee <i>et al.</i> , 1998)	X	X	-	X	X	-	-	-	-
Higgins & Walker, 2001)	X	X	/	X	X	-	-	-	-
Briski <i>et al.</i> , 2003)	X	-	-	X	-	-	-	-	-
Lopez-Zavala <i>et al.</i> , 2004)	X	-	-	X	-	-	-	-	-
Xi <i>et al.</i> , 2005)	X	X	X						
Sole-Mauri <i>et al.</i> , 2007)	X	X	X	X	-	-	-	-	-
Lin <i>et al.</i> , 2008)	-	X	-	Cte	-	-	-	-	-
Petric & Selimbasic, 2008)	X	X	X	X	X	X	X	-	-
Vlyssides <i>et al.</i> , 2009)	-	X	-	-	-	-	-	X	X
Zhang <i>et al.</i> , 2010)	X	X	-	-	-	-	-	-	-

2.2.7.2.1. Phase liquide

La phase liquide a été considérée immobile dans tous les modèles 0D. Dans ce cas, il est possible d'écrire une formulation générale de l'équation de conservation utilisée pour chacune des espèces composant la phase liquide :

$$\frac{dC_{i,l}}{dt} = R_{i,bio} - R_{i,chang} \quad (18)$$

2. Les modèles de compostage dans la littérature

où $C_{i,l}$ est la concentration en masse de l'espèce i dans la phase liquide (kg.m^{-3}), $R_{i,bio}$ est le terme réactionnel biologique ($\text{kg.m}^{-3}.\text{s}^{-1}$) et $R_{i,chang}$ est le terme de transfert de l'espèce i de la phase liquide à la phase gaz (pour les gaz dissous, évaporation pour le passage de l'eau liquide à l'eau vapeur) ($\text{kg.m}^{-3}.\text{s}^{-1}$). Il est supposé qu'il n'y a pas d'apport externe.

2.2.7.2.2. Phase gaz

Une formulation générale pour l'évolution de l'espèce i dans la phase gaz peut être écrite de la manière suivante :

$$\frac{dC_{i,g}}{dt} = n_{i0} - n_{i1} + R_{i,chang} \quad (19)$$

où $C_{i,l}$ est la concentration en masse de l'espèce i dans la phase gaz (kg.m^{-3}), n_{i0} est le flux massique convectif entrant ($\text{kg.m}^{-3}.\text{s}^{-1}$), et n_{i1} est le flux massique convectif sortant ($\text{kg.m}^{-3}.\text{s}^{-1}$).

Cette écriture se base sur les travaux de Tchobanoglous *et al.*, 2003). Elle a aussi été utilisée par Briski *et al.*, 2003), Sole-Mauri *et al.*, 2007) et Petric & Selimbasic, 2008) où $k = 1 : 5$ (respectivement O_2 , CO_2 , NH_3 , $\text{H}_2\text{O}_{\text{vapeur}}$ et N_2). Briski *et al.*, 2003) ne fournissent pas l'expression des flux molaires, mais Sole-Mauri *et al.*, 2007) en donnent une pour le flux molaire sortant. Celui-ci est calculé en supposant que les gaz se comportent comme des gaz parfaits, et en considérant que la pression totale P est constante :

$$n_{i1} = C_{i,g} \left(\frac{RT}{PV_g} \sum_{k=1}^5 (n_{i0} + R_{i,chang}) + \frac{1}{T} \frac{dT}{dt} \right) \quad (20)$$

où R est la constante universelle des gaz parfaits ($\text{J.mol}^{-1}.\text{K}^{-1}$), T est la température (K), P est la pression (Pa), et V_g est le volume de gaz (m^3).

Petric & Selimbasic, 2008) utilisent la même expression pour le flux molaire sortant. Ils donnent par contre les flux molaires entrants pour l'oxygène, l'azote, et l'eau vapeur, déterminés par le débit d'air entrant et la composition standard de l'air, supposant que le gaz dans le milieu est saturé d'eau vapeur :

$$\begin{aligned} n_{\text{O}_2,0} &= 0.21 \frac{(P_T - P_S)Q}{RT_g} \\ n_{\text{N}_2,0} &= 0.79 \frac{(P_T - P_S)Q}{RT_g} \\ n_{\text{H}_2\text{O},0} &= \frac{P_S Q}{RT_g} \end{aligned} \quad (21)$$

où P_T est la pression totale (Pa), P_S est la pression de vapeur saturante à la température de la phase gaz (Pa), Q est le débit d'aération ($\text{m}^3.\text{h}^{-1}$) et T_g est la température de la phase gaz (K).

2.2.7.2.3. Termes sources provenant de la réaction biologique

Higgins & Walker, 2001) relie la production d'eau biologique à la consommation de substrat organique, et ont utilisé une expression similaire pour calculer l'évolution de la concentration en oxygène. Il peut en être de même pour la production de dioxyde de carbone, ou bien encore d'ammonium (Petric & Selimbasic, 2008). Il est possible alors de généraliser la forme des termes sources issus de la réaction biologique :

$$R_{bio} = \pm \frac{Y_i}{V_r} \frac{dm_{OM}}{dt} \quad (22)$$

où Y_i est un coefficient stœchiométrique pour l'espèce considéré (kg d'espèce i /kg de matière organique), m_{OM} est la masse de matière organique (kg) et V_r est le volume de déchets dans le réacteur (m^3).

Nakasaki *et al.*, 1987) lient la production d'eau biologique à la production de dioxyde de carbone. Sole-Mauri *et al.*, 2007) et Lin *et al.*, 2008) quant à eux n'explicitent pas la forme des termes sources. Il convient de noter que Lin *et al.*, 2008) prennent en compte le fait qu'il est nécessaire d'« utiliser » de l'eau pour créer de nouvelles cellules. Par contre, leur modèle ne considère pas l'évolution de l'oxygène (concentration constante), mais le taux de consommation d'oxygène est calculé via un terme de croissance de biomasse aérobie pondéré par un terme de rendement de biomasse.

Lopez-Zavala *et al.*, 2004) utilisent une formulation similaire, où apparaissent directement les variables et facteurs du modèle biologique (quantité de matière organique facilement biodégradable, population bactérienne, coefficients pour la respiration endogène, ...).

2.2.7.2.4. Cas particulier du transfert d'espèce de la phase liquide à la phase gazeuse : évaporation

L'expression de la dissolution d'une espèce gaz dans la phase liquide, ou de la réaction inverse, n'est jamais explicitée dans les modèles de la littérature, sauf en ce qui concerne l'eau. C'est pourquoi nous nous attachons dans cette partie à décrire comment est prise en compte l'évaporation.

Une fois encore, Petric & Selimbasic, 2008) et Zhang *et al.*, 2010) utilisent une forme similaire à celle présentée par Higgins & Walker, 2001) :

$$R_{evap} = \frac{G_a (H_s(T_a) - H_s(T))}{V_r} \quad (23)$$

où G_a est le débit massique d'air sec ($kg \text{ air sec} \cdot j^{-1}$), H_s est l'humidité saturé ($kg \text{ H}_2\text{O} \cdot kg^{-1}$ de solides secs), T est la température du compost (K), T_a est la température ambiante (K).

La forme présentée dans l'équation (23) traduit le bilan de masse entre la sortie et l'entrée du réacteur pour l'eau présente dans la phase gazeuse. Nakasaki *et al.*, 1987) utilisent une formulation très proche mais, une fois de plus, basée sur la quantité de dioxyde de carbone produit. Xi *et al.*, 2005) proposent une loi fondée sur l'équilibre thermodynamique du système, mais sans explicitation ni aucune référence. Enfin, Sole-Mauri *et al.*, 2007) et Lin *et al.*, 2008) n'explicitent pas ce terme source.

▪ Evolution des nutriments

Vlyssides *et al.*, 2009) incluent dans leur approche l'évolution de nutriments, comme l'azote et le phosphore, et calculent l'évolution de leur concentration à l'aide de l'expression suivante :

$$\frac{dC_{i,g}}{dt} = C_{i,s} \cdot \frac{dX_s}{dt} + C_{i,e} \cdot Q_e - C_{i,b} \cdot \frac{dX_b}{dt} - C_{i,c} \cdot \frac{dX_c}{dt} \quad (24)$$

où $C_{i,s}$ est la concentration en masse de l'espèce i dans les bactéries ($kg \cdot m^{-3}/kg$ de bactéries), X_s est la quantité de carbone biodégradable (kg), $C_{i,e}$ est la concentration en masse de l'espèce i dans l'eau ($kg \cdot m^{-3}/kg$ d'eau), Q_e est le débit massique d'eau ($kg \cdot s^{-1}$), $C_{i,b}$ est la concentration en masse de l'espèce i dans la matière particulaire ($kg \cdot m^{-3}/kg$ de matière particulaire), X_b est la population bactérienne (kg), $C_{i,c}$ est la concentration en masse de l'espèce i dans les

2. Les modèles de compostage dans la littérature

champignons ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}/\text{kg}$ de champignons) et X_c est la population de champignons (kg). Les résultats obtenus par la simulation sont en bon accord avec les résultats expérimentaux.

2.2.7.2.5. Validité des modèles

Concernant la formulation de Higgins & Walker, 2001), seul Zhang *et al.*, 2010) présentent des résultats sur l'évolution de la teneur en eau (données en fraction massique ($\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$)) au cours du temps sur des expériences à l'échelle pilote. La teneur en eau initiale est de 0.6885. Elle augmente légèrement, dépassant 0.69, mais, après environ 55h de simulation, elle commence à diminuer, atteignant après 392h de simulation une valeur de 0.6452. Les résultats expérimentaux ne sont pas présentés, mais une erreur absolue de 0.0182 et une erreur relative de 2.9% sont annoncées. Ces résultats semblent donc en bon accord avec l'expérience.

Nakasaka *et al.*, 1987) ont obtenu des résultats très satisfaisants concernant la prédiction de la teneur en eau puisque très proches des résultats expérimentaux obtenus aussi à l'échelle pilote.

Les résultats présentés par Xi *et al.*, 2005), avec une aération constante, montrent une allure similaire entre les profils expérimentaux (échelle pilote) et les profils numériques, avec tout de même, après 360h de simulation, une erreur absolue de 6.63% et une erreur relative de -27%, ce qui est non négligeable. Sole-Mauri *et al.*, 2007) et Lin *et al.*, 2008) ne présentent aucun résultat quant à l'évolution de la quantité d'eau dans leur modèle respectif.

Aucun résultat non plus, concernant l'évolution de l'oxygène, n'est présenté par Briski *et al.*, 2003) ou Lopez-Zavala *et al.*, 2004) (qui présentent les profils de taux de consommation d'oxygène (OUR)). Par contre, Sole-Mauri *et al.*, 2007) et Petric & Selimbasic, 2008), qui utilisent la même formulation que Briski *et al.*, 2003), mais en intégrant aussi l'évolution des espèces CO_2 , NH_3 , $\text{H}_2\text{O}_{\text{vap}}$ et N_2 , comparent résultats de simulation et résultats expérimentaux.

Sole-Mauri *et al.*, 2007) obtiennent en début de procédé une bonne corrélation entre la quantité d'oxygène prédite par le modèle et celle mesurée. Mais, après 100h, la quantité simulée reste en deçà de la quantité mesurée. Cela est expliqué par les auteurs par le fait que le réacteur a été ouvert durant le process afin de prélever des échantillons. L'évolution des quantités d'ammonium (NH_4^+) est aussi présentée. Les résultats simulés demeurent en accord avec ceux mesurés : le modèle a réussi à capter la tendance sans pour autant se rapprocher parfaitement des points expérimentaux.

Les résultats montrant l'évolution de la quantité d'oxygène par Petric & Selimbasic, 2008) sont en très bon accord avec l'expérience. Pour le dioxyde de carbone, la simulation arrive à reproduire la tendance observée expérimentalement sans toutefois pouvoir en obtenir toutes les variations. Cependant, la simulation de l'évolution de la quantité d'ammoniac ne correspond pas aux attentes expérimentales, excepté au tout début du procédé et à la toute fin. Les auteurs suggèrent que l'effet du rapport C/N devrait être pris en compte dans les cinétiques du modèle.

Enfin, même si Xi *et al.*, 2005) ne présentent pas la structure du modèle mathématique qu'ils utilisent pour prédire l'évolution de la concentration en oxygène, ils présentent des résultats de simulations qui sont en bon accord avec les résultats expérimentaux.

2.2.7.3. Bilan sur les transferts de masse

Le Tableau 4 résume la performance des modèles sur la prédiction de l'évolution de la teneur en eau et des autres espèces. Il est à noter que pour les auteurs ayant utilisé un modèle distribué, le manque de résultats expérimentaux empêche le lecteur de statuer sur la validité

des modèles. Les performances des résultats obtenus par les différents auteurs n'ont pu donc être étudiées que pour les modèles 0D.

Les modèles de Kishimoto *et al.*, 1987), Nakasaki *et al.*, 1987) et Zhang *et al.*, 2010) donnent de bons résultats quant à l'évolution de la teneur en eau avec des résultats de simulation concordant grandement avec les résultats mesurés. Le modèle de Xi *et al.*, 2005) est en bon accord avec l'expérience au début du process, mais l'écart entre simulation et mesure ne cesse d'augmenter avec le temps.

Mohee *et al.*, 1998) prédisent avec une marge d'erreur convenable l'évolution de la teneur en oxygène du milieu. Les modèles de Xi *et al.*, 2005) (dont l'équation de conservation pour l'oxygène n'est pas décrite) et Petric & Selimbasic, 2008) demeurent très acceptables. Il en va de même pour la prédiction de l'évolution du dioxyde de carbone par Kaiser, 1996) et Petric & Selimbasic, 2008). Sole-Mauri *et al.*, 2007) sous-estiment la quantité d'oxygène durant plus de la moitié du process, avec pourtant une partie initiale en bon accord avec les résultats expérimentaux. Enfin, les résultats pour l'ammoniac (ou l'ammonium) restent problématiques avec des résultats peu satisfaisants pour Petric & Selimbasic, 2008). Le modèle de Sole-Mauri *et al.*, 2007) donne des résultats plus acceptables, mais il ne retranscrit cependant que la tendance d'évolution (évolution moyenne de la quantité d'ammoniac) et ne capte pas les variations.

Tous les auteurs ne prennent pas en compte une aération forcée, ce qui se traduit par l'absence de termes convectifs dans les équations Moraga *et al.*, 2009) ou de débit massique/molaire. Ils ne prennent pas non plus tous en compte l'évolution de la fraction massique/molaire d'eau liquide et/ou vapeur. Ernstson & Rasmuson, 1993), Briski *et al.*, 2003), Nakayama *et al.*, 2007), Sole-Mauri *et al.*, 2007), Bongochgetsakul & Ishida, 2008) et Petric & Selimbasic, 2008) considèrent eux le séchage dans leurs modèles et l'échange d'eau entre les phases liquide et vapeur. Cependant, même si la plupart des auteurs ne considèrent pas ce phénomène, la chaleur latente d'évaporation est très souvent prise en compte dans les modèles. Mais l'absence de résultats sur l'évolution des quantités d'eau dans les deux phases pour les modèles cités ne permet pas de conclure ou d'émettre d'opinion quant à la pertinence de la prise en compte du séchage. Il est aussi à noter que quand l'évolution de l'eau liquide est calculée, la production biologique d'eau est toujours présente dans les équations. La même remarque s'applique à l'oxygène (terme de consommation), le dioxyde de carbone et l'ammoniac (termes de production).

Enfin, la pertinence et l'intérêt de la prise en compte de la dissolution des espèces gazeuses dans la phase liquide n'ont pas été démontrés par les auteurs.

2. Les modèles de compostage dans la littérature

Tableau 4 : Performance des modèles de compostage pour la prédiction de l'évolution de la teneur en eau et des concentrations gaz au cours du temps.

Références	Echelle exp.	Teneur en eau		Concentration O ₂		Concentration CO ₂		Concentration NH ₃ (b) masse N-NH ₄ (c)		Masse de N et P	
		Max.	Moy.	Max.	Moy.	Max.	Moy.	Max.	Moy.	Max.	Moy.
Kishimoto <i>et al.</i>, 1987)	Lab.	0.54%	0.23%	-	-	-	-	-	-	-	-
Nakasaki <i>et al.</i>, 1987)	Lab	- ^a	- ^a	-	-	-	-	-	-	-	-
Kaiser, 1996)	Pilote	-	-	-	-	8.86%	1.77%	-	-	-	-
Mohee <i>et al.</i>, 1998)	Lab	-	-	11%	2%	-	-	-	-	-	-
Xi <i>et al.</i>, 2005)	Pilote	Err. Rel. = -27% Err. Abs. = 6.63		10%	- ^a	-	-	-	-	-	-
Sole-Mauri <i>et al.</i>, 2007)	Pilote	-	-	7%	2%	-	-	0.055kg ^c	0.02kg ^c	-	-
Petric & Selimbasic, 2008)	Pilote	-	-	3.26%	0.57%	1.40%	0.38%	40% ^b	- ^d	-	-
Vlyssides <i>et al.</i>, 2009)	Pilote	-	-	-	-	-	-	-	-	- ^a	- ^a
Zhang <i>et al.</i>, 2010)	Pilote	Err. Rel. = 2.9% Err. Abs. = 1.82		-	-	-	-	-	-	-	-

^a Résultats de simulation en très bon accord avec les résultats expérimentaux

^b Concentration NH₃

^c Masse N-NH₄

^d Résultats de simulation ne concordent pas avec les résultats expérimentaux

2.2.8. Transferts de chaleur

2.2.8.1. Modèles utilisant des variables distribuées

Concernant les bilans thermiques, Mason, (2006) énumère les termes qui peuvent être pris en compte dans les modèles de compostage : chaleur sensible du contenu du système, chaleur sensible des écoulements d'entrée et de sortie (air entrant, eau vapeur et ajout d'eau, gaz en sortie et vapeurs), pertes par conduction et convection, gain ou perte par radiation, chaleur latente d'évaporation, chaleur produite biologiquement. Il affirme alors que la chaleur produite biologiquement et la chaleur latente d'évaporation sont les termes les plus significatifs dans l'équilibre thermique. Ceux-ci ont d'ailleurs été intégrés dans quasiment tous les modèles. Le Tableau 5 offre une vue générale des termes pris en compte dans les différents modèles utilisant des variables distribuées.

Tableau 5 : Termes pris en compte dans les équations de conservation de la chaleur des modèles de compostage utilisant des variables distribuées.

Références	Terme d'accum.	Convection	Conduction	Source	Radiation
Smith & Eilers, 1980)	X	X	X	X	X
Ernstson & Rasmuson, 1993)	X	X	X	X	-
van Lier <i>et al.</i> , 1994)	X	X	X	X	-
Scholwin & Bidlingmaier, 2003)	X	X	X	X	-
Nakayama <i>et al.</i> , 2007)	X	X	X	X	-
Bongochgetsakul & Ishida, 2008)	X	X	X	X	-
Moraga <i>et al.</i> , 2009)	X	-	X	X	X

Tous ces modèles utilisent une seule équation de conservation de la chaleur dont la forme est décrite par l'équation (13) (hypothèse d'équilibre thermique local).

2.2.8.1.1. Point de vue général sur les termes pris en compte.

Les auteurs ont généralement pris en compte les phénomènes de conduction thermique, mais la convection thermique ne se retrouve pas chez Moraga *et al.*, (2009) alors que Mason, (2006) affirme que le transport de chaleur convectif est connu pour jouer un rôle majeur dans les systèmes de compostage. D'ailleurs, dans des conditions usuelles de procédés (longueur caractéristique = 5 mm, vitesse d'aération = $1.10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$, capacité thermique équivalente $(\rho C_p)_{eq} = 2 \text{ MJ.m}^{-3}.\text{K}^{-1}$, conductivité thermique équivalente $\lambda_{eq} = 0.3 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$), le Péclet thermique est à peu près égal à 30.

De même, la chaleur latente d'évaporation n'est pas toujours prise en compte. Bongochgetsakul & Ishida, (2008) considèrent tous ces phénomènes dans leur modèle mais utilisent la formulation de Salzman & Bohne, (2000), semblable à la formulation présentée dans l'équation (13), où apparaît le flux total de chaleur ($\text{J.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$). Il est alors possible de retrouver dans l'expression du terme J_h respectivement la conduction, la chaleur latente par diffusion de la vapeur, et le transport de la chaleur par diffusion de la vapeur et écoulement du liquide (Salzman & Bohne, 2000).

En revanche, les phénomènes radiatifs ne sont quasiment jamais pris en compte. La radiation a été pour la première fois incluse de manière explicite dans le modèle de Smith & Eilers, (1980). Les travaux de Robinzon *et al.*, (2000) ont montré que ce terme pouvait être

2. Les modèles de compostage dans la littérature

important pour des andains en milieu ouvert et donc directement exposé au rayonnement solaire. Dans les modèles plus récents, seul Moraga *et al.*, 2009) intègrent les apports radiatifs. Cependant, le but de son modèle est de déterminer les conditions d'auto-combustion du massif de déchets et non de simuler le processus de compostage à proprement parler.

Enfin, les pertes de chaleur à travers les parois ont généralement été prises en compte. Pour Mason & Milke, 2005), ces pertes peuvent être significatives, surtout pour des systèmes à la petite échelle, même si les parois sont substantiellement isolées.

2.2.8.1.2. Validité des modèles

Dans les résultats numériques présentés par Ernstson & Rasmuson, 1993), un pic à 78°C apparaît au bout de quatre jours de simulation. Pour Nakayama *et al.*, 2007), un pic à 70°C est présent après avoir atteint 50h de simulation. Les conditions opératoires différentes amènent à des températures maximales atteintes différentes et des profils de température différents. Cependant, aucune des deux études ne présente de comparaison avec des résultats expérimentaux.

Smith & Eilers, 1980) montrent des résultats peu en accord avec l'expérience (réalisée à l'échelle andain), avec des différences maximales pouvant aller jusqu'à 27.5°C et des différences de temps pour atteindre le pic de température pouvant aller jusqu'à plus de quatre jours, l'étude ayant été réalisée sur une durée de 29 jours. Les résultats de Bongochgetsakul & Ishida, 2008) sont quelque peu meilleurs avec une différence maximale de température de 8°C et une différence maximale de temps pour atteindre le pic de température d'un jour. Les données expérimentales ont été obtenues sur un pilote (cube de 0.027 dm³) contenant un mélange de fumier et d'écorce.

Scholwin & Bidlingmaier, 2003) ont réalisé leurs expérimentations dans des colonnes à l'échelle du laboratoire et Moraga *et al.*, 2009) ont recueilli leurs données sur des andains de boues de station d'épuration. Leurs modèles donnent des profils de température très proches des courbes expérimentales.

Enfin, les résultats de van Lier *et al.*, 1994) sont en très bon accord avec les résultats expérimentaux avec une différence moyenne de température inférieure à 0.5°C (résultats expérimentaux obtenus lors d'essai de compostage de champignons dans des tunnels de fermentation)

2.2.8.1.3. Modèles utilisant des variables homogénéisées

L'analyse de l'équilibre thermique, pour le volume de contrôle correspondant à la totalité des déchets, a été présentée par Bach *et al.*, 1987), Harper *et al.*, 1992), Koenig & Tao, 1996) et Bari *et al.*, 2000), et a été reprise par la suite dans la grande majorité des modèles que l'on trouve dans la littérature. Le Tableau 6 vient illustrer les termes et phénomènes pris en compte dans ce type de modèle.

2. Les modèles de compostage dans la littérature

Tableau 6 : Termes et phénomènes pris en compte pour la conservation de la chaleur pour les modèles de compostage utilisant des variables homogénéisées.

Références	Terme d'accum.	Convection	Conduction	Source	Radiation
Bach <i>et al.</i> , 1987)	X	X	-	X	/
Kishimoto <i>et al.</i> , 1987)	X	X	-	X	-
Nakasaki <i>et al.</i> , 1987)	X	X	-	X	-
Hamelers, 1993)	/	/	/	/	/
Haug, 1993)	X	X	-	X	-
VanderGheynst <i>et al.</i> , 1997)	X	X	-	X	-
Mohee <i>et al.</i> , 1998)	X	X	-	X	-
Seki, 2000)	X	X	-	X	-
Robinson <i>et al.</i> , 2000)	X	-	-	X	/
Higgins & Walker, 2001)	X	X	-	X	-
Briski <i>et al.</i> , 2003)	X	X	-	X	-
Xi <i>et al.</i> , 2005)	X	X	-	X	-
Briski <i>et al.</i> , 2007)	X	X	-	X	-
Sole-Mauri <i>et al.</i> , 2007)	X	X	-	X	-
Lin <i>et al.</i> , 2008)	-	-	-	-	-
Petric & Selimbasic, 2008)	X	X	-	X	-
Vlyssides <i>et al.</i> , 2009)	X	X	-	X	-
Giusti & Marsili-Libelli, 2010)	-	-	-	-	-
Mohajer <i>et al.</i> , 2010)	-	-	-	-	-
Zhang <i>et al.</i> , 2010)	X	X	-	X	-

La formulation générale est la suivante :

$$\frac{d((\rho C_p)_{eq} T)}{dt} = -U(T - T_a) + R_{t,bio} + R_{t,evap} \quad (25)$$

où $(\rho C_p)_{eq}$ est la somme des produits entre les masses volumiques et les capacités thermiques massiques de chaque phase ($J.m^{-3}.K^{-1}$), T est la température (K), U est le coefficient d'échange de chaleur équivalent par unité de surface ($W.m^{-3}.K^{-1}$), T_a est la température ambiante (K), $R_{t,bio}$ est la production de chaleur due à l'activité biologique ($J.m^{-3}.s^{-1}$) et $R_{t,evap}$ est la chaleur nécessaire à l'évaporation de l'eau ($J.m^{-3}.s^{-1}$). Cette équation fait intervenir la chaleur perdue par conduction, la chaleur perdue par évaporation (ou gagnée par condensation), et la chaleur gagnée via la réaction biologique.

2.2.8.1.4. Point de vue général sur les termes pris en compte.

Zhang *et al.*, 2010) utilisent cette expression dans leur modèle. Mais de nombreux auteurs ont considérés le terme $(\rho C_p)_{eq}$ constant. C'est le cas de van Lier *et al.*, 1994), Stombaugh & Nokes, 1996), Das & Keener, 1997), VanderGheynst *et al.*, 1997), Mohee *et al.*, 1998), Higgins & Walker, 2001), Briski *et al.*, 2003), Briski *et al.*, 2007), Xi *et al.*, 2005) et Sole-Mauri *et al.*, 2007). Petric & Selimbasic, 2008) utilisent aussi cette formulation, et sont les seuls, avec Sole-Mauri *et al.*, 2007), à considérer deux températures : celle du gaz, et celle du solide (confondue avec celle du liquide) (hypothèse de non-équilibre local).

Vlyssides *et al.*, 2009) se basent sur les travaux de Haug, 1993) et Kaiser, 1996) et présentent une équation de conservation de la chaleur dont la forme reste très proche de l'équation (25). Son expression prend tout de même en compte, en plus des éléments

2. Les modèles de compostage dans la littérature

présentés dans (25), le flux de chaleur apporté par l'air entrant ainsi que le flux de chaleur sortant. Par contre, ils ne présentent pas de résultats sur l'évolution de la température.

Giusti & Marsili-Libelli, 2010) utilisent un modèle flou où seule la température est prise en compte. Ils obtiennent de bons résultats, réussissant à suivre l'allure de la courbe expérimentale et à capter un grand nombre de variations.

Lin *et al.*, 2008), par contre, ne proposent pas d'expressions de prédiction de température mais utilisent un profil expérimental pour leur modèle.

2.2.8.1.5. Validité des modèles

Pour comparer les résultats expérimentaux aux résultats de simulations, la plupart des auteurs ont utilisé des données obtenues à l'échelle pilote (Kishimoto *et al.*, 1987 ; Nakasaki *et al.*, 1987 ; Ndegwa *et al.*, 2000 ; Xi *et al.*, 2005 ; Briski *et al.*, 2007 ; Giusti & Marsili-Libelli, 2010). Seul Moraga *et al.*, 2009) présentent des courbes avec des données de température issues d'andain. Kishimoto *et al.*, 1987), Briski *et al.*, 2007) et Moraga *et al.*, 2009) ont utilisé des thermocouples placés directement dans le milieu alors que pour Giusti & Marsili-Libelli, 2010), le thermocouple était placé dans l'air en sortie.

Kishimoto *et al.*, 1987), Nakasaki *et al.*, 1987) et Moraga *et al.*, 2009) ont fait leurs essais sur des boues. Ndegwa *et al.*, 2000) et Petric & Selimbasic, 2008) se sont servis de fumier. Sole-Mauri *et al.*, 2007) ont utilisé quant à eux un mélange de boue, de fumier, de fruits, de papier et de coquilles d'œufs. Des déchets plus spécifiques ont aussi été employés : bagasse pour Mohee *et al.*, 1998), tabac pour Briski *et al.*, 2003). Certains comme Higgins & Walker, 2001) et Giusti & Marsili-Libelli, 2010) ont exploité les résultats expérimentaux présentés par d'autres auteurs. Enfin, Xi *et al.*, 2005) n'ont pas spécifié le déchet étudié.

Pour les modèles utilisant (25), tous donnent des résultats acceptables, mis à part Xi *et al.*, 2005) où la différence maximale de température atteint 31.1°C. Ils surestiment tout au long du procédé la température. Le Tableau 7 résume la performance des modèles sur la prédiction de l'évolution de la température.

2.2.8.2. Bilan

Beaucoup des modèles présentés précédemment obtiennent des résultats satisfaisants au sens des marges d'acceptabilité établies par Mason, 2006). Ces marges sont définies par :

- une différence maximale entre les résultats expérimentaux et ceux de simulation de 5, 2 et 2°C pour les températures maximales, moyennes, et le pic de température,
- un temps pour atteindre le pic de température prédit à moins de 8h de celui mesuré.

Avec ces critères, seuls les résultats de Kishimoto *et al.*, 1987), van Lier *et al.*, 1994) et Giusti & Marsili-Libelli, 2010) atteignent cet objectif. Les résultats obtenus par Moraga *et al.*, 2009) rentrent dans ces critères, mais seule la phase de montée en température est présentée, Moraga *et al.*, 2009) simulant l'auto-échauffement du compost et non l'évolution de la température au cours du procédé de compostage (Tableau 7).

Pour les modèles de Nakasaki *et al.*, 1987) et Briski *et al.*, 2007) la moyenne des différences entre résultats simulés et résultats expérimentaux est inférieure 2°C, ce qui demeure un bon résultat. Le modèle développé par Nakayama *et al.*, 2007) permet aussi une bonne estimation du pic de température, tout comme celui de Bertoni *et al.*, 1997). Par contre, Bertoni *et al.*, 1997) n'obtiennent pas de résultats satisfaisants sur tout le reste du process avec une différence maximale de température supérieure à 30°C et une différence moyenne de température égale à 8.1°C. Les modèles de Smith & Eilers, 1980), Ndegwa *et al.*, 2000) et Xi *et al.*, 2005) montrent aussi des différences maximales de températures importantes, souvent supérieures à 20°C, allant même jusqu'à atteindre 31.1°C pour Xi *et al.*, 2005). Ces modèles offrent aussi des différences moyennes de températures élevées, pouvant aller jusqu'à 17.5°C pour Smith & Eilers, 1980).

Cependant, il est à noter que les simulations de Kishimoto *et al.*, 1987), van Lier *et al.*, 1994) et Giusti & Marsili-Libelli, 2010) ont été faites respectivement sur 40h, 7j et 6j. Or, la durée caractéristique du compostage thermophile est de 20 à 30j (Rynk, 1992). De ce fait, il n'est possible de constater la capacité de ces modèles à simuler correctement l'évolution de température que sur une courte période (voire très courte).

Les modèles décrivant un procédé plus long ont en général des difficultés à s'approcher des données expérimentales en début et en fin de l'étude. Ce sont les périodes où les différences sont les plus importantes.

L'allure des courbes de températures étant fortement influencée par le modèle biologique utilisé et les fonctions de correction associées, il est alors nécessaire de les étudier pour comprendre les différences rencontrées dans cette partie.

2. Les modèles de compostage dans la littérature

Tableau 7 : Performance des modèles de compostage pour la prédiction de l'évolution de la température au cours du temps.

Références	Echelle	Différence de température entre le modèle et les données expérimentales (°C)			Temps pour atteindre le pic de température		Durée de l'étude
		Maximum	Moyenne	Pic	Modèle	Expérience	
Smith & Eilers, 1980)	Réelle	27.5	17.5	6.6	7.6j	3.1j	29j
		26.5	16.3	6.6	7.6j	3.5j	
		22.4	8.8	1.8	8.4j	6.1j	
		15.3	7.7	1.8	8.4j	8.1j	
Kishimoto <i>et al.</i> , 1987)	Lab.	4.0	1.7	<0.5	32.8h	35.9h	40h
Nakasaki <i>et al.</i> , 1987)	Lab.	6.9	1.6	2.8	26.2h	30.4h	90h
		10.6	1.9	<0.5	71.1h	78.3h	130h
van Lier <i>et al.</i> , 1994)	Pilote	1.2	<0.5	1.2	0.4j	0.5j	7j
		4.2	1.0	2.5	0.6j	0.5j	
Kaiser, 1996)	Pilote	13.3	4.1	3.3	3.9j	1.7j	10j
Bertoni <i>et al.</i> , 1997)	Réelle	30.4	8.1	1.5	4.2j	5.0j	33j
Das & Keener, 1997)	Réelle	17.3-29.9	8.4-13.3	1.7-8.0	0.8j	0.8-1.0j	7j
Mohee <i>et al.</i> , 1998)	Lab.	16.5	4.2	0.5	9.4j	8.9j	15j
Kim <i>et al.</i> , 2000)	Pilote	9.7	6.1	5.4	2.7j	5.2j	45j
Ndegwa <i>et al.</i> , 2000)	Réelle	16.5	4.1	14.0	-	-	60-120j
		24.1	7.5	17.7	-	-	120-180j
		26.5	4.5	23.6	-	-	60-120j
		20.4	4.3	16.8	-	-	120-180j
Seki, 2000)	Lab.	16.5/17.1	5.4/6.5	9.0/10.9	66.1/65.2h	75.5h	190h
Higgins & Walker, 2001)	Pilote	-	-	1.5-11.8	-	-	-
Briski <i>et al.</i> , 2003)	Lab.	5.0	2.0	3.3	2.8j	1.9j	16j
Scholwin & Bidlingmaier, 2003)	Lab.	11.4	3.0	1.8	34.7h	20.8h	120h
Xi <i>et al.</i> , 2005)	Pilote	31.1	10.8	2.7	58h	58h	360h
Briski <i>et al.</i> , 2007)	Lab.	4.3	0.7	<0.5	2.7j	2j	14j
Sole-Mauri <i>et al.</i> , 2007)	Pilote	10.9	3.4	2.2	115h	122h	360h
Petric & Selimbasic, 2008)	Pilote	14.3	2.3	3.4	2.1j	1.4j	336h
Moraga <i>et al.</i> , 2009)	Réelle	2.9	0.8	0	42j	42j	42j
		2.3	1.4	1.5	42j	42j	
		3.4	1.9	2.4	42j	42j	
Giusti & Marsili-Libelli, 2010)	Réelle	4.0	0.7	<0.5	43h	42h	6j

2.2.9. Modèle biologique

Comme explicité dans la section 2.2.4, et illustré par la Figure 13, les modèles biologiques s'articulent autour de trois phases :

- Hydrolyse enzymatique.
- Consommation du substrat hydrolysé et croissance des micro-organismes.
- Mort et lyse des micro-organismes.

Pour modéliser ces étapes, les auteurs se sont basés sur la consommation de la matière organique, la production de dioxyde de carbone, ou bien encore la consommation d'oxygène. Ainsi, les nombreux modèles existant utilisent tour à tour des cinétiques du premier ordre, des expressions de type Monod ou des équations empiriques pour décrire les cinétiques de dégradation du substrat. Ces modèles intègrent en général la production biologique de chaleur (ou énergie biologique), la consommation d'oxygène et la production de dioxyde de carbone, et les réactions sont limitées par des fonctions dépendant de la température, de la teneur en eau, de la disponibilité en oxygène et/ou en substrat, de la fraction volumique de la phase gaz ou d'éléments inhibiteurs et simulant l'influence de ces facteurs sur les cinétiques de réaction.

2.2.9.1. Evolution du substrat : différents types de modèles

Le solide peut être divisé en plusieurs parties, selon la biodégradabilité du substrat, i.e., selon la cinétique de dégradation. Un fractionnement simple, par exemple, consiste à considérer un substrat rapidement biodégradable et un substrat lentement biodégradable. Ces substrats sont alors hydrolysés. C'est cette partie hydrolysée qui, en devenant soluble, est directement consommée par les bactéries.

La croissance de la population bactérienne n'est pas toujours prise en compte, et son intégration dans le modèle dépend de l'étude concernée. Inversement, certains auteurs ont considérés plusieurs populations bactériennes pour dégrader différents types de substrats (Kaiser, 1996 ; Sole-Mauri *et al.*, 2007). De plus, certains modèles intègrent, en plus de la croissance microbienne, le décès des populations.

Enfin, d'une manière générale, dans chacun de ces modèles, le terme source pour la production de chaleur ou pour la consommation d'oxygène est lié à la cinétique de dégradation, exprimée soit en évolution de matière organique, soit en évolution d'oxygène. Néanmoins, tous les auteurs n'ont pas utilisé le même type de modèle, certains utilisant des cinétiques du premier ordre, des expressions de type Monod ou des équations empiriques.

Le Tableau 8 donne un aperçu des étapes de biodégradation considérées dans les modèles et indique les types d'expressions utilisées pour le bilan matière biologique. De plus, il renseigne sur les fonctions de corrections prises en compte. Le Tableau 9 vient le compléter en présentant le nombre et le type de substrats/populations microbiennes pris en compte dans les différents modèles, ainsi que la présence d'une étape d'hydrolyse, et enfin, les différents paramètres inclus dans le modèle selon le type d'expressions utilisé.

2. Les modèles de compostage dans la littérature

Tableau 8 : Types d'équations pour l'énergie utilisées dans les modèles, étapes de la biodégradation considérées et fonctions de correction prises en compte.

Références	Type de cinétiques utilisé			Etapes de la biodégradation					Fonctions de correction					
	Cinétique du premier ordre	Expressions de type Monod	Equations empiriques	Hydrolyse	Populations bactérienne	Consommation d'oxygène	Production d'eau	Production de chaleur	Température	Eau	Oxygène	Fraction volumique de la phase gaz	Disponibilité en substrat	Production de sous-produits
Finger et al. (1976)	X	-	-	/	/	/	/	/	X	-	-	-	-	-
Smith et Eilers (1980)	X	-	-	/	/	/	/	X	X	X	-	-	-	-
Bach et al. (1987)	-	-	X	/	/	/	/	X	-	-	-	-	-	-
Kishimoto et al. (1987)	-	-	X	-	-	/	/	/	-	-	-	-	-	-
Nakasaki et al. (1987)	-	-	X	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-
Haug (1993)	X	-	-	-	/	/	/	X	X	X	X	X	-	-
Keener et al. (1993)	X	-	-	-	/	/	/	/	-	-	-	-	-	-
Van Lier et al. (1994)	-	-	X	/	/	/	/	X	-	-	-	-	-	-
Kaiser (1996)	-	X	-	-	X	-	X	X	X	-	-	-	-	-

2. Les modèles de compostage dans la littérature

Stombaugh et Nokes (1996)	-	X	-	/	X	/	/	/	X	X	-	-	-	-
Das et Keener (1997)	X	-	-	-	/	/	/	/	-	-	-	-	-	-
VanderGheynst et al. (1997)	-	-	X	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-
Mohee et al. (1998)	X	-	-	-	-	X	X	X	X	X	-	-	-	-
Seki (2000)	-	X	-	/	/	/	/	X	-	-	-	-	-	-
Higgins et Walker (2001)	X	-	-	-	/	X	X	X	X	-	X	-	-	-
Briški et al. (2003)	-	-	X	X	-	-	X	X	X	-	-	-	-	-
Scholwin et Bidlingmaier (2003)	X	-	-	/	/	/	/	X	-	-	-	-	-	-
Xi et al. (2005)	-	X	-	-	X	-	-	X	X	X	X	X	-	-
Briški et al. (2007)	-	-	X	X	-	-	X	X	X	-	-	-	-	-
Nakayama et al. (2007)	-	X	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-
Sole-Mauri et al. (2008)	-	X	-	X	X	X	X	X	X	X	X	-	-	X
Bongochgetsakul et al. (2008)	X	-	-	-	-	X	X	X	X	X	X	-	X	X

2. Les modèles de compostage dans la littérature

Petric et al. (2008)	-	-	X	-	-	X	X	X	X	X	X	X	-	-			
Lin et al. (2008)	-	-	-	-	X	-	X	-	X	-	-	-	-	-			
Moraga et al. (2009)	-	-	-	-	-	X	-	X	-	-	-	-	-	-			
Vlyssides et al. (2009)	-	X	-	X	X	X	X	X	X	X	X	-	-	X			
Zhang et al. (2010)	X	-	-	-	-	-	X	X	X	X	X	X	-	-			

Tableau 9 : Caractéristiques des différents modèles biologiques étudiés

Cinétiques du premier ordre				
Références	Division du substrat	Populations microbiennes	Hydrolyse	Paramètres du modèle (hors fonctions de correction)
Mohee <i>et al.</i> , 1998)	1 (masse de matière sèche de compost)	0	Non	<ul style="list-style-type: none"> • Fraction de matière biodégradable dans la masse de déchets initiale
Higgins & Walker, 2001)	1 (solide volatil biodégradable)	0	Non	<ul style="list-style-type: none"> • Facteur lié à la respiration • Taux de consommation d'oxygène • Taux d'évolution optimal du CO₂
Komilis, 2006)	3 (rapidement, modérément et lentement biodégradables)	0	Oui	<ul style="list-style-type: none"> • Constantes d'hydrolyses (1 par substrat)
Bongochgetsakul & Ishida, 2008)	1	1	Non	<ul style="list-style-type: none"> • Taux de croissance spécifique • Constante de décès • Paramètres numériques
Zhang <i>et al.</i> , 2010)	2 (rapidement et lentement biodégradables)	0	Non	<ul style="list-style-type: none"> • Coefficients du premier ordre (1 par substrat)
Expressions de type Monod				
Références	Division du substrat	Populations microbiennes	Hydrolyse	Paramètres du modèle (hors fonctions de correction)
Kaiser, 1996)	4 (sucres, hémicelluloses, celluloses, lignines)	4 (bactéries, actinomycètes, pourritures cubiques brune et blanche)	Non	<ul style="list-style-type: none"> • Taux de croissance spécifique maximum • Constante de demi-saturation • Rendement de biomasse • Constante de décès
Xi <i>et al.</i> , 2005)	1	1	Non	<ul style="list-style-type: none"> • Taux de croissance spécifique de maximum • Constante de demi-saturation • Rendement de biomasse • Constante de décès

2. Les modèles de compostage dans la littérature

Nakayama <i>et al.</i> , 2007)	1	1	Non	<ul style="list-style-type: none"> • Taux de croissance spécifique maximum • Constante de demi-saturation • Rendement de biomasse • Constante de décès
Sole-Mauri <i>et al.</i> , 2007)	6 (hydroxydes de carbone, protéines, lipides, hémicellulose, cellulose, lignine) et un matériel organique inerte	6 (bactéries mésophiles et thermophiles, actinomycètes mésophiles et thermophiles, champignons mésophiles et thermophiles)	Oui (5 substrats hydrolysés)	<ul style="list-style-type: none"> • Taux de croissance spécifique maximum • Constantes de demi-saturation • Constantes d'hydrolyses • Constantes de décès
Pommier <i>et al.</i> , 2008)	1	1	Oui (1)	<ul style="list-style-type: none"> • Taux de croissance spécifique maximum • Constante de demi-saturation • Constante d'hydrolyses • Constante de décès • Rendement de biomasse
Vlyssides <i>et al.</i> , 2009)	2 (facilement et difficilement biodégradables)	2 (bactéries et champignons)	Oui (2 substrats hydrolysés)	<ul style="list-style-type: none"> • Taux de croissance spécifique maximum • Constantes de demi-saturation • Constantes d'hydrolyses • Constante de décès • Rendement de biomasse
Equations empiriques				
Références	Division du substrat	Populations microbiennes	Hydrolyse	Paramètres du modèle (hors fonctions de correction)
Nakasaki <i>et al.</i> , 1987)	1	0	Non	<ul style="list-style-type: none"> • Rendement de biomasse • Débit d'air sec en entrée
(Briski <i>et al.</i> , 2003 ; Briski <i>et al.</i> , 2007)	1	0	Non	<ul style="list-style-type: none"> • Taux de réaction
Petric & Selimbasic, 2008)	1	0	Non	<ul style="list-style-type: none"> • Taux de réaction

2.2.9.1.1. Expressions de cinétiques du premier ordre

La spécificité de ces modèles repose sur le fait que l'évolution de la matière organique ou la consommation d'oxygène s'exprime à l'aide d'une cinétique du premier ordre, i.e., la vitesse de dégradation est proportionnelle à la quantité de matière résiduelle (Smith & Eilers, 1980 ; Haug, 1993 ; Keener *et al.*, 1993 ; Das & Keener, 1997 ; Mohee *et al.*, 1998 ; Higgins & Walker, 2001 ; Scholwin & Bidlingmaier, 2003 ; Zhang *et al.*, 2010). On remarquera ici qu'aucun auteur n'a intégré la croissance de la population bactérienne dans leur modèle, à part Bongochgetsakul & Ishida, 2008), et seul Komilis, 2006) a considéré l'étape d'hydrolyse (

Tableau 9). Se basant sur le même principe, d'autres auteurs ont utilisés des modèles de type Monod.

2.2.9.1.2. Modèles de type Monod

Comparé aux modèles employant des cinétiques du premier ordre, les modèles de type Monod comportent plus de paramètres et une équation mathématique plus complexe. Ces modèles ont été développés à partir de considérations sur la croissance cellulaire et/ou la consommation de substrat (Mason, 2006). Ils ont été utilisés pour prédire le taux de consommation d'oxygène (Kaiser, 1996 ; Lin *et al.*, 2008), la consommation de substrats (Stombaugh & Nokes, 1996 ; Seki, 2000 ; Xi *et al.*, 2005 ; Sole-Mauri *et al.*, 2007) ou les deux (Mohajer *et al.*, 2010).

Tous les modèles ici utilisent les mêmes paramètres (Tableau 9) : taux de croissance spécifique maximum, constante de demi-saturation, constante d'hydrolyses, constante de décès ou bien encore rendement de biomasse. Ce sont avec ces modèles que les auteurs ont étudié les cas les plus complexes, multipliant les divisions au sein du substrat et les populations bactériennes impliquées dans la réaction. Kaiser, 1996) a modélisé séparément la dégradation de quatre différents substrats (sucres et amidons, hémicellulose, cellulose et lignine) par quatre groupes microbiens (bactéries, actinomycètes, pourritures cubiques brune et blanche). Mais le modèle le plus complexe à ce jour a été développé par Sole-Mauri *et al.*, 2007). Y est présenté la dégradation de sept substrats (hydroxydes de carbone, protéines, lipides, hémicellulose, cellulose, lignine et un matériel organique inerte) par six groupes de micro-organismes (bactéries mésophiles et thermophiles, actinomycètes mésophiles et thermophiles, champignons mésophiles et thermophiles). De façon générale, pour mettre en place des modèles biologiques complexes, les auteurs ont utilisé des expressions de type Monod. De plus, les modèles récents prennent tous en compte l'étape d'hydrolyse.

2.2.9.1.3. Equations empiriques

Des équations empiriques (Tableau 9) ont aussi été employées, se basant sur la consommation d'oxygène (Bach *et al.*, 1987 ; VanderGheynst *et al.*, 1997), la production de dioxyde de carbone (Nakasaki *et al.*, 1987) ou la dégradation de la matière solide (van Lier *et al.*, 1994 ; Briski *et al.*, 2003 ; Petric & Selimbasic, 2008) observées au cours d'essais en laboratoire. Les données qu'utilisent Nakasaki *et al.*, 1987) ont été obtenues de Bach *et al.*, 1984). Briski *et al.*, 2003) se servent quant à eux de données expérimentales obtenues par Bari *et al.*, 2000) et Higgins & Walker, 2001).

van Lier *et al.*, 1994) ont ajusté une relation polynomiale décrivant la dégradation de la matière organique solide sur une période de 7 jours avec aération forcée sur la base des résultats expérimentaux obtenus à l'échelle laboratoire. Le modèle de VanderGheynst *et al.*, 1997) incorpore une loi puissance qui a été ajustée à la consommation d'oxygène pour le compostage de nourriture pour chien sur une période de 35h. Enfin, Petric & Selimbasic, 2008) utilisent eux aussi une loi puissance dont le coefficient dépend directement de l'ordre

2. Les modèles de compostage dans la littérature

de la réaction. Ces modèles ne prennent en compte, en général, qu'un seul substrat, et ne considèrent pas l'évolution de la population microbienne.

2.2.9.2. Différentes formes utilisées pour exprimer l'énergie biologique

La dégradation aérobie de la matière organique présente dans les déchets à composter est une réaction exothermique (production de chaleur). Comme cela a été évoqué dans la section 1.1, le compostage s'accompagne donc d'un dégagement de chaleur. Dans les modèles présentés précédemment, que la biodégradation soit décrite à l'aide de cinétique de premier ordre, d'expression de type Monod ou de modèle empirique, le terme source pour la production d'énergie biologique est directement lié à la cinétique de dégradation. La production de chaleur biologique est donc généralement proportionnelle à la quantité d'oxygène consommée, à la quantité de matière organique consommée ou à la quantité de dioxyde de carbone produite. Le Tableau 10 expose les différentes expressions de cette énergie pour chacun des modèles étudiés.

Tableau 10 : Expressions de l'énergie biologique utilisées dans les modèles de compostage.

Cinétiques du premier ordre	
Expressions	Références
$\frac{dE_b}{dt} = A' e^{-\frac{E_a}{RT}} a(c^* - c_1) H_R$	Finger <i>et al.</i> , 1976)
$\frac{dE_b}{dt} = \left[RO_2(\max) \times e^{\frac{(T-57)^2}{254}} \times e^{-10.973(FS-0.3)^2} \right] \frac{[HCOMB \times W \times BVS]}{1200}$	d'après Smith & Eilers, 1980)
$\frac{dE_b}{dt} = -[k_{T(\text{fast})} BVS_{(\text{fast})} + k_{T(\text{slow})} BVS_{(\text{slow})}] H$	Haug, 1993)
$\frac{dE_b}{dt} = -k(m_t - m_e) \Delta h_c$	Keener <i>et al.</i> , 1993) Das & Keener, 1997)
$\frac{dE_b}{dt} = -k(m_t - m_e) h_c$	Mohee <i>et al.</i> , 1998)
$\frac{dE_b}{dt} = -[k_{BVS} BVS] \frac{dBVS}{dt}$	Higgins & Walker, 2001) Zhang <i>et al.</i> , 2010)
$\frac{dE_b}{dt} = -9760 y_{O_2, DS, R} m_{DS, R}$	Scholwin & Bidlingmaier, 2003)
$\frac{dE_b}{dt} = \frac{\Delta G^0}{M_{CHON}} \cdot \frac{dS}{dt}$	Bongochgetsakul & Ishida, 2008)
Expressions de type Monod	
Expressions	Références
$\frac{dE_b}{dt} = c_c \frac{MM_{CO_2}}{MM_c} (Y-1) \times \left(\frac{ds_1}{dt} + \frac{ds_2}{dt} + \frac{ds_3}{dt} + \frac{ds_4}{dt} \right) \times M$	Kaiser, 1996)

2. Les modèles de compostage dans la littérature

$\frac{dE_b}{dt} = \left[\frac{1}{Y_{X/S}} \frac{dX}{dt} + \beta X \right] Y_{H/S}$	Stombaugh & Nokes, 1996)
$\frac{dE_b}{dt} = V \left\{ \frac{dS}{dt} + \frac{dX}{dt} \right\} \Delta h_s$	Seki, 2000)
$\frac{dE_b}{dt} = h_1 \left(\frac{dS}{dt} + \frac{dX}{dt} \right)$	Xi <i>et al.</i> , 2005)
$\frac{dE_b}{dt} = H_x \left(\frac{1}{Y} - 1 \right) \frac{\partial \langle X \rangle^s}{\partial t}$	Nakayama <i>et al.</i> , 2007)
$\frac{dE_b}{dt} = 5060 \cdot \sum \frac{dS_i}{dt}$	Vlyssides <i>et al.</i> , 2009)
Equations empiriques	
Expressions	Références
$\frac{dE_b}{dt} = G_0 (Z_0 - Z_e) Q_0$	Bach <i>et al.</i> , 1987)
$\frac{dE_b}{dt} = e_0 + e_1 T + e_2 w_c + e_3 \int q_r dt + e_4 F$	Kishimoto <i>et al.</i> , 1987)
$\frac{dE_b}{dt} = -r_{O_2} W_s Q_0$	Nakasaki <i>et al.</i> , 1987)
$\frac{dE_b}{dt} = f(\Delta DM) \Delta H^0$	van Lier <i>et al.</i> , 1994)
$\frac{dE_b}{dt} = [RO_{2,0} + a(1 - e^{-c(T-T_0)})] Q$	VanderGheynst <i>et al.</i> , 1997)
$\frac{dE_b}{dt} = \rho_z Q_v c_{p_z} r_s \int_0^t (T - T_u) dt$	(Briski <i>et al.</i> , 2003 ; Briski <i>et al.</i> , 2007)
$\frac{dE_b}{dt} = -\Delta h \frac{dm_{OM}}{dt}$	Petric & Selimbasic, 2008)

2.2.9.3. Fonctions de correction

Comme cela a été présenté dans la section 1.2, les cinétiques de dégradation de la matière organique au cours du compostage sont largement influencées par les conditions locales du milieu (pH, température, concentration en O₂, etc.). Les modèles de biodégradation présentés dans la partie précédente intègrent ce type de limitations par l'introduction de fonctions de correction (Tableau 11) relatant la dépendance de la réaction biologique à des paramètres physiques. Ces fonctions de correction sont détaillées dans cette partie.

2.2.9.3.1. Température

De nombreuses études expérimentales ont clairement mis en évidence que les réactions microbiennes de dégradation aérobie de la matière organique ont lieu à des températures légèrement supérieures à 0°C. Comme présenté dans la section 1.1, l'activité des micro-organismes est peu importante et accroît lentement jusqu'à 15-20°C. À partir de ce seuil, elle augmente très rapidement et devient optimale autour de 55°C, pour ensuite diminuer rapidement. Il est considéré qu'il n'y a plus d'activité biologique au-delà de 80°C. Pour prendre en compte ce comportement, de nombreuses fonctions de correction ont été introduites dans les modèles de biodégradation aérobie présentés dans la littérature.

Ces fonctions permettent de pondérer l'activité biologique en fonction de la température locale du milieu. Elles peuvent être dérivées de lois d'Arrhenius (Finger *et al.*, 1976 ; Haug, 1993 ; Mayo, 1997 ; Bari *et al.*, 2000 ; Neilsen & Berthelsen, 2002 ; Briski *et al.*, 2003 ; Briski *et al.*, 2007 ; Bongochgetsakul & Ishida, 2008 ; Petric & Selimbasic, 2008 ; Vlyssides *et al.*, 2009 ; Zhang *et al.*, 2010). Elles peuvent aussi être développées empiriquement à partir de données sur le compostage (Schulze, 1962 ; Smith & Eilers, 1980 ; Kaiser, 1996 ; Stombaugh & Nokes, 1996 ; VanderGheynst *et al.*, 1997 ; Mohee *et al.*, 1998 ; Xi *et al.*, 2005 ; Lin *et al.*, 2008), ou basé sur les températures cardinales (température minimale, optimale et maximale pour la croissance microbienne) (Rosso *et al.*, 1993 ; Sole-Mauri *et al.*, 2007) (Tableau 11).

La Figure 14 illustre les différents types de profil utilisés dans la littérature. Les modèles de Haug, 1993), Ratkowsky *et al.*, 1983) ou Rosso *et al.*, 1993) génèrent des profils décrivant bien l'évolution de la dépendance à la température pour l'ensemble de la gamme de température. Richard & Walker, 2006) comparent ces trois types de fonction de pondération de l'activité biologique par la température. Il a été démontré dans cet article que la formulation de Rosso *et al.*, 1993) offre les résultats les plus satisfaisants. Richard & Walker, 2006) appuient également sur l'intérêt de ces descriptions pour le design et le contrôle du procédé.

Certains profils, comme celui de Smith & Eilers, 1980) sont relativement proches de ces modèles mais ne décrivent pas d'activité nulle pour les hautes températures. Le modèle de Mayo, 1997) décrit bien ce qu'il se passe à des températures élevées, mais le profil généré laisse la possibilité d'une activité biologique toujours présente pour des températures négatives. Xi *et al.*, 2005) intègrent dans son modèle un profil similaire, présentant un optimum discontinu au niveau de la température optimale là où la fonction de Rosso *et al.*, 1993), par exemple, présente un profil plus lisse. Kaiser, 1996) utilise une fonction de correction pour la température dont le profil n'est pas en accord avec la tendance décrite ci-dessus : il y a déjà une activité importante à 20°C, qui devient maximale autour de 40°C et décroît ensuite lentement (f_i). Stombaugh & Nokes, 1996) se servent d'une fonction beaucoup plus simple : croissance linéaire jusqu'à 30°C, puis valeur constante jusqu'à 50°C, et décroissance linéaire après 55°C. D'autres modèles enfin ne présentent pas de pic (maximum) d'activité biologique (Finger *et al.*, 1976 ; VanderGheynst *et al.*, 1997 ; Mohee *et al.*, 1998).

2. Les modèles de compostage dans la littérature

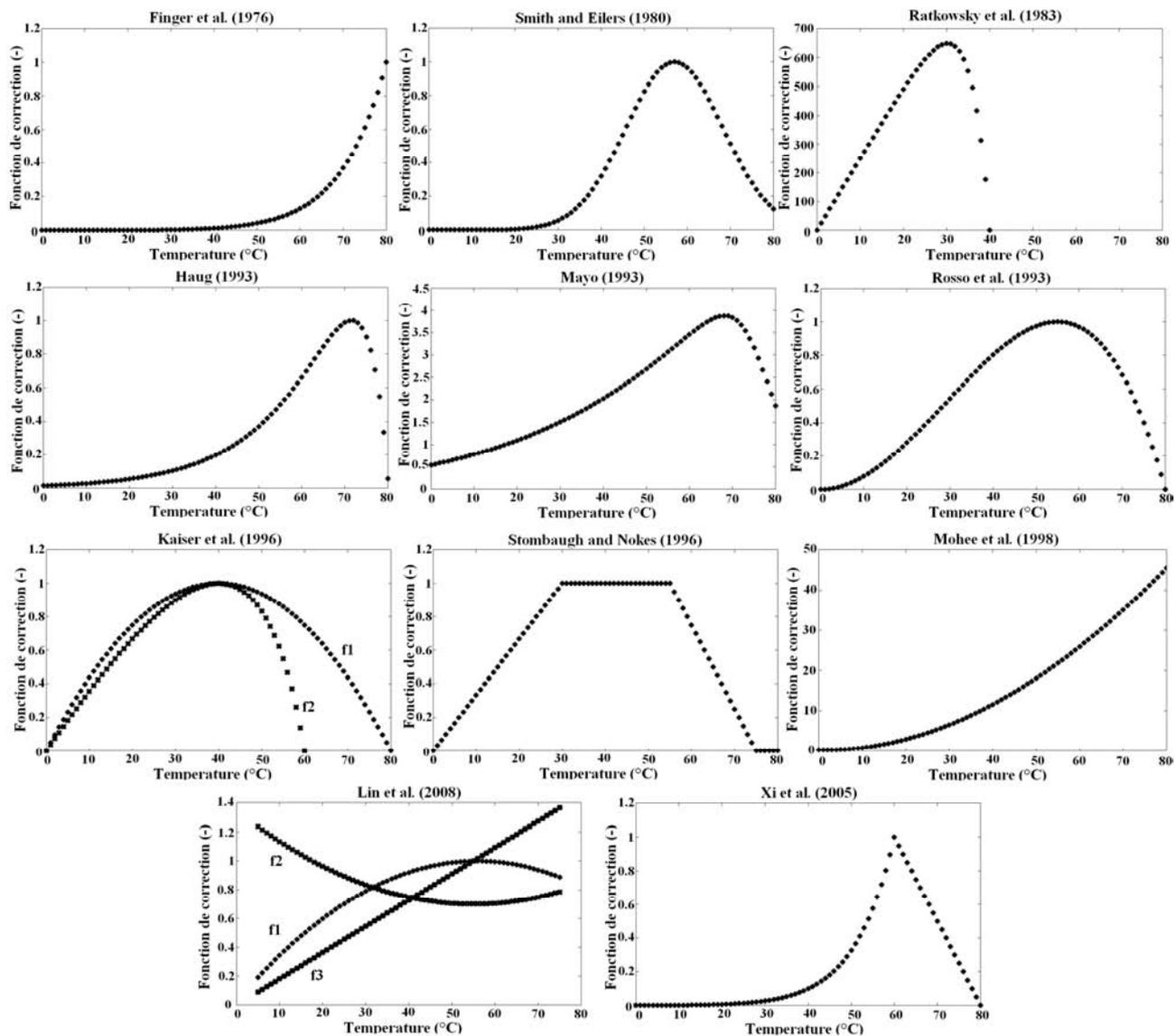


Figure 14 : Courbes des fonctions de correction pour la température utilisées dans la littérature.

Tableau 11 : Expressions des fonctions de corrections utilisées dans les modèles de compostage pour la température, la teneur en eau, la disponibilité en oxygène, la fraction volumique de la phase gaz, la disponibilité en substrat et l'inhibition due à la production de sous-produits.

Fonctions de correction pour la température	
Expressions	Références
$k_g = A'e^{\frac{E_q}{RT}}$	Finger <i>et al.</i> , 1976)
$e^{\frac{(T-57)^2}{254}}$	Smith & Eilers, 1980)
$\sqrt{r} = b(T - T_{\min}) \{1 - \exp[c(T - T_{\max})]\}$	Ratkowsky <i>et al.</i> , 1983)
$k = k_0 [1.066^{(T-20)} - 1.21^{(T-60)}]$	(Haug, 1993 ; Briski <i>et al.</i> , 2003 ; Briski <i>et al.</i> , 2007 ; Vlyssides <i>et al.</i> , 2009 ; Zhang <i>et al.</i> , 2010)
$f_T(T) = \frac{(T - T_{\max})(T - T_{\min})^2}{(T_{opt} - T_{\min})((T_{opt} - T_{\min})(T - T_{opt}) - (T_{opt} - T_{\max})(T_{opt} + T_{\min} + 2T))}$	(Rosso <i>et al.</i> , 1993 ; Sole-Mauri <i>et al.</i> , 2007)
$f_1^{temp} = \frac{T(80 - T)}{1600}$: entre 0 et 80°C $f_{2...4}^{temp} = \frac{T(60 - T)}{20(80 - T)}$: entre 0 et 60°C	Kaiser, 1996)
$k_{temp} = \frac{T}{T_2 - T_1}$: $T_1 < T < T_2$ $k_{temp} = 1.0$: $T_2 < T < T_3$ $k_{temp} = 3.75 - \left[\frac{T}{T_2 - 10} \right]$: $T_3 < T$	Stombaugh & Nokes, 1996) $T_1 = 0^\circ\text{C}$ $T_2 = 30^\circ\text{C}$ $T_3 = 55^\circ\text{C}$
$\mu_T(T) = \frac{A_T \cdot e^{\frac{E_1}{RT}}}{1 + K_T \cdot e^{\frac{E_2}{RT}}}$	Mayo, 1997) Bongochgetsakul & Ishida, 2008)

2. Les modèles de compostage dans la littérature

$k = \{-8e^{-6} \times T^3 + 0.008 \times T^2 - 0.0238 \times T + 0.2643\}$	Mohee <i>et al.</i> , 1998)
$k_{BVS}(T) = k_{BVS}(f_T)$ $k_{BVS} = \frac{\beta_r R_{CO_2opt}}{10^3 \gamma_{O_2}(BVS)}(f_T)(f_{O_2})$	Higgins & Walker, 2001)
$k_T = \frac{\mu}{\mu_S} = \exp\left\{-\frac{E_A}{R_A}\left(\frac{1}{T+273} - \frac{1}{T_S+273}\right)\right\}$ quand $T \leq T_M, T_M = 60^\circ C$ $k_T = \frac{\mu}{\mu_M} = \frac{T_L - T}{T_L - T_M}$ quand $T_M < T \leq T_L, T_L = 80^\circ C$ $k_T = \mu = 0$ quand $T > T_L$	Xi <i>et al.</i> , 2005)
$f_1(T) = -3.11 \times 10^{-4} T^2 + 3.48 \times 10^{-2} T + 0.0265$ ($5^\circ C < T < 75^\circ C$) $f_2(T) = 2.142 \times 10^{-4} T^2 - 2.356 \times 10^{-2} T + 1.348$ ($5^\circ C < T < 75^\circ C$) $f_3(T) = 0.0182T$ ($5^\circ C < T < 75^\circ C$)	Lin <i>et al.</i> , 2008) f_1 : effet sur les micro-organismes, f_2 : effets sur la dégradation de la matière organique, f_3 : effet sur la vitesse d'hydrolyse.
$k = a \left[b^{(T-20)} - c^{(T-60)} \right]$	Petric & Selimbasic, 2008) (inspiré du modèle de Haug)
Fonctions de correction pour la teneur en eau	
Expressions	Références
$moist \geq 40, f_{moist} = 1 - 17.3 \cdot \left(1 - \frac{moist}{100}\right)^{6.94}$ $moist < 40, f_{moist} = 20.6614 \cdot \left(\frac{moist}{100}\right)^{4.06}$	(Haug, 1980 ; Vlyssides <i>et al.</i> , 2009)
$e^{-10.973(FS-0.3)^2}$	Smith & Eilers, 1980)
$k_{H_2O} = \frac{1}{e^{\{-17.684[1-S_m]+7.0622\}} + 1}$	(Haug, 1993 ; Petric & Selimbasic, 2008 ; Zhang <i>et al.</i> , 2010)

$k_{H_2O} = 0.0 : m_1 < m < m_2$ $k_{H_2O} = \frac{m}{m_2} - 1.0 : m_2 < m \leq m_3$ $k_{H_2O} = 1.0 : m_3 < m$	Stombaugh & Nokes, 1996) $m_1 = 0 \text{ kg.kg(wb)}^{-1}$ $m_2 = 0.2 \text{ kg.kg(wb)}^{-1}$ $m_3 = 0.4 \text{ kg.kg(wb)}^{-1}$
$f(m_c) = -56.97 + 57.98e^{((-0.5(m_c - 0.56)/1.52)^2)}$	Mohee <i>et al.</i> , 1998)
$k_{moisture} = \mu = 0 \quad \text{quand } w < w_a$ $k_{moisture} = \frac{\mu}{\mu_{max}} = \frac{w - w_a}{K_a + w} \quad \text{quand } w_a \leq w \leq 60\%$ $k_{moisture} = \frac{\mu}{\mu_{max}} = \frac{w - w_a}{K_a + w} \frac{w_2 - w}{w_2 - w_1} \quad \text{quand } w > 60\%$ $w_1 = 60\%, w_2 = 80\%$	Xi <i>et al.</i> , 2005)
$f_{IW} = 0 : m \leq m_2$ $f_{IW} = \frac{m - m_2}{m_3 - m_2} : m_2 < m \leq m_3$ $f_{IW} = 1 : m_3 < m$	Sole-Mauri <i>et al.</i> , 2007) Pommier <i>et al.</i> , 2008)
$f_{H_2O}(\theta) = \frac{\theta - \theta_{min}}{\theta_{opt} - \theta_{min}} : \theta_{min} \leq \theta \leq \theta_{opt}$ $f_{H_2O}(\theta) = \frac{\theta_{max} - \theta}{\theta_{max} - \theta_{opt}} : \theta_{opt} \leq \theta \leq \theta_{max}$ $f_{H_2O}(\theta) = 0 : \text{partout ailleurs}$	Bongochgetsakul & Ishida, 2008)

2. Les modèles de compostage dans la littérature

Fonctions de correction pour la disponibilité en oxygène	
Expressions	Références
$k_{O_2} = \left(\frac{VOLPO2(I)}{2 + VOLPO2(I)} \right)$	(Haug, 1993 ; Zhang <i>et al.</i> , 2010)
$f_{O_2} = \left(\frac{O_2}{0.79 - 0.041T + 0.040X_{H_2O} + O_2} \right)$	Higgins & Walker, 2001)
$k_{O_2} = \left(\frac{Vol\%O_2}{K_{O_2} + Vol\%O_2} \right) \cdot k_{particle}$	Xi <i>et al.</i> , 2005)
$k_{O_2} = \left(\frac{O_2}{K_{O_2} + O_2} \right)$	(Sole-Mauri <i>et al.</i> , 2007 ; Bongochgetsakul & Ishida, 2008 ; Petric & Selimbasic, 2008)
$k_{DO} = \left(\frac{DO}{k_{O_2, T=20} \cdot 1.12^{(T-20)} + DO} \right)$	Vlyssides <i>et al.</i> , 2009) (la dépendance en température provient de Haug, 1980))
Fonctions de correction pour prendre en compte la fraction volumique de la phase gaz au sein des pores	
Expressions	Références
$k_{FAS} = \frac{1}{1 + e^{[-23.675 \cdot FAS + 3.4945]}}$	(Haug, 1993 ; Xi <i>et al.</i> , 2005 ; Petric & Selimbasic, 2008 ; Zhang <i>et al.</i> , 2010)
Fonctions de correction pour la disponibilité en substrat	
Expressions	Références
$f_s(S) = \left(\frac{S}{K_c X + S} \right)$	(James & Davil, 1986 (à partir du modèle de Contois, 1959)) ; Bongochgetsakul & Ishida, 2008)

$f_{Si} = \left(\frac{S_i^*}{k_S + S_i^*} \right)$	Sole-Mauri <i>et al.</i> , 2007) (<i>i</i> est un indice pour le type de substrat)
Fonctions de correction pour l'inhibition due à la production de sous-produits	
Expressions	Références
$f_I(I) = \frac{1}{1 + \left(\frac{I}{K_I} \right)^{n_I}}$	Bongochgetsakul & Ishida, 2008)
$f_{in} = \frac{k_{in}}{k_{in} + in}$	Vlyssides <i>et al.</i> , 2009)
Fonctions de correction pour la disponibilité en azote	
Expression	Référence
$f_{NH_4} = \frac{S_{NH_4}^*}{k_{NH_4} + S_{NH_4}^*}; f_{NH_4} = 1$ pour Sp	Sole-Mauri <i>et al.</i> , 2007)

2. Les modèles de compostage dans la littérature

2.2.9.3.2. Teneur en eau

Comme décrit dans la section 1.2.2, l'activité biologique dépend fortement de la teneur en eau du milieu. La plupart des modèles de biodégradation intègrent donc des fonctions de pondération de l'activité biologique par la teneur en eau. Toutes les fonctions de correction pour la teneur en eau sont des fonctions empiriques (Tableau 11). Celles de Haug, 1980) (et reprise par Vlyssides *et al.*, 2009)) et de Haug, 1993) sont très similaires malgré la différence d'écriture. Elles présentent de faibles valeurs (proches de 0) pour de faibles teneurs en eau. Vient ensuite une forte croissance aux alentours de 30% de teneur en eau du milieu jusqu'à environ 50% où le profil se rapproche ensuite asymptotiquement de 1. Le modèle de Stombaugh & Nokes, 1996) présente un profil similaire, avec cependant des changements de conditions plus abrupts. Ils situent le début de l'activité biologique à 20% de teneur en eau du milieu, et le maximum d'activité se situe au-delà d'une teneur en eau de 40%. Sole-Mauri *et al.*, 2007) et Pommier *et al.*, 2008) utilisent une fonction semblable. Pour Pommier *et al.*, 2008), les déchets testés (alimentaire/tonte de jardin et papier/carton) ont permis de constater une apparition de l'activité biologique autour de [0%,7%], qui devient maximale autour de [66%,72%]. Pour Sole-Mauri *et al.*, 2007), la présence d'activité biologique n'est possible qu'à 40% et est maximale à 60%. Ceci rejoint alors les conclusions de Ahn *et al.*, 2008b) qui situe la teneur en eau optimale pour l'activité biologique entre 60% et 80%, dépendant du type de substrat. Cependant, l'activité chute au-delà de 80%, en raison du peu d'espace disponible dans le pore rempli d'eau pour le transport des espèces gazeuses. Ce phénomène a été pris en compte par certains auteurs. Le modèle de Smith & Eilers, 1980) présente un pic d'activité à 70% et une diminution de l'activité biologique pour des teneurs en eau plus importantes. Une autre solution est d'intégrer dans le modèle une fonction de correction pour la fraction volumique de la phase gaz au sein du pore. Ces fonctions sont présentées dans la partie suivante.

Il faut cependant ici faire une remarque sur l'utilisation de la teneur en eau comme variable intervenant dans l'expression de la réactivité biologique. Celle-ci est une grandeur macroscopique, que ne saurait « interpréter » une bactérie à son échelle. On conçoit cependant que celle-ci ait besoin d'un certain niveau d'activité de l'eau pour être active. Si on fait une hypothèse d'équilibre local pour les transferts d'eau, alors, et seulement dans ce cas, la teneur en eau est bien directement liée à la valeur de l'activité au niveau de la bactérie. Il faut s'attendre à des effets plus complexes en ce qui concerne l'impact de la teneur en eau dans le cas d'une situation non-équilibre local.

2.2.9.3.3. Disponibilité en oxygène, fraction volumique de la phase gaz, disponibilité en substrat, inhibition due à la production de sous-produits et disponibilité en azote

Comme l'a noté Haug, 1993), une diminution de l'activité biologique est observée pour des teneurs en eau trop importantes, c'est-à-dire pour des milieux peu alimentés en air et donc en oxygène du fait de la présence d'eau liquide dans les pores. Pour prendre en compte ce phénomène, il utilise une nouvelle fonction de correction prenant en compte la fraction volumique de la phase gaz et dont la forme mathématique est similaire à l'expression utilisée pour la teneur en eau. Aucune autre expression n'a été employé dans la littérature, celle de Haug, 1993) ayant été par la suite réutilisée par d'autres auteurs (Ndegwa *et al.*, 2000 ; Xi *et al.*, 2005 ; Petric & Selimbasic, 2008 ; Zhang *et al.*, 2010). Comme cité dans la partie précédente, seule la formulation de Smith & Eilers, 1980) intègre directement la notion de fraction volumique de la phase gaz dans sa fonction de correction pour la teneur en eau.

Pour prendre en compte l'effet de l'oxygène, une fonction de type Monod a été utilisée par tous les auteurs, ou plus spécifiquement, un modèle simple à un paramètre. Le coefficient

d'affinité apparente de la population aérobie pour l'oxygène (K_{O_2}) y est en général constant (Haug, 1993 ; Xi *et al.*, 2005 ; Sole-Mauri *et al.*, 2007 ; Bongochgetsakul & Ishida, 2008 ; Petric & Selimbasic, 2008), mais certains auteurs lui donnent une dépendance à la température (Vlyssides *et al.*, 2009) et même à la teneur en eau (Higgins & Walker, 2001).

Enfin, dans de récentes publications, de nouvelles fonctions de correction ont fait leur apparition. Ce sont toutes des fonctions de type Monod. Les auteurs ont voulu prendre en compte le fait que les micro-organismes qui se développent sur des solides sont limités par sa surface. C'est ainsi qu'ils ont intégré la fonction de correction pour la disponibilité en substrat, qui a le même profil que la fonction pour la disponibilité en oxygène. Sole-Mauri *et al.*, 2007) et Bongochgetsakul & Ishida, 2008) l'utilisent dans leurs modèles. Bongochgetsakul & Ishida, 2008) font intervenir aussi une autre fonction de correction pour l'inhibition due à la production de sous-produits. Selon ces auteurs, la production de sous-produits vient inhiber l'activité biologique. Si le tas de compost n'est pas retourné ou suffisamment bien aéré, ces déchets, souvent présents sous la forme d'ammoniac viennent s'accumuler dans les pores et agir en tant qu'inhibiteur pour la réaction, quand ils sont présents en grande concentration. Vlyssides *et al.*, 2009) font aussi intervenir cette fonction. Sole-Mauri *et al.*, 2007) utilisent au contraire non pas une fonction d'inhibition, mais de limitation par la quantité d'azote présent (nécessaire à la croissance des micro-organismes).

2.2.9.4. Bilan

Il est évident que tous les phénomènes physiques sont ici couplés : par exemple, l'activité biologique va générer de la chaleur et ainsi augmenter la température qui va avoir un effet sur l'activité biologique. Pour décrire la dégradation du substrat, les modélisateurs ont utilisé différents types de formulation : cinétique du premier ordre, fonction de type Monod, ou bien encore équation empirique.

Bien que les modèles de type Monod soient capables d'exploiter les informations provenant à la fois de la théorie et de l'expérimentation, ce genre de modèle engendre des solutions mathématiques plus complexes qu'un modèle utilisant une cinétique du premier ordre, et le grand nombre de paramètres d'entrée nécessaires pour mener les calculs peut engendrer de larges erreurs de part leur mauvaise estimation. Ces modèles ont donc un grand potentiel mais nécessitent une base de données caractérisant les substrats à composter importante. Dans deux cas (Kaiser, 1996 ; Seki, 2000) la température est sous-estimée au début et à la fin du process, et, pour un autre cas (Xi *et al.*, 2005), la température a été au contraire surestimée durant la partie centrale de l'étude. Cependant, les résultats présentés par Sole-Mauri *et al.*, 2007) montrent que ces modèles de type Monod peuvent aboutir à une bonne représentation des résultats expérimentaux par le modèle.

Mais ce sont tout de même les modèles qui ont intégré des données empiriques (Kishimoto *et al.*, 1987 ; Nakasaki *et al.*, 1987 ; van Lier *et al.*, 1994 ; Briski *et al.*, 2003) qui ont obtenu les meilleures prédictions de profils de température. Bien que la performance de ces modèles tende à prouver que la formulation utilisée pour la conservation de la chaleur soit adaptée, l'utilisation d'une expression empirique pour la production de chaleur biologique limite son application aux expériences qui ont permis son développement.

Concernant la dégradation du substrat solide, les résultats pour les modèles empiriques sont très corrects, mais, comme déjà évoqué ci-dessus, le manque d'adaptabilité est contraignant. Les modèles proposant des cinétiques du premier ordre donnent dans l'ensemble des résultats mitigés. Devant ce bilan, Mason, 2006) suggère, comme voie de recherche, d'améliorer les expressions de production de chaleur. Pour les modèles de type Monod, seuls Seki, 2000) et Xi *et al.*, 2005) comparent les résultats de simulation avec des données expérimentales. Xi *et al.*, 2005) montrent des résultats satisfaisants, avec une erreur maximale

2. Les modèles de compostage dans la littérature

de 4% sur la concentration du substrat, le surestimant légèrement. Les résultats de simulation et expérimentaux présentés par Seki, 2000) sont quant à eux en très bon accord.

Concernant les fonctions de correction pour la température, Richard & Walker, 2006) ont montré que la formulation de Rosso *et al.*, 1993) offre les résultats les plus satisfaisants. Bien que les fonctions de correction pour la disponibilité en oxygène aient toutes la même forme, il semble que les expressions faisant intervenir la température et la teneur en eau donnent de meilleurs résultats (Higgins & Walker, 2001 ; Richard & Walker, 2006). Pour la teneur en eau, les expressions sont toutes empiriques, et Mason, 2006) suggère d'approfondir les recherches sur ce terme en conjonction avec la fraction volumique de la phase gaz, comme l'a fait Smith & Eilers, 1980). Concernant les autres fonctions, il y a encore trop peu de données pour statuer sur la pertinence de leur utilisation ou la forme de leurs expressions.

En plus de la montée en température, l'évaporation, la production de gaz et la consommation d'oxygène et de substrats, le tassement intervient aussi lors du procédé de compostage. Ce phénomène est pourtant peu représenté dans la littérature sur le compostage.

2.2.10. Le tassement

Comme explicité dans la section 2.2.5, le tassement lors du procédé de compostage est un phénomène encore très peu étudié, bien que son impact sur celui-ci puisse être important (impact sur la disponibilité en oxygène, l'évaporation de l'eau et l'évacuation de la chaleur au sein du massif par exemple) De ce fait, aucun modèle à l'heure actuelle ne permet de le prendre en compte dans les modèles classiques de compostage. Cependant, puisque la problématique du tassement sur les centres d'enfouissement de déchets a suscité le développement de nombreux modèles de prédiction, ceux-ci sont succinctement explicités. Ils peuvent être répartis schématiquement en trois catégories :

- les modèles biochimiques,
- les modèles mixtes biomécaniques,
- les modèles tirés de la mécanique des sols.

Les modèles biochimiques (Guasconi, 1995) et mixtes biomécaniques (Edgers *et al.*, 1992 ; Messner, 1996) de prédiction de tassements biologiques se fondent sur l'hypothèse que le tassement est directement proportionnel à la quantité de composés solides solubilisés sous forme gazeuse ou liquide.

En dépit de leur intérêt théorique indéniable, les modèles biochimiques et mixtes ne sont pas parvenus jusqu'à présent à constituer des outils de prédiction efficaces, soit parce qu'ils représentent mal les mécanismes en jeu, soit parce que leur calibration présente un caractère trop complexe ou aléatoire. Pour ces raisons, les modèles issus de la mécanique des sols représentent à ce jour les seuls outils réellement utilisables.

Tous les modèles de la littérature ont pour point commun de représenter la masse de déchets sous la forme d'une colonne multi-métrique d'âge constant (Olivier, 2003). Ils sont exprimés à partir de lois de type exponentielle (Gibson & Lo, 1961 ; Asaoka, 1978 ; Gandolla *et al.*, 1992), logarithmique (Sowers, 1973 ; Yen & Scanlon, 1975 ; Bjarngard & Edgers, 1990), puissance (Edil *et al.*, 1990) ou encore hyperbolique (Ling *et al.*, 1998).

Parmi les modèles précédents, le modèle de Sowers, 1973) a hérité d'une large diffusion de par sa facilité d'utilisation. En dépit d'une formulation simple à partir de paramètres en nombre réduit, ce modèle n'en demeure pas moins délicat à appliquer par suite de l'incertitude sur ses coefficients de compression (influencés par l'historique du stockage)

et de l'absence de standardisation de ses paramètres de temps, ces deux points excluant sa diffusion sous la forme d'abaques.

Les modèles plus récents présentent une loi exponentielle pour le tassement du à la décomposition de la matière organique, et une loi logarithmique (inspirée du modèle de Sowers, 1973) pour le tassement du à la compression mécanique (Oweis, 2006 ; Elagroudy *et al.*, 2008 ; Hettiarachchi *et al.*, 2009 ; Gourc *et al.*, 2010).

Mais le modèle de Janbu *et al.*, 1989) semble être celui qui pourrait le mieux s'adapter au problème de compostage. Son modèle de prédiction se base sur une méthode de détermination des vitesses de tassement. Cependant il serait nécessaire de la calibrer tout d'abord expérimentalement.

La difficulté ici réside dans le fait que tous ces modèles sont basés sur des études in situ pour des installations de stockage de déchets non dangereux (ISDND) où le tassement se fait par couche, sur des hauteurs importantes (entre 30 et 40 m) et de longues durées (plusieurs années), et où le compactage est aussi liée aux engins qui remplissent les casiers (problème inexistant pour le compostage). Les échelles de temps et de dimension concernant le compostage sont bien inférieures (3 à 4 m pour la hauteur d'un andain, temps sur site de l'ordre du mois) ce qui laisse penser que les modèles développés pour les ISDND ne sont pas adaptés à la problématique du compostage. De nouvelles recherches doivent être faites dans ce domaine sur la détermination de modèles de tassement adaptés au procédé de compostage, tenant compte de la compression mécanique, de la dégradation de la matière organique et de la diminution en teneur en eau.

2.3. CONCLUSION

Face à la complexité des mécanismes à étudier, l'utilisation d'un modèle de compostage a donc semblé pertinente. En effet, un modèle permettrait de comprendre les mécanismes mis en jeu, de mettre en avant certains facteurs clés, ou de comparer différents scénarii. Il a donc été nécessaire de faire une étude bibliographique sur les modèles de compostages existant pour savoir si l'un d'entre eux pouvait convenir à nos besoins, ou bien s'il fallait développer notre propre modèle.

Depuis la fin des années 70, de nombreux modèles de compostage ont été développés. Ils sont d'une grande diversité, et se sont attachés à prédire aussi bien l'évolution des espèces gaz dans le massif de déchets que celle des quantités de substrats présentes, ou bien les transferts entre les phases. Ils sont basés sur les équilibres massiques et thermiques, prenant en compte l'évolution temporelle des variables, et parfois leur distribution spatiale. Il est alors possible de les classer en deux catégories : les modèles distribués spatialement (1D, 2D ou 3D) et les modèles dit homogénéisés (modèle 0D). Les premiers servent à connaître la répartition spatiale des variables du modèle, les seconds décrivent leur comportement moyen. Une approche déterministe a été utilisée pour tous les cas, à quelques exceptions près où des éléments stochastiques ont été incorporés, ou avec la création récente d'un modèle flou. Quant au modèle biologique, il est possible de discerner trois grands groupes : les cinétiques de premier ordre, les expressions de type Monod ou bien les équations empiriques, permettant de décrire l'action des micro-organismes sur la matière organique. Les auteurs y ont tous associé une fonction de correction pour la température, et certains ont ajouté des fonctions de correction pour la teneur en eau, la disponibilité en oxygène, la fraction volumique de la phase gaz, la disponibilité en substrat, ou bien encore l'inhibition due à la production biologique de sous-produits. Partant de ce constat, la réponse des modèles sur chaque

2. Les modèles de compostage dans la littérature

phénomène étudié (transfert de masse et de chaleur, modèle biologique) a pu être analysée, notamment à travers les données fournies par le Tableau 4 et le Tableau 7.

Il a été permis de constater, par exemple, que les modèles 0D développés par Kishimoto *et al.*, 1987), Nakasaki *et al.*, 1987) et Zhang *et al.*, 2010) donnent de bons résultats quant à l'évolution de la teneur en eau, avec des résultats de simulations concordant grandement avec les résultats mesurés. Mohee *et al.*, 1998) prédit avec une marge d'erreur convenable l'évolution de la concentration en oxygène. Cependant, ces modèles ne sont pas les plus complexes, et le nombre de phénomènes pris en compte demeure limité. En ce qui concerne les modèles distribués, le manque de données empêche de statuer sur leur capacité à prédire l'évolution de la teneur en eau, ainsi que celle des espèces gaz. Il est à noter que la prédiction de la concentration en ammoniac dans les modèles n'a pas été concluante, et la pertinence et l'intérêt de la prise en compte de la dissolution des espèces gazeuses dans la phase liquide n'ont pas été démontrés par les auteurs.

Pour ce qui est de l'évolution de la température, Kishimoto *et al.*, 1987), van Lier *et al.*, 1994) et Giusti & Marsili-Libelli, 2010), pour les modèles 0D, obtiennent de très bons résultats. Encore une fois, même si ces modèles sont performants, ils ne prédisent l'évolution que d'un nombre restreint de variables. Giusti & Marsili-Libelli, 2010), par exemple, n'ont pris en compte que la température. De plus, il est à noter que les simulations de Kishimoto *et al.*, 1987), van Lier *et al.*, 1994) et Giusti & Marsili-Libelli, 2010) ont été faites respectivement sur 40h, 7j et 6j. Or la durée caractéristique du compostage thermophile est de 20 à 30 j (Rynk, 1992). De ce fait, il n'est possible de constater la réussite de ces modèles à simuler correctement l'évolution de température que sur une courte période (voire très courte). Pour les modèles distribués, Nakasaki *et al.*, 1987) arrivent à obtenir une différence moyenne de température inférieure à 2°C. Le modèle développé par Nakayama *et al.*, 2007) permet donc aussi une bonne estimation du pic de température.

Certains auteurs ont intégré le séchage dans leur modèle. Ceci implique un transfert de masse entre les phases gaz et liquide pour l'eau, ainsi qu'un terme source dans l'équation de la chaleur pour prendre en compte ce changement d'état. Cependant, l'absence de résultats sur l'évolution des quantités d'eau dans les deux phases pour ces modèles ne permet pas de conclure ou d'émettre d'opinion quant à la pertinence de la prise en compte du séchage.

Concernant les modèles biologiques, les résultats présentés par Sole-Mauri *et al.*, 2007) montrent que les modèles de type Monod peuvent aboutir à une bonne représentation des résultats expérimentaux par le modèle. Mais, ce sont tout de même les modèles qui ont intégré des données empiriques qui ont obtenu les meilleures prédictions de profils de température. Bien que la performance de ces modèles tende à prouver que la formulation utilisée pour la conservation de la chaleur soit adaptée, l'utilisation d'une expression empirique pour la production de chaleur biologique limite son application aux expériences qui ont permis son développement. De plus, généralement, les fonctions de correction par la température, la teneur en eau et l'oxygène ont permis d'améliorer grandement les résultats obtenus.

D'une manière générale, les variables les plus souvent prédites dans les modèles sont la température, la teneur en eau et la concentration en oxygène. Certains prennent en compte l'évolution d'autres gaz comme le dioxyde de carbone (Nakasaki *et al.*, 1987) ou même l'ammoniac (Sole-Mauri *et al.*, 2007 ; Petric & Selimbasic, 2008). Le plus souvent, l'évolution des concentrations de ces gaz est directement liée au modèle biologique qui n'est

pas toujours considéré par les auteurs (Jindal & Ratanamalaya, 2006 ; Moraga *et al.*, 2009 ; Giusti & Marsili-Libelli, 2010). Par contre, aucun de ces modèles n'intègre le tassement, phénomène peu traité dans la littérature en ce qui concerne le compostage des déchets mais traité de manière plus abondante pour les installations de stockage de déchets non dangereux.

Il est alors aisé de constater que, globalement, malgré le nombre important de modèles de compostage, le manque de données les concernant ne permet souvent pas de valider leur performance. Certains modèles donnent d'excellents résultats, mais il semble que ceux-ci soient les modèles les moins complexes, la complexification du modèle tendant alors à réduire sa précision. Nonobstant l'existence de tous ces modèles de compostage, il n'en existe aucun aujourd'hui, avec une formulation en temps et en espace, capable de prédire la température, la concentration des gaz (oxygène, dioxyde de carbone, azote, ...), la teneur en eau, les transferts entre phase et la dégradation du substrat, et de déterminer leurs profils au sein du massif de déchets. De plus, aucun de ces modèles ne permet de prendre en compte des modifications d'aération autre que des débits alternés (on/off), n'illustrant pas les conditions opératoires réelles qui peuvent être mises en œuvre sur des sites de compostage. Or, ce sont tous ces critères qui sont requis aujourd'hui pour le modèle souhaité, puisque le modèle doit pouvoir rendre compte des différents couplages qui ont lieu lors du procédé afin de mieux les comprendre et de pouvoir les maîtriser. De plus, le modèle doit être adaptable à n'importe quelle matrice de déchets et n'importe quel type de technique utilisée sur site : ce besoin d'adaptabilité nécessite la prise en compte de tous ces phénomènes.

La création de notre propre modèle semble alors nécessaire pour pouvoir prédire toutes ces variables, puisque, comme mentionné précédemment, leur fort couplage étant indéniable, et leur importance dans le procédé de compostage ayant déjà été évoquée dans l'introduction.

Nous proposons alors de mettre en place un modèle avec une formulation en temps et en espace, permettant de prédire les profils de température, de teneur en eau, de concentration en eau vapeur, de concentration en oxygène, de concentration en dioxyde de carbone et de concentration en di-azote. Un modèle biologique sera intégré et utilisera des expressions de type Monod. Il prendra en compte différents types de substrats, et une seule population bactérienne, afin de simplifier le problème (la multiplication des populations bactériennes nécessite une base de données importante). La consommation d'oxygène, la production de dioxyde de carbone, d'eau et de chaleur, et le séchage (échange entre les phases gaz et liquide pour l'eau) seront considérés.

Au vu des résultats peu satisfaisants de la littérature sur la modélisation des productions d'ammoniac, et l'absence de modèle valide pour le tassement des piles de déchets pour le compostage, ceux-ci ne seront pas pris en compte. Les effets radiatifs seront aussi ignorés.

Pour que ce modèle réponde aux attentes industrielles, il est également nécessaire de pouvoir caractériser correctement le déchet. Les propriétés physiques du déchet (porosité, perméabilité, conductivité thermique, ...), les concentrations initiales en gaz, les paramètres biologiques (vitesses d'hydrolyse, taux de croissance spécifique maximum, ...), etc. devront être connues afin de pouvoir réaliser les simulations. Il faudra alors créer une base de données de ces « paramètres d'entrée ». Ce point est abordé dans la partie 4.

3. DEVELOPPEMENT DU NOUVEAU MODELE MATHEMATIQUE DE COMPOSTAGE

L'étude bibliographique réalisée dans le chapitre 2 a mis en évidence que les objectifs qui ont été définis dans le cadre du projet de recherche dans lequel s'inscrivent ces travaux de thèse nécessitent de créer un nouveau modèle de compostage. En effet, l'analyse détaillée des travaux issus de la littérature a clairement indiqué qu'aucun des modèles présentés ne répond à l'ensemble des contraintes imposées dans le cadre de l'étude. Le but des travaux présentés dans cette partie est donc de développer un modèle de compostage intégrant une possible distribution spatiale des variables du modèle (2D dans un premier temps), et permettant de décrire les phénomènes de transport réactif multi-constituant en milieu poreux incluant les phénomènes de séchage et les mécanismes biologiques. Le milieu considéré (à savoir un massif de déchets) s'apparente à un milieu poreux. Par conséquent, le modèle doit pouvoir tenir compte de la spécificité intrinsèque à ces milieux et s'inscrit alors dans une problématique multi-échelle.

3.1. SPECIFICITE DU SECHAGE

Lors du développement de modèles de transferts dans les milieux poreux réactifs soumis aux phénomènes de séchage, l'une des principales difficultés réside dans le fait qu'il est nécessaire de prendre en compte les transferts de masse et de chaleur au sein du milieu poreux.

Du point de vue industriel, le séchage est un procédé de séparation qui permet de convertir un milieu poreux humide, un milieu granulaire humide ou un liquide en un solide sec (Mujumdar & Devahastin, 2000). Il convient ici de noter qu'au cours du procédé de séchage, la rhéologie du produit peut être amenée à changer, c'est-à-dire qu'un produit initialement liquide peut devenir pâteux puis poreux. Le séchage est probablement l'une des opérations unitaires les plus anciennes utilisées en génie des procédés (Mujumdar, 2007). Ce type d'opération est en particulier fondamental pour les industries chimiques, agricoles, agroalimentaires, pharmaceutiques, le BTP ou les biotechnologies. De ce fait, il existe plus de 400 types de séchoirs différents (Mujumdar, 2007), dont le design et la technologie dépendent de l'utilisation qui en est faite (Arlabosse, 2008). Ici, l'intérêt n'est pas porté sur le procédé de séchage à proprement parler, mais sur le phénomène de séchage engendré sous l'action de l'aération des andains en compostage et de l'activité biologique aérobie.

En règle générale, le séchage est défini comme un procédé qui consiste à chauffer un produit afin de faire évaporer l'eau qu'il contient (ou un autre solvant). Deux types de séchage sont en général distingués : le séchage par ébullition et par entraînement (le cas de la lyophilisation n'est pas abordé). Le séchage par ébullition désigne les procédés pour lesquels le produit atteint la température d'ébullition de l'eau. Lors du séchage par entraînement le produit à sécher est mis en contact avec un courant d'air plus ou moins chaud. L'air chaud transmet une part de sa chaleur au produit qui développe une pression partielle en eau, à sa surface, supérieure à la pression partielle de l'eau dans l'air utilisé pour le séchage. Cette différence de pression entraîne un transfert de matière de la surface du solide vers « l'agent séchant ».

Le séchage par entraînement est la méthode de séchage industriel qui se rapproche le plus des phénomènes pouvant être observés dans les andains de compostage (circulation d'air chaud dans le milieu poreux). Dans un andain de compostage où une aération forcée est utilisée, le flux de gaz combiné avec la production de chaleur biologique et la distribution hétérogène de la température peut engendrer le séchage des déchets à composter. Ce séchage joue un rôle important dans le procédé de compostage, dont l'efficacité dépend de la quantité

3. Développement du nouveau modèle mathématique de compostage

d'eau liquide nécessaire aux micro-organismes pour assurer la dégradation de la matière organique (Richard *et al.*, 2002 ; Diaz & Savage, 2007). Par conséquent, il est crucial de pouvoir prédire l'impact du séchage sur l'évolution de la teneur en eau, ainsi que de la température, au sein du massif de déchets au cours du compostage.

Comme c'est également le cas pour les processus d'équilibre liquide/gaz, les équations de continuité et de conservation qui régissent les transferts de masse et de chaleur ne sont valables que pour des milieux continus. Ces équations doivent donc être considérées à l'échelle du pore, car c'est à cette échelle qu'il est possible de distinguer les phases continues.

3.2. EQUATIONS A L'ECHELLE DU PORE

Le modèle de compostage développé ici permet de considérer la présence de quatre phases : une phase gaz, une phase liquide, une phase biofilm et une phase solide. Dans un premier temps, les phases gaz et liquide seront supposées mobiles, et les phases biofilm et solide immobiles. Dans les modèles classiques de séchage, la phase gaz est considérée, traditionnellement, comme un mélange d'un pseudo-constituant, l'air, et d'eau vapeur (Turner & Mujumdar, 2006 ; Puiggali & Quintard, 1992). Alors que l'utilisation de ce pseudo-constituant air n'a pas été, à notre connaissance, clairement justifié dans la littérature, il n'est pas possible d'utiliser cette méthode dans le cas du procédé de compostage, compte tenu de la biodégradation aérobie. Par conséquent, il sera supposé que les espèces suivantes sont présentes dans la phase gaz : l'oxygène, l'azote, le dioxyde de carbone, et l'eau. Les autres constituants comme l'ammoniac et le méthane sont négligés. Le modèle intègre également l'eau dans les phases liquide et biofilm, où elle est majoritairement présente. Enfin, trois types de substrats (rapidement biodégradable, lentement biodégradable, et inerte) sont considérés dans le modèle. Le transfert de chacune des espèces et le transfert de chaleur sont pris en compte. Il sera supposé que les réactions de biodégradation se déroulent dans la phase biofilm. Les équations de conservation valables à l'échelle du pore sont présentées dans les sections suivantes et serviront de base au développement d'un modèle à l'échelle de Darcy. En ce qui concerne la notation, le lecteur est renvoyé à la nomenclature présentée au début de ce document.

3.2.1. Transferts de masse

3.2.1.1. Espèces majoritairement présentes dans la phase gaz

Les équations (26) et (27) sont les équations de conservation de la masse de l'espèce i dans les phases gaz (indice g dans les équations) et liquide (indice l dans les équations) à l'échelle du pore, i pouvant désigner l'oxygène, le dioxyde de carbone, ou l'azote.

$$\frac{\partial \rho_g \omega_{i,g}}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_g \omega_{i,g} \mathbf{v}_g + \mathbf{j}_{i,g}) = 0 \quad (26)$$

$$\frac{\partial \rho_l \omega_{i,l}}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_l \omega_{i,l} \mathbf{v}_l + \mathbf{j}_{i,l}) = 0 \quad (27)$$

La phase biofilm (indice b dans les équations) étant considérée adsorbée sur la surface solide (Chenu, 2007), celle-ci est alors supposée immobile. L'équation (28) décrit le transport de l'espèce i dissoute dans la phase biofilm :

$$\frac{\partial \rho_b \omega_{i,b}}{\partial t} + \nabla \cdot (\mathbf{j}_{i,b}) = r_i \quad (28)$$

3.2.1.2. Cas spécifique de l'eau

L'eau est la seule espèce que l'on puisse considérer présente dans toutes les phases. Il est possible de la trouver sous forme vapeur ou sous forme liquide ; de plus, elle constitue majoritairement la phase biofilm, et peut être piégée ou liée dans la phase solide (indice s dans les équations). Les équations (29) à (32) présentent l'expression mathématique du principe de conservation de la masse d'eau dans chacune des phases considérées.

$$\frac{\partial \rho_g \omega_{H_2O,g}}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_g \omega_{H_2O,g} \mathbf{v}_g + \mathbf{j}_{H_2O,g}) = 0 \quad (29)$$

$$\frac{\partial \rho_l \omega_{H_2O,l}}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_l \omega_{H_2O,l} \mathbf{v}_l + \mathbf{j}_{H_2O,l}) = 0 \quad (30)$$

$$\frac{\partial \rho_b \omega_{H_2O,b}}{\partial t} + \nabla \cdot (\mathbf{j}_{H_2O,b}) = r_{H_2O} \quad (31)$$

$$\frac{\partial \rho_s \omega_{H_2O,s}}{\partial t} = 0 \quad (32)$$

3.2.1.3. Substrat solide

Pour ce qui est du substrat solide (rapidement et lentement biodégradable), celui-ci est hydrolysé depuis la phase solide vers la phase biofilm avant d'y être consommé (la partie inerte n'intervient pas ici). La conservation de la masse du substrat à l'échelle du pore est décrite par les équations (33) et (34), où l'indice k désigne le substrat rapidement ou lentement biodégradable (en négligeant la croissance du biofilm).

$$\frac{\partial \rho_b \omega_{k,b}}{\partial t} + \nabla \cdot (\mathbf{j}_{k,b}) = r_k \quad (33)$$

$$\frac{\partial \rho_s \omega_{k,s}}{\partial t} = 0 \quad (34)$$

3.2.1.4. Equations de conservation de la masse totale dans chacune des phases

La somme des fractions massiques étant égale à l'unité, la relation (35) peut également être utilisée à l'échelle du pore.

$$\sum_{i \in \phi} \omega_{i,\phi} = 1 \quad (35)$$

Par définition, la somme des flux diffusifs est nulle au sein de chacune des phases continues. A l'échelle du pore, la relation (36) traduit l'annulation de ces flux.

$$\sum_{i \in \phi} \mathbf{j}_{i,\phi} = \mathbf{0} \quad (36)$$

3. Développement du nouveau modèle mathématique de compostage

En sommant les équations de conservation de chacune des espèces présentes dans la phase gaz, la conservation de la masse dans la phase gaz peut alors être décrite par l'équation (37).

$$\frac{\partial \rho_g}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_g \mathbf{v}_g) = 0 \quad (37)$$

De la même façon, en sommant les équations de l'ensemble des constituants présents dans la phase liquide, l'équation de conservation de la masse dans la phase liquide est obtenue :

$$\frac{\partial \rho_l}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_l \mathbf{v}_l) = 0 \quad (38)$$

Puisque la phase biofilm a été considérée immobile, et qu'elle est le lieu des réactions de biodégradation, la conservation de la masse totale de la phase biofilm est décrite par l'équation (39).

$$\frac{\partial \rho_b}{\partial t} = \sum_{i \in b} r_i \quad (39)$$

Enfin, la conservation de la masse dans la phase solide est décrite par l'équation (40).

$$\frac{\partial \rho_s}{\partial t} = 0 \quad (40)$$

3.2.1.5. Equations de conservation de la quantité de mouvement

Les phases biofilm et solide étant considérées immobiles, seule la conservation de la quantité de mouvement dans les phases gaz et liquide est observée. L'équation (41) décrit donc la conservation de la quantité de mouvement dans la phase φ à l'échelle du pore (où φ peut désigner la phase liquide ou gaz).

$$\frac{\partial \rho_\varphi \mathbf{v}_\varphi}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_\varphi \mathbf{v}_\varphi \mathbf{v}_\varphi) = -\nabla p_\varphi + \rho_\varphi \mathbf{f}_\varphi + \eta_\varphi \nabla^2 \mathbf{v}_\varphi \quad (41)$$

3.2.2. Transferts de chaleur

La conservation de l'énergie dans chacune des phases (gaz, liquide, biofilm et solide) est maintenant considérée. Elle est exprimée à l'aide des enthalpies massiques. Les termes de dissipation visqueuse sont négligés dans chacune des phases, compte tenu des faibles vitesses mises en jeu dans les andains de compostage (Chenu, 2007). Pour les phases mobiles (i.e., gaz et liquide), la conservation de la chaleur à l'échelle du pore peut être décrite par les équations (42) et (43).

$$\frac{\partial \sum_{i \in g} (\rho_g \omega_{i,g} h_{i,g})}{\partial t} + \nabla \cdot \left(\sum_{i \in g} h_{i,g} (\rho_g \omega_{i,g} \mathbf{v}_g + \mathbf{j}_{i,g}) \right) = \nabla \cdot (\lambda_g \nabla T_g) \quad (42)$$

$$\frac{\partial \sum_{i \in l} (\rho_l \omega_{i,l} h_{i,l})}{\partial t} + \nabla \cdot \left(\sum_{i \in l} h_{i,l} (\rho_l \omega_{i,l} \mathbf{v}_l + \mathbf{j}_{i,l}) \right) = \nabla \cdot (\lambda_l \nabla T_l) \quad (43)$$

Pour ce qui est de la phase solide, il est supposé qu'aucune forme de diffusion moléculaire n'est possible (Chenu, 2007). La conservation de l'énergie dans les phases biofilm et solide à l'échelle du pore est alors décrite par les équations (44) et (45).

$$\frac{\partial \sum_{i \in b} (\rho_b \omega_{i,b} h_{i,b})}{\partial t} + \nabla \cdot \left(\sum_{i \in b} h_{i,b} \mathbf{j}_{i,l} \right) = \nabla \cdot (\lambda_b \nabla T_b) + r_T \quad (44)$$

$$\frac{\partial \sum_{i \in s} (\rho_s \omega_{i,s} h_{i,s})}{\partial t} = \nabla \cdot (\lambda_s \nabla T_s) \quad (45)$$

Maintenant que le modèle microscopique est mis en place, l'obtention du modèle macroscopique à l'échelle de Darcy est possible. Pour ce faire, il est nécessaire d'utiliser les méthodes de changement d'échelle qui permettent de développer des modèles capables de décrire le comportement moyen à une échelle supérieure à celle à laquelle les équations de conservation sont valables.

A toutes ces relations s'ajoutent des conditions aux interfaces, de façon à compléter le problème. Des conditions de flux ou d'équilibre doivent donc être introduites. Pour les flux de masse aux interfaces sont imposées des conditions de conservation de flux. Des conditions de continuité des flux énergétiques doivent aussi être prises en compte. Par contre, il est considéré que les constituants majoritairement gazeux ne sont impliqués sous aucune forme dans les processus de transfert vers la phase solide. Enfin, l'équilibre des potentiels chimiques et l'équilibre thermique de part et d'autre de l'interface doivent être respectés afin d'assurer l'équilibre thermodynamique du système (Chenu, 2007).

3.2.3. Changement d'échelle et prise de moyenne volumique

Les équations présentées ci-dessus ne sont valables qu'à l'échelle des pores, et c'est l'expression des conditions aux limites, sur la surface de chaque grain, qui justifie l'inexistence d'intégrales mathématiques exactes pour une géométrie quelconque. Néanmoins, compte tenu de la puissance des calculateurs actuels et futurs, il n'est pas envisageable de simuler, à l'échelle du pore, le comportement dynamique de massifs de déchets de la taille d'andain de compostage. Le cheminement le plus simple pour obtenir le comportement moyen du système à l'échelle macroscopique consiste donc à le déduire des résultats de simulation numérique directe à l'échelle microscopique.

De nombreuses techniques ont été développées afin d'obtenir des modèles de transferts valables à une échelle intermédiaire, équivalente à plusieurs dimensions de pores et dite échelle de Darcy. C'est par exemple le cas de la méthode de prise de moyenne volumique (Whitaker, 1998) ou de la méthode d'homogénéisation (Bensoussan *et al.*, 1978). Ce type d'approche permet de développer des systèmes d'équations de conservation à l'échelle de Darcy dans le cas du séchage d'un milieu poreux (Plumb, 2000 ; Turner & Mujumdar, 2006). L'application de la méthode de prise de moyenne volumique appliquée au séchage de milieux poreux est détaillée dans de nombreux travaux (Puiggali & Quintard, 1992 ; Quintard & Whitaker, 1988 ; Whitaker, 1998 ; Whitaker, 1977 ; Moyne, 1997 ; Perré *et al.*, 2007) et sera succinctement abordé ici pour justifier la forme et la cohérence du modèle utilisé (Figure 12).

La prise de moyenne volumique est une technique mathématique de changement d'échelle largement utilisée dans l'étude des milieux poreux, basée sur un opérateur de moyenne volumique afin d'obtenir des modèles macroscopiques à partir de problèmes à l'échelle microscopique. L'opérateur de prise de moyenne volumique d'une quantité

3. Développement du nouveau modèle mathématique de compostage

microscopique ϕ , définie dans la phase a , sur un volume élémentaire V peut s'écrire sous la forme présentée dans l'équation (46).

$$\langle \phi_a \rangle = \frac{1}{V} \int_{V_a} \phi_a dV \quad (46)$$

où V est un volume arbitrairement choisi, mais dont la taille est suffisante pour qu'il contienne l'ensemble des phases présentes dans le milieu et pour que les fluctuations autour des valeurs moyennes des grandeurs observées soient faibles et invariantes par augmentation de la taille de ce volume.

La moyenne intrinsèque des variables observées est définie par l'équation (47).

$$\langle \phi_a \rangle^a = \frac{1}{V_a} \int_{V_a} \phi_a dV \quad (47)$$

Ces deux moyennes sont alors reliées par l'équation (48) qui permet de définir la fraction volumique de phase g , notée ε_a :

$$\langle \phi_a \rangle = \varepsilon_a \langle \phi_a \rangle^a \Leftrightarrow \varepsilon_a = \frac{V_a}{V} \quad (48)$$

Pour un aperçu de la procédure de changement d'échelle pour des problèmes de transferts réactifs multi-constituants, le lecteur peut se référer à (Quintard & Whitaker, 1994), (Chella *et al.*, 1998), (Bousquet-Mélou *et al.*, 2002), (Coutelieris *et al.*, 2006), (Quintard *et al.*, 2006), (Chenu, 2007) et (Soulaine *et al.*, 2011). L'application de cette méthode pour un jeu d'équations similaire à celui présenté dans ce travail a été réalisée par (Chenu, 2007). Cela permet d'obtenir un modèle macroscopique, valable à l'échelle de Darcy pour des problèmes de transferts réactifs au sein de milieux poreux biodégradables et fortement évolutifs. Par souci de simplification de l'écriture, la notation $\langle \phi_a \rangle^a$ ne sera pas utilisée, et les variables présentées dans la partie 3.3 sont les variables macroscopiques.

3.2.4. Séchage à l'échelle du pore

Le phénomène de séchage (transfert de masse de la phase liquide vers la phase gaz) dépend des conditions thermodynamiques aux interfaces entre les phases considérées. Il repose sur un déplacement des équilibres qui existent entre un solvant liquide et le gaz à son contact. En effet, considérant l'eau présente dans un milieu poreux à l'échelle du pore (Figure 15), à l'équilibre, la pression partielle de vapeur dans le gaz directement en contact avec cette eau liquide est égale à la pression de vapeur saturante dans les conditions locales considérées à l'échelle du pore.

A l'échelle du pore, à l'interface liquide/vapeur (les effets de courbure à l'interface sont ici négligés), cette pression de vapeur saturante peut être évaluée à l'aide de la formule de Clapeyron ou de la loi d'Antoine. La pression partielle de vapeur dans le gaz, égale à P_{sat} , est alors donnée par l'équation (49).

$$P_{sat} = \exp\left(\left(C_1 - \frac{C_2}{T + C_3}\right) \times \ln(10)\right) \quad (49)$$

P_{sat} est la pression de saturation (Pa), T est la température (K), et C_1 (-), C_2 (K) et C_3 (K) sont des constantes à déterminer. Dans notre cas, nous prendrons (Bridgeman & Aldrich, 1964) les valeurs notées dans (50).

$$\begin{aligned} C_1 &= 10.23 \\ C_2 &= 1750 \\ C_3 &= -38 \end{aligned} \quad (50)$$

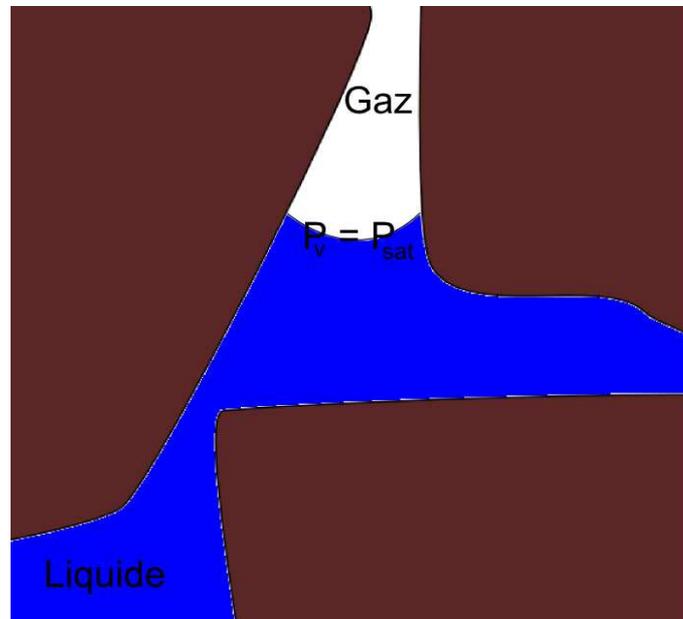


Figure 15 : Equilibre liquide/gaz à l'échelle du pore.

Cette formule est valable uniquement dans la gamme de températures [274K , 373K], ce qui correspond à la gamme de température habituellement rencontrée dans le déchet au cours du compostage.

Au sein des andains de compost en cours de fermentation, l'élévation de la température sous l'effet de l'activité biologique aérobie et le balayage du milieu par un gaz dont la pression partielle en eau est inférieure à la pression partielle d'équilibre peut engendrer le déplacement de l'équilibre de masse entre les phases liquide et gaz qui existe à leur interface. Pour rééquilibrer le système, l'eau de la phase liquide est vaporisée et cette réaction endothermique se traduit par une perte de chaleur du système.

3.2.5. Notion d'équilibre local

Lors du développement du modèle macroscopique, il est aussi important, en abordant le modèle macroscopique, d'évoquer les hypothèses d'équilibre local et de non équilibre local, déjà présentées en partie dans les sections 2.2.1 et 2.2.2. L'équilibre local (Figure 16 (a)) est une situation où, sur un certain volume moyenné, les variations dans toutes les phases d'une variable transportée donnée ne sont pas significatives. En d'autres termes, les fluctuations autour de cette moyenne ne sont pas importantes et peuvent être négligées, et la valeur de la quantité moyennée est proche de la valeur de la quantité à l'échelle microscopique. Cette hypothèse peut être faite quand certains nombres adimensionnels reliés au flux (par exemple, le nombre de Péclet permet de comparer les temps de diffusion et de convection) et aux réactions (par exemple, le nombre de Damköhler permet de comparer les temps de diffusion et de réaction chimique) sont inférieurs à l'unité (se référer à Golfier *et al.*, 2009) et la discussion à propos de la validité du modèle abordée dans ces travaux). Pour illustrer ce concept dans le cas du séchage, il est nécessaire de considérer les relations aux interfaces pour les concentrations en eau dans les différentes phases. Dans le cas de l'eau, les concentrations à l'échelle du pore sont liées par une contrainte d'équilibre thermodynamique

3. Développement du nouveau modèle mathématique de compostage

à l'interface liquide/gaz. En raison de la situation d'équilibre local, cette relation d'équilibre thermodynamique est également valable pour les concentrations moyennes puisque les fluctuations de ces concentrations sont considérées comme négligeables.

Au contraire, quand le flux et les réactions génèrent des variations à l'échelle locale importante sur le volume moyenné (Figure 16 (b)), l'hypothèse d'équilibre local n'est plus valide et une approche non-équilibre local doit être utilisée. Il y a plusieurs façons de traiter ce genre de problème (modèles couplant échelle macroscopique/échelle microscopique ou modèles mixtes, modèles à N -équations à l'échelle macroscopique plus ou moins complexes, etc.). Le lecteur pourra trouver une discussion sur les différentes approches, pour un problème de transport générique, et leurs domaines de validité dans Davit *et al.*, 2010).

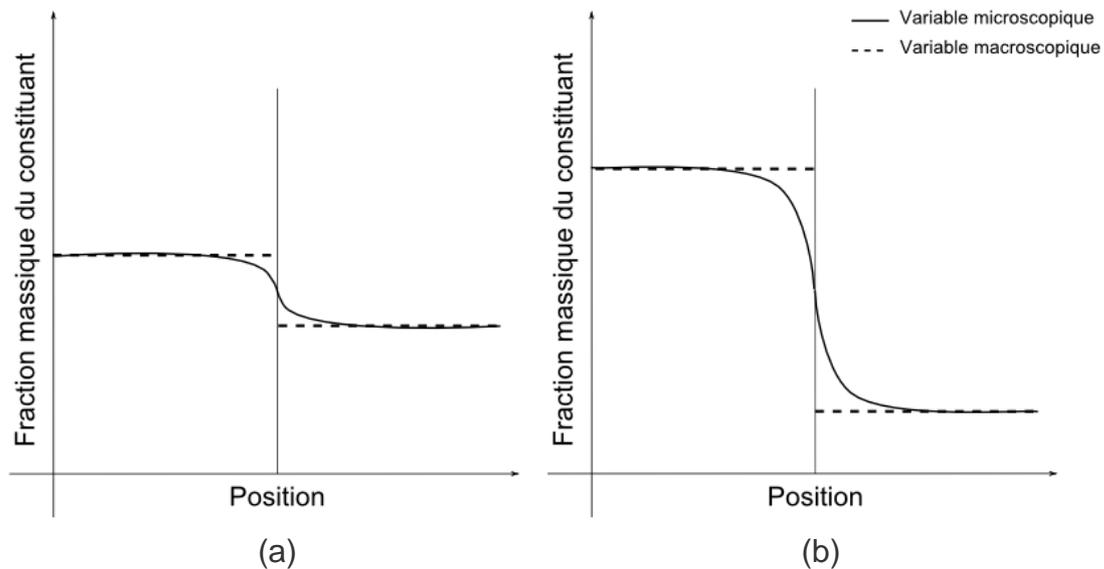


Figure 16 : (a) Cas où l'hypothèse d'équilibre local est valide : le gradient de fraction massique est faible et la variable macroscopique prend bien en compte les variations à l'échelle microscopique – (b) Cas où l'hypothèse d'équilibre local n'est pas valide : le gradient de fraction massique est fort et la variable macroscopique ne prend bien en compte les variations à l'échelle microscopique.

3.3. EQUATIONS A L'ECHELLE MACROSCOPIQUE

Le but de cette partie n'est pas de redémontrer comment, à partir des équations à l'échelle microscopique, il est possible, via les techniques de changement d'échelle, d'obtenir un jeu d'équations à l'échelle macroscopique. Ce travail a déjà été réalisé dans la littérature (Quintard & Whitaker, 1994 ; Chenu, 2007) dans le cadre du développement de modèles de transfert réactif en milieux poreux hétérogènes. L'objectif, ici, est donc simplement d'informer le lecteur sur l'origine de la forme des équations utilisées pour le modèle à l'échelle macroscopique et de justifier l'expression de certains termes.

3.3.1. Transferts de masse

3.3.1.1. Espèces majoritairement présentes dans la phase gaz

Les expressions obtenues à l'échelle de Darcy pour les phases gaz et liquide ont été sommées pour obtenir l'équation (51).

$$\frac{\partial [\varepsilon_g \rho_g \omega_{i,g} + \varepsilon_l \rho_l \omega_{i,l}]}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_g \omega_{i,g} \mathbf{u}_g + \rho_l \omega_{i,l} \mathbf{u}_l) = \nabla \cdot [\varepsilon_g \rho_g \mathcal{D}_{i,g}^* \cdot \nabla \omega_{i,g} + \varepsilon_l \rho_l \mathcal{D}_{i,l}^* \cdot \nabla \omega_{i,l}] + \dot{m}_{gb,i} + \dot{m}_{lb,i} \quad (51)$$

Une expression similaire est obtenue pour la phase biofilm (équation (52)).

$$\frac{\partial[\varepsilon_b \rho_b \omega_{i,b}]}{\partial t} = \nabla \cdot [\varepsilon_b \rho_b \mathcal{D}_{i,b}^* \cdot \nabla \omega_{i,b}] - \dot{m}_{gb,i} - \dot{m}_{lb,i} + \varepsilon_b r_i \quad (52)$$

Les termes $\dot{m}_{\varphi_1 \varphi_2, i}$ sont des termes d'échange entre les phases φ_1 et φ_2 pour une espèce i . Ces termes sont issus du changement d'échelle (Chenu, 2007). L'expression des vitesses \mathbf{u}_g et \mathbf{u}_l est donnée dans la section 3.3.1.4.

L'apparition du terme de diffusion effective \mathcal{D}^* (on verra plus loin que le nombre de Péclet est en règle générale inférieur à l'unité, à l'échelle du pore, ce qui justifie que l'on ne parle pas de dispersion dans ce travail, mais seulement de diffusion effective) provient de l'expression des flux diffusifs dans chacune des phases considérées. En effet, dans les phases liquide et biofilm, il est considéré que l'eau est le constituant principal et que tout autre constituant dans l'une de ces deux phases se comporte comme un traceur, ces flux diffusifs peuvent être exprimés à l'aide d'une loi de Fick appliquée à une solution infiniment diluée (équation (53)).

$$\mathbf{j}_{i,\varphi} = -\varepsilon_\varphi \rho_\varphi \mathcal{D}_{i,\varphi}^* \cdot \nabla \omega_{i,\varphi} \quad (53)$$

où $\mathcal{D}_{i,\varphi}^*$ est le tenseur de diffusion (ou dispersion) effectif pour le constituant i dans la phase φ , que l'on exprimera le plus souvent par l'expression donnée dans l'équation (54),

$$\mathcal{D}_{i,\varphi}^* = \frac{D_{i,\varphi}}{\tau_{t,\varphi}} \mathbf{I} \quad (54)$$

en négligeant la dispersion, et où $D_{i,\varphi}$ est le coefficient de diffusion moléculaire et $\tau_{t,\varphi}$ la tortuosité.

Enfin, une hypothèse forte est faite ici : l'hypothèse d'équilibre local thermodynamique est supposée entre les phases gaz et liquide pour les espèces gazeuses. Cette hypothèse a déjà été explicitée dans les sections 2.2.1, 2.2.2 et 3.2.5, et signifie que les relations d'équilibres thermodynamiques valables sur les interfaces à l'échelle du pore sont valables à l'échelle de Darcy pour les grandeurs macroscopiques. En règle générale, lorsque les phénomènes de transport sont couplés à des réactions de consommation ou de production dans l'une des phases considérées, la condition nécessaire et suffisante pour vérifier l'hypothèse d'équilibre local est de se trouver dans la situation où les nombres de Péclet et de Damköhler sont faibles (Chenu, 2007). De manière générale, le coefficient de diffusion des espèces (O_2 , CO_2 , N_2) dans la phase gaz est de l'ordre de $10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$. La taille caractéristique de pore varie dans une gamme comprise entre 10^{-3} et 10^{-2} m (Raichura & McCartney, 2006) et la vitesse d'injection varie entre 10^{-4} et 10^{-2} $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ (Nakayama *et al.*, 2007 ; Zhang *et al.*, 2010). De plus, les coefficients de réaction sont de l'ordre de 10^{-4} s^{-1} (Mohajer *et al.*, 2010). L'équation (55) traduit ces considérations.

$$Pe = \frac{L u_\varphi}{D_{i,\varphi}} \leq 1$$

$$Da = \frac{L^2 r_i}{D_i \rho_\varphi} \ll 1 \quad (55)$$

D'après ces inégalités, il semblerait que le nombre de Damköhler réponde aux exigences requises pour que l'hypothèse d'équilibre local soit valide. Ceci est plus difficile à statuer concernant le nombre de Péclet. Certaines conditions peuvent amener à avoir un

3. Développement du nouveau modèle mathématique de compostage

nombre de Péclet de l'ordre de l'unité. Cependant, si l'on considère que, dans le cas des processus de compostage, la taille des pores au sein des déchets n'excède pas le centimètre, il est alors possible de supposer que l'hypothèse d'équilibre local est vérifiée pour l'ensemble des phases. Néanmoins, des mesures a posteriori sont nécessaires pour valider cette hypothèse.

Puisque l'hypothèse d'équilibre local est supposée, la relation entre les concentrations locales à l'interface, à l'échelle microscopique, des phases gaz et liquide pour l'oxygène, le dioxyde de carbone, et l'azote, est valable dans tout le volume à l'échelle macroscopique. Cette relation est donnée par une expression du type loi de Henry, comme le montre l'équation (56).

$$\omega_{i,l} = \mu_i \omega_{i,g} \quad (56)$$

L'utilisation de (56) dans (51) donne l'équation (57).

$$\begin{aligned} \frac{\partial [(\varepsilon_g \rho_g + \varepsilon_l \rho_l \mu_i) \omega_{i,g}]}{\partial t} + \nabla \cdot [(\rho_g \mathbf{u}_g + \rho_l \mu_i \mathbf{u}_l) \omega_{i,g}] = \\ \nabla \cdot [(\varepsilon_g \rho_g \mathcal{D}_{i,g}^* + \varepsilon_l \rho_l \mu_i \mathcal{D}_{i,l}^*) \cdot \nabla \omega_{i,g}] + \dot{m}_{g,b,i} + \dot{m}_{l,b,i} \end{aligned} \quad (57)$$

3.3.1.2. Cas spécifique de l'eau

Puisque l'eau est le constituant majoritaire dans les phases biofilm et liquide, les gradients de concentration en eau dans chacune de ces phases sont faibles. Ainsi, les termes diffusifs dans ces phases sont négligés dans les équations (59) et (60). Ce terme est, en revanche, présent dans la phase gaz.

$$\begin{aligned} \frac{\partial \varepsilon_g \rho_g \omega_{H_2O,g}}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_g \omega_{H_2O,g} \mathbf{u}_g) = \nabla \cdot (\varepsilon_g \rho_g \mathcal{D}_{H_2O,g}^* \cdot \nabla \omega_{H_2O,g}) \\ + \dot{m}_{g,l,H_2O} + \dot{m}_{g,b,H_2O} \end{aligned} \quad (58)$$

$$\frac{\partial \varepsilon_l \rho_l \omega_{H_2O,l}}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_l \omega_{H_2O,l} \mathbf{u}_l) = -\dot{m}_{g,l,H_2O} + \dot{m}_{l,b,H_2O} + \dot{m}_{l,s,H_2O} \quad (59)$$

$$\frac{\partial \varepsilon_b \rho_b \omega_{H_2O,b}}{\partial t} = -\dot{m}_{g,b,H_2O} - \dot{m}_{l,b,H_2O} + \dot{m}_{b,s,H_2O} + \varepsilon_b r_{H_2O} \quad (60)$$

$$\frac{\partial \varepsilon_s \rho_s \omega_{H_2O,s}}{\partial t} = -\dot{m}_{l,s,H_2O} - \dot{m}_{b,s,H_2O} \quad (61)$$

3.3.1.3. Substrat solide

L'évolution du substrat solide est régit par les équations (62) et (63). Comme évoqué dans la section 3.2.1.3, le flux diffusif est considéré non nul seulement dans la phase biofilm. Un terme d'échange apparaît entre les phases biofilm et solide.

$$\frac{\partial \varepsilon_b \rho_b \omega_{k,b}}{\partial t} = \nabla \cdot (\varepsilon_b \rho_b \mathcal{D}_{k,b}^* \cdot \nabla \omega_{k,b}) + \dot{m}_{b,s,k} + \varepsilon_b r_k \quad (62)$$

$$\frac{\partial \varepsilon_s \rho_s \omega_{k,s}}{\partial t} = -\dot{m}_{b,s,k} \quad (63)$$

3.3.1.4. Equations de conservation de la masse totale dans chacune des phases, et vitesse de Darcy

Les équations de conservation de la masse sont une fois de plus les sommes des équations de l'ensemble des constituants présents dans chacune des phases. Les vitesses moyennes issues du processus de changement d'échelle dans chacune des phases mobiles sont données par des équations de Darcy généralisé (64) et (66). Ces vitesses sont appelées vitesses de Darcy et sont spécifiques au milieu poreux. L'obtention de la forme de ces vitesses à l'échelle macroscopique est détaillée dans les références suivantes : Whitaker, 1986), Auriault & Bonnet, 1987), Lasseux *et al.*, 1996), Hassanizadeh & Gray, 1987) ou Hilfer, 1998).

$$\frac{\partial \varepsilon_g \rho_g}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_g \mathbf{u}_g) = \sum_{i \in g} (\dot{m}_{gl,i} + \dot{m}_{gb,i}) \quad (64)$$

$$\mathbf{u}_g = -\frac{\kappa_g}{\varepsilon_g \eta_g} \cdot (\nabla P_g - \rho_g \mathbf{g}) \quad (65)$$

$$\frac{\partial \varepsilon_l \rho_l}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_l \mathbf{u}_l) = \sum_{i \in l} (-\dot{m}_{gl,i} + \dot{m}_{lb,i}) \quad (66)$$

$$\mathbf{u}_l = -\frac{\kappa_l}{\varepsilon_l \eta_l} \cdot (\nabla P_l - \rho_l \mathbf{g}) \quad (67)$$

$$\frac{\partial \varepsilon_b \rho_b}{\partial t} = \sum_{i \in b} (-\dot{m}_{gb,i} - \dot{m}_{lb,i} + \dot{m}_{bs,i} + \varepsilon_b r_i) \quad (68)$$

$$\frac{\partial \varepsilon_s \rho_s}{\partial t} = -\sum_{i \in s} \dot{m}_{b,s,i} \quad (69)$$

3.3.2. Transferts de chaleur

La technique de changement d'échelle a aussi été appliquée aux équations de la chaleur à l'échelle microscopique dans chacune des phases. Les équations obtenues ont ensuite été sommées. Cette somme est exprimée dans l'équation (70).

$$\begin{aligned} & \frac{\partial (\varepsilon_g \rho_g C_{pg} T_g + \varepsilon_l \rho_l C_{pl} T_l + \varepsilon_b \rho_b C_{pb} T_b + \varepsilon_s \rho_s C_{ps} T_s)}{\partial t} \\ & + \varepsilon_g \rho_g C_{pg} \mathbf{u}_g \cdot \nabla T_g + \varepsilon_l \rho_l C_{pl} \mathbf{u}_l \cdot \nabla T_l = \nabla \cdot (\lambda_g \nabla T_g + \lambda_l \nabla T_l + \lambda_b \nabla T_b + \lambda_s \nabla T_s) \quad (70) \\ & + \varepsilon_b r_T + \dot{m}_{gl,H_2O} \Delta H_{vap} \end{aligned}$$

De la même façon que l'hypothèse d'équilibre thermodynamique local a été faite pour les espèces gazeuses (excepté l'eau, ce qui sera discuté dans la section 3.3.3.1), l'hypothèse d'équilibre thermique local est faite ici (déjà présentée dans les sections 2.2.1, 2.2.2 et 3.2.5). Les conditions d'utilisation de l'hypothèse d'équilibre thermique local ne seront pas détaillées

3. Développement du nouveau modèle mathématique de compostage

ici, mais compte tenu du fait qu'en règle générale, les temps caractéristiques des phénomènes de transfert de masse sont plus long que les temps associées au transport de chaleur, il est possible de considérer que le transfert de chaleur est quasi-instantané par rapport au transfert de masse, ce qui justifie l'utilisation de l'hypothèse d'équilibre thermique local. Il est donc supposé que tous les champs de températures à l'échelle macroscopique sont égaux : un seul champ de température peut alors être considéré. Les températures de chaque phase sont alors égales comme le montre l'équation (71).

$$T_g = T_l = T_b = T_s = T \quad (71)$$

Cette égalité permet d'écrire l'équation de conservation de la chaleur donnée par (72).

$$\frac{\partial(\varepsilon_g \rho_g C_{pg} + \varepsilon_l \rho_l C_{pl} + \varepsilon_b \rho_b C_{pb} + \varepsilon_s \rho_s C_{ps})T}{\partial t} + (\varepsilon_g \rho_g C_{pg} \mathbf{u}_g + \varepsilon_l \rho_l C_{pl} \mathbf{u}_l) \cdot \nabla T = \nabla \cdot (\lambda_e^* \nabla T_g) + \varepsilon_b r_T + \dot{m}_{g,l,H_2O} \Delta H_{vap} \quad (72)$$

Enfin, plusieurs hypothèses sont maintenant faites avant d'obtenir le modèle macroscopique final.

3.3.3. Hypothèses utilisées pour le modèle final

L'hypothèse d'équilibre local chimique pour les espèces gaz, excepté pour l'eau, et l'hypothèse d'équilibre local thermique ont été appliquées, comme dans la majorité des modèles de compostage de la littérature. Néanmoins, le choix de l'hypothèse d'équilibre local ou non équilibre local pour l'eau doit être discuté. Il est également nécessaire de déterminer l'expression de la fraction massique d'eau gaz à l'équilibre. Il convient aussi, en tout cas dans un premier temps, de simplifier l'approche faite concernant le biofilm. Enfin, certaines hypothèses doivent être faites pour simplifier le modèle pour une première approche.

3.3.3.1. Validité de l'hypothèse EL pour l'eau

Comme cela a déjà été présenté pour les équilibres chimiques des constituants O₂ et CO₂ et pour les équilibres thermiques, la notion d'équilibre thermodynamique local pour le constituant eau doit être étudiée. Considérons que t_{diff} est le temps caractéristique de diffusion du gaz durant le compostage et t_{conv} le temps caractéristique de convection du gaz, avec le coefficient de diffusion de l'eau vapeur égal à $D \approx 10^{-5} m^2.s^{-1}$. Les mêmes caractéristiques et conditions du milieu que celles décrites dans 3.3.1.1 sont utilisées, à savoir : la taille caractéristique de pore varie dans une gamme comprise entre 10⁻³ et 10⁻² m (Raichura & McCartney, 2006) et la vitesse d'injection varie entre 10⁻⁴ et 10⁻² m.s⁻¹ (Nakayama *et al.*, 2007 ; Zhang *et al.*, 2010). De la même façon que dans la section 3.3.1.1, le nombre de Damköhler est très inférieur à 1. Si les dimensions et vitesses caractéristiques sont telles que $l \approx 10^{-3} m$ et $v \approx 10^{-3} m.s^{-1}$, les temps caractéristiques sont alors estimés à la valeur présentée par l'équation (73).

$$t_{diff} \propto \frac{l^2}{D} = 0.1 s$$

$$t_{conv} \propto \frac{l}{v} = 1 s$$
(73)

Ces considérations permettent de mettre en évidence que le temps de diffusion est plus petit que le temps de convection, soit un nombre de Péclet inférieur à l'unité ($Pe < 1$). Par conséquent, dans ce cas, l'utilisation de l'hypothèse d'équilibre local semble justifiée.

Néanmoins, si la longueur caractéristique du milieu est plutôt de l'ordre du centimètre ($1 \approx 10^{-2}$ m), ce qui peut être le cas pour les déchets à composter, les temps de diffusion et de convection sont alors du même ordre de grandeur et l'hypothèse d'équilibre local ne peut alors pas être correctement justifiée. Une modification de la vitesse d'injection engendrerait la même conclusion (pour $v \approx 10^{-4}$ m.s⁻¹, les temps caractéristiques de diffusion et de convection sont aussi du même ordre de grandeur). De plus, en considérant l'hétérogénéité importante des déchets et les différences qui peuvent exister d'un procédé de compostage à l'autre, il est possible de conclure que la nature équilibre local (EL) ou non-équilibre local (NEL) du changement de phase de l'eau dépend directement des caractéristiques du déchet à composter et du procédé de traitement. De plus, comme la nature EL et NEL du changement de phase dépend fortement de la vitesse locale de la phase gaz. Il est donc tout à fait envisageable d'avoir des zones du milieu avec un changement de phase du constituant eau dans des conditions d'équilibre local alors que d'autres zones sont dans des conditions de non-équilibre local.

Par conséquent, il est difficile en l'état de déterminer la nature équilibre local ou non-équilibre local du changement de phase de l'eau. Néanmoins, en faisant la même hypothèse que dans la section 3.3.1.1, i.e., s'il est supposé que la taille caractéristique des pores au sein des déchets à composter n'excède pas un centimètre, il peut alors être considéré dans cette étude que l'équilibre liquide/gaz est quasiment instantané. Des expériences supplémentaires doivent être réalisées pour confirmer ou invalider cette hypothèse. Enfin, l'implémentation numérique des approches équilibre local et non-équilibre local sera discutée dans la section 3.5.1.

3.3.3.2. Expression de la fraction massique d'eau gaz à l'équilibre

Ayant obtenu la forme macroscopique des équations, il est maintenant important de bien définir la fraction volumique d'eau gaz à l'équilibre, $\omega_{H_2O,g,eq}$, afin de bien prendre en compte le phénomène de séchage. Ce terme permettra de définir l'échange de matière entre la phase gaz et la phase liquide pour l'eau, ainsi que la perte ou le gain de chaleur du à cet échange. Pour cela, il est primordial de comprendre comment le séchage agit sur une matrice poreuse humide et comment l'équilibre entre les phases gaz et liquide pour l'eau peut être pris en compte à l'échelle macroscopique.

Comme explicité dans la section 3.2.4, le séchage en milieu poreux est principalement contrôlé par les conditions d'équilibre (relation entre la teneur en eau du matériau et la concentration de vapeur dans la phase gaz) qui nécessitent de modifier la pression de vapeur d'équilibre pour prendre en compte les effets de courbure d'interface et d'adsorption, pouvant être décrits classiquement à l'aide des isothermes de sorption.

Considérant l'équilibre de l'air avec un milieu poreux contenant de l'eau à l'échelle de Darcy, l'équilibre entre l'eau liquide présente dans le milieu et l'air en contact n'est pas le même que celui observé pour de l'eau pure (Mujumdar, 2007). En effet, les caractéristiques de rétention de l'eau du milieu poreux engendrent une diminution de la pression partielle de vapeur de l'air en contact. Dans ce cas, la structure poreuse du milieu peut engendrer une modification de l'équilibre habituellement observé pour les contacts liquide/gaz. La pression partielle de vapeur en contact avec le milieu poreux humide peut donc être différente de la pression de vapeur saturante. L'humidité relative (ou la pression partielle de vapeur) du gaz en contact avec le milieu est fortement dépendante de la teneur en eau du matériau. En effet, lorsque la teneur en eau est très importante, le matériau peut avoir un comportement relativement proche de l'eau liquide pure. L'activité de l'eau (et donc l'humidité relative)

3. Développement du nouveau modèle mathématique de compostage

dans le gaz en contact est alors égale à 1. En revanche, lorsque la teneur en eau du milieu poreux diminue, l'humidité relative du gaz en contact diminue. Les courbes représentant l'évolution de l'humidité relative du gaz en contact avec un milieu poreux donné en fonction de sa teneur en eau sont caractéristiques du milieu pour une température donnée et sont appelées « isothermes de sorption ». Il convient de noter que ces courbes peuvent présenter un phénomène d'hystérésis selon qu'elles aient été déterminées par absorption progressive ou désorption progressive (Figure 17).

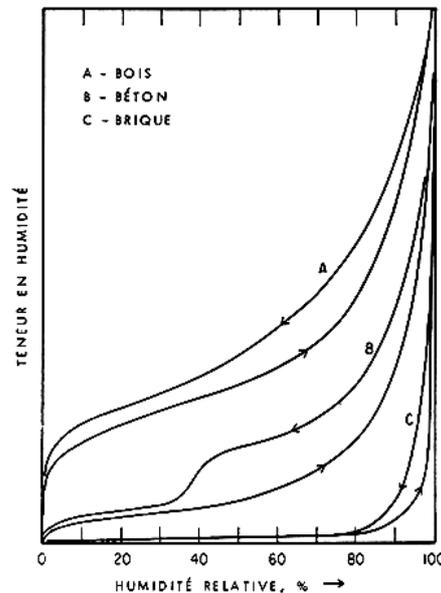


Figure 17. Courbes de sorption caractéristiques de différents matériaux de construction (Serada et Feldman, 1973).

La forme des isothermes de sorption peut donner une indication concernant la difficulté à sécher le matériau dans des conditions de température données. La détermination expérimentale de ces courbes est généralement réalisée en plaçant l'échantillon dans une enceinte contrôlée en température et en humidité. Différents paliers d'humidité sont appliqués à l'échantillon, et la masse de l'échantillon est suivie en temps réel. La masse à l'équilibre de l'échantillon atteinte pour chaque palier d'humidité permet de tracer l'isotherme de sorption ou de désorption selon que ces paliers sont appliqués avec des humidités croissantes ou décroissantes. Le principal inconvénient de ce type de méthode concerne le temps nécessaire (quelques heures à plusieurs mois en fonction du matériau et de la teneur en eau) à l'établissement des différents paliers d'équilibre (Bellur *et al.*, 2009 ; Wadso *et al.*, 2004).

De telles expériences n'ont pas été réalisées dans le cadre de nos travaux, et, en l'absence de données spécifiques, l'équation pour l'isotherme de sorption utilisée dans notre modèle est celle suggérée par Oswin, 1946), dont l'expression est donnée par l'équation (74).

$$RH = \frac{\left(\frac{MC}{A(1-MC)} \right)^{\frac{1}{B}}}{1 + \left(\frac{MC}{A(1-MC)} \right)^{\frac{1}{B}}} \quad (74)$$

La Figure 18 représente une isotherme de sorption pour le bois à partir de cette expression.

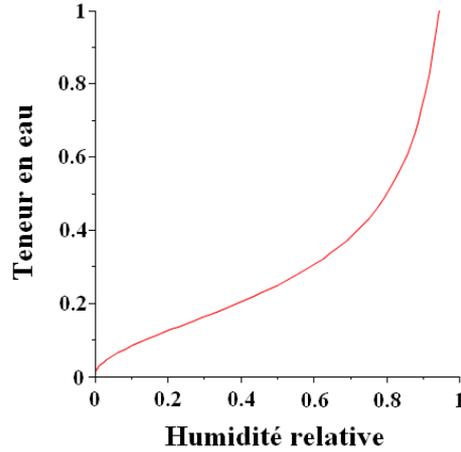


Figure 18 : Exemple d'isotherme de sorption pour le bois à partir de l'expression de Oswin (1946) ($A=0.25$; $B=0.5$).

L'humidité relative RH peut être décrite par l'équation (75).

$$RH = \frac{P_{p,vap}}{P_{sat}} \quad (75)$$

$P_{p,vap}$ est la pression partielle de vapeur (Pa) et P_{sat} est la pression de vapeur saturante (Pa) décrite par l'équation (49).

La pression partielle de vapeur est définie par l'équation (76).

$$P_{p,vap} = x_{H_2O,g} P_g \quad (76)$$

$x_{H_2O,g}$ est la fraction molaire d'eau dans la phase gaz (-), et P_g est la pression totale (Pa).

Les fractions massique et molaire sont reliées via l'équation (77).

$$\omega_{H_2O,g} = x_{H_2O,g} \frac{M_{H_2O}}{M} \quad (77)$$

M_{H_2O} est la masse molaire de l'eau (g.mol^{-1}) et M la masse molaire totale de la phase gaz (g.mol^{-1}) qui peut s'écrire via l'expression donnée par (78).

$$M = \frac{1}{\sum_{i=1}^n \frac{\omega_{i,g}}{M_i}} \quad (78)$$

i représentant chaque espèce dans la phase gaz.

La fraction massique d'eau vapeur à l'équilibre est alors donnée par l'équation (79).

$$\omega_{H_2O,g,eq} = \frac{P_{p,vap}}{P_g} M_{H_2O} \sum_{i=1}^n \frac{\omega_{i,g}}{M_i} \quad (79)$$

En multipliant par $\frac{P_{sat}}{P_{sat}}$, le terme RH apparaît. A l'équilibre, la fraction massique d'eau dans la phase gaz à l'équilibre est alors donnée par l'équation (80).

$$\omega_{H_2O,g,eq} = \frac{P_{sat}}{P_g} M_{H_2O} \sum_{i=1}^n \frac{\omega_{i,g}}{M_i} RH \quad (80)$$

Ceci permet de relier la concentration dans la phase gaz avec la teneur en eau.

3. Développement du nouveau modèle mathématique de compostage

3.3.3.3. Hypothèse sur le biofilm

Le biofilm est un milieu complexe dont la structure et les propriétés intrinsèques sont encore peu connues. La plupart de ses propriétés effectives sont très difficiles à estimer, estimation rendue encore plus difficile par l'hétérogénéité du milieu. Cependant, comme dans Chenu, 2007), la fraction volumique des biofilms dans les milieux poreux étudiés est considérée faible. De ce fait, les équations (52), (60), (62) et (68) peuvent être simplifiée et remplacée par le système d'équations (81).

$$\begin{aligned}
 \forall i \in g, \varepsilon_b r_i &= \dot{m}_{gb,i} + \dot{m}_{lb,i} \\
 \forall k \in s, \varepsilon_b r_k &= -\dot{m}_{bs,k} \\
 \varepsilon_b r_{H_2O} &= -\dot{m}_{gb,H_2O} - \dot{m}_{lb,H_2O} + \dot{m}_{bs,H_2O} \approx \dot{m}_{bs,H_2O} \\
 \sum_{i \in b} \varepsilon_b r_i &= \sum_{i \in b} (\dot{m}_{gb,i} + \dot{m}_{lb,i} - \dot{m}_{bs,i})
 \end{aligned} \tag{81}$$

Cette approche permet de traiter la phase biofilm comme le lieu de l'ensemble des mécanismes biologiques, et de simplifier également le transport au sein de cette phase.

En plus de ces hypothèses, quelques simplifications sont apportées au modèle.

3.3.3.4. Simplification du modèle

- Il sera considéré que la vitesse d'écoulement de la phase liquide est nulle, ce qui se traduit par la relation (82).

$$\mathbf{u}_l = 0 \tag{82}$$

Ceci se justifie par le fait que, en règle générale, il y a peu d'écoulement de lixiviat sur les sites de compostage, le liquide étant piégé dans la matrice poreuse. Néanmoins, les écoulements conjoints de gaz et de liquide pourront être appréhendés de façon spécifique lors du développement d'une version future du modèle.

- La notation des termes provenant de la réaction de biodégradation est explicitée par (83).

$$\begin{aligned}
 \varepsilon_b r_i &= R_i \\
 \varepsilon_b r_{H_2O} &= R_{H_2O} \\
 \varepsilon_b r_T &= R_T
 \end{aligned} \tag{83}$$

- Ensuite, dans un souci de simplification, et au vu des faibles concentrations des espèces gazeuses dans la phase liquide, la dissolution des espèces gazeuses (oxygène, dioxyde de carbone et azote) dans la phase liquide est négligée. Ainsi, tous les termes d'échange entre les phases gaz et liquide pour ces espèces seront nuls, les flux diffusifs de ces espèces dans la phase liquide seront également nuls, ce qui se traduit par (84).

$$\omega_{i,l} = 0 \tag{84}$$

La phase liquide est donc exclusivement composée d'eau. La masse volumique de la phase liquide est supposée constante.

- Enfin, la diffusion effective des espèces dans la phase gaz sera considérée isotrope.

3.4. BILAN : PRESENTATION DU MODELE MACROSCOPIQUE UTILISE

Dans cette partie, le bilan des discussions présentées précédemment permet d'obtenir le système d'équation utilisée dans l'outil de simulation numérique du comportement des procédés de compostage. Le modèle prend en compte le transport des espèces gaz et liquide et de la chaleur dans le milieu poreux constitué de déchets. Il intègre également les mécanismes biologiques régissant la biodégradation de la matière organique. Il a été établi de façon générale dans la section 3.3. Prenant en compte les hypothèses énoncées dans la section 3.3.3, le modèle mathématique final est maintenant mis en place.

Dans le modèle présenté ci-dessous, la teneur en eau, $\omega_{H_2O,l}$, est définie comme le pourcentage de matière humide dans le déchet, ou bien comme l'humidité absolue, comme le montre l'équation (85).

$$\omega_{H_2O,l} = \frac{m_{eau}}{m_{seche}} \quad (85)$$

C'est cette formulation qui sera considérée dans la suite de nos travaux.

L'équation de conservation de la masse dans la phase gaz est décrite par l'équation (1).

$$\frac{\partial(\varepsilon_g \rho_g)}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_g \mathbf{u}_g) = \dot{m} + R_{O_2} + R_{CO_2} \quad (86)$$

\mathbf{u}_g est la vitesse de Darcy donnée par l'équation (87).

$$\mathbf{u}_g = -\frac{K_a}{\eta_g} (\vec{\nabla} P_g - \rho_g \vec{g}) \quad (87)$$

Dans l'équation (86), \dot{m} est le terme d'échange entre la phase gaz et la phase liquide pour l'eau, échange lié au phénomène de séchage (évaporation/condensation). R_{O_2} et R_{CO_2} sont les termes de consommation d'oxygène et de production de dioxyde de carbone liés à l'activité biologique.

La phase gaz se comporte comme un gaz parfait, et il est alors possible d'utiliser l'équation (88).

$$\rho_g = \frac{P_g M}{RT} \quad (88)$$

La conservation de la masse pour chaque espèce i dans la phase gaz est donnée par l'équation (89).

$$\frac{\partial(\varepsilon_g \rho_g \omega_{i,g})}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_g \mathbf{u}_g \omega_{i,g}) = \nabla \cdot (\varepsilon_g \rho_g \mathcal{D}_{i,g}^* \cdot \nabla \omega_{i,g}) + R_i \quad (89)$$

où $i = O_2, N_2, CO_2$ ($R_{N_2} = 0$).

L'équation pour l'eau vapeur est donnée par l'équation (90).

3. Développement du nouveau modèle mathématique de compostage

$$\frac{\partial(\varepsilon_g \rho_g \omega_{H_2O,g})}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_g \mathbf{u}_g \omega_{H_2O,g}) = \nabla \cdot (\varepsilon_g \rho_g \mathbf{D}_{H_2O,g}^* \cdot \nabla \omega_{H_2O,g}) + \dot{m}_{gl,H_2O} \quad (90)$$

L'eau peut être présente dans la phase gaz, mais elle se trouve principalement dans la phase liquide et solide où la conservation de la masse d'eau est décrite par l'équation (91).

$$\frac{\partial(\varepsilon_l \rho_l \omega_{H_2O,l})}{\partial t} = -\dot{m}_{gl,H_2O} + R_{H_2O} \quad (91)$$

Comme explicité ci-dessus, nous faisons ici l'hypothèse restrictive que l'eau liquide est immobile étant donné les faibles saturations de la matrice poreuse. Cette approximation se base sur les observations faites sur les plateformes de compostage : comparé à l'eau initialement présente dans le déchet, peu de lixiviat est produit. R_{H_2O} est le terme de production d'eau lié à la dégradation de la matière organique.

Ayant fait l'hypothèse d'équilibre local pour le transfert de chaleur, l'équation de la chaleur est donnée par :

$$\left(\varepsilon_g \rho_g C_{pg} + \varepsilon_l \rho_l C_{pl} + \varepsilon_s \rho_s C_{ps} \right) \frac{\partial T}{\partial t} + \varepsilon_g \rho_g C_{pg} \mathbf{u}_g \cdot \nabla T = \nabla \cdot (\lambda^* \nabla T) - \dot{m}_{gl,H_2O} \Delta H_{vap} + R_T \quad (92)$$

ΔH_{vap} est l'enthalpie de vaporisation de l'eau et R_T est la production de chaleur liée à l'activité biologique.

Enfin, le modèle employé pour décrire l'évolution de la matière organique ne se veut ni trop simple ni trop complexe. La complexité des modèles biologiques tient particulièrement du nombre de populations bactériennes et du fractionnement du substrat considérés (2.2.9). Le modèle utilisé ici est inspiré des travaux de Pommier *et al.*, (2008). La matière organique est divisée en trois fractions solides : une première rapidement hydrolysable (X_{Rb} ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$)), une deuxième lentement hydrolysable (X_{Sb} ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$)), et une troisième inerte (X_I ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$)). Les substrats rapidement et lentement biodégradables sont hydrolysés dans la phase biofilm, générant alors une fraction rapidement assimilable par les bactéries, S_r ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$). C'est cette fraction qui est directement consommée par les bactéries. Une seule population est considérée, appelée X_a ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$). La croissance bactérienne est modélisée par une équation de type Monod avec une limitation par la quantité de S_r disponible. Ces micro-organismes consomment également de l'oxygène (terme de consommation noté R_{O_2}) et produisent du dioxyde de carbone (terme de production noté R_{CO_2}), de l'eau (terme de production noté R_{H_2O}) et de la chaleur (terme de production noté R_T). Le décès des micro-organismes est aussi pris en compte dans le modèle, générant, dans une certaine proportion, du substrat rapidement hydrolysable (X_{Rb}), ainsi que des particules inertes (X_I). Tous ces mécanismes sont illustrés par la Figure 19 et décrits par les équations (93) à (97).

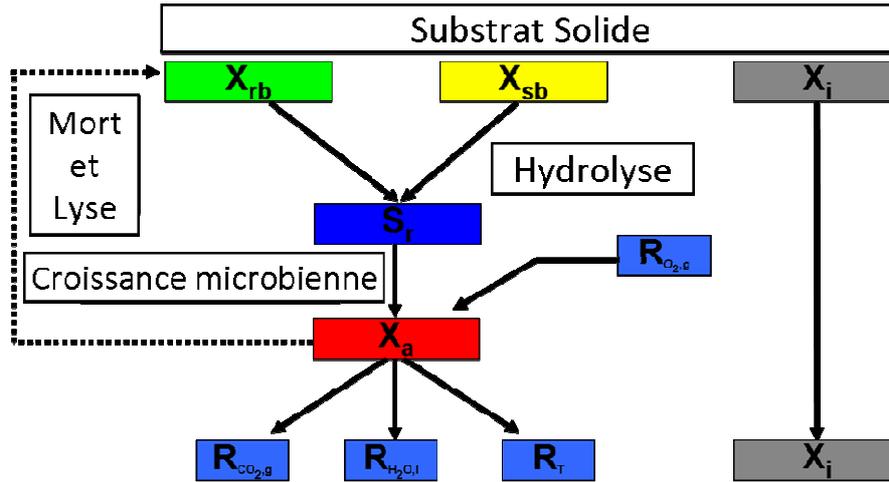


Figure 19 : Modèle biologique de biodégradation de la matière organique d'après les travaux de Pommier et al. (2008)

$$\frac{\partial X_{Rb}}{\partial t} = -\gamma_T \tau k_{Rh} X_{Rb} + \gamma_T \tau \varphi_{O_2} (1 - f_I) b X_a \frac{0.844}{0.706} \quad (93)$$

$$\frac{\partial X_{Sb}}{\partial t} = -\gamma_T \tau k_{Sh} X_{Sb} \quad (94)$$

$$\frac{\partial X_I}{\partial t} = \gamma_T \tau \varphi_{O_2} f_I b X_a \frac{0.844}{0.706} \quad (95)$$

$$\frac{\partial X_a}{\partial t} = \gamma_T \tau \varphi_{O_2} \mu_{\max} \frac{S_r}{K_{S_r} + S_r} X_a - \gamma_T \tau \varphi_{O_2} b X_a \quad (96)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial S_r}{\partial t} = & \gamma_T \tau k_{Rh} X_{Rb} \frac{0.9375}{0.844} + \gamma_T \tau k_{Sh} X_{Sb} \frac{0.9375}{0.844} \\ & - \gamma_T \tau \varphi_{O_2} \frac{\mu_{\max}}{Y_a} \frac{S_r}{K_{S_r} + S_r} X_a \frac{0.9375}{0.844} \end{aligned} \quad (97)$$

γ_T , τ et φ_{O_2} sont des termes de limitation de la biodégradation lié à la température (Rosso *et al.*, 1993), la teneur en eau (Pommier *et al.*, 2008) et la disponibilité en oxygène (Mason, 2008), décrits par les équations (98) à (100).

Les variables du modèle biologique sont généralement exprimées en masse de l'élément considéré sur la masse de matière sèche initiale. Pour le modèle développé ici, ces variables sont converties en masse volumique. Lors de cette conversion apparaissent des facteurs de conversion de chaque élément. L'inverse du facteur de conversion de la masse de rb , sb et i est égal à 0.844, 0.706 pour la masse de micro-organismes, et 0.9375 pour la masse de S_r .

$$\gamma_T = \frac{(T - T_{\max})(T - T_{\min})^2}{(T_{opt} - T_{\min}) \left[(T_{opt} - T_{\min})(T - T_{opt}) - (T_{opt} - T_{\max})(T_{opt} + T_{\min} - 2T) \right]} \quad (98)$$

for $T_{\min} < T < T_{\max}$

$$\tau = \begin{cases} 0 & \text{if } \omega_{H_2O,l} \leq \omega_{\min} \\ \frac{\omega_{H_2O,l} - \omega_{\min}}{\omega_{\max} - \omega_{\min}} & \text{if } \omega_{\min} < \omega_{H_2O,l} < \omega_{\max} \\ 1 & \text{if } \omega_{H_2O,l} \geq \omega_{\max} \end{cases} \quad (99)$$

$$\varphi_{O_2} = \frac{\omega_{O_2}}{K_{O_2} + \omega_{O_2}} \quad (100)$$

Les termes de production et de consommation sont décrits par les équations (101) à (104).

$$R_{O_2} = -\gamma_T \tau \varphi_{O_2} \left(\frac{1-Y_a}{Y_a} \right) \mu_{\max} \left(\frac{S_r}{K_{S_r} + S_r} \right) \frac{X_a}{0.706} \quad (101)$$

$$R_{CO_2} = \gamma_T \tau \varphi_{O_2} \left(\frac{Y_{CO_2}}{Y_a} \right) \mu_{\max} \left(\frac{S_r}{K_{S_r} + S_r} \right) \frac{X_a}{0.706} \quad (102)$$

$$R_T = \frac{4.6 \times 10^5}{M_{O_2}} \gamma_T \tau \varphi_{O_2} \left(\frac{1-Y_a}{Y_a} \right) \mu_{\max} \left(\frac{S_r}{K_{S_r} + S_r} \right) \frac{X_a}{0.706} \quad (103)$$

$$R_{H_2O} = \delta \gamma_T \tau \varphi_{O_2} \left(\frac{1-Y_a}{Y_a} \right) \mu_{\max} \left(\frac{S_r}{K_{S_r} + S_r} \right) \frac{X_a}{0.706} \quad (104)$$

3.5. DISCUSSION SUR LES HYPOTHESES D'EL ET DE NEL – VERIFICATION DE LA CONSISTANCE DU MODELE

Afin de réaliser les simulations numériques basées sur le système d'équations présenté dans 3.4, le logiciel COMSOL Multiphysics a été choisi. Trois travaux préliminaires sont alors réalisés. Tout d'abord, une discussion sur l'implémentation numérique du séchage dans le logiciel a été réalisée. En effet, la prise en compte de fronts raides (transition brutale d'une valeur de teneur en eau à une autre sur une très courte distance) se fait difficilement avec les méthodes numériques classiques. L'écriture non-équilibre local permettrait alors de lisser les fronts de séchage, facilitant ainsi les calculs. Les deux approches (équilibre local et non-équilibre local) sont alors testées (sections 3.5.1 à 3.5.4). Dans un second temps, la consistance du modèle est vérifiée, vis-à-vis du séchage et de la biodégradation (section 3.5.5). Enfin, l'impact du séchage sur la composition de l'air est étudié (section 3.5.6).

3.5.1. Implémentation spécifique : choix d'une approche numérique

D'après la discussion faite dans la section 3.3.3.1, l'hypothèse d'équilibre local thermodynamique pour l'eau a été supposée. Même si cette approche est considérée pour décrire le changement de phase de l'eau dans les cas étudié ici, il a été décidé de réaliser deux implémentations différentes du modèle conceptuel dans le logiciel : l'une selon l'hypothèse d'équilibre local (EL) (relation thermodynamique entre la concentration dans la phase vapeur et la teneur en eau) et l'autre selon l'hypothèse de non-équilibre local (NEL) (une équation pour chaque phase pour l'eau), et cela pour deux raisons. La première vient directement de la discussion faite dans la section 3.3.3.1 qui n'exclut pas formellement l'apparition de front de séchage NEL. La seconde raison découle de considérations numériques. Sous certaines conditions (valeurs initiales et conditions aux limites), le modèle EL produit des fronts raides

et discontinus. Afin d'éviter les problèmes numériques associés à ces situations, il est intéressant d'adopter un modèle d'interface diffuse qui étale légèrement le front raide autour de sa position, de manière contrôlée.

Pour l'hypothèse d'équilibre local, la fraction massique de vapeur d'eau est directement reliée à celle à l'interface liquide/gaz :

$$\omega_{H_2O,g} = \omega_{H_2O,g,eq} \quad (105)$$

L'expression de $\omega_{H_2O,g,eq}$ est donnée par l'équation (80). Avec cette hypothèse, il est possible de combiner l'équation (91) avec (90) afin d'éliminer \dot{m} du système. Durant l'étape de résolution, \dot{m} est calculé en utilisant directement l'équation (90).

Pour l'hypothèse de non-équilibre local, il est nécessaire de connaître l'expression du terme \dot{m} . D'après Quintard & Whitaker, (1994), ce terme d'échange peut s'écrire sous la forme présentée par l'équation (105).

$$\dot{m}_{gl,H_2O} = \dot{m} = \alpha (\omega_{H_2O,g,eq} - \omega_{H_2O,g}) \quad (106)$$

Dans l'équation (106), une expression du premier ordre est utilisée prenant en compte la différence entre la concentration réelle de l'espèce dans la phase gaz et sa concentration à l'équilibre. α est un terme qui dépend de la porosité, de la masse volumique de la phase gaz, ainsi que de nombreux paramètres effectifs. Le terme d'échange \dot{m} peut alors s'écrire sous la forme présentée dans l'équation (106).

$$\dot{m} = \sigma \varepsilon_g \rho_g (\omega_{H_2O,g,eq} - \omega_{H_2O,g}) \quad (107)$$

La cinétique d'équilibre dans cette expression est contrôlée par le coefficient d'échange σ . σ est inversement proportionnel au temps de relaxation nécessaire à l'obtention de l'équilibre au sein de l'espace poral. Sa valeur dépend de la géométrie des pores, de la valeur du coefficient de diffusion dans la phase gaz, et de nombreux autres facteurs. Le modèle de type non-équilibre local engendre un étalement du front de séchage comparé à la situation de type équilibre local. L'ajustement de σ permet de contrôler l'épaisseur du front : une grande valeur implique un front raide similaire aux résultats obtenus avec un modèle EL alors qu'une valeur faible étalera le front. De ce fait, la valeur de ce paramètre reste à être déterminée. De plus, dans ce cas, toutes les équations du système sont conservées (une équation macroscopique par phase) et \dot{m} régit l'établissement de l'équilibre entre les phases.

Les deux simulations (EL et NEL) ont été réalisées avec différentes valeurs de σ pour le modèle NEL, et une comparaison est présentée dans la section 3.5.3.

3.5.2. Mise en place du modèle

Pour réaliser ces simulations, il convient de définir une géométrie représentative des essais généralement réalisés à l'échelle pilotes, et d'utiliser des valeurs caractéristiques des expériences de compostage. Ainsi, les valeurs choisies pour ces essais sont des données de la littérature.

La géométrie utilisée pour les simulations est une coupe 2D d'un pilote de compostage cylindrique de 100L rempli de déchets (Figure 20). La paroi est faite de PVC et a une épaisseur de 0.04 m. Seul l'équilibre thermique est résolu dans la paroi. L'air est injecté à la base du cylindre.

Les déchets peuvent être considérés comme étant un mélange de bois et de boues ($\varepsilon_g = 0.5$, $\kappa = 1.10^{-10} \text{ m}^2$, $\lambda^* = 0.09 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$, $C_{ps} = 4190 \text{ J.K}^{-1}$). Les valeurs de ces paramètres sont les mêmes pour les deux approches, EL et NEL (Tableau 12).

3. Développement du nouveau modèle mathématique de compostage

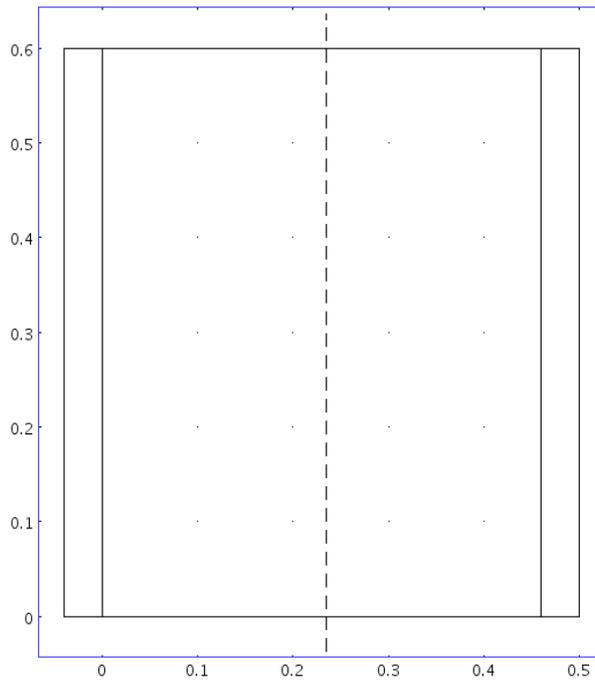


Figure 20 : Géométrie utilisée pour les essais - Coupe 2D d'un pilote cylindrique.

Tableau 12 : Valeurs des paramètres d'entrée du modèle (hors modèle biologique).

Paramètres	Valeurs
C_{pg}	1006 J.kg ⁻¹ .K ⁻¹
$\varepsilon_l \rho_l C_{pl} + \varepsilon_s \rho_s C_{ps}$	2095 kJ.m ⁻³ .K ⁻¹
A	0.015 (-)
B	0.4 (-)
λ^*	0.09 W.m ⁻¹ .K ⁻¹
ΔH_{vap}	2 257 kJ.kg ⁻¹
R	8.314 J.mol ⁻¹ .K ⁻¹
M_{N_2}	0.028 kg.mol ⁻¹
M_{O_2}	0.032 kg.mol ⁻¹
M_{CO_2}	0.044 kg.mol ⁻¹
M_{H_2O}	0.018 kg.mol ⁻¹
ρ_l	1000 kg.m ⁻³
κ	1.10 ⁻¹⁰ m ²
ε_g	0.5 (-)
P_{atm}	1.013 10 ⁵ (Pa)
η_g	1.75 10 ⁻⁵ (Pa.s)
ρ_{PVC}	1400 kg.m ⁻³
$C_{p,PVC}$	800 J.kg ⁻¹ .K ⁻¹
λ_{PVC}	0.16 W.m ⁻¹ .K ⁻¹

La teneur en eau initiale du déchet est égale à 62% (Luo *et al.*, 2008 ; Ahn *et al.*, 2007) alors que la teneur en eau à la frontière est définie comme étant la moyenne annuelle de l'humidité relative en France qui se situe autour de 78%.

3. Développement du nouveau modèle mathématique de compostage

S'étant référé à Gao *et al.*, 2010), la température initiale du déchet est prise égale à 22°C. La température de l'air injecté est, elle, autour de 12°C, qui est la température moyenne annuelle en France. Un flux de chaleur convectif décrit par l'équation (108) est imposé sur la paroi externe du pilote.

$$f = h_c (T - T_\infty) \quad (108)$$

La concentration d'oxygène et de dioxyde de carbone dans l'air entrant sont les concentrations usuelles de ces gaz dans l'air. La vitesse d'injection de l'air est fixée à 1.10^{-3} m.s⁻¹ (Gao *et al.*, 2010 ; Ahn *et al.*, 2007).

Tableau 13 : Conditions aux limites.

Paramètres	Valeurs
Vitesse d'entrée	$1 \cdot 10^{-3}$ m.s ⁻¹
$\omega_{H_2O,l,lim}$	0.26 (-)
$\omega_{O_2,g,lim}$	0.205 (-)
$\omega_{CO_2,g,lim}$	0 (-)
T_{lim}	285 K
h_c	$0.01 \text{ W.m}^{-2} \cdot \text{K}^{-1}$

La concentration initiale d'oxygène a été choisie d'après les données de Ahn *et al.*, 2007). La concentration de dioxyde de carbone dans le milieu est égale à 0 à l'instant initial. Les quantités initiales de matière organique proviennent d'expérimentations réalisées au sein du LISBP (Tableau 14).

Tableau 14 : Conditions initiales.

Paramètres	Valeurs
$\omega_{H_2O,l,0}$	1.63 (-)
$\omega_{O_2,g,0}$	0.19 (-)
$\omega_{CO_2,g,0}$	0 (-)
$X_{i,0}$	3.68 kg
$X_{a,0}$	0.26 kg
$X_{Rb,0}$	4.21 kg
$X_{Sb,0}$	3.68 kg
$S_{r,0}$	0 kg
T_0	295 K

Les paramètres biologiques sont ceux utilisés par Sole-Mauri *et al.*, 2007) et Pommier *et al.*, 2008). Leurs valeurs sont données dans le Tableau 15.

Tableau 15 : Valeurs des paramètres du modèle biologique.

Paramètres	Valeurs
K_{Sr}	0.015 kg.m^{-3}
K_{O_2}	0.009 (-)
b	0.2 j^{-1}
k_{Sh}	0.016 j^{-1}
k_{Rh}	0.13 j^{-1}
ω_{max}	2 (-)
ω_{min}	0.1 (-)

3. Développement du nouveau modèle mathématique de compostage

δ	2 (-)
Y_a	0.6 (-)
Y_{CO_2}	1.375 (-)
μ_{max}	5 j^{-1}
T_{min}	273 K
T_{opt}	328 K
T_{max}	353 K
f_I	0.2 (-)

Les coefficients de diffusion moléculaire des espèces gaz ont été déterminés d'après les travaux de Lide, (2008) et van Ginkel *et al.*, (2002) :

$$\begin{aligned} D_{CO_2} &= 1.518 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1} \\ D_{N_2} &= 2.45 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1} \\ D_{H_2O} &= 2.413 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1} \\ D_{O_2} &= 1.927 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1} \end{aligned} \quad (109)$$

Enfin, un maillage quadrangle est utilisé, constitué de 3240 éléments (longueur minimale d'un élément : 1cm).

3.5.3. Observations des différences entre les modèles EL et NEL

La différence d'implémentation des approches équilibre local et non-équilibre local a été explicitée dans 3.5.1. Dans la partie 3.5.2, les valeurs des paramètres du modèle ont été présentées. Il convient maintenant de réaliser les simulations afin de comparer les résultats obtenus avec les deux approches. Mais avant cela, il est nécessaire de décider de la valeur de σ .

En effet, pour le cas non-équilibre local, le paramètre σ contrôle la cinétique d'équilibre. Il est alors décidé d'utiliser trois différentes valeurs de σ , afin de comprendre l'impact de ce paramètre sur les simulations, et afin de comparer les résultats avec ceux obtenus pour l'hypothèse d'équilibre local.

Les tests ont donc été réalisés avec $\sigma = 0.1 \text{ s}^{-1}$, $\sigma = 1 \text{ s}^{-1}$ et $\sigma = 10 \text{ s}^{-1}$. Les simulations sont effectuées sur une période de 14 jours. Puisque la géométrie utilisée est axisymétrique, toutes les figures présentées dans cette section représentent les variables le long de l'axe de symétrie du cylindre (Figure 20). Les résultats obtenus pour la température et la teneur en eau (base humide, définie comme le rapport de la teneur en eau sur la somme de la teneur en eau et de la matière sèche) sont présentés dans les Figure 21 (a) et (b).

D'abord, on peut remarquer qu'après 14 jours de simulation, les profils de température (Figure 21 (a)) des différents modèles NEL concordent très bien avec le profil de température du modèle EL, excepté pour $\sigma = 0.1 \text{ s}^{-1}$ à proximité de l'entrée du domaine.

Ensuite, concernant les profils de teneur en eau (base humide) (Figure 21 (b)), le modèle NEL avec $\sigma = 0.1 \text{ s}^{-1}$ et le modèle EL ont des comportements différents le long des premiers 10 cm, ainsi qu'en sortie du domaine. Avec $\sigma = 1 \text{ s}^{-1}$, les résultats EL et NEL ont quasiment la même allure, et pour $\sigma = 10 \text{ s}^{-1}$, EL et NEL se superposent parfaitement.

Au vu de ces premiers résultats, l'impact du paramètre σ corrobore la discussion faite dans la section 3.3.1.2 sur les temps caractéristiques nécessaires pour observer les conditions d'équilibre local. Il reste maintenant à évaluer l'intérêt du modèle NEL comme modèle d'interface diffuse pour le phénomène de séchage.

Sur le même ordinateur, les calculs pour les modèles NEL ont nécessité 20% de temps en moins que les calculs EL, révélant alors un léger avantage pour l'implémentation numérique du NEL. Ce résultat peut sembler surprenant, car il y a une équation supplémentaire à résoudre pour le modèle NEL par rapport au modèle EL. Il aurait donc été naturel de s'attendre, au contraire, à des temps de calcul plus longs pour les modèles NEL. Les résultats de simulation infirment cette hypothèse. Ceci peut s'expliquer par le fait que le modèle NEL offre un modèle d'interface diffuse pour les zones de forts gradients de teneur en eau (front de séchage) alors que le modèle EL introduit des fronts raides dont la résolution numérique n'est pas aisée. La solution NEL est plus lisse et continue, permettant alors une meilleure convergence numérique, ce qui est un avantage déterminant pour de tels systèmes d'équations couplées non-linéaires.

Enfin, les temps de calculs deviennent plus importants pour des géométries plus conséquentes (proportionnel à la taille du domaine). Ainsi, le modèle non-équilibre local semble numériquement plus intéressant que le modèle équilibre local, car il semble garantir des temps de calcul plus courts.

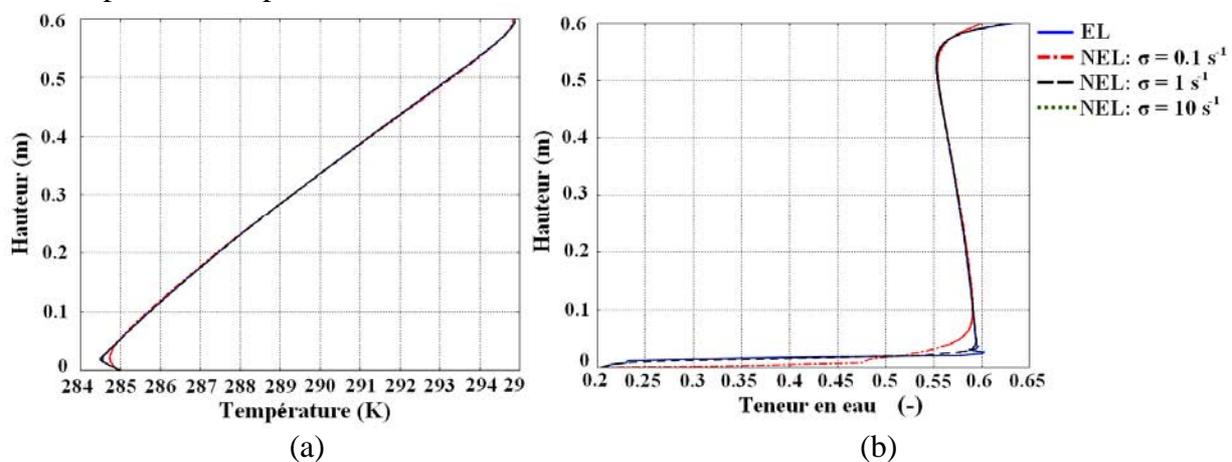


Figure 21 : Comparaison des profils de température (a) et de teneur en eau (base humide) (b) sur la hauteur du domaine entre le modèle EL et les modèles NEL ($t=14$ jours)

3.5.4. Equivalence numérique entre EL et NEL pour une gamme de σ

Les résultats de simulation présentés dans 3.5.3 montrent que les approches équilibre local et non-équilibre local fonctionnent toutes deux. Concernant le modèle non-équilibre local, trois différentes valeurs de σ ont été testées (0.1, 1, 10). Les valeurs de σ pour lesquelles le modèle non-équilibre local est une bonne approximation de la situation équilibre local sont recherchées. En effet, le but, ici, est de se rapprocher de l'équilibre local avec le modèle non-équilibre local, puisque c'est l'hypothèse qui a été choisie pour le modèle.

Quand la valeur de σ est trop importante, des problèmes numériques apparaissent, comme le montre la Figure 21 (b) à l'entrée du domaine : le front de séchage est trop raide, et il devient difficile de suivre numériquement ce genre de front. L'avantage d'avoir une interface diffuse disparaît alors et les temps de calcul augmentent, égalant ceux obtenus avec le modèle EL. Pour des raisons pratiques, une valeur maximale de σ doit être déterminée.

De plus, l'utilisation de valeurs de σ trop faibles engendre une diffusion importante du front de séchage et le modèle non-équilibre local ne donne pas une approximation suffisante de la situation équilibre local. Ceci est particulièrement visible à l'entrée du domaine pour la la Figure 21 (a) et la Figure 21 (b). Une valeur minimale de σ doit être estimée pour s'assurer d'avoir une approximation convenable de l'équilibre local.

Pour les conditions que nous avons imposées dans notre modèle, et pour des valeurs de σ comprises dans la gamme [1, 4], les modèles équilibre local et non-équilibre local

3. Développement du nouveau modèle mathématique de compostage

peuvent être considérés comme équivalents, ces valeurs de σ ne créant pas de problèmes numériques.

Si des mesures expérimentales étaient réalisées pour déterminer le caractère EL ou NEL du procédé, il serait alors possible d'utiliser l'une ou l'autre des approches présentées ici. De plus, pour une matrice donnée, c'est la vitesse locale qui va piloter le caractère EL ou NEL du procédé. Il serait alors possible de moduler la valeur de σ en fonction de cette vitesse locale, et ainsi moduler l'approche NEL localement.

A défaut de cela, l'hypothèse d'équilibre local est supposée ici. De plus, il est à noter que pour un σ compris dans la gamme [1, 4], les temps de calculs pour le modèle NEL sont plus faibles que pour le modèle EL. Par conséquent, les futures simulations seront réalisées avec un modèle non-équilibre local et une valeur intermédiaire de σ sera fixée : $\sigma = 2.5 \text{ s}^{-1}$. Ceci est un bon compromis entre temps de calcul et résultats proches de ceux obtenus avec le modèle EL.

Afin d'observer maintenant l'impact du séchage sur le procédé de compostage, deux études sont réalisées :

- Dans la première, deux cas sont comparés : l'un où les conditions (initiales et aux limites) sont identiques à celles utilisées dans cette section, et l'autre où, à l'entrée, un air plus sec est injecté ;
- Dans la seconde, deux cas sont simulés : l'un où le séchage est pris en compte, et l'autre où il ne l'est pas pour bien identifier l'impact que peut avoir ce phénomène. Les conditions aux limites utilisées sont représentatives des conditions possibles sur un site de compostage en été en France (valeurs moyennes).

3.5.5. Vérification de la consistance du modèle vis-à-vis du séchage et de la biodégradation.

L'objectif de cette section n'est pas de comparer les données numériques et expérimentales (ceci est fait dans la section 5) mais de discuter des premiers développements du modèle de compostage afin de simuler l'impact du séchage et de comprendre le degré d'importance de chacun des mécanismes présents.

Deux cas sont alors comparés. Le premier, appelé « cas de référence », comporte exactement les mêmes valeurs de paramètres que celles présentées dans 3.5.2. Le second, appelé « air sec » sur les figures résultats, comporte aussi les mêmes valeurs de paramètres que dans 3.5.2, excepté l'humidité de l'air entrant qui est plus faible. L'air injecté a une humidité relative de 40%, contre 78% pour le cas de référence. Aucune source d'eau n'est ajoutée au déchet. Les résultats de ces deux simulations sont alors comparés. Mais tout d'abord, avant d'utiliser le modèle, sa consistance doit être vérifiée.

3.5.5.1. Vérification du caractère conservatif du modèle

Dans le modèle qui a été mis en place, chaque constituant est résolu indépendamment, pour des raisons numériques (il a été décidé d'éviter de choisir un solvant qui pourrait disparaître durant le procédé), i.e., la fraction massique d'azote n'est pas obtenue par différence de l'unité et de la somme des fractions massiques de toutes les autres espèces. Par conséquent, afin de savoir si le modèle est consistant, il est vérifié que la somme de toutes les fractions massiques de la phase gaz est proche de l'unité. Afin de vérifier cette hypothèse constitutive du modèle, les résultats de simulation après 252 jours de compostage dans les conditions présentées dans la partie 3.5.2 sont analysés (Figure 22). Cette période de

simulation est volontairement plus longue que celle utilisée dans la section 3.5.2 afin de mettre en évidence l'influence des différents phénomènes sur le procédé.

Pour le cas de référence, la somme des fractions massiques est toujours égale à 1, excepté au niveau du front de séchage où une (très) faible erreur apparaît. Celle-ci est inférieure à 1.10^{-4} et peut être contrôlée via la précision utilisée pour les méthodes numériques. Néanmoins, dans ce cas, une précision de 10^{-4} sur les fractions massiques semble vraiment suffisante et permet de ne pas trop contraindre le système en termes de résolution numérique et de conserver des temps de calcul acceptables. La courbe obtenue pour le « drying case » est un petit peu différente. L'erreur obtenue au front de séchage est plus importante, et la valeur de 1 n'est pas tout à fait atteinte après le front. Cependant, l'erreur est tout de même plus petite que 5.10^{-4} . Il est alors possible de conclure que l'implémentation numérique du modèle est consistante.

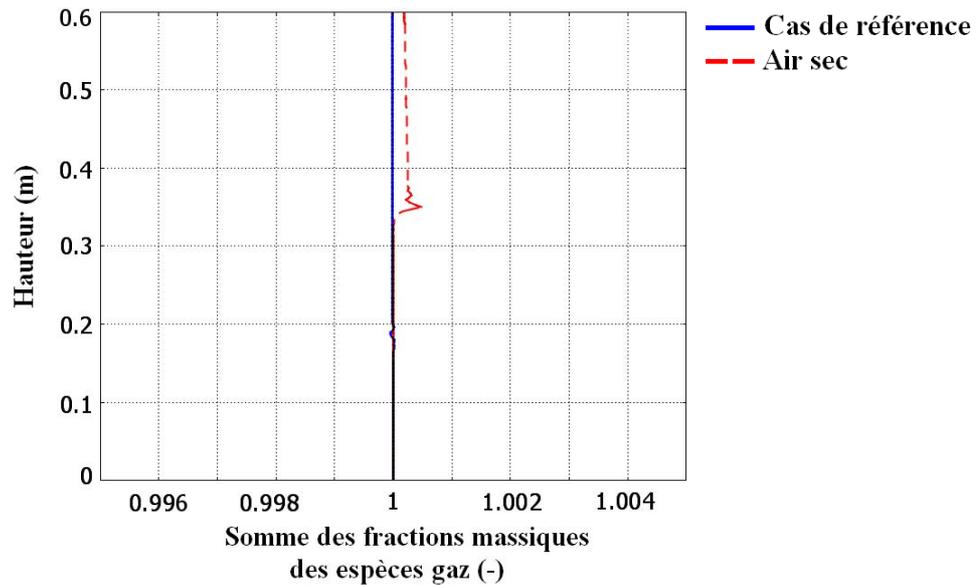


Figure 22 : Comparaison des sommes des fractions massiques des espèces gaz sur la hauteur du domaine entre le cas de référence (conditions identiques à celles utilisées précédemment) et un cas où un air plus sec est injecté ($t=252$ jours)

3.5.5.2. Etude de cas (1) : impact d'un air plus sec en entrée

Après avoir vérifié la consistance du modèle, l'évolution de plusieurs variables est maintenant étudiée sur ces mêmes simulations. Il s'agit de la teneur en eau (base humide), de la température de l'air, de la masse volumique de matière organique, de la consommation d'oxygène et du terme d'échange entre les phases gaz et liquide. Les Figure 23 (a), (b), (c), (d), (e) et (f) illustrent les résultats obtenus.

3. Développement du nouveau modèle mathématique de compostage

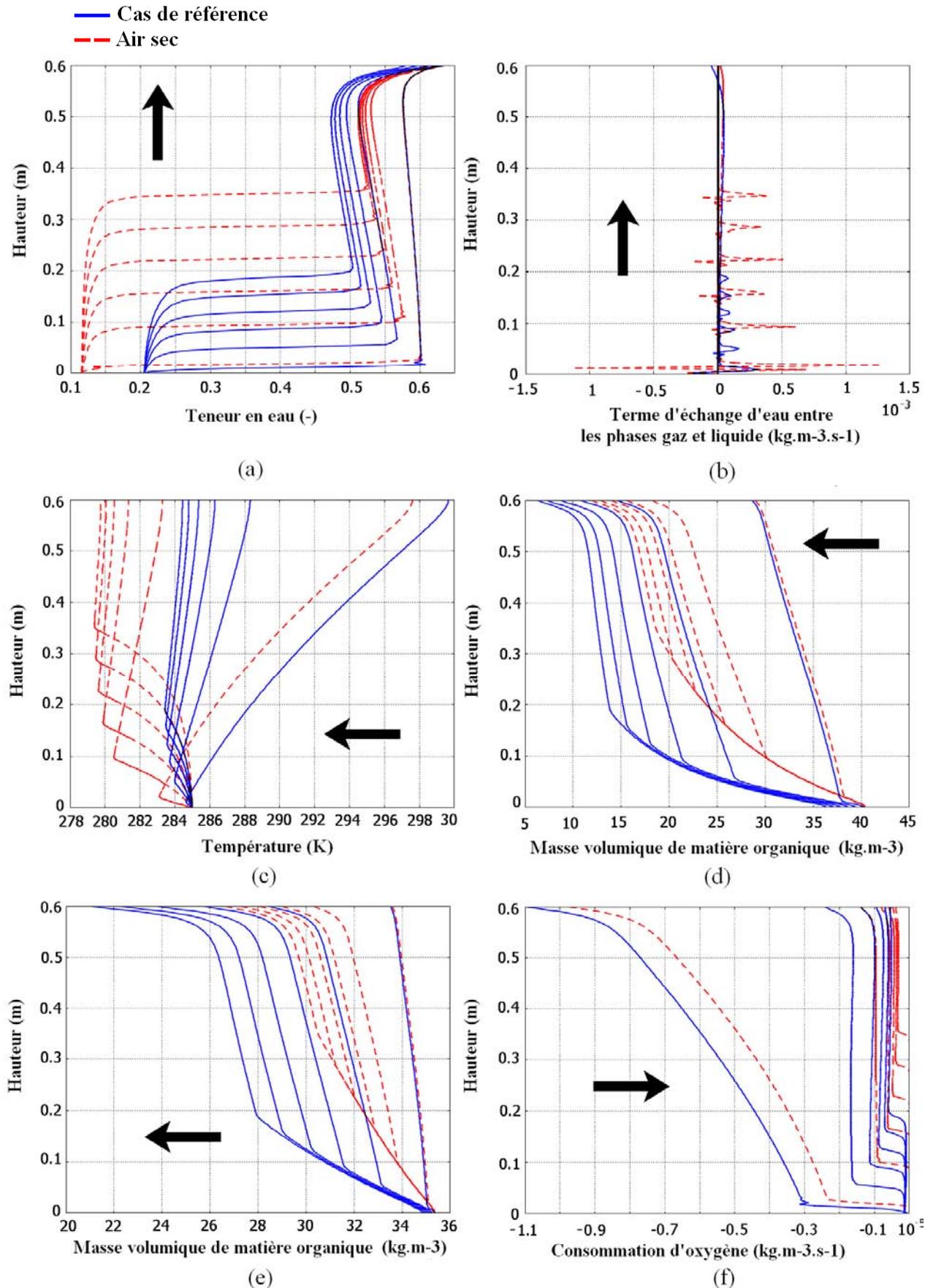


Figure 23 : Comparaison des profils de teneur en eau (a), d'échange d'eau entre les phases gaz et liquide (b), de température (c), de matière rapidement (d) et lentement (e) biodégradable, et de consommation d'oxygène (f) sur la hauteur du domaine en fonction du temps (7, 56, 105, 154, 203 et 252 jours). Les flèches indiquent le sens d'évolution de la variable au cours du temps.

En considérant l'évolution de la teneur en eau (base humide), il est alors possible de constater que la distance entre les fronts pour les deux cas grandit jour après jour. Le front de séchage a évolué rapidement (séchage plus rapide) pour le cas où un air plus sec est injecté (Figure 23 (a)). Après 252 jours, plus de la moitié du domaine a été séché dans le cas d'injection d'air sec (0.36 m) alors que seulement 1/3 du domaine est séché dans le cas de référence (0.19 m). De plus, la quantité d'eau vapeur qui sort du domaine est égale à 24.6 kg pour le cas de référence, et 32.6 kg pour l'autre cas après 252 jours de simulation (32.6% en plus avec un air plus sec). Par ailleurs, la Figure 23 (b) confirme aussi que le séchage est moins important dans le cas de référence, particulièrement durant les premiers jours.

Cependant, il faut aussi noter que la partie du domaine n'ayant pas encore subi de séchage intense (situé en aval du front de séchage) est plus sec pour le cas de référence. Ceci peut être expliqué par le fait que, dans le cas d'injection d'air sec, le domaine est grandement séché à l'entrée du domaine, ce qui décroît la température dans cette zone. Mais, parce que l'air est injecté à la base, la température décroît dans tout le domaine (Figure 23 (c)). Ceci induit une différence de 4 K entre les deux cas après le front, ce qui explique la différence de teneur en eau (base humide) dans cette zone.

Enfin, la quantité de matière organique consommée est moins importante quand l'air injecté est plus sec (Figure 23 (d) et (e)). La matière organique est moins dégradée à la base du domaine (à proximité de l'injection) pour les deux cas. Ceci est dû au séchage qui démarre et évolue à partir de cette zone. Plus on monte dans le domaine, plus on remarque que la matière organique a été dégradée, car les meilleures conditions de dégradation sont réunies : teneur en eau importante, température plus importante, et apport en oxygène suffisant pour assurer l'activité biologique.

Après un cycle de compostage simulé de 252 jours, 3.3149 kg.m^{-3} (cas de référence) et 2.0548 kg.m^{-3} (air sec) de matière organique rapidement biodégradable ont été consommées. Pour la matière lentement biodégradable, 0.5886 kg.m^{-3} ont été consommées pour le cas de référence et 0.3106 kg.m^{-3} pour cas avec injection d'air plus sec. Globalement, plus de 39.4% de matière organique a été dégradée dans le cas de référence contre 29.5% quand de l'air plus sec est injecté. De plus, la Figure 23 (f) illustre le fait que moins d'oxygène a été consommé dans le cas d'injection d'air plus sec.

L'injection d'air plus sec dans le pilote a grandement diminué la teneur en eau (base humide) dans la moitié inférieure du domaine. Cela a également provoqué une chute globale de la température partout dans le domaine. En conséquence, ces conditions ont provoqué le ralentissement de la dégradation de la matière organique.

Ce premier cas test a permis d'observer l'impact que peuvent avoir les conditions aux limites sur le procédé et, ainsi, l'*impact direct du séchage sur la biodégradation*. Mais puisque la majorité des modèles de la littérature ne prennent pas en compte ce phénomène, deux simulations vont alors être comparées : l'une prenant en compte le séchage, et l'autre non. Ceci permettra d'évaluer définitivement l'intérêt de prendre en compte ou non les phénomènes de séchage dans les modèles de simulation des procédés de compostage.

3.5.5.3. Etude de cas (2) : avec et sans phénomène de séchage

Après avoir observé l'impact du séchage sur le procédé, la pertinence du terme d'échange d'eau entre les phases gaz et liquide, \dot{m} , est examiné. Les valeurs des paramètres utilisées sont exactement les mêmes que celles présentés dans 3.5.2. Cependant, l'humidité relative de l'air entrant est celle utilisée pour le cas « air sec », à savoir 40%. La température de l'air entrant est également légèrement modifiée, et est égale à 20°C. De plus, les

3. Développement du nouveau modèle mathématique de compostage

simulations ne sont plus faites sur 252 jours mais sur 14 jours, et ceux pour se rapprocher des durées d'expérimentations à l'échelle pilote.

Deux cas sont simulés : un premier où le séchage est pris en compte et où les échanges d'eau liquide et vapeur sont décrit par le terme d'échange \dot{m} , et un second où il n'y a pas de séchage, i.e. :

$$\dot{m} = 0 \quad (110)$$

L'impact du séchage sur la distribution verticale de teneur en eau, de température et de teneur en matière organique biodégradable de la phase solide à l'état final est illustré par les Figure 24, Figure 25 et Figure 26. L'effet du séchage sur ces variables est significatif.

Quand le séchage n'est pas pris en compte, la quantité d'eau augmente dans le domaine, et cela est dû à la production d'eau par l'activité biologique (Figure 24). La Figure 24 indique aussi que la teneur en eau dans la matrice poreuse est radicalement réduite après 14 jours de simulation quand le séchage est pris en compte. Dans ce cas, 9 kg sur les 85 kg initiaux d'eau liquide est évaporée. Cette évaporation n'est pas compensée par la production d'eau biologique.

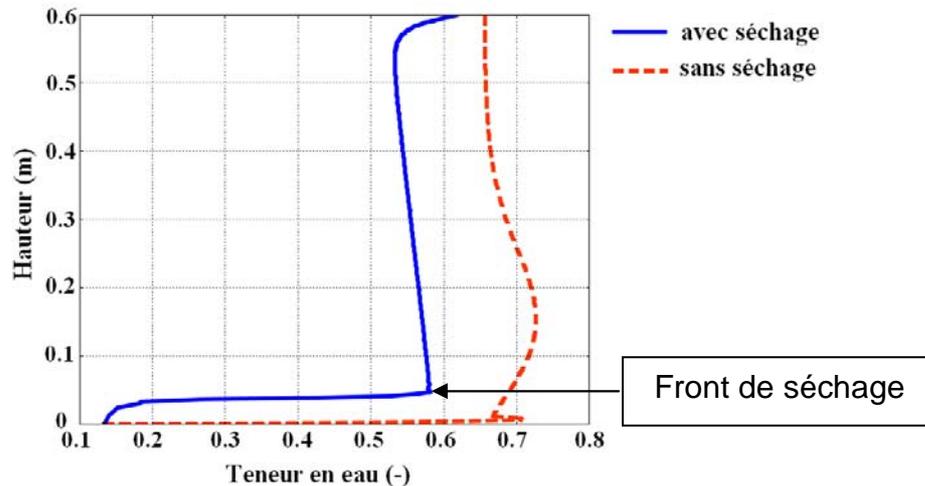


Figure 24 : Comparaison des profils de teneur en eau le long du domaine entre les cas avec et sans séchage (t=14 jours)

3. Développement du nouveau modèle mathématique de compostage

De plus, puisque le séchage est une réaction endothermique, la température atteinte au niveau du front de séchage est de seulement 289 K (Figure 25). La température maximale se trouve en haut du domaine avec 302 K au niveau de la sortie des gaz. Quand le séchage n'est pas pris en compte, la température augmente dans le domaine, conséquence de l'activité biologique, et atteint un maximum de 353 K (qui est la température à partir de laquelle il n'y a plus de réaction (mort des micro-organismes)). Par ailleurs, il est intéressant de noter que l'hygiénisation du déchet pourrait ne pas être assurée à cause du phénomène de séchage. Par conséquent, une attention particulière doit être prêtée à l'intégration du phénomène de séchage, surtout si un modèle de compostage est utilisé pour prédire les capacités d'hygiénisation du procédé.

Enfin, le séchage a des conséquences importantes sur la biodégradation de la matière organique, puisque l'activité des micro-organismes est grandement influencée par la teneur en eau locale et les conditions de température. La Figure 26 confirme que la présence d'une grande quantité d'eau et des conditions favorables de température ont permis d'obtenir une biodégradation plus efficace (spécialement entre 0.1 et 0.2 m au-dessus de la zone d'injection, où, sans séchage, la quantité d'eau est la plus importante et la température est quasiment optimale pour l'activité biologique). Sans le séchage, la matière organique est moins dégradée en haut du domaine, conséquence d'une température trop importante qui ralentit, voire inhibe, l'activité biologique. Environ 2 kg de matière organique a été dégradé (il y a initialement 7.7 kg de matière organique dans le pilote) quand il n'y a pas de séchage et environ 1.5 kg avec la prise en compte du phénomène, ce qui représente 25% de matière dégradé en moins à l'instant final.

Ces deux essais préliminaires ont permis de mettre en évidence que le séchage a un impact important sur le procédé. Ce phénomène ne doit donc pas être négligé lorsque l'objectif est de modéliser le processus de compostage avec une aération forcée. Après avoir mis cela en évidence, le modèle peut maintenant nous éclairer quant au choix qui a été fait sur la façon de traiter les espèces gaz (3.4). Dans la plupart des modèles de séchage (2), l'oxygène et l'azote sont confondus dans un seul pseudo-constituant qui est désigné comme de l'air. Le modèle de séchage réalisé ici prend en compte l'oxygène et l'azote séparément, ce qui peut donner une réponse quant à la validité de l'hypothèse d'un pseudo-constituant air. C'est le sujet discuté dans la section suivante.

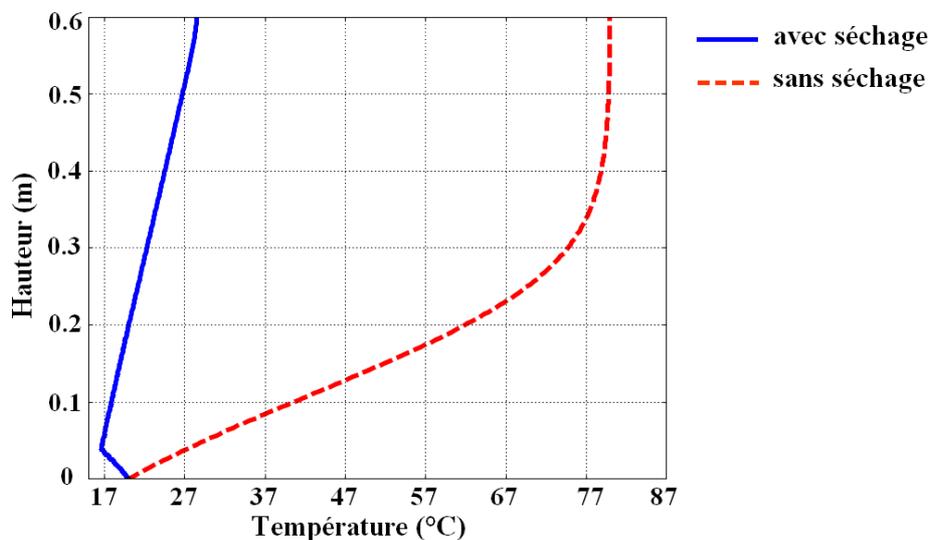


Figure 25 : Comparaison des profils de température le long du domaine entre les cas avec et sans séchage ($t=14$ jours)

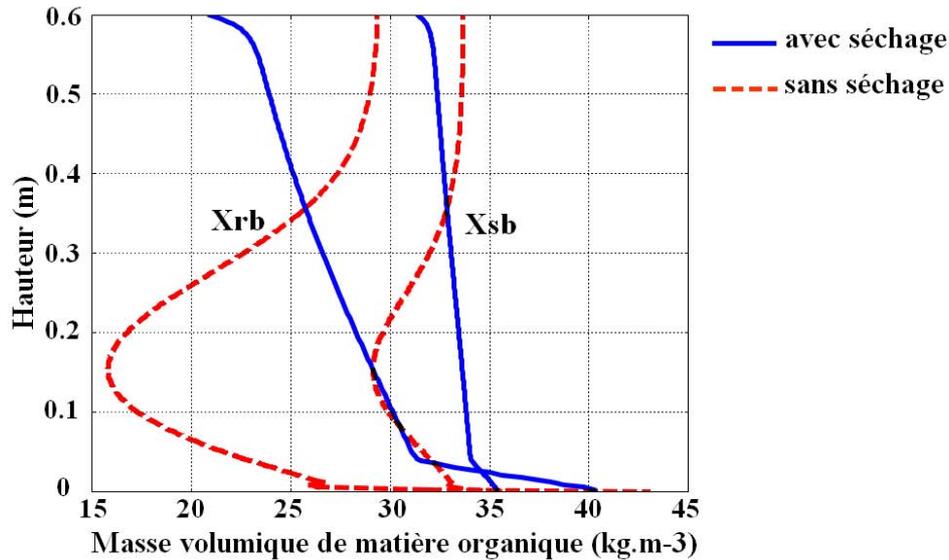


Figure 26 : Comparaison des profils de matière organique biodégradable le long du domaine entre les cas avec et sans séchage ($t=14$ jours)

3.5.6. Impact du séchage sur la composition de l'air

Dans cette partie, le modèle biologique n'est plus utilisé, afin de mettre en évidence l'impact du séchage sur la composition de l'air. Ainsi, la consommation d'oxygène n'est pas considérée, et la variation de la composition de l'air est liée aux échanges d'eau. Les mêmes conditions que celles utilisées précédemment pour la comparaison des modèles EL et NEL sont utilisées (voir section 3.5.2). Le temps physique final pour les calculs est ici de 252 jours, comme pour l'étude de séchage (1) vue dans la section 3.5.5.2.

Il est fréquent, dans les modèles de séchage classique, de ne prendre en compte que deux constituants dans la phase gaz : la vapeur d'eau et l'air, ce dernier étant constitué essentiellement d'oxygène et d'azote. Il nous était évidemment impossible d'utiliser cette méthode, à cause du couplage avec le modèle biologique qui impose la consommation d'oxygène et la production de dioxyde de carbone. Ainsi, le modèle développé ici prend en compte chaque espèce dans la phase gaz séparément. Cependant, il serait intéressant de déterminer si le rapport oxygène/azote demeure constant au cours du séchage. Si c'est le cas, l'utilisation d'un seul constituant (hypothèse classique des modèles de séchage) est raisonnable pour des conditions de séchage seul. Il s'agit de l'objectif de cette partie de l'étude.

Quatre différentes simulations sont comparées. A chaque fois, un seul paramètre d'entrée est modifié : aération forcée, humidité relative ou température. Puisque la plupart des problèmes de séchage correspondent à des systèmes sans aération forcée, il a été choisi de travailler sur des cas avec une vitesse nulle en entrée pour approcher les cas avec de faibles nombres de Péclet (voir section 3.3.1.1). Le Tableau 16 présente les différentes conditions étudiées.

Tableau 16 : Paramètres choisis pour mettre en évidence le possible impact du séchage sur la composition de l'air.

Numéro du Cas	Aération	Humidité relative (%)	Température de l'air (K)
I	Oui ($v = 1.10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$)	40	285
II	Non	40	285
III	Non	5	285
IV	Non	5	305

3. Développement du nouveau modèle mathématique de compostage

Le Cas I a les mêmes paramètres que ceux des simulations « air sec » effectués dans la section 3.5.5.2, excepté le fait qu'il n'y a pas de biodégradation ici. Les Cas II, III et IV sont des simulations avec des nombres de Péclet internes plus petits, due à l'absence de convection forcée à travers la colonne poreuse. La Figure 27 et le Tableau 17 illustrent les résultats obtenus.

Tableau 17 : Résumé des résultats obtenus pour les quatre cas ($t=252$ jours)

Numéro du Cas	Valeur max de $\omega_{O_2,g}$ (-)	Valeur min de $\omega_{O_2,g}$ (-)	Valeur max de $\omega_{N_2,g}$ (-)	Valeur min de $\omega_{N_2,g}$ (-)	Différence maximale obtenu pour $\frac{\omega_{O_2,g}}{\omega_{N_2,g}}$ (%)
I	0.205	0.2044	0.7915	0.7891	0.08
II	0.205	0.1957	0.7961	0.7915	5.1
III	0.205	0.1905	0.8016	0.7946	7.9
IV	0.205	0.1643	0.8121	0.7935	21.7

En premier lieu, pour le Cas I, les résultats mettent en évidence que le rapport oxygène/azote est presque constant, excepté au niveau du front de séchage où il y a une légère variation autour de la valeur 0.258 (à la hauteur $h = 0.32$ m sur la Figure 27). Cependant, la différence maximale obtenue pour ce rapport est autour de 0.08%. De plus, les variations des fractions massiques d'oxygène et d'azote sont inférieures à 1.10^{-3} et 3.10^{-3} . La modification de la composition de l'air sous ces conditions particulières n'est donc pas significative. Ceci peut être expliqué par le fait que la production d'eau vapeur n'est pas assez importante, et que l'air est suffisamment bien renouvelé dans le domaine via l'aération forcée.

Les autres cas simulés sans aération forcée montrent une réelle influence du séchage sur la composition de l'air. Les Cas II et III donnent des résultats similaires, avec, respectivement, une variation maximale de la fraction massique en oxygène de $9.3.10^{-3}$ et $1.45.10^{-2}$, et une variation maximale de la fraction massique en azote de $4.6.10^{-3}$ et 7.10^{-3} . Pour ces deux cas, le séchage cause une faible, mais non-négligeable, modification de la composition de l'air. Pour un modèle qui prend en compte un pseudo-constituant air et utilise des conditions similaires à ceux utilisées dans les Cas II et III, de petites différences entre les résultats numériques et expérimentaux peuvent être observées car les limites imposées par l'hypothèse pseudo-constituant sont alors atteintes.

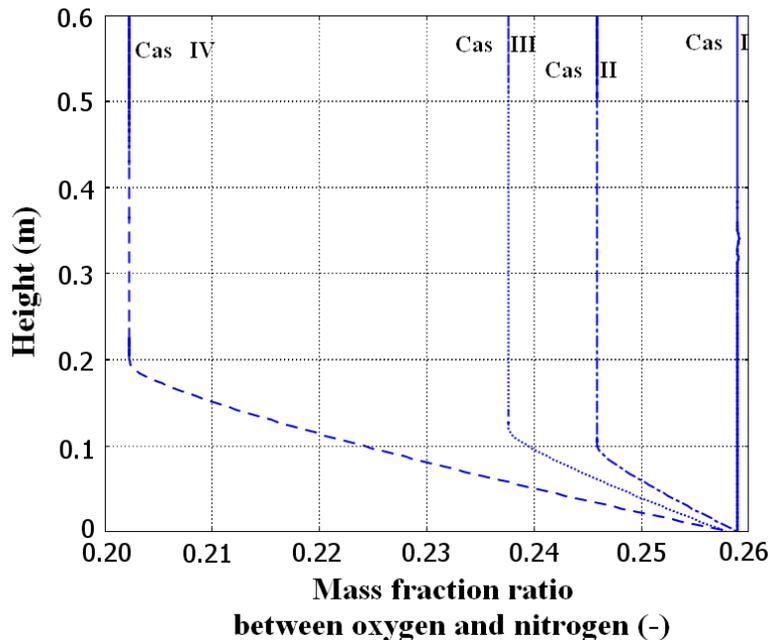


Figure 27 : Rapport oxygène/azote sur la hauteur du domaine pour les quatre cas ($t=252$ jours)

Pour la dernière simulation, Cas IV, la modification de la composition de l'air est encore plus importante. Les fractions massiques d'oxygène et d'azote subissent une variation maximale de $4.07 \cdot 10^{-2}$ et $1.86 \cdot 10^{-2}$. Par conséquent, la différence maximale obtenue pour le rapport oxygène/azote se situe autour de 21.7%. Cela implique que, dans ce cas, l'impact du séchage sur la composition de l'air ne peut pas être négligé.

Au vu de tous les résultats obtenus, il semble qu'il faille être prudent quant à l'utilisation d'un pseudo-constituant pour l'air, dans la phase gaz. La validité de cette hypothèse dépend du choix des conditions aux limites et initiales. Les résultats obtenus à l'aide des tests présentés ci-dessus indiquent que cette hypothèse est valide dans le cas où une aération forcée est utilisée. Dans ce cas, l'air dans le domaine est bien renouvelé, c'est-à-dire que le nombre de Péclet est suffisamment important pour masquer l'impact des différents coefficients de diffusion, offrant alors un rapport oxygène/azote quasiment constant. Cependant, lorsque une situation plus diffusive est étudiée, les conclusions semblent être bien différentes, selon l'humidité relative et la température de l'air entrant.

Alors qu'en termes de composition de l'air, les résultats présentés montrent qu'une approche multi-constituants est requise, il reste à évaluer l'impact de l'utilisation d'un pseudo-constituant sur la fraction massique d'eau. Dans ce but, le modèle est modifié comme suit : un unique constituant est utilisé pour l'air (à la place de l'oxygène et de l'azote). Pour ce qui est du coefficient de diffusion de cette espèce, les moyennes arithmétiques et harmoniques des coefficients de diffusion de l'oxygène et de l'azote ont été testées. Les résultats obtenus sont identiques.

Le modèle pseudo-constituant et le modèle multi-constituant sont d'abord comparés à partir des conditions utilisées dans les Cas II et III. Pour les deux cas, il y a une légère différence de 0.04% entre le pseudo-composant (cas pseudo-constituant) et la somme de l'oxygène et de l'azote (cas considérant deux constituants indépendants), mais une différence de 4.3% a été observée concernant la quantité d'eau vapeur dans le système.

Ensuite, la comparaison a été faite en utilisant les conditions du Cas IV. Une différence de 0.5% a été observée sur la somme des fractions massiques d'oxygène et d'azote alors qu'une différence de 19.5% a été obtenue pour la fraction massique d'eau vapeur. La quantité d'eau vapeur créée a été surestimée avec le modèle pseudo-constituant. Ces résultats

concernant le Cas IV ont montré que l'impact du séchage sur la composition de l'air est importante (21.7% sur le rapport oxygène/azote), ce qui était une première indication que le modèle pseudo-composant pouvait ne pas être convenable pour décrire de tels cas de diffusion. Les simulations qui ont suivis utilisant le modèle pseudo-constituant ont confirmé que le modèle multi-constituants devait être préférablement utilisé dans de tels cas.

3.6. CONCLUSIONS

L'état de l'art sur les modèles de la littérature fait dans la section 2 a montré qu'il était nécessaire de développer notre propre modèle. Partant des équations à l'échelle microscopique, la technique de prise de moyenne volumique a permis d'obtenir un modèle de compostage à l'échelle de Darcy. Ce modèle prend en compte trois phases : une phase gazeuse, une phase liquide, et une phase solide. La phase biofilm est négligée, car il est considéré que la fraction volumique de biofilm dans le milieu poreux est faible. La phase gazeuse comprend quatre espèces : l'oxygène, le dioxyde de carbone, l'azote, et la vapeur d'eau. Dans la phase liquide, seule l'eau est prise en compte (la dissolution des espèces gaz dans la phase liquide est négligée). Les échanges thermiques sont pris en compte. De plus, l'hypothèse d'équilibre local thermique est considérée : les températures dans chaque phase sont identiques. Le séchage est intégré au modèle sous la forme d'un terme d'échange d'eau entre les phases gaz et liquide, et provoquant une baisse de la température. Enfin, un modèle biologique a été inclus dans lequel la dégradation de la matière organique est considérée. Le solide est partagé en trois fractions : l'une rapidement hydrolysable, l'autre lentement hydrolysable, et la dernière, inerte. Les deux premières fractions sont hydrolysées, fournissant une fraction rapidement assimilable par les bactéries. C'est cette fraction qui est directement consommée par les bactéries, consommant également de l'oxygène, et produisant du dioxyde de carbone, de l'eau, et de la chaleur.

Pour l'eau, même si cette hypothèse nécessite d'être vérifiée expérimentalement, l'hypothèse d'équilibre local a été supposée. Néanmoins, le suivi de front raide par le logiciel COMSOL Multiphysics – logiciel dans lequel le modèle a été implémenté – s'avère difficile. Deux écritures ont alors été testées : approches équilibre local et non-équilibre local. Les résultats ont montré que lorsque σ est compris dans l'intervalle $[1, 4]$, les approches EL et NEL sont équivalentes, avec des temps de calcul moindre pour le cas NEL. Ainsi, pour toutes les simulations futures, il a été décidé d'adopter une écriture NEL avec une valeur de σ de 2.5.

La consistance du modèle a ensuite été testée. Dans un premier temps, puisque la fraction massique d'azote n'est pas obtenue par différence de l'unité et de la somme des fractions massiques de toutes les autres espèces, il a été vérifié que la somme de toutes les fractions massiques de la phase gaz est proche de l'unité. Avec une erreur maximale de l'ordre de $5 \cdot 10^{-4}$, les résultats sont satisfaisants.

Deux cas ont ensuite été étudiés. Dans le premier, l'impact de l'injection d'un air plus sec a été observé. Les résultats ont montré une nette diminution de la teneur en eau dans le massif de déchets, provoquant une chute de la température (du au séchage, principalement). Ces conditions ont alors provoqué un ralentissement de la dégradation de la matière organique. Dans le second cas, l'importance du terme d'échange entre les phases gaz et liquide, \dot{m} , a été observée. Les résultats ont mis en avant la nécessité de prendre en compte les phénomènes de séchage.

Enfin, l'impact du séchage sur la composition de l'air a été observé. Pour cela, deux méthodes ont été comparées (sans modèle de biodégradation). La première consiste en

3. Développement du nouveau modèle mathématique de compostage

l'utilisation d'un pseudo-constituant air : la phase gaz n'est composée que de vapeur d'eau et d'air (mélange d'azote et d'oxygène). La seconde est l'approche décrite dans le modèle développé ici : chaque espèce est considérée individuellement dans la phase gaz. Il a été montré que sous certaines conditions, notamment lorsque l'évaporation devient importante, l'hypothèse d'un pseudo-constituant n'était plus convenable.

La consistance du modèle a été vérifiée. La prochaine étape consiste donc à comparer résultats de simulation et résultats expérimentaux. Cependant, pour pouvoir procéder à cette comparaison, il est tout d'abord nécessaire de caractériser correctement les paramètres du modèle, objectif du chapitre suivant.

4. EVALUATION DES PARAMETRES ET DETERMINATION DE LEUR IMPORTANCE DANS LE PROCEDE DE COMPOSTAGE

4.1. PARAMETRES : METHODES DE MESURE ET VALEURS COURAMMENT UTILISEES

Le modèle mathématique à l'échelle macroscopique a été mis en place (3.4). Il permet de décrire le transfert de masse et de chaleur au sein du massif de déchet, intégrant également un modèle biologique de dégradation de la matière et le phénomène de séchage. D'ailleurs, les premiers essais numériques présentés dans le chapitre 3 ont confirmé l'intérêt de prendre en compte ce phénomène. Le système d'équations utilisé fait intervenir de très nombreux paramètres effectifs décrivant les propriétés du déchet à l'échelle de Darcy (Tableau 18). Afin d'obtenir des résultats de qualité et de simuler de façon convenable le procédé de compostage, il convient d'évaluer ces paramètres correctement. Ce chapitre traite donc de l'ensemble des paramètres intervenant dans le modèle et des méthodes permettant de les évaluer.

Tableau 18 : Liste des paramètres du modèle décrivant les propriétés du déchet.

Paramètres	Symbole	Paramètres	Symbole
Porosité	ε	Taux de croissance spécifique maximum	μ_{max}
Perméabilité intrinsèque	κ	Rendement en biomasse	Y_a
Conductivité thermique effective	λ^*	Rendement de conversion du substrat en dioxyde de carbone	Y_{CO_2}
Capacité thermique massique effective	C_p^*	Constante de demi-saturation	K_{Sr}
Tortuosité	τ	Constante de demi-vitesse	K_{O_2}
Vitesses d'hydrolyse (facilement biodégradable)	k_{rh}	Taux de mortalité	b
Vitesses d'hydrolyse (difficilement biodégradable)	k_{sh}	Fraction de biomasse non-biodégradable	f_I
Substrat facilement biodégradable initial	$X_{rb,0}$	Coefficient de production biologique d'eau	δ
Substrat difficilement biodégradable initial	$X_{sb,0}$	Capacité de rétention du déchet	ω_r
Particules organiques inertes initiales	$X_{i,0}$	Température minimale	T_{min}
Biomasse initiale	$X_{a,0}$	Température optimale	T_{opt}
Substrat rapidement hydrolysable initial	$S_{r,0}$	Température maximale	T_{max}

4.1.1. La porosité à l'air (ε)

4.1.1.1. Définition

La porosité est la mesure de l'espace vide que contient un matériau poreux. Par définition, elle s'exprime par le rapport entre le volume de vide (ou volume des pores) et le volume total du matériau, comme indiqué par l'équation (111).

$$\varepsilon = \frac{V_{vide}}{V_{tot}} \quad (111)$$

C'est la connexion de ces vides qui permet aux phases mobiles de se déplacer au sein du massif de déchets. Mais la composition complexe des déchets ne permet pas de définir simplement leur porosité. En effet, le matériau poreux formé par les déchets présente plusieurs formes de vides et la porosité ne peut se définir aussi simplement que pour un sol. Comme proposé par Chenu, (2007), il est possible d'introduire trois porosités différentes : la porosité totale, la porosité ouverte, et la porosité efficace.

La porosité totale d'un milieu représente à la fois les pores compris entre les particules et les pores situés à l'intérieur des particules. Généralement, trois types de pores sont distingués :

- Les pores interconnectés : ils forment un espace continu dans le milieu poreux et participent au transport de la matière à travers le matériau.
- Les pores aveugles ou bras morts : ils sont interconnectés d'un seul côté et peuvent donc être accessibles à un fluide extérieur, par exemple par diffusion, mais ils ne participent pas au transport purement convectif de la matière.
- Les pores isolés : ils ne communiquent pas avec le milieu extérieur.

En résumé, la porosité totale constitue le volume total non solide (gaz et/ou liquide) qui est lié ou non.

La porosité ouverte est le volume non solide qui est connecté et peut donc participer à l'écoulement.

Enfin, la porosité efficace est définie, pour un milieu initialement saturé en liquide, comme le volume d'eau qui est extrait par gravité sur le volume total (ceci exclut l'eau liée).

La porosité introduite dans la partie précédente fait référence à cette dernière définition, i.e. la porosité efficace, c'est donc elle qui sera considérée dans la suite de ce document.

En compostage, la notion de porosité s'applique aussi bien pour parler de transferts de gaz que de transferts de liquides. La taille des pores joue alors un rôle important (voir chapitre 1). En effet, les pores de petite taille auront tendance à être comblés par de l'eau (phénomène de capillarité) et les pores de taille plus importante auront tendance à être remplis par de l'air (Lefebvre, 2006). Une teneur en eau trop importante entraîne une faible porosité à l'air, ce qui peut poser des problèmes d'oxygénation de la matrice de déchets. A l'inverse, une porosité occupée majoritairement par de l'air entraîne un refroidissement et un assèchement du compost, ce qui n'est pas souhaitable non plus. Pour un bon compostage, la teneur en eau optimale est de l'ordre de 40 à 60 % (Annan & White, 1998 ; Gea *et al.*, 2007).

Dès lors, la porosité apparaît comme un paramètre fondamental tout au long du procédé de compostage, qui se déroule en condition aérobie. Une porosité au gaz insuffisante (et donc une perméabilité au gaz faible) peut engendrer la création de zones anaérobies où les transferts d'air et donc d'oxygène ne permettent pas de compenser la consommation biologique d'oxygène. Compte tenu de l'importance de ce paramètre, de nombreuses études ont été consacrées à sa mesure. Il en ressort que la porosité optimale pour un bon compostage est comprise entre 30 et 60 % du volume total des matériaux à composter (Annan & White, 1998).

4.1.1.2. Mesure de la porosité

La mesure de la porosité peut être réalisée à l'aide de diverses méthodes. Il est possible d'utiliser des méthodes optiques ou bien de recourir à des procédés permettant d'obtenir directement le volume de pore.

4.1.1.2.1. Les méthodes optiques

Ces méthodes permettent de mesurer la taille des grains ou des pores. Elles regroupent à la fois des observations simples (à l'œil nu) et microscopiques. Couplées avec une analyse d'image, elles permettent de remonter à la porosité du milieu. Elles sont simples à mettre en œuvre pourvu que le matériel, généralement très coûteux, soit à disposition. Il est cependant difficile d'obtenir des informations concrètes sur le cœur du matériau poreux en une seule étape, car il n'est possible d'observer que des coupes 2D de l'échantillon (pas d'information 3D). Mais cela reste possible, notamment grâce aux techniques de tomographie.

4.1.1.2.2. Les mesures par injection de fluide

Le principe général est d'injecter un fluide dans un volume connu de matériaux à tester. Ce fluide va alors remplir les vides contenus dans le milieu poreux. La quantité de fluide injecté représente donc le volume de vide contenu dans le milieu. Différents fluides peuvent être utilisés pour calculer la porosité d'un échantillon de compost. Trois fluides sont présentés ici.

4.1.1.2.3. Porosimétrie par intrusion de mercure

Les techniques de porosimétrie par intrusion de mercure (Figure 28) emploient le mercure comme fluide non mouillant d'intrusion. En plus de la porosité totale, elles permettent d'obtenir la distribution de taille des pores du milieu. En effet, au fur et à mesure de l'expérience, la pression d'intrusion est augmentée et le volume de mercure injecté dans les pores est enregistré (Alaïwa & Saiyouri, 2007). A l'équilibre, la relation entre le diamètre équivalent des pores et la pression d'intrusion est donnée par l'équation de Washburn (Washburn, 1921) (relation (112)).

$$d_p = \frac{-4\sigma \cos \theta}{P} \quad (112)$$

où d_p est le diamètre des particules (m), σ est la tension interfaciale air-mercure ($\text{N}\cdot\text{m}^{-1}$), θ est l'angle de contact entre le mercure et la phase solide (degrés) et P est la pression (Pa).

Cette technique a quelques inconvénients, notamment celui d'entraîner la dégradation du milieu testé. De plus, selon la densité du milieu, la pression d'intrusion doit être vraiment importante pour pouvoir cibler la totalité des pores. Enfin, l'utilisation de mercure n'est pas souhaitable étant donné qu'il s'agit d'un élément neurotoxique et reprotoxique. Elle n'est pas utilisée dans le milieu du compostage ; d'autres méthodes de porosimétrie lui sont préférées.



Figure 28 : Porosimétrie par intrusion de mercure (<http://www-ipcms.u-strasbg.fr>)

4.1.1.2.4. Pycnomètre à eau

Singley, 1982) décrit une procédure utilisant l'eau. Dans cette étude, un cylindre gradué en plastique de 4 L est rempli avec 1800 cm³ de compost (compacté). Le cylindre est ensuite pesé, et la densité du compost est calculée. Un grillage est ensuite placé au sommet pour empêcher les matériaux de flotter une fois immergés dans l'eau. De l'eau dé-ionisée est lentement versée sur l'échantillon de compost, et l'eau est ajoutée 500 mL par 500 mL tant que le liquide ne s'élève pas au-dessus de la surface du compost. Le cylindre est légèrement remué pour retirer les éventuelles bulles d'air qui aurait pu se retrouver piégées avant d'enregistrer le niveau final d'eau.

Le pycnomètre à eau a été utilisé dans certaines études visant à caractériser le compost (Singley, 1982 ; Annan & White, 1998 ; Weindorf & Wittie, 2002 ; Mohee & Mudhoo, 2005) et présente de nombreux avantages :

- Mesure rapide (10 à 15 minutes (Annan, 1999))
- Equipement simple et peu coûteux
- Mesure relativement fiable

Cependant, quelques inconvénients peuvent être mis en avant :

- Difficulté pour obtenir des répétitions de la manipulation sur un même échantillon (une fois que l'échantillon est saturé en eau, il est difficile de retrouver sa teneur en eau initiale).
- Apparition de bulles de gaz dans l'échantillon. Le résultat obtenu a donc tendance à être sous-estimé.
- Impossibilité de réaliser des mesures *in-situ*.

Cette technique n'est que peu utilisée dans le domaine du compostage du fait de la dégradation de l'échantillon (modification de la teneur en eau initiale).

4.1.1.2.5. Pycnomètre à gaz

Le premier pycnomètre à gaz a été développé en 1936 par Torstenson et Eriksson (Torstenson & Eriksson, 1936). Ce pycnomètre était alors destiné à mesurer la porosité du sol. Le compost étant un milieu poreux au même titre que le sol, ce procédé peut tout à fait être utilisé sur des échantillons de compost. De nombreux scientifiques ont d'ailleurs utilisé ce procédé pour mesurer la porosité d'échantillons de compost (Oppenheimer *et al.*, 1997 ; Agnew *et al.*, 2003 ; Richard *et al.*, 2004 ; Ahn *et al.*, 2007 ; Berthe, 2007 ; Ruggieri *et al.*, 2009 ; Auvinet, 2009 ; Orvain, 2010). Ce dispositif présente les mêmes avantages que le pycnomètre à eau, tout en permettant de s'affranchir de la plupart des inconvénients. En effet, il est aisé, avec un pycnomètre à gaz (Figure 29), de faire des répétitions de mesures sur un même échantillon. De plus, l'air étant un fluide moins visqueux que l'eau, il peut s'insérer

plus facilement dans les petits pores du milieu poreux à tester. Les résultats obtenus sont donc plus précis.

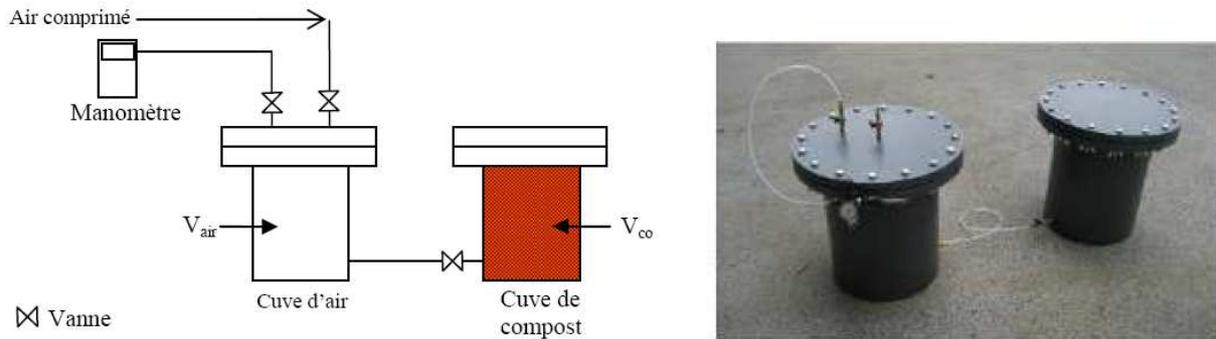


Figure 29 : Schéma et photographie d'un pycnomètre à air – Sur la photographie : à gauche, la cuve remplie d'air, à droite celle contenant le déchet.

Annan & White, 1998) ont confirmé cela par l'expérience. Ils ont comparé les résultats obtenus sur de la boue avec un pycnomètre à eau, un pycnomètre à air, l'équation de Haug, et l'équation de Schulze (toutes deux présentées dans 4.1.1.3). En partant du principe que le pycnomètre à eau donne tout de même une bonne approximation du FAS (Free Air Space : voir chapitre 1), ils ont pu observer que le pycnomètre à air fournit d'aussi bons résultats. Ils ont pu constater que, parfois, le pycnomètre à air donne des valeurs légèrement supérieures à celles obtenues à l'aide du pycnomètre à eau. Ceci confirme que l'air peut s'insérer dans de petits pores où l'eau ne peut pénétrer. Ainsi, le pycnomètre à air offre certainement une réponse plus fiable pour la mesure de la porosité ouverte. Le seul inconvénient est cependant le fait qu'aucune mesure *in-situ* ne peut être réalisée.

4.1.1.3. Evaluation théorique de la porosité des déchets solides organiques

Afin de pallier ce manque de méthode d'évaluation *in-situ* de la porosité ouverte, de nombreux auteurs ont tenté de développer des techniques d'évaluation théorique de la porosité. C'est le cas par exemple de Schulze, 1962) ou Haug, 1993). Pour ce qui est des équations, celle de Schulze n'a semble-t-il pas été correctement dérivée de la définition de la porosité, et Annan & White, 1998) déconseillent son utilisation. Elle ne sera pas présentée ici. Par contre, l'équation de Haug semble fournir de bons résultats (Annan & White, 1998).

La démarche de Haug, 1993) consiste à estimer la porosité à l'air d'un milieu à partir de valeurs facilement mesurables. L'équation de Haug, 1993) est décrite par l'équation (113).

$$\varepsilon = \left(1 - \frac{\rho_t MS}{G_s \rho_l} \right) - (1 - MS) \frac{\rho_t}{\rho_l} \quad (113)$$

ρ_t est la masse volumique totale (kg.m^{-3}), G_s est la densité du compost (-), ρ_l est la masse volumique de l'eau (kg.m^{-3}) et MS est le pourcentage de matière sèche (-). Dans l'équation (113), la fraction de matière sèche (MS) est obtenue en faisant sécher l'échantillon à l'étuve à 105°C , jusqu'à l'obtention d'un poids constant.

Ginkel *et al.*, 1999) proposent quant à eux une expression basée sur des résultats d'études de compression sur le compost permettant d'obtenir la porosité en fonction de la hauteur du tas. Cette expression est donnée par l'équation (114).

$$\varepsilon(z) = 1 - \left(1 + \frac{MS}{\rho_s} - \frac{MS}{\rho_l} \right) \rho_u \exp \left[g \frac{Z - z}{EMS} \right] \quad (114)$$

g est la gravité ($m.s^{-2}$), Z est la hauteur du tas (m), z est la hauteur à laquelle la porosité est évaluée, ρ_u est la masse volumique totale à la hauteur Z ($kg.m^{-3}$) et E est la résistance du matériau à la déformation ($m^2.s^{-2}$). L'avantage de cette expression réside dans le fait qu'elle permet d'évaluer l'évolution de la porosité le long d'une colonne de compost. Elle prend également en compte le tassement de la pile de compost du à la gravité et à la dégradation de la matière.

Enfin, pour une autre expression, développée par Richard *et al.*, 2004), repartons de la définition de la porosité à l'air qui est donnée par (111). V_{vide} est défini selon (115), faisant intervenir les volumes de solide et d'eau.

$$V_{vide} = V_{tot} - V_{eau} - V_{sol} \quad (115)$$

L'expression de la porosité à l'air devient alors la relation donnée par l'équation (116).

$$\varepsilon = \frac{V_{tot} - V_{eau} - V_{sol}}{V_{tot}} = 1 - \frac{1}{V_{tot}} (V_{eau} + V_{sol}) \quad (116)$$

En développant l'équation précédente, (117) est obtenue, où apparaissent les masses de chaque phase.

$$\varepsilon = 1 - \frac{m_{tot}}{V_{tot}} \left(\frac{m_{eau}}{m_{tot}} \times \frac{V_{eau}}{m_{eau}} + \frac{m_{sol}}{m_{tot}} \times \frac{V_{sol}}{m_{sol}} \right) \quad (117)$$

Les fractions massique ($kg.kg^{-1}$) de matière organique (MO) et de cendres ($1-MO$) sont mesurées grâce à une combustion des matériaux à $550^{\circ}C$ (calcination) (Richard *et al.*, 2004). Ceci conduit à la définition de la porosité donnée par l'équation (118).

$$\varepsilon = 1 - \rho_{tot} \left(\frac{\phi}{\rho_{eau}} + \frac{MS}{\rho_{MS}} \right) \quad (118)$$

Ce qui permet de valider (119) proposée par Richard *et al.*, 2004), étant donné que la matière sèche (MS) peut être divisée en une fraction inerte (cendres) et une fraction organique (MO).

$$\varepsilon = 1 - \rho \left(\frac{\phi}{\rho_{eau}} + \frac{MS \times MO}{\rho_{MO}} + \frac{MS(1-MO)}{\rho_{cendre}} \right) \quad (Richard \text{ et al. } (2004)) \quad (119)$$

Dans le domaine du compostage, cette équation est souvent utilisée afin d'évaluer la porosité à l'air d'un déchet. Elle permet une évaluation rapide du paramètre physique, et limite les manipulations. Orvain, 2010) a montré que cette expression donne une bonne estimation de la porosité.

4.1.1.4. Valeurs pour le compost : données de la littérature

Les valeurs de la porosité dépendent grandement de la matrice de déchets étudiée, mais également de sa teneur en eau. Mis à part Annan & White, 1998) qui ont comparé les mesures faites via différentes méthodes (pycnomètre à air, pycnomètre à eau, équation de Schulze, équation de Haug), les auteurs ont généralement utilisé un pycnomètre à air. Oppenheimer *et al.*, 1997) ont mesuré la porosité de la nourriture pour chien, ainsi que des boues d'épuration, mélangés à des copeaux de bois de différentes tailles (19, 12.70 et 6.35 mm), et avec différentes teneurs en eau (30, 45, 55 et 60%). Les valeurs mesurées varient entre 0.294 et 0.706 pour la nourriture pour chien, et entre 0.350 et 0.684 pour la boue. Annan

& White, 1998) ont fait des mesures sur des boues mélangées à des copeaux de bois, en proportion variable, ce qui fait varier la teneur en eau du mélange ainsi constitué. Les valeurs varient entre 0.27 et 0.63. Pour de la boue seule, les auteurs ont mesuré une porosité variant entre 0.15 et 0.21. Pour les copeaux de bois seuls, la porosité varie entre 0.67 et 0.79. Berthe, (2007) a également réalisé des mesures de porosité sur des boues (agroalimentaires et urbaines), en mélange avec des copeaux de bois, mais aussi sur des OMR. La porosité des boues en mélange varie entre 0.54 et 0.68, celle des OMR étudiés vaut 0.41. Ahn *et al.*, (2008a) ont quant à eux fait des mesures sur de nombreux déchets différents : tiges de maïs, avoine, ensilage, foin de luzerne, ... La gamme de porosité s'étend de 0.45 pour du fumier de bœuf à 0.93 pour la paille de soja. Ruggieri *et al.*, (2009) ont réalisé des mesures sur de nombreuses matrices : déchets alimentaires, copeaux de bois, boues non traitées (BNT), boue digérée par voie anaérobie (BVA), fraction organique de déchets municipaux, paille, champignons. Les valeurs de porosité varient entre 0.17 pour la BVA à 0.85 pour les copeaux de bois. Auvinet, (2009) a réalisé des mesures sur des biodéchets en mélange avec des déchets verts. Lorsque les biodéchets sont constitués principalement de tontes/branchages, la porosité avoisine 0.95, alors que pour un macro-mélange de fruits et légumes entiers et de restes d'animaux, la porosité est proche de 0.25. Orvain, (2010) a réalisé des mesures sur des mélanges de biodéchets/déchets verts avec différents ratios. Les valeurs mesurées varient entre 0.55 et 0.95.

4.1.2. La perméabilité intrinsèque (K)

4.1.2.1. Définition

La perméabilité intrinsèque représente « l'aptitude d'un milieu à se laisser traverser par un fluide sous l'effet d'un gradient de potentiel » (Castany & Margat, 1977). Elle représente les forces de frottement qu'exerce la matrice poreuse sur le fluide qui la traverse. C'est une caractéristique hydrodynamique purement géométrique d'un milieu poreux, qui ne dépend pas du fluide. Son unité est le m^2 ou le Darcy ($1 \text{ Darcy} = 0.98 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$).

Schématiquement, dans ces conditions, le débit d'écoulement d'un fluide canalisé dans le milieu sera relié au gradient de pression par l'intermédiaire de l'équation (120), dans laquelle interviennent le débit volumique Q ($m^3 \cdot s^{-1}$), le coefficient de perméabilité du milieu poreux ou conductivité hydraulique k ($m \cdot s^{-1}$), la surface de la section étudiée A (m^2), et le gradient hydraulique ou perte de charge par unité de longueur i ($m \cdot m^{-1}$).

$$Q = k \times A \times i \quad (120)$$

La conductivité hydraulique k est un coefficient dépendant des propriétés du milieu poreux où l'écoulement a lieu (granulométrie, forme des grains, répartition et forme des pores, porosité intergranulaire), des propriétés du fluide concerné par les écoulements (la viscosité, le poids spécifique) et de la saturation du milieu poreux. Elle s'exprime dans l'équation (121) en fonction des propriétés intrinsèques du milieu poreux et du fluide, à savoir, la perméabilité intrinsèque du milieu poreux κ (m^2), la masse volumique ρ ($kg \cdot m^{-3}$), la pesanteur g ($m \cdot s^{-2}$) et la viscosité dynamique η (Pa.s).

$$k = \frac{\kappa \times \rho \times g}{\eta} \quad (121)$$

La perméabilité intrinsèque dépend, souvent, de la porosité. De nombreux auteurs ont d'ailleurs mis en évidence une relation entre la porosité et la perméabilité pour des matériaux de type déchets à composter (Das & Keener, 1997 ; Richard *et al.*, 2004 ; van Ginkel *et al.*, 2002). A titre d'exemple, l'équation de Carman (122) relie les paramètres perméabilité et porosité entre eux (Carman, 1937 ; Ergun & Orning, 1952).

$$\kappa = \frac{d_p^2}{Z} \times \frac{\varepsilon^3}{(1-\varepsilon)^2} \quad (122)$$

Z est la constante de Ergun (=180). Cette équation est vérifiée pour des milieux saturés, monodisperses et isotropes. Les mesures doivent être faites en régime permanent (Chapuis & Aubertin, 2003).

La relation de Kozeny-Carman, dérivée de la combinaison de la relation de Hagen-Poiseuille et de la loi de Darcy, donne la perméabilité κ selon l'équation (123)

$$\kappa = \frac{\varepsilon^3}{k_0 \cdot \tau^2 \cdot (1-\varepsilon)^2 \cdot A_0^2} \quad (123)$$

où A_0 est la surface spécifique ou aire de l'interface pores/solide ramenée au volume du milieu poreux ($\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$), k_0 est le facteur de forme des pores et τ la tortuosité (-). Ce modèle peut être appliqué dans le cas d'un espace poral interconnecté dans lequel les pores ont une taille uniforme.

La perméabilité gazeuse est également dépendante de la teneur en eau du milieu Ahn *et al.*, 2008a). La relation qui lie ces deux paramètres est complexe. En effet, l'augmentation de la teneur en eau d'un milieu peut entraîner une élévation ou une diminution de cette perméabilité gazeuse. Une augmentation peut s'expliquer par le fait que les particules s'agglomèrent entre elles lorsque le milieu s'humidifie. Cette augmentation de granulométrie entraîne une augmentation de la taille des pores, et engendre une augmentation de la perméabilité aux gaz par la même occasion Ahn *et al.*, 2007). D'un autre côté, une augmentation de la teneur en eau peut entraîner une diminution de la perméabilité gazeuse. Cela est dû au fait que, lorsque la teneur en eau augmente, le milieu devient plus « plastique » et est sujet à compaction, ce qui diminue la dimension des zones de « vides », augmente les forces de frottement, et diminue la perméabilité (Das & Keener, 1997). De plus, l'eau emplissant partiellement les pores empêche la progression du gaz.

4.1.2.2. Mesure de la perméabilité intrinsèque d'un milieu poreux

Quelle que soit la technique utilisée, la perméabilité est calculée à partir de la loi de Darcy. Dans le cas des déchets, cette mesure est généralement réalisée grâce à l'intrusion de deux fluides différents : l'eau ou l'air (le diazote (N_2) peut également être utilisé).

4.1.2.2.1. Perméabilité à l'eau

Cette mesure se fait sur de petits échantillons (carottage d'éprouvettes cylindriques ($\text{Ø}100 \times 300$ mm) (Alaïwa & Saiyouri, 2007)). La mesure consiste à saturer en eau le milieu à tester. Ensuite, une pression d'eau est appliquée sur l'une des faces du milieu jusqu'à stabilisation de l'écoulement à l'intérieur du matériau (les surfaces latérales de l'échantillon sont imperméabilisées). Lorsque le flux est constant dans le milieu, la quantité d'eau ayant traversé le milieu est mesurée (à l'aide d'une balance en acquisition numérique par exemple). La différence de charge correspond à la différence de hauteur d'eau mesurée par deux tubes piézométriques (pris au niveau de la chambre amont et de la chambre aval) (Figure 30). Grâce à la loi de Darcy, la perméabilité intrinsèque du milieu peut être calculée (Stoltz, 2009).

Cette mesure de perméabilité à l'eau n'est pas la plus adaptée pour le compost. En effet, dans le but d'analyser un échantillon représentatif, un volume suffisamment important est nécessaire, ce qui requiert une grande quantité d'eau. De plus, la pression à fournir pour avoir des débits mesurables est relativement importante, ce qui a pour effet d'altérer le milieu étudié, ce qui n'est pas souhaitable. En effet, les techniques de mesures non destructives sont préférées à celles qui entraînent une altération du matériau.

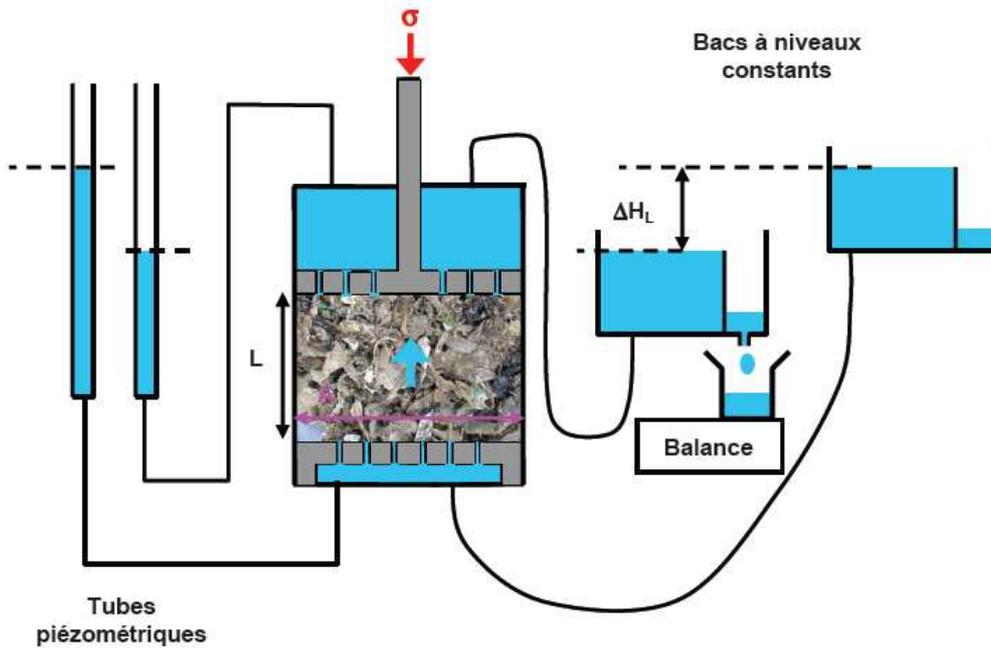


Figure 30 : Mesure de la perméabilité à l'eau à charge (σ) constante. (Stoltz, 2009)

4.1.2.2.2. Perméabilité au gaz

Il s'agit, une fois encore, d'une mesure en condition stationnaire. Le milieu poreux à tester (matériaux à composter) est introduit dans une colonne (Figure 31). De l'air est injecté à une extrémité de cette enceinte. En mesurant la perte de charge engendrée par le matériau, pour différents débits d'aération, et en utilisant la loi de Darcy, il est possible d'obtenir la perméabilité intrinsèque du milieu. Cette technique de mesure a été utilisée par de nombreux auteurs (Richard *et al.*, 2004 ; Das & Keener, 1997 ; Stoltz, 2009). Cette technique a été aussi largement utilisée au sein du centre de recherche de VERI – Centre de Limay, notamment par Orvain, 2010).

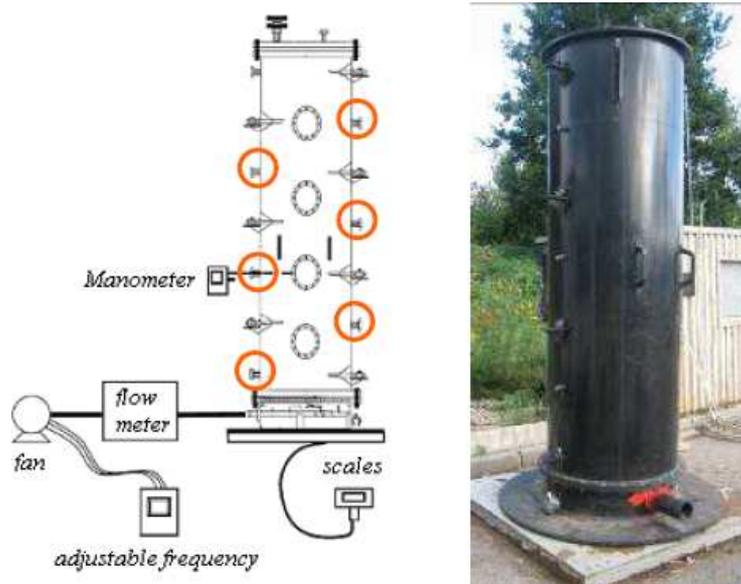


Figure 31 : Grande colonne utilisée pour mesurer la perméabilité au gaz du déchet : schéma de fonctionnement et photographie.

4.1.2.3. Valeurs pour du compost

De nombreuses mesures ont été réalisées sur des déchets municipaux. Fungaroli & Steiner, 1971) ont trouvé des valeurs de perméabilité variant entre $1 \cdot 10^{-12}$ et $2 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$, comparables à ce que donnent Ettala, 1987), Landva & Clark, 1990), Edgers *et al.*, 1992) et Hossain & Haque, 2009). Chez Oweis *et al.*, 1990), la perméabilité varie entre $7.2 \cdot 10^{-13}$ et $1.5 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$, tout comme chez Durmusoglu *et al.*, 2006). Pour Jang *et al.*, 2002), la gamme de variation est plus réduite : $[3 \cdot 10^{-13}, 2 \cdot 10^{-12}] \text{ m}^2$. Gabr & Valero, 1995) indiquent même des valeurs plus faibles, la perméabilité pouvant atteindre $1 \cdot 10^{-14} \text{ m}^2$.

van Ginkel *et al.*, 2002) ont procédé à des mesures de perméabilité sur un mélange de paille et de fientes de poulets. Celle-ci varie entre $1 \cdot 10^{-12}$ et $1 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2$. Ahn *et al.*, 2008a) ont fait des mesures sur de nombreux déchets : tiges de maïs, avoine, ensilage, foin de luzerne, ... La perméabilité des feuilles avoisinaient $1 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2$ alors que celle des tiges de maïs, de la paille d'avoine, de l'ensilage, des copeaux de bois, de la sciure de bois, des fientes de dindes et la paille de blé, avec 40% de teneur en eau, était à peu près égale à $5 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2$.

Auvinet, 2009), sur le macro-mélange de fruits et légumes entiers et de restes d'animaux, trouve une perméabilité variant entre $5 \cdot 10^{-9}$ et $2 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2$. Orvain, 2010) a réalisé des mesures sur des mélanges de biodéchets/déchets verts avec différents ratios. Les valeurs mesurées varient entre $2 \cdot 10^{-9}$ et $2 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2$.

4.1.3. La conductivité thermique et la capacité calorifique (λ et C_p)

4.1.3.1. Définition

La conductivité thermique caractérise le comportement des matériaux lors du transfert thermique par conduction. Elle exprime la quantité de chaleur transférée (Watts), par unité de longueur (mètre), sous un gradient de température (Kelvin). Son unité est donc le $\text{W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$.

En ce qui concerne le compostage, la conductivité thermique est un paramètre important, puisqu'il détermine la façon dont le matériau est capable d'évacuer la chaleur produite par l'activité biologique. Une valeur optimale permet un bon échange de chaleur sur la totalité de l'andain, et une bonne hygiénisation. Une valeur trop faible de ce paramètre peut engendrer une montée en température intense du déchet et provoquer un assèchement du matériau parfois néfaste à l'activité biologique. Au contraire, une valeur trop forte peut conduire à des pertes de chaleur importante, qui peuvent entraîner un ralentissement des activités biologiques et un défaut d'hygiénisation du déchet.

La conductivité thermique dépend de plusieurs facteurs environnementaux, de la composition du matériau et notamment de sa densité (Chandrakanthi *et al.*, 2005). En effet, plus la densité est élevée, plus les particules au sein du matériau sont en contact et plus la conductivité est importante. La porosité à l'air a donc également un impact sur la conductivité. Ainsi, plus la porosité à l'air est élevée, plus la conductivité est faible car l'air est un mauvais conducteur de chaleur ($\lambda_{air} = 0.025 \text{ W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$). L'eau est un meilleur conducteur et la conductivité augmente avec la teneur en eau ($\lambda_{eau} = 0.6 \text{ W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$) (Chandrakanthi *et al.*, 2005). L'équation (124) est souvent utilisée pour relier la conductivité thermique à la teneur en eau (Simpson & TenWolde, 1999).

$$\lambda = A(B + CM) \quad (124)$$

M est la teneur en eau (-), A , B et C sont des constantes caractéristiques du matériau étudié ($\text{W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$).

Enfin, la relation entre la conductivité thermique et la température est complexe. La conductivité augmente avec la température (Weppen, 2001 ; Al-Ajlan, 2006) et peut être décrite par l'équation (125).

$$\lambda = \lambda_0(1 + aT) \quad (125)$$

λ_0 est la conductivité thermique du matériau à 0 K ($\text{W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$), a est un coefficient caractéristique du matériau (K^{-1}) et T est la température (K).

La capacité thermique massique C_p , quant à elle, est une grandeur permettant de quantifier l'énergie absorbée ou restituée par échange thermique au cours d'une transformation pendant laquelle sa température varie. Plus la capacité thermique d'un corps est grande, plus grande sera la quantité d'énergie échangée au cours d'une transformation s'accompagnant d'une variation de la température de ce corps.

La capacité thermique massique est définie comme étant la quantité d'énergie à apporter à un corps par échange thermique pour augmenter la température de 1K de l'unité de masse de la substance. C'est une grandeur intensive qui est égale à la capacité thermique rapportée à la masse du corps étudié. Elle s'exprime en $\text{J} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$. En général sont considérées les capacités thermiques décrites par (126).

$$C_v = \frac{1}{m} \left(\frac{\partial U}{\partial T} \right)_v$$
$$C_p = \frac{1}{m} \left(\frac{\partial H}{\partial T} \right)_p$$

(126)

U est l'énergie interne (J), H est l'enthalpie (J), m est la masse du corps (kg) et T est la température (K). Même si, dans le cas étudié ici, la différence entre les C_v et les C_p peut être supposée négligeable (vrai pour les phases peu compressible ou peu dilatable), ce sont bien les C_p qui sont considérés, l'équation de la chaleur à l'échelle microscopique faisant intervenir les enthalpies dans chaque phase.

4.1.3.2. Mesure de la conductivité thermique et de la capacité calorifique

La détermination de la conductivité thermique est indirecte, c'est-à-dire, qu'elle est calculée et non mesurée directement. Le principe général de la mesure est de mesurer une augmentation de température dans le milieu, en réponse à l'introduction d'une source de chaleur. Plusieurs dispositifs sont présentés ci-après.

4.1.3.2.1. Sonde à chocs thermiques

Il s'agit d'une technique dynamique, c'est-à-dire que la mesure est faite au cours de la phase de chauffage. Cette sonde est composée d'une résistance thermique et d'un thermocouple (Figure 32). Elle est introduite dans le milieu à tester. Une fois l'équilibre thermique atteint, la sonde est chauffée à l'aide de la résistance thermique et l'augmentation de température est mesurée, à l'aide du thermocouple, à intervalles de temps réguliers. Les valeurs de température sont reportées en fonction du logarithme népérien du temps de mesure. La conductivité est obtenue grâce à l'équation (127).

$$\lambda = \frac{R_l I^2}{4\pi} \times \frac{\Delta \ln(t)}{\Delta T_s}$$

(127)

R_l est la résistance linéaire ($\Omega \cdot \text{m}^{-1}$), I est l'intensité (A) et $\frac{\Delta \ln(t)}{\Delta T_s}$ la pente de la droite logarithmique ($\text{s} \cdot \text{K}^{-1}$).

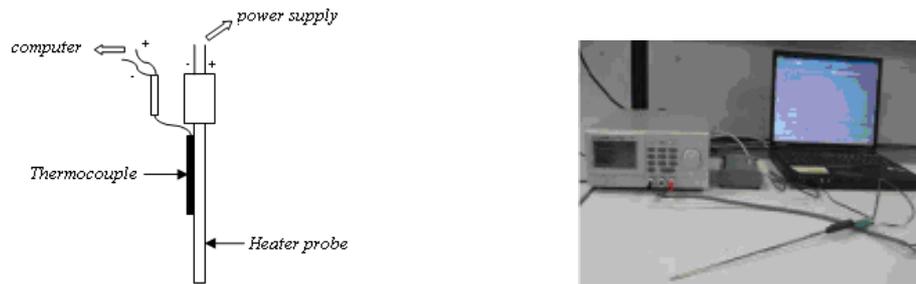


Figure 32 : Sonde à choc : schéma descriptif et illustration de la technique utilisée à VERI – Centre de Limay (Orvain, 2010).

L'inconvénient de cette technique de mesure est que le volume de mesure est faible. Ainsi, la valeur mesurée peut ne pas être représentative du volume global étudié.

4.1.3.2.2. Plaque chaude gardée

Il s'agit d'une méthode statique, c'est-à-dire que la mesure n'est réalisée qu'après avoir atteint un état d'équilibre thermique. Le principe de la mesure est de reproduire, dans une installation de dimensions finies, les conditions du transfert de chaleur à travers une plaque infinie limitée par deux plans parallèles et isothermes (gardes auxiliaires). Le matériau à tester est placé de part et d'autre d'une plaque chauffante électrique. Des « plaques froides » sont disposées au-dessus de chaque partie de l'échantillon (Figure 33). Ces « plaques froides » sont maintenues à une température déterminée par l'opérateur. De chaque côté, des gardes sont installées. L'expérience est amorcée lorsqu'une certaine chaleur est appliquée à la plaque chauffante centrale. La température augmente alors dans l'ensemble du système, jusqu'à atteindre un équilibre. La température finale de la plaque chauffante est fonction de la puissance appliquée au départ, des caractéristiques thermiques de l'échantillon et de la température des « plaques froides ». La conductivité thermique est déterminée à partir de la Loi de Fourier donnée par (128).

$$\lambda = \frac{W \times d}{A \times \Delta T} \quad (128)$$

W est la puissance électrique (W), d est l'épaisseur de l'échantillon (m), A est la surface de la section (m^2) et ΔT est la différence de température entre la plaque chauffante centrale et la « plaque froide » (K). Le temps de mesure de cette technique est relativement long (Cela est dû à l'attente de l'équilibre thermique au sein de l'échantillon) ce qui représente un inconvénient majeur).

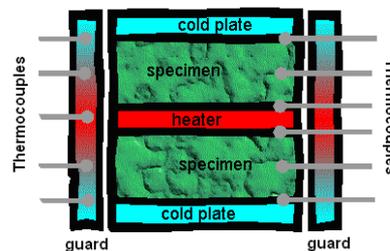


Figure 33 : Schéma d'une plaque chaude gardée idéale (Source : <http://www.evitherm.org>).

Il est possible, avec cette technique, de réaliser les mesures sur des échantillons plus importants que pour la sonde à chocs thermiques.

4.1.3.2.3. La méthode flash

Cette méthode dynamique a été développée par Parker en 1961 (Parker *et al.*, 1961). Elle consiste en l'excitation d'un échantillon, plan cylindrique et de petite dimension, par une brève impulsion thermique (flash, laser, ...) sur sa face avant (Min *et al.*, 2007). L'augmentation de température est mesurée à l'arrière de l'échantillon, en fonction du temps.

Cette méthode permet la mesure de la diffusivité thermique κ et de la capacité thermique massique C_p . Ensuite, connaissant la masse volumique du matériau ρ , il est aisé de retrouver la conductivité thermique (équation (129)).

$$\lambda(T) = \rho(T) \times C_p(T) \times \kappa(T) \quad (129)$$

Cette technique présente de nombreux avantages :

- préparation aisée des échantillons ;
- mesure rapide ;
- grande précision de la mesure ;
- méthode non destructive.

Comme le soulignent Hay *et al.*, 2004), cette méthode est appliquée à de nombreux domaines, et notamment aux milieux poreux humides (Moyne, 1997).

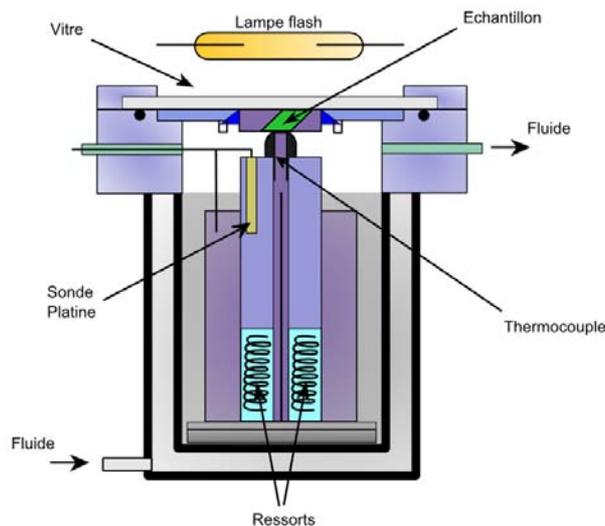


Figure 34 : Schéma de principe de la méthode flash.

4.1.3.2.4. Ruban chaud

La méthode du ruban chaud est particulièrement adaptée pour la caractérisation thermique des matériaux isolants. La sonde, parfaitement symétrique, est constituée de deux résistances chauffantes rectangulaires accolées l'une à l'autre, entre lesquelles un thermocouple de type K mesure les variations de température. Le thermocouple permet de mesurer l'élévation de température au centre de la sonde chauffante. A partir du thermogramme obtenu, associé à un modèle mathématique, la conductivité thermique (conductivité $< 1 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$) peut être calculée.

4.1.3.2.5. Calorimétrie

Nous avons vu que certaines méthodes stationnaires permettaient de mesurer la capacité calorifique. Il existe aussi des méthodes calorimétriques spécifiques. Le calorimètre (Figure 35) permet de mesurer les échanges de chaleur se produisant dans une enceinte

adiabatique. En connaissant la masse de l'échantillon, et en mesurant sa température initiale et sa température à l'équilibre, il est possible de connaître la capacité calorifique du corps étudié, puisqu'en milieu adiabatique, la somme des chaleurs échangées est nulle. Cette technique est parfaitement adaptée aux systèmes homogénéisés et inertes.



Figure 35 : Exemple de calorimètre (<http://www.physique.ens-cachan.fr/laboratoire/materiel/show?id=407&action=show>)

4.1.3.3. Evaluation théorique de la conductivité thermique et de la capacité thermique massique

Il est possible de montrer que la conductivité effective est bornée par (Wiener, 1912) les conductivités effectives $\lambda_{\text{parallèle}}$ et $\lambda_{\text{série}}$ définies par les deux équations (130)(a) et (130)(b) (Chandrakanthi *et al.*, 2005).

$$\lambda_{\text{parallèle}} = \lambda_{\text{air}} \times \xi_{\text{air}} + \lambda_{\text{eau}} \times \xi_{\text{eau}} + \lambda_{\text{sol}} \times \xi_{\text{sol}} \quad (\text{a})$$

$$\lambda_{\text{série}} = \left[\frac{\xi_{\text{air}}}{\lambda_{\text{air}}} + \frac{\xi_{\text{eau}}}{\lambda_{\text{eau}}} + \frac{\xi_{\text{sol}}}{\lambda_{\text{sol}}} \right]^{-1} \quad (\text{b}) \quad (130)$$

ξ est la fraction volumique ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$).

En l'absence de toute caractérisation fine, il est parfois possible d'utiliser comme estimation la moyenne arithmétique de ces deux conductivités (Chandrakanthi *et al.*, 2005), ou des relations faisant intervenir cette moyenne. Les équations (130) renvoient aux lois relatives aux résistances dans les circuits électriques. En effet, la conductivité thermique peut être considérée comme une résistance au transfert de chaleur. L'équation (130)(a) correspond alors à l'agencement des résistances en parallèle et l'équation (130)(b) à une disposition en série. Le compost est considéré ici comme constitué de trois phases : l'eau, l'air et la partie solide. Les valeurs de λ_{air} et λ_{eau} à une température fixée sont connues.

Cependant, les travaux de Orvain, 2010) ont montré que les valeurs de conductivités thermiques données par ces lois ne correspondaient pas à ce qui était obtenu expérimentalement. Orvain, 2010) conclut que les différences observées sont sans doute dues à l'importante hétérogénéité du déchet étudié, Chandrakanthi *et al.*, 2005) ayant fait leurs essais sur des déchets très homogènes. Il est difficile de conclure en l'absence d'information sur la répartition géométrique des phases au sein du milieu.

4.1.3.4. Valeurs pour différentes matrices de déchets

Les valeurs de la conductivité thermique varient entre $0.03 \text{ W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$ (compost sec : (van Ginkel *et al.*, 2002)) et $0.67 \text{ W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$ (compost : (van Ginkel, 1996)). Pour des déchets d'agrumes frais, Weppen, 2001) présentent des valeurs allant de 0.41 à $0.52 \text{ W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$. Kaleta, 1999) donne une conductivité thermique assez faible pour du compost de trèfles

(entre 0.075 et 0.085 $\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$). Pour un compost de déchets municipaux, Mears *et al.*, 1975) donnent une gamme de conductivité thermique comprise entre 0.26 et 0.43 $\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$. contre 0.15 et 0.31 pour Klejment & Rosinski, 2008). Pour un macro-mélange de fruits et légumes entiers et de restes d'animaux, Auvinet, 2009) donne une conductivité thermique de 0.51 $\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$, et pour des biodéchets constitués principalement de tontes/branchages, 0.08 $\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$. Orvain, 2010) donne, pour des biodéchets purs, une conductivité thermique comprise entre 0.18 et 0.31 $\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$, et pour des déchets verts, 0.07 et 0.1 $\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$. Les valeurs de la capacité calorifique varient quant à elles entre 840 $\text{J.kg}^{-1}.\text{K}^{-1}$ Agnew *et al.*, 2003) et 4200 $\text{J.kg}^{-1}.\text{K}^{-1}$ (Perry & Green, 1997).

4.1.4. La tortuosité (τ_t)

4.1.4.1. Définition

La tortuosité est définie par l'équation (131).

$$\mathbf{j}_{effective} = -\varepsilon\rho\mathcal{D}^* \cdot \nabla\omega \quad (131)$$

avec \mathcal{D}^* défini par l'équation (132).

$$\mathcal{D}^* = \frac{D}{\tau_t} \quad (132)$$

dans le cas d'un milieu isotrope et d'un processus diffusif, où τ est la tortuosité du milieu. Qualitativement, τ_t dépend du rapport de L_e/L où L_e est le chemin parcouru pour joindre à travers la porosité deux faces du milieu poreux distantes de L . Beaucoup de tentatives ont été faites pour relier quantitativement τ et L_e/L . L'approche changement d'échelle qui est basée sur un problème de fermeture diffusif, plus proche de la physique, lui est préférée dans ce document. De plus, dans le cadre des travaux présentés ici, le milieu est considéré isotrope.

4.1.4.2. Mesure de la tortuosité : mesure à l'aide d'un traceur

L'échantillon est placé dans une colonne qui est remplie de liquide au-delà de la hauteur de l'échantillon. Un traceur est incorporé dans le liquide (une solution concentrée de sel par exemple) et va progressivement pénétrer dans l'échantillon par diffusion. La concentration du traceur dans la zone liquide au-dessus de l'échantillon va alors diminuer jusqu'à atteindre une valeur d'équilibre. Elle est estimée via des mesures de conductivité électrique.

A partir de la seconde loi de Fick, il est alors possible de déterminer une expression du rapport entre la quantité de traceur dans l'échantillon à un instant t et cette même quantité pour un temps long. Celui-ci permet alors de déterminer le coefficient de diffusion moléculaire effectif \mathcal{D}^* à partir duquel la tortuosité peut être déduite (Delgado, 2006).

Cette expérience peut également être réalisée à l'aide de traceurs gazeux. L'argon est notamment utilisé comme traceur par Asakura *et al.*, 2009). Tout d'abord les auteurs ont apporté de l'eau dans le déchet (boue+scories ou gravats) jusqu'à atteindre sa capacité de rétention maximale. Des échantillons ont été prélevés et compactés dans une colonne de 15 cm de diamètre, sur une hauteur de 50 cm. De l'azote a été ensuite injecté à pression constante dans la colonne. La perméabilité a alors été déterminée en mesurant la différence de pression statique le long de la colonne (4.1.2). L'expérience a été conduite à des vitesses de gaz qui assuraient un écoulement laminaire. Après avoir déterminé la perméabilité, la même colonne a été saturée en azote, et de l'argon a été introduit dans l'espace de tête (partie de la colonne saturée en gaz et située entre l'échantillon et le couvercle de la colonne). La tortuosité a été finalement déduite en mesurant la concentration d'argon à différent temps (Crank, 1975 ; Kallel *et al.*, 2004). Il est à noter que la présence d'une phase liquide peut venir perturber l'interprétation à cause des échanges de phase.

4.1.4.3. Evaluation théorique de la tortuosité

Afin d'évaluer la tortuosité d'un milieu poreux, Berryman, 1980) a proposé l'équation (133).

$$\tau_t = \frac{\left[1 + \frac{1}{\varepsilon}\right]}{2} \quad (133)$$

Elle s'applique au cas d'une matrice composée de grains solides sphériques.

De nombreuses corrélations empiriques entre la porosité et la tortuosité ont été présentées dans la littérature, comme le montre (134).

$$\begin{aligned} \tau_t &= \varepsilon^{-n} \quad \text{Archie, 1942)} \\ \tau_t &= 1 - 0.5 \times \ln(\varepsilon) \quad \text{Weissberg, 1963)} \\ \tau_t &= 1.5 - 0.5\varepsilon \quad \text{Maxwell, 1873)} \\ \tau_t &= \frac{1}{\sqrt{\varepsilon}} \quad \text{(Bruggeman, 1935 ; Sen et al., 1981)} \\ \tau_t &= \varepsilon^{-0.4} \quad \text{Kim et al., 1987)} \\ \tau_t &= 1 - 0.41 \times \ln(\varepsilon) \quad \text{Comiti \& Renaud, 1989)} \\ \tau_t &= \sqrt{1 - \ln(\varepsilon^2)} \quad \text{Boudreau, 1996)} \end{aligned} \quad (134)$$

Ces expressions dépendent des hypothèses faites sur la géométrie du milieu, et, il semble qu'aucune ne corresponde vraiment aux structures des déchets étudiés ici, comme l'ont montré les mesures de porosité et de tortuosité réalisées par Kacem *et al.*, 2009). Sur des morceaux compactés de carton et de polyéthylène, ils ont montré, par exemple, que, dans de tels milieux, alors que la porosité décroît quand on augmente la masse volumique apparente, la tortuosité commence à croître, puis décroît à partir d'une certaine valeur. Ces lois (système d'équations (134)) ne permettent pas de décrire ce genre de comportement.

4.1.4.4. Valeurs pour différentes matrices de déchets

Kallel *et al.*, 2004) ont fait des mesures de tortuosité sur de nombreux types de déchets différents : encombrants, déchets incombustibles (et vieux déchets incombustibles déterrés d'un site de stockage), cendre d'incinération (et vieilles cendres d'incinération déterrées d'un site de stockage), sable uniforme. Les valeurs de tortuosité varient entre 1.8 (sable) et 10.7 (cendres d'incinération). Chez Asakura *et al.*, 2009), la gamme de variation est plus large, allant de 0.7 pour un mélange de boue et de scories à 75% d'humidité à 19 pour ce même mélange à 62% d'humidité.

4.1.5. Paramètres biologiques

Pour rappel, le modèle biologique utilisé comprend trois fractionnements du solide : une fraction rapidement hydrolysable, une fraction lentement hydrolysable, et une fraction inerte. Les fractions dégradables sont hydrolysées, générant un substrat soluble facilement assimilable par les micro-organismes (une seule population considérée dans le modèle).

4.1.5.1. Définitions

4.1.5.1.1. Fractionnement du substrat (X_{rb} , X_{sb} et X_i)

Selon le type de substrat présent dans le déchet, les vitesses d'hydrolyses diffèrent. Les cinétiques seront rapides lorsque les micro-organismes dégradent des sucres simples ou des protéines, mais plus lentes face à de la cellulose ou de la lignine. Il est aussi à noter qu'une partie de la matière ne sera pas dégradée. Il est alors possible de fractionner la matière en définissant une fraction rapidement hydrolysable (X_{rb}), une fraction lentement hydrolysable (X_{sb}) et une fraction inerte (X_i). Ce fractionnement est appelé fractionnement biologique, car il s'appuie sur les cinétiques de biodégradation de la matière en conditions aérobies. Une vitesse d'hydrolyse est associée à chacune des deux premières fractions. L'unité de ces variables telles qu'elles sont présentées dans le modèle mathématique est le $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$.

4.1.5.1.2. Vitesse d'hydrolyse (k_{rh} , k_{sh})

L'hydrolyse d'une substance est sa décomposition par l'eau grâce aux ions H_3O^+ et HO^- provenant de la dissociation de l'eau et sous l'action de mécanismes enzymatiques. Au sein d'un massif de déchets, l'hydrolyse est réalisée par des exoenzymes (Kuter *et al.*, 1985 ; Henze & Mladenovski, 1991 ; Pedro *et al.*, 1995). Au cours de l'hydrolyse enzymatique, les substances organiques complexes sont transformées en composés organiques solubles plus simples. Les protéines, les graisses ou encore la cellulose donnent respectivement des acides aminés, des acides gras et des sucres simples. Par définition, les vitesses d'hydrolyse caractérisent les cinétiques de dégradation de cette matière organique solide en matière organique soluble pouvant directement être consommée par les micro-organismes aérobies. Ces vitesses sont généralement modélisées par une cinétique d'ordre 1 par rapport à la quantité de substrat biodégradable (de la fraction considérée) disponible dans le milieu. La constante de cinétique d'hydrolyse associée est exprimée en s^{-1} .

4.1.5.1.3. Substrat soluble (S_r)

Le substrat soluble facilement assimilable par les bactéries (appelé aussi substrat hydrolysé S_r) est le produit de l'hydrolyse des substrats rapidement et lentement hydrolysable. Son unité est le $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$. C'est cette partie qui est directement consommée par les bactéries aérobies, permettant ainsi leur croissance.

4.1.5.1.4. Biomasse (X_a)

La biomasse X_a désigne la quantité totale de micro-organismes vivants dans le volume de déchets étudié. Son unité est le $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$. Ce sont ces micro-organismes qui vont consommer le substrat soluble pour se développer. Une seule population globale est considérée dans le modèle. Cette population comprend :

- des bactéries : ce sont les types de micro-organismes les plus représentés au cours du compostage (80 à 90% des milliards de micro-organismes présents). Elles utilisent une large variété d'enzymes pour casser chimiquement les matières organiques. Et, comme déjà explicité dans 1.1, durant la première phase du compostage, où la température est inférieure à 40°C , les bactéries mésophiles prédominent. Au-delà de cette température, les bactéries thermophiles apparaissent. Jusqu'à 60°C , la diversité microbienne reste importante, mais, au-delà, seules les bactéries thermophiles subsistent.
- des actinomycètes : ces micro-organismes ressemblent à des champignons mais sont en réalité des bactéries filamenteuses. Dans le compost, ils jouent un rôle important pour la dégradation des matières organiques complexes comme les celluloses,

lignines, chitines et protéines. Certaines espèces apparaissent lors de la phase de compostage thermophile et d'autres durant la phase de refroidissement.

- des champignons : ils sont très importants dans le compost car ils décomposent des composés complexes et cassent les débris, ce qui permet aux bactéries de continuer le travail de décomposition. Les champignons sont nombreux dans les phases de compostage mésophile et thermophile.
- des protozoaires : ce sont des organismes unicellulaires eucaryotes (ils ont un vrai noyau cellulaire contrairement aux bactéries qui ne possèdent pas de membrane nucléaire). Ils jouent un rôle mineur dans la décomposition des matières organiques

4.1.5.1.5. Le taux de croissance spécifique maximum (μ_{max})

La croissance des micro-organismes peut être décrite de la façon suivante, comme l'illustre la Figure 36 : tout d'abord, a lieu une phase de latence au cours de laquelle les cellules synthétisent les enzymes qui vont leur être nécessaires pour utiliser les substrats du milieu. Il n'y a pas de division cellulaire ce qui implique qu'il n'y a pas de croissance de la population microbienne. Ensuite, vient une phase d'accélération où les divisions cellulaires commencent, suivie par une phase exponentielle durant laquelle la vitesse de reproduction cellulaire a atteint son maximum et reste constante. L'épuisement des nutriments amène une phase de décélération, puis une phase de stabilisation durant laquelle le nombre de micro-organismes créés équivaut à celui des micro-organismes qui meurent. Enfin, quand survient l'épuisement total des nutriments apparaît une phase de déclin où la population des micro-organismes diminue.

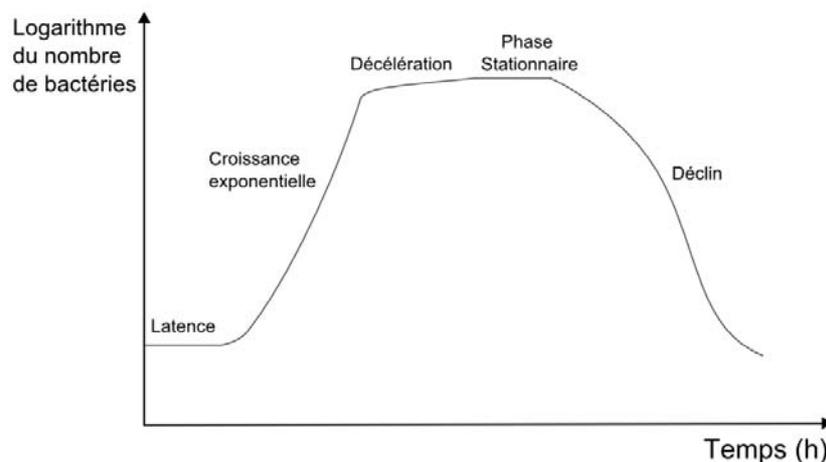


Figure 36 : Evolution schématique du nombre de bactéries au cours du temps.

Le taux de croissance spécifique maximum est le taux de croissance de la phase exponentielle. Le temps de doublement de la population (T_d) peut être défini par l'équation (135).

$$T_d = \frac{\text{temps}}{\text{nombre de divisions ou de générations}} \quad (135)$$

Le taux de croissance spécifique μ peut alors être défini par l'équation (136).

$$\mu = \frac{\ln(2)}{T_d} \quad (136)$$

Pendant la phase exponentielle de croissance, ce taux spécifique de croissance est maximal (μ_{max}) Il décroît ensuite en raison de l'épuisement du substrat. C'est ce qui est modélisé par l'équation de Monod décrite par (137).

$$\mu = \mu_{max} \frac{S}{K_s + S} \quad (137)$$

Elle traduit une limitation du taux de croissance par la quantité de substrat disponible (sinon ce serait une croissance exponentielle infinie). Dans le cas étudié ici est considéré une double limitation par S_r et par O_2 ; une forme de Monod généralisée est alors utilisée, donnée par .

$$\mu = \mu_{max} \frac{S_r}{K_{S_r} + S_r} \frac{O_2}{K_{O_2} + O_2} \quad (138)$$

4.1.5.1.6. Le rendement en biomasse (Y_a)

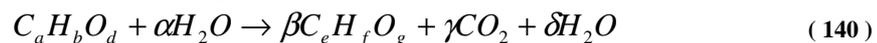
La masse microbienne produite à partir du substrat consommé s'exprime quantitativement comme le rendement de croissance, noté Y_a (équation (139)).

$$Y_a = \frac{\text{masse bactérienne produite (en g)}}{\text{masse de substrat consommé (en g ou mol)}} \quad (139)$$

Le rendement est un indice de l'efficacité de conversion des éléments nutritifs en matériel cellulaire. Il peut être exprimé en gDCO.gDCO⁻¹ ou en g de matière (volatiles) par gramme de matière (volatiles).

4.1.5.1.7. Le rendement de conversion du substrat en dioxyde de carbone (Y_{CO_2})

Le rendement de conversion du substrat en dioxyde de carbone représente le rapport entre les quantités de CO₂ produites et les quantités d'O₂ consommées (gCO₂ produit/gDCO). Il est défini par les relations stœchiométriques, via l'équation d'oxydation de la matière organique (en prenant pour substrat de la cellulose par exemple). L'équation d'oxydation peut être généralisée comme le montre (140).



A partir de cette équation et pour la cellulose, en considérant la biomasse C₅H₇O₂, on obtient $\delta = 0.32$ gH₂O/gDCO et $Y_{CO_2} = 0.47$ gCO₂/gDCO. Si on ne prend pas en compte la croissance microbienne, ces coefficients deviennent $\delta = 0.47$ gH₂O/gDCO et $Y_{CO_2} = 1.375$ gCO₂/gDCO.

4.1.5.1.8. Le coefficient de production biologique d'eau (δ)

Le coefficient de production biologique d'eau représente le rapport entre les quantités d'H₂O produites et les quantités d'O₂ consommées (gH₂O produit/gDCO). Il est donc défini par les relations stœchiométriques (voir équation (140)) et peut être évalué via des mesures de respirométrie, technique présentée ci-après (4.1.5.2).

4.1.5.1.9. Constantes de Monod (K_{S_r} et K_{O_2})

Les équations de Monod ont été largement utilisées pour décrire la croissance microbienne, mais celles-ci sont purement empiriques.

Cependant, la plupart des auteurs ayant utilisés ces fonctions de Monod dans leurs modèles appellent K_{S_r} la constante de demi-saturation, représentant la concentration en substrat, pour $\mu = 0.5\mu_{max}$ (exprimée dans le modèle en kg.m⁻³), et K_{O_2} la constante de demi-

vitesse, représentant la concentration en substrat soluble, également pour $\mu = 0.5\mu_{\max}$ (exprimée en $\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

4.1.5.1.10. Le taux de mortalité (b)

Le taux de mortalité b correspond à une vitesse spécifique de décroissance de la population en raison du décès des cellules. Ce phénomène est modélisé par une cinétique de premier ordre par rapport à la quantité de cellules vivantes : $R_{\text{décès}} = b \cdot X_a$. L'unité est la s^{-1} .

4.1.5.1.11. La fraction de biomasse non-biodégradable (f_I)

La fraction de biomasse non-biodégradable est la fraction générée lors du décès de la biomasse. Elle correspond au ratio entre la masse (ou la DCO) inerte et la masse (ou DCO) totale libérée par la lyse des cellules.

4.1.5.2. Mesure des paramètres biologiques

4.1.5.2.1. Respirométrie à l'échelle du laboratoire : mesures de nombreux paramètres

La respirométrie est une technique généralement utilisée en laboratoire et consistant à caractériser le comportement d'un échantillon de matière placé dans une enceinte étanche et alimenté en oxygène de façon contrôlée. La mesure de la consommation d'oxygène au sein de l'enceinte au cours du temps permet de déduire la vitesse de consommation de l'oxygène par voie biologique dans des conditions contrôlées. La vitesse de consommation d'oxygène étant directement reliée à la croissance des cellules et à la dégradation de la matière, la respirométrie constitue une technique très utile pour caractériser les activités microbiennes de dégradation. Elle permet de caractériser aussi bien la biodégradation que l'activité des micro-organismes, et donc de pouvoir déterminer la plupart des paramètres biologiques. La Figure 37 représente un exemple de technique respirométrique (celle du Sapromat). Il existe d'autres techniques qui mettent en œuvre d'autres moyens de mesurer la consommation d'oxygène.

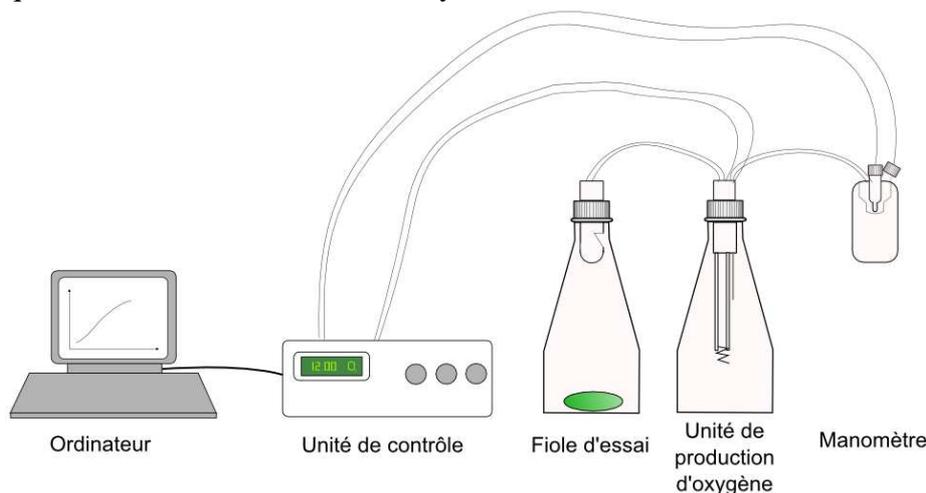


Figure 37 : Schéma de principe de la technique de respirométrie.

Ordaz *et al.*, 2011) et Pommier *et al.*, 2008) montrent que, via les techniques de respirométrie, ils arrivent à obtenir de nombreux paramètres. Les constantes d'hydrolyses sont obtenues en ajustant leur modèle de biodégradation aux données expérimentales. Pour cela, Pommier *et al.*, 2008) se basent sur la minimisation d'un critère global exprimant l'écart entre les valeurs expérimentales et les valeurs simulées. Par interprétation directe des respirogrammes, Ordaz *et al.*, 2011) parviennent à obtenir les valeurs des rendements.

Cependant, le problème majeur de cette méthode est que tous ces paramètres ne peuvent pas être caractérisés tous un par un de façon indépendante (Dochain *et al.*, 1995). Les méthodes respirométriques permettent en général d'estimer des combinaisons de paramètres comme les concentrations de substrats initiales $(1-Y_a)X_{rb}$, et les combinaisons de paramètres cinétiques comme $\mu_{max}(1-Y_a)X_a/Y_a$ ou $(1-Y_a)K_{sr}$. Cela signifie que pour une concentration de biomasse donnée (X_a) et des coefficients de rendement mesurés (ou supposés) (Y_a), il est possible d'estimer le taux spécifique de croissance maximum (μ_{max}) et la constante de saturation (K_{sr}) (Kong *et al.*, 1996 ; Vollertsen & Hvitved-Jacobsen, 1999).

De par cette contrainte, les expérimentateurs peuvent procéder à plusieurs expérimentations où des conditions soigneusement choisies sont contrôlées (hydrolyse non limitante par exemple). Ces conditions permettent de fixer certains paramètres biologiques durant toute la durée de l'essai, rendant possible l'identification d'un (ou de plusieurs) autre(s) paramètre(s).

Tremier *et al.*, 2005) ont utilisé des méthodes respirométriques et sont parvenus à caractériser le taux de croissance, la vitesse d'hydrolyse et les concentrations initiales des fractions rapidement et lentement hydrolysables, ainsi que de la biomasse, en utilisant des valeurs de référence pour tous les autres paramètres (constante de décès, rendement en biomasse, fraction de micro-organismes qui devient de la matière inerte, et constantes de Monod).

Cette méthode facile à mettre en place nécessite cependant une grande précision quant à la mesure de la concentration en oxygène et peut être relativement longue (plusieurs dizaines de jours). L'incertitude obtenue sur la plupart des valeurs est telle qu'une infime différence sur cette concentration peut avoir de grandes répercussions sur la valeur des concentrations des substrats par exemple. De plus, la méthode ne s'applique qu'à de petits échantillons. Se pose alors le problème de la représentativité des paramètres obtenus et de leur validité à l'échelle industrielle.

4.1.5.2.2. Méthodes alternatives

Il existe également des méthodes de colorimétrie, comme la méthode de Bradford, permettant de déterminer la concentration de biomasse initiales (Kamizake *et al.*, 2003 ; Delhomenie *et al.*, 2008). Certains auteurs emploient des traceurs radioactifs pour déterminer le taux de croissance spécifique (Pollard & Greenfield, 1997), le rendement de biomasse et la constante de demi-saturation (Button, 1985), voire le taux de mortalité (Servais *et al.*, 1985). L'application de ces méthodes n'est pas explicitée ici puisqu'elles n'ont pas été utilisées dans le cadre de cette étude. L'auteur renvoie donc le lecteur à la littérature pour plus de détails.

4.1.5.3. Valeurs pour du compost

Les valeurs des constantes d'hydrolyses sont données par de nombreux auteurs dans la littérature. Sole-Mauri *et al.*, 2007) présentent les valeurs de ces constantes utilisées dans leur modèle pour chaque type d'éléments à dégrader : glucides (0.96 et 0.48 j^{-1}), protéines (0.96 et 0.48 j^{-1}), lipides (0.24 j^{-1}), hémicellulose (0.216 j^{-1}), cellulose et lignine (0.168 j^{-1}). Cependant, la majorité des auteurs donnent les valeurs des constantes d'hydrolyse pour la matière rapidement et lentement hydrolysable, et ce pour un type de déchet donné. Mote & Griffis, 1979) fournissent pour un mélange de fumier et de balle de riz les valeurs suivantes : 3.4 et 0.2 j^{-1} . Bach *et al.*, 1985) donnent des gammes allant de 0.32 à 0.59 j^{-1} (rapidement) et de 0.05 à 0.10 j^{-1} (lentement) pour un mélange de boues d'épuration et de copeaux de bois, contre 4.53 j^{-1} et 0.24 j^{-1} pour Nakasaki *et al.*, 1985). Pour des coupes de parcs et jardins, Michel & Reddy, 1998) donnent 0.46 et 0.07 j^{-1} , alors que pour des résidus de jardinages, les valeurs sont plus faibles : 0.18 j^{-1} (Mason, 2007) à 0.22 j^{-1} (Komilis & Ham, 2000) pour la matière rapidement hydrolysable, et 0.008 j^{-1} (Mason, 2007) à 0.04 j^{-1} (Komilis & Ham, 2000) pour la

matière lentement hydrolysable. Pour des déchets alimentaires, Komilis, 2006) fournit les valeurs suivantes : 0.56 j^{-1} et 0.06 j^{-1} .

Pour ce qui est du taux de croissance spécifique, Sole-Mauri *et al.*, 2007) donnent les valeurs par famille de micro-organismes et par type de substrat : sur du glucide, des protéines ou des lipides, 4.8 j^{-1} pour les bactéries mésophiles et 4.32 j^{-1} pour des bactéries thermophiles, sur du glucide, des protéines, des lipides ou de l'hémicellulose, 2.4 j^{-1} pour des actinomycètes mésophiles et 2.88 j^{-1} pour des actinomycètes thermophiles, sur du glucide, des protéines, des lipides, de l'hémicellulose ou de la lignine, 2.4 j^{-1} pour les champignons. La majorité des auteurs, ne considérant qu'une seule population bactérienne, ne fournissent qu'une valeur par type de déchets. Ainsi, pour un mélange de boues d'épuration et de copeaux de bois, Bach *et al.*, 1985) donnent 32.24 j^{-1} alors que Sikora & Sowers, 1985) donnent 2.21 j^{-1} . Pour des tiges de maïs, Bono *et al.*, 1992) donnent 25.7 j^{-1} . Michel & Reddy, 1998) donnent 0.88 j^{-1} pour des coupes et tontes de jardins, et pour un mélange de papier, Komilis, 2006) utilise un taux de croissance de 4.0 j^{-1} .

Concernant la constante de décès, Sole-Mauri *et al.*, 2007) fournissent des valeurs pour plusieurs familles de micro-organismes : 0.72 pour les bactéries mésophiles, 0.48 pour les bactéries thermophiles, 0.24 pour les actinomycètes mésophiles et les champignons mésophiles et thermohiles, 0.36 pour les actinomycètes thermophiles.

Enfin, les valeurs de constantes de Monod sont peu fournies dans la littérature. Chez Xi *et al.*, 2005), K_{O_2} est égal à 0.066 , et 0.07 chez Stombaugh & Nokes, 1996). Pour K_{S_r} , Sole-Mauri *et al.*, 2007) donnent 0.062 kg.m^{-3} .

4.1.6. La capacité de rétention

4.1.6.1. Définition

La capacité de rétention est la quantité maximale d'eau qui peut être contenue par le déchet en dépit de la force de rétention capillaire. L'eau stockée de cette façon n'apparaît pas comme du lixiviat. Cette propriété dépend de la masse volumique des déchets (Zanetti & Genon, 1999), mais aussi de la nature des éléments (composition, granulométrie) et de l'état de compression du déchet. Ces propriétés évoluent avec le tassement secondaire comprenant les phénomènes de biodégradation (Stoltz, 2009).

4.1.6.2. Mesures de la capacité de rétention

Zanetti & Genon, 1999) présentent une méthode pour mesurer la capacité de rétention de la boue. Ils la placent dans une colonne qu'ils remplissent d'eau distillée jusqu'à atteindre la saturation du déchet. La colonne est munie d'un robinet à sa base où, ensuite, le lixiviat généré par la force de gravité vient s'écouler et est recueilli dans une colonne graduée. Ils en déduisent alors la capacité de rétention de la boue.

4.1.7. Températures minimale, optimale, et maximale de la réaction aérobie (T_{min} , T_{opt} , T_{max})

4.1.7.1. Définition

Ces températures interviennent dans la fonction de correction par la température incluse dans le modèle biologique et introduite par Rosso *et al.*, 1993). Ladite fonction a été présentée dans le chapitre précédent (3.4). T_{min} est la température en deçà de laquelle aucune activité biologique n'est possible, T_{opt} est la température pour laquelle cette activité est optimale, et enfin, T_{max} est la température au-delà de laquelle aucune activité n'est possible.

4.1.7.2. Mesures de ces températures

Rosso *et al.* (1993) ont caractérisé expérimentalement ces températures pour de nombreuses populations bactériennes.

4.1.8. Conclusion

Le modèle développé dans le chapitre 3 fait intervenir de nombreux paramètres. Ces paramètres ont été clairement définis ici, ainsi que les différentes méthodes de mesure permettant d'obtenir leurs valeurs, et parfois la difficulté pour y parvenir. Ils correspondent à des caractéristiques intrinsèques du déchet étudié. Les concentrations initiales des gaz (dans le milieu et l'air entrant), la teneur en eau initiale, ainsi que la température initiale du milieu et la température de l'air entrant ont été sciemment omis ici, car n'étant pas caractéristique du déchet. Leurs valeurs peuvent cependant être obtenues de la façon suivante :

- Les concentrations initiales des gaz dans l'air entrant sont celles, généralement, que l'on retrouve dans la composition usuelle de l'air.
- La température extérieure est obtenue via un thermomètre ou une sonde de température.
- Dans le milieu, la température peut être mesurée via une sonde de température, ou bien des thermopiles.
- Les concentrations des gaz dans le massif de déchets peuvent être obtenues grâce à un micro-chromatographe qui analyse la composition de l'air capté par des sondes placées au sein du massif de déchets.
- La teneur en eau du déchet à étudier peut être mesurée à l'aide d'une étuve. Connaissant le poids initial, le poids après évaporation de l'eau dans l'échantillon permet de remonter à la teneur en eau.

Ces paramètres sont liés aux conditions de l'essai réalisé et à la façon dont le déchet est conditionné, mais ne constituent pas des caractéristiques internes au modèle. Concernant les autres paramètres, le Tableau 19 référence leurs valeurs, valeurs provenant de la littérature ou de mesures non publiées réalisées par VERI-Centre de Limay et le LISBP dans le cadre de campagnes de caractérisations respirométriques des cinétiques de compostage de divers déchets.

Tableau 19 : Valeurs extrêmes des paramètres (mécaniques, biologiques) utilisés dans les modèles de compostage.

Paramètres	Valeur minimale	Valeur maximale	Références
Porosité ε (-)	0.15	0.95	(Agnew <i>et al.</i> , 2003 ; Auvinet, 2009)
Perméabilité intrinsèque κ (m ²)	10 ⁻¹⁰	10 ⁻⁶	(Richard <i>et al.</i> , 2004 ; Auvinet, 2009)
Conductivité thermique effective λ^* (W.m ⁻¹ .K ⁻¹)	0.03	0.5	(van Ginkel <i>et al.</i> , 2002 ; Auvinet, 2009)
Capacité thermique massique effective C_p^* (J.kg ⁻¹ .K ⁻¹)	840	3705	-
Tortuosité τ_t (-)	2	8	Moldrup <i>et al.</i> , 2001)

4. Evaluation des paramètres et détermination de leur importance dans le procédé de compostage

Vitesses d'hydrolyse (facilement biodégradable) $k_{rh} (j^{-1})$	0.01	10	*
Vitesses d'hydrolyse (difficilement biodégradable) $k_{sh} (j^{-1})$	1.10^{-3}	0.1	*
Substrat facilement biodégradable initial $X_{rb,0} (g \text{ COD/g IDM})$	20% de ce qui est biodégradable	80% de ce qui est biodégradable	*
Substrat difficilement biodégradable initial $X_{sb,0} (g \text{ COD/g IDM})$	$X_{sb,0} = MO_{tot} - X_{i,0} - X_{rb,0} - S_{r,0}$	$X_{sb,0} = MO_{tot} - X_{i,0} - X_{rb,0} - S_{r,0}$	*
Particules organiques inertes initiales $X_{i,0} (g \text{ COD/g IDM})$	10% de la biomasse	40% de la biomasse	*
Biomasse initiale $X_{a,0} (g \text{ COD/g IDM})$	1.10^{-4}	0.01	*
Substrat rapidement hydrolysable initial $S_{r,0} (g \text{ COD/g IDM})$	0% de ce qui est biodégradable	10% de ce qui est biodégradable	*
Taux de croissance spécifique maximum $\mu_{max} (j^{-1})$	2.4	4.8	Sole-Mauri <i>et al.</i> , 2007) *
Rendement en biomasse $Y_a (-)$	0.4	0.7	(Tobajas & Garcia-Calvo, 1999 ; Vollertsen & Hvitved-Jacobsen, 1999) *
Rendement de conversion du substrat en dioxyde de carbone $Y_{CO_2} (-)$	1	1.5	*
Coefficient d'affinité pour S_r $K_{Sr} (g \text{ COD/g IDM})$	5.10^{-3}	0.15	Vollertsen & Hvitved-Jacobsen, 1999) *
Constante d'affinité pour O_2 $K_{O_2} (g \text{ COD/g IDM})$	2.10^{-3}	0.05	*
Taux de mortalité $b (j^{-1})$	1.10^{-4}	0.5	*
Fraction de substrat non-biodégradable $f_I (-)$	0.05	0.3	Quirk & Eckenfelder Jr., 1986) *
Coefficient de production biologique d'eau $\delta (gH_2O \text{ produit/gDCO})$	0.05	0.7	*
Capacité de rétention du déchet $\omega_r (-)$	1.5	2.5	Zanetti & Genon, 1999) *
Température minimale $T_{min} (K)$	273	283	Rosso <i>et al.</i> , 1993)

Température optimale T_{opt} (K)	313	338	Rosso <i>et al.</i> , 1993)
Température maximale T_{max} (K)	343	363	Rosso <i>et al.</i> , 1993)

* Ordre de grandeur donné ou confirmé par le LISBP, INSA Toulouse (données respirométriques).

Certains de ces paramètres peuvent varier en fonction des facteurs environnementaux. Par exemple, la valeur de la porosité va être modifiée en fonction de la teneur en eau, ou bien de la densité. Dans un premier temps, tous les paramètres décrits dans le Tableau 19 seront considérés constants. De plus, la valeur des paramètres utilisés dans le modèle sera ensuite spécifiée pour chaque essai.

4.2. ANALYSE DE SENSIBILITE DETERMINANT L'IMPORTANCE DE CERTAINS PARAMETRES A PARTIR DU MODELE

Le modèle présenté dans la partie 3 permet de simuler un grand nombre de variable d'état du système. Néanmoins, l'utilisation de ce modèle nécessite de pouvoir évaluer précisément de nombreuses caractéristiques du déchet à composter, faute de quoi le résultat de simulation obtenu souffrira d'un manque de précision. La détermination fine de l'ensemble de ces paramètres n'est parfois pas possible. Par conséquent, il est nécessaire de connaître l'impact d'une erreur de détermination de ces paramètres sur le comportement du modèle. Pour ce faire, il est possible de réaliser une étude de sensibilité permettant d'appréhender la sensibilité du modèle aux valeurs des paramètres d'entrée (Jacques, 2011). Les analyses de sensibilité peuvent être classées en trois catégories : mathématique, statistique, et graphique (Frey & Patil, 2002). Les méthodes mathématiques sont les plus pertinentes dans le cas étudié : elles permettent d'évaluer la sensibilité d'un modèle en faisant varier les paramètres d'entrée sur une certaine gamme (Salehi *et al.*, 2000). Il est alors possible d'évaluer l'impact d'une variation dans les valeurs d'entrée sur la sortie du modèle (Morgan & Henrion, 1990). Les méthodes mathématiques peuvent être utiles dans l'identification des paramètres d'entrée les plus importants (Brun *et al.*, 2001) et qui requièrent alors une acquisition de données ou des recherches plus importantes (Ariens *et al.*, 2000), et peuvent également être utilisées pour la vérification et la validation du modèle (Wotawa *et al.*, 1997). C'est pourquoi, pour réaliser cette analyse de sensibilité sur les paramètres du modèle, un plan d'expériences a été mis en place. Les plans d'expériences permettent d'étudier l'influence d'un grand nombre de facteurs sur les réponses observées à l'aide du modèle et de définir les facteurs qui ont une influence ou non sur les réponses observées. L'avantage de ces méthodes est qu'elles permettent de limiter le nombre d'essais à réaliser pour obtenir ces informations (Claeys-Bruno *et al.*, 2009).

Dans le cadre de cette étude de sensibilité, il est d'abord nécessaire de sélectionner les paramètres qui seraient susceptible d'influencer le procédé de compostage. Ces paramètres sont en général les paramètres d'entrée du modèle (caractéristiques du déchet, conditions à la limite et conditions initiales). Dans le cas du modèle de compostage développé, 29 paramètres ont été sélectionnés (Tableau 20) :

Tableau 20 : Paramètres étudiés dans le plan d'expériences.

X1	X2	X3	X4	X5	X6	X7	X8	X9	X10	X11	X12	X13	X14	X15
C_{ps}	ω_R	A	B	K_{Sr}	K_{O2}	δ	λ^*	b	k_{sH}	k_{rH}	ϵ_g	fI	Y_a	Y_{CO2}
X16	X17	X18	X19	X20	X21	X22	X23	X24	X25	X26	X27	X28	X29	
μ_{max}	T_{max}	T_{min}	T_{opt}	ω_{min}	τ_t	$\omega_{H2O,s,0}$	$X_{a,0}$	$X_{i,0}$	$X_{Rb,0}$	$S_{r,0}$	T_0	$\omega_{H2O,s,lim}$	T_{lim}	

Ensuite, de manière générale, un phénomène peut toujours être mis sous la forme mathématique décrite par l'équation (141) (Goupy, 2006a).

$$y = f(x_1, x_2, \dots, x_n) \quad (141)$$

y est la grandeur à laquelle s'intéresse l'expérimentateur (cette grandeur est appelée la réponse ou la grandeur d'intérêt), les x_i sont les variables sur lesquelles l'expérimentateur peut agir (ces variables peuvent être continues ou discontinues et sont appelées facteurs), et f est la fonction mathématique qui explique le mieux les variations de la réponse selon les différentes valeurs données aux x_i . Dans le cadre du plan d'expériences réalisé ici, cette fonction mathématique sera un polynôme. Ceci permet de façon très simplifiée de modéliser le comportement du système en fonction des valeurs utilisées pour les paramètres d'entrée du modèle.

La réalisation du plan d'expériences consiste à la définition et à la réalisation d'une suite ordonnée des essais élémentaires de simulation, puis à l'analyse statistique par régression linéaire multiple des résultats de ces essais pour obtenir un modèle de comportement du type de celui présenté par l'équation (141). Pour cela, le choix des expériences à réaliser est crucial, car il influence fortement la précision du modèle statistique de comportement obtenu.

4.2.1. Choix d'un plan d'expériences

4.2.1.1. Définition

Un plan d'expériences consiste en la mise en œuvre organisée d'un ensemble d'unités expérimentales de manière à acquérir de nouvelles connaissances en contrôlant un ou plusieurs paramètres d'entrée (facteurs environnementaux, conditions d'expérimentation, etc.) pour obtenir des résultats validant un modèle statistique de comportement avec une bonne économie (nombre d'essais le plus faible possible) et révéler les effets des paramètres d'entrée sur les observations (résultats de simulation, résultats d'essais expérimentaux, etc.) (Goupy, 2006a).

Parmi ces plans d'expériences, les plans factoriels complets à deux niveaux sont les plus simples, et aussi les plus utiles. Ils forment la base de tous les débuts d'étude. Les premiers résultats obtenus grâce à ces plans peuvent toujours être complétés par de nouvelles expériences permettant d'atteindre le degré de précision et d'information recherché (Goupy, 2006b ; Sabre, 2006).

4.2.1.2. Exemple d'illustration : le plan 2^2

Le cas simple du plan complet à deux facteurs, qui peut s'écrire 2^2 , permet de bien comprendre la démarche de cette méthode. Pour commencer, la signification de la notation 2^2 peut s'expliquer de la manière suivante :

- le 2 en exposant signifie qu'il y a deux facteurs à étudier,
- l'autre 2 que chaque facteur peut prendre deux valeurs : il sera alors dit que chaque facteur peut prendre deux niveaux. De manière générale, lorsqu'un facteur X est étudié, on ne le fait pas varier dans de larges proportions. En fonction des besoins de l'étude, une valeur inférieure et une valeur supérieure sont définies. Les variations du facteur sont donc limitées par deux bornes. La borne inférieure retenue par l'expérimentateur est appelée niveau bas et la borne supérieure, niveau haut. On désigne par le signe moins (-) le niveau bas d'un facteur et par le signe plus (+) son niveau haut.

Le domaine d'étude que cela représente est illustré par la Figure 38.

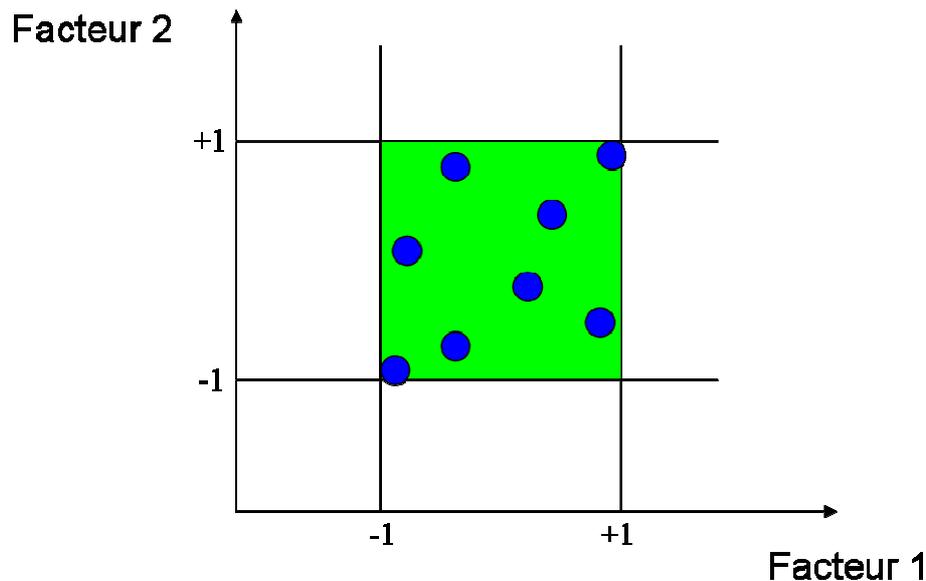


Figure 38 : Points expérimentaux dans le domaine d'étude défini par l'expérimentateur.

La matrice d'expériences associée au plan 2^2 peut s'écrire sous la forme suivante :

Tableau 21 : Plan d'expérience pour un plan complet 2^2 .

Numéro de l'expérience	Facteur 1	Facteur 2
1	-1	-1
2	+1	-1
3	-1	+1
4	+1	+1

En l'absence de toute information sur la fonction f (voir équation (141)), une loi d'évolution de la réponse en fonction des variables est choisie *a priori*. Dans un premier temps, comme il a été choisi de ne réaliser que deux essais par facteur, soit deux niveaux par facteur (Tableau 21), une loi du premier degré par rapport à chaque variable est utilisée. Cette loi est décrite par l'équation (142) pour les plans factoriels complets comportant deux facteurs (Goupy, 2006a) :

$$y = a_0 + a_1x_1 + a_2x_2 + a_{12}x_1x_2 \quad (142)$$

Après avoir réalisé les essais, quatre réponses sont obtenues : y_1, y_2, y_3 et y_4 . Ceci permet de mettre en place un système de quatre équations à quatre inconnues, les inconnues étant les coefficients du modèle : a_0, a_1, a_2 et a_{12} . En remplaçant les x_i par leur valeur (Tableau 21), le système peut s'écrire comme l'illustre (143).

$$\begin{aligned}
 y_1 &= a_0 - a_1 - a_2 + a_{12} \\
 y_2 &= a_0 + a_1 - a_2 - a_{12} \\
 y_3 &= a_0 - a_1 + a_2 - a_{12} \\
 y_4 &= a_0 + a_1 + a_2 + a_{12}
 \end{aligned}
 \tag{143}$$

La résolution de ce système est alors donnée par (144).

$$\begin{aligned}
 a_0 &= +y_1 + y_2 + y_3 + y_4 \\
 a_1 &= -y_1 + y_2 - y_3 + y_4 \\
 a_2 &= -y_1 - y_2 + y_3 + y_4 \\
 a_{12} &= +y_1 - y_2 - y_3 + y_4
 \end{aligned}
 \tag{144}$$

Dans l'équation (142), en mettant x_1 et x_2 à zéro (centre du domaine d'étude défini dans la Figure 38), on définit le centre du domaine d'étude. La relation obtenue est alors décrite par (145).

$$y = a_0 \tag{145}$$

Le coefficient a_0 est donc la valeur calculée de la réponse au centre du domaine d'étude.

Maintenant, si le facteur 2 est placé au niveau moyen (valeur de x_2 égale à zéro), la relation (146) est obtenue.

$$y = a_0 + a_1 x_1 \tag{146}$$

L'effet du facteur 1 apparaît alors comme la variation de la réponse quand on passe du niveau zéro au niveau haut du facteur 1.

x_1 est maintenant remplacé successivement par les valeurs -1 et $+1$. Deux réponses y_- et y_+ sont obtenues, comme le montre (147).

$$\begin{aligned}
 y_- &= +a_0 - a_1 \\
 y_+ &= +a_0 + a_1
 \end{aligned}
 \tag{147}$$

Ceci permet d'obtenir le coefficient a_1 , présenté par l'équation (148).

$$a_1 = \frac{1}{2}(y_+ - y_-) \tag{148}$$

L'expression de y_+ et y_- est donnée par (149).

$$\begin{aligned}
 y_- &= \frac{1}{2}(y_1 + y_3) \\
 y_+ &= \frac{1}{2}(y_2 + y_4)
 \end{aligned}
 \tag{149}$$

y_- est la moyenne des réponses au niveau bas du facteur 1, et y_+ est la moyenne des réponses au niveau haut du facteur 1.

Il est de même possible de démontrer que a_2 est l'effet du facteur 2. L'expression de a_{12} est donnée par l'équation (150).

$$a_{12} = \frac{1}{2} \left[\frac{1}{2}(y_4 - y_3) - \frac{1}{2}(y_2 - y_1) \right] \tag{150}$$

L'interaction a_{12} apparaît alors comme la demi-différence entre l'effet du facteur 1 au niveau haut du facteur 2 et l'effet du facteur 1 au niveau bas du facteur 2. Elle traduit une variation de l'effet d'un facteur en fonction du niveau d'un autre facteur. L'interaction entre les deux facteurs 1 et 2 est une interaction d'ordre 2.

L'effet d'un facteur a été défini ici au niveau zéro de l'autre facteur. Mais l'effet d'un facteur peut être défini pour un autre niveau de l'autre facteur. En particulier, l'effet d'un facteur soit au niveau -1 , soit au niveau $+1$ de l'autre facteur peut être introduit. L'effet du facteur 1 au niveau -1 du facteur 2 est la demi-différence entre y_2 et y_1 . Et l'effet du facteur 1 au niveau $+1$ du facteur 2 est la demi-différence entre y_4 et y_3 . Si ces deux effets sont égaux, il n'y a pas d'interaction entre les facteurs. Si ces deux effets sont différents, il y a **interaction** entre les deux facteurs. Il y a donc interaction lorsque l'effet d'un facteur dépend du niveau de l'autre facteur.

En considérant (144), il est aisé de constater :

- que toutes les réponses participent au calcul de l'effet,
- que chaque réponse est précédée d'un signe et que la suite de ces signes est la même que celle de la colonne du facteur 1 dans la matrice d'expériences (Tableau 21),
- qu'il y a un coefficient, ici $1/4$, dont le dénominateur est égal au nombre d'expériences effectuées.

Il en est de même pour le facteur 2, la suite des signes étant cette fois $--++$, c'est-à-dire celle de la colonne du facteur 2 dans la matrice d'expériences. Le calcul pratique d'un effet est le suivant : chaque réponse est multipliée par le signe correspondant de la colonne du facteur ; les produits sont additionnés et la somme est divisée par le nombre d'expériences.

Cet exemple du plan 2^2 a permis d'illustrer le rôle de chaque paramètre. Il est bien évidemment possible d'augmenter le nombre de facteurs, ceci étant par ailleurs indispensable pour réaliser le plan d'expérience qui nous intéresse. Dans ce cas, l'espace expérimental possède autant de dimensions qu'il y a de facteurs et le modèle mathématique correspond à la relation (151).

$$y = a_0 + \sum a_i x_i + \sum a_{ij} x_i x_j + \dots + a_{ij\dots z} x_i x_j \dots x_z \quad (151)$$

En généralisant l'écriture utilisée pour le plan 2^2 , un plan comportant n facteurs à deux niveaux est noté 2^n :

- Le n en exposant signifiant qu'il y a n facteurs étudiés.
- Le 2 indiquant le nombre de niveaux par facteur.

Cette notation indique également le nombre d'essais à réaliser. Ce nombre devient rapidement très important. Pour seulement 7 facteurs, il faudrait exécuter 128 essais. Pour le cas qui nous intéresse, i.e., 29 facteurs, cela reviendrait à exécuter 536 870 912 essais, ce qui est évidemment démesuré. Pour diminuer le nombre des essais en conservant la possibilité d'étudier tous les facteurs en conservant une bonne précision du modèle de comportement, les plans factoriels fractionnaires à deux niveaux ont été introduits.

4.2.1.3. Les plans factoriels fractionnaires

Les plans factoriels fractionnaires sont des plans factoriels qui permettent d'étudier tous les facteurs mais dont le nombre d'essais est réduit par rapport aux plans factoriels complets. Un plan factoriel fractionnaire à 2 fois moins, ou 4 fois moins ou 2^q fois moins d'essais que le plan factoriel complet correspondant.

A la fin d'un plan factoriel fractionnaire, un système de n équations à p coefficients inconnus avec p plus grand que n est obtenu. Or, il n'est pas possible de résoudre un tel système. Comme le nombre d'équations ne peut pas être augmenté, il faut diminuer le nombre

d'inconnues. L'utilisation d'un artifice permet d'y parvenir : les coefficients sont regroupés de telle manière qu'il y ait n inconnues. Un système de n équations à n groupes de coefficients doit donc être résolu. Ces groupes de coefficients sont appelés des *contrastes* ou des *aliases* et il est d'usage de dire que les coefficients sont aliasés dans les contrastes.

Pour n facteurs prenant deux niveaux le plan complet est noté 2^n . Le plan fractionnaire, moitié du plan complet possède $1/2 \times 2^n$ ou 2^{n-1} essais. Il est possible de donner une signification à chaque caractère de cette notation :

- Le n signifie qu'il y a n facteurs étudiés.
- Le 2 signifie que chaque facteur prend deux niveaux.
- Le 1 signifie que le nombre d'essais du plan a été divisé par 2^1 .

Un plan 2^{5-2} , par exemple, permet d'étudier cinq facteurs prenant chacun deux niveaux en 8 essais. Le plan complet a été divisé par $2^2 = 4$. En généralisant, un plan 2^{n-q} permet d'étudier n facteurs prenant chacun deux niveaux. Le plan complet a été divisé par 2^q .

Ensuite, pour construire le plan fractionnaire, la matrice de calcul pour le plan complet correspondant est écrite. Cette nouvelle matrice est appelée plan de base. Dans ce plan de base (ou plan d'expérience (exemple Tableau 21)), une colonne de signes correspondant à une interaction est choisie (x_1x_2 par exemple). Cette colonne est alors attribuée à un facteur supplémentaire : les signes de l'interaction choisie deviennent les niveaux d'étude (haut et bas) de ce facteur supplémentaire. Cette méthode peut être généralisée et il est possible d'utiliser toutes les colonnes d'un plan de base. Par exemple, sur le plan de base bâti sur la matrice de calcul d'un plan 2^3 on peut étudier sept facteurs. Sur le plan de base d'un plan 2^4 , on peut étudier jusqu'à quinze facteurs. Autant de facteurs supplémentaires qu'il y a d'interactions dans le plan de base peuvent donc être étudiés.

Pour le cas abordé dans cette partie, il faut donc au moins aller jusqu'à un plan 2^5 qui permet de prendre en compte jusqu'à 31 facteurs. Cependant, puisque le nombre de facteurs étudiés (i.e. 29) se rapproche de la limite possible pour un plan 2^5 , un plan 2^6 sera utilisé (possibilité de prendre en compte jusqu'à 63 facteurs).

4.2.2. Application à notre cas : plan factoriel fractionnaire $2^{29-23}=2^6$

Nous souhaitons ici étudier 29 facteurs en minimisant le nombre d'essais nécessaires à réaliser pour obtenir le modèle souhaité. Notre choix s'est porté sur 64 essais, soit sur un plan 2^6 . Ces essais sont choisis de façon à ce que la matrice d'essai soit une matrice orthogonale d'Hadamard. Le logiciel MODDE, développé par Umetrics, a permis de mettre en place le plan d'expériences. Le Tableau 22 présente les niveaux haut et bas associés à chaque facteur pour chaque essai. La colonne de signes du facteur 1 est notée **1**, celle du facteur 2, **2**, et ainsi de suite jusqu'à la colonne 6 (notée **6**). La multiplication de ces colonnes entre elles donne la suite des signes de chaque interaction. Ainsi, la colonne 7 contient la suite de signes de l'interaction **12345**, résultat de la multiplication de chacune des colonnes 1, 2, 3, 4 et 5. Le même raisonnement s'applique à chacune des colonnes. Nous introduisons ainsi une algèbre des colonnes de signes, algèbre dont la multiplication vient d'être définie. Si une colonne de signes est multipliée par elle-même, le résultat est une colonne qui ne contient que des signes +. Cette colonne sera notée **I**, et il est possible d'écrire la relation donnée par l'équation (152).

$$\mathbf{1} \cdot \mathbf{1} = \mathbf{I} \quad (\text{Notation de Box}) \quad (152)$$

De la même façon, **123457 = I**. **123457** est un générateur d'aliases. Il est alors possible d'introduire le GGA qui est le groupe de générateurs d'aliases, comportant ici 2^{23} (= 8 388 608) termes.

Le modèle mathématique d'un plan factoriel à 29 facteurs comporte 536 870 912 coefficients. En effectuant 64 essais, cela revient à résoudre un système de 64 équations à 536 870 912 inconnues, ce qu'il n'est pas possible de faire. Un système de 64 équations à 64 inconnues est alors mis en place, les inconnues étant les contrastes introduits ci-dessus. Dans notre cas, une 65^{ième} équation est ajoutée afin de pouvoir observer les réponses au centre du domaine. Chaque contraste comprend alors 8 259 552 ou 8 259 553 coefficients. Il est donc possible de déterminer la valeur de chaque contraste, mais la difficulté réside dans l'interprétation de ces contrastes pour remonter aux coefficients.

Les contrastes vont pouvoir être retrouvés grâce au GGA. Pour le facteur 1, chaque terme du GGA est multiplié par 1. Le contraste pour le facteur 1 est alors donné par l'équation (153).

$$l_1 = 1 + 23457 + 23468 + \dots + 23(13) + 24(14) + \dots + 2345789(10)(11)\dots(28)(29) \quad (153)$$

En faisant de même avec chaque contraste, il peut alors être noté qu'il a été créé ici un plan de résolution IV : les effets principaux sont confondus avec des interactions d'ordre 3 ou plus et les interactions d'ordre 2 sont confondues avec des interactions d'ordre 2 ou plus.

D'après les relations obtenues pour les contrastes, dont celle pour le facteur 1 est illustré par l'équation (153), un contraste n'est égal à un effet principal que si les interactions avec lesquelles il est aliasé sont négligeables. Quand un plan fractionnaire est mis en place, il est souhaité que les interactions soient assez faibles pour être négligées. A chaque fois que ce sera le cas, ce plan d'expériences suffira. Mais si l'interaction est forte, il faudra faire des essais supplémentaires pour évaluer individuellement l'effet principal d'un côté et les interactions de l'autre. Le problème qui se pose toujours est donc de savoir si un contraste contient ou non une interaction non négligeable. C'est le point délicat de l'interprétation des plans fractionnaires.

Tous les plans fractionnaires posent le même problème d'interprétation des résultats. Comme toutes les expériences du plan complet ne sont pas effectuées, il n'est pas possible d'obtenir la valeur de toutes les interactions. Il faut créer soi même des informations supplémentaires de remplacement. Ces informations supplémentaires doivent être réalistes et compatibles avec l'étude menée. Elles sont introduites sous forme d'hypothèses et elles demandent à être vérifiées avant la conclusion de l'étude.

Les hypothèses de travail les plus souvent retenues sont les suivantes (Goupy, 2006a) :

- Hypothèse 1 : Les interactions d'ordre 3 (interaction entre 3 facteurs) ou d'ordre plus élevé sont considérées comme négligeables. Ainsi, un grand nombre d'inconnues est éliminé.
- Hypothèse 2 : Si un contraste est nul, cela peut signifier :
 - que les effets et les interactions aliasés sont tous nuls. C'est l'hypothèse la plus probable.
 - que les effets et les interactions aliasés se compensent. Cette hypothèse est peu probable et elle ne sera donc pas retenue dans le travail présenté.
- Hypothèse 3 : Si deux contrastes sont faibles, leur interaction sera également considérée faible. Si un contraste est faible et l'autre fort, leur interaction sera considérée faible.
- Hypothèse 4 : Si deux contrastes sont forts, il faudra se méfier de leur interaction qui peut l'être également.

Les hypothèses présentées ici sont très souvent vérifiées mais, il arrive parfois qu'elles soient mises en défaut. Il est toujours possible d'en adopter d'autres en fonction du problème traité et des risques encourus. Pour une bonne analyse des résultats il est prudent de toujours bien préciser les hypothèses d'interprétation retenues. Dans notre cas, ces quatre hypothèses seront prises en compte.

4. Evaluation des paramètres et détermination de leur importance dans le procédé de compostage

Tableau 22 : Plan d'expérience utilisé (unité codée)

Exp n°	X ₁ 1	X ₂ 2	X ₃ 3	X ₄ 4	X ₅ 5	X ₆ 6	X ₇ 12345	X ₈ 12346	X ₉ 12356	X ₁₀ 12456	X ₁₁ 13456	X ₁₂ 23456	X ₁₃ 123	X ₁₄ 124	X ₁₅ 125	X ₁₆ 126	X ₁₇ 134	X ₁₈ 135	X ₁₉ 136	X ₂₀ 145	X ₂₁ 146	X ₂₂ 156	X ₂₃ 234	X ₂₄ 235	X ₂₅ 236	X ₂₆ 245	X ₂₇ 246	X ₂₈ 256	X ₂₉ 345	
1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
2	+1	-1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	+1	-1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
3	-1	+1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	-1	+1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	-1
4	+1	+1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	-1
5	-1	-1	+1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	-1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	+1
6	+1	-1	+1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	+1
7	-1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	+1
8	+1	+1	+1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	+1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	+1
9	-1	-1	-1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	+1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	-1	+1	+1	-1	+1
10	+1	-1	-1	+1	-1	-1	-1	-1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	+1	
11	-1	+1	-1	+1	-1	-1	-1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	
12	+1	+1	-1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	-1	+1	-1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	
13	-1	-1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	+1	-1	-1
14	+1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	+1	+1	+1	-1	-1
15	-1	+1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	-1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	+1	+1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	-1	-1	-1	+1	-1
16	+1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	+1	-1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	+1	-1
17	-1	-1	-1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	+1	+1
18	+1	-1	-1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	+1	+1
19	-1	+1	-1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	+1
20	+1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	+1
21	-1	-1	+1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	-1
22	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	+1	-1
23	-1	+1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	-1	-1	+1	-1	-1
24	+1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	-1	-1
25	-1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1
26	+1	-1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1
27	-1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	-1	-1
28	+1	+1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	+1	-1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	-1
29	-1	-1	+1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	+1	+1
30	+1	-1	+1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	-1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	+1
31	-1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	+1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	+1
32	+1	+1	+1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	-1	+1

4. Evaluation des paramètres et détermination de leur importance dans le procédé de compostage

33	-1	-1	-1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	
34	+1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	-1		
35	-1	+1	-1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	-1	
36	+1	+1	-1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	-1	-1	
37	-1	-1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	
38	+1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	+1	
39	-1	+1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	
40	+1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	
41	-1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	+1	
42	+1	-1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	+1	
43	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	
44	+1	+1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	-1	+1	+1	
45	-1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	
46	+1	-1	+1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	
47	-1	+1	+1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	-1	
48	+1	+1	+1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	-1	
49	-1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	-1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	
50	+1	-1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	+1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	-1	-1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	+1	+1	-1	+1	
51	-1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	-1	-1	-1	+1	+1
52	+1	+1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	-1	+1	+1
53	-1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	+1	-1	+1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	
54	+1	-1	+1	-1	+1	+1	+1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	
55	-1	+1	+1	-1	+1	+1	+1	+1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	-1	-1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	-1	
56	+1	+1	+1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	-1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	-1	+1	+1	-1	-1	+1	-1	
57	-1	-1	-1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	-1	+1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	-1	
58	+1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	
59	-1	+1	-1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	-1	+1	-1	+1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	
60	+1	+1	-1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	+1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	-1	
61	-1	-1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	+1	
62	+1	-1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	+1	-1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	+1	
63	-1	+1	+1	+1	+1	+1	-1	-1	-1	-1	-1	+1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	
64	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	
65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

4.2.3. Moyens utilisés

Maintenant que la méthode a été explicitée, il faut définir les valeurs basses et hautes des 29 facteurs, ainsi que les caractéristiques du modèle qui sera utilisé et les réponses à étudier. Les niveaux de chacun des paramètres ont été déterminés en fonction des différentes valeurs trouvées dans la littérature (Tableau 23). Ce sont, en règle générale, les valeurs minimales et maximales déjà reportées dans la partie 4.1.8. Elles représentent toute la diversité de déchets qu'il est possible de rencontrer sur site.

L'idée est ici de tester la sensibilité du modèle de compostage présenté dans le chapitre 3. Ce modèle est donc utilisé pour réaliser les expériences numériques. Afin de diminuer les temps de calcul, les simulations ont été réalisées sur une géométrie 1D de longueur 0.9 m sur une durée de 6 jours. Durant le procédé, un seul changement d'aération est effectué. Lors de la première phase d'aération, l'air est injecté à $5.9 \cdot 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$, puis la seconde phase d'aération est mise en place au bout de 18 h. La vitesse en entrée diminue alors jusqu'à $3.0 \cdot 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$, et ce jusqu'à la fin de la simulation.

Enfin, les réponses doivent être choisies en fonction de critères importants pour le compostage, et en accord avec les objectifs que nous voulons atteindre. Il a été discuté dans 1.2 de l'importance de chacun des paramètres ayant une influence sur le procédé de compostage. Puisque ici, le pH n'est pas pris en compte, et puisque l'oxygène ne sera jamais limitant, il semble alors pertinent de suivre l'évolution de la température, de la teneur en eau et de la teneur en matière organique. Sept réponses ont été retenues, pouvant être regroupées dans ces trois catégories :

- Evolution de la température :
 - La durée totale pendant laquelle le milieu est à la température maximale atteinte : y_1 ;
 - La température maximale atteinte : y_2 ;
 - La durée pendant laquelle la température est au-dessus de 323K : y_3 ;
- Evolution de la teneur en eau :
 - La quantité d'eau vapeur qui sort du domaine cumulée sur la durée de l'expérience : y_4 ;
- Evolution de la teneur en matière organique après 6 jours de simulation :
 - La quantité de matière rapidement hydrolysable dégradée : y_5 ;
 - La quantité de matière lentement hydrolysable dégradée : y_6 ;
 - La quantité totale de matière organique dégradée : y_7 .

Une fois toutes les simulations réalisées, les réponses ont été reportées dans un tableau (Tableau 24). Le logiciel MODDE 9®, qui a permis de mettre en place le plan d'expériences, est ensuite utilisé pour les analyser et discuter les résultats de cette étude. Pour traiter ces données, une régression linéaire multiple est utilisée. Cette méthode permet d'obtenir un modèle statistique simulant l'évolution des différentes réponses en fonction de la valeur des 29 paramètres. A l'aide des résultats de cette régression, il est possible de savoir si les facteurs ou même leurs interactions ont une influence significative sur les valeurs calculées.

4. Evaluation des paramètres et détermination de leur importance dans le procédé de compostage

Tableau 23 : Niveaux haut, moyen et bas des 29 coefficients considérés pour le plan d'expérience.

Coefficients pris en compte dans étude de sensibilité	Symbole	Valeur Min (-1)	Valeur Moyenne (0)	Valeur Max (+1)	Coefficients pris en compte dans étude de sensibilité	Symbole	Valeur Min (-1)	Valeur Moyenne (0)	Valeur Max (-1)
Capacité calorifique du déchet (J.kg ⁻¹ .K ⁻¹)	C_{ps}	840	2272.5	3705	Porosité (-)	ε_g	0.2	0.5	0.8
Capacité de rétention du substrat solide (-)	ω_R	1.5	2	2.5	Pourcentage de bactéries mortes qui deviennent de la matière inertes (-)	f_I	0.05	0.175	0.3
Coefficient BET (-)	A	$\frac{21}{136}$	$\frac{55}{136}$	0.25	Rendement de conversion du substrat en biomasse (-)	Y_a	0.4	0.55	0.7
Coefficient BET (-)	B	0.30	0.4	0.5	Rendement de conversion du substrat en gaz carbonique (-)	Y_{CO2}	1	1.25	1.5
Coefficient d'affinité apparente de la population aérobie pour le substrat organique (g COD/g IDM)	K_{Sr}	0.005	0.0775	0.15	Taux spécifique de croissance (j ⁻¹)	μ_{max}	1	5.5	10
Coefficient d'affinité apparente de la population aérobie pour l'oxygène (g COD/g IDM)	K_{O2}	0.002	0.026	0.05	Température maximale au-delà de laquelle aucune activité n'est possible (K)	T_{max}	343	353	363
Coefficient lié à la création d'eau par l'activité biologique (gH ₂ O produit/gDCO)	δ	0.2	0.45	0.7	Température minimale au-deça de laquelle aucune activité n'est possible (K)	T_{min}	273	278	283
Conductivité thermique équivalente (W.m ⁻¹ .K ⁻¹)	λ^*	0.03	0.265	0.5	Température pour laquelle l'activité biologique est maximale (K)	T_{opt}	313	325.5	338
Constante de décès (j ⁻¹)	b	0.0001	0.25005	0.5	Teneur en eau minimale en dessous de laquelle aucune activité n'est possible (-)	w_{min}	0	0.25	0.5
Constante d'hydrolyse de la fraction lentement biodégradable (j ⁻¹)	k_{sH}	0.001	0.0505	0.1	Tortuosité (-)	τ_t	2	5	8
Constante d'hydrolyse de la fraction rapidement biodégradable (j ⁻¹)	k_{rH}	0.1	5.05	10					

4. Evaluation des paramètres et détermination de leur importance dans le procédé de compostage

Conditions initiales				
Coefficients pris en compte dans étude de sensibilité	Symbole	Valeur Min (-1)	Valeur Moyenne (0)	Valeur Max (+1)
Fraction massique d'eau liquide (-)	$\omega_{s.init}$	1.5	1.92	2.33
Population aérobie (g COD/g IDM)	$X_{a.init}$	0.0001	0.00505	0.01
Substrat lentement biodégradable (g COD/g IDM)	$X_{i.init}$	10	25	40
Substrat rapidement biodégradable (g COD/g IDM)	$X_{rb.init}$	20	50	80
Substrat rapidement hydrolysable (g COD/g IDM)	$S_{r.init}$	0	5	10
Température (K)	T_0	293	298	303

Conditions aux limites				
Coefficients pris en compte dans étude de sensibilité	Symbole	Valeur Min (-1)	Valeur Moyenne (0)	Valeur Max (+1)
Fraction massique d'eau liquide (-)	$\omega_{s.lim}$	0.043311	0.06599864	0.08868627
Température en entrée (K)	T_{lim}	293	296	299

4.2.4. Résultats

De façon à obtenir les meilleurs résultats possibles, les valeurs des réponses ont dû être modifiées : l'analyse se fera donc ici en unité logarithmique : $\log(y_i)$ ($\log = \ln_{10} = \ln(x)/\ln(10)$). Le critère retenu pour sélectionner cette fonction a été la maximisation du R^2 obtenu lors de la régression linéaire multiple.

Le R^2 est le coefficient de détermination. C'est la proportion de variabilité dans le jeu de données qui est expliquée par le modèle statistique. Il indique comment les résultats sont susceptibles d'être prédits par le modèle. Un ensemble de données x_i est considéré, dont chacune a une valeur du modèle qui lui est associée, y_i . Les valeurs x_i sont appelées valeurs observées, et les valeurs y_i sont appelées valeurs prédites. Le coefficient R^2 est alors donné par l'équation (154).

$$R^2 = \frac{\sum_i (y_i - \bar{y})^2}{\sum_i (x_i - \bar{x})^2} \quad (154)$$

Pour chacune des réponses seront présentés :

- la courbe permettant de comparer valeurs observées et valeurs prédites,
- l'histogramme illustrant dans l'ordre décroissant les paramètres qui ont l'impact le plus important au vu de la réponse observée,
- un tableau donnant l'ordre de grandeur de l'effet du paramètre sur la réponse, ainsi que le sens d'évolution de la réponse engendrée par l'augmentation du niveau de ce paramètre.

L'intervalle de confiance (IC) est ici établi à 95%. Ceci signifie qu'il y a 95% de chance de contenir la vraie valeur du paramètre estimé dans l'intervalle de confiance. De plus, si l'intervalle de confiance comprend la valeur 0 (voire des valeurs de signe opposées à celles indiquées par l'effet du paramètre), il n'est pas possible de statuer quant à l'existence d'un effet réel du paramètre observé sur la réponse étudiée, car, dans ce cas là, le résultat est aussi raisonnablement compatible avec l'absence d'effet. De nouveaux essais seraient alors nécessaires pour améliorer la précision de l'estimation. L'effet de ces paramètres sera alors discuté. Ceci est illustré par la Figure 39 (« grandeur non-définie ») représentant les différents types de réponses pouvant être obtenus sur les histogrammes : elles doivent être interprétées convenablement.

Chacune des réponses est traitée dans l'ordre énoncé plus haut (ordre indiqué dans le Tableau 24). Pour l'analyse, le vocabulaire adopté est la suivant : un effet sera appelé effet de grandeur 1 (+) si sa valeur est comprise entre 0 et 1/3 de la valeur de l'effet le plus important, effet de grandeur 2 (++) si sa valeur est comprise entre 1/3 et 2/3 de la valeur de l'effet le plus important, effet de grandeur 3 (+++) si sa valeur est comprise entre 2/3 de la valeur de l'effet le plus important et la valeur de l'effet le plus important, et effet de grandeur non-défini (v) si l'indice de confiance comprend la valeur 0 pour ces effets (Figure 39). Des tests supplémentaires doivent être réalisés pour pouvoir déterminer la grandeur réelle de ces effets.

4. Evaluation des paramètres et détermination de leur importance dans le procédé de compostage

Tableau 24 : Récapitulatif des réponses obtenues lors des essais.

N° essai	EVOLUTION DE LA TEMPERATURE			TENEUR EN EAU	EVOLUTION DE LA TENEUR EN MATIERE ORGANIQUE		
	Temps de température max (s)	Température max atteinte (K)	Durée pour laquelle T est au-dessus de 323 K (s)	Quantité d'eau évaporée qui sort du domaine (kg)	Matière rapidement dégradable consommée (kg)	Matière lentement dégradable consommée (kg)	Matière biodégradable totale consommée (kg)
	y1	y2	y3	y4	y5	y6	y7
1	522000	304.1	0	9.34	15.55	0.84	16.39
2	522000	297.9	0	5.39	24.85	49.20	74.05
3	36000	331.9	21600	20.89	5.60	1.09	6.70
4	86400	305.5	0	19.21	16.12	0.04	16.16
5	522000	332.3	122400	30.91	22.09	0.20	22.29
6	194400	321.6	0	21.97	9.44	2.36	11.80
7	507600	357.9	205200	90.66	32.70	82.58	115.28
8	57600	303.1	0	10.11	13.44	0.68	14.12
9	327600	343.2	180000	30.74	6.19	10.16	16.36
10	43200	343.4	302400	44.59	6.80	0.87	7.67
11	151200	361.4	475200	102.28	66.11	0.03	66.14
12	522000	295.6	0	4.06	35.78	8.94	44.72
13	50400	303.0	0	8.02	41.81	5.23	47.04
14	421200	361.1	428400	70.91	88.27	0.04	88.31
15	108000	343.6	100800	21.73	5.62	0.70	6.31
16	522000	304.0	0	11.01	8.27	10.31	18.57
17	522000	297.6	0	2.90	5.51	10.43	15.94
18	496800	322.7	0	4.44	2.71	0.15	2.86
19	158400	342.9	489600	53.56	129.76	0.04	129.80
20	522000	330.2	97200	15.36	78.89	20.04	98.93
21	478800	358.9	320400	70.59	105.41	13.18	118.59
22	248400	343.4	471600	40.65	98.94	0.02	98.96
23	3600	303.0	0	8.32	0.63	0.03	0.66
24	10800	303.0	0	8.49	4.12	8.08	12.19
25	7200	303.0	0	3.45	4.01	0.24	4.24
26	79200	343.0	478800	36.57	21.74	33.46	55.20
27	108000	348.3	104400	29.83	5.29	0.66	5.95
28	46800	293.3	0	8.15	33.19	0.01	33.20
29	10800	303.1	0	7.11	24.49	0.04	24.54
30	273600	339.7	169200	27.35	5.07	1.72	6.79

4. Evaluation des paramètres et détermination de leur importance dans le procédé de compostage

31	108000	343.3	486000	42.88	16.55	17.07	33.62
32	522000	301.5	0	10.73	3.36	0.13	3.49
33	504000	343.8	342000	16.57	25.08	3.48	28.56
34	522000	303.8	0	6.24	8.96	0.03	8.99
35	522000	297.1	0	6.09	16.58	0.41	16.99
36	57600	338.3	482400	38.26	2.44	8.52	6.08
37	126000	338.3	486000	48.23	3.18	12.74	15.92
38	522000	305.6	0	14.37	21.71	1.24	22.95
39	522000	299.0	0	8.52	5.74	0.01	5.74
40	100800	293.1	0	9.40	33.13	0.84	33.97
41	75600	359.8	489600	119.25	84.20	0.23	84.43
42	522000	342.5	331200	26.30	99.43	5.28	104.71
43	3600	303.0	0	9.68	2.02	8.08	10.10
44	100800	329.8	43200	17.44	4.08	0.15	4.23
45	126000	341.4	75600	19.54	5.50	0.12	5.62
46	176400	293.0	0	6.39	1.67	5.84	7.51
47	522000	335.5	406800	33.73	132.48	10.10	142.58
48	136800	356.0	453600	87.22	84.45	0.49	84.94
49	468000	343.0	108000	19.05	60.89	0.20	61.09
50	324000	303.1	0	10.93	88.27	5.36	93.63
51	316800	299.2	0	2.48	4.47	17.97	22.44
52	100800	347.0	144000	23.64	8.32	0.12	8.44
53	57600	354.6	118800	41.35	6.20	0.13	6.33
54	14400	303.0	0	11.47	5.01	17.54	22.56
55	522000	294.5	0	6.63	66.33	7.12	73.46
56	522000	293.1	0	9.14	24.82	0.07	24.90
57	262800	347.9	219600	48.15	22.08	4.98	27.06
58	522000	298.5	0	6.45	7.95	0.03	7.98
59	7200	303.0	0	5.35	32.71	0.69	33.40
60	298800	343.4	356400	30.42	8.40	29.40	37.80
61	316800	342.3	324000	39.88	6.64	45.85	52.49
62	522000	293.0	0	6.84	24.86	0.68	25.54
63	522000	309.2	0	13.81	7.84	0.01	7.85
64	147600	352.9	165600	43.87	16.08	2.00	18.08
65	169200	353.1	453600	66.79	36.91	9.49	46.40

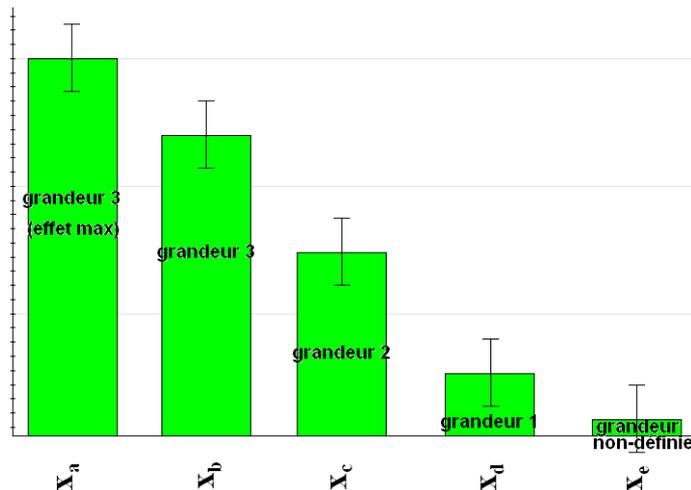


Figure 39 : Définition des ordres de grandeur pour les effets de chaque facteur.

4.2.4.1. Réponses concernant la température : y_1 , y_2 et y_3

L'analyse des résultats du plan d'expériences pour les trois réponses liées à l'évolution du niveau thermique du système est présentée dans cette partie. Les coefficients de régression sont respectivement de 61.2%, 75% et 71.6% pour les réponses y_1 , y_2 et y_3 . Cela signifie que les modèles statistiques obtenus permettent d'expliquer plus de 61.2%, 75% et 71.6% des variations observées entre chaque essai. La Figure 40 illustre la confrontation entre valeurs observées et valeurs prédites pour les trois réponses. Il est évident sur cette figure que la grande dispersion des points pour chacun des cas ne permet pas d'obtenir un R^2 important. Cela est sans doute dû à la présence importante d'effets non-linéaires (ce qui implique de faire d'autant plus attention aux paramètres dont l'intervalle de confiance comprend 0).

De plus, il est possible de remarquer que beaucoup de valeurs observées pour la réponse y_3 sont nulles. Cela est dû au fait que, pour aucun des essais associés, la température n'a atteint les 323 K. Cette température a été choisie car il est généralement considéré que, pour une exposition prolongée à plus de 323 K, le compost est hygiénisé (1.1).

Enfin, la Figure 41 présente les effets des paramètres qui ont le plus d'impact sur chacune des réponses. Il est utile de préciser ici que l'étude avec une réponse en y standard (i.e., y et non $\log(y)$) fournit la même liste de paramètres, avec un ordre d'importance légèrement différent. Il peut être conclu de cela que ce seront toujours ces paramètres-là qui auront une influence sur les différentes réponses. Les effets principaux sont d'abord étudiés.

4. Evaluation des paramètres et détermination de leur importance dans le procédé de compostage

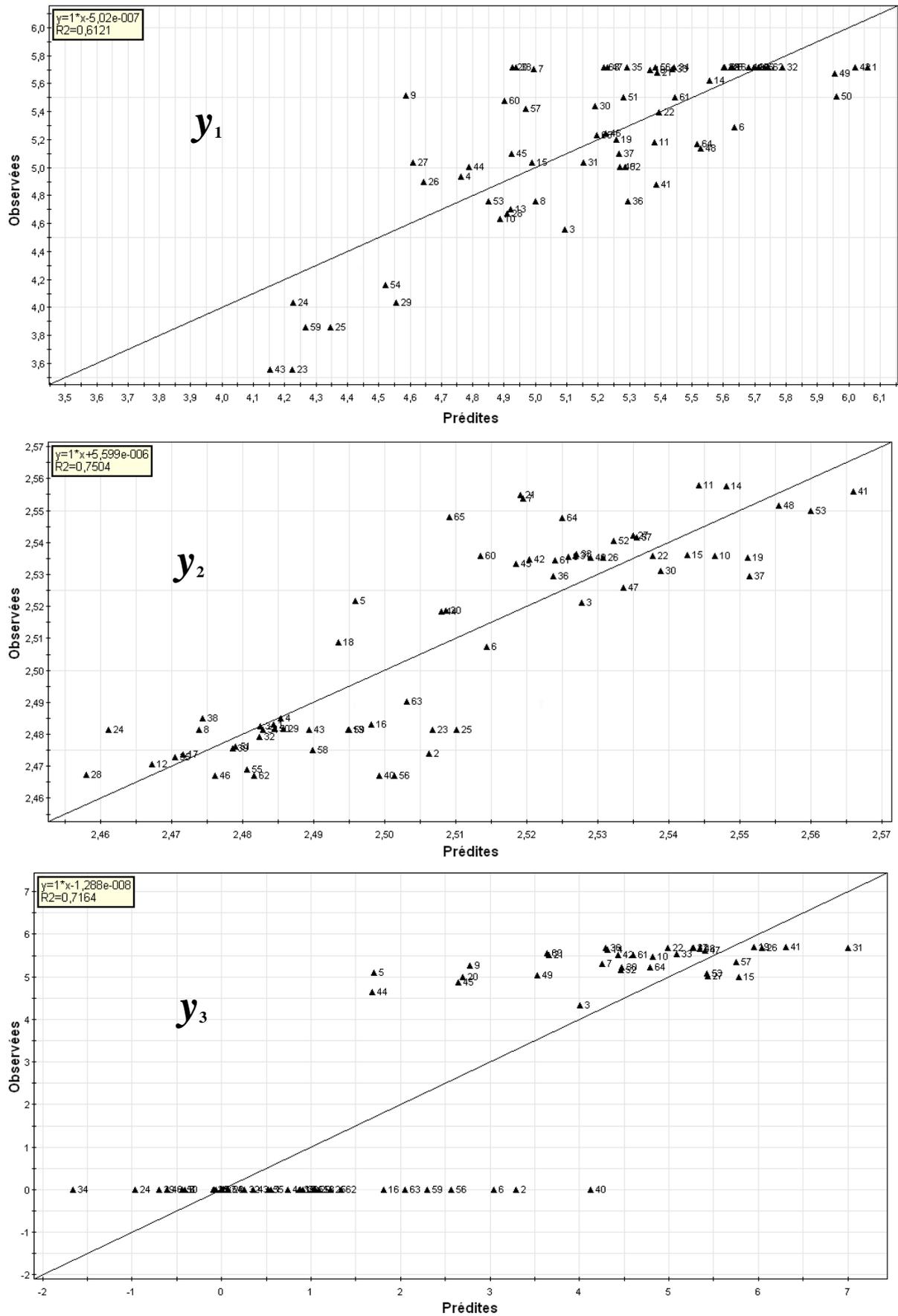


Figure 40 : Valeurs observées en fonction des valeurs prédites par le modèle pour les réponses y₁, y₂ et y₃.

4. Evaluation des paramètres et détermination de leur importance dans le procédé de compostage

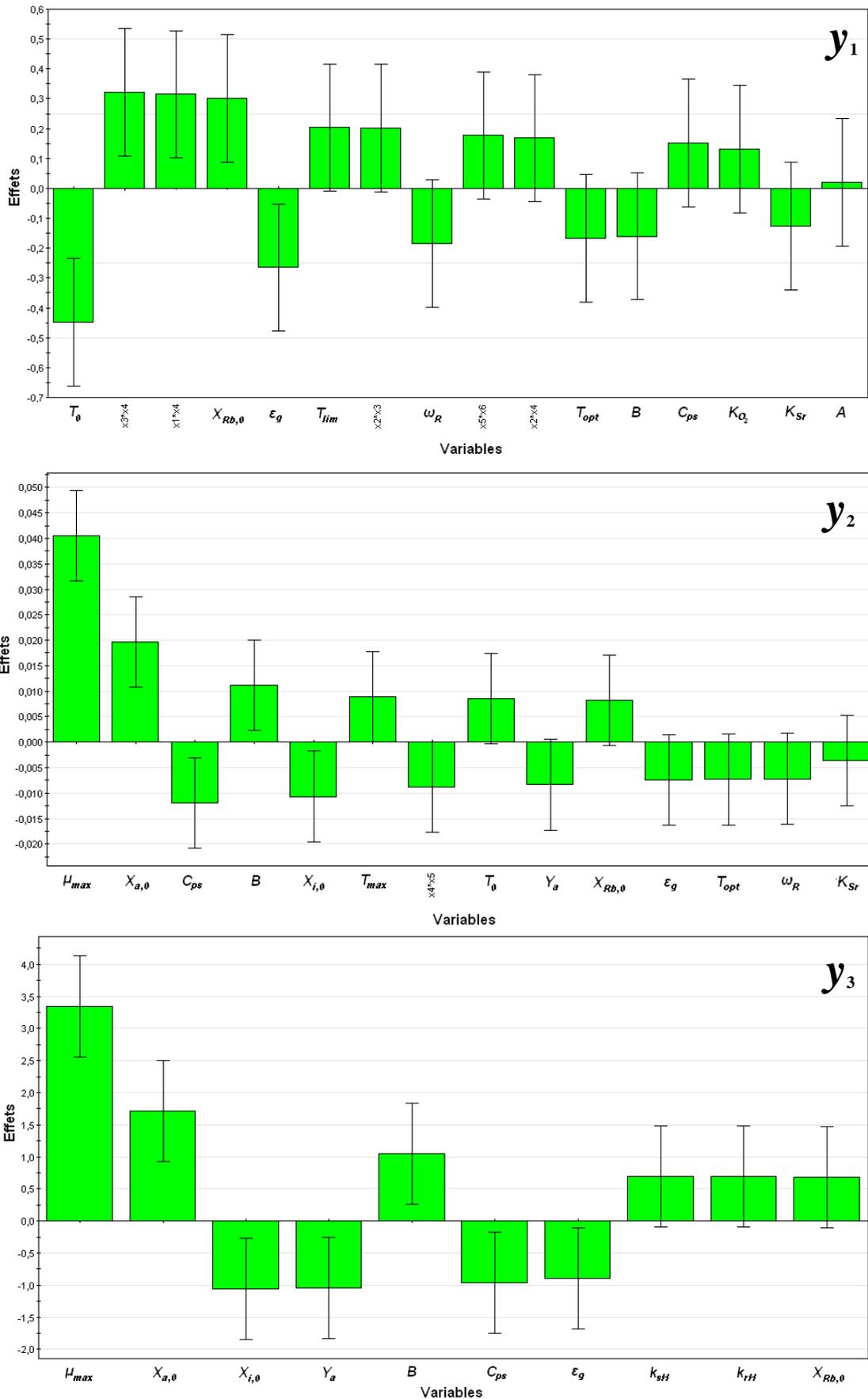


Figure 41 : Diagrammes des effets des facteurs les plus influents sur les réponses y_1 , y_2 et y_3 obtenus lors de l'étude de sensibilité du modèle aux 29 paramètres.

4.2.4.1.1. *La capacité calorifique : C_{ps} (x_1)*

La capacité calorifique a un faible effet sur chacune des réponses, même si il est possible qu'elle les influence toutes. La Figure 41 met en évidence l'effet négatif de grandeur 1 qu'entraîne la variation de C_{ps} vers son niveau haut sur les réponses y_2 et y_3 , à savoir la température maximale atteinte (T_m) et la durée pour laquelle la température est au-dessus de 323 K (d_{323K}).

Puisque sa définition est la quantité d'énergie qu'il faut apporter à un corps pour voir sa température augmenter de 1 K, il est alors tout à fait compréhensible qu'en augmentant C_{ps} , T_m diminue. Si la capacité du système à élever sa température est diminuée, il est alors logique que l'augmentation de C_{ps} diminue aussi la durée pendant laquelle la température est au-dessus de 323 K (d_{323K}).

Enfin, concernant l'effet sur y_1 , celui-ci est de grandeur non-défini puisque l'intervalle de confiance (IC) comprend la valeur 0. Il n'est alors pas possible de statuer si la capacité calorifique du milieu a un effet prépondérant sur le maintien en température du compost. Pour cela, des tests supplémentaires devront être réalisés.

4.2.4.1.2. *La capacité de rétention : ω_R (x_2)*

Son effet n'est visible que pour les réponses y_1 et y_2 (Figure 41). Il est de grandeur non-définie : il n'est pas possible de savoir si ce paramètre a un effet réel sur ces réponses. Cependant, l'éventuel effet demeure cohérent : une augmentation de la capacité de rétention du déchet nécessiterait d'avoir un volume plus important d'eau pour maximiser la réaction de biodégradation. Donc, pour une même quantité d'eau, le niveau de ce paramètre ne pouvait qu'agir négativement sur les réponses observées.

4.2.4.1.3. *Coefficients de la BET : A et B (x_3 et x_4)*

L'effet de A n'est visible que pour y_1 , et celui-ci n'est pas défini (IC comprend la valeur 0), tout comme celui de B . Cependant, l'effet de B sur les réponses y_2 et y_3 ne peut être négligé, et est de grandeur 1.

L'influence de B sur y_2 et y_3 ne peut s'expliquer aussi simplement que les autres cités ci-dessus. Proche du niveau haut de B , l'humidité relative va alors diminuer, et par conséquent, la fraction massique d'eau à l'équilibre diminue aussi. Si cette fraction massique diminue suffisamment, alors le terme d'échange entre la phase liquide et la phase gaz pour l'eau (\dot{m}) devient négatif (réaction exothermique), engendrant alors une production de chaleur. Ceci explique alors l'impact de B sur y_2 et y_3 .

4.2.4.1.4. *Constantes d'affinité pour le substrat S_r et pour l'oxygène : K_{S_r} et K_{O_2} (x_5 et x_6)*

L'effet de K_{S_r} est visible pour y_1 et y_2 . Celui de K_{O_2} ne l'est que pour y_1 . Cependant les effets sont de grandeur non-définie, et sont donc sujet à discussion (essais supplémentaires nécessaires).

4.2.4.1.5. *Constantes d'hydrolyse pour la matière lentement et rapidement biodégradable : k_{sH} et k_{rH} (x_{10} et x_{11})*

L'effet de ces paramètres n'est visible que pour la réponse y_3 , et est aussi de grandeur non-définie. Néanmoins, ces paramètres doivent piloter la dégradation (à vérifier lors de l'analyse des réponses y_5 , y_6 et y_7) et par conséquent, il ne serait pas étonnant que leur effet sur la température soit non négligeable (à vérifier via des essais supplémentaires).

4.2.4.1.6. Porosité : $\varepsilon_g (x_{12})$

L'effet de la porosité, est de grandeur 2 pour y_1 , de grandeur non-définie pour y_2 et de grandeur 1 pour y_3 . L'effet est toujours négatif.

Il est délicat de concevoir comment la porosité influence les différentes réponses étudiées. Si celle-ci augmente, le volume d'air dans le massif augmente aussi. Or l'air conduit moins facilement la chaleur que l'eau (dont le déchet est en général composé à plus de 50%), ce qui entraînerait alors une diminution de la capacité calorifique du milieu (et également une diminution de la conductivité thermique du massif de déchets, mais l'évolution de la conductivité thermique en fonction de la porosité n'est pas prise en compte dans le modèle). De plus, avec une porosité plus importante, une plus grande quantité d'air circule favorisant ainsi la biodégradation (l'apport en oxygène étant alors assuré) mais aussi le phénomène de séchage. L'impact de la porosité sur l'évolution de la température dans le milieu est alors clairement avéré, mais il est difficile de pouvoir quantifier l'impact de chacun des phénomènes qu'influence la modification de la porosité. Il semble cependant, d'après les résultats obtenus, que le séchage (aidé sans doute par la diminution de la conductivité thermique) ait une influence suffisante pour empêcher le maintien de la température à sa valeur maximale. L'effet de la porosité sur le séchage pourra être vérifié lors de l'analyse de la réponse y_4 .

4.2.4.1.7. Rendement de biomasse : $Y_a (x_{14})$

Y_a a un effet sur y_3 de grandeur 1, alors que pour y_2 , il est de grandeur non-définie. Le rendement de biomasse, en étant proche de son niveau haut, va diminuer la production de chaleur puisque une plus grande partie de la matière consommée sert alors à l'anabolisme, i.e., la production de cellule (qui n'est pas à l'origine de l'exothermicité). Ceci rend d'autant plus pertinent sa possible influence sur y_2 (qui reste à vérifier).

4.2.4.1.8. Le taux de croissance : $\mu_{max} (x_{16})$

μ_{max} n'a pas d'effet sur y_1 , mais c'est ce paramètre qui a les effets maximaux sur les réponses y_2 et y_3 .

L'augmentation de μ_{max} permet d'avoir une réaction biologique plus importante, et par conséquent une intensification des termes réactifs comme la production de chaleur due à l'activité des micro-organismes. L'effet de μ_{max} sur la température maximale atteinte (T_m) est deux fois plus important que l'effet de la population bactérienne initiale, qui est pourtant le second effet le plus conséquent. Il n'est alors pas étonnant qu'être proche du niveau haut de ce facteur puisse conserver la température au-dessus de 323 K sur des durées conséquentes (d_{323K}).

4.2.4.1.9. Les températures : T_{max} , T_{opt} , T_0 et $T_{lim} (x_{17}, x_{19}, x_{27}$ et $x_{29})$

La température de l'air injecté semble peu influencer les réponses étudiées : seulement un effet de grandeur non-définie sur y_1 . La température initiale a par contre un effet très important sur cette même réponse. Plus T_0 augmente, plus la durée pendant laquelle la température du milieu restera à sa température maximale diminue. Pour bien comprendre ce que cela signifie, il faut être conscient du fait que la température maximale peut aussi bien être 293 K que 353 K. Partant de là, il est alors possible de dire que, certainement, l'augmentation de T_0 vers sa valeur haute doit générer une hausse rapide de température, puisque les conditions de température se rapprochent alors, dès le début, des conditions optimales. Ce pic de température atteint alors la valeur maximale pour un bref instant, le temps que la matière rapidement assimilable présente soit (presque) entièrement consommée.

L'effet de T_0 sur y_2 est par contre de grandeur non-définie, alors que T_{max} a un effet positif de grandeur 1 sur elle. L'effet de la température maximale est légèrement moins important que celui de C_{ps} , et B par exemple. T_{max} intervient dans le terme de limitation de l'activité biologique par la température, et il est la limite maximale au-delà de laquelle il n'y a plus de réaction. Ainsi, si T_{max} augmente, la limite jusqu'à laquelle l'activité est possible est également augmentée, permettant alors de faire davantage croître T_m .

Enfin, T_{opt} n'a que des effets de grandeur non-définie sur les réponses y_1 et y_2 .

Aucune des températures étudiées ici n'a d'effet quelconque sur y_3 . Donc, contrairement à ce qui aurait pu être pensé au départ, ce ne sont pas les paramètres liés directement à la thermique du milieu qui régissent principalement son évolution.

4.2.4.1.10. Les quantités initiales de matière : $X_{a,0}$, $X_{i,0}$ et $X_{rb,0}$ (x_{23} , x_{24} et x_{25})

La population initiale de bactéries est, derrière μ_{max} , le facteur qui a l'effet le plus important sur les réponses y_2 et y_3 (grandeur 2). L'augmentation de $X_{a,0}$ entraîne une dégradation de la matière organique (MO) plus importante, et la dégradation soutenue de MO en un temps court permet une augmentation rapide de la température.

Le pourcentage de matière inerte dans la matière sèche a un effet de grandeur 1 sur ces deux mêmes réponses. Et, puisqu'il s'agit d'un pourcentage, si celui-ci augmente, le pourcentage de matière organique dégradable diminue. Cela a pour conséquence de réduire l'activité biologique et la quantité de chaleur générée par cette activité.

Enfin, la quantité initiale de matière rapidement biodégradable n'a un effet avéré que sur la réponse y_1 (les autres, bien que présents, sont de grandeur non-définie). C'est le second effet principal le plus important, et il est de grandeur 2. Plus $X_{rb,0}$ augmente, plus la durée pendant laquelle la température du milieu restera à sa température maximale augmente. Donc, plus la quantité à dégrader rapidement est disponible, plus la durée à laquelle le procédé est à température maximale augmente, et ce quelles que soient les autres conditions dans le système. Cela signifie qu'une quantité importante de matière organique rapidement hydrolysable offre une possibilité à dégrader plus importante, générant alors plus de chaleur, et permettant ainsi de stabiliser la température du milieu à un niveau maximal pendant une longue période.

4.2.4.1.11. Les interactions

En ce qui concerne les interactions, il ne peut être strictement statué que ce sont bien ces interactions là ($x_1 * x_4$, $x_3 * x_4$, ...) qui ont un effet sur la réponse observée puisqu'elles sont confondues avec de nombreuses autres interactions. Par exemple, $x_2 * x_3$ est confondue avec $x_6 * x_{25}$, et chacun des paramètres a indépendamment un effet sur y_1 , de grandeur non-défini, mais qu'il n'est pas possible de négliger complètement vu les R^2 peu élevés. De plus, l'hypothèse 4 permet d'appuyer encore davantage sur le fait de ne pas passer outre l'importance de ces termes. Des tests supplémentaires devront être réalisés pour statuer définitivement sur les effets de ces interactions.

4.2.4.1.12. Conclusion partielle sur les réponses concernant la température

Le Tableau 25 et le

Tableau 26 récapitulent les effets principaux et les effets des interactions sur les réponses y_1 , y_2 et y_3 .

4. Evaluation des paramètres et détermination de leur importance dans le procédé de compostage

Tableau 25 : Récapitulatif des effets principaux sur les réponses y_1 , y_2 et y_3 (influence sur la température).

	C_{ps}	ω_R	A	B	K_{Sr}	K_{O2}	k_{sh}	k_{rh}	ε_g	Y_a	μ_{max}	T_{max}	T_{opt}	$X_{a,0}$	$X_{i,0}$	$X_{rb,0}$	T_0	T_{lim}
y_1	↗v	↘v	↗v	↘v	↘v	↗v	-	-	↘+++	-	-	-	↘v	-	-	↗+++	↘++++	↗v
y_2	↘+	↘v	-	↗+	↘v	-	-	-	↘v	↘v	↗+++	↗+	↘v	↗++	↘+	↗v	↗v	-
y_3	↘+	-	-	↗+	-	-	↗v	↗v	↘+	↘+	↗+++	-	-	↗++	↘+	↗v	-	-

Tableau 26 : Récapitulatif des effets des interactions sur les réponses y_1 , y_2 et y_3 .

	x_3*x_4	x_1*x_4	x_2*x_3	x_5*x_6	x_2*x_4	x_4*x_5
y_1	↗+++	↗+++	↗v	↗v	↗v	-
y_2	-	-	-	-	-	↘+
y_3	-	-	-	-	-	-

Une étude approfondie serait nécessaire pour savoir si ce sont bien les interactions considérées ici qui ont un effet ou une (ou plusieurs) autre(s) interaction(s) avec laquelle elles sont confondues. Nous ne sommes pas capables à l'aide du test réalisé de déterminer laquelle des interactions confondues est celle qui est responsable de l'effet observé. De nouveaux tests devraient donc être réalisés pour répondre à ces interrogations.

Ensuite, après analyse des résultats, même si y_1 donne quelques indications intéressantes, le fait que la température maximale puisse être aussi bien 293 K que 353 K ne fait pas de cette réponse un critère important pour l'optimisation du procédé. C'est pourquoi les résultats obtenus pour cette réponse ne seront pas pris en compte dans l'analyse qui va suivre.

Si maintenant seuls les paramètres ayant un effet avéré sur les réponses y_2 et y_3 sont considérés, et si, dans un premier temps, les paramètres qui n'ont qu'un seul effet de grandeur 1 (comme Y_a par exemple) ou seulement des effets de grandeur non-définie (comme $X_{rb,0}$) sont négligés, il est possible de mettre en valeur 5 paramètres :

- La capacité calorifique : C_{ps} ;
- Une constante de l'isotherme de sorption : B ;
- Le taux de croissance : μ_{max} ;
- La population initiale de micro-organisme : $X_{a,0}$;
- La quantité initiale de matière inerte : $X_{i,0}$.

Si une étude plus poussée devait être réalisée, elle devrait être focalisée sur ces facteurs.

Les paramètres dont l'intervalle de confiance comprend la valeur 0 ne doivent bien sûr pas être mis de côté. Ils sont sujets à discussion, tout comme les interactions.

4.2.4.2. Quantité d'eau vapeur qui sort du domaine : y_4

La quantité d'eau vapeur qui est calculée ici est celle qui sort du domaine et est uniquement issue du séchage. La quantité de vapeur provenant de l'air en entrée et soustraite à la quantité de vapeur sortante.

Le coefficient de régression est proche de celui pour y_3 et vaut 71.5%. Donc le modèle statistique obtenu pour la réponse y_4 permet d'expliquer au plus 71.5% des variations observées entre chaque essai (Figure 42).

La Figure 43 présente les effets des paramètres qui ont le plus d'impact sur la réponse y_4 . L'étude avec une réponse en y standard fournit ici aussi la même liste de paramètres, avec un ordre d'importance légèrement différent. Il peut être conclu de cela que ce seront toujours

ces paramètres-là qui auront une influence sur cette réponse. De plus, aucune interaction ne semble avoir d'effet sur la réponse y_4 : seuls les effets principaux sont présents.

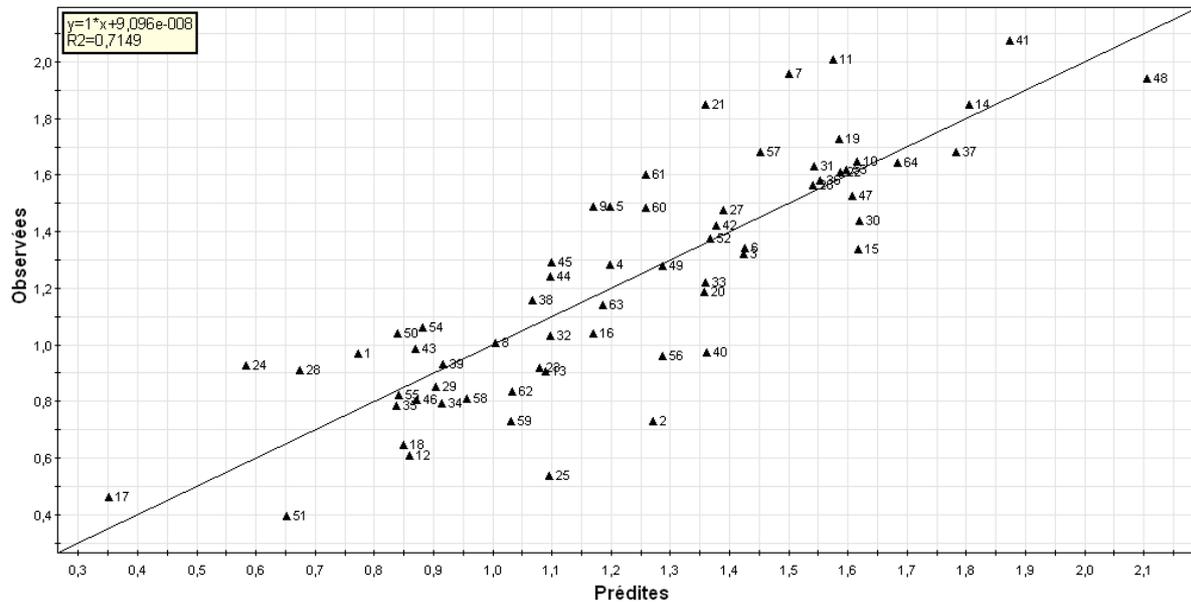


Figure 42 : Valeurs observées en fonction des valeurs prédites par le modèle pour la réponse y_4 .

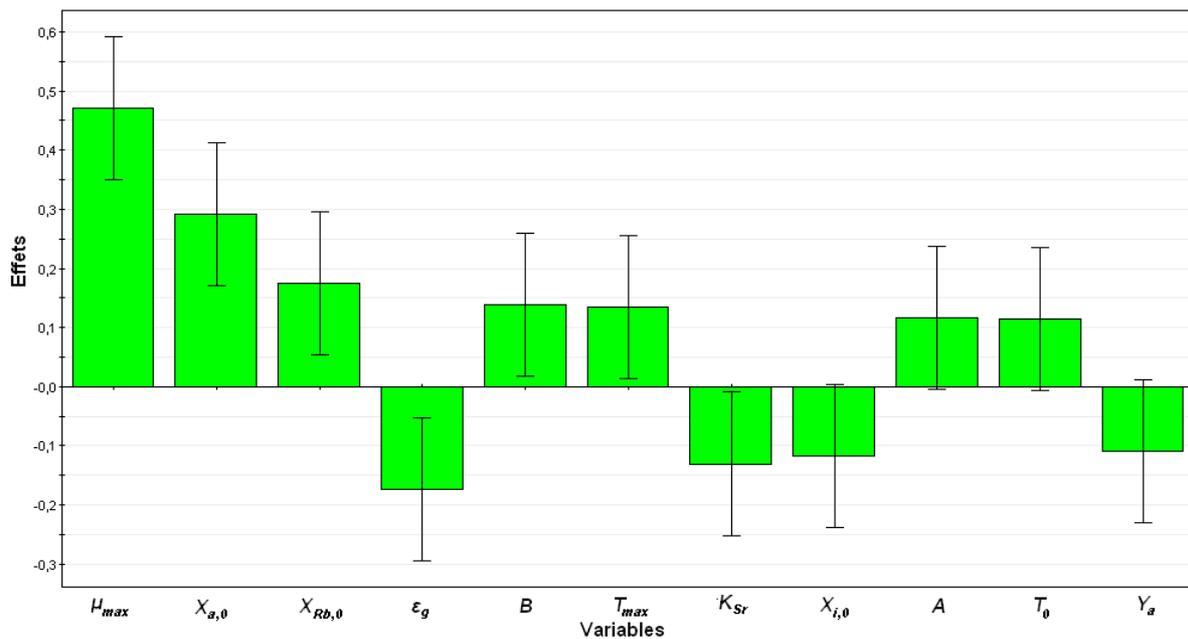


Figure 43 : Diagrammes des effets des facteurs les plus influents sur la réponse y_4 obtenus lors de l'étude de sensibilité du modèle aux 29 paramètres.

4.2.4.2.1. Coefficients de la BET : A et B (x_3 et x_4)

Aux vues de l'effet qu'ont à la fois A et B sur y_2 et y_3 , les résultats obtenus pour y_4 ne sont pas étonnant. A a un effet de grandeur non-défini alors que B a un effet positif de grandeur 1 sur la réponse. Augmenter B permet d'augmenter la température du milieu, ce qui accentue le séchage, et donc les quantités d'eau évaporées.

4.2.4.2.2. Constantes de demi-saturation : K_{Sr} (x_5)

L'effet de K_{Sr} était possible pour y_2 , mais semble concret pour y_4 . Effectivement, l'augmentation de la constante de demi-saturation diminue la réaction aérobie et donc la chaleur biologique produite, diminuant ainsi la quantité d'eau évaporée.

4.2.4.2.3. Porosité : ε_g (x_{12})

La porosité a un effet de grandeur 2 sur y_4 . L'augmentation de la porosité provoque une diminution de l'évaporation de la phase liquide. Ceci paraît légèrement contre-intuitif puisqu'une porosité plus grande permet une meilleure circulation de l'air dans le milieu, ce qui pourrait favoriser le séchage, comme il l'a déjà été explicité dans 4.2.4.1.6. De plus, avoir une plus grande porosité signifierait avoir un terme d'échange m plus important. Or, ceci n'est pas vérifié sur la

Figure 44 (a) où sont comparés deux cas, l'un ayant le niveau bas de porosité et l'autre ayant le niveau haut, tout autre paramètre étant égal par ailleurs dans les deux configurations. Ceci invalide ainsi l'hypothèse faite lors de l'analyse précédente : l'augmentation de la porosité n'entraîne pas un séchage plus important.

Si l'ensemble des flux de chaleur sont comparés (convectif+conductif, évaporation, chaleur biologique), il est possible de constater que l'ensemble de ces flux diminue lorsque l'on augmente la porosité (

Figure 44 (b)).

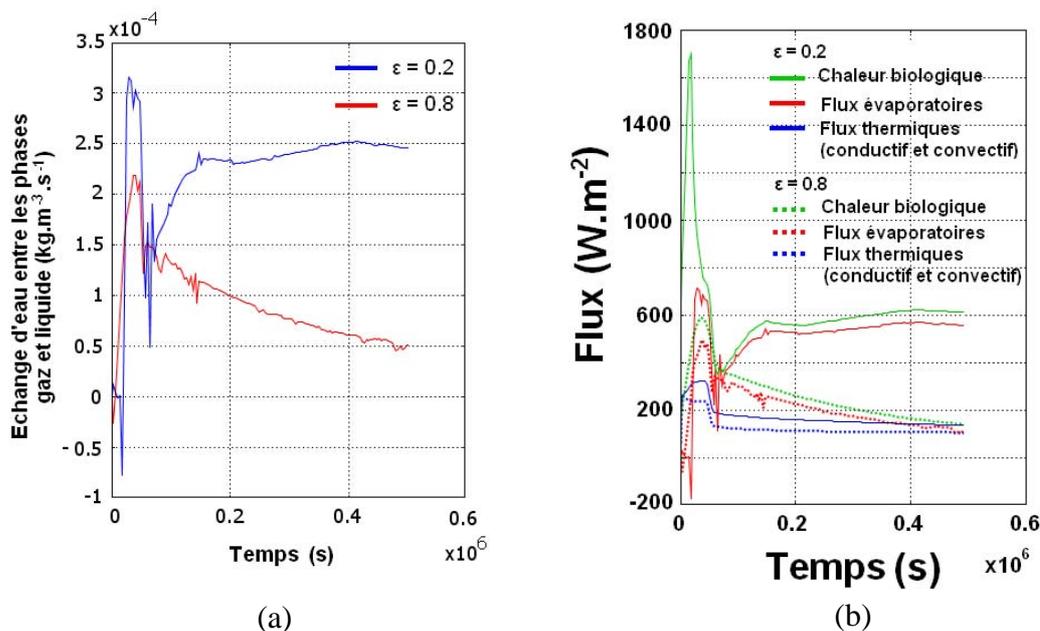


Figure 44 : Taux d'échange entre la phase gaz et la phase liquide pour l'eau (a) et comparaison des flux thermiques et des termes sources de chaleur (b) pour deux porosités différentes au centre du domaine : 0.2 et 0.8

L'augmentation de porosité diminue alors la quantité de matière à dégrader. Et, vu que la notion d'espace lacunaire n'est pas prise en compte dans le modèle de compostage, avec des conditions similaires, il est normal que si la quantité de matière à dégrader est moins importante, l'activité biologique le soit aussi (à vérifier avec y_5 , y_6 et y_7), et qu'ainsi, la production de chaleur biologique soit moins importante. Sachant que la température a un impact considérable sur le phénomène de séchage, tout ceci entraîne une évaporation moins conséquente, justifiant le fait que lorsque la porosité augmente, la quantité d'eau évaporée au cours du procédé diminue.

4.2.4.2.4. Rendement de biomasse : Y_a (x_{14})

L'effet du facteur Y_a ne peut être directement statué (grandeur non-définie) et de nouveaux tests devront être réalisés pour connaître son effet réel.

4.2.4.2.5. Le taux de croissance : μ_{max} (x_{16})

A la vue de l'effet qu'a μ_{max} sur y_2 et y_3 , il n'est pas étonnant de voir qu'il a un effet – de grandeur 3 – sur y_4 : la température du milieu a une grande influence sur le séchage, et donc sur les quantités évaporées.

4.2.4.2.6. Les températures : T_{max} et T_0 (x_{17} et x_{27})

T_{max} avait déjà un effet sur y_2 , effet qui se retrouve logiquement sur y_4 (avec la même grandeur). L'effet de T_0 est par contre de grandeur non-définie (ce qui demeure logique au regard de l'impact de ce facteur sur l'élévation de température).

4.2.4.2.7. Les quantités initiales de matière : $X_{a,0}$, $X_{i,0}$ et $X_{rb,0}$ (x_{23} , x_{24} et x_{25})

Il n'est pas non plus étonnant ici que $X_{a,0}$ ait un effet de grandeur 2 sur y_4 vu son effet sur y_2 et y_3 . Il est possible de noter de plus que $X_{rb,0}$ semble avoir aussi un effet de grandeur 2. Effectivement, si la quantité de matière organique rapidement hydrolysable augmente, l'activité biologique devient plus importante, ce qui, normalement, augmente la température du milieu. Or, il a été noté que l'impact de $X_{rb,0}$ sur la température est non-définie. Mais une activité biologique importante signifie aussi une plus grande production d'eau. Et si de l'eau est générée, alors une plus grande quantité d'eau peut être évaporée au cours du procédé, ce qui expliquerait l'effet de ce paramètre.

Enfin, pour ce qui est de la fraction inerte initiale, des tests supplémentaires sont nécessaires pour confirmer cet effet. Cependant, vu l'effet de $X_{i,0}$ sur y_2 et y_3 , il ne serait pas étonnant que son effet sur y_4 ne soit pas nul.

4.2.4.2.8. Conclusion partielle sur la quantité d'eau évaporée

Le Tableau 27 résume les grandeurs de chacun des effets sur la réponse y_4 .

Tableau 27 : Récapitulatif des effets principaux sur la réponse y_4 .

	A	B	K_{Sr}	ε_g	Y_a	μ_{max}	T_{max}	$X_{a,0}$	$X_{i,0}$	$X_{rb,0}$	T_0
y_4	↗v	↗+	↘+	↘++	↘v	↗+++	↗+	↗++	↘v	↗++	↗v

Il est à noter que pour cette réponse, aucune interaction n'a d'effet remarquable. En utilisant les mêmes critères de sélection que dans la partie précédente, il apparaît que seuls 7 facteurs ont un effet avéré sur les quantités d'eau évaporées au cours de la simulation du processus de compostage dans les conditions présentées dans la partie 4.2.3. Ces facteurs sont les suivants :

- Une constante de l'isotherme de sorption : B ;
- La constante de demi-saturation : K_{Sr} ;
- La porosité : ε_g ;
- Le taux de croissance : μ_{max} ;
- La température au-delà de laquelle il n'y a plus d'activité biologique : T_{max} ;
- La population initiale de micro-organisme : $X_{a,0}$;
- La quantité initiale de matière rapidement biodégradable : $X_{rb,0}$.

Encore une fois, si une étude plus poussée devait être réalisée, elle devrait être focalisée sur ces facteurs. Néanmoins, considérant les réponses y_2 , y_3 et y_4 , il semble que μ_{max} , $X_{a,0}$ et B aient un effet – respectivement de grandeur 3, 2 et 1 – sur chacune d’entre elles. Il est donc primordial de bien connaître ces paramètres pour assurer des conditions de dégradation réalistes au système.

4.2.4.3. Quantité de matière hydrolysable dégradée : y_5 , y_6 , y_7

Pour ces trois réponses, les coefficients de régression obtenus lors de la régression linéaire multiple sont très importants. Ils valent 93.2%, 96.7% et 90.2% respectivement pour y_5 , y_6 et y_7 . Les modèles statistiques obtenus pour ces différentes réponses permettent donc d’expliquer plus de 93.2%, 96.7% et 90.2% des variations observées entre chaque essai (Figure 45). Les effets non-linéaires sont ici moins importants.

Encore une fois, l’étude avec une réponse en y standard fournit la même liste de paramètres, avec un ordre d’importance légèrement différent. Il peut être conclu de cela que ce seront toujours ces paramètres-là qui auront une influence sur cette réponse.

La Figure 46 présente les effets des paramètres qui ont le plus d’impact sur chacune des réponses. Les effets principaux sont d’abord étudiés.

4.2.4.3.1. La capacité de rétention : ω_R (x_2)

La capacité de rétention a un effet apparemment significatif de grandeur 1 sur la réponse y_6 . C’est la seule réponse pour laquelle il est possible de conclure que ce facteur a un effet significatif. Ceci pourrait s’expliquer par le fait qu’en augmentant la capacité de rétention du matériau, il faut alors une quantité d’eau plus importante pour pouvoir maximiser la réaction. On comprend alors l’effet négatif que peut causer l’augmentation de ω_R .

Par contre, pour les réponses y_5 et y_7 , l’effet de la capacité de rétention est de grandeur non-définie : l’IC comprend la valeur 0. Enfin, de manière générale, l’effet de ω_R est six fois plus petit que l’effet maximal.

4.2.4.3.2. La constante de décès : b (x_9)

L’effet de la constante de décès est de grandeur non-définie pour y_5 et y_7 ; pas d’effet sur y_6 , ce qui n’est pas surprenant puisque ce paramètre n’intervient pas dans l’évolution de X_{sb} . Des tests supplémentaires doivent être effectués pour s’assurer de l’effet de b .

4.2.4.3.3. Constantes d’hydrolyse pour la matière lentement et rapidement hydrolysable : k_{sH} et k_{rH} (x_{10} et x_{11})

Intuitivement, la constante d’hydrolyse k_{rH} semblait être le meilleur candidat pour avoir un effet sur la réponse y_5 puisqu’elle contrôle directement la cinétique de dégradation. Mais elle n’est que le troisième facteur avec un effet de grandeur 2 quasiment deux fois moins important que celui de $X_{rb,0}$ sur y_5 .

Par contre, c’est naturellement la constante d’hydrolyse pour la matière lentement biodégradable qui a l’effet maximal sur la réponse y_6 . La forme de l’équation pouvait déjà nous permettre de le présager. Ainsi, en augmentant k_{sH} , la dégradation de matière organique lentement biodégradable est plus importante.

Enfin, les deux constantes d’hydrolyse ont des effets positifs de grandeur 2 sur y_7 (logique au vu des résultats sur y_5 et y_6).

4. Evaluation des paramètres et détermination de leur importance dans le procédé de compostage

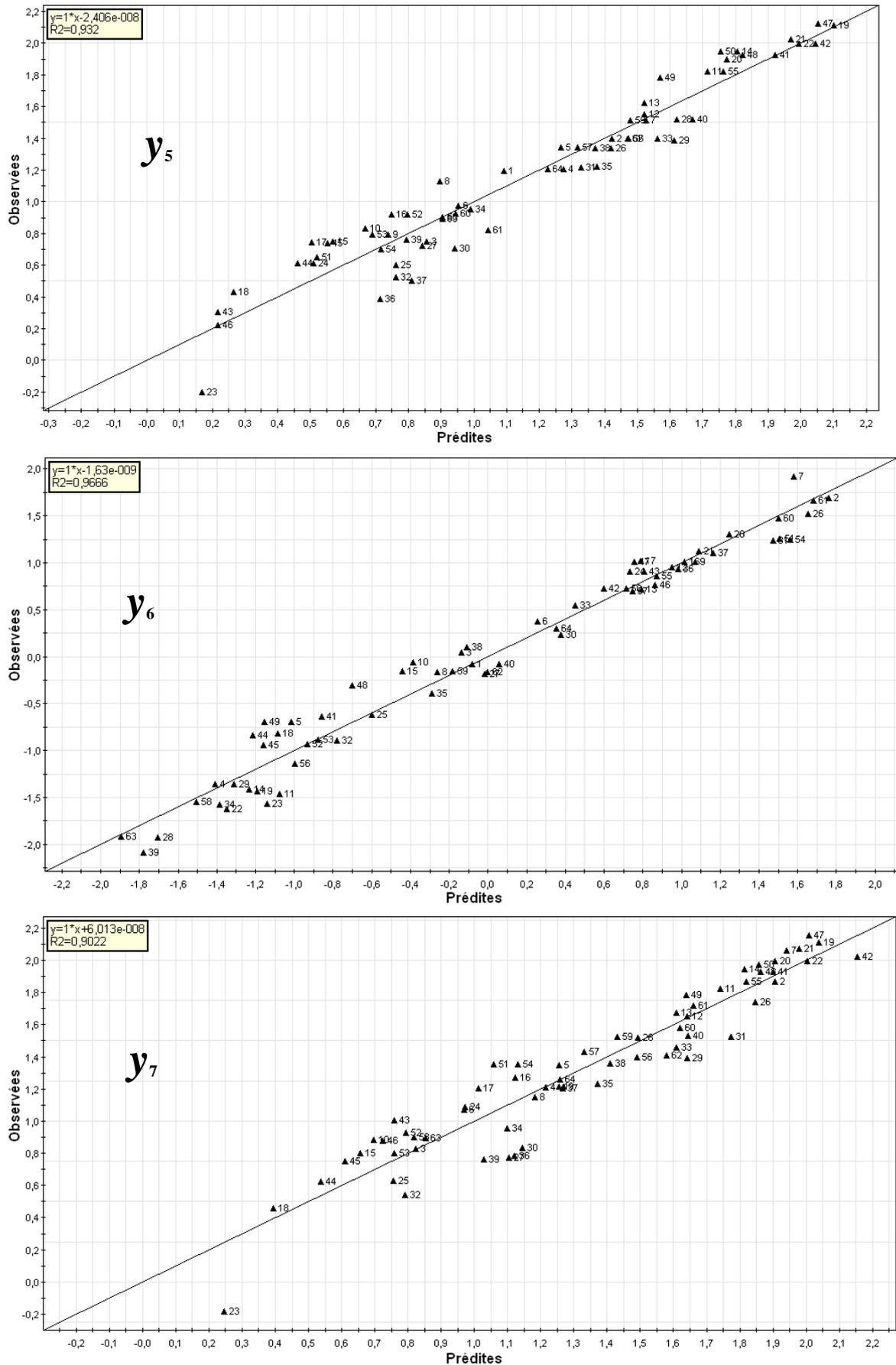


Figure 45 : Valeurs observées en fonction des valeurs prédites par le modèle pour les réponses y_5 , y_6 et y_7 .

4. Evaluation des paramètres et détermination de leur importance dans le procédé de compostage

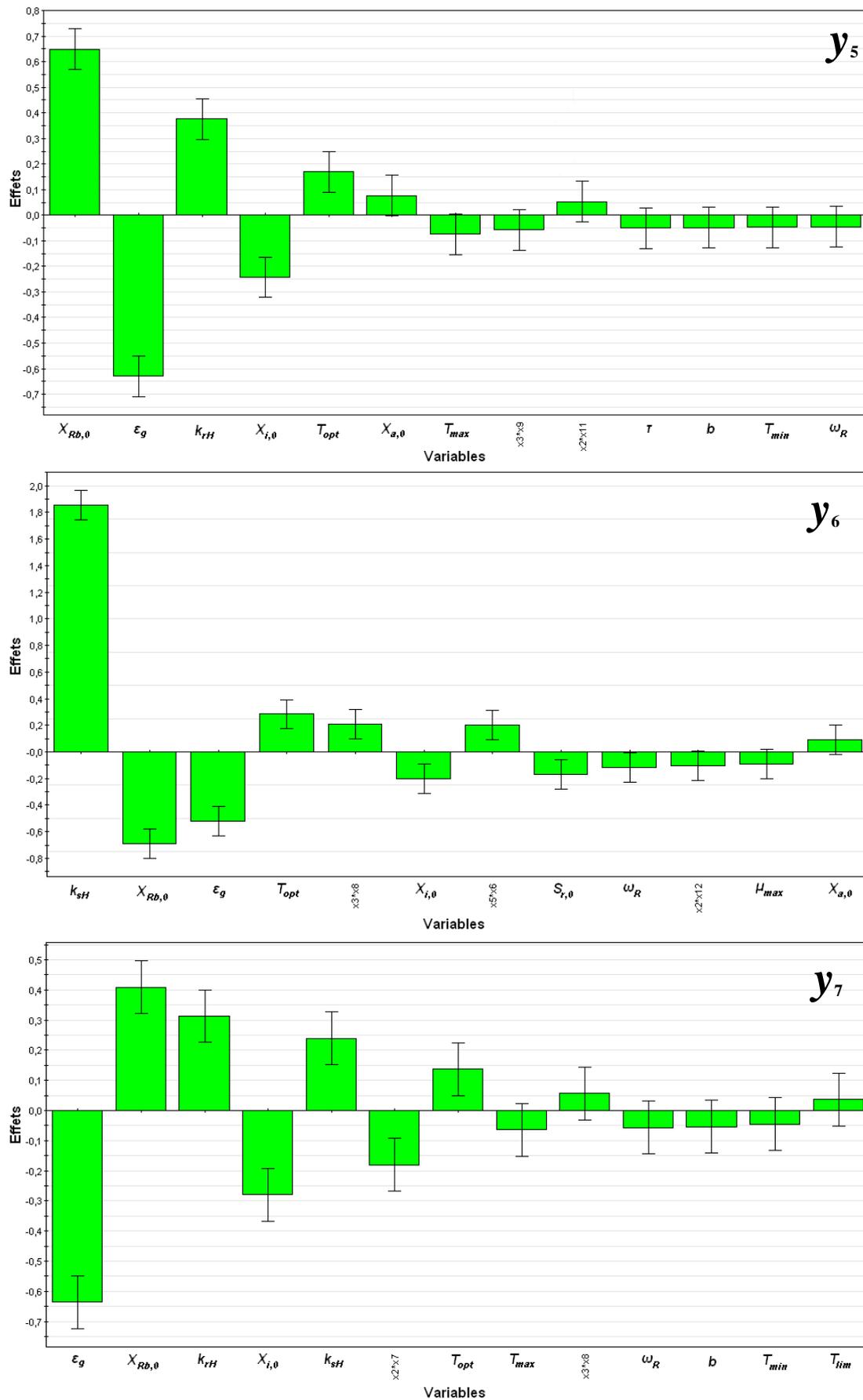


Figure 46 : Diagrammes des effets des facteurs les plus influents sur les réponses y_5 , y_6 et y_7 obtenus lors de l'étude de sensibilité du modèle aux 29 paramètres.

4.2.4.3.4. Porosité : $\varepsilon_g (x_{12})$

La porosité du milieu semble avoir un effet significatif sur les réponses liées à la dégradation de la matière organique. Ce facteur a le second effet le plus important sur y_5 (effet de grandeur 3), et le troisième effet le plus important sur y_6 (effet de grandeur 1). En augmentant la porosité, la quantité de matière rapidement hydrolysable dégradée diminue. Effectivement, il a été possible de constater à travers l'analyse des premières réponses (spécialement y_4) qu'une diminution de la porosité augmentait la quantité de matière à dégrader (à volume constant). Ainsi, une faible porosité entraîne une activité biologique plus importante et donc une dégradation plus importante. De plus, c'est la porosité qui a l'effet maximal sur y_7 . Ceci est logique au vu de l'ensemble des résultats. Les facteurs qui ont l'effet le plus important sur y_7 relèvent quasiment d'une moyenne des effets des facteurs analysés pour y_5 et y_6 pondérée par l'influence de chaque cinétique : la dégradation de la matière rapidement hydrolysable se faisant plus rapidement que celle de la matière lentement hydrolysable, celle-ci a davantage de poids lorsque la consommation totale est étudiée. Il est donc logique que la porosité ait l'effet maximal sur la consommation totale de matière organique biodégradable.

4.2.4.3.5. Le taux de croissance : $\mu_{max} (x_{16})$

Le taux de croissance a un effet de grandeur non-définie sur y_6 uniquement. La possible influence de ce paramètre est cependant contre-intuitive : une augmentation du taux de croissance permet normalement d'intensifier la réaction. Or, une augmentation de μ_{max} semble diminuer la quantité de matière dégradée (effet peut être dû seulement à un blocage de la réaction par la température). Des tests supplémentaires permettraient d'éclairer ce point là.

4.2.4.3.6. Les températures : T_{max} , T_{min} , T_{opt} et $T_{lim} (x_{17}, x_{18}, x_{19} \text{ et } x_{29})$

La température optimale a un effet de grandeur 1 sur chacune des réponses. L'effet est cohérent puisque la forme de la courbe de pondération γ_T engendre le fait que lorsque la température dépasse T_{opt} , l'activité biologique diminue rapidement jusqu'à être nulle à T_{max} . De ce fait, augmenter T_{opt} permettrait de conserver une activité biologique importante pour des températures plus élevées.

T_{max} et T_{min} ont des effets de grandeur non-définie sur y_5 et y_7 (l'effet sur y_5 se répercute logiquement sur y_7). Leur effet est six fois plus petit que l'effet maximal. On peut toutefois noter que l'effet de ces facteurs demeure cohérent.

T_{lim} a quant à lui un effet de grandeur non-définie sur y_7 .

4.2.4.3.7. La tortuosité : $\tau_t (x_{21})$

La tortuosité a un effet de grandeur non-définie sur y_5 . Son possible effet est six fois plus petit que l'effet maximal, mais celui-ci demeure cohérent. En effet, une valeur élevée de la tortuosité augmente le temps caractéristique de diffusion des gaz dans le milieu, dont l'oxygène, diminuant alors le taux de réaction, et, par conséquent, la dégradation.

4.2.4.3.8. Les quantités initiales de matière : $X_{a,0}$, $X_{i,0}$, $X_{rb,0}$ et $S_{r,0} (x_{23}, x_{24}, x_{25} \text{ et } x_{26})$

C'est la quantité de matière rapidement hydrolysable initiale qui a l'effet maximal sur y_5 , alors qu'intuitivement, la constante d'hydrolyse k_{rH} semble être un meilleur candidat. La quantité initiale de matière inerte a un effet négatif de grandeur 2. Cela n'est pas étonnant puisque l'augmentation de la matière inerte entraîne la diminution de la matière dégradable (quantité totale de matière sèche fixe).

4. Evaluation des paramètres et détermination de leur importance dans le procédé de compostage

Cela est encore davantage visible sur la réponse y_6 : les quantités initiales ont toutes des effets négatifs, avec $X_{rb,0}$ de grandeur 2, et $X_{i,0}$ et $S_{r,0}$ de grandeur 1. Ceci s'explique de la même façon : pour une quantité de matière sèche fixée, l'augmentation des quantités initiales diminue celle de matière lentement hydrolysable, entraînant logiquement une consommation moindre.

$X_{rb,0}$ a ensuite un effet positif de grandeur 2 sur y_7 (ce qui confirme l'hypothèse de moyenne pondérée sur les effets). Ainsi, plus il y a de matière hydrolysable, plus il sera possible de la dégrader dans le temps imparti. $X_{i,0}$ a aussi un effet de grandeur 2, et puisque le sens de l'effet était identique pour y_5 et y_6 , il est logique qu'il en soit de même pour y_7 .

Enfin, pour ce qui est de la population initiale de bactéries, un effet de grandeur non-définie pour y_5 et y_6 est constaté. Cet effet ne se retrouve pas sur y_7 . Cela laisse penser que l'effet de ce facteur est négligeable. Des tests supplémentaires permettraient d'éclairer ce point.

4.2.4.3.9. Les interactions

L'effet des interactions x_3*x_9 et x_2*x_{11} pour y_5 est de grandeur non-définie. Pour y_6 , deux interactions ont un effet positif de grandeur 1 : x_3*x_8 et x_5*x_6 . x_2*x_{12} a un effet de grandeur non-définie.

L'effet de x_3*x_8 se retrouve pour la réponse y_7 , mais diminué (non-définie). Par contre, x_2*x_7 qui n'apparaît ni pour la réponse y_5 , ni pour y_6 , a un effet négatif de grandeur 1 sur y_7 .

4.2.4.3.10. Conclusion partielle sur la dégradation de la matière organique

Le Tableau 28 et le Tableau 29 reprennent l'impact des facteurs sur les réponses y_5 , y_6 et y_7 .

Tableau 28 : Récapitulatif des effets principaux sur les réponses y_5 , y_6 et y_7 .

	ω_R	b	k_{sh}	k_{rh}	ε_g	μ_{max}	T_{max}	T_{min}	T_{opt}	τ_t	$X_{a,0}$	$X_{i,0}$	$X_{rb,0}$	$S_{r,0}$	T_{lim}
y_5	↘v	↘v	-	↗+++	↘++++	-	↘v	↘v	↗+	↘v	↗v	↘+++	↗++++	-	-
y_6	↘+	-	↗++++	-	↘+	↘v	-	-	↗+	-	↗v	↘+	↘+++	↘+	-
y_7	↘v	↘v	↗+++	↗+++	↘++++	-	↘v	↘v	↗+	-	-	↘+++	↗+++	-	↗v

Tableau 29 : Récapitulatif des effets des interactions sur les réponses y_5 , y_6 et y_7 .

	x_5*x_6	x_3*x_9	x_3*x_8	x_2*x_7	x_2*x_{11}	x_2*x_{12}
y_5	-	↘v	-	-	↗v	-
y_6	↗+	-	↗+	-	-	↘v
y_7	-	-	↗v	↘+	-	-

Pour y_7 , intuitivement, il était possible de s'attendre à un effet prononcé des facteurs dont les effets sont significatifs pour y_5 et pour y_6 . C'est effectivement ce qui a pu être constaté. De manière générale, les facteurs qui ont le plus d'effet sur y_7 résultent d'une moyenne pondérée des effets de y_5 et y_6 , avec un poids plus important pour y_5 . Cette pondération est tout à fait naturelle puisque elle est liée aux cinétiques de dégradation de la matière.

Concernant les interactions d'ordre 1, puisqu'elles sont confondues avec d'autres interactions, il n'est pas possible de savoir si ce sont bien celles-là qui ont un effet sur les réponses observées. Des tests supplémentaires devront être réalisés pour éclairer ce point.

5. Evaluation des paramètres et détermination de leur importance dans le procédé de compostage

Tableau 30 : Récapitulatif des effets principaux sur l'ensemble des réponses.

	C_{ps}	ω_R	A	B	K_{Sr}	K_{O2}	b	k_{sh}	k_{rh}	ε_g	Y_a	μ_{max}	T_{max}	T_{min}	T_{opt}	τ_t	$X_{a,0}$	$X_{i,0}$	$X_{rb,0}$	$S_{r,0}$	T_0	T_{lim}
y1	↗v	↘v	↗v	↘v	↘v	↗v	-	-	-	↘+++	-	-	-	-	↘v	-	-	-	↗+++	-	↘++++	↗v
y2	↘+	↘v	-	↗+	↘v	-	-	-	-	↘v	↘v	↗+++	↗+	-	↘v	-	↗+++	↘+	↗v	-	↗v	-
y3	↘+	-	-	↗+	-	-	-	↗v	↗v	↘+	↘+	↗+++	-	-	-	-	↗+++	↘+	↗v	-	-	-
y4	-	-	↗v	↗+	↘+	-	-	-	-	↘+++	↘v	↗+++	↗+	-	-	-	↗+++	↘v	↗+++	-	↗v	-
y5	-	↘v	-	-	-	-	↘v	-	↗+++	↘++++	-	-	↘v	↘v	↗+	↘v	↗v	↘+++	↗+++	-	-	-
y6	-	↘+	-	-	-	-	-	↗+++	-	↘+	-	↘v	-	-	↗+	-	↗v	↘+	↘+++	↘+	-	-
y7	-	↘v	-	-	-	-	↘v	↗+++	↗+++	↘++++	-	-	↘v	↘v	↗+	-	-	↘+++	↗+++	-	-	↗v

Tableau 31 : Récapitulatif des effets des interactions sur l'ensemble des réponses.

	x_3*x_4	x_1*x_4	x_2*x_3	x_5*x_6	x_2*x_4	x_4*x_5	x_3*x_9	x_3*x_8	x_2*x_7	x_2*x_{11}	x_2*x_{12}
y1	↗+++	↗+++	↗v	↗v	↗v	-	-	-	-	-	-
y2	-	-	-	-	-	↘+	-	-	-	-	-
y3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
y4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
y5	-	-	-	-	-	-	↘v	-	-	↗v	-
y6	-	-	-	↗+	-	-	-	↗+	-	-	↘v
y7	-	-	-	-	-	-	-	↗v	↘+	-	-

Enfin, en utilisant à nouveau les mêmes critères de sélection que dans les parties précédentes (4.2.4.1.12 et 4.2.4.2.8), 6 facteurs semblent avoir un effet avéré sur les quantités dégradées :

- La constante d'hydrolyse pour la matière rapidement dégradable : k_{rH} ;
- La constante d'hydrolyse pour la matière lentement dégradable : k_{sH} ;
- La porosité : ε_g ;
- La température optimale pour l'activité biologique : T_{opt} ;
- La quantité initiale de matière inerte : $X_{i,0}$;
- La quantité initiale de matière rapidement hydrolysable : $X_{rb,0}$.

Comme pour les autres analyses, si une étude plus poussée devait être réalisée sur ces réponses, elle devrait être focalisée sur ces facteurs.

4.2.4.4. Conclusions

Le modèle de compostage développé dans ce document comporte un grand nombre de variables d'entrée (caractéristiques du déchet à composter, conditions initiales, conditions aux limites, etc.). Parmi ces variables, afin de connaître celles qui ont le plus d'influence sur le comportement du système modélisé, une analyse de sensibilité a été menée à l'aide d'un plan d'expérience. Cette analyse a été réalisée à l'aide d'une géométrie simplifiée afin de réduire le temps nécessaire aux différents calculs (partie 4.2.3).

Le Tableau 30 et le Tableau 31 récapitulent l'effet des différents facteurs étudiés sur l'ensemble des réponses. Sur les 29 facteurs considérés, 22 ont un effet sur une ou plusieurs des réponses. Finalement, en considérant que y_1 ne donne pas d'information cruciale pour l'optimisation du procédé, et en négligeant les effets où l'IC comprend la valeur 0, ainsi que les facteurs n'ayant qu'un seul effet de grandeur 1, il est alors possible de réduire à 11 le nombre de facteurs influant le comportement du procédé, et sur lesquels une analyse plus détaillée devrait être entreprise. Ces facteurs seraient les suivants :

- Transfert de chaleur dans le massif : C_{ps} ;
- Transfert d'eau : B ;
- Activité microbienne : k_{sH} , k_{rH} , μ_{max} , $X_{a,0}$ et sa dépendance à la température : T_{max} , T_{opt} ;
- Biodégradabilité du déchet : $X_{i,0}$, $X_{rb,0}$;
- Structure du déchet : la porosité, ε_g .

L'analyse de 6 réponses différentes a donc permis de mettre en évidence 11 facteurs qui ont des effets plus ou moins importants selon le critère observé. Ces facteurs ont un impact réel sur le procédé et il est donc essentiel de pouvoir connaître leur valeur avec précision. Or, si les méthodes de mesure permettent de connaître avec une bonne précision la porosité ou la capacité calorifique, cela semble plus compliqué en ce qui concerne les paramètres biologiques (8 paramètres sur les 11 sélectionnés sont des paramètres biologiques) dont l'incertitude sur les valeurs obtenues est importante. Il semble qu'il faille donc faire un effort dans la mise en place de protocoles expérimentaux permettant de recueillir avec précision les valeurs de ces paramètres. Enfin, une étude plus poussée sur tous les facteurs sélectionnés devrait être menée afin de permettre de connaître avec plus de justesse leur impact sur les réponses observées. La nouvelle analyse pourrait alors peut-être montrer qu'il n'est nécessaire de déterminer avec précision qu'une partie seulement de ces paramètres avec exactitude, la sensibilité du modèle aux autres paramètres étant moins importante.

5. VALIDATION DU MODELE - COMPARAISON AVEC LES RESULTATS EXPERIMENTAUX (ECHELLE PILOTE)

Les premiers essais numériques réalisés avec le modèle (section 3.5.5) ont permis de constater l'impact du séchage sur le procédé et de valider la cohérence des réponses obtenues avec le modèle. Cependant, ceux-ci n'ont pas permis de savoir si le modèle fournit des résultats proches de ceux qu'il est possible d'obtenir expérimentalement. L'objectif de cette partie est donc de comparer des résultats expérimentaux de compostage (échelle pilote) collectés lors d'expérimentations menées chez VERI-Centre de Limay aux résultats de simulation. Ceci permettra de statuer quant à la validité quantitative et qualitative du modèle. Enfin, le modèle est ensuite utilisé afin de tester sa capacité à simuler une configuration de type andain.

5.1. DESCRIPTION DES EXPERIMENTATIONS

Depuis les cinq dernières années, de nombreuses expérimentations ont été menées au sein du centre de recherche de VERI (Centre de Limay). Ces essais ont été réalisés à l'échelle pilote et consistent à simuler le procédé de compostage des déchets dans un environnement contrôlé. Pour cela, des cylindres de 90 cm de haut et de 47 cm de diamètre ont été utilisés (soit environ 156 L) (Figure 47 (a)). Leurs parois sont constituées d'un sandwich d'innox, de laine de verre et de PVC. La partie inférieure des pilotes est constituée d'une grille qui permet une injection d'air dans les cylindres par leur base. Ce dispositif permet ainsi d'alimenter en oxygène les déchets étudiés dans les cylindres. Le processus de compostage par injection forcée peut donc être simulé.

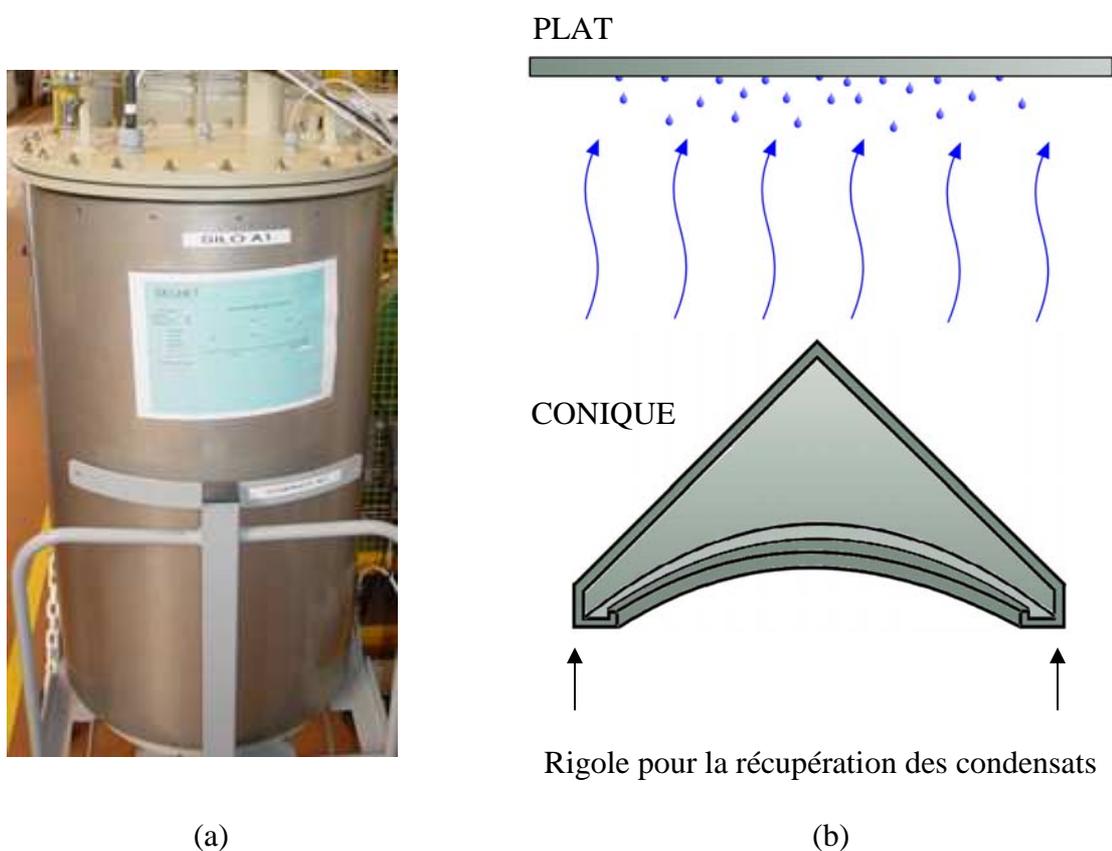


Figure 47 : (a) Photographie d'un pilote utilisé pour les expérimentations réalisées à VERI - Centre de Limay, et (b) type de chapeau utilisé pour les essais (plat et conique).

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

La partie supérieure de chaque pilote est fermée par un chapeau plat en PVC. Cependant, ce dispositif peut être la cause d'une condensation de la vapeur d'eau présente dans le gaz issue du déchet à sa surface et ainsi engendrer la retombée de ces condensats au sein du déchet. Des essais plus récents ont vu la mise en place de chapeau conique muni de rigole permettant de récupérer ces condensats (Figure 47 (b)). Le possible impact des condensats sur le procédé n'a pas encore été démontré.

De manière générale, et ce sur chaque essai réalisé, des conditions identiques sont imposées à des séries de quatre pilotes pour tester la répétabilité du procédé. Selon les objectifs fixés pour les différents essais, des séries de quatre à douze pilotes ont été mises en place. Des tests sur les conditions optimales d'aération ont par exemple été menés.



Figure 48 : Préparation du mélange biodéchets-déchets verts destiné aux expérimentations

Ces nombreuses expériences ont permis de recueillir un jeu de données important, notamment concernant l'évolution de la température et des concentrations en gaz au sein du massif de déchets au cours du temps. En effet, des mesures de températures au centre de chaque pilote, ainsi que des mesures de concentrations en oxygène à la sortie de chaque pilote, réalisées en continu, ont été collectées pour l'ensemble des essais. De plus, pour les essais les plus récents, des grilles installées directement dans le cylindre (Figure 49 (a)), munies de capteurs de température (thermocouples : tolérance à $\pm 0.5^{\circ}\text{C}$) et de sondes permettant le prélèvement du gaz pour analyse ont permis de connaître l'évolution temporelle de la température en 14 points, et des concentrations en oxygène, dioxyde de carbone, diazote, méthane, ammoniac et sulfure d'hydrogène (via un micro-chromatographe) en 6 points du pilote. La Figure 49 (b) indique l'emplacement de chacun de ces capteurs. Enfin, un bilan matière est réalisé pour chaque essai, permettant de connaître les quantités de matière sèche, matière organique, matière inerte et teneur en eau en début et en fin d'essai.

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

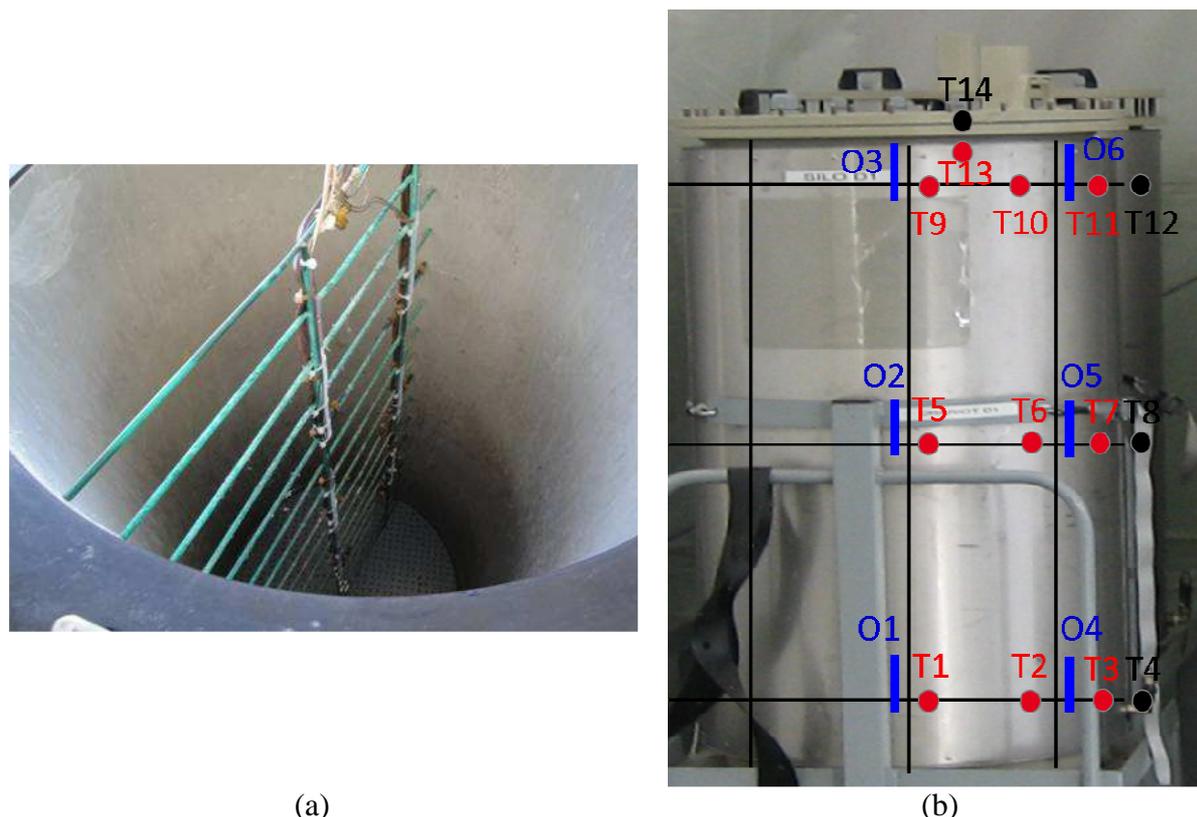


Figure 49 : (a) Grille munie de capteurs installée dans un pilote, et (b) emplacement des capteurs de température et de concentration en gaz sur le pilote d'essai.

Le Tableau 32 passe en revue les différents essais effectués depuis avril 2006, le nombre de pilotes et le type de chapeau utilisés, ainsi que les mesures effectués.

Tableau 32 : Récapitulatif des expérimentations réalisées à l'échelle pilote à VERI-centre de Limay

Date de l'expérimentation	Nombre de pilotes	Type de déchets	Type de chapeau	Mesures réalisées
05/04/2006	8	Biodéchets + Déchets verts	Plat	T, O ₂
05/2006, 06/2006	8		Plat	T, O ₂ , MO
05/12/2006	8		Plat	T, O ₂ , MO
06/06/2007	12		Plat	T, O ₂ , MO
15/11/2007	4		Plat	/
22/05/2008	4		Plat	T, O ₂ , MO
09/09/2008	12		Plat	T, O ₂ , MO
23/04/2009	12		Plat	T, O ₂ , MO
20/08/2009	12		Plat	T, O ₂ , MO + grille
05/11/2009	8		Plat et conique	T, O ₂ , MO + grille
18/03/2010	12		Plat et conique	T, O ₂ , MO + grille

La richesse de l'ensemble de ces résultats constitue une base de données utilisable dans la démarche de qualification du modèle développé. Il a donc été décidé de mettre en place des simulations permettant de reproduire les conditions expérimentales utilisées pour les

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

pilotes étudiés. Les résultats de simulation sont alors comparés aux résultats expérimentaux, afin de tester la fiabilité du modèle.

Pour cela, il convient tout d'abord de choisir le ou les essais les plus adaptés à notre objectif. Ceux du 20/08/2009 présentent des caractéristiques intéressantes, et c'est sur cette série que notre choix s'est porté. Tout d'abord, l'utilisation de la grille munie de capteurs de température et de concentrations des espèces gaz permet d'avoir une cartographie de ces variables au cours du temps, constituant un élément de comparaison de premier ordre. De plus, sur les trois essais où ce type de mesures a été mis en place, c'est la série du 20/08/2009 qui offre le plus de données concernant les concentrations des espèces gaz. La seconde série est celle du 05/11/2009 et elle sera utilisée par la suite pour une seconde confrontation. Dans un premier temps, les deux séries d'essais sont présentées.

5.2. PRESENTATION DES RESULTATS EXPERIMENTAUX

5.2.1. Série du 20/08/2009

Nous nous intéresserons ici aux quatre silos de la série d'essais du 20/08/2009, dénommés C1, C2, C3 et C4, car ce sont les seuls silos dans lesquels une grille munie de capteurs de température et de concentration en gaz a été utilisée. La durée de l'expérimentation était de 28 jours. La seule différence dans le protocole expérimental entre ces quatre silos réside dans le choix de l'aération. Tout au long de l'essai, trois changements d'aération sont programmés, diminuant le débit à chaque changement. Les débits Q_1 , Q_2 et Q_3 sont identiques pour tous les silos (Figure 50). Q_4 est différent pour chaque silo, comme l'illustre le Tableau 33. En effet, une temporisation a été mise en place ; cela signifie que l'aération est mise en marche durant 90 s puis stoppé durant 172.5 s, et ce de façon périodique. La modification du débit Q_1 pour un débit Q_2 se fait au bout d'une durée variant entre 14h50 et 17h20, lorsque la température atteint 65°C au cœur du silo. Le passage à Q_3 (identique pour chaque pilote) se fait lorsque la température commence à chuter de façon significative et lorsque la concentration en oxygène est supérieure à 5%. Ce changement se fait pour tous les pilotes après 6 jours, 1 heure et 40 minutes. Enfin, le passage à Q_4 se fait au bout de 14 jours, 20 heures et 30 minutes.

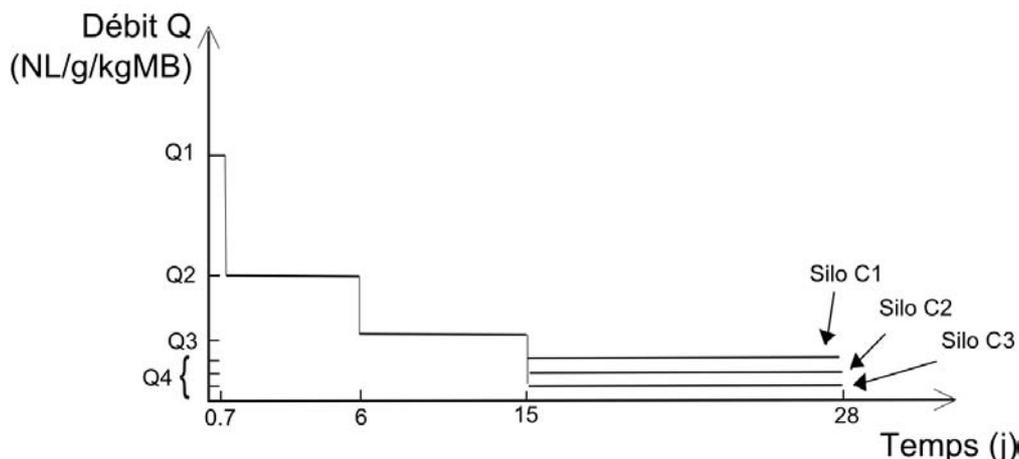


Figure 50 : Courbe du débit en fonction du temps pour les silos C1, C2, et C3.

Tableau 33 : Vitesse d'aération appliquée à chaque silo après 14j 1h 40 min d'expérimentation.

Silo	Vitesse d'injection (m.s ⁻¹)	Temporisation
C1	1.20 10 ⁻⁴	Non
C2	8.67 10 ⁻⁵	Non
C3	4.61 10 ⁻⁵	Non
C4	Non indiqué	ON : Non indiqué OFF : Non indiqué

Les résultats expérimentaux sont maintenant comparés. Il est possible d'analyser comment la matière organique a évolué durant la durée de l'expérimentation (bilan massique entre le début et la fin de l'essai). Cependant, par manque de données concernant l'évolution de la température et des concentrations en gaz, il n'est possible de suivre leur évolution que sur les 14 premiers jours, i.e., jusqu'au moment du passage au débit de consigne Q₄. De plus, nous ne comparerons que les concentrations en oxygène entre les données et résultats de simulation, l'interprétation de l'évolution des concentrations en dioxyde de carbone menant à des commentaires identiques (cependant ces résultats seront commentés lors de la comparaison avec les résultats de simulation).

Tous les points de contrôle ne sont pas présentés ici. De façon à représenter la diversité d'évolution au sein du pilote, un point bas, un point central et un point haut ont été choisis, à la fois pour la température, et pour les concentrations en oxygène et en dioxyde de carbone. Pour la température, ces points sont ceux nommés T2, T6 et T10 (en vert sur la Figure 51). Pour les concentrations des espèces gaz, ces points sont ceux nommés O1, O2 et O3 (en vert sur la Figure 51).

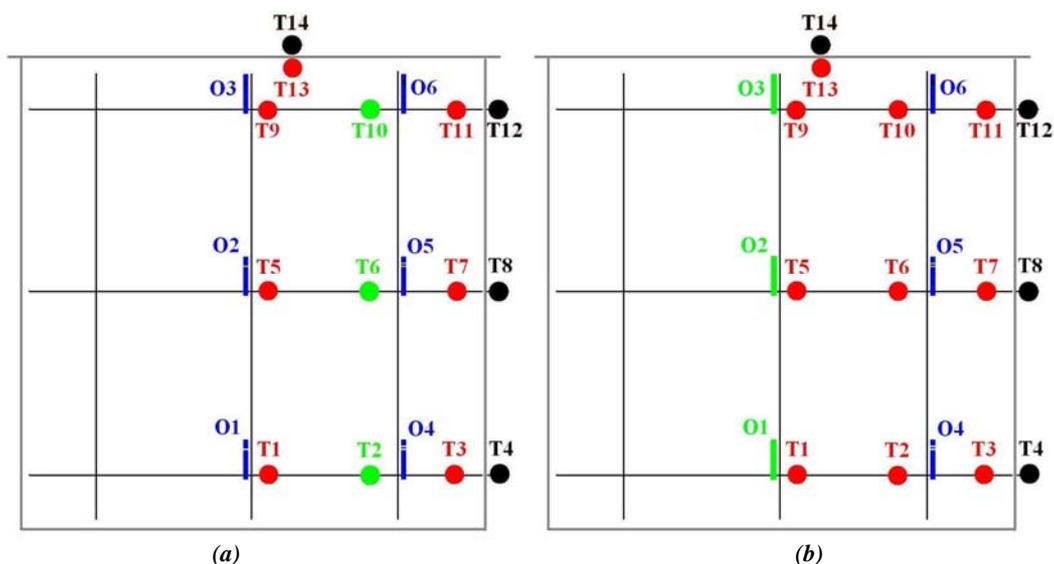


Figure 51: Points de contrôle choisis pour suivre l'évolution de la température (a) et des concentrations en oxygène et en dioxyde de carbone (b).

5.2.1.1. Evolution de la température

La Figure 52 présente les résultats obtenus sur l'évolution de la température au cours du temps pour les 14 premiers jours d'expérimentation des quatre pilotes considérés. Les

quatre lignes verticales présentes sur la gauche de chaque figure représentent le passage du débit d'injection Q_1 à Q_2 pour chacun des pilotes. L'ordre est indiqué sur la Figure 52 (C3, C4, C1, C2). La ligne verticale au centre représente le passage du débit d'injection Q_2 à Q_3 (cette modification a été faite au même moment pour chacun de silos). Sur chaque graphique, le tracé en rouge foncé représente l'évolution de la température dans le silo C1, la croix rose celle dans le silo C2, le symbole gris celle dans le silo C3 et le carré bleu celle dans le silo C4. Le carré vert représente la moyenne de chacune de ces valeurs au temps t , et les barres d'erreur vertes vont de la valeur minimale à la valeur maximale pour chaque pas de temps, donnant une idée de la variabilité des résultats obtenus expérimentalement pour les différents pilotes.

Pour chaque point, la montée en température avant le premier changement d'aération est identique, atteignant 65°C . Après le passage à Q_2 , la température continue de croître, atteignant 72°C pour T2, 76°C pour T6 et 75°C pour T10. Après cette phase, la température décroît avant d'atteindre le second changement d'aération. Cette chute de température pendant cette seconde phase d'aération est importante pour T2 (la température peut diminuer jusqu'à 59°C en moyenne), plus légère pour T6 et T10 (jusqu'à, respectivement, 70°C et 71°C), sans doute due à l'évacuation plus importante de chaleur en bas du silo (généré par l'aération) ou bien à l'apport d'air plus froid. Durant cette période (consigne Q_2), il est à noter que l'on observe une bonne répétabilité des mesures aux points T6 et T10, les quatre silos évoluant de façon identique. Les différences sont plus marquées au point T2 où l'on peut avoir 8°C d'écart entre deux silos (C1 et C2 ici). L'hétérogénéité du déchet et la proximité de l'injection peuvent expliquer en partie les différences observées.

Après le passage au débit Q_3 , pour T2 et T6, il est possible d'observer instantanément une légère montée de température (5°C pour T2, 2°C pour T6), sans doute due au fait que l'évacuation de la chaleur par transfert convectif lié au flux de gaz est moins importante. La température diminue ensuite à nouveau. Au point de contrôle T10, soit la température diminue toujours avec la même pente (C2 et C3), soit la température diminue brutalement (perte de 17°C pour C1, de 7°C pour C4). La répétabilité qui avait été observée pour les points de contrôle T6 et T10 est désormais plus faible, puisque des écarts allant jusqu'à 8°C pour T6 (entre C1 et C4), et 16°C pour T10 (entre C1 et C2) sont constatés. Les écarts de température entre silo n'ont par contre pas évolués pour T2, où une différence maximale de 8°C peut être notée (entre C1 et C4). Enfin, le point de contrôle T10 montre des comportements pouvant être différents entre chaque silo durant la consigne Q_3 . Ces différences peuvent en partie s'expliquer par l'hétérogénéité du déchet, la proximité d'un capteur de température à la surface, ainsi que par la condensation, humidifiant le déchet sur la partie supérieure du domaine. Les différences observées aux bornes du domaine confirment qu'il est difficile de prévoir le comportement de tels systèmes à leurs bornes.

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

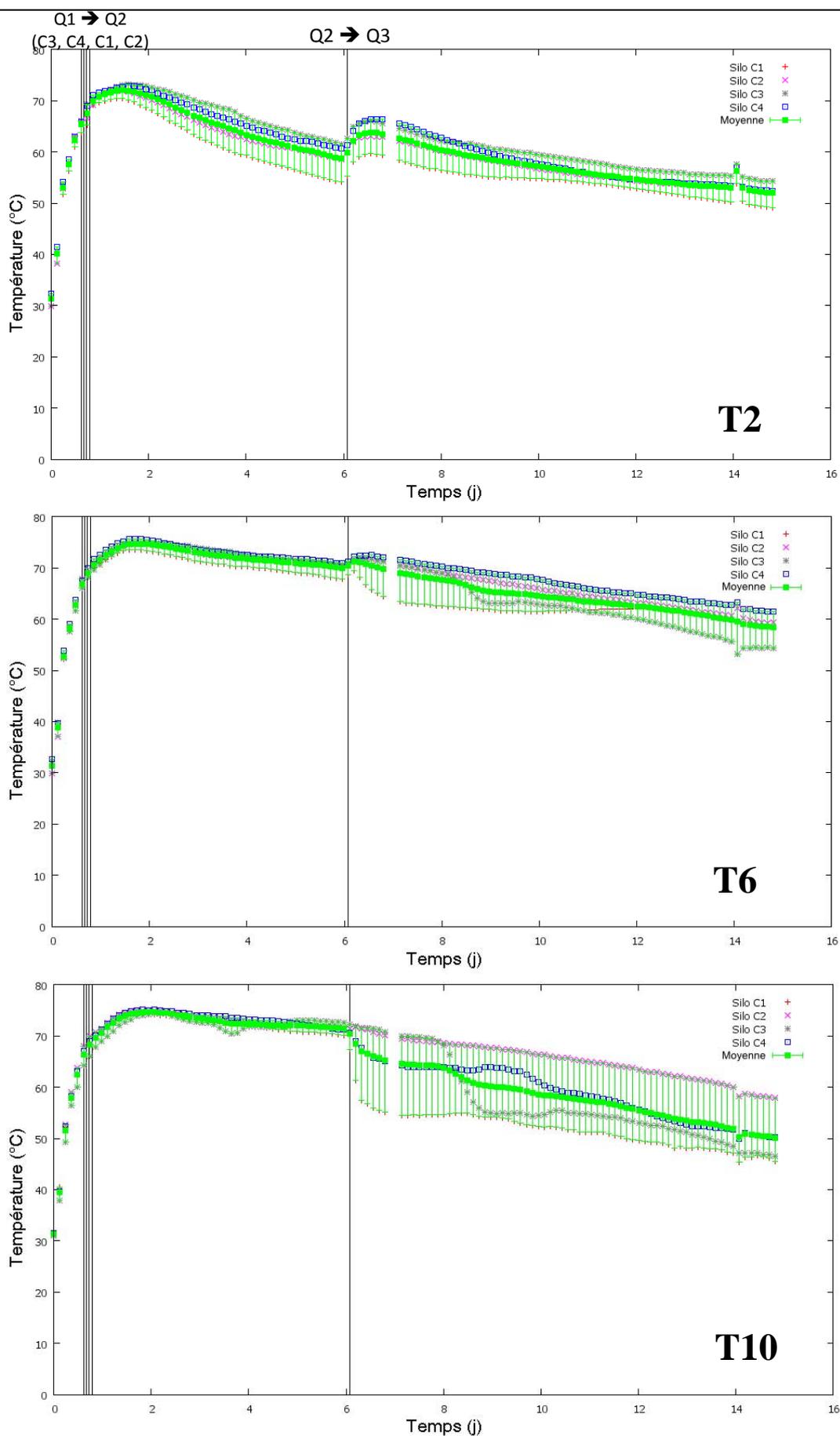


Figure 52 : Evolution de la température au cours du temps pour les points de contrôle T2, T6 et T10 (données expérimentales).

5.2.1.2. Evolution de la fraction massique en oxygène

La Figure 53 représente l'évolution des fractions massiques d'oxygène au cours du temps, aux points de contrôle O1, O2 et O3, pour les 14 premiers jours d'expérimentation. Les quatre verticales présentes sur chaque image résultat ont la même signification que celle présentes sur la Figure 52, déjà explicitée ci-dessus. La légende est également identique. Il est à noter que le jeu de données n'est pas complet. Ces « trous » sont essentiellement dus à des problèmes techniques (pas d'utilisation du micro-chromatographe lors des week-ends, problème avec l'appareil, ...).

Au début du procédé, l'évolution de la fraction massique en oxygène est très différente d'un silo à l'autre. Il peut d'ailleurs être noté que la fraction massique initiale en oxygène dans chaque pilote peut fortement varier. Par exemple, pour le point de contrôle O1, celle-ci va de 0.125 (-) (pour C1) à 0.198 (-) (pour C2). Cette observation est valable pour chaque point de contrôle. Ainsi, durant la première journée d'essai, il est difficile de savoir réellement comment la fraction massique en oxygène évolue au sein du silo, puisqu'aucun schéma d'évolution n'apparaît. Ceci peut être dû à une variabilité de la disponibilité en biomasse initialement ou à une préparation différente du déchet.

D'après les données disponibles entre 5 et 6 jours, il semble que les systèmes se soient stabilisés. La fraction massique en oxygène évolue de manière moins désordonnée, et augmente légèrement au cours du temps, augmentation sans doute due à un ralentissement de l'activité biologique. Au point de contrôle O1, qui est le point de contrôle bas, la fraction massique en oxygène y est quasiment identique dans chaque silo. Cependant, des différences allant de 33% (pour O2) à 25% (pour O3) peuvent être observées, dénotant d'une activité biologique particulière pour chaque cas. Le fait que les valeurs des fractions massiques soient similaires pour O1 peut s'expliquer par la proximité de ce point de contrôle avec la zone d'injection d'air, qui est donc en contact presque direct avec l'air frais apporté par le système d'aération.

Ceci est confirmé par la troisième portion de données, entre le 11^{ième} et le 14^{ième} jour (certains points après 14 jours sont aberrants et relèvent d'une erreur machine). Au point de contrôle O1, les fractions massiques en oxygène évoluent peu, stagnant néanmoins à une valeur inférieure à la fraction massique usuelle de l'oxygène dans l'air (0.21), témoignant d'une activité biologique encore présente.

Pour O2 et O3, le constat est bien différent. Au point O2, seul le silo C4 affiche des valeurs et une évolution différentes (presque 50% de différence avec les autres silos, et une fraction massique constante). Pour les trois autres silos, les fractions massiques sont presque identiques leurs valeurs augmentant au cours du temps. Au point de contrôle O3, les fractions massiques en oxygène peuvent grandement varier d'un pilote à l'autre, avec des différences parfois supérieures à 100%. Seuls les silos C1 et C2 ont des comportements similaires. Ces disparités peuvent bien sûr s'expliquer par l'hétérogénéité de la matrice poreuse (différentes tailles et différente répartition des déchets) et de la population bactérienne au sein du massif.

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

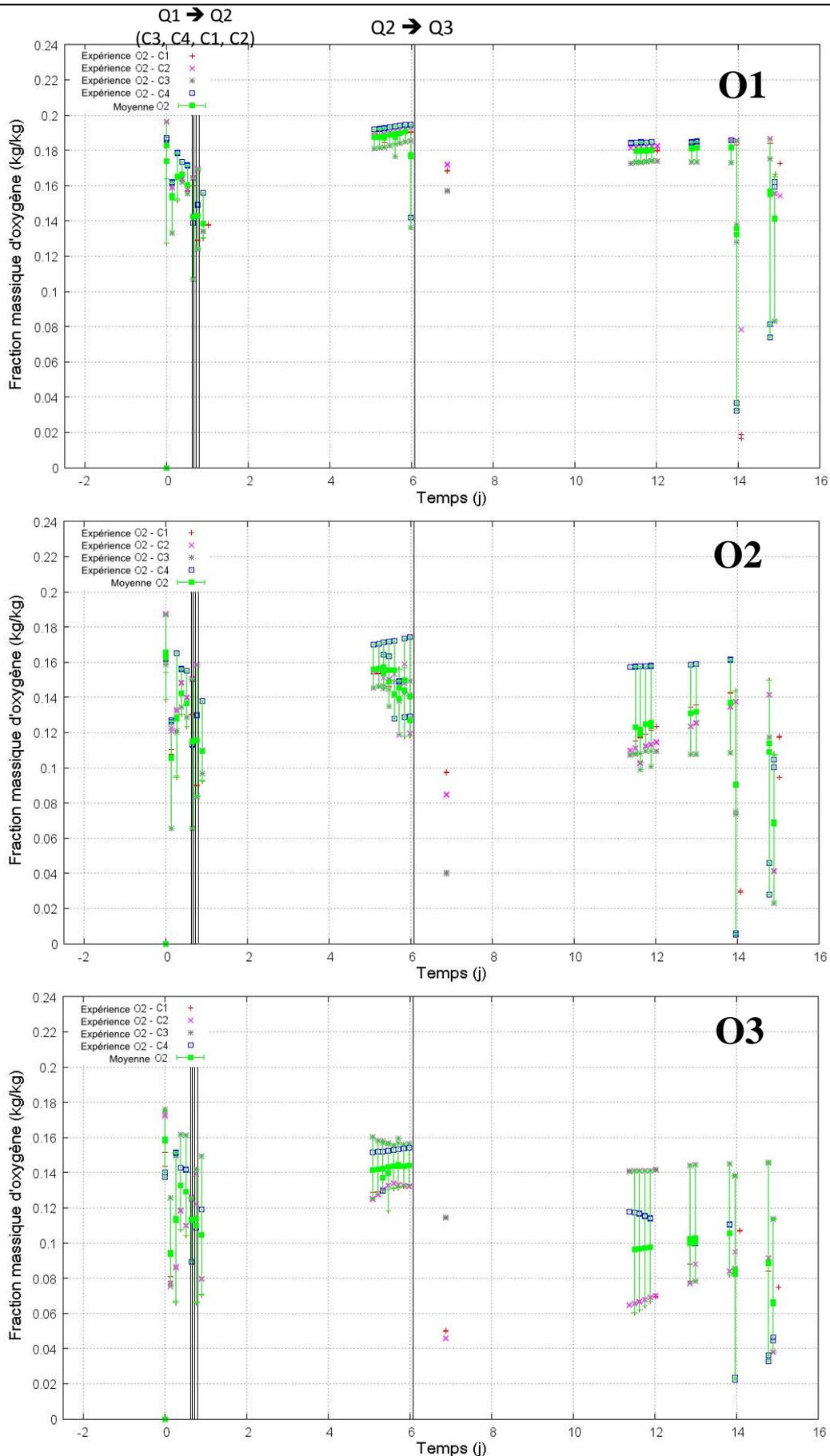


Figure 53 : Evolution des concentrations d'oxygène au cours du temps pour les points de contrôle O1, O2 et O3 (données expérimentales).

5.2.1.3. Evolution de la matière organique

Le Tableau 34 donne, en kg, les quantités de matière organique présentes en début et en fin d'essai (28 jours). Ces données sont obtenues par calcination d'échantillons prélevés dans les silos. Il est à noter une grande répétabilité concernant la dégradation de la matière organique. La différence de matière organique en début d'essai est au maximum légèrement supérieure à 3%, pour une différence maximale en fin d'essai proche de 8%.

Tableau 34 : Bilan sur la matière organique pour les quatre pilotes.

	Matière organique en début d'essai (kg)	Matière organique en fin d'essai (kg)	Matière organique dégradée (kg)
Silo C1	18.9	12.4	6.4
Silo C2	19.3	12.2	7.1
Silo C3	18.9	12.4	6.5
Silo C4	19.4	13.2	6.2

5.2.1.4. Conclusion sur les résultats expérimentaux du 20/08/2011.

Les résultats obtenus lors des essais du 20/08/2009 ont été présentés. Les évolutions de la température, de la concentration en oxygène et de la matière organique ont été analysées.

Concernant la température, il a été observé une grande répétabilité, particulièrement lors des 6 premiers jours. Après le second changement de consigne d'aération, des différences plus ou moins importantes apparaissent entre les silos, différences augmentant avec la position suivant la hauteur du réacteur.

Pour les concentrations en oxygène, la répétabilité est moins importante. Au début du procédé, l'évolution des concentrations est désordonnée, due à la mise en équilibre du système, empêchant d'en retirer une tendance. Ensuite, seul le point de contrôle O1, situé à la base du pilote, montre un comportement similaire des quatre silos, sans doute dû à la proximité de la zone d'injection d'air. Des différences plus ou moins importantes apparaissent aux points de contrôle O2 et O3. Cependant, certains pilotes montrent des comportements similaires (notamment C1 et C2). Ce défaut relatif de répétabilité peut être attribué à l'hétérogénéité de l'activité biologique au sein du massif de déchets.

Enfin, la variation de la composition moyenne en matière organique du déchet entre le début et la fin des essais montre que l'intensité de l'activité biologique a été, en moyenne, identique dans chaque silo.

Les mêmes conditions ont été appliquées à chaque pilote, ce qui se traduit, en termes de simulation, par des conditions aux limites similaires. Seules les conditions initiales peuvent varier d'un silo à l'autre. Cependant, les très faibles différences existant entre ces données initiales n'engendreront que peu de différences dans les résultats de simulation. De ce fait, pour chaque silo, le modèle se comportera de façon identique et sera incapable de capter les variations observées expérimentalement. Le but est donc de capter un comportement moyen. Pour cela, nous définissons tout d'abord la géométrie qui servira à l'étude, ainsi que les conditions initiales et aux limites utilisées dans le modèle.

5.2.2. Série du 05/11/2009

Cette fois-ci, nous nous intéresserons aux quatre silos de la série d'essais du 05/11/2009, dénommés aussi C1, C2, C3 et C4, dans lesquels, comme pour les essais du 20/08/2009, une grille munie de capteurs de température et de concentration en gaz était insérée. La durée de l'expérimentation était également de 28 jours. Par contre, cette fois-ci, le débit d'aération est identique pour les quatre silos. Les changements d'aération sont toujours présents. La modification du débit Q_1 pour un débit Q_2 se fait au bout d'une durée variant

entre 16h00 et 17h40 (selon des consignes identiques à celle évoquées pour la série du 20/08/2009). Le passage à Q₃ se fait pour tous les pilotes après 7 jours, 1 heure et 20 minutes (même consigne que pour la série du 20/08/2009 également). Enfin, le passage à Q₄ se fait au bout de 14 jours et 2 heures. Plusieurs différences sont à noter entre le silo C1 et les silos C2, C3 et C4. Tout d'abord, les déchets utilisés sont différents. Bien que ce soit, dans les deux cas, un mélange de biodéchets et de déchets verts, les déchets verts utilisés sont différents (deux sites différents), et le ratio de mélange est différent. De plus, la teneur en eau (et donc la quantité de matière sèche) est aussi différente entre le silo C1 et les trois autres silos.

Les résultats expérimentaux sont maintenant comparés. De la même façon que pour la série d'essais du 20/08/2009, il est possible de voir comment la matière organique a évolué durant l'expérimentation (valeur en début et en fin d'essai). Cependant, par manque de données concernant l'évolution de la température et des concentrations en gaz, il n'est possible de suivre leur évolution que sur les 14 premiers jours, i.e., jusqu'à la fin de la consigne Q₃, comme pour les essais du 20/08/2009. Les concentrations en oxygène seront uniquement considérées dans un premier temps, laissant de côté les concentrations en dioxyde de carbone, l'interprétation de son évolution demeurant identique à celle de l'oxygène (cependant ces résultats seront abordés lors de la comparaison avec les résultats de simulation).

De la même façon que pour les essais du 28/08/2009, tous les points de contrôle ne sont pas présentés ici. Pour la température, seuls les points nommés T2, T6 et T10 (Figure 51) seront abordés. Pour les concentrations des espèces gaz, les points étudiés sont ceux nommés O1, O2 et O3 (Figure 51).

5.2.2.1. Evolution de la température

La Figure 54 présente les résultats obtenus pour l'évolution de la température au cours du temps pour les 14 premiers jours d'expérimentation lors des essais du 05/11/2009. Les quatre lignes verticales présentes sur la gauche de chaque figure (elles sont ici presque confondues) représentent le passage de Q₁ à Q₂ pour chacun des pilotes. L'ordre est indiqué sur la Figure 54 (C1, C4, C2, C3). La ligne verticale au centre représente le passage de Q₂ à Q₃ (cette modification a été faite au même moment pour chacun des silos). Sur chaque figure, la légende est identique à celle utilisée sur la Figure 52, à savoir : le signe plus rouge représente l'évolution de la température dans le silo C1, la croix rose celle dans le silo C2, le symbole gris celle dans le silo C3 et le carré bleu celle dans le silo C4. Le carré vert représente la moyenne de chacune de ces valeurs au temps t , et les barres d'erreur vertes vont de la valeur minimale à la valeur maximale pour chaque temps.

Malheureusement, les données du début du procédé ne sont pas disponibles, et il n'est pas possible de connaître l'évolution de la température avant le premier changement d'aération. Au point T2, après le premier changement d'aération, et jusqu'au 4^{ième} jour, il n'est pas possible de noter une différence de comportement du silo C1 par rapport aux trois autres. Tous les silos ont plus ou moins un comportement identique : la température diminue progressivement. Il y a cependant une différence maximale de 9°C entre les valeurs de température dans C2 et celles dans C4. Après le 4^{ième} jour, le pilote C1 se démarque des autres : la température continue de diminuer fortement, et ce jusqu'au second changement d'aération, à partir duquel l'évolution de la température dans les silos C2, C3 et C4 est quasiment identique. Ainsi, si l'on se concentre sur les silos C2, C3 et C4, la répétabilité est identique à celle observée sur l'image résultat T2 de la Figure 52 pour la première série d'essais.

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

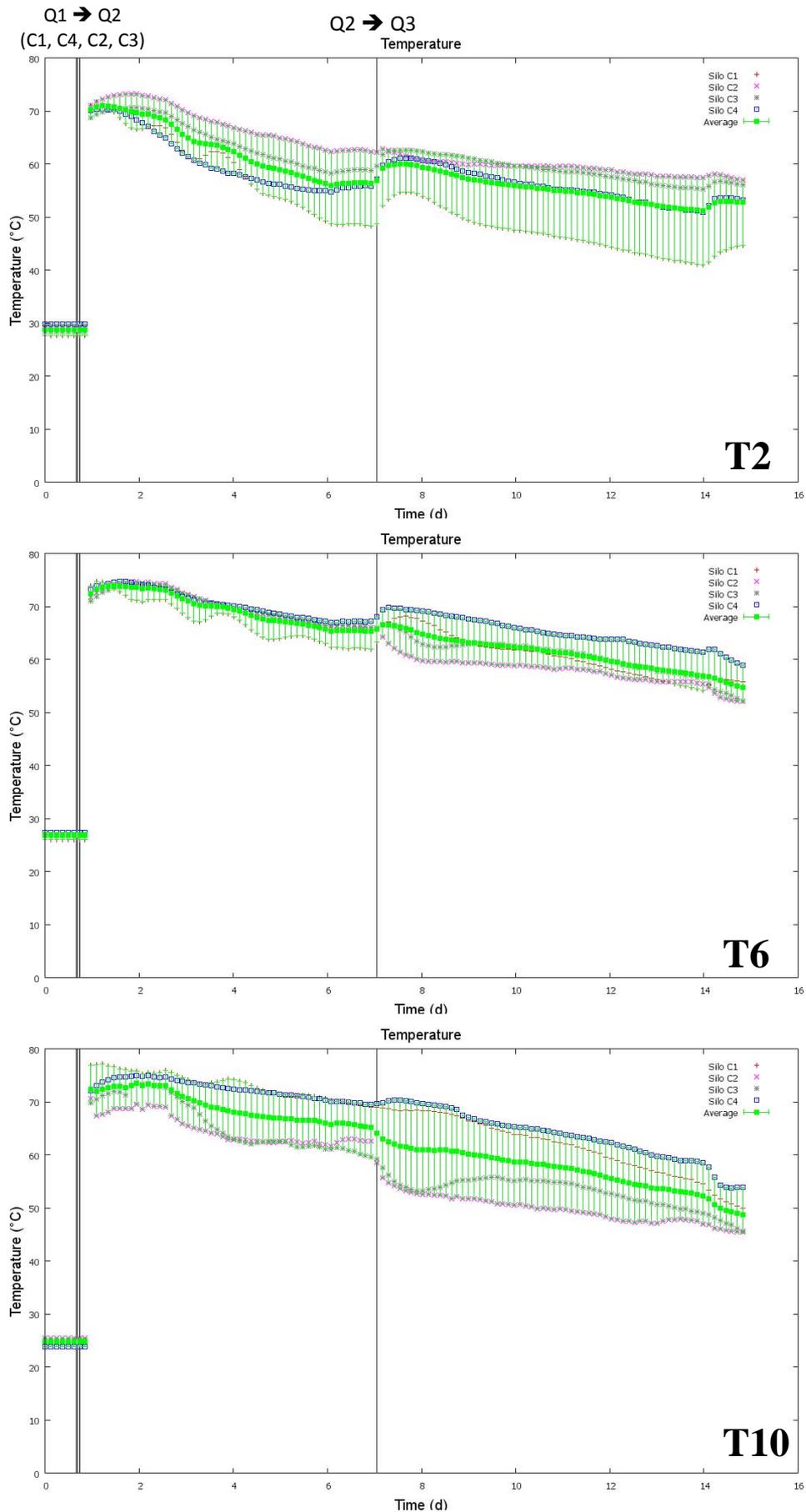


Figure 54 : Evolution de la température au cours du temps pour les points de contrôle T2, T6 et T10 (données expérimentales).

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

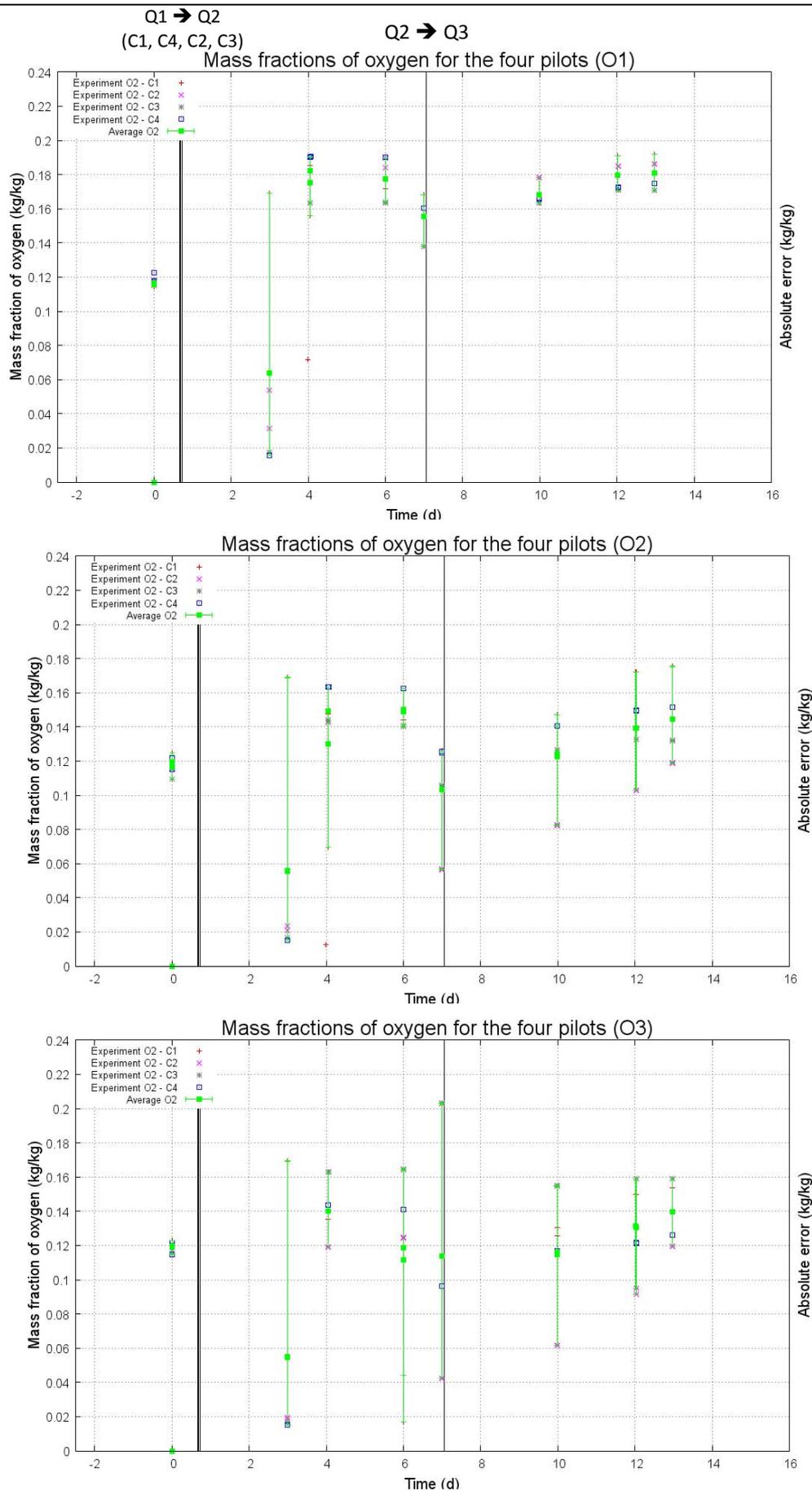


Figure 55 : Evolution des concentrations d'oxygène au cours du temps pour les points de contrôle O1, O2 et O3 (données expérimentales).

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

Au point T6, du premier jour au second changement d'aération, l'évolution de la température pour les quatre silos est quasiment identique. Après le changement d'aération, cette tendance se dégrade peu, et une différence maximale de 8°C peut être observée.

Au point T10, le silo C1 se comporte comme le silo C4. Les silos C2 et C3 évoluent aussi de façon similaire. Cependant, avant le second changement d'aération, la différence maximale entre les températures est de 11°C, pour augmenter jusqu'à 18°C après le passage à Q3. Il est également important de noter que l'évolution de la température est légèrement différente de celles observées lors des essais du 20/08/2009. La chute brutale de température qu'il pouvait y avoir lors du second changement d'aération n'apparaît pas ici.

5.2.2.2. Evolution de la concentration en oxygène

La Figure 55 représente l'évolution des concentrations d'oxygène au cours du temps, aux points de contrôle O1, O2 et O3, pour les 14 premiers jours d'expérimentation. Les quatre verticales présentes sur chaque figure ont la même signification que celles présentes sur la Figure 54. La légende est également identique.

Les données concernant les concentrations des espèces gaz sont peu nombreuses. Les valeurs sont cependant, d'une certaine façon, mieux réparties que celles des essais du 20/08/2009. L'interprétation reste néanmoins difficile. Tout ce qu'il est possible de dire, c'est que la concentration en oxygène semblent évoluer de la même manière aux points O1, O2 et O3. Une diminution des fractions massiques en oxygène est tout d'abord observée, avant de constater une augmentation de ces mêmes quantités après le 3^{ième} jour. Une nouvelle diminution de la concentration en oxygène est visible après le 6^{ième} jour. Puis, après le second changement d'aération, elle semble augmenter derechef, dénotant certainement d'une diminution de l'activité biologique et, par conséquent, une diminution de la consommation d'oxygène.

5.2.2.3. Evolution de la matière organique

Le Tableau 35 donne, en kg, tout comme le Tableau 34, les quantités de matière organique en début et en fin d'essai (28 jours). Ces données mettent en valeur le comportement différent entre le silo C1 et les trois autres silos. Avec un déchet sensiblement différent (possibilité que la MO soit différente), et plus sec (teneur en eau de 47% contre 60% pour les autres silos), 44% de matière organique en moins a été consommée. Il est à noter, par contre, une grande répétabilité concernant la dégradation de la matière organique pour les silos C2, C3 et C4. La différence de matière organique en début d'essai est au maximum légèrement supérieure à 4%, pour une différence maximale en fin d'essai proche de 8%, tout comme pour les essais du 20/08/2009. Pourtant, 2 kg de matière organique ont été dégradés en plus lors des essais du 05/11/2009, élevant de 20% la quantité de matière consommée pour une quantité de matière dégradable initiale identique.

Tableau 35 : Bilan sur la matière organique pour les quatre pilotes.

	Matière organique en début d'essai (kg)	Matière organique en fin d'essai (kg)	Matière organique consommée (kg)
Silo C1	26.24	21.23	5.01
Silo C2	20.20	11.44	8.76
Silo C3	19.71	10.78	8.92
Silo C4	20.29	11.72	8.57

5.2.2.4. Conclusion sur les résultats expérimentaux du 05/11/2009.

Les évolutions de la température, de la concentration en oxygène et de la matière organique pour les essais du 05/11/2009 ont été analysées.

Concernant la température, la grande répétabilité qui était observée lors des essais du 20/08/2009 est moins importante ici. Au point T2, il est vrai que la température pour le silo C1, dont le type de déchet utilisé (et la teneur en eau) est différent de celui contenu dans les silos C2, C3 et C4, n'évolue pas de la même manière que les trois autres pilotes. Cependant, ceci n'est plus vrai aux points de contrôle T6 et T10. Les observations au point T6 sont identiques à celles réalisées pour les essais du 20/08/2009. Au point T10, les conclusions entre les deux séries d'essais sont différentes, sans que le silo C1 ne soit mis en cause. En effet, des différences importantes entre les températures dans chaque silo sont observées. De plus, la forte chute de température qui était observée lors du changement d'aération entre Q2 et Q3 lors des essais du 20/08/2009 n'apparaît plus ici.

Pour les concentrations en oxygène, il n'est pas possible de parler de répétabilité, le manque de donnée étant trop important. Cependant, comme déjà explicité, les points sont mieux répartis que pour les essais du 20/08/2009, bien que beaucoup moins nombreux. Ils fournissent tout de même une base de comparaison pour les résultats de simulation.

Enfin, les valeurs de début et de fin d'essai pour la teneur en matière organique montrent que l'intensité de l'activité biologique a été, en moyenne, identique dans chaque silo, excepté pour le silo C1 où l'impact d'un déchet plus sec sur la dégradation est mis en évidence. De plus, 44% de matière organique a été dégradé en plus lors de ces essais par rapport à ceux du 20/08/2009, pour une quantité de matière organique initiale identique. Ceci révèle des conditions nécessairement différentes qui ont intensifié la réaction aérobie.

Les mêmes conditions opératoires (excepté pour la constitution de la matrice) ont été appliquées à chaque pilote, ce qui se traduit, en termes de simulation, par des conditions aux limites similaires. Seules les conditions initiales peuvent varier d'un silo à l'autre, notamment pour le silo C1. Cependant, les conditions appliquées au silo C1 semblent n'avoir que peu d'influence sur les profils de température. Les concentrations en gaz paraissent un peu plus impactées, et la quantité de matière organique dégradée l'est réellement. C'est pourquoi, pour cet essai, il a été choisi de faire les comparaisons simulation/expérimentation à partir des paramètres du silo C2.

Enfin, même si ces résultats ne sont pas présentés, pour ce qui est des silos C2, C3 et C4, les conditions expérimentales étant quasiment identiques, le modèle est, par conséquent, incapable de capter les importantes variations observées expérimentalement. Le but est donc, encore une fois, de capter un comportement moyen.

5.3. CONFRONTATION DES RESULTATS EXPERIMENTAUX ET DES RESULTATS DE SIMULATION

5.3.1. Description de la géométrie et des conditions de simulation pour la série du 20/08/2009

Nous supposerons dans un premier temps que la matrice de déchets est homogène dans tout le silo. Ensuite, il convient de définir correctement la géométrie sur laquelle nous allons travailler. Puisque, dans ce cas précis, il s'agit d'un cylindre, et que la matrice de déchet est considérée homogène, intuitivement, la meilleure solution semble être d'utiliser la moitié d'une coupe 2D et de travailler avec un repère cylindrique. Or, si l'on souhaite par la suite procéder à des simulations sur des géométries type andain, l'écriture dans un repère cylindrique ne sera plus adaptée. C'est pourquoi nous avons décidé, dans un souci d'adaptabilité, d'écrire le modèle directement dans un repère cartésien. La géométrie d'étude est donc une coupe 2D du silo.

Le massif de déchet est représenté par un rectangle de 47 cm de largeur et de 90 cm de hauteur. La paroi est aussi prise en compte. Elle est constituée de trois matériaux : inox (extérieur), laine de verre (entre les deux autres matériaux) et PVC (intérieur). Seule

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

l'équation de conservation de la chaleur est résolue dans cette partie du domaine afin de pouvoir simuler les pertes thermiques aux parois. L'échange thermique avec l'extérieur est pris en compte. Les propriétés intrinsèques du déchet étudié (mélange de biodéchet et de déchets verts) proviennent de mesure réalisée à VERI-centre de Limay et au LISBP. Les paramètres biologiques proviennent de tests respirométriques à 20°C en Sapromat (section 4.1.5.2.1). Le Tableau 36 donne les valeurs de l'ensemble des paramètres du modèle. Comme il a été signalé dans 4.2, il faut faire particulièrement attention aux valeurs de la capacité calorifique, de la porosité, de la constante de l'isotherme de sorption mise en exposant, ainsi que des paramètres biologiques (constante d'hydrolyse pour la matière lentement biodégradable, constante d'hydrolyse pour la matière rapidement hydrolysable, taux de croissance, température maximale au-delà de laquelle il n'y a plus d'activité biologique, température optimale du procédé de dégradation, population initiale de micro-organisme, quantité initiale de matière inerte, quantité initiale de matière rapidement biodégradable)

Tableau 36 : Propriétés du déchet utilisé pour les essais du 20/08/2009 avec grille.

Paramètres	Symbole	Valeur	Paramètres	Symbole	Valeur
Capacité calorifique du déchet (J.kg ⁻¹ .K ⁻¹)	C_{ps}	3705	Diffusion de l'azote dans l'air (m ² .s ⁻¹)	D_{N2}	2.45.10 ⁻⁵
Capacité de rétention du substrat solide (kgH ₂ O/kgDM)	ω_R	2	Diffusion de la vapeur d'eau dans l'air (m ² .s ⁻¹)	D_{H2O}	2.41.10 ⁻⁵
Coefficient BET (-)	A	$\frac{21}{136}$	Perméabilité (m ²)	κ	1.10 ⁻⁹
Coefficient BET (-)	B	0.4	Porosité (-)	ε_g	0.52
Coefficient d'affinité apparente de la population aérobie pour le substrat organique (kg.m ⁻³)	K_{Sr}	0.015	Pourcentage de bactéries mortes qui deviennent de la matière inertes (-)	f_I	0.2
Coefficient d'affinité apparente de la population aérobie pour l'oxygène (-)	K_{O2}	0.009	Rendement de conversion du substrat en biomasse (-)	Y_a	0.6
Coefficient lié à la création d'eau par l'activité biologique (gH ₂ O/gDCO)	δ	2	Rendement de conversion du substrat en gaz carbonique (gCO ₂ /gDCO)	Y_{CO2}	1.375
Conductivité thermique équivalente (W.m ⁻¹ .K ⁻¹)	λ^*	0.315	Taux spécifique de croissance (j ⁻¹)	μ_{max}	5
Constante de décès (-)	b	0.2	Température maximale au-delà de laquelle aucune activité n'est possible (K)	T_{max}	353
Constante d'hydrolyse de la fraction lentement biodégradable (j ⁻¹)	k_{sH}	0.016	Température minimale au-dessous de laquelle aucune activité n'est possible (K)	T_{min}	273
Constante d'hydrolyse de la fraction rapidement biodégradable (j ⁻¹)	k_{rH}	0.13	Température pour laquelle l'activité biologique est maximale (K)	T_{opt}	328
Diffusion de l'oxygène dans l'air (m ² .s ⁻¹)	D_{O2}	1.93.10 ⁻⁵	Teneur en eau minimale en dessous de laquelle aucune activité n'est possible (kgH ₂ O/kgDM)	w_{min}	0.1
Diffusion du dioxyde de carbone dans l'air (m ² .s ⁻¹)	D_{CO2}	1.52.10 ⁻⁵	Tortuosité (-)	τ_t	2

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

Les valeurs des variables à l'instant $t = 0$ sont données par le Tableau 37. La fraction massique d'eau vapeur est donnée par la relation d'équilibre avec la teneur en eau initiale du déchet (107). La valeur initiale de la fraction massique d'azote est donnée par la différence de 1 et de la somme de toutes les autres fractions massiques des espèces gaz.

Tableau 37 : Valeurs initiales des variables calculées par le modèle.

Conditions initiales	Symbole	Valeur
Fraction massique d'oxygène (-)	$\omega_{O_2,g,init}$	0.15
Fraction massique de dioxyde de carbone (-)	$\omega_{CO_2,g,init}$	0.09
Fraction massique d'eau liquide (-)	$\omega_{H_2O,s,init}$	1.47
Population aérobie ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)	$X_{a,init}$	0.03
Fraction non-dégradable du substrat ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)	$X_{i,init}$	47.8
Substrat rapidement biodégradable ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)	$X_{rb,init}$	37.5
Substrat lentement biodégradable ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)	$X_{sb,init}$	35.0
Substrat rapidement hydrolysable ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)	$S_{r,init}$	0.02
Température (K)	T_0	302
Pression relative (définie comme étant $P_{absolue} - P_{atm}$) (Pa)	P_0	0

Ensuite, à l'entrée du domaine (partie inférieure), des conditions de Dirichlet (concentrations et température) et une condition de flux entrant sont imposées. Sur les parois, excepté pour la température où l'on fixe un échange thermique avec l'extérieur, une condition de mur (pas de flux) est imposée. Enfin, en sortie du domaine (partie supérieure), des conditions de flux convectif sont choisies. Le Tableau 38 donne les valeurs utilisées pour ces conditions aux limites.

Tableau 38 : Valeurs utilisées pour les conditions aux limites dans le modèle.

Conditions aux limites	Symbole	Valeur
Fraction massique d'oxygène (-)	$\omega_{O_2,g,lim}$	0.209
Fraction massique de dioxyde de carbone (-)	$\omega_{CO_2,g,lim}$	0
Fraction massique d'eau vapeur (-)	$\omega_{H_2O,g,lim}$	0.024
Température en entrée (K)	T_{lim}	298

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

Vitesse d'injection (m.s ⁻¹)	V	5.92 10 ⁻⁴ (0 < t < 17h20) 3.01 10 ⁻⁴ (17h20 < t < 6j1h40) 1.68 10 ⁻⁴ (6j1h40 < t < 14j20h30)
Coefficient d'échange thermique avec l'extérieur (W.m ⁻² .K ⁻¹)	h _c	0.01

Enfin, la Figure 56 donne une représentation de la géométrie et des conditions imposées.

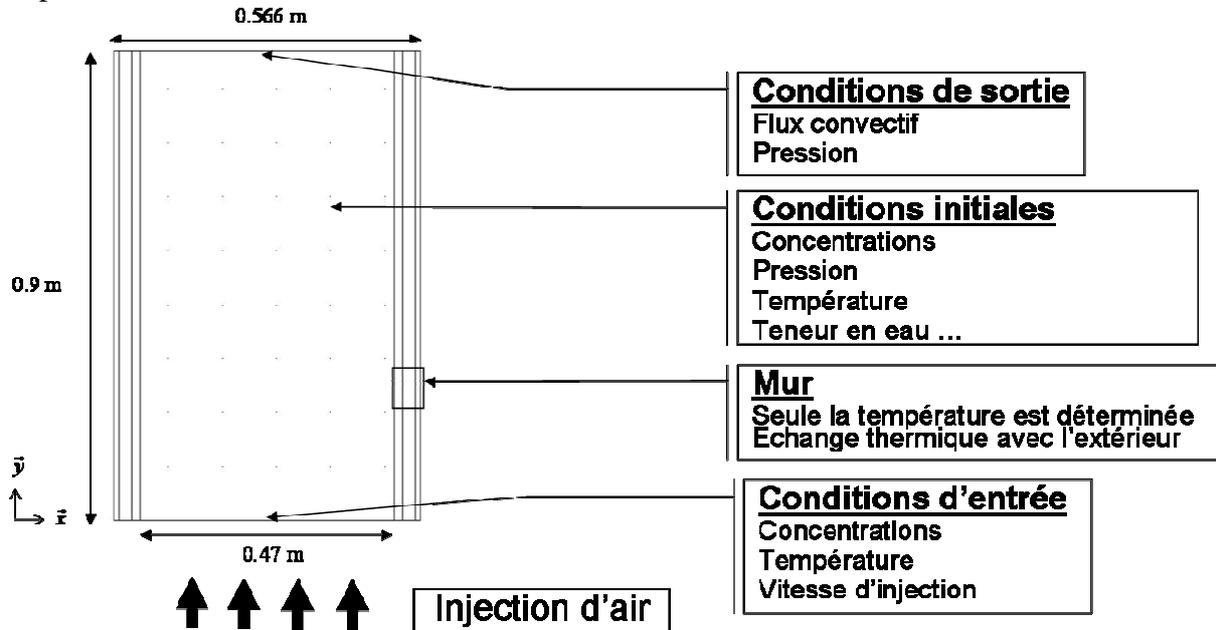


Figure 56 : Géométrie et conditions (initiales et aux limites) imposées.

Une fois ce travail de définition des conditions terminé, les simulations sont réalisées, et leurs résultats sont comparés à ceux obtenus expérimentalement.

5.3.2. Résultats et discussion pour la série du 20/08/2009

Pour la température et les concentrations (oxygène et dioxyde de carbone), les résultats simulés, les résultats expérimentaux obtenus pour le silo C1, et la moyenne des résultats expérimentaux pour les quatre silos (ainsi que les barres d'erreur représentant la variabilité entre les différents pilotes) sont présentés ci-après. Pour la matière organique, la différence entre les résultats de simulation et les résultats expérimentaux en fin d'essai, pour chaque silo, est également présentée ci-après.

5.3.2.1. Présentation des résultats 2D de simulation

Dans cette partie, la description des résultats est purement qualitative : il s'agit de mettre en évidence la répartition spatiale des différentes variables calculées par le modèle. Pour rappel, le modèle se compose de 12 équations auxquelles sont associées 12 variables : la teneur en eau, la fraction massique d'eau vapeur, la pression, la température, la fraction massique d'oxygène (phase gaz), la fraction massique de dioxyde de carbone (phase gaz), la fraction massique d'azote (phase gaz), la quantité de matière organique rapidement hydrolysable, la quantité de matière organique lentement hydrolysable, la quantité de biomasse inerte, la quantité de matière soluble rapidement assimilable, et la population bactérienne. Les résultats sont ceux obtenus après 14 jours de simulation.

La distribution spatiale de la teneur en eau (base sèche) et de la fraction massique de vapeur d'eau à t = 14 jours est illustrée par la Figure 57. Concernant la teneur en eau, il est

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

possible d'observer une grande production d'eau liquide aux bords du domaine, notamment dans la partie supérieure. Cela est dû au fait qu'il existe un échange thermique entre le massif de déchet et l'extérieur via la paroi, refroidissant le milieu. Il a d'ailleurs été observé expérimentalement que, en fin d'essai, le déchet au niveau de la paroi est plus humide qu'au centre (Figure 58).

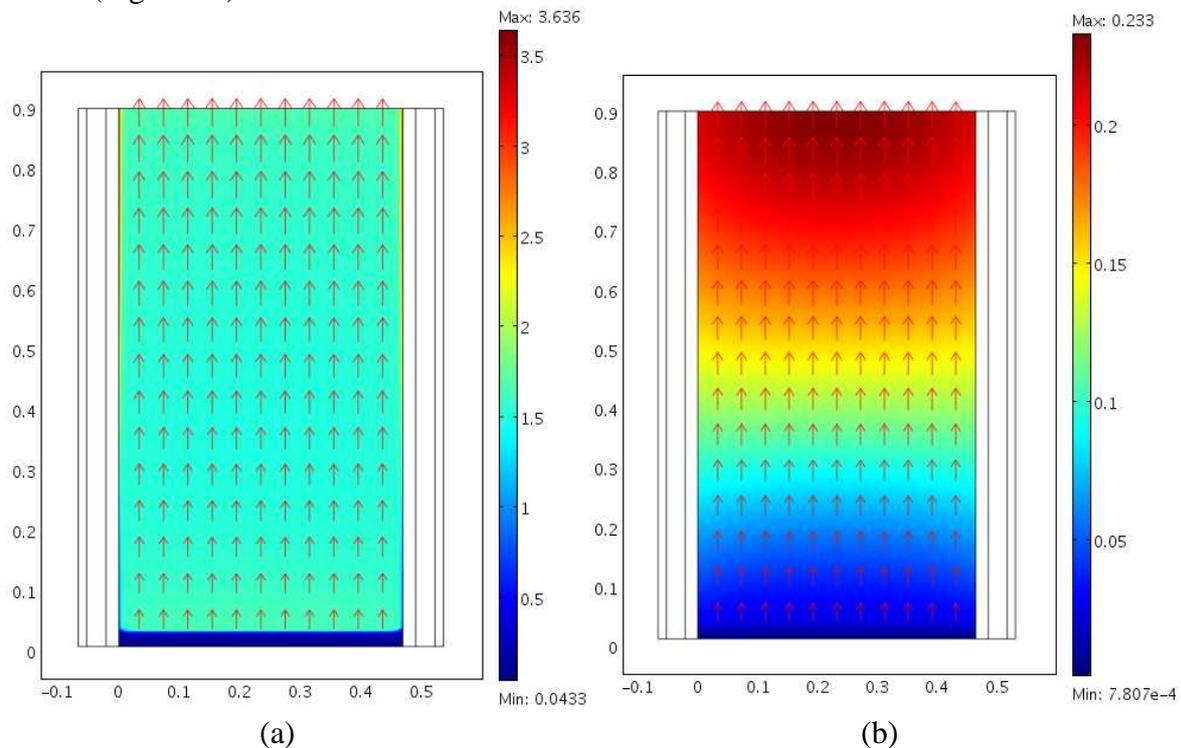


Figure 57 : Distribution spatiale de la teneur en eau (base sèche) (-) (a) et de la fraction massique de vapeur d'eau dans la phase gaz (-) (b) au bout de 14 jours de simulation.



Figure 58 : Photographie du déchet à l'intérieur du silo après 28 jours d'expérimentation : le centre est très sec par rapport à ce qui peut être observé proche de la paroi.

Il est également possible de distinguer nettement la position du front de séchage en bas du silo. L'hypothèse d'équilibre local (voir section 3.2.5) impose un front raide. Ainsi, sur les premiers centimètres du domaine, le milieu est très sec, puis redevient rapidement très humide.

Pour ce qui est de la vapeur d'eau, la fraction massique à la base du pilote est égale à celle de l'air entrant, qui est très sec. La plus grande quantité de vapeur d'eau se situe en haut du pilote. Ceci est logique puisque c'est dans cette zone que la montée en température est la plus importante (Figure 59). Ainsi, l'équilibre se déplace, modifiant la pression de vapeur saturante, et donc la quantité d'eau liquide qu'il est possible d'évaporer. Le profil en demi-cercle observé confirme ce qui a été dit sur sa recondensation contre la paroi qui est plus froide que le milieu.

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

Le profil de la fraction massique d'eau vapeur ressemble, par conséquent, beaucoup à celui obtenu pour la température (Figure 59). La température varie fortement dans le domaine. Le milieu est froid à sa base, et plus chaud dans la zone d'évacuation des gaz. L'aération doit jouer un rôle important à la base du domaine. Il a déjà été noté la montée d'un front de séchage (Figure 57), qui doit freiner la montée en température dû à l'activité biologique. Au fur et à mesure, l'air qui circule le long du réacteur se sature en eau vapeur, diminuant l'impact du séchage dans le reste du pilote, facilitant ainsi l'augmentation de la température, qui est observée dans la partie supérieure du pilote.

Ensuite, les fractions massiques d'oxygène, de dioxyde de carbone et d'azote (Figure 60) évoluent directement en fonction de l'activité biologique et du séchage. Puisque l'activité biologique est très importante en haut du silo, la quantité d'oxygène y est très faible et la quantité de dioxyde de carbone devient importante (respiration). De plus, les couches inférieures ayant déjà consommé de l'oxygène et produit du dioxyde de carbone, cela accentue davantage cette répartition. La production d'espèces chimiques gazeuses conduit aussi à une diminution de la fraction massique d'azote. A la base du domaine, au contraire, étant donné que l'activité biologique n'est pas très importante, à cause du séchage important et de l'aération qui évacue rapidement la chaleur, la tendance est totalement inversée, et les fractions massiques sont proches de celles de l'air entrant. Il est à noter qu'aucune condition anaérobie n'est observée dans le massif.

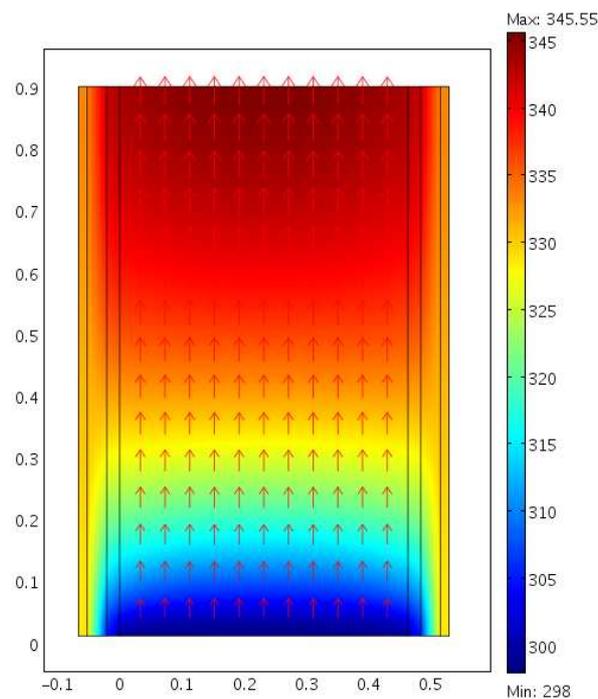


Figure 59 : Distribution spatiale de la température (K) au bout de 14 jours de simulation.

Concernant les quantités de matière dégradée (Figure 61), les distributions spatiales donnent des résultats très intéressants. Premièrement, contrairement à ce à quoi nous pouvions nous attendre, la dégradation de la matière organique rapidement hydrolysable est homogène dans l'ensemble du pilote, malgré les différences importantes de température au sein du pilote, excepté dans la partie qui a été séchée. Il en est de même pour la matière lentement hydrolysable, sauf dans la partie supérieure du silo. Là, il y a moins de matière dégradée que dans le reste du réacteur. La cause en est la température trop importante qui ralentit la réaction biologique. Cela tient à la forme de la limitation en température choisie pour le modèle de biodégradation (voir section 3.4). Mais cette constatation signifie aussi que, malgré les niveaux thermiques plus faibles à la base des pilotes, autant de matière organique a

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

été dégradée à la base qu'au centre des silos alors que la température y est plus élevée en moyenne. Ceci tend à confirmer que l'évacuation de la chaleur dans cette partie basse est très importante et freine la montée de la température.

Pour ce qui est de la matière rapidement hydrolysable, elle a été consommée rapidement dans tout le silo au fur et à mesure de sa production, excepté, encore une fois, dans la partie sèche, près de l'aération, où l'activité biologique a été très ralentie.

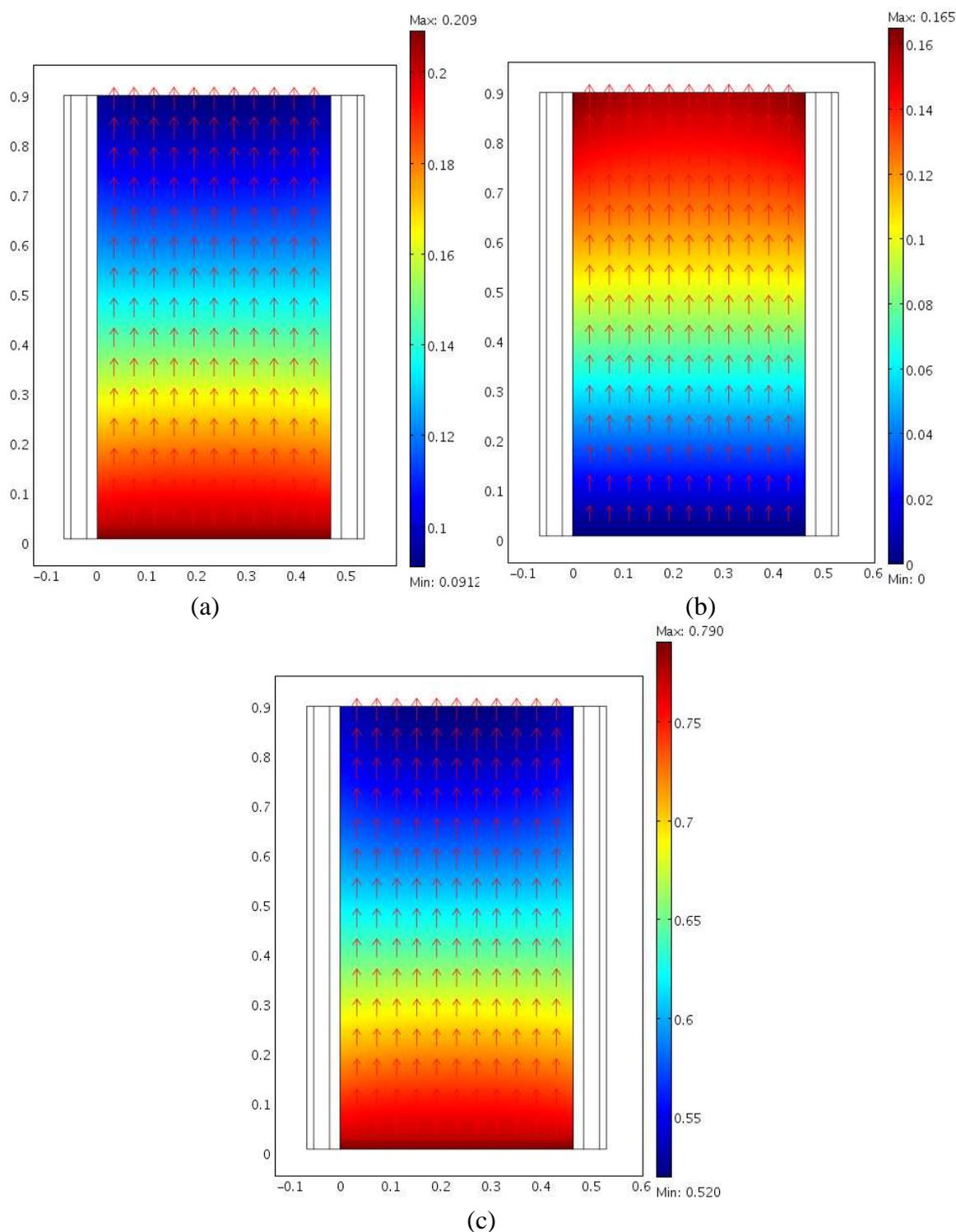


Figure 60 : Distribution spatiale des fractions massiques (-) d'oxygène (a), de dioxyde de carbone (b) et d'azote (c) dans la phase gaz au bout de 14 jours de simulation.

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

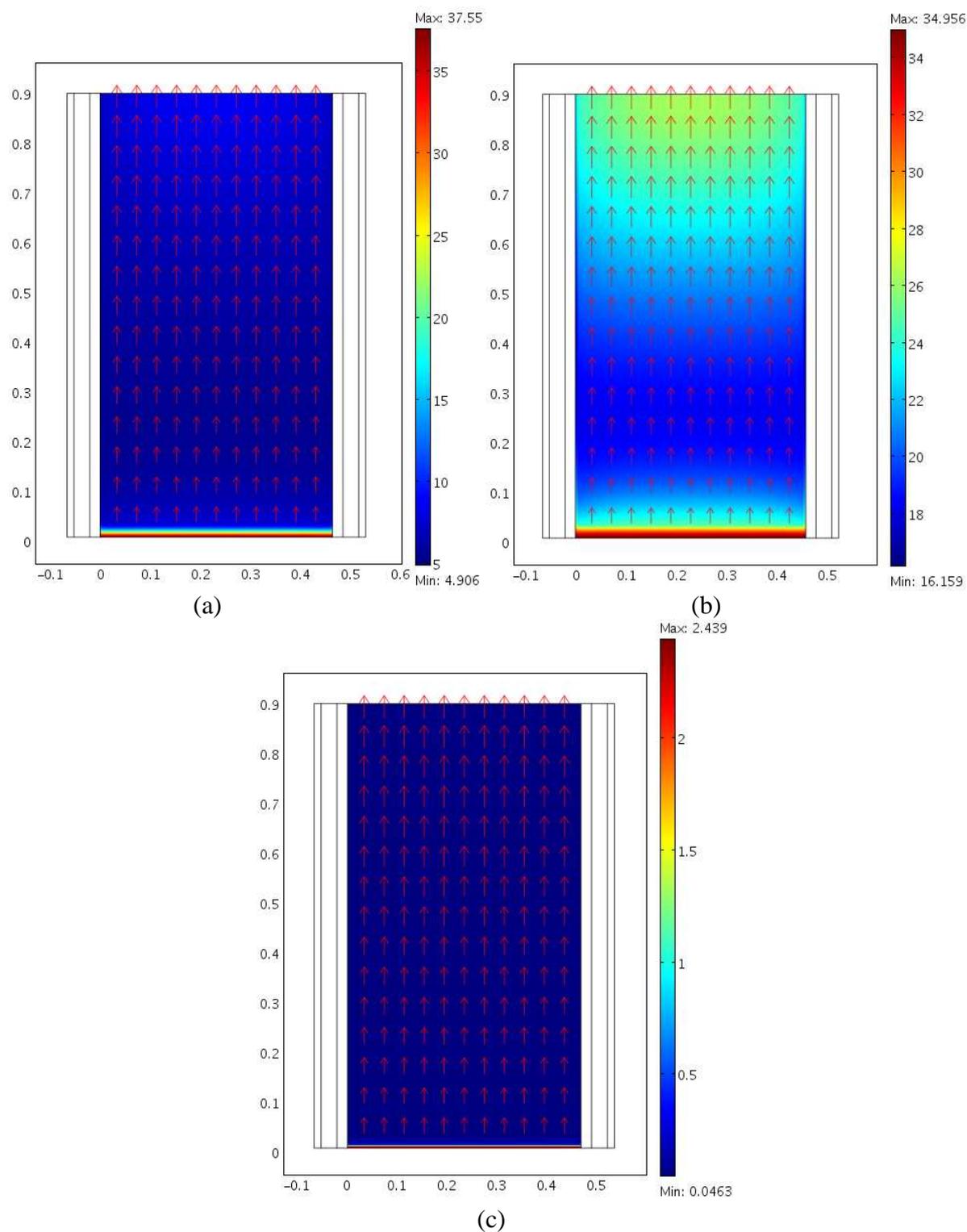


Figure 61 : Distribution spatiale de la quantité (en $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$) de matière organique rapidement hydrolysable (a), de la quantité de matière lentement hydrolysable (b) et de la quantité de substrat soluble rapidement assimilable (c) au bout de 14 jours de simulation.

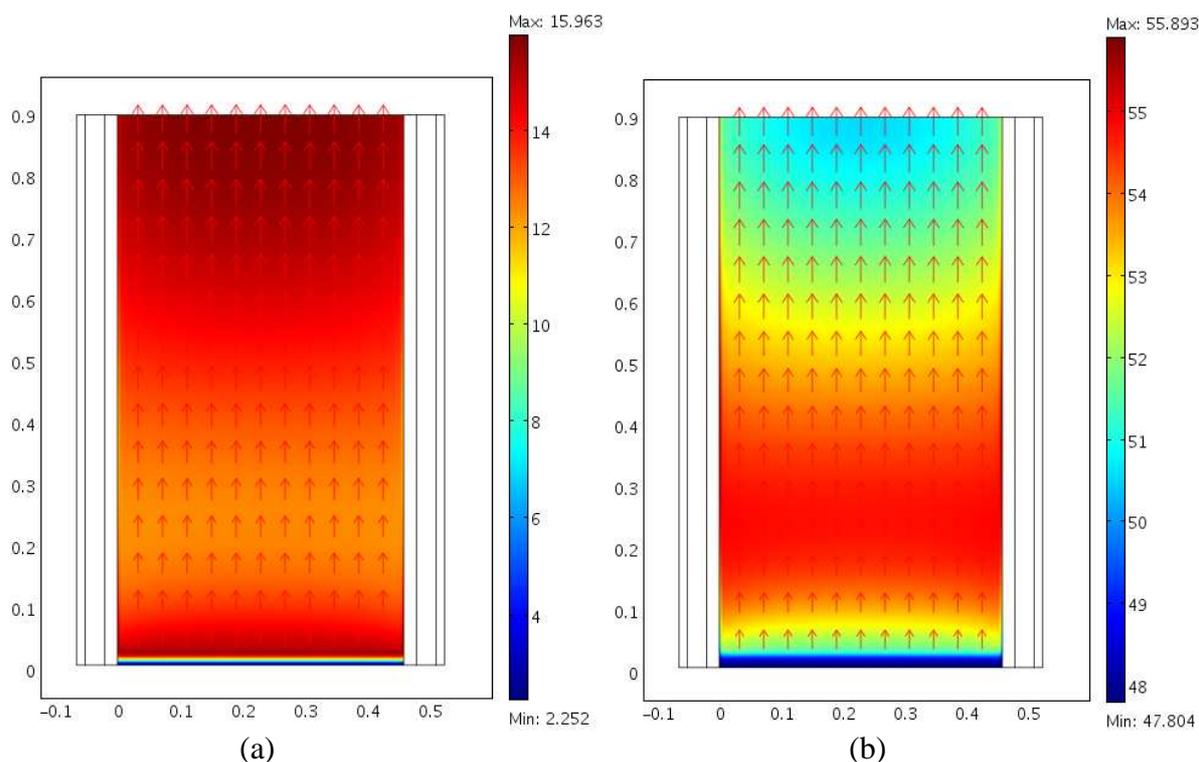


Figure 62 : Distribution spatiale de la population bactérienne (kg.m^{-3}) (a) et de la matière inerte (kg.m^{-3}) (b) au bout de 14 jours de simulation.

Enfin, la distribution spatiale de la population bactérienne (Figure 62) montre une concentration importante en haut et en bas du pilote (juste au-dessus du front de séchage). C'est donc dans ces zones, au bout de 14 jours, que l'activité biologique est la plus importante. La distribution spatiale de la matière inerte est directement liée à la population bactérienne, puisque c'est le décès des micro-organismes qui fait croître cette quantité. Il est possible d'observer une concentration plus importante de matière inerte au centre du domaine, là où la concentration en biomasse est la moins importante. Cela révèle qu'il y a eu une activité importante dans cette zone au cours des 14 premiers jours de compostage, où la population bactérienne était très importante.

5.3.2.2. Comparaison entre résultats expérimentaux et de simulation pour la température – Essai du 20/08/2009

La Figure 63 présente les résultats obtenus aux points de contrôle T2, T6 et T10, pour 14 jours de simulation. Pour chaque figure, la courbe verte représente les résultats de simulation, la courbe rouge représente les résultats obtenus expérimentalement pour le silo C1, et la zone bleue représente la moyenne des valeurs expérimentales (point central) ainsi que les valeurs minimales et maximales obtenues expérimentalement pour la variabilité des mesures. Les verticales représentent, comme pour les Figure 52 et Figure 53 les changements d'aération.

Au point T2, la température est clairement sous-estimée par la simulation, avec une différence supérieure à 20°C au point de température maximale. Cependant, même si les valeurs de température sont mésestimées, les tendances d'évolution thermique présentées sur les courbes sont identiques : tout d'abord, une montée en température est observée, puis, après avoir atteint un maximum, juste après le premier changement d'aération, la température diminue. Au second changement d'aération, il y a une légère hausse de la température, qui, par la suite, continue de diminuer.

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

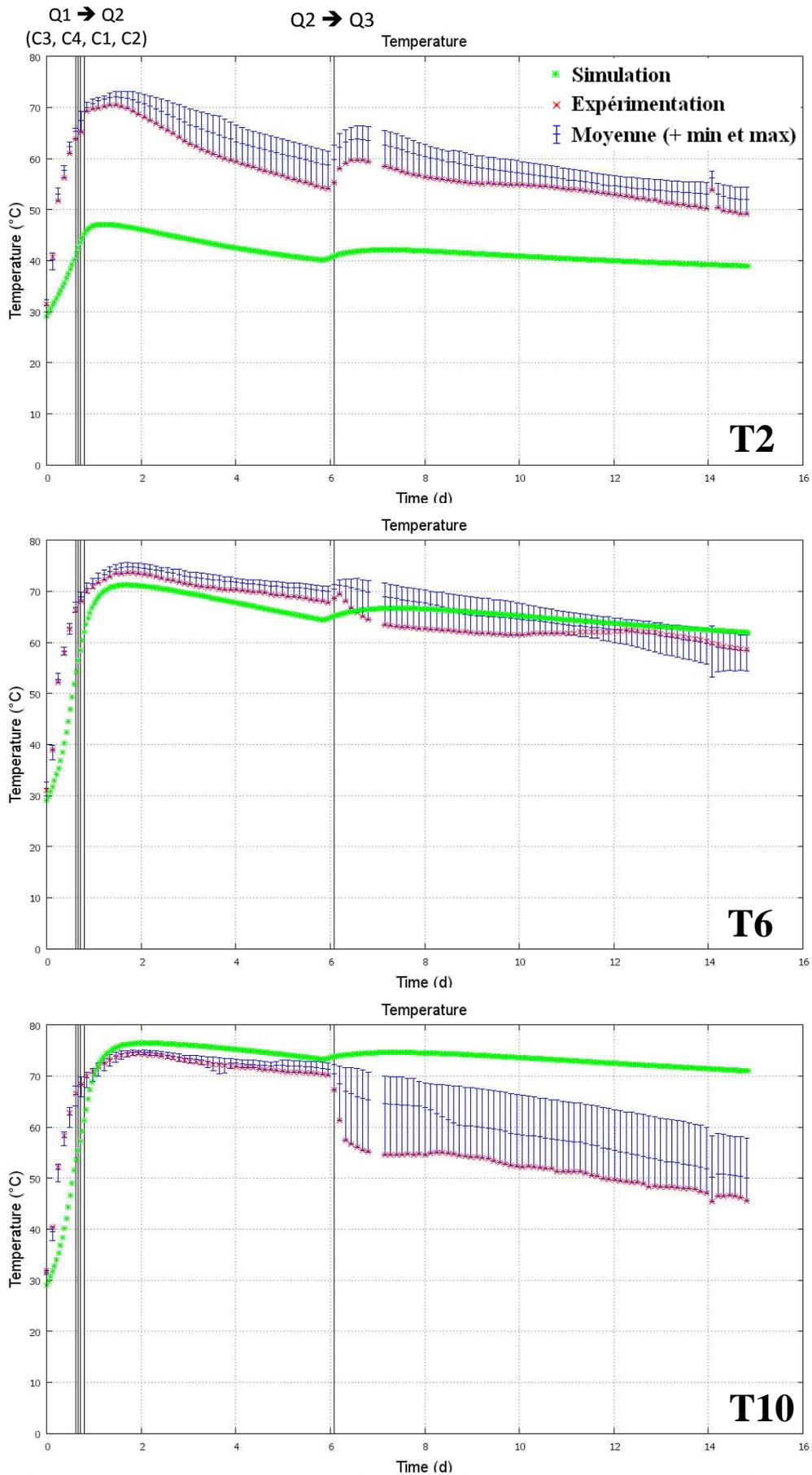


Figure 63 : Comparaison entre les résultats de températures expérimentaux et ceux de simulation. Points de contrôle T2, T6 et T10. Durée de l'essai : 14 jours.

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

Au point T6, qui est un point central, et donc représentatif du comportement moyen du silo, les résultats sont bien meilleurs. Une différence de 2°C est observée entre les températures maximales atteintes mesurées expérimentalement et simulées. De plus, tout au long du procédé, résultats de simulation et résultats expérimentaux demeurent très proches avec, après le premier jour, une différence maximale de 4°C. Il est toutefois possible d'observer qu'au tout début du procédé la température simulée est « en retard » par rapport aux résultats expérimentaux. Ceci peut s'expliquer par le fait que la réaction a déjà commencé lorsque l'expérimentation débute. De plus, jusqu'au second changement d'aération, cette température est légèrement sous-estimée, puisque n'étant pas comprise dans la zone bleue qui contient les résultats obtenus sur les quatre silos.

Au point T10, le point de contrôle haut, les résultats sont satisfaisants jusqu'au second changement d'aération. Dans cette première partie du procédé, la température simulée est très proche de la température expérimentale, avec une différence comprise entre 0 et 2°C. De même que pour le point de contrôle T6, en tout début de procédé, un « retard » de la simulation peut-être observée, sans doute pour la même raison que celle évoquée plus haut. Après le second changement d'aération, la température simulée augmente légèrement avant de diminuer avec une pente assez faible. Or ce n'est pas ce qui est observé expérimentalement. Au mieux, la température continue de diminuer, avec une pente plus importante qu'avant le second changement d'aération (cas du silo C2). Au pire, comme pour le silo C1, une forte chute de la température est observée au moment du changement d'aération (perte de 15°C pour C1), et est ensuite suivi d'une chute plus lente. Sur cette dernière phase d'aération, la température obtenue par la simulation pour le point de contrôle T10 est donc surestimée.

Cette confrontation entre les températures simulées et les températures expérimentales sur les points de contrôle T2, T6 et T10 donne d'importantes informations quant au comportement du modèle. Tout d'abord, il est à noter que le modèle fournit une réponse assez satisfaisante concernant la température. Son évolution au centre du silo est notamment bien décrite. Cependant, quelques points sont à améliorer.

La montée en température au bas du silo n'est pas assez importante, en comparaison de ce qui est observé expérimentalement. Plusieurs pistes d'amélioration sont à envisager ici. Cela peut être dû à un séchage trop important. Comme le montre la Figure 64, au début du procédé, sur le premier jour décisif pour la montée en température, le taux d'évaporation devient très important au point de contrôle T2.

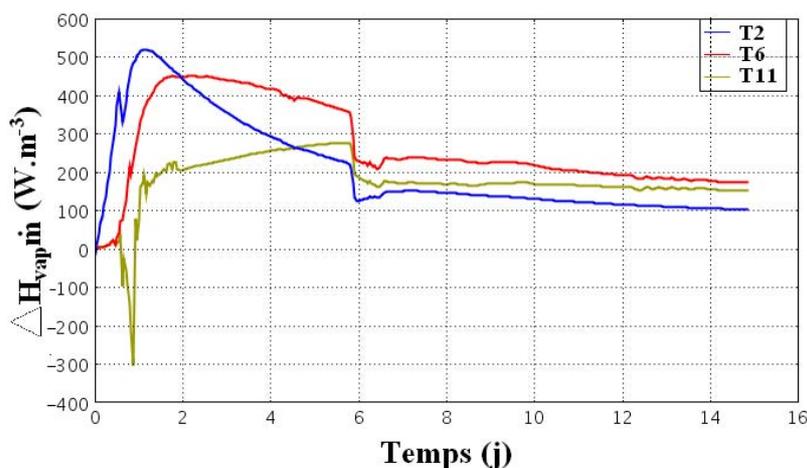


Figure 64 : Perte de chaleur due à l'évaporation au cours du temps.

Cependant, puisque les propriétés de l'air entrant sont fixées par les conditions d'expérimentation, il n'est pas possible de modifier la température en entrée ou bien

l'humidité de l'air entrant. Il est cependant possible d'agir sur le paramètre σ lié à l'hypothèse d'équilibre local (voir partie 3.2.5). Dans la discussion faite dans la section 3.3.1.2, l'hypothèse d'équilibre local avait été choisie ; cependant, cette décision n'a pas été clairement justifiée. Il se peut que cette hypothèse ne soit pas valide en bas du domaine, surtout lorsque des débits importants sont utilisés. Obtenir les données expérimentales de teneur en eau pourrait aider à répondre à cette question. Utiliser une valeur de σ dépendant du Péclet local pourrait aussi être utile.

Le tassement, qui n'est pas pris en compte par le modèle, pourrait aussi avoir un impact sur la montée en température du domaine. En effet, le déchet est plus tassé à la base du silo qu'en haut. Or, la quantité de matière à dégrader influence directement l'intensité de la réaction aérobie. Il faudrait alors modifier la porosité, et tester, par exemple, un profil de porosité en fonction de la hauteur.

La variation de la diffusion effective, de la capacité calorifique et de la conductivité thermique en fonction de la température n'a pas été prise au compte. Mais au vu, justement, des faibles variations de température qui ont lieu en bas du silo, il semble que ces paramètres n'ont que peu d'influence sur la montée en température.

Enfin, si l'on se réfère aux résultats obtenus lors de l'analyse de sensibilité (voir section 4.2), ce sont les paramètres biologiques qui influent le plus sur la montée en température. Cependant, les résultats obtenus au centre et en haut du silo permettent de supposer que ces paramètres semblent être bien ajustés. Puisque tous les phénomènes sont couplés, alors les conditions en bas du silo ne permettent pas une activité biologique importante. L'hétérogénéité du déchet ne peut pas être mise en cause ici, puisque la même montée en température est observée sur tous les silos.

Ensuite, le comportement du modèle après le second changement d'aération en haut du silo n'est pas aberrant. Le changement d'aération constituant une diminution du débit, cela signifie que la chaleur est moins rapidement évacuée du système, expliquant la hausse directe de la température qui est observée. Mais, puisque la quantité de matière à dégrader s'est amenuisée, et que l'apport en oxygène s'est amoindri, il est alors logique que la température diminue par la suite. Ce n'est pourtant pas ce qui est observé expérimentalement. Il est possible de noter une importante diminution de la température juste après le changement d'aération, en contradiction avec ce qui devrait, intuitivement, être observé.

Lors des essais, l'utilisation d'un chapeau plat au-dessus du silo permet à la vapeur d'eau qui sort du massif de déchets de se recondenser. Or, il se peut que le changement d'aération modifie l'équilibre thermodynamique au-dessus des déchets (dans le ciel gazeux qui n'est pas pris en compte dans le modèle), autorisant alors le condensat à tomber dans le massif de déchet, ce qui aurait pour effet de baisser la température localement, i.e., en haut du silo. Or cette recondensation n'est pas prise en compte dans le modèle, et il est difficile de quantifier la quantité d'eau que représentent ces condensats. L'obtention de profils de température pour des essais avec chapeau conique (présenté dans la section 5.1) permettrait sûrement de statuer sur ce point.

5.3.2.3. Comparaison entre résultats expérimentaux et de simulation pour les concentrations en oxygène et dioxyde de carbone – Essai du 20/08/2009

La Figure 65 présente les résultats obtenus aux points de contrôle O1, O2 et O3, pour 14 jours de simulation. Pour chaque figure, les courbes rouge et verte représentent les résultats de simulation pour, respectivement, l'oxygène et le dioxyde de carbone, alors que les points rouges et verts représentent les résultats expérimentaux pour les mêmes variables pour le silo C1.

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

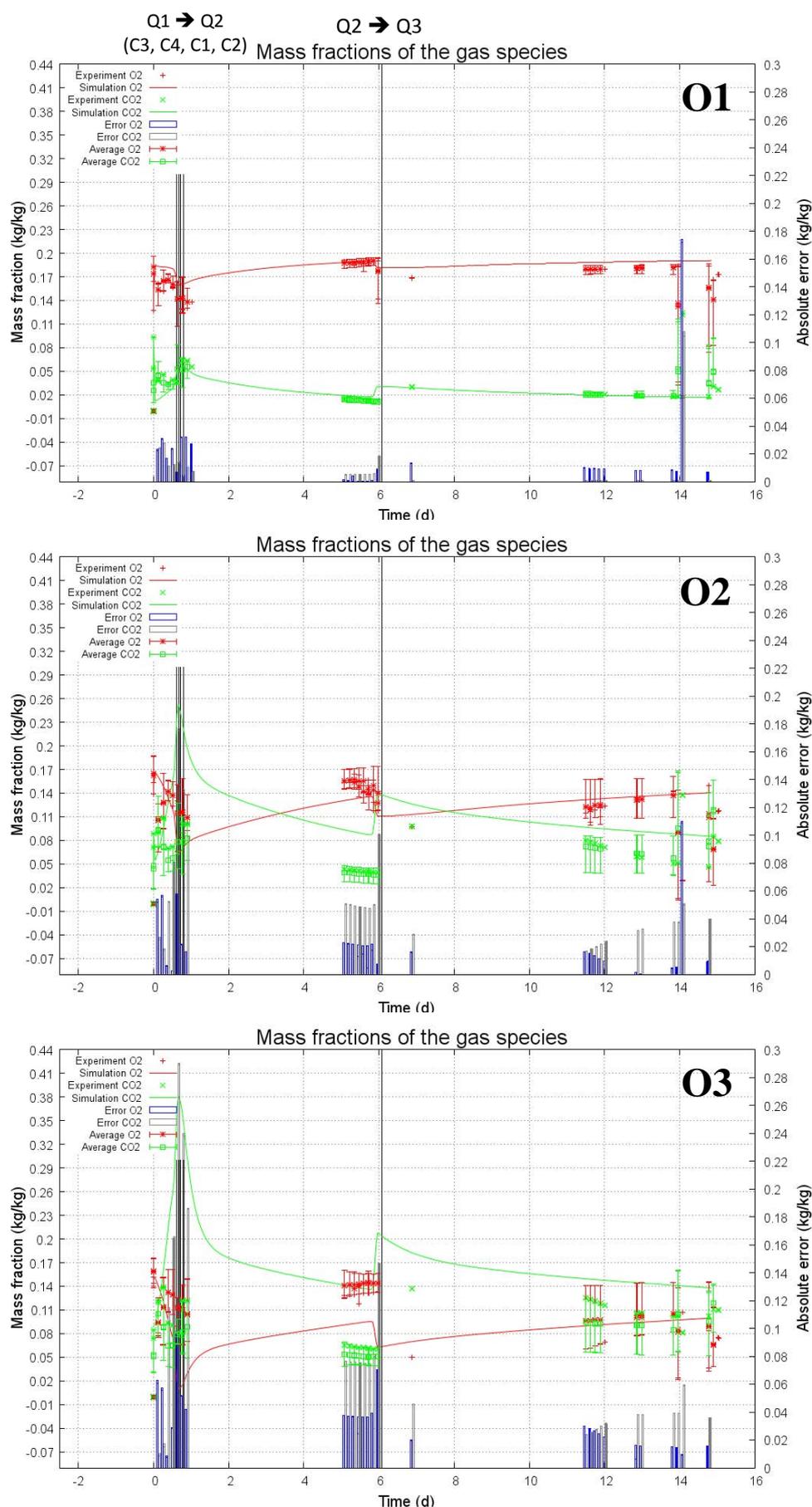


Figure 65 : Comparaison entre les résultats de concentrations en oxygène et en dioxyde de carbone expérimentaux et ceux de simulation. Points de contrôle O1, O2 et O3. Durée de l'essai : 14 jours.

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

Les barres d'erreur bleues et grises représentent quant à elle les différences entre résultat de simulation et résultat expérimental (en valeur absolue) pour, respectivement, l'oxygène et le dioxyde de carbone.

Au point O1, le modèle semble bien capter l'évolution des concentrations observées expérimentalement. Le comportement initial un peu désordonné n'est bien sûr pas retrouvé via le modèle, mais l'allure moyenne des concentrations données par la simulation paraît tout de même en accord avec ce qui se passe expérimentalement. De plus, une erreur inférieure à 0.04 kg/kg est observée. Entre le 5^{ème} et le 6^{ème} jour, le modèle retranscrit exactement ce qu'il se passe dans le silo. Il est tout de même possible de remarquer une légère erreur peu avant le second changement d'aération. Ceci s'explique par le fait que, numériquement, ce changement d'aération n'est pas brutal, mais lissé. Sur une durée de quelques heures, le débit passe progressivement de Q_2 à Q_3 . Cela a été fait pour éviter les problèmes numériques dus à une mauvaise gestion des fronts raides par le logiciel. En fin de calcul, i.e., du 11^{ème} au 14^{ème} jour, les résultats sont aussi très satisfaisants, avec une erreur absolue de l'ordre de 0.01 kg/kg.

Au point O2, les concentrations en oxygène sont toujours bien captées par le modèle, mais ce n'est cependant plus le cas partout pour le dioxyde de carbone. Au début du procédé, l'évolution des concentrations est beaucoup plus désordonnée qu'en bas du silo. Le modèle semble néanmoins bien capter la tendance de cette évolution, avec une erreur pouvant aller tout de même jusqu'à 0.08 kg/kg. Entre les jours 5 et 6, la concentration en oxygène est d'abord sous-estimée, puis se raccroche aux données expérimentales. En revanche, une surestimation du dioxyde de carbone assez importante est observée, même si les profils d'évolution semblent identiques. En fin de procédé, les concentrations en oxygène captent parfaitement celles obtenues expérimentalement. Les concentrations en dioxyde de carbone sont encore surestimées, mais sont plus proches des données expérimentales que ce qu'elles pouvaient être entre le 5^{ème} et le 6^{ème} jour.

Au point O3, les concentrations en dioxyde de carbone simulées ne correspondent plus à celles obtenues expérimentalement. Il en va de même pour les concentrations en oxygène entre le 5^{ème} et le 6^{ème} jour. Au début du procédé, il est difficile de juger du bon comportement du modèle, de par l'évolution désordonnée des concentrations obtenues expérimentalement sur cette période. Par la suite, il est force de constater que la concentration en oxygène est sous-estimée alors que la concentration en dioxyde de carbone est surestimée, révélant une activité biologique plus intense que ce qu'elle devrait être. Cette tendance se poursuit jusqu'à la fin de l'essai pour le dioxyde de carbone, alors que les concentrations en oxygène semblent ici en bon accord avec l'expérimentation.

Les résultats que l'on obtient en entrée ne sont pas si étonnants. Proche de l'entrée, c'est davantage l'aération qui va contrôler la valeur des concentrations en gaz plutôt que la réaction. Ensuite, les différences importantes obtenues pour les concentrations en dioxyde de carbone aux points O2 et O3 quand les concentrations en oxygène sont proches des valeurs expérimentales dénotent d'un problème de stœchiométrie. Trop de dioxyde de carbone est créé par rapport aux quantités d'oxygène consommées. Il ne faut cependant pas oublier que le paramètre Y_{CO_2} peut être modifié selon la nature du déchet : le paramètre utilisé n'est peut-être pas adapté au cas étudié. De plus, seul le CO_2 gaz est mesuré ici. Or, le CO_2 produit se répartit entre le CO_2 gaz et le CO_2 dissous (avec les formes HCO_3^- et H_2CO_2), et le pH, non modélisé ici, influence cette répartition.

Enfin, le comportement observé au point O3 entre le 5^{ème} et le 6^{ème} jour met en évidence une activité biologique plus intense que celle observée expérimentalement. Or, d'après la forme du modèle, trois paramètres vont directement influencer l'activité

biologique : la température, la teneur en eau, et la concentration en oxygène. Au vu des profils de température, il ne semble pas que ce soit cette variable qui permette une activité biologique accrue. La diminution de la quantité d'oxygène devrait normalement engendrer l'effet inverse. Il ne reste alors que la teneur en eau pour expliquer ces phénomènes. Lors des simulations, l'eau reste à l'endroit où elle a été créée, puisque la phase liquide est considérée immobile. Il est alors possible que l'écoulement du lixiviat, diminuant la teneur en eau notamment dans la partie haute du pilote, réduise l'activité biologique au niveau de O₃, et de surcroît, favorise cette même activité dans la région basse du pilote, contribuant alors à la montée en température.

Il serait alors intéressant, rejoignant la discussion faite dans la section 5.3.2.2, de pouvoir mesurer l'évolution de la teneur en eau au sein du silo pour pouvoir la comparer à celle obtenue par simulation. Cela permettrait de répondre, au moins en partie, aux interrogations soulevées lors de cette discussion. De plus, avoir en continu l'évolution des concentrations des gaz serait une information précieuse pour, à minima, valider l'évolution des concentrations obtenues via les simulations.

5.3.2.4. Comparaison entre résultats expérimentaux et de simulation pour la matière organique – Essai du 20/08/2009

Le suivi de la matière organique au sein du silo ne peut se faire en continu. Elle est seulement mesurée au début et à la fin du procédé. Les quantités mesurées en début d'essai sont utilisées en tant que condition initiale pour les variables biologiques. Seules les quantités de matière organique finales sont comparées. Le Tableau 39 fournit un bilan des résultats pour les silos C1, C2 et C3.

Tableau 39 : Comparaison des quantités de matière organique finale (28 jours) entre expérimentation et simulation.

	Silo C1	Silo C2	Silo C3
Matière organique finale (expérimentation) (kg)	12.35	12.17	12.40
Matière organique finale (simulation) (kg)	12.13	12.50	12.25
Erreur absolue (kg)	0.22	0.33	0.15
Pourcentage d'erreur (%)	1.85	2.71	1.27

L'erreur maximale rencontrée entre les valeurs de quantité de matière organique à l'état final est égale à 2.71 %. Ces résultats sont très satisfaisants et indiquent le bon comportement du modèle complet lorsque les limitations en eau, oxygène et température ne sont pas trop sensibles. Ces résultats sont très encourageants, même si d'autres configurations doivent être testées pour valider définitivement la bonne prise en compte de la dégradation de la matière organique. Dans ce but, les essais du 05/11/2009 ont été choisis pour une seconde confrontation de résultats de températures, de concentrations des gaz et de dégradation de la matière organique.

5.3.3. Description des conditions de simulation pour la série du 05/11/2009

Les valeurs des constantes du modèle sont les mêmes que celles présentées dans le Tableau 36. Les valeurs des variables à l'instant $t = 0$ sont données par le Tableau 40.

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

Tableau 40 : Valeurs initiales des variables calculées par le modèle.

Conditions initiales	Symbole	Valeur
Fraction massique d'oxygène (-)	$\omega_{O2,g.init}$	0.12
Fraction massique de dioxyde de carbone (-)	$\omega_{CO2,g.init}$	0.07
Fraction massique d'eau liquide (-)	$\omega_{H2O,s.init}$	1.47
Population aérobie (kg.m ⁻³)	$X_{a.init}$	0.03
Fraction non-dégradable du substrat (kg.m ⁻³)	$X_{i.init}$	40.4
Substrat rapidement biodégradable (kg.m ⁻³)	$X_{rb.init}$	37.6
Substrat lentement biodégradable (kg.m ⁻³)	$X_{sb.init}$	51.4
Substrat soluble rapidement assimilable (kg.m ⁻³)	$S_{r.init}$	0.02
Température (K)	T_0	300
Pression relative (définie comme étant $P_{absolue} - P_{atm}$) (Pa)	P_0	0

Les types de conditions aux limites imposées au modèle sont les mêmes que celles dans les simulations des essais du 20/08/2009. Le Tableau 41 donne les valeurs utilisées pour ces conditions aux limites.

Tableau 41 : Valeurs utilisées pour les conditions aux limites dans le modèle.

Conditions aux limites	Symbole	Valeur
Fraction massique d'oxygène (-)	$\omega_{O2,g.lim}$	0.209
Fraction massique de dioxyde de carbone (-)	$\omega_{CO2,g.lim}$	0
Fraction massique d'eau vapeur (-)	$\omega_{H2O,g.lim}$	0.024313
Température en entrée (K)	T_{lim}	296
Vitesse d'injection (m.s ⁻¹)	V	6.08 10 ⁻⁴ (0 < t < 17h30) 3.11 10 ⁻⁴ (17h30 < t < 7j1h20) 1.75 10 ⁻⁴ (7j1h20 < t < 14j02h00)
Coefficient d'échange thermique avec l'extérieur (W.m ⁻² .K ⁻¹)	h_c	0.01

5.3.4. Résultats et discussion pour la série du 05/11/2009

De la même façon que pour les essais du 20/08/2009, la comparaison entre résultats expérimentaux (silo C2) et résultats de simulation pour la température, les concentrations en oxygène et dioxyde de carbone, et les quantités de matière organique sont présentées.

5.3.4.1. Comparaison entre résultats expérimentaux et de simulation pour la température – Essai du 05/11/2009

La Figure 66 présente les résultats obtenus aux points de contrôle T2, T6 et T10, pour 14 jours de simulation. Le code de couleur est légèrement différent que celui des figures présentées pour les essais du 20/08/2009. La courbe bleue représente les résultats de simulation, la courbe rouge représente les résultats obtenus expérimentalement pour le silo C2, et la zone verte représente la moyenne des valeurs expérimentale (point central) ainsi que les valeurs minimales et maximales obtenues expérimentalement. Les lignes verticales représentent, comme pour les Figure 54 et Figure 55 les changements d'aération.

Au point T2, le constat est le même que celui évoquée lors des simulations des essais du 20/08/2009. La température est sous-estimée en bas du domaine. Cependant, encore une fois, l'allure de la courbe obtenue par simulation est identique à celle de la moyenne des essais expérimentaux. La hausse de température après le second changement de débit d'aération n'est par contre pas visible pour le silo C2.

Au point T6, la température suit bien le comportement moyen observé expérimentalement. Néanmoins, la montée en température au début du procédé semble moins importante lors des simulations. Ceci influence directement la température maximale atteinte, puisqu'il y a une différence de 5°C sur cette température entre l'expérimental et la simulation. Mais, de manière générale, les résultats obtenus ici sont satisfaisants, d'autant plus que ce point central est représentatif du comportement moyen du silo.

Au point T10, il semble qu'il y ait un retard de la montée en température au début du procédé. De plus, par la suite, la température est légèrement surestimée, et, comme pour les essais du 20/08/2009, la chute de température observée après le changement d'aération n'apparaît pas lors des simulations. Au contraire, le changement d'aération entraîne une faible augmentation de la température qui, ensuite diminue lentement. Cela entraîne une différence maximale de 22°C en fin d'essai.

Comme pour les essais du 20/08/2009, le modèle fournit ici des résultats qui sont dans l'ensemble satisfaisants, l'évolution de la température au centre du silo étant plutôt bien décrite. Mais, comme explicité dans la section 5.3.2.2, plusieurs points sont à améliorer, et les mêmes commentaires s'appliquent ici.

La montée en température à la base du silo n'est pas bien prise en compte, et cela a sans doute un impact sur les montées en température au centre et en haut du silo, expliquant sans doute le retard observé. Les pistes d'amélioration évoquées sont identiques :

- Remise en cause de l'hypothèse d'équilibre local, notamment en bas du silo (fonction du débit employé) ;
- Prise en compte de la variabilité spatiale de la porosité.

En plus de ces critères, il serait aussi possible de prendre en compte l'hétérogénéité initiale de la température. En effet, de manière générale, au début du procédé, le déchet est plus chaud en bas qu'en haut, la réaction ayant déjà probablement commencé.

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

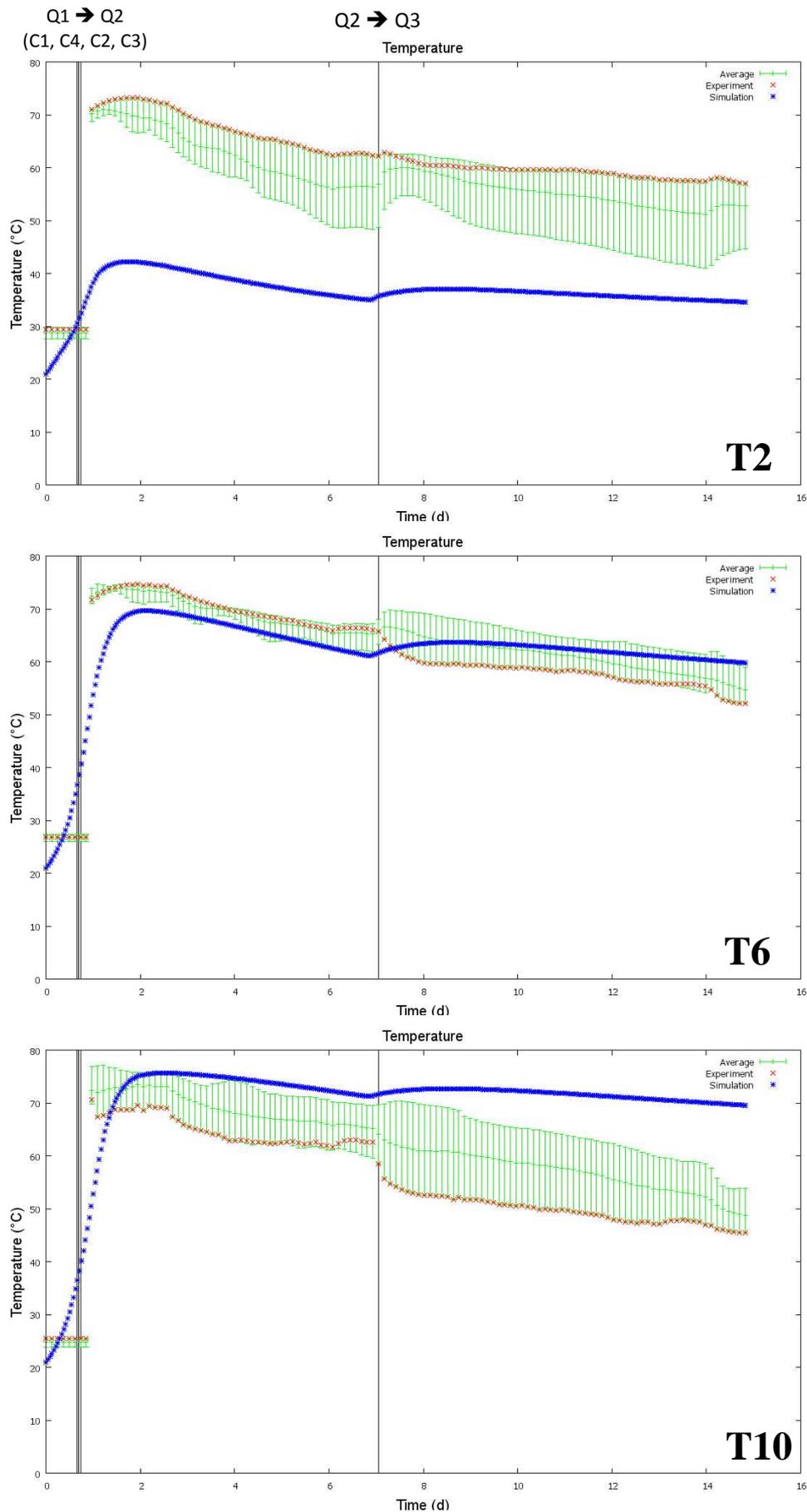


Figure 66 : Comparaison entre les résultats de températures expérimentaux et ceux de simulation. Points de contrôle T2, T6 et T10. Durée de l'essai : 14 jours.

Ici aussi, après le second changement d'aération une rehausse de la température en haut du silo est observée alors que ce n'est pas le cas expérimentalement. Encore une fois, la diminution du débit entraîne une diminution de l'évacuation de la chaleur ; l'évolution de la température simulée demeure cohérente. Pourtant, expérimentalement, après le second changement d'aération, la température continue simplement de diminuer. Il est même possible d'observer une brusque chute de la température. Comme explicité dans la section 5.3.2.2, il est nécessaire de déterminer quel est l'impact de la recondensation sur le procédé en haut du silo pour savoir si ce comportement provient de ce phénomène.

5.3.4.2. Comparaison entre résultats expérimentaux et de simulation pour les concentrations en oxygène et dioxyde de carbone – Essai du 05/11/2009

La Figure 67 présente les résultats obtenus aux points de contrôle O1, O2 et O3, pour 14 jours de simulation. Pour chaque figure, la légende est exactement identique à celle utilisée dans la section 5.3.2.3.

Au point O1, le modèle fournit des résultats de concentrations en oxygène et dioxyde de carbone très proches de celles mesurées expérimentalement, du moins jusqu'au second changement d'aération pour le dioxyde de carbone. En effet, il semble que la concentration en dioxyde de carbone soit sous-estimée à la fin du procédé. Cela montre qu'une réaction plus importante que celle prévue par le modèle a lieu en bas du silo. Ceci est en accord avec les observations déjà faites sur les valeurs de température. D'ailleurs, ce manque de réactivité est visible juste avant le second changement d'aération : la concentration en oxygène est légèrement surestimée et la concentration en dioxyde de carbone est sous-estimée. Une fois de plus, ces résultats démontrent que la stœchiométrie concernant le dioxyde de carbone n'est pas bien respectée.

Au point O2, les concentrations en oxygène sont très bien captées par le modèle, alors que la production de dioxyde de carbone est surestimée. L'évolution de la concentration en dioxyde de carbone semble cependant être bien reproduite, mais avec une différence moyenne de 0.05 kg/kg avec les résultats expérimentaux.

Au point O3, une activité biologique trop importante par rapport à ce qu'il se passe expérimentalement est observée : surproduction de dioxyde de carbone et surconsommation d'oxygène. La trop haute température dans cette zone doit contribuer à ce résultat. Ceci est vrai tout au long de l'essai.

Les commentaires qu'il est possible de faire sur ces résultats sont similaires à ceux faits pour les essais du 20/08/2009. Il semble tout de même que l'activité biologique ait été plus importante en bas du silo lors de ces essais que ceux du 20/08/2009, au vu de la sous-estimation de la production de dioxyde de carbone. Au point O1 et O2, alors que les concentrations en oxygène sont proches des valeurs expérimentales, les concentrations en dioxyde de carbone sont systématiquement plus éloignées des valeurs mesurées et surestimées. Ceci semble être dû à un problème de stœchiométrie, et donc à un problème dans l'estimation du coefficient de production de dioxyde de carbone vis-à-vis de la consommation d'oxygène. Ensuite, l'activité biologique est plus intense que celle observée expérimentalement au point O3. Cette fois-ci, la température trop importante dans cette zone doit jouer un rôle majeur. Enfin, de la même façon que pour les essais du 20/08/2009, la teneur en eau doit certainement avoir une influence non négligeable sur ces résultats, puisque toute l'eau créée demeure là où la dégradation a eu lieu, la phase liquide ayant été considérée immobile dans le domaine. L'écoulement de l'eau pourrait aussi contribuer à augmenter la réaction dans les parties basses du silo en réhumidifiant les zones séchées par l'aération.

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

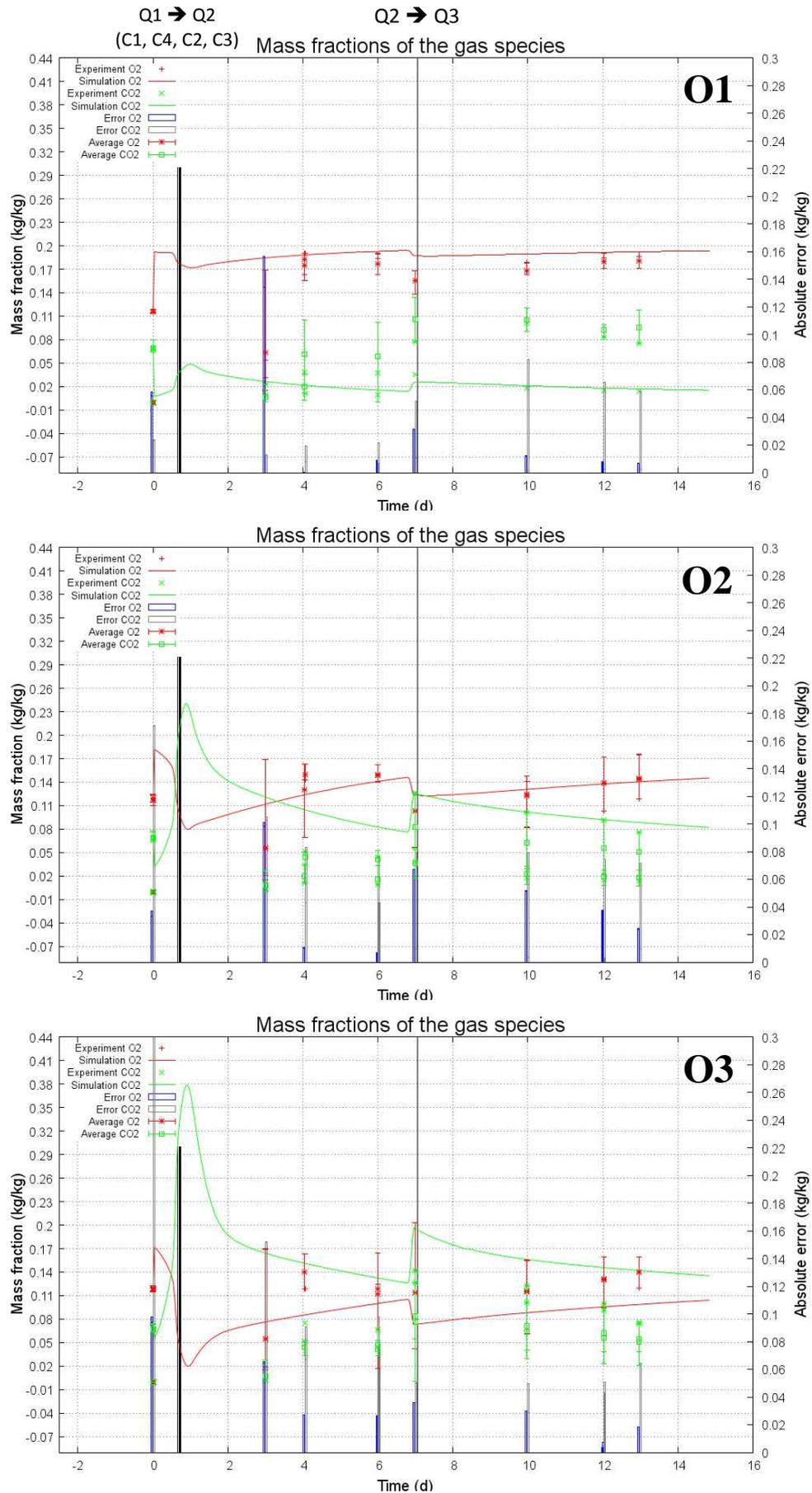


Figure 67 : Comparaison entre les résultats de concentrations en oxygène et en dioxyde de carbone expérimentaux et ceux de simulation. Points de contrôle O1, O2 et O3. Durée de l'essai : 14 jours.

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

Encore une fois, avoir l'évolution des concentrations des différentes espèces gaz en continu serait une information précieuse. De plus, connaître l'évolution de la teneur en eau au sein du silo pourrait permettre aussi de répondre à de nombreuses questions.

5.3.4.3. Comparaison entre résultats expérimentaux et de simulation pour la matière organique – Essai du 05/11/2009

Une fois de plus, les quantités finales de matière organique sont comparées. Le Tableau 42 fournit un bilan des résultats pour les silos C1, C2, C3 et C4.

Tableau 42 : Comparaison des quantités de matière organique finale (28 jours) entre expérimentation et simulation.

	Silo C1	Silo C2	Silo C3	Silo C4
Matière organique finale (expérimentation) (kg)	21.23	11.44	10.78	11.73
Matière organique finale (simulation) (kg)	18.07	12.98	12.65	13.14
Erreur absolue (kg)	3.16	1.54	1.87	1.41
Pourcentage d'erreur (%)	14.91	13.39	17.38	12.02

Cette fois-ci le pourcentage d'erreur se situe entre 12.02 et 17.38%. Les résultats sont très acceptables, bien que moins satisfaisant que ceux obtenus pour les essais du 20/08/2009. Il semble que, de manière globale, l'activité biologique ait été sous-estimée par le modèle pour les silos C2, C3 et C4. De plus, de par l'hétérogénéité des déchets, il est possible que le fractionnement de la matière organique calculé pour quelques échantillons ne corresponde pas pour la matrice étudiée ici. Ceci entre dans la variabilité des paramètres de biodégradation et il a été vu dans le chapitre précédent que la sensibilité du modèle est grande pour une légère modification des valeurs du modèle biologique (notamment en ce qui concerne le fractionnement).

5.4. IMPACT DE LA VARIABILITE DE LA POROSITE, DE LA PERMEABILITE ET DE LA CONDUCTIVITE THERMIQUE SUR LE PROCEDE

Les comparaisons des données expérimentales avec les données de simulation ont révélé des résultats intéressants. En effet, cela a permis de souligner le bon comportement du modèle, bien que celui-ci soit perfectible. Il faudrait notamment être capable d'augmenter plus rapidement la température à la base du pilote. Une des voies qui pourrait permettre le perfectionnement du modèle serait de faire varier certains paramètres dans le temps et/ou dans l'espace.

Il a été explicité dans la section 4.1 que les paramètres intrinsèques du déchet pouvaient dépendre de nombreux paramètres. La porosité, par exemple, va dépendre de la teneur en eau du milieu, mais aussi de la quantité de matière solide présente, et de la hauteur, les phénomènes de tassement ayant un impact sur la compaction de la matière. Pour ce qui est de la dépendance avec la teneur en eau et la matière solide, Orvain (2010) a déterminé la relation (131).

$$\varepsilon_g = -0.00112853 \times \text{densité sèche} - 0.49568002 \times \text{teneur en eau} + 1.1907 \quad (155)$$

Or, dans un milieu très sec (comme c'est le cas en bas du pilote), et vu le faible poids de la « densité sèche », il est alors possible, via cette relation d'obtenir une porosité supérieure à 1. Cette relation n'est pas adaptée aux conditions rencontrées dans l'étude présentée dans ce document. De plus, n'ayant pas de données pour déterminer un autre jeu de constantes plus adapté, ce type de loi ne sera pas utilisé, et la porosité ne variera pas en fonction de la teneur en eau et de la matière solide présente. Cependant, les travaux de Huet *et al.* (2011) ont

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

permis de montrer que, dans les hauteurs de piles considérées dans le cadre de cette étude, la porosité varie linéairement en fonction de la hauteur. De ce fait, une évolution de la porosité (156) en fonction de la hauteur est intégrée au modèle.

$$\varepsilon_g = 0.5 + (0.62 - 0.5) \times \frac{z}{Z} \quad (156)$$

Dans un second temps, la variabilité de la perméabilité en fonction de la porosité est, elle aussi, intégrée au modèle. Pour cela, l'équation de Carman est utilisée (122). Enfin, une loi décrivant la variation de la conductivité thermique en fonction de la porosité est également incluse. Les relations définies par Orvain (2010) sont utilisées.

$$\begin{aligned} \lambda_1 &= -1.7866 \varepsilon_g + 1.5083 \\ \lambda_2 &= -1.06754 \varepsilon_g + 0.94547 \end{aligned} \quad (157)$$

Une moyenne arithmétique des valeurs obtenues via ces deux relations est utilisée.

Quatre différents tests ont alors été réalisés : dans le premier, seule la porosité est variable. Dans le second, l'équation de Carman est intégrée au modèle. Seules la conductivité thermique et la porosité sont variables dans le troisième essai. Enfin, dans le dernier essai, les trois paramètres varient. Il n'a pas été jugé nécessaire de faire varier la capacité thermique massique, au vu de la gamme de température considérée lors de l'étude. Les résultats de simulations ont été alors comparés aux essais du 20/08/2009. La Figure 68 montre les résultats obtenus aux points de contrôle T2, T6 et T10 pour la température. Sur chaque figure sont comparés les résultats obtenus expérimentalement (rouge) et les résultats de simulation avec paramètres constants (vert), porosité variable (noir), porosité et perméabilité variables (rose), porosité et conductivité thermique variables (cyan), et porosité, perméabilité et conductivité thermiques variables (jaune).

Tout d'abord, il est possible de noter que la variation de perméabilité n'a pas d'impact sur l'évolution de la température. Cela vient du fait que l'écoulement est exclusivement unidirectionnel dans le pilote, que la vitesse est imposée à l'entrée, et que les effets de compressibilité de la phase gaz sont sans doute négligeables car la perméabilité reste élevée. Il faudrait réaliser à nouveau le test dans d'autres conditions pour déterminer si la perméabilité a un réel effet sur le procédé ou non.

Ensuite, les résultats montrent que la prise en compte de l'hétérogénéité spatiale de la porosité due aux phénomènes de tassement a permis d'augmenter de plus de 10°C la température durant les 6 premiers jours à la base du domaine, sans que cela n'impacte (ou peu) l'évolution de la température au centre (T6) ou en haut du pilote (T10). Même si le résultat obtenu en T2 n'est toujours pas en accord avec les résultats expérimentaux, cette modification apportée au modèle a permis de s'en rapprocher.

L'adjonction d'une loi de variation de la conductivité thermique en fonction de la porosité a provoqué une diminution de la température en bas du domaine (T2) par rapport aux résultats obtenus avec la variation de la porosité seule (différence de 5°C environ). Par contre, il est à noter que cela permet, en T6 et T10, de faire diminuer légèrement la température en fin de procédé.

Enfin, aucune des modifications apportées au modèle n'ont permis d'obtenir la décroissance rapide de la température en haut du domaine après le second changement d'aération.

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

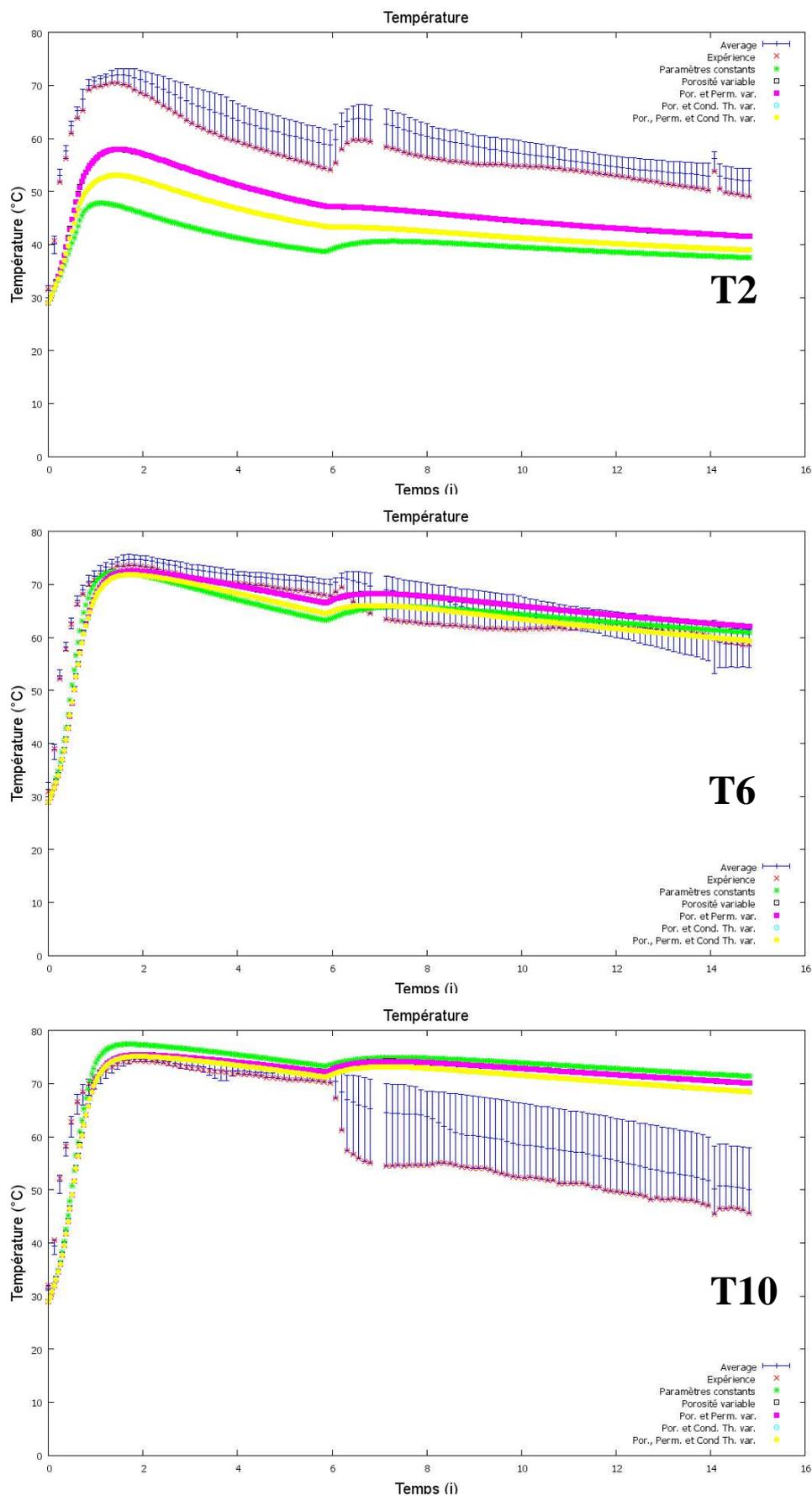


Figure 68 : Comparaison des résultats obtenus pour la température lorsque la porosité, la perméabilité et/ou la conductivité thermique sont variables.

5.5. PREMIERS ESSAIS A L'ECHELLE INDUSTRIELLE

Après avoir testé l'impact de la variabilité de certains paramètres, une géométrie d'andain a été mise en place dans le modèle. Il s'agit, comme pour le pilote, d'une coupe 2D. Au centre, à la base de l'andain, une buse d'aération a été intégrée, comme l'illustre la Figure 69. L'andain a une base de 2 m, et une hauteur de 1.5 m. Il est de taille réduite par rapport à ce qui peut être réalisé sur les plateformes de compostage. Ce choix a été fait dans le seul but de limiter les temps de calcul, ainsi que la puissance nécessaire pour le réaliser (limitation du maillage).

Mais, puisqu'il s'agit d'un andain à l'air libre, la question se pose de savoir quelles sont les conditions aux limites les plus adaptées au problème. Le problème est complexe et n'a pas de solution irrécusable. De ce fait, dans le cas étudié ici, il a été décidé d'utiliser :

- Une condition de Dirichlet pour les concentrations : la concentration des composants constituant l'air extérieur est imposée à la frontière, ce qui correspond à une couche limite massique très fine.
- Un flux de chaleur convectif, imposé à la surface extérieure pour la température. Celui-ci est de la forme déjà présentée par l'équation (108). Le h_c est cette-fois-ci pris égal à $5 \text{ W.m}^{-2}.\text{K}^{-1}$.
- Une pression hydrostatique, correspondant à la masse volumique de l'air.

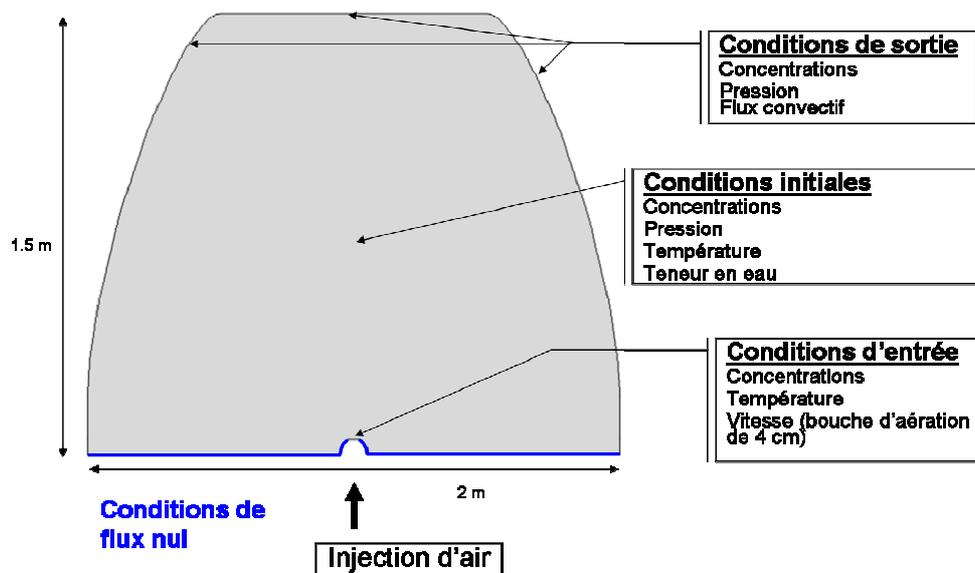


Figure 69 : Géométrie d'un andain et conditions aux limites et initiales utilisées.

Les valeurs des paramètres, des conditions initiales et des conditions aux limites sont celles présentées dans le Tableau 36, le Tableau 37 et le Tableau 38, excepté pour la vitesse en entrée qui est constante et égale à $3.3 \cdot 10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$ (valeur basée sur les essais réalisés à l'échelle andain). Le maillage (quadrangle) est constitué de 24 104 éléments.

Puisque aucun résultat expérimental n'est disponible, seuls les résultats de simulation sont présentés. De ce fait, aucune conclusion quantitative ne peut être tirée. La discussion qui suit est purement qualitative. Toutes les figures illustrent les résultats après 14 jours de simulation.

La Figure 70 montre la distribution de la température. La température varie entre 298 K (température extérieure) et 352 K. La température la plus faible se trouve en entrée du domaine (bouche d'aération), et sur la couche externe (échange thermique). La température la

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

plus importante se trouve quant à elle au cœur du silo. Une zone de haute température forme une « arche » au-dessus de la bouche d'aération.

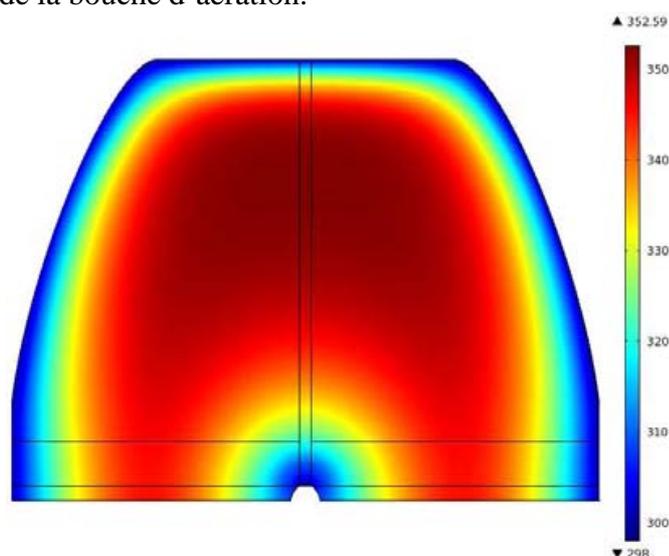


Figure 70 : Distribution spatiale de la température (K) au bout de 14 jours de simulation dans l'andain.

La distribution spatiale de la teneur en eau (base sèche) est illustrée par la Figure 71. La condition d'échange thermique imposée sur les surfaces extérieures a provoqué un séchage important. Cependant, comme sur les parois pour le silo, une accumulation d'eau apparaît au niveau du front de séchage généré près de la surface, notamment sur la partie supérieure. Ceci est dû au changement des conditions d'équilibre thermodynamiques, dû à la condition aux limites pour la température. Un second front de séchage est visible autour de la bouche d'aération. En effet, l'injection d'air plus froid et plus sec engendre le séchage de la matrice poreuse.

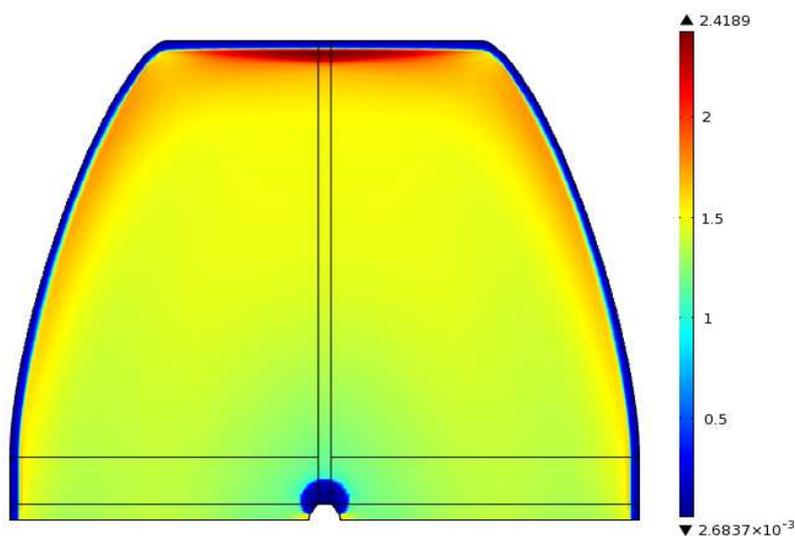


Figure 71 : Distribution spatiale de la teneur en eau (base sèche) (-) au bout de 14 jours de simulation dans l'andain.

La Figure 72 et la Figure 73 montre la distribution spatiale de la matière organique au sein de l'andain, pour la matière rapidement (gauche) et lentement biodégradable (droite). Trois zones apparaissent comme ayant été faiblement, voire pas du tout, dégradées :

- Au niveau de la surface extérieure.
- Au niveau de la bouche d'aération.
- Dans la zone de haute température.

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

Un abattement de 25.6 % de la matière organique a été obtenu, ce qui est inférieur à ce qui a pu être obtenu à l'échelle pilote (34% en moyenne).

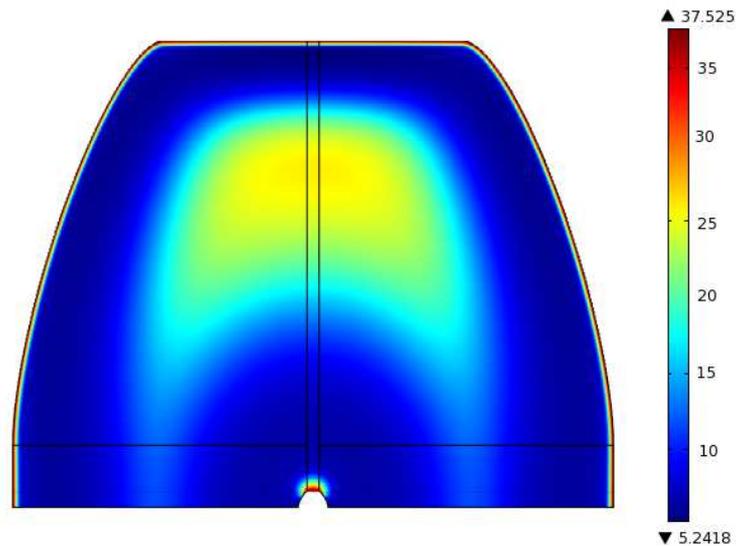


Figure 72 : Distribution spatiale de la quantité de matière organique rapidement hydrolysable (kg.m^{-3}) au bout de 14 jours de simulation dans l'andain.

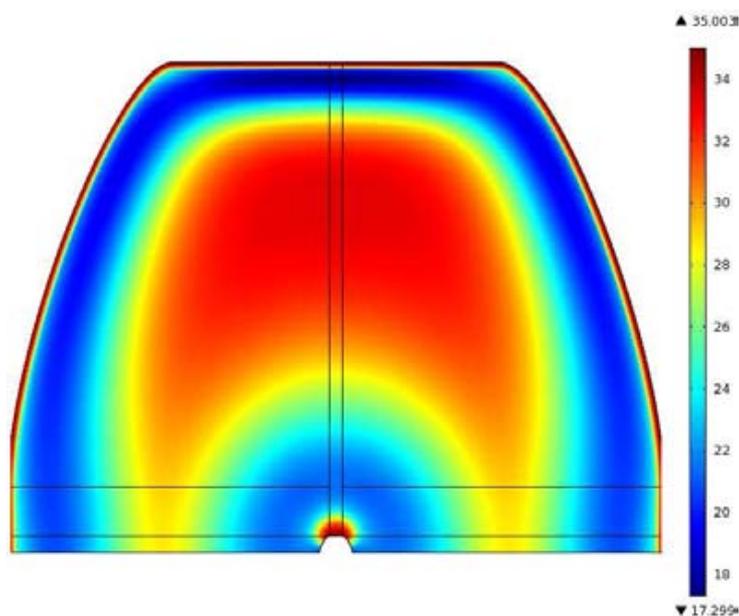


Figure 73 : Distribution spatiale de la quantité de matière organique lentement hydrolysable (kg.m^{-3}) au bout de 14 jours de simulation dans l'andain.

Il semble que les conditions utilisées ici n'aient pas permis d'optimiser la dégradation de la matière organique. La montée en température au cœur de l'andain, augmente rapidement jusqu'à 352 K, inhibant la réaction biologique. Une aération plus importante aurait peut-être permis d'évacuer davantage de chaleur, limitant alors l'importante montée en température observée. La mise en place de deux bouches d'aération pourrait peut-être aussi permettre d'avoir un écoulement plus homogène, et d'avoir, ainsi, une meilleure évacuation de la chaleur. Ces deux méthodes sont maintenant testées, la seconde étant, de plus, utilisée au sein de VERI-Centre de Limay.

Pour le cas d'aération plus importante, la vitesse est multipliée par quatre. Pour le second cas, les deux bouches d'aération sont espacées de 40 cm. Il est considéré que la puissance du ventilateur qui injecte l'air est la même que celle du précédent calcul. Ainsi, la

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

vitesse de l'air en entrée est divisée par deux ($1.67 \cdot 10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$). Les résultats obtenus avec cette nouvelle configuration sont alors comparés aux résultats précédents.

Sur la Figure 74, les profils de température pour les configurations une aération et deux aérations montrent peu de différences. L'augmentation du débit d'air en entrée a, comme prévu, permis de diminuer quelque peu la température au sein de l'andain. La température la plus importante (352 K) se situe au cœur du silo que ce soit avec une ou deux aérations, et la température la plus faible se trouve sur la surface extérieure ainsi qu'autour des buses d'aération. Pour le cas où la vitesse d'entrée est plus importante, la température dans l'andain est de façon générale plus basse. Elle est plus importante en haut du silo, atteignant 348 K. Le seul changement notable entre les cas une et deux aérations concerne la forme de la « zone chaude ». En effet, la mise en place de deux aérations a limité la montée importante en température qu'il était possible d'observer avec une seule aération, notamment en bas du domaine. Ceci est encore plus vrai lorsque le débit est augmenté.

De la même façon, la Figure 75 montre que, mis à part les deux fronts de séchage générés par la double aération, et un front de séchage qui s'est davantage propagé quand le débit d'air est augmenté, il existe peu de différence entre les différents profils de teneur en eau. Il est cependant possible de noter que le bas de l'andain est légèrement plus sec avec l'utilisation d'une double aération qu'avec une simple aération, et encore davantage lorsque le débit est augmenté.

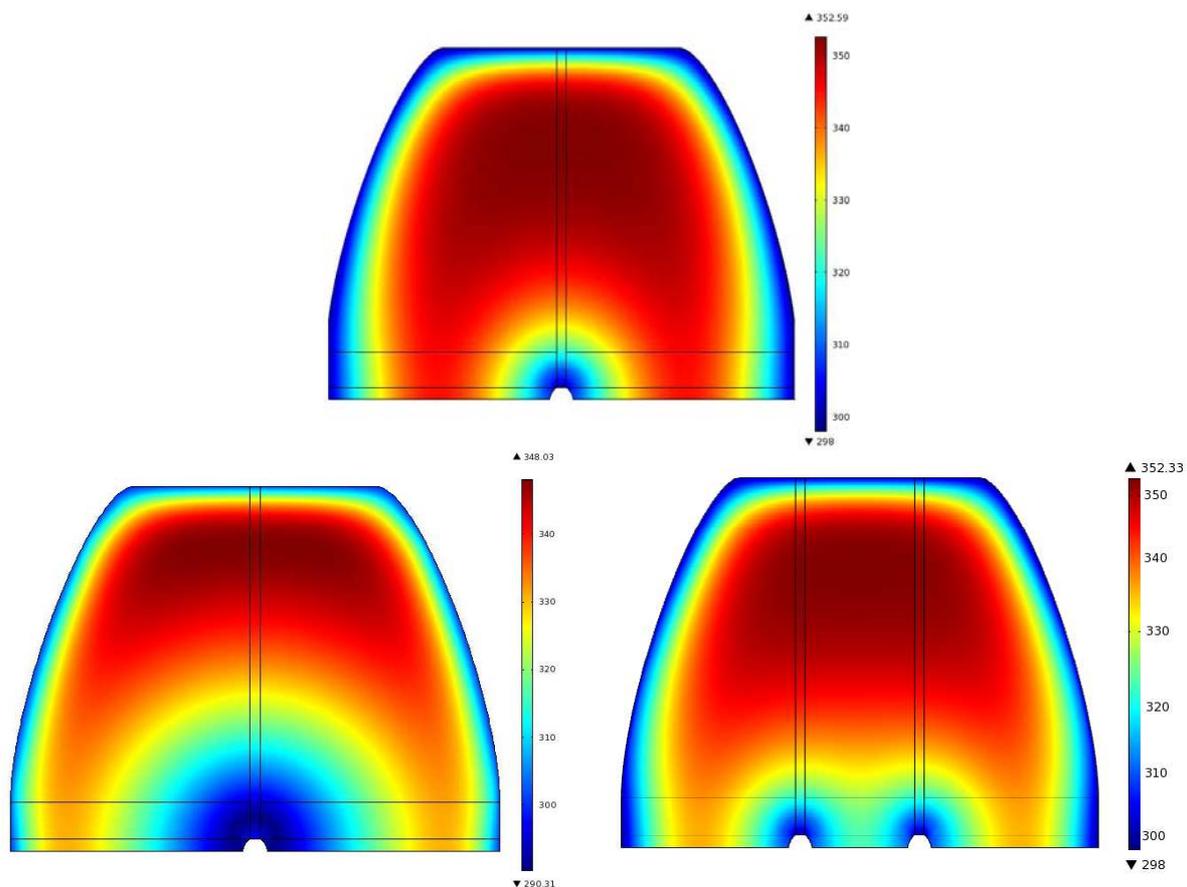


Figure 74 : Comparaison entre les distributions spatiales de la température (K) au bout de 14 jours de simulation dans l'andain avec une aération (haut), en augmentant le débit (gauche) et avec deux aérations (droite).

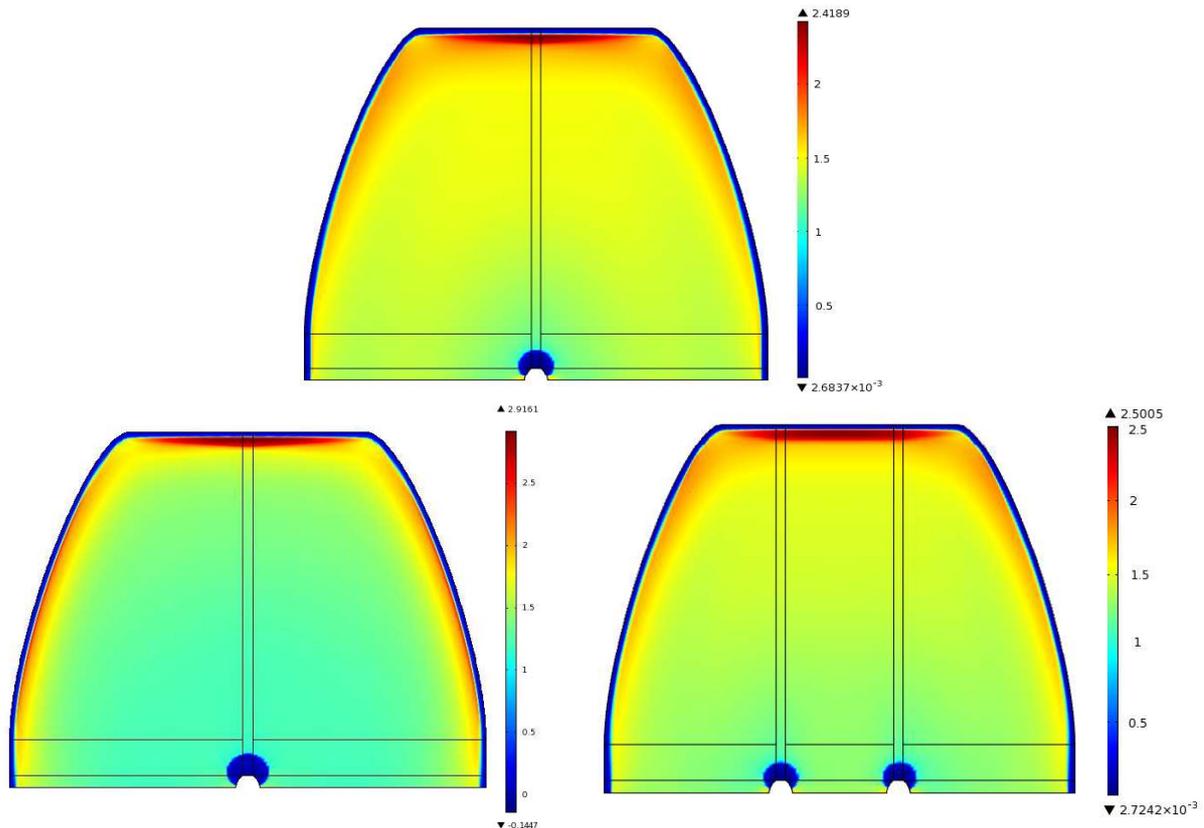


Figure 75 : Comparaison entre les distributions spatiales de la teneur en eau (-) au bout de 14 jours de simulation dans l'andain avec une aération (haut), en augmentant le débit (gauche) et avec deux aérations (droite).

La Figure 76 et la Figure 77 confirment ce qui vient d'être dit. La différence notable existant entre les profils provenant des simulations avec deux aérations et ceux avec une aération vient de la limitation par la température de la réaction. En effet, il avait été remarqué sur la Figure 74 que l'emploi de deux aérations empêchait la montée importante en température qu'il était possible d'observer avec une seule aération. Ainsi, dans la partie basse de l'andain, où une double aération est utilisée, la réaction biologique n'est pas inhibée, et davantage de matière a pu être dégradée. Cependant, un abattement de 27% a été obtenu avec deux aérations, ce qui ne fait que 1.4% de plus qu'avec une aération. Avec l'augmentation du débit d'air en entrée, il a été possible de diminuer de façon notable la température dans l'andain. La température n'étant plus inhibitrice au cœur de l'andain, il a alors été possible aux bactéries de consommer davantage de matière organique. Un abattement de 30% a été obtenu dans ce cas.

Encore une fois, les conditions employées ici ne semblent pas être optimales pour le procédé puisque la température d'inhibition est rapidement atteinte au cœur de l'andain. L'emploi d'une double aération n'a pas permis d'améliorer davantage la situation. Il a été néanmoins constaté un meilleur abattement, bien que la différence entre les deux configurations soit faible. L'augmentation du débit a permis aussi un meilleur abattement, augmentant de 4.4 % la quantité de matière organique dégradée. Cependant, aucun de ces résultats n'exclut que de meilleures conditions pour la dégradation de la matière organique puissent favoriser l'une ou l'autre des configurations. Des essais contrôlés, comme ceux réalisés à l'échelle pilote, devraient être réalisés à l'échelle andain pour permettre de confirmer les comportements obtenus via les simulations. Si les résultats expérimentaux confirment ceux obtenus avec le modèle, il sera alors envisageable d'utiliser le modèle comme un outil d'optimisation du procédé, et observer les conséquences de consignes utilisées sur les plateformes de compostage.

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

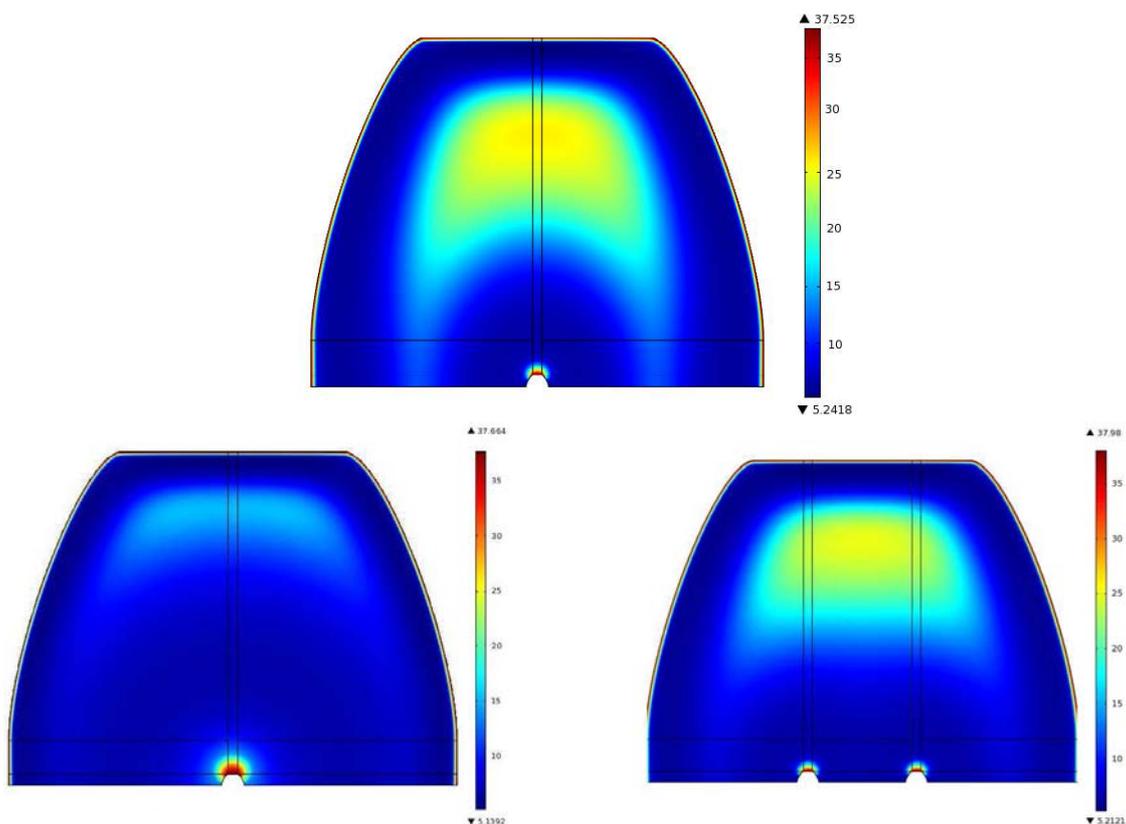


Figure 76 : Comparaison entre les distributions spatiales de la quantité de matière organique rapidement hydrolysable (kg.m^{-3}) au bout de 14 jours de simulation dans l'andain avec une aération (haut), en augmentant le débit (gauche) et avec deux aérations (droite).

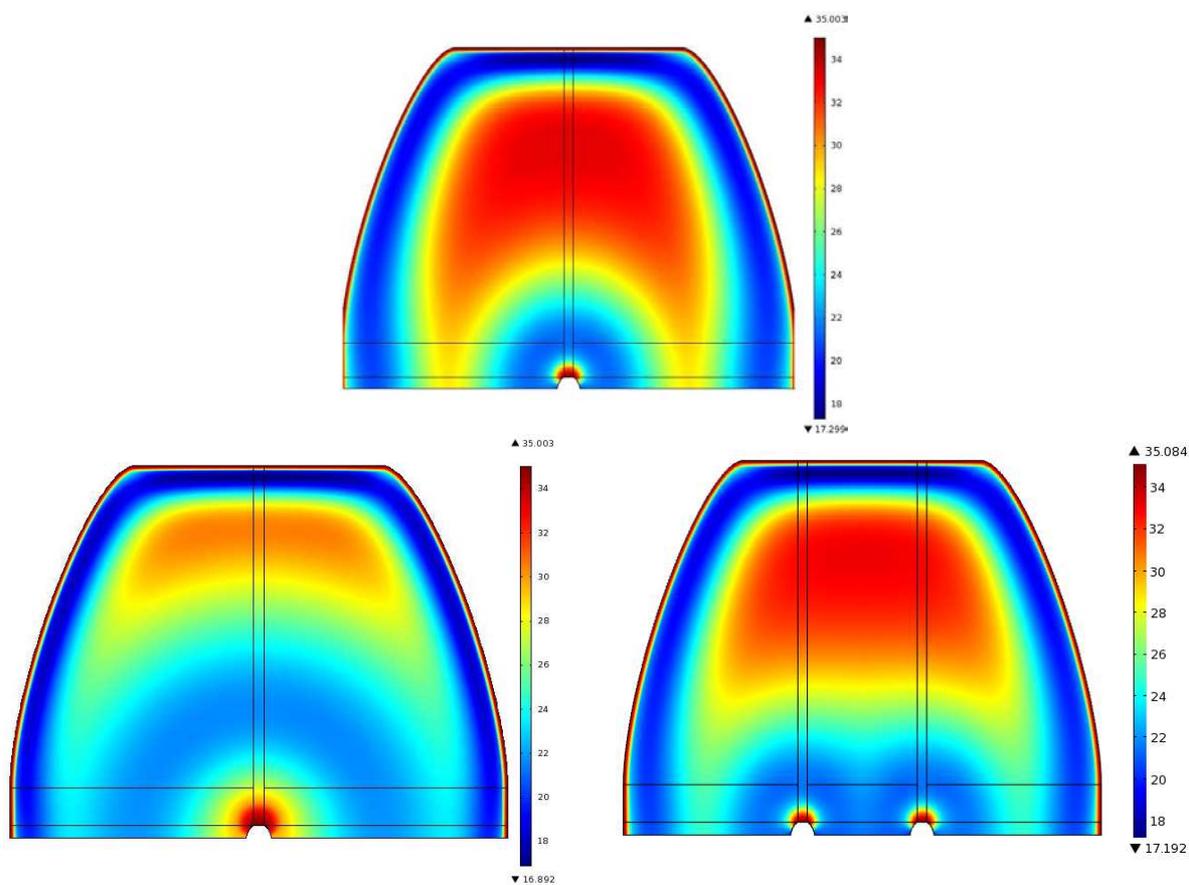


Figure 77 : Comparaison entre les distributions spatiales de la quantité de matière organique lentement hydrolysable (kg.m^{-3}) au bout de 14 jours de simulation dans l'andain avec une aération (haut), en augmentant le débit (gauche) et avec deux aérations (droite).

5.6. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Les travaux présentés dans cette partie avaient pour objectif de tester la validité du modèle en comparant les réponses expérimentales de compostage obtenues à l'échelle 1/1000 aux réponses numériques. Parmi l'ensemble des essais conduits par VERI, ceux de 20/08/2009 (4 silos) et de 05/11/2009 (4 silos) ont été étudiés puisque un suivi de la distribution spatiale de la température et des concentrations en gaz y avait été effectué.

Une analyse des résultats expérimentaux a montré que pour les essais du 20/08/2009, une grande répétabilité quant à l'évolution de la température est notée. Les essais du 05/11/2009 ne présentaient pas tout à fait les mêmes qualités puisque de plus grandes différences de températures entre silos ont été mesurées. Les mêmes conclusions ont été faites concernant les concentrations d'oxygène et de dioxyde de carbone, excepté en bas du pilote. En effet, dans cette zone, la répétabilité est bien meilleure puisque les concentrations sont quasiment fixées par les propriétés de l'air entrant. Dans le reste du silo, les valeurs de concentrations peuvent grandement varier. Ainsi, pour des conditions opératoires identiques, une variabilité dans les réponses expérimentales existe.

L'étude des résultats numériques au bout de 14 jours de simulation a fourni d'intéressantes informations quant à la distribution spatiale des variables calculées par le modèle. En effet, malgré des écarts de température qui peuvent s'avérer importants au sein du silo, la matière organique y a été dégradée de façon homogène (excepté dans la partie en contact direct avec l'aération). Ceci dénote d'une activité biologique aussi importante dans la partie basse qu'au centre du pilote. Hors, la température n'est pas autant montée en bas qu'au centre : cela signifie que l'évacuation de la chaleur y est trop importante. Un autre résultat intéressant concerne la teneur en eau. On observe une accumulation importante de l'eau sur les parois, due à la condensation de la vapeur d'eau en contact avec la paroi plus froide que le milieu. Ainsi, le centre du domaine est plus sec que le bord. Ces profils ont été observés expérimentalement.

Enfin, la comparaison entre les résultats expérimentaux et de simulation a montré que, globalement, le modèle parvient à capter l'évolution de la température et des concentrations en gaz lors du procédé de compostage. La température au centre du domaine, notamment, est très bien prise en compte par le modèle. Ceci est très satisfaisant puisque ce point central est censé donner le comportement moyen du procédé, car peu influencé par les conditions aux limites. De même, les concentrations en oxygène en bas et au centre sont bien en accord avec les résultats expérimentaux. Enfin, le bilan sur la matière organique est aussi très positif, notamment pour les essais du 20/08/2009 où l'erreur entre simulation et expérimentation est inférieure à 3%.

Certains points sont toutefois à améliorer. En bas du domaine, le modèle ne parvient pas à monter suffisamment en température, comme on peut l'observer expérimentalement. Plusieurs pistes sont à étudier pour pallier à ce problème : validité de l'hypothèse d'équilibre local, estimation expérimentale de l'évacuation de la chaleur, effet du tassement. Concernant ce dernier point, un test simple a été réalisé. Une porosité variable spatialement a été implémentée dans le modèle. Une porosité plus importante en bas intensifie l'activité biologique. Cela a permis d'augmenter de 10°C la température en bas du domaine au début du procédé.

En haut du domaine, la température ne diminue pas suffisamment. Une piste sérieuse concerne l'effet des condensats (qui retombent dans le massif de déchets) sur le procédé. Il se pourrait que la modification de l'aération modifie l'équilibre dans le ciel gazeux et provoque une importante condensation, diminuant la température dans les silos.

5. Validation du modèle - comparaison avec les résultats expérimentaux (échelle pilote)

Pour ce qui est des concentrations en gaz, une partie importante concerne les coefficients stœchiométriques. En effet, il a été remarqué que, lorsque les concentrations en oxygène calculées étaient en accord avec les résultats expérimentaux, la concentration de dioxyde de carbone était surestimée. Cela suggère que ce paramètre est mal ajusté (paramètre calé pour la production totale de CO₂ (gaz et dissous)).

De plus, les trop fortes concentrations en gaz observées en haut du silo sont liées à une activité biologique trop importante. Ceci est à corrélérer avec la température dans cette même zone qui est surestimée.

Enfin, des simulations à l'échelle andain ont été réalisées avec deux configurations d'aération. Peu de différences ont pu être observées. Qui plus est, l'absence de données expérimentales n'a pas permis de confirmer les résultats obtenus par simulation. Les profils obtenus semblent cependant cohérents, mais des essais *in situ* à l'échelle andain seront nécessaires pour savoir si, comme à l'échelle pilote, le modèle fournit des résultats satisfaisants.

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Le traitement des déchets est une problématique qui, aujourd'hui plus que jamais, est au cœur de nos sociétés. Les gigantesques volumes de déchets produits, qui ne cessent d'augmenter, doivent être traités de manière rapide et efficace, sans que cela ne nuise à l'environnement. Aujourd'hui, la législation en vigueur dans de nombreux pays tend à favoriser le traitement par voie biologique, et notamment les procédés de compostage.

Le processus de compostage repose sur la dégradation de la matière organique par des micro-organismes aérobies en un produit stabilisé : le compost. Même si, d'un premier abord, le phénomène est simple, il requiert en réalité un savoir-faire important, puisque le procédé est contrôlé par plusieurs paramètres (température, teneur en eau, oxygène, pH) qui font intervenir de nombreux phénomènes couplés. Par exemple, si une aération est mise en place, celle-ci apporte l'oxygène nécessaire aux micro-organismes qui vont le consommer et produire de la chaleur, de l'eau et du dioxyde de carbone. Or, la production de chaleur combinée à l'aération va entraîner le séchage du milieu, ce qui aura pour effet de diminuer la teneur en eau, et ainsi l'activité des micro-organismes. De ce fait, pouvoir prédire l'évolution d'un système aussi complexe s'avère difficile.

De plus, de nos jours, les filières de compostage sont traitées de façon empirique. Leur gestion est basée sur le savoir-faire des exploitants. Or, pour pouvoir respecter la législation en vigueur, dégrader efficacement la matière organique, obtenir le compost de meilleure qualité possible, et pour limiter les impacts environnementaux, l'industrie du compostage se doit d'optimiser ce procédé.

Dans ce contexte, et face à la complexité des mécanismes à étudier, l'utilisation d'un modèle de compostage a donc semblé pertinente. En effet, un modèle permettrait de comprendre les mécanismes mis en jeu, de mettre en avant certains facteurs clés, ou de comparer différents scénarii. Un état de l'art des modèles de compostage de la littérature a été réalisé pour savoir s'il était possible d'utiliser un modèle existant, ou bien s'il fallait développer notre propre modèle.

L'état de l'art a montré qu'aujourd'hui, aucun modèle n'est capable de prédire l'évolution de la température, des concentrations des gaz (oxygène, dioxyde de carbone, azote, vapeur d'eau), la dégradation du substrat et les transferts entre les phases, avec une formulation en temps et en espace. Il a donc été décidé de développer notre propre modèle.

Partant des équations à l'échelle microscopique, et via les techniques de changement d'échelle, nous avons établi notre modèle à l'échelle macroscopique. Ce modèle prend en compte quatre gaz : l'oxygène, le dioxyde de carbone, l'azote et la vapeur d'eau. Il tient également compte de la teneur en eau, mais la phase liquide est supposée immobile au vu des faibles productions de lixiviat observées sur site. Une seule température est considérée (hypothèse d'équilibre local thermique). La dissolution des espèces gaz dans la phase liquide n'est pas prise en compte. Cependant, le séchage est incorporé dans le modèle. Cela se transcrit par un échange entre les phases gaz et liquide pour l'eau, et la présence de l'enthalpie d'évaporation dans l'équation de conservation de l'énergie. Enfin, concernant le modèle biologique, nous avons considéré deux substrats hydrolysables (rapidement et lentement hydrolysables), un substrat rapidement assimilable, une population bactérienne, et une fraction de matière inerte.

Le modèle ayant été mis en place, des tests préliminaires ont été effectués pour juger de la pertinence du modèle, notamment vis-à-vis du phénomène de séchage. Ainsi, nous

avons testé l'impact de l'injection d'un air plus sec sur le procédé, mais aussi l'influence directe du séchage. Ces tests ont été concluants, le modèle répondant de façon cohérente aux conditions imposées.

Cependant, pour que le modèle réponde aux attentes des exploitants, il faut dans un premier temps pouvoir caractériser correctement le déchet. Pour cela, il faut être capable de mesurer, ou, dans une moindre mesure, estimer, ses propriétés physiques (porosité, perméabilité, ...), ainsi que les conditions initiales du système (concentrations initiales des gaz, fractionnement de la matière organique, ...). L'idéal serait alors d'avoir une base de données, regroupant les valeurs de tous ces paramètres. Diverses méthodes de mesure ont été décrites pour chacun des paramètres utilisés dans le modèle. Certains sont faciles à obtenir. Pour d'autres, les techniques de mesure sont très complexes, et/ou onéreuses, si bien qu'il n'est possible d'en avoir qu'une estimation. La détermination précise de chacun des paramètres n'est donc pas réalisable. C'est pourquoi il est nécessaire de connaître l'impact qu'une erreur de détermination engendrerait sur le comportement du modèle. Pour cela, une analyse de sensibilité a été réalisée.

Pour cette analyse de sensibilité, portant sur 29 paramètres, plusieurs réponses ont été considérées. Les trois premières concernent la température (durée pendant laquelle la température est maximale, maximisation de la température, durée pendant laquelle la température est au-dessus de 323 K), la suivante concerne l'évaporation (maximisation des quantités d'eau évaporée qui sortent du domaine), et enfin les trois dernières concernent la matière organique (le plus de matière rapidement dégradée dégradée, le plus de matière lentement dégradée dégradée, le plus de matière organique totale dégradée). Cette étude a permis de mettre en avant 11 facteurs qui semblent avoir une influence importante sur le procédé. Ces facteurs sont : la capacité calorifique, une constante de l'isotherme de sorption, les constantes d'hydrolyse, la porosité, le taux de croissance, la température maximale au-delà de laquelle il n'y a plus d'activité biologique, la température optimale du procédé de dégradation, la quantité de matière organique initiale. Il est donc probable qu'un effort de mesure doit être fait sur la mesure de ces paramètres, car ce sont eux qui vont piloter le procédé de dégradation. Cependant, cette étude est qualitative, et une étude plus poussée doit être menée pour déterminer le réel impact de chacun de ces paramètres, et savoir ainsi de façon certaine s'il est nécessaire de les connaître avec précision.

Enfin, les nombreux essais réalisés à l'échelle pilote au centre de recherche de VERI (Centre de Limay) ont permis de récolter un grand nombre de données concernant l'évolution de certaines variables au cours du procédé de compostage d'un mélange de biodéchets et de déchets verts. De plus, les essais les plus récents ont permis d'acquérir une cartographie de la température et des concentrations des gaz au sein du silo. Ces données ont permis de pouvoir comparer résultats expérimentaux et résultats de simulation.

Nous nous sommes basés sur les résultats obtenus lors des essais du 20/08/2009 et du 05/11/2009. Tout d'abord, il a été observé une grande répétabilité de l'évolution de la température pour les essais du 20/08/2009. Pour ceux du 05/11/2009, de grandes disparités entre les températures de chaque silo sont observées. Il en va de même pour les concentrations des espèces gaz dans chacun des essais, où leur valeur peut grandement varier d'un pilote à l'autre. Ainsi, avec la simulation, nous avons cherché à correspondre à un comportement moyen, et non à un silo spécifique, puisque, à condition fixe, le modèle ne peut pas reproduire la variabilité observée expérimentalement. L'analyse des comparaisons expérimental/simulation, pour ces deux séries d'essai, a abouti à des conclusions similaires.

Le modèle parvient à bien capter l'évolution moyenne de la température et des concentrations au cours du procédé. La température au point central, notamment, est très bien reproduite par le modèle. Il en va de même pour le bilan de dégradation de la matière organique : on observe une erreur inférieure à 3% pour les essais du 20/08/2009. Néanmoins, plusieurs points sont à améliorer.

Tout d'abord, la température en bas du domaine ne suit pas l'évolution décrite par l'expérimentation, ne montant pas suffisamment. Les effets du tassement ont été simulés en implémentant un profil de porosité variant en fonction de la hauteur du domaine. Une porosité plus forte en bas du domaine engendre certes une activité biologique plus importante, puisqu'il y aurait plus de matière à dégrader, ayant pour conséquence l'augmentation de la température qui n'est cependant pas suffisante pour expliquer l'écart de température observé entre les résultats de simulation et d'expérimentation. D'autres pistes sont à vérifier :

- L'hypothèse d'équilibre local n'est peut-être pas valable dans la partie basse du domaine. Effectivement, si l'on se rapprochait de conditions non-équilibre local, le front de séchage serait plus étalé, et la diminution de température due au séchage serait moins importante.
- L'évacuation de la chaleur en bas du domaine devrait être étudiée. D'après les résultats 2D, autant de matière organique a été dégradée en bas qu'au centre du modèle. Or la montée en température est totalement différente d'une zone à l'autre. Puisque la teneur en eau est presque identique dans ces deux zones, et que la concentration en oxygène n'est pas limitante, l'étude des flux de chaleur dans le bas du réacteur pourrait apporter certaines réponses.

Ensuite, la chute de la température observée après le second changement d'aération en haut du domaine ne se retrouve pas dans les simulations. La retombée des condensats dans le réacteur pourrait être responsable de la chute de température que l'on observe. Des essais au centre de recherche de VERI (Centre de Limay) vont prochainement être réalisés pour vérifier cette hypothèse.

Un travail est aussi à faire sur la détermination des coefficients stœchiométriques concernant la production de dioxyde de carbone. En effet, alors que les concentrations en oxygène évoluent de façon similaire à celles obtenues expérimentalement, les concentrations en dioxyde de carbone sont toujours surestimées. Cependant, comme il l'a été signalé, le coefficient stœchiométrique utilisé pour le dioxyde de carbone correspond à la création totale de CO₂ (gaz et dissous). Il est donc nécessaire de le réajuster (en le diminuant) pour pouvoir être représentatif des productions sous forme gaz de dioxyde de carbone.

Il serait également intéressant de tester d'autres matrices de déchets, afin de voir si le modèle peut simuler la dégradation de n'importe quel déchet fermentescible. De plus, les essais réalisés ici l'ont été à l'échelle pilote. Or, l'objectif de ce modèle est de pouvoir fournir une aide aux exploitants sur les plateformes de compostage.

C'est dans cette optique que des simulations à l'échelle andain ont été réalisées. Celles-ci montrent déjà des résultats prometteurs, les profils de température, de teneur en eau et de matière organique paraissant cohérents. Cependant, des essais expérimentaux à l'échelle industrielle doivent être réalisés, où, de la même façon que pour les essais à l'échelle pilote, la température et les concentrations doivent être mesurées en continu. Ceci permettrait alors de comparer, comme il l'a été fait pour les essais pilotes, résultats expérimentaux et résultats de simulation. Cette démarche servirait à valider les conditions aux limites (qu'il faudra modifier dans le cas contraire), et par la même, valider le modèle à cette échelle.

Enfin, une fois le modèle à l'échelle industrielle validé, il sera possible de l'utiliser pour optimiser le procédé en réalisant, par exemple, des plans d'expériences, touchant à la fois l'aération (une/deux buses d'injection, écartement des buses, tailles des buses, débit d'injection, aspiration/injection ...), la forme de l'andain, mais aussi les ratios de mélange, la qualité du produit obtenu (selon un critère à définir), ... Il pourra également être envisagé de simuler différents scénarii (compostage en bâtiment, biocouverture, ...) afin de pouvoir décider quelle configuration procure les résultats les plus satisfaisants.

BIBLIOGRAPHIE

- [ADEME, 2009] ADEME. 2009. *Les déchets en chiffre en france*. Tech. rept. ADEME.
- [Adhikari *et al.*, 2009] ADHIKARI, B. K., BARRINGTON, S., MARTINEZ, J., & KING, S. 2009. Effectiveness of three bulking agents for food waste composting. *Waste management*, **29**, 197–203.
- [Agnew *et al.*, 2003] AGNEW, J.M., LEONARD, J.J., FEDDES, J., & FENG, Y. 2003. A modified air pycnometer for compost air volume and density determination. *Canadian biosystems engineering*, **45**, 27–35.
- [Ahn *et al.*, 2007] AHN, H. K., RICHARD, T. L., & CHOI, H. L. 2007. Mass and thermal balance during composting of a poultry manure - wood shavings mixture at different aeration rates. *Process biochemistry*, **42**, 215–223.
- [Ahn *et al.*, 2008a] AHN, H. K., RICHARD, T.L., & GLANVILLE, T.D. 2008a. Laboratory determination of compost physical parameters for modeling of airflow characteristics. *Waste management*, **28**, 660–670.
- [Ahn *et al.*, 2008b] AHN, H. K., RICHARD, T. L., & GLANVILLE, T. D. 2008b. Optimum moisture levels for biodegradation of mortality composting envelope materials. *Waste management*, **28**, 1411–1416.
- [Al-Ajlan, 2006] AL-AJLAN, S. A. 2006. Measurements of thermal properties of insulation materials by using transient plane source technique. *Applied thermal engin.*, **26**, 2184–2191.
- [Alaïwa & Saiyouri, 2007] ALAÏWA, A. AÏT, & SAIYOURI, N. 2007. *Caractérisation des sols injectés par mesure de perméabilité au gaz et de porosité au mercure*. Tech. rept.
- [Annan & White, 1998] ANNAN, JASON S., & WHITE, RICHARD K. 1998. *Evaluation of techniques for measuring air-filled porosity on composts of municipal biosolids and wood chips*.
- [Anonymous, 1951] ANONYMOUS. 1951. Second interim report of the interdepartmental committee on utilization of organic wastes. *N. z. eng.*, **6**, 1–12.
- [Archie, 1942] ARCHIE, G. E. 1942. The electrical resistivity log as an aid in determining some reservoir characteristics. *Trans. aime*, **146**, 54–61.
- [Ariens *et al.*, 2000] ARIENS, G. A., VAN MECHELEN, W., BONGERS, P.M., BOUTER, L.M., & VAN DER WAL, G. 2000. Physical risk factors for neck pain. *Scandinavian journal of work environment & health*, **26(1)**, 7–19.
- [Arlabosse, 2008] ARLABOSSE, P. 2008. *Séchage industriel - aspects pratiques*. Tech. rept. Techniques de l'ingénieur.

- [Asakura *et al.*, 2009] ASAKURA, HIROSHI, ENDO, KAZUTO, YAMADA, MASATO, INOUE, YUZO, & ONO, YUSAKU. 2009. Improvement of permeability of waste sludge by mixing with slag or construction and demolition waste. *Waste management*, **29**, 1877–1884.
- [Asaoka, 1978] ASAOKA, AKIRA. 1978. Observational procedure of settlement prediction. *Soils and foundations*, **18**, 87–101.
- [Auriault & Bonnet, 1987] AURIAULT, J. L., & BONNET, G. 1987. Surface effect in composite materials: two simples examples. *Int. j. engng. sci.*, **25(3)**, 307–323.
- [Auvinet, 2009] AUVINET, N. 2009. *Caractérisation physique de déchets organiques destinés au compostage*. (Non diffusé)
- [Bach *et al.*, 1984] BACH, P. D., SHODA, M., & KUBOTA, H. 1984. Rate of composting of dewatered sewage sludge in continuously mixed isothermal reactor. *Journal of fermentation technology*, **62(3)**, 285–292.
- [Bach *et al.*, 1985] BACH, P. D., SHODA, M., & KUBOTA, H. 1985. Composting reaction rate of sewage sludge in an autothermal packed bed reactor. *Journal of fermentation technology*, **63(3)**, 271–278.
- [Bach *et al.*, 1987] BACH, PHAN DINH, NAKASAKI, KIYOHICO, SHODA, MAKOTO, & KUBOTA, HIROSHI. 1987. Thermal balance in cornposting operations. *Journal of fermentation technology*, **65**, 199–209.
- [Banegas *et al.*, 2007] BANEGAS, V., MORENO, J. L., MORENO, J. I., GARCIA, C., LEON, G., & HERNANDEZ, T. 2007. Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. *Waste management*, **27**, 1317–1327.
- [Bari, 1999] BARI, Q. H. 1999. *Effect of different modes of aeration on composting of solid waste in a closed system*. Ph.D. thesis, The University of Hong-Kong.
- [Bari *et al.*, 2000] BARI, Q. H., KOENIG, A., & GUIHE, T. 2000. Kinetic analysis of forced aeration composting. i. reaction rates and temperature. *Waste management & research*, **18(4)**, 303–312.
- [Barrington *et al.*, 2002] BARRINGTON, SUZELLE, CHOINIÈRE, DENIS, TRIGUI, MAHER, & KNIGHT, WILLIAM. 2002. Compost airflow resistance. *Biosystems engineering*, **81 (4)**, 433–441.
- [Barrington *et al.*, 2003] BARRINGTON, SUZELLE, CHOINIÈRE, DENIS, TRIGUI, MAHER, & KNIGHT, WILLIAM. 2003. Compost convective airflow under passive aeration. *Bioresource technology*, **86**, 259–266.
- [Beck-Friis *et al.*, 2001] BECK-FRIIS, B., SMARS, S., JONSSON, H., & KIRCHMANN, H. 2001. Gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes. *Journal of agricultural engineering research*, **78(4)**, 423–430.

- [Beck-Friis *et al.*, 2002] BECK-FRIIS, B., SMÅRS, S., JÖNSSON, H., EKLIND, Y., & KIRCHMANN, H. 2002. Composting of source-separated organic household waste at different oxygen levels: Gaining an understanding of the emission dynamics. *Compost science and utilization*, **11(1)**, 41–50.
- [Beck-Friis *et al.*, 2003] BECK-FRIIS, B., SMÅRS, S., JÖNSSON, H., EKLIND, Y., & KIRCHMANN, H. 2003. Composting of source-separated household organics at different oxygen levels: Gaining an understanding of the emission dynamics. *Compost science and utilization*, **11(1)**, 41–50.
- [Bellur *et al.*, 2009] BELLUR, SRIKANTH R., CORONELLA, CHARLES J., & VASQUEZ, VICTOR R. 2009. Equilibrium moisture and drying. *Environmental progress & sustainable energy*, **28**, 291–298.
- [Bensoussan *et al.*, 1978] BENSOUSSAN, A., LIONS, J. L., & PAPANICOLAOU, G. 1978. *Asymptotic analysis for periodic structures*. North-Holland Publishing Co.
- [Berryman, 1980] BERRYMAN, JAMES G. 1980. Confirmation of biot's theory. *Applied physics letters*, **37**, 382–384.
- [Berthe, 2007] BERTHE, LUCIE. 2007. *Etude et compréhension des processus de biodégradation - estimation de la biodégradabilité de matrices organiques solides*. Ph.D. thesis, Université de Provence.
- [Bertoni *et al.*, 1997] BERTONI, I. A., PAPI, T., & ZANZI, A. 1997. Utilisation of a computer simulation model to improve composting process management. *Pages 175–182. of: Proceedings of the orbit '97 conference into the next millenium, harrogate, uk. orbit association, weimar, germany*.
- [Bhamidimarri & Pandey, 1996] BHAMIDIMARRI, S. M. R., & PANDEY, S. P. 1996. Aerobic thermophilic composting of piggery solid wastes. *Water science technology*, **33(8)**, 89–94.
- [BioCycle, 1991] BIOCYCLE. 1991. *The biocycle guide to the art and science of composting*. The JG Press, Inc.
- [Bjarngard & Edgers, 1990] BJARNGARD, A., & EDGERS, L. 1990. Settlement of municipal solid waste landfills. *Pages 192–205 of: Proc. 13th annual madison waste conference, madison*.
- [Bongochgetsakul & Ishida, 2008] BONGOCHGETSAKUL, NATTAKORN, & ISHIDA, TETSUYA. 2008. A new analytical approach to optimizing the design of large-scale composting systems. *Bioresource technology*, **99**, 1630–1641.
- [Bono *et al.*, 1992] BONO, J. J., CHALAUX, N., & CHABBERT, B. 1992. Bench-scale composting of two agricultural wastes. *Bioresource technology*, **40**, 119–124.
- [Boudreau, 1996] BOUDREAU, B. P. 1996. The diffusive tortuosity of fine-grained un lithified sediments. *Geochim. cosmochim.*, **60**, 3139–3142.

- [Bousquet-Mélou *et al.*, 2002] BOUSQUET-MÉLOU, P., GOYEAU, B., QUINTARD, M., FICHOT, F., & GOBIN, D. 2002. Average momentum equation for interdendritic flow in a solidifying columnar mushy zone. *Int. j. heat and mass transfer*, **45**(17).
- [Bowders *et al.*, 2000] BOWDERS, J. J., BOUAZZA, M., & RUSSELL, E. LOEHR M. 2000. Settlement of municipal solid waste landfill. *Pages 101–106 of: Proceedings of fourth kansai international geotechnical forum, creation of new geo-environment kyoto, japan, may 24-26.*
- [Bridgeman & Aldrich, 1964] BRIDGEMAN, O. C., & ALDRICH, E. W. 1964. Vapor pressure tables for water. *Journal of heat transfer*, **86**, 279–286.
- [Briski *et al.*, 2007] BRISKI, F., VUKOVIC, M., PAPA, K., GOMZI, Z., & DOMANOVAC, T. 2007. Modelling of composting of food waste in a column reactor. *Chemical papers*, **61** (1), 24–29.
- [Briski *et al.*, 2003] BRISKI, FELICITA, HORGAS, NINA, VUKOVIC, MARIJA, & GOMZI, ZORAN. 2003. Aerobic composting of tobacco industry solid waste - simulation of the process. *Clean technologies and environmental policy*, **5**, 295–301.
- [Bruggeman, 1935] BRUGGEMAN, D. A. G. 1935. Calculation of different physical constants of heterogeneous substances i: Dielectric constant and conductivity of media of isotropic substances. *Ann. phys.*, **5**(24), 636–664.
- [Brun *et al.*, 2001] BRUN, R., REICHERT, P., & KUNSCH, H.R. 2001. Practical identifiability analysis of large environmental simulation models. *Water resources research*, **37**(4), 1015–1030.
- [Burge *et al.*, 1981] BURGE, W. D., COLACICCO, D., & CRAMER, W. N. 1981. Criteria for achieving pathogen destruction during composting. *Journal (water pollution control federation)*, **53**(12), 1683–1690.
- [Button, 1985] BUTTON, D. K. 1985. Kinetics of nutrient-limited transport and microbial growth. *Microbiological reviews*, **49**, 270–297.
- [Carman, 1937] CARMAN, P. C. 1937. Fluid flow through granular bed. *Transactions, institution of chemical engineers, london*, **15**, 150–166.
- [Cary & Taylor, 1962a] CARY, J. W., & TAYLOR, S. A. 1962a. The interaction of the simultaneous diffusion of heat and water vapor. *Soil sci. soc. am. proc.*, **26**, 413–416.
- [Cary & Taylor, 1962b] CARY, J. W., & TAYLOR, S. A. 1962b. Thermally driven liquid and vapor phase transfer of water and energy in soil. *Soil sci. soc. am. proc.*, **26**, 417–420.
- [Castany & Margat, 1977] CASTANY, G., & MARGAT, J. 1977. *Dictionnaire français d'hydrogéologie.*
- [Chandrankanthi *et al.*, 2005] CHANDRAKANTHI, M., MEHROTRA, A.K., & HETTIARATCHI, J.P.A. 2005. Thermal conductivity of leaf compost used in biofilters: An experimental and theoretical investigation. *Environmental pollution*, **136**, 167–174.

- [Chang & Chen, 2010] CHANG, J. I., & CHEN, Y. J. 2010. Effects of bulking agents on food waste composting. *Bioresource technology*, **101**, 5917–5924.
- [Chang & Veeken, 2004] CHANG, Z. Z., & VEEKEN, A. 2004. Effects of temperature on the structure of a compost bed-compress, porosity and permeability. *Journal of agroenvironmental science*, **23**, 791–795.
- [Changa *et al.*, 2003] CHANGA, C. M., WANG, P., WATSON, M. E., HOITINK, H. A. J., & MICHEL, F.C. 2003. Assessment of the reliability of a commercial maturity test kit for composted manures. *Compost science & utilization*, **11(2)**, 125–143.
- [Chapuis & Aubertin, 2003] CHAPUIS, R. P., & AUBERTIN, M. 2003. *Predicting the coefficient of permeability of soils using the kozeny-carman equation*. Tech. rept. Département des génies civil, géologique et des mines. Ecole Polytechnique de Montréal.
- [Chella *et al.*, 1998] CHELLA, R., LASSEUX, D., & QUINTARD, M. 1998. Multiphase, multicomponent fluid flow in homogeneous and heterogeneous porous media. *Revue de l'institut français du pétrole*, **53 (3)**, 335–346.
- [Chenu, 2007] CHENU, D. 2007. *Modélisation des transferts réactifs de masse et de chaleur dans les installations de stockage de déchets ménagers : application aux installations de type bioréacteur*. Ph.D. thesis, Institut National Polytechnique de Toulouse.
- [Claeys-Bruno *et al.*, 2009] CLAEYS-BRUNO, M., DOBRIJEVIC, M., & SERGENT, M. 2009. *Analyse de sensibilité : comparaison entre les plans d'expériences et la méthode de monte carlo*. Tech. rept.
- [Colin & Gazbar, 1995] COLIN, F., & GAZBAR, S. 1995. Distribution of water in sludges in relation to their mechanical dewatering. *Water research*, **29**, 2000–2005.
- [Comiti & Renaud, 1989] COMITI, J., & RENAUD, M. 1989. A new model for determining mean structure parameters of fixed beds from pressure drops measurements: Application to beds packed with parallelepipedal particles. *Chem. eng. sci.*, **44**, 1539–1545.
- [Contois, 1959] CONTOIS, D. E. 1959. Kinetics of bacterial growth: relationship between population density and space growth rate of continuous cultures. *Gen. microbiol.*, **21**, 40–50.
- [Coutelieris *et al.*, 2006] COUTELIERIS, F.A., KAINOURGIAKIS, M.E., STUBOS, A.K., KIKKINIDES, E.S., & YORTSOS, Y.C. 2006. Multiphase mass transport with partitioning and inter-phase transport in porous media. *Chem. eng. sci.*, **61**, 4650–4661.
- [Crank, 1975] CRANK, J. 1975. *The mathematics of diffusion, second ed.* Oxford University Press, Oxford, UK.
- [Das & Keener, 1997] DAS, KESHAV, & KEENER, HAROLD M. 1997. Moisture effect on compaction and permeability in composts. *Journal of environmental engineering*, **123 (3)**, 275–281.

- [Davit *et al.*, 2010] DAVIT, YOHAN, DEBENEST, GERALD, WOOD, BRIAN D., & QUINTARD, MICHEL. 2010. Modeling non-equilibrium mass transport in biologically reactive porous media. *Advances in water resources*, **33**, 1075–1093.
- [de Bertoldi *et al.*, 1983] DE BERTOLDI, M., VALLINI, G., & PERA, A. 1983. The biology of composting: a review. *Waste management resources*, **1**, 157–176.
- [de Bertoldi *et al.*, 1985] DE BERTOLDI, M., VALLINI, G., PERA, A., & ZUCCONI, F. 1985. *Technological aspects of composting including modeling and microbiology. in composting of agricultural and other wastes*. Elsevier Applied Science Publishers, London.
- [de Guardia, 2006] DE GUARDIA, A. 2006. *Gestion des problÃ©mes environnementaux dans les industries agroalimentaires in: Ouvrage de Moletta R*. Editions TEC&DOC. Lavoisier.
- [de Guardia *et al.*, 2008] DE GUARDIA, A., PETIOT, C., & ROGEAU, D. 2008. Influence of aeration rate and biodegradability fractionation on composting kinetics. *Waste management*, **28**, 73–84.
- [Delgado, 2006] DELGADO, J. M. P. Q. 2006. A simple experimental technique to measure tortuosity in packed beds. *The canadian journal of chemical engineering*, **84**, 651–655.
- [Delhomenie *et al.*, 2008] DELHOMENIE, MARIE-CAROLINE, NIKIEMA, JOSIANE, BIBEAU, LOUISE, & HEITZ, MICHELE. 2008. A new method to determine themicrobial kinetic parameters in biological air filters. *Chemical engineering science*, **63**, 4126–4134.
- [Devißcher, 1997] DEVIßSCHER, S. 1997. *Le compost*. M.Phil. thesis, Université de Picardie.
- [Diaz & Savage, 2007] DIAZ, L. F., & SAVAGE, G.M. 2007. *Factors that affect the process*. Elsevier. Chap. 4, pages 49–65.
- [Diaz *et al.*, 2003] DIAZ, M.J., EUGENIO, M.E., JIMÉNEZ, L., MADEJ N, E., & CABRERA, F. 2003. Modelling vinasse/cotton waste ratio incubation for optimum composting. *Chemical engineering journal*, **93**, 233–240.
- [Dochain *et al.*, 1995] DOCHAIN, D., VANROLLEGHEM, P. A., & DAELE, M. VAN. 1995. Structural identifiability of biokinetic models of activated sludge respiration. *Water res.*, **29(11)**, 2571–2578.
- [Doublet *et al.*, 2011] DOUBLET, J., FRANCOU, C., POITRENAUD, M., & HOUOT, S. 2011. Influence of bulking agents on organic matter evolution during sewage sludge composting; consequences on compost organic matter stability and n availability. *Bioresource technology*, **102**, 1298–1307.
- [Durmusoglu *et al.*, 2006] DURMUSOGLU, ERTAN, SANCHEZ, ITZA M., & CORAPCIOGLU, M. YAVUZ. 2006. Permeability and compression characteristics of municipal solid waste samples. *Environmental geology*, **50**, 773–786.

- [Edgers *et al.*, 1992] EDGERS, L., NOBLE, J. J., & WILLIAMS, E. 1992. A biologic model for long term settlement in landfills. *Pages 177–184 of: Proc. mediterranean conference on environmental geotechnology, cesme, turquie.*
- [Edil *et al.*, 1990] EDIL, T. B., RANGUETTE, V. J., & WUELLNER, W. W. 1990. *Settlement of municipal refuse. geotechnics of waste refuse - theory and practice.* ASTM, Special Technical Publication.
- [Eftoda & McCartney, 2004] EFTODA, G., & MCCARTNEY, D. 2004. Determining the critical bulking agent requirement for municipal solid biosolides composting. *Compost science & utilization*, **12(3)**, 208–218.
- [Eghball, 1997] EGHBALL, B. 1997. *Composting manure and other organic residues.* Tech. rept. Cooperative Extension, Institute of Agriculture and Natural Resources, University of Nebraska-Lincoln.
- [Eklind & Kirchmann, 2000] EKLIND, Y., & KIRCHMANN, H. 2000. Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. i: carbon turnover. *Bioresource technology*, **74**, 115–124.
- [Eklind *et al.*, 1997] EKLIND, Y., BECK-FRIIS, B., BENGTTSSON, S., EJLERTSSON, J., KIRCHMANN, H., MATHISEN, B., NORDKVIST, E., SONESSON, U., SVENSSON, B. H., & TORSTENSSON, L. 1997. Chemical characterization of source-separated organic household waste. *Swedish journal of agricultural research*, **27**, 167–178.
- [Elagroudy *et al.*, 2008] ELAGROUDY, SHERIEN A., ABDEL-RAZIK, MOHAMED H., WARITH, MOSTAFA A., & GHOBRIAL, FIKRY H. 28. Waste settlement in bioreactor landfill models. *Waste management*, **2008**, 2366–2374.
- [Epstein, 1997] EPSTEIN, E. 1997. *The science of composting.* Technomic Publishing Co. Inc., Lancaster.
- [Epstein *et al.*, 1976] EPSTEIN, E., WILLSON, G. B., BURGE, W. D., MULLEN, D. C., & ENKIRI, N. K. 1976. A forced aeration system for composting wastewater sludge. *Journal of water pollution control federation*, **48(4)**, 688–694.
- [Ergun & Orning, 1952] ERGUN, S., & ORNING, A. A. 1952. Fluid flow through packed columns. *Chemical engineering progress*, **48**, 89–94.
- [Ernstson & Rasmuson, 1993] ERNSTSON, MARTA-LENA, & RASMUSON, ANDERS. 1993. Mathematical modelling of transport processes and degradation reactions in piles of forest fuel material. *Fuel*, **72 (11)**, 1515–1524.
- [Ettala, 1987] ETTALA, M. 1987. Infiltration and hydraulic conductivity at a sanitary landfill. *Aqua fennica*, **17**, 231–237.
- [Fernandes & Sartaj, 1997] FERNANDES, L., & SARTAJ, M. 1997. Comparative study of static pile composting using natural, forced, and passive aeration methods. *Compost science & utilization*, **5(4)**, 65–77.

- [Finger *et al.*, 1976] FINGER, S. M., HATCH, R. T., & REGAN, T. M. 1976. Aerobic microbial growth in semi-solid matrices: heat and mass transfer limitations. *Biotechnology and bioengineering*, **18**, 1193–1218.
- [Finstein *et al.*, 1980] FINSTEIN, M. S., CIRELLO, J., MACGREGOR, S. T., MILLER, F. C., SULLER, D. J., & STROM, P.F. 1980. Discussion of haug r.t. engineering principles of sludge composting. *Journal (water pollution control federation)*, **52**, 2037–2042.
- [Finstein *et al.*, 1983] FINSTEIN, M. S., MILLER, F. C., STROM, P. F., MACGREGOR, S. T., & PSARIANOS, K.M. 1983. Composting ecosystem management for waste treatment. *Biotechnology*, **1**, 347–353.
- [Finstein *et al.*, 1999] FINSTEIN, M. S., STROM, P. F., HOGAN, J. A., & COWAN, R. M. 1999. Composting on mars or the moon: I. comparative evaluation of process design alternatives. *Life support biosphere science*, **6**, 169–178.
- [Francou, 2003] FRANCOU, CEDRIC. 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*. Ph.D. thesis, Institut National Agronomique Paris-Grignon.
- [Frey & Patil, 2002] FREY, H. C., & PATIL, S.R. 2002. Identification and review of sensitivity analysis methods. *Risk analysis*, **22(3)**, 553–578.
- [Fungaroli & Steiner, 1971] FUNGAROLI, A. A., & STEINER, R. L. 1971. Laboratory study of the behavior of a sanitary landfill. *Journal (water pollution control federation)*, **43**, 252–267.
- [Gabr & Valero, 1995] GABR, M. A., & VALERO, S. N. 1995. Geotechnical properties of municipal solid waste. *Geotechnical testing journal, astm*, **18(2)**, 241–251.
- [Galler & Davey, 1971] GALLER, W. S., & DAVEY, C. B. 1971. High rate poultry manure composting with sawdust. *In: Proceedings of the international symposium on livestock wastes. ohio state university*.
- [Gandolla *et al.*, 1992] GANDOLLA, M., DUGNANI, L., BRESSI, G., & ACAIA, C. 1992. The determination of subsidence effects at municipal solid waste disposal sites. *Pages 1–17 of: Proc. 6th international solid waste congress and exhibition, madrid*.
- [Gao *et al.*, 2010] GAO, MENGCHUN, LI, BING, YUB, AN, LIANG, FANGYUAN, YANG, LIJUAN, & SUN, YANXIA. 2010. The effect of aeration rate on forced-aeration composting of chicken manure and sawdust. *Bioresource technology*, **101**, 1899–1903.
- [Gea *et al.*, 2007] GEA, T., BARRENA, R., ARTOLA, A., & SANCHEZ, A. 2007. Optimal bulking agent particle size and usage for heat retention and disinfection in domestic wastewater sludge composting. *Waste management*, **27**, 1108–1116.
- [Gibson & Lo, 1961] GIBSON, R. E., & LO, K. Y. 1961. A theory of soils exhibiting secondary compression. *Acta polytechnica scandinavica, c:10*, **296**, 1–15.

- [Ginkel *et al.*, 1999] GINKEL, J. T. VAN, RAATS, P. A. C., & HANEGHEM, I. A. VAN. 1999. Bulk density and porosity distributions in a compost pile. *Netherlands journal of agricultural science*, **47**, 105–121.
- [Giusti & Marsili-Libelli, 2010] GIUSTI, E., & MARSILI-LIBELLI, S. 2010. Fuzzy modelling of the composting process. *Environmental modelling & software*, **25**, 641–647.
- [Golfier *et al.*, 2009] GOLFIER, FABRICE, WOOD, BRIAN D., ORGOGOZO, LAURENT, QUINTARD, MICHEL, & BUÁ's, MICHEL. 2009. Biofilms in porous media: Development of macroscopic transport equations via volume averaging with closure for local mass equilibrium conditions. *Advances in water resources*, **32**, 463–485.
- [Golueke, 1977] GOLUEKE, C. G. 1977. *Biological reclamation of solid wastes*. Rodale Press, Emmaus, PA, USA.
- [Golueke, 1983] GOLUEKE, C. G. 1983. Epidemiological aspects of sludge. *Handling and management biocycle*, **24(3-4)**, 50–59.
- [Golueke & Diaz, 1990] GOLUEKE, C. G., & DIAZ, L. F. 1990. Understanding the basics of composting. *Biocycle*, **31(4)**, 49–56.
- [Goupy, 2006a] GOUPY, J. 2006a. Les plans d'expériences. *Modulad*, **34**, 74–116.
- [Goupy, 2006b] GOUPY, J. 2006b. *Plans d'expériences*. Tech. rept. Techniques de l'Ingénieur.
- [Gourc *et al.*, 2010] GOURC, J.-P., STAUB, M.J., & CONTE, M. 2010. Decoupling msw settlement into mechanical and biochemical processes - modelling and validation on large-scale setups. *Waste management*, **30**, 1556–1568.
- [Gray & Biddlestone, 1993] GRAY, K.R., & BIDDLESTONE, A.J. 1993. Composting: Part 1. process parameters. *Chemical engineering journal*, 77–80.
- [Guasconi, 1995] GUASCONI, M. 1995. *A study of settlement in landfills due to biodegradation*. M.Phil. thesis, New Jersey Institute of Technology, Department of Civil and Environmental Engineering.
- [Hamelers, 1993] HAMELERS, H. V. M. 1993. *A theoretical model of composting kinetics. in: Hoitink, h.a.j., keener, h.m. (eds.), science and engineering of composting: Design, environmental and microbial and utilisation aspects*. Renaissance Publications, Worthington, USA.
- [Hansen *et al.*, 1989] HANSEN, R. C., KEENER, H. M., & HOITINK, H. A. J. 1989. Poultry manure composting - an exploratory study. *Transactions of the asae*, **36**, 2151–2157.
- [Harper *et al.*, 1992] HARPER, E., MILLER, F. C., & MACAULEY, B. J. 1992. Physical management and interpretation of an environmentally controlled composting ecosystem. *Australian journal of experimental agriculture*, **32(5)**, 657–667.

- [Hassanizadeh & Gray, 1987] HASSANIZADEH, S. M., & GRAY, W. G. 1987. High velocity flow in porous media. *Transp. porous media*, **2**, 521–531.
- [Haug, 1993] HAUG, R. T. 1993. *The practical handbook of compost engineering*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA.
- [Haug, 1980] HAUG, T. R. 1980. *Compost engineering: Principles and practice*. Technomic Publishing Co., Lancaster.
- [Hay et al., 2004] HAY, B., FITZ, J. R., & BATSALE, J.C. 2004. *Mesure de diffusivité thermique par méthode flash*. Tech. rept. Techniques de l'Ingénieur.
- [Hay & Kuchenrither, 1990] HAY, J. C., & KUCHENRITHER, R. D. 1990. Fundamentals and application of windrow composting. *Journal of environmental engineering*, **116(4)**, 746–763.
- [Henze & Mladenovski, 1991] HENZE, M., & MLADENOVSKI, C. 1991. Hydrolysis of particulate substrate by activated sludge under aerobic, anoxic and anaerobic conditions. *Water res.*, **25**, 61–64.
- [Hettiarachchi et al., 2009] HETTIARACHCHI, HIROSHAN, MEEGODA, JAY, & HETTIARATCHI, PATRICK. 2009. Effects of gas and moisture on modeling of bioreactor landfill settlement. *Waste management*, **29**, 1018–1025.
- [Higgins & Walker, 2001] HIGGINS, CHAD W., & WALKER, LARRY P. 2001. Validation of a new model for aerobic organic solids decomposition: simulations with substrate specific kinetics. *Process biochemistry*, **36**, 875–884.
- [Hilfer, 1998] HILFER, R. 1998. Macroscopic equations of motion for two phase flow in porous media. *Phys. rev. e*, **58**, 2090.
- [Horisawa et al., 2001] HORISAWA, S., SAKUMA, Y., TAMAI, Y., DOI, S., & TERAZAWA, M. 2001. Effect of environmental temperature on a small-scale biodegradation system for organic solid waste. *Journal of wood science*, **47**, 154–158.
- [Hossain & Haque, 2009] HOSSAIN, M. S., & HAQUE, M. A. 2009. Stability analyses of municipal solid waste landfills with decomposition. *Geotechnical and geological engineering*, **29**, 659–666.
- [Howard, 2009] HOWARD, C. 2009. *Compost thermal heating project*. M.Phil. thesis, Ithaca College.
- [Inbar et al., 1990] INBAR, Y., CHEN, Y., & HADAR, Y. 1990. Humic substances formed during the composting of organic matter. *Soil science society of america journal*, **54**, 1316–1323.
- [Irvine et al., 2010] IRVINE, G., LAMONT, E. R., & ANTIZAR-LADISLAO, B. 2010. Energy from waste: Reuse of compost heat as a source of renewable energy. *International journal of chemical engineering*, 1–10.

- [Jacques, 2011] JACQUES, J. 2011. *Pratique de l'analyse de sensibilité : comment évaluer l'impact des entrées aléatoires sur la sortie d'un modèle mathématique*. Tech. rept. Université de Lille.
- [James & Davil, 1986] JAMES, E. B., & DAVIL, F. O. 1986. *Biochemical engineering fundamentals, second ed.* McGraw-Hill Science.
- [Janbu *et al.*, 1989] JANBU, N., SVANÅ, G., & CHRISTENSEN, S. 1989. Back-calculated creep rates from case records. *Pages 1809–1812 of: Proc. 12th international conference on soil mechanics and foundation engineering, rio*, vol. 3.
- [Jang *et al.*, 2002] JANG, Y. S., KIM, Y. W., & LEE, S. I. 2002. Hydraulic properties and leachate level analysis of kimpo metropolitan landfill, korea. *Waste management*, **22**, 261–267.
- [Jeris & Regan, 1973] JERIS, J. S., & REGAN, R. W. 1973. Controlling environmental parameters for optimum composting, part ii. *Compos*, **14(2)**, 10–15.
- [Jindal & Ratanamalaya, 2006] JINDAL, RANJNA, & RATANAMALAYA, PUTONG. 2006. Modeling of heat generation in an aerobic composting process. *In: The 2nd joint international conference on "sustainable energy and environment" (see 2006)*.
- [Kacem *et al.*, 2009] KACEM, M., SALVADOR, S., & QUINTARD, M. 2009. Textural characterization of media composed of compacted pieces of cardboard and polyethylene using a gas tracer method. *Waste management*, **29**, 660–667.
- [Kaiser, 1996] KAISER, J. 1996. Modelling composting as a microbial ecosystem: a simulation approach. *Ecological modelling*, **91**, 25–37.
- [Kaleta, 1999] KALETA, A. 1999. *Thermal properties of plant materials*. Warsaw Agricultural University Press, Warsaw, Poland.
- [Kallel *et al.*, 2004] KALLEL, A., TANAKA, N., & MATSUTO, T. 2004. Gas permeability and tortuosity for packed layers of processed municipal solid wastes and incinerator residue. *Waste manage. res.*, **22**, 186–194.
- [Kamizake *et al.*, 2003] KAMIZAKE, N. K., GONÇALVES, M. M., ZAIA, C. T. B. V., & ZAIA, D. A. M. 2003. Determination of total proteins in cow milk powder samples, a comparative study between the kjeldahl method and spectrophotometric methods. *Journal of food composition and analysis*, **16(4)**, 507–516.
- [Kapetanios *et al.*, 1993] KAPETANIOS, E. G., LOIZIDOU, M., & VALKANAS, G. 1993. Compost production from greek domestic refuse. *Bioresource technology*, **44**, 13–16.
- [Keener *et al.*, 2002] KEENER, H., EKINCI, K., ELWELL, D., & MICHEL, F. J. 2002. Principles of composting process optimization. *In: International symposium on composting and compost utilization, colombus, ohio, usa*.
- [Keener *et al.*, 1993] KEENER, H. M., MARUGG, C., HANSEN, R. C., & HOITINK, H. A. J. 1993. *Optimising the efficiency of the composting process. in: Science and engineering of*

composting: Design, environmental and microbial and utilisation aspects. Renaissance Publications, Worthington, USA.

[Kim *et al.*, 2000] KIM, D. S., KIM, J. O., & LEE, J. J. 2000. Aerobic composting performance and simulation of mixed sludges. *Bioprocess engineering*, **22(6)**, 533–537.

[Kim *et al.*, 1987] KIM, J. H., OCHOA, J. A., & WHITAKER, S. 1987. Diffusion in anisotropic porous media. *Transport in porous media*, **2**, 327–356.

[Kirchmann & Widén, 1994] KIRCHMANN, H., & WIDÉN, P. 1994. Separately collected organic household wastes. chemical composition and composting characteristics. *Swedish journal of agricultural research*, **4**, 3–12.

[Kishimoto *et al.*, 1987] KISHIMOTO, M., PREECHAPHAN, C., YOSHIDA, T., & TAGUCHI, H. 1987. Simulation of an aerobic composting of activated sludge using a statistical procedure. *Mircen journal*, **3**, 113–124.

[Klejment & Rosinski, 2008] KLEJMENT, E., & ROSINSKI, M. 2008. Testing of thermal properties of compost from municipal waste with a view to using it as a renewable, low temperature heat source. *Bioresource technology*, **99**, 8850–8855.

[Koenig & Tao, 1996] KOENIG, A., & TAO, G. H. 1996. Accelerated forced aeration composting of solid waste. *Page 450-457 of: Proceedings of the asia-pacific conference on sustainable energy and environmental technology, singapore*.

[Komilis & Ham, 2000] KOMILIS, D. P., & HAM, R. H. 2000. A comparison of static pile and turned windrow methods for poultry litter compost production. *Compost science & utilisation*, **8(3)**, 254–265.

[Komilis, 2006] KOMILIS, DIMITRIS P. 2006. A kinetic analysis of solid waste composting at optimal conditions. *Waste management*, **26**, 82–91.

[Kong *et al.*, 1996] KONG, Z., VANROLLEGHEM, P., WILLEMS, P., & VERSTRAETE, W. 1996. Simultaneous determination of inhibition kinetics of carbon oxidation and nitrification with a respirometer. *Water research*, **30**, 825–836.

[Kuter *et al.*, 1985] KUTER, G. A., HOITINK, H. A. J., & ROSSMAN, L. A. 1985. Effect of aeration and temperature on composting of municipal sludge in a full-scale vessel system. *Journal (water pollution control federation)*, **57(4)**, 309–315.

[Landva & Clark, 1990] LANDVA, A. O., & CLARK, J. I. 1990. Geotechnics of waste fill. geotechnics of waste fills “ theory and practice. *Astm stp*, **1079**, 86–106.

[Lasseux *et al.*, 1996] LASSEUX, D., QUINTARD, M., & WHITAKER, S. 1996. Determination of permeability tensors for two-phase flow in homogeneous porous media: Theory. *Transport in porous media*, **24**, 107–137.

[Lefebvre, 2006] LEFEBVRE, R. 2006. *Ecoulement multiphase en milieu poreux*. Tech. rept. Université du Québec. Institut national de la recherche scientifique.

- [Lide, 2008] LIDE, D. R. 2008. *Handbook of chemistry and physics*. CRC Press.
- [Lin *et al.*, 2008] LIN, Y.P., HUANG, G.H., LU, H.W., & HE, L. 2008. Modeling of substrate degradation and oxygen consumption in waste composting processes. *Waste management*, **28**, 1375–1385.
- [Ling *et al.*, 1998] LING, HOE I., LESHCHINSKY, DOV, MOHRI, YOSHIYUKI, & KAWABATA, TOSHINORI. 1998. Estimation of municipal solid waste landfill settlement. *Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering*, **124**, 21–28.
- [Lopez-Zavala *et al.*, 2004] LOPEZ-ZAVALA, MIGUEL ANGEL, FUNAMIZU, NAOYUKI, & TAKAKUWA, TETSUO. 2004. Modeling of aerobic biodegradation of feces using sawdust as a matrix. *Water research*, **38**, 1327–1339.
- [Luo *et al.*, 2008] LUO, W., CHEN, T. B., ZHENG, G. D., GAO, D., ZHANG, Y. A., & GAO, W. 2008. Effect of moisture adjustments on vertical temperature distribution during forced-aeration static-pile composting of sewage sludge. *Resources, conservation and recycling*, **52**, 635–642.
- [MacGergor *et al.*, 1981] MACGERGOR, S. T., MILLER, F. C., PSARIANOS, K. M., & FINSTEIN, M. S. 1981. Composting process control based on interaction between microbial heat output and temperature. *Applied and environmental microbiology*, **41(6)**, 1321–1330.
- [Madejon *et al.*, 2002] MADEJON, E., DIAZ, M. J., LOPEZ, R., & CABRERA, F. 2002. New approaches to establish optimum moisture content for compostable materials. *Bioresource technology*, **85(1)**, 73–78.
- [Manios & Stentiford, 2004] MANIOS, T., & STENTIFORD, E.I. 2004. Sanitary aspect of using partially treated landfill leachate as a water source in green waste composting. *Waste management*, **24(1)**, 107–110.
- [Mason, 2006] MASON, I. G. 2006. Mathematical modelling of the composting process: A review. *Waste management*, **26**, 3–21.
- [Mason *et al.*, 2004] MASON, I. G., MOLLAH, M. S., ZHONG, M. F., & MANDERSON, G. J. 2004. Composting high moisture content bovine manure using passive aeration. *Compost science utilization*, **12**, 249–267.
- [Mason, 2007] MASON, IAN GEORGE. 2007. *A study of power, kinetics, and modelling in the composting process*. Ph.D. thesis, University of Canterbury.
- [Mason, 2008] MASON, I.G. 2008. An evaluation of substrate degradation patterns in the composting process. part 1: Profiles at constant temperature. *Waste management*, **28**, 1598-1608.
- [Mason & Milke, 2005] MASON, I.G., & MILKE, M.W. 2005. Physical modelling of the composting environment: A review. part 2: Simulation performance. *Waste management*, **25**, 501–509.

- [Maxwell, 1873] MAXWELL, J. C. 1873. *Treatise on electricity and magnetism*. Oxford University Press, London.
- [Mayo, 1997] MAYO, A. W. 1997. Effects of temperature and ph on the kinetics growth of unialga chlorella vulgaris cultures containing bacteria. *Water environ. res.*, **69**, 64–72.
- [McCartney, 2001] MCCARTNEY, D., CHEN-H. 2001. Using a biocell to measure effect of compressive settlement on free air space and microbial activity in windrow composting. *Compost science and utilization*, **9**, 285–302.
- [McKinley & Vestal, 1984] MCKINLEY, V. L., & VESTAL, J. R. 1984. Biokinetic analyses of adaptation and succession: Microbial activity in composting municipal sewage sludge. *Applied and environmental microbiology*, **47(5)**, 933–941.
- [McKinley & Vestal, 1985] MCKINLEY, V. L., & VESTAL, J. R. 1985. Physical and chemical correlates of microbial activity and biomass in composting municipal sewage sludge. *Applied and environmental microbiology*, **50(6)**, 1395–1403.
- [Mears et al., 1975] MEARS, D., SINGLEY, M., ALI, G., & RUPP, F. 1975. Thermal and physical properties of compost. *Energy, agriculture and waste management*, 515–527.
- [Messner, 1996] MESSNER, H. 1996. Settlements and subsidences under intermediate liners and covers. In: *Proc. 3rd polish-german symposium, gdansk*.
- [Michel & Reddy, 1998] MICHEL, F. C., & REDDY, C. A. 1998. Effect of oxygenation level on yard trimmings composting rate, odor production and compost quality in bench-scale reactors. *Compost science & utilisation*, **6(4)**, 6–14.
- [Miller, 1991] MILLER, F. C. 1991. *Biodegradation of solid wastes by composting. in biological degradation of wastes*. Elsevier Applied Science, London.
- [Miller & Jones, 1995] MILLER, J. H., & JONES, N. 1995. *Organic and compost-based growing media for tree seedling nurseries. world bank technical paper no. 264*. Tech. rept. The World Bank, Washington, D. C.
- [Milne et al., 1998] MILNE, B. J., BAHERI, H. R., & G. A. HILL, G.A. 1998. Composting of a heavy oil refinery sludge. *Environmental progress*, **17**, 24–27.
- [Min et al., 2007] MIN, S., BLUMM, J., & LINDEMANN, A. 2007. A new laser flash system for measurement of the thermophysical properties. *Thermochimica acta n°455*, 46–49.
- [Miner et al., 2001] MINER, F. D., KOEING, R. T., & MILLER, B. E. 2001. The influence of bulking material type and volume on in-house composting in high-rise, caged layer facilities. *Compost science utilization*, **9**, 50–59.
- [Mohajer et al., 2010] MOHAJER, ARDAVAN, TREMIER, ANNE, BARRINGTON, SUZELLE, & TEGLIA, CECILE. 2010. Compost mixture influence of interactive physical parameters on microbial kinetics and substrate fractionation. *Waste management*, **30**, 1464–1471.

- [Mohee & Mudhoo, 2005] MOHEE, R., & MUDHOO, A. 2005. Analysis of the physical properties of an in-vessel composting matrix. *Powder technology*, **155**, 92–99.
- [Mohee *et al.*, 1998] MOHEE, R., WHITE, R. K., & DAS, K. C. 1998. Simulation model for composting cellulosic (bagasse) substrates. *Compost science utilization*, **6(2)**, 82–92.
- [Moldrup *et al.*, 2001] MOLDRUP, P., OLESEN, T., KOMATSU, T., SCHJØNNING, P., & ROLSTON, D. E. 2001. Tortuosity, diffusivity, and permeability in the soil liquid and gaseous phases. *Soil science society of america journal*, **65**, 613–623.
- [Moraga *et al.*, 2009] MORAGA, N.O., CORVALÁN, F., ESCUDEY, M., ARIAS, A., & ZAMBRA, C.E. 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 (25-26)**, 5841–5848.
- [Morgan & Henrion, 1990] MORGAN, M. G., & HENRION, M. 1990. *Uncertainty: A guide to dealing with uncertainty in quantitative risk and policy analysis*. Cambridge University Press: Cambridge, NY.
- [Morin *et al.*, 2004] MORIN, S., B. ADHIKARI, S. BARRINGTON, & GREGOIRE, B. 2004. *The development of an urban composter. proceedings from the september 2004 technical meeting*. Tech. rept. Composting Council of Canada, Toronto, Ontario.
- [Morisaki *et al.*, 1989] MORISAKI, N., PHAE, C. H., NAKASAKI, K., SHODA, M., & KUBOTA, H. J. 1989. Nitrogen transformation during thermophilic composting. *Journal of fermentation bioengineering*, **67**, 57–61.
- [Mote & Griffis, 1979] MOTE, C. R., & GRIFFIS, C. L. 1979. A system for studying the composting process. *Agricultural wastes*, **1(3)**, 191–203.
- [Moyné, 1997] MOYNE, C. 1997. Two-equation model for a diffusive process in porous media using the volume averaging method with an unsteady-state closure. *Advances in water resources*, **20**, 63–76.
- [Mujumdar, 2007] MUJUMDAR, A. S. 2007. *Principles, classification, and selection of dryers*. CRC Press.
- [Mujumdar & Devahastin, 2000] MUJUMDAR, S. A., & DEVAHASTIN, S. 2000. *Fundamental principles of drying*. Exergez corp.
- [Mustin, 1987] MUSTIN, M. 1987. *Le compost - gestion de la matière organique*. François Dubusc. Paris.
- [Nakasaki *et al.*, 1985] NAKASAKI, K., SODA, M., & KUBOTA, H. 1985. Effect of temperature on composting of sewage sludge. *Applied and environmental microbiology*, **50(6)**, 1526–1530.
- [Nakasaki *et al.*, 1993] NAKASAKI, K., YAGUCHI, H., SASAKI, Y., & KUBOTA, H. 1993. Effects of ph control on composting of garbage. *Waste management and research*, **11(2)**, 117–125.

- [Nakasaki *et al.*, 1987] NAKASAKI, KIYOHICO, KATO, JUNXCHI, AKIYAMA, TETSUO, & KUBOTA, HIROSHI. 1987. A new composting model and assessment of optimum operation for effective drying of composting material. *Journal of fermentation technology*, **65** (4), 441–447.
- [Nakayama *et al.*, 2007] NAKAYAMA, AKIRA, KUWAHARA, FUJIO, & SANO, YOSHIHIKO. 2007. A numerical modeling of composting process with aeration. In: *Proceedings of the 2nd international conference on porous media and its application in science and engineering*.
- [Natural_Resources_Conservation_Service, 2000] NATURAL_RESOURCES_CONSERVATION_SERVICE. 2000. *Composting, united states department of agriculture*.
- [Ndegwa *et al.*, 2000] NDEGWA, P. M., THOMPSON, S. A., & MERKA, W. C. 2000. A dynamic simulation model of in-situ composting of caged layer manure. *Compost science & utilization*, **8** (3), 190–202.
- [Neilsen & Berthelsen, 2002] NEILSEN, H., & BERTHELSEN, L. 2002. A model for the temperature dependency of thermophilic composting rate. *Compost science & utilisation*, **10**(3), 249–257.
- [Noël *et al.*, 2002] NOËL, LAURENCE, CARRE, JEAN, & LEGEAS, MICHELE. 2002. *Rapport d'étude : éléments pour la prise en compte des effets des unités de compostage de déchets sur la santé des populations riveraines*. Tech. rept. ENSP.
- [Obeng & Wright, 1987] OBENG, L. A., & WRIGHT, F. W. 1987. *The co-composting of domestic solid and human wastes*. Tech. rept. UNDP Project Management Report Number 7, World Bank Technical Paper No. 57, The World Bank, Washington, D. C., USA.
- [Olivier, 2003] OLIVIER, FRANCK. 2003. *Tassement des déchets en csd de classe ii : du site au modèle*. Ph.D. thesis, Université Joseph Fourier - Grenoble I.
- [Oppenheimer *et al.*, 1997] OPPENHEIMER, JASON R., MARTIN, ANDREW G., & WALKER, LARRY P. 1997. Measurements of air-filled porosity in unsaturated organic matrices using a pycnometer. *Bioresource technology*, **59**, 241–247.
- [Ordaz *et al.*, 2011] ORDAZ, A., OLIVEIRA, C. S., QUIJANO, G., FERREIRA, E. C., ALVES, M., & THALASSO, F. 2011. Kinetic and stoichiometric characterization of a fixed biofilm reactor by pulse respirometry. *Journal of biotechnology*, **In Press, Corrected Proof**.
- [Orvain, 2010] ORVAIN, MARIE. 2010. *Caractérisation des propriétés physiques des déchets organiques compostables*. M.Phil. thesis, ENSAT. (Non diffuse)
- [Oswin, 1946] OSWIN, G. R. 1946. The kinetics of package life. *Int. chem. ind.*, **65**, 419.
- [Oweis, 2006] OWEIS, ISSA S. 2006. Estimate of landfill settlements due to mechanical and decompositional processes. *Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering*, **132**, 644–650.

- [Oweis *et al.*, 1990] OWEIS, ISSA S., SMITH, DONALD A., ELLWOOD, R. BRIAN, & GREENE, DANIEL S. 1990. Hydraulic characteristics of municipal refuse. *Journal of geotechnical engineering*, **116**, 539–553.
- [Pace *et al.*, 1995] PACE, M. G., MILLER, B. E., & FARRELL-POE, K. L. 1995. *The composting process*. Utah State University Extension, Logan, Utah, USA.
- [Park & Bell, 2004] PARK, Y. W., & BELL, L. N. 2004. *Determination of moisture and ash contents of foods in: Handbook of food analysis: Residues and other food component analysis*. CRC Press, New York, NY.
- [Parker *et al.*, 1961] PARKER, W.J., JENKINS, R.J., BUTTER, C.P., & ABBOT, G.L. 1961. Flash method of determining thermal diffusivity, heat capacity and thermal conductivity. *Journal of applied physics*, **32**, 1679–1684.
- [Pedro *et al.*, 1995] PEDRO, D.C. SAN, MINO, T., & MATSUO, T. 1995. Evaluation of the rate of hydrolysis of slowly bio-degradable cod (sbcod) using starch as substrate under anaerobic, anoxic and aerobic conditions. *Water sci. technol.*, **30**, 191–199.
- [Perré *et al.*, 2007] PERRE, P., REMOND, R., & TURNER, I.W. 2007. *Comprehensive drying models based on volume averaging: Background, application and perspective*. Wiley Publishing, Inc.
- [Perry & Green, 1997] PERRY, R. H., & GREEN, D. W. 1997. *Perry's chemical engineers' handbook*. 7th ed. New York: McGraw-Hill.
- [Petric & Selimbasic, 2008] PETRIC, I., & SELIMBASIC, V. 2008. Development and validation of mathematical model for aerobic composting process. *Chemical engineering journal*, **139**, 304–317.
- [Petric *et al.*, 2009] PETRIC, I., SESTAN, A., & SESTAN, I. 2009. Influence of initial moisture content on the composting of poultry manure with wheat straw. *Biosystems engineering*, **104(1)**, 125–134.
- [Plumb, 2000] PLUMB, O. A. 2000. *Transport phenomena in porous media: modeling the drying process*. 755. Marcel Dekker.
- [Pollard & Greenfield, 1997] POLLARD, PETER C., & GREENFIELD, PAUL F. 1997. Measuring in situ bacterial specific growth rates and population dynamics in wastewater. *Water research*, **31**, 1074–1082.
- [Polprasert, 1996] POLPRASERT, C. 1996. *Composting. in organic waste recycling technology and management*. John Wiley & Sons, New York, 2nd ed.
- [Pommier *et al.*, 2008] POMMIER, S., CHENU, D., QUINTARD, M., & LEFEBVRE, X. 2008. Modelling of moisture-dependent aerobic degradation of solid waste. *Waste management*, **18**, 1188–1200.
- [Puiggali & Quintard, 1992] PUIGGALI, J. R., & QUINTARD, M. 1992. *Properties and simplifying assumptions for classical drying models*. Hemisphere Publishing Corp.

- [Quintard & Whitaker, 1988] QUINTARD, M., & WHITAKER, S. 1988. Two-phase flow in heterogeneous porous media: The method of large-scale averaging. *Transport in porous media*, **3(4)**, 357–413.
- [Quintard & Whitaker, 1994] QUINTARD, M., & WHITAKER, S. 1994. Convection, dispersion, and interfacial transport of contaminants: Homogeneous media. *Advances in water resources*, **17**, 221–239.
- [Quintard *et al.*, 2006] QUINTARD, M., BLETZACKER, L., CHENU, D., & WHITAKER, S. 2006. Nonlinear, multicomponent, mass transport in porous media. *Chem. eng. sci.*, **61**, 2643–2669.
- [Quirk & Eckenfelder Jr., 1986] QUIRK, THOMAS P., & ECKENFELDER JR., W. WESLEY. 1986. Active mass in activated sludge analysis and design. *Journal (water pollution control federation)*, **58**, 932–936.
- [Raichura & McCartney, 2006] RAICHURA, A., & MCCARTNEY, D. 2006. Composting of municipal biosolids: effect of bulking agent particle size on operating performance. *Journal of environmental and engineering science*, **5**, 235–241.
- [Ratkowsky *et al.*, 1983] RATKOWSKY, D. A., LOWRY, R. K., MCMEEKIN, T. A., STOKES, A. N., & CHANDLER, R. E. 1983. Model for bacterial culture and growth rate throughout the entire biokinetic temperature range. *Journal of bacteriology*, **154**, 1222–1226.
- [Richard & Walker, 1998] RICHARD, T. L., & WALKER, L. P. 1998. Temperature kinetics of aerobic solid-state biodegradation. *In: Proceedings of the inst. of biological engineering 1:a22-a39. ibe publications, athens, ga.*
- [Richard *et al.*, 2002] RICHARD, T. L., HAMELERS, H. V. M., VEEKEN, A., & SILVA, T. 2002. Moisture relationships in composting processes. *Compost science & utilization*, **10(4)**, 286–302.
- [Richard, 1993] RICHARD, T.L. 1993. *Municipal solid waste composting : Biological processing*. Cornell University.
- [Richard & Walker, 2006] RICHARD, TOM L., & WALKER, LARRY P. 2006. Modeling the temperature kinetics of aerobic solid-state biodegradation. *Biotechnology progress*, **22**, 70–77.
- [Richard *et al.*, 2004] RICHARD, TOM L., VEEKEN, ADRIE H. M., DE WILDE, VINNIE, & HAMELERS, H. V. M. (BERT). 2004. Air-filled porosity and permeability relationships during solid-state fermentation. *Biotechnology progress*, **20**, 1372–1381.
- [Richard *et al.*, 2006] RICHARD, TOM L., WALKER, LARRY P., & GOSSETT, JAMES M. 2006. Effects of oxygen on aerobic solid-state biodegradation kinetics. *Biotechnology progress*, **22**, 60–69.
- [Robinzon *et al.*, 2000] ROBINZON, R., KIMMEL, E., & AVNIMELECH, Y. 2000. Energy and mass balances of windrow composting system. *Transactions of asae*, **43(5)**, 1253–1259.

- [Rollins *et al.*, 1954] ROLLINS, R. L., SPANGLER, M. G., & KIRKHAM, D. 1954. Movement of soil moisture under a thermal gradient. *Proceedings of the highway res. board*, **33**, 492–508.
- [Rosso *et al.*, 1993] ROSSO, L., LOBRY, J.R., & FLANDROIS, J.P. 1993. An unexpected correlation between cardinal temperatures of microbial growth highlighted by a new model. *Journal of theoretical biology*, **162**, 447–463.
- [Ruggieri *et al.*, 2009] RUGGIERI, LUZ, GEA, TERESA, ARTOLA, ADRIANA, & SÁNCHEZ, ANTONI. 2009. Air filled porosity measurements by air pycnometry in the composting process: A review and a correlation analysis. *Bioresource technology*, **100**, 2655–2666.
- [Rynk, 1992] RYNK, R. 1992. *On-farm composting handbook*. NRAES, Ithaca, New York USA.
- [Sabre, 2006] SABRE, R. 2006. *Planification expérimentale en agroalimentaire*. Tech. rept. Techniques de l'Ingénieur.
- [Salehi *et al.*, 2000] SALEHI, F., PRASHER, S.O., AMINA, S., MADANI, A., JEBELLI, S.J., RAMASWAMY, H.S., & DRURY, C. T. 2000. Prediction of annual nitrate-n losses in drain outflows with artificial neural networks. *Transactions of the asae*, **43(5)**, 1137–1143.
- [Salzmann & Bohne, 2000] SALZMANN, W. K., & BOHNE, M. S. 2000. Numerical experiments to simulate vertical vapor and liquid water transport in unsaturated non-rigid porous media. *Geoderma*, **98**, 127–155.
- [Savage *et al.*, 1988] SAVAGE, G. M., DIAZ, L. F., & GOLUEKE, C. G. 1988. *Composting of industrial wastes. in standard handbook of hazardous waste treatment and disposal*. McGraw-Hill Book Company, New York.
- [Scholwin & Bidlingmaier, 2003] SCHOLWIN, F., & BIDLINGMAIER, W. 2003. Fuzzifying the composting process: a new model based control strategy as a device for achieving a high grade and consistent product quality. *In: Proceedings of the fourth international conference of orbit association on biological processing of organics: Advances for a sustainable society, 30th april- may, 2003, perth, australia. orbit association, weimar, germany*.
- [Schulze, 1960] SCHULZE, K. F. 1960. Rate of oxygen consumption and respiratory quotients during the aerobic composting of synthetic garbage. *Compost science*, **1**, 36.
- [Schulze, 1964] SCHULZE, K. F. 1964. Relationship between moisture content and activity of finished compost. *Compost science*, **2**, 32.
- [Schulze, 1962] SCHULZE, K. L. 1962. Continuous thermophilic composting. *Compost science*, **Spring**, 22–34.
- [Seki, 2000] SEKI, H. 2000. Stochastic modeling of composting processes with batch operation by the fokkerâ€planck equation. *Transactions of asae*, **43(11)**, 169–179.
- [Sen *et al.*, 1981] SEN, P. N., SCALA, C., & COHEN, M. H. 1981. A self-similar model for sedimentary-rocks with application to the dielectric-constant of fused glass-beads. *Geophysics*, **46**, 781–795.

Bibliographie

- [Servais *et al.*, 1985] SERVAIS, P., BILLEN, G., & VIVES-REGO, J. 1985. Rate of bacterial mortality in aquatic environments. *Applied and environmental microbiology*, **49**, 1448–1454.
- [Sesay *et al.*, 1997] SESAY, A. A., LASARIDI, K., STENTIFORD, E., & BUDD, T. 1997. Controlled composting of paper pulp sludge using the aerated static pile method. *Compost science utilization*, **5**, 82–96.
- [Sharma *et al.*, 1997] SHARMA, V. K., CANDITELLI, M., FORTUNA, F., & CORNACCHIA, G. 1997. Processing of urban and agro-industrial residues by aerobic composting: Review. *Energy conversion management*, **38(5)**, 453–478.
- [Sherif & Harker, 1999] SHERIF, S. A., & HARKER, R. A. 1999. Feasibility of biomass domestic water heating: a case study. *International journal of energy research*, **23**, 23–30.
- [Sikora & Sowers, 1985] SIKORA, L. J., & SOWERS, M. A. 1985. Effect of temperature control on the composting process. *Journal of environmental quality*, **14**, 434–439.
- [Simpson & TenWolde, 1999] SIMPSON, W., & TENWOLDE, A. 1999. *Physical properties and moisture relations of wood, in wood handbook- wood as an engineering material*. Madison, WI: USDA Forest Service, Forest Products Lab: 463.
- [Singley, 1982] SINGLEY, M. E. 1982. *Sludge composting and utilization: A design and operating manual*. Tech. rept. New Jersey Agricultural Experimentation Station. Cook College, Rutgers. New Brunswick, NJ.
- [Skitt, 1972] SKITT, J. 1972. *Composting. in disposal of refuse and other waste*. Charles Knight & Co. Ltd., London.
- [Smith & Eilers, 1980] SMITH, R., & EILERS, R. G. 1980. *Numerical simulation of activated sludge composting*. Tech. rept. EPA-600/2-8C-191, USEPA, Cincinnati, OH, USA.
- [Sole-Mauri *et al.*, 2007] SOLE-MAURI, FRANCINA, ILLA, JOSEP, MAGRI, ALBERT, PRENAFETA-BOLDU, FRANCESC X., & FLOTATS, XAVIER. 2007. An integrated biochemical and physical model for the composting process. *Bioresource technology*, **98**, 3278–3293.
- [Soulaine *et al.*, 2011] SOULAINÉ, C., DEBENEST, G., & QUINTARD, M. 2011. Upscaling multi-component two-phase flow in porous media with partitioning coefficient. *Chem. eng. sci.*, **66(23)**, 6180–6192.
- [Sowers, 1973] SOWERS, G. F. 1973. Settlement of waste disposal fills. *Pages 207–210 of: Proc. 8th international conference on soil mechanics and foundation engineering, moscou*, vol. 2.
- [Stentiford, 1993] STENTIFORD, E. I. 1993. *Diversity of composting systems. science and engineering of composting*. The Ohio State University, USA.
- [Stoltz, 2009] STOLTZ, G. 2009. *Transferts en milieu poreux biodégradable, non saturé, déformable et à double porosité : application aux isdnd*. Ph.D. thesis, Université Joseph Fourier.

- [Stombaugh & Nokes, 1996] STOMBAUGH, D. P., & NOKES, S. E. 1996. Development of a biologically based aerobic composting simulation model. *Transactions of asae*, **39 (1)**, 239–250.
- [Strom, 1985] STROM, P. F. 1985. Effect of temperature on bacterial species diversity in thermophilic solid-waste composting. *Applied and environmental microbiology*, **50(4)**, 899–905.
- [Suler & Finstein, 1977] SULER, D. J., & FINSTEIN, M. S. 1977. Effect of temperature, aeration, and moisture on co₂ formation in bench-scale, continuously thermophilic composting of solid waste. *Applied and*, **33(2)**, 345–350.
- [Sundberg *et al.*, 2004] SUNDBERG, C., SMARS, S., & JONSSON, H. 2004. Low ph as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresource technology*, **95**, 145–150.
- [Tang *et al.*, 2007] TANG, J.-C., SHIBATA, A., ZHOU, Q., & KATAYAMA, A. 2007. Effect of temperature on reaction rate and microbial community in composting of cattle manure with rice straw. *Journal of bioscience and bioengineering*, **104(4)**, 321–328.
- [Tchobanoglous *et al.*, 1993] TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., & VIGIL, S. 1993. *Integrated solid waste management, engineering principles and management issues*. McGraw-hill Book Company, N. Y., USA.
- [Tchobanoglous *et al.*, 2003] TCHOBANOGLIOUS, G., BURTON, F.L., & STENSEL, H.D. 2003. *Wastewater engineering treatment and reuse*. McGraw-Hill, Boston.
- [Tobajas & Garcia-Calvo, 1999] TOBAJAS, MONTSERRAT, & GARCIA-CALVO, ELOY. 1999. Determination of biomass yield for growth of candida utilis on glucose: Black box and metabolic descriptions. *World journal of microbiology & biotechnology*, **15**, 431–438.
- [Torstonsson & Eriksson, 1936] TORSTONSSON, G., & ERIKSSON, S. 1936. A new method for determining the porosity of soil. *Soil science*, **42(6)**, 405–415.
- [Tremier *et al.*, 2005] TREMIER, A., DE GUARDIA, A., MASSIANI, C., PAUL, E., & MARTEL, J.L. 2005. A respirometric method for characterising the organic composition and biodegradation kinetics and the temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be co-composted. *Bioresource technology*, **96**, 169–180.
- [Turner & Mujumdar, 2006] TURNER, I., & MUJUMDAR, A. S. 2006. *Mathematical modeling and numerical techniques in drying technology*. CRC Press.
- [US_Composting_Council, 2002] US_COMPOSTING_COUNCIL. 2002. *Test methods for the examination of composting and compost*. Tech. rept.
- [USEPA, 1992] USEPA. 1992. *Composting yard and municipal solid waste*. Tech. rept. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Technomic Publishing Company, Inc., P. A., USA.

- [Vallini & Pera, 1989] VALLINI, G., & PERA, A. 1989. Green compost production from vegetable waste separately collected in metropolitan garden-produce market. *Biological wastes*, **29**, 33–41.
- [van Ginkel, 1996] VAN GINKEL, J. T. 1996. *Physical and biochemical processes in composting material*. Ph.D. thesis, Wageningen Agricultural University (Landbouwniversiteit te Wageningen), The Netherlands.
- [van Ginkel *et al.*, 2002] VAN GINKEL, J. T., HANEGHEM, I. A. VAN, & RAATS, P. A. C. 2002. Physical properties of composting material: Gas permeability, oxygen diffusion coefficient and thermal conductivity. *Biosystems engineering*, **81**, 113–125.
- [van Lier *et al.*, 1994] VAN LIER, J. J. C., GINKEL, J. T. VAN, STRAATSMA, G., GERRITS, J. P. G., & GRIENSVEN, L. J. L. D. VAN. 1994. Composting of mushroom substrate in a fermentation tunnel: compost parameters and a mathematical model. *Netherlands journal of agricultural science*, **42** (4), 271–292.
- [VanderGheynst *et al.*, 1997] VANDERGHEYNST, JEAN S., WALKER, LARRY P., & PARLANGE, JEAN-YVES. 1997. Energy transport in a high-solids aerobic degradation process: Mathematical modeling and analysis. *Biotechnology progress*, **13**, 238–248.
- [Vlyssides *et al.*, 2009] VLYSSIDES, A., MAI, S., & BARAMPOUTI, E.M. 2009. An integrated mathematical model for co-composting of agricultural solid wastes with industrial wastewater. *Bioresource technology*, **100**, 4797–4806.
- [Vollertsen & Hvitved-Jacobsen, 1999] VOLLERTSEN, JES, & HVITVED-JACOBSEN, THORKILD. 1999. Stoichiometric and kinetic model parameters for microbial transformations of suspended solids in combined sewer systems. *Water research*, **14**, 3127–3141.
- [Wadso *et al.*, 2004] WADSO, LARS, SVENNBERG, KAISA, & DUECK, ANN. 2004. An experimentally simple method for measuring sorption isotherms. *Drying technology*, **22**, 2427–2440.
- [Waksman *et al.*, 1939] WAKSMAN, S. A., CORDON, T. C., & HULPOI, N. 1939. Influence of temperature upon the microbiological population and decomposition processes in composts of stable manure. *Soil science*, **47**, 83–113.
- [Washburn, 1921] WASHBURN, E. W. 1921. The dynamics of capillary flows. *Physical review*, 273–283.
- [Weindorf & Wittie, 2002] WEINDORF, D., & WITTIE, R. 2002. *Determining particle density in dairy manure compost*. Tech. rept. Paper presented to the Tarleton State University, Texas.
- [Weissberg, 1963] WEISSBERG, H. L. 1963. Effective diffusion coefficient in porous media. *J. appl. phys.*, **34**, 2639–2639.
- [Weppen, 2001] WEPPEN, PETER. 2001. Process calorimetry on composting of municipal organic wastes. *Biomass and energy*, **21**, 289–299.

- [Whitaker, 1977] WHITAKER, S. 1977. Simultaneous heat, mass and momentum transfer in porous media: a theory of drying. *Advances in heat transfer*, **13**, 119–203.
- [Whitaker, 1986] WHITAKER, S. 1986. *Transport processes with heterogeneous reaction*. Gordon and Breach, New York.
- [Whitaker, 1998] WHITAKER, S. 1998. Coupled transport in multiphase systems: A theory of drying. *Advances in heat transfer*, **31**, 1–104.
- [Whitaker, 2008] WHITAKER, S. 2008. *The method of volume averaging*. Kluwer Academic Publishers.
- [Wiener, 1912] WIENER, O. 1912. Die theorie des mischkorpers fur das feld des stationaren stromung abh. math. *Physischen klasse konigl. sacsh. gesel. wissen*, **32**, 509–604.
- [Wiley, 1957] WILEY, J. S. 1957. Progress report on high-rate composting studies. *In: Industrial waste conference*, vol. 89.
- [Willson, 1983] WILLSON, G. B. 1983. Forced aeration composting. *Water science and technology*, **15**, 169–180.
- [Wotawa et al., 1997] WOTAWA, G., STOHL, A., & H.KROMPKOLB. 1997. Estimating the uncertainty of a lagrangian photochemical air quality simulation model caused by inexact meteorological input data. *Reliability engineering & system safety*, **57(1)**, 31–40.
- [Xi et al., 2005] XI, BEIDOU, WEI, ZIMIN, & LIU, HONGLIANG. 2005. Dynamic simulation for domestic solid waste composting processes. *The journal of american science*, **1 (1)**, 34–45.
- [Yamada & Kawase, 2006] YAMADA, Y., & KAWASE, Y. 2006. Aerobic composting of waste activated sludge: Kinetic analysis for microbiological reaction and oxygen consumption. *Waste management*, **26**, 49–61.
- [Yen & Scanlon, 1975] YEN, B. C., & SCANLON, B. 1975. Sanitary landfill settlement rates. *Journal of the geotechnical engineering division*, **101(5)**, 475–487.
- [Yu et al., 2009] YU, LI, BATLLE, FRANCISCO, CARRERA, JESUS, & LLORET, ANTONIO. 2009. Gas flow to a vertical gas extraction well in deformable mswlandfills. *Journal of hazardous materials*, **168**, 1404–1416.
- [Yue et al., 2008] YUE, BO, CHEN, TONG-BIN, GAO, DING, ZHENG, GUO-DI, LIU, BIN, & LEE, DUU-JONG. 2008. Pile settlement and volume reduction measurement during forced-aeration static composting. *Bioresource technology*, **99**, 7450–7457.
- [Zanetti & Genon, 1999] ZANETTI, M.C., & GENON, G. 1999. Physical properties of industrial wastes: laboratory tests. *Resources, conservation and recycling*, **25**, 195–213.
- [Zhang et al., 2010] ZHANG, JUN, GAO, DING, CHEN, TONG-BIN, ZHENG, GUO-DI, CHEN, JUN, MA, CHUANG, GUO, SONG-LIN, & DU, WEI. 2010. Simulation of substrate degradation in composting of sewage sludge. *Waste management*, **20**, 1931–1938.

Bibliographie

[Zucconi *et al.*, 1981] ZUCCONI, F., FORTE, M., MONACO, A., & DE BERTOLDI, M. 1981. Biological evaluation of compost maturity. *Biocycle*, **22(4)**, 27–29.