

Comprendre et optimiser un procédé au sein d'une filière de valorisation : application au compostage des déchets organiques

A. Trémier

▶ **To cite this version:**

A. Trémier. Comprendre et optimiser un procédé au sein d'une filière de valorisation : application au compostage des déchets organiques. Sciences de l'environnement. 2015. tel-02601437

HAL Id: tel-02601437
https://hal.inrae.fr/tel-02601437

Submitted on 16 May 2020

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.

Dossier de candidature en vue de l'obtention du diplôme

d'**Habilitation à diriger des recherches**

sous le sceau de l'Université Européenne de Bretagne

Ecole doctorale Sciences de la Matière

présenté par

Anne Jamois - Trémier

Préparé à l'UR GERE, Irstea

Comprendre et optimiser un procédé au sein d'une filière de valorisation : application au compostage des déchets organiques

SOMMAIRE

REMERCIEMENTS 3

CURRICULUM VITAE 5

LISTE DES TRAVAUX ET PUBLICATIONS 13

SYNTHESE DES TRAVAUX DE RECHERCHE 23

AVANT-PROPOS 25
INTRODUCTION 27
CHAP1. COMPRENDRE ET MODELISER LE PROCEDE DE COMPOSTAGE 29
1 Principe du compostage et questions de recherche 29
2 Substrats étudiés et méthodes préexistantes 31
2.1 Substrats 31
2.2 Mesure des cinétiques de biodégradation aérobie par respirométrie solide 31
2.3 Méthode de simulation expérimentale du compostage : le pilote 300 L 32
3 Comprendre le cœur du procédé : les processus biologiques 33
3.1 Rappels théoriques sur la biodégradation aérobie des déchets solides 33
3.2 Approche repirométrique des cinétiques de biodégradation aérobie des déchets solides 34
3.3 Evolution des fractions de matière organique au cours de la biodégradation 36
3.4 Etude de la dynamique bactérienne et fongique 38
3.5 Modélisation des cinétiques de biodégradation aérobie basée sur un fractionnement expérimental de la matière organique 40
4 Comprendre l'impact de la structure physique du massif de déchets sur le compostage 44
4.1 Développement d'une méthode d'étude des caractéristiques physiques des massifs de déchets : le PPP 45
4.2 Méthode d'étude de l'influence des caractéristiques physiques sur les performances du compostage 46
4.3 Impacts des caractéristiques initiales du massif sur la biodégradabilité intrinsèque des substrats et leur comportement en compostage 47
4.4 Extension à l'étude de l'évolution des caractéristiques physiques du massif au cours de la biodégradation - perspectives 50
5 Modéliser le procédé de compostage 52
5.1 Etat de l'art de la modélisation du compostage 52
5.2 Caractérisation expérimentale des transferts de masse et de chaleur dans un procédé en taille réelle 53
5.3 De l'échelle pilote au procédé en taille réelle : Problématique du changement d'échelle 55
5.4 Principaux résultats et enseignements de la caractérisation des flux gazeux en grandeur réelle 55
5.5 Développement et calage d'un modèle numérique d'un procédé de compostage en taille réelle 57
6 Conclusion 58
CHAP 2. EVALUER LES PERFORMANCES ET LES IMPACTS DU COMPOSTAGE AU SEIN D'UNE FILIERE DE VALORISATION DES DECHETS ORGANIQUES POUR PROPOSER DES OPTIMISATIONS 61
1 Connaître la nature des substrats à traiter 61
1.1 Biodéchets et déchets de cuisine 62
1.2 Digestats 65
1.3 Intérêt de ces caractérisations pour identifier de nouvelles questions de recherche 69
2 Appréhender les modalités et les effets de l'intégration d'une étape de compostage dans une filière de valorisation des déchets organiques 71
2.1 Cas de l'amont d'une filière de gestion des déchets ménagers : le compostage domestique 71
2.2 Cas de l'aval d'une filière de valorisation des déchets ou résidus organiques : le compostage des digestats 77
3 Conclusion : Proposer des optimisations des filières et générer de nouvelles questions de recherche 83
CONCLUSION DES TRAVAUX DE RECHERCHE 84

PERSPECTIVES 85

1 Introduction aux enjeux de la recherche pour l'éco-innovation dans le domaine de la gestion des déchets organiques 87

2 Axe 1 : Optimisation de la valorisation agricole des résidus organiques pour maximiser le recyclage de l'azote 88
3 Axe 2 : Proposition de nouvelles voies de gestion des biodéchets urbains 91

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 97

LISTE DES FIGURES 104
LISTE DES GRAPHIQUES 105
LISTE DES TABLEAUX 106

SELECTION D'ARTICLES 107

Remerciements

Au fil des années, j'ai été amenée à rencontrer de nombreuses personnes qui ont toutes à leur façon joué un rôle dans ce parcours professionnel. Il y a eu celles qui m'ont permis de découvrir la recherche, celles qui m'ont donné la chance d'y essayer mes compétences, celles qui ont su m'encourager à progresser et surtout toutes celles avec qui j'ai eu l'occasion de travailler, monter des projets, partager des manips, des idées, des coups de gueule et des fous rires et qui m'ont chaque fois permis d'apprendre un peu plus. Un GRAND MERCI à toutes ces personnes, parmi lesquelles je compte notamment tous mes collègues de Rennes mais aussi tous les étudiants, stagiaires et doctorants, avec qui j'ai eu la chance et le plaisir de travailler.

Un remerciement un peu plus particulier à Fabrice, qui jouant son rôle de directeur d'unité m'a encouragée (poussée ?) à soutenir cette HDR, et qui a aussi endossé le rôle de « grand frère scientifique » pour écouter mes états d'âmes sur l'écriture de ce document, le relire et me conseiller.

Enfin, je tiens également à remercier Ina Körner, Rémy Gourdon et Renaud Escudié pour avoir accepté de rapporter ce travail ainsi que Murielle Rabiller Baudry, Sabine Houot et Etienne Paul pour avoir accepté de le juger.

Curriculum Vitae

Anne JAMOIS - TREMIER

Née le 08/09/1975
Nationalité Française
Mariée
3 enfants

Adresse personnelle
19 La Rousselière
35140 Gosné
Tél. 02 99 66 33 36

Adresse professionnelle
Irstea GERE
17 av. de Cucillé
CS 64427
35044 Rennes Cedex
Tél. 02 23 48 21 21
Fax 02 23 48 21 15
anne.tremier@irstea.fr

Situation professionnelle

Depuis Janvier 2010 : **Responsable d'équipe :** Sowaste (équipe « Solid Waste » centrée sur la gestion et la valorisation des déchets solides urbains, majoritairement organiques) puis SAFIR (équipe centrée sur l'évaluation pour la proposition de **S**tratégies d'**A**mélioration des **FI**lières et de **R**éduction des impacts) de l'UR GERE d'**Irstea** - Rennes

Depuis Sept. 2004 : **Ingénieur de recherche** 2ème classe puis 1ère classe (janvier 2014) au sein de l'UR GERE, d'**Irstea** Rennes.

Décembre 2000– Avril 2004 : **Doctorante CIFRE ; Suez Environnement ;** laboratoire d'accueil UR GERE **Cemagref** Rennes

Août 1999 – Novembre 2000 : **Ingénieur d'études ; SITA** Rennes.

Mars 1999 – Juillet 1999 : **Ingénieur d'études** au sein de l'UR GERE du **Cemagref** Rennes.

Formation

2004 : **Doctorat en Biosciences de l'Environnement, Chimie et Santé**
Université de Provence (Aix Marseille I)
"Modélisation d'un traitement par compostage – Développement d'outils expérimentaux d'étude du procédé et conception du modèle" ; Directeurs de thèse : C. Massiani et A. de Guardia

1998 : **Diplôme d'Ingénieur Chimiste**
Ecole Nationale Supérieure de Chimie de Rennes (ENSCR)
Option : Génie des procédés appliqué aux traitements des effluents

1995 : **Diplôme Universitaire de Technologie de Chimie**
IUT de Chimie de Rennes
Option : Productique Chimique

1993 : Baccalauréat série C, Lycée Douanier Henri Rousseau, Laval

Activités d'encadrement d'étudiants

Stage

Bac+2

2005 DUT ; IUT Chimie Rennes ; OHAZURIKE Chidozie (Suivi en pilote du compostage de déchets organiques)

2006 DUT ; IUT Chimie Rennes ; HERVAULT Yves-Marie (Etude de la compostabilité d'un déchet d'origine agroalimentaire – influence du procédé de compostage)

2007 DUT ; IUT Chimie Rennes ; DIARA Arnaud (Etude de l'influence des caractéristiques physiques d'un mélange boue/structurant sur sa cinétique de biodégradation)

2008 DUT ; IUT Chimie Rennes ; ORRICO Franck (Suivi et étude du compostage en grandeur réelle d'ordures ménagères)

2009 DUT ; IUT chimie Rennes ; GAUDION Vincent (Etude comparative de la biodégradabilité de mélange de déchets de cuisine et déchets de jardin)

2011 BTS Anabiotech ; Lycée Le gros Chêne – Pontivy ; NOBLET Gaëlle (Analyse de la qualité de 10 composts domestiques)

2011 DUT Statistiques ; IUT STID Vannes ; HEDAN Tony (Etude des différences significatives et des facteurs discriminants la qualité des composts produits par les ménages)

2011 DUT ; IUT chimie de Rennes ; MASSON Mathieu (Caractérisation Physico-chimique, agronomique et biologiques de composts domestiques)

Bac+3

2010 DEPS (niveau Licence) en gestion de l'environnement ; Ecole des Métiers de l'environnement (Bruz, 35) ; TOULET Laurent (Suivi des pratiques de compostage et étude de leurs influences sur la qualité du compost dans l'agglomération rennaise)

2012 1ère année ingénieur ; Ecole Nationale Supérieure de Chimie de Rennes ; CORRAND Vincent (Caractérisation de digestats de méthanisation et de leur comportement en compostage)

Bac +4

2007 2ème année ingénieur ; Ecole Nationale Supérieure de Chimie de Rennes ; PASCO Angélique (Etude de l'influence des caractéristiques physiques du substrat solide sur son traitement par compostage)

2010 2ème année ingénieur ; Ecole Nationale Supérieure de Chimie de Rennes ; MALOUBIER Melody (Etude de la qualité des composts et des émissions de gaz à effet de serre du compostage domestique)

2014 2ème année ingénieur ; Ecole Nationale Supérieure de Chimie de Rennes ; GASCO Sebastia ; (Etude et modélisation de l'évolution du compartiment azote au cours du compostage des déchets organiques)

Bac +5

2007 MSc Bioengineering ; Université McGill Montréal Canada ; MOHAJER Ardavan (Etude de l'influence des paramètres physiques des déchets sur leurs cinétiques de biodégradation aérobie)

2012 Master 2 Pro Communication ; Université Rennes 2 ; BOUTET Thuriane (Assistance à la communication autour du colloque ORBIT2012)

2013 3ème année ingénieur ; Université Technologique de Compiègne ; GRATTEAU Laurette (Etude et modélisation de l'évolution de la composition de la matière organique au cours de la biodégradation aérobie des déchets)

Doctorat

Florent Hénon – 2008 - « Caractérisation et modélisation des écoulements gazeux au cours du compostage de déchets organiques en taille réelle – Application à l'expertise et l'optimisation de procédés » - Encadrement : Michel Quintard (Directeur de thèse, IMFT, Toulouse) 50% ; Anne Trémier 50%

Cécile Teglia - 2011 – « Valorisation par compostage de résidus solides de digestion anaérobie des déchets organiques » - Encadrement : José Martinez (Directeur de thèse, Irstea, Rennes) 10 % ; Anne Trémier 90 %

Bijaya Adhikari - 2011 – « Onsite treatment of urban organic waste using home composting systems ». Encadrement : Suzelle Barringtion (Directrice de these, Université de McGill, Canada) 60% ; Anne Trémier 40%

Jérémy Denès – 2014 – « Evaluation intégrée des phases de traitement et de recyclage agricole des matières organiques pour une optimisation des effets environnementaux et agronomiques » - Encadrement : Suzelle Barrington (Directrice de thèse, UEB Chaire d'excellence et Université Concordia, Montréal, Canada) 10 % ; Safya Menasseri (UMR SAS, Agrocampus Rennes) 45 % ; Anne Trémier 45 %

Henry Fisgativa – en cours (2013 – 2016) – « Impact d'un prétraitement aérobie sur la digestion anaérobie des déchets de cuisine » - Encadrement : Patrick Dabert (Directeur de thèse, Irstea Rennes) 20% ; Anne Trémier 80%

Post-doctorat

2008-2009 Karine Estève – « Modélisation de la biodégradation aérobie des déchets organiques » - Encadrement : Patrick Dabert (Irstea Rennes) 50% ; Anne Trémier 50%

Activités d'enseignement

Bac +2

- 2006, 2007 et 2009 : Formation « Traitement des déchets organiques par compostage : bases théoriques et exemples pratiques » - 2*3 heures dispensées auprès d'une formation professionnelle de Techniciens conseils en agriculture biologique (formation post-BTS)
- 2007, 2008, 2009 : Gestion des déchets par compostage. 4h. Deuxième année de DUT Chimie
- 2010 – 2013 : Gestion et traitement biologique (compostage et méthanisation) des produits organiques ; DUT Chimie 2ème année -Option productique IUT Chimie Rennes I ; 5 à 8 h

Bac +4

- 2009 : Gestion des déchets par compostage : modélisation des cinétiques biologiques ; Master Valorisation des bioressources ; Université de Bretagne Sud (Vannes) ; 4 h
- 2010 – 2012 : Plan d'expériences et modélisation au service de l'étude des procédés ; Master Valorisation des bioressources ; Université de Bretagne Sud (Vannes) ; 4 à 6 h

- 2013 : Généralités sur la gestion des déchets ; 2ème année Ingénieur agronome ; Agrocampus Ouest (Rennes) ; 3h

Bac +5

- 2012 - 2014 : Filières de gestion des déchets ménagers ; 5ème année Génie civil option Génie Urbain ; INSA Rennes ; 5 heures (généralités + méthanisation)

Principaux projets de recherche

2004-2006 : Convention de recherche et Assistance technique avec Suez-Environnement – Projet « Calage et validation de l'outil de modélisation du traitement par compostage à l'échelle pilote » - Responsable de projet

2005 : Convention avec l'Université de Leeds (School of Civil Engineering Leeds, LS2 9JT, UK) ; Projet « Evaluation de l'effet de l'autoclavage sur le taux de biotransformation d'un déchet» - Responsable de projet

2005-2008 : Convention ANR PRECODD ; Projet ESPACE « Etude de l'influence de la Structure Physique des déchets et des processus d'Aération sur la qualité du Compostage et ses impacts Environnementaux » ; Responsable de projet (partenariat Cemagref/IMFT/Suez-Environnement)

2008-2009 : Projet « NMR Waste » - influence de l'eau, de la porosité et de la surface spécifique dans les bioprocédés de traitement de déchets : applicabilité et apports d'une approche par RMN et IRM. Financement AO interne cemagref (Maitrises). Participante

2008-2011 : Convention de recherche avec Suez-Environnement et l'ADEME pour la thèse de Cécile Teglia ; Responsable de projet

2008-2012 : Convention région Bretagne AAP ASOSC ; Projet ECCOVAL « Engagement des citoyens bretons pour le compostage et la valorisation de leurs déchets » ; Responsable de projet (Partenariat Cemagref/Rennes métropole/ Université Rennes 2 LAUREPS/Ass. CIELE)

2010 – 2012 : Convention LIFE+, Projet MINIWASTE « design, Implement and assess an innovative and strategic plan to minimise municipal organic waste in EU States » ; Coordinatrice de tâche : développement de protocoles d'évaluation du compostage domestique (Coordination projet par Rennes Métropole ; partenariat Ville de Brno, LIPOR et Ass. ACR+)

2010 - 2014 : Convention ANR Bioénergies ; Projet DIVA « Valorisation agronomique des digestats » ; Coordinatrice de tâche : caractérisation des digestats (Coordination projet par Irstea Rennes ; Partenariat INRA EGC Grignon, Irstea Montoldre, Armines, IEM, Solagro, Géotexia, Suez-Environnement)

2011 – 2014 : Projet « PERMINSITU » - Dispositif et procédé de mesure in situ de la perméabilité à l'air d'un milieu poreux. Financement AO interne Irstea (PITI). Participante.

2012 – 2015 : Convention Ademe AAP REACCTIF ; Projet ETYC « Evaluation intégrée des phases de TraItement et de recYclage agricole des matières organiques pour des systèmes d'élevage moteurs dans l'atténuation du changement Climatique » ; Coordinatrice de tâche : modélisation du compostage

(Coordination projet par INRA SAS Rennes ; Partenariat INRA EGC Grignon, INRA LBE Narbonne, Chambre régionale d'agriculture de Bretagne)

2014 – 2020 : Convention Bpifrance Projet structurant des pôles de compétitivité (PSPC) dans le cadre du programme d'investissements d'avenir; Projet Valodim « VALeur Optimale des Digestats Issus de la Méthanisation » ; Participante ; (Coordination de projet par ARTERIS Innovation ; Partenariat Cap Seine, Fertigaz, ovalie innovation, UDM, Vivescia, INSA Toulouse, UTC, Irstea)

Participation à diverses instances

Révision d'articles

- ✓ Bioresource technology
- ✓ Process Biochemistry
- ✓ Science of the total environment
- ✓ Journal of hazardous material
- ✓ Waste Management
- ✓ Waste Management and research
- ✓ Journal of Environmental Quality
- ✓ Biodegradation
- ✓ Waste and Biomass Valorization
- ✓ Journal of Cleaner Production

Participation aux comités scientifiques et organisation de colloque

2010 : Comité scientifique ; 7th International Conference ORBIT 2010 ; Heraklion ; Grèce
2012 : Direction du comité d'organisation et du comité scientifique - ORBIT2012 ; Rennes ; France
2014 : Comité scientifique ; 5th International Conference WasteEng ; Rio de janeiro ; Brésil
2015 : Comité scientifique ; 16th International Conference RAMIRAN ; Hambourg ; Allemagne
2015 : Comité scientifique ; Journées Recherche-Industrie Biogaz – Méthanisation ; Rennes ; France

Participation aux comités de pilotage et jury de thèses

2004 - 2006 Comité de suivi de thèse de Lucie Berthe (Irstea Rennes – 3 réunions)
2006 - 2008 Comité de suivi de thèse de Shabnam Gholamifard (Irstea Antony – 2 réunions)
2011 Comité de Pilotage de Thèse Joachim Huet (Irstea Rennes)
2012 - 2014 Comité de Pilotage Thèse Amira Askri (INRA – EGC Grignon – 2 réunions)
2012 Jury de Thèse Yang Zeng (Irstea Rennes)
2013 Jury de Thèse de Didier Oudart (CIRAD/INSA Toulouse)

Editeur invité

- ✓ Numéro spécial de Waste and Biomass Valorization suite à l'organisation du colloque ORBIT2012
- ✓ Numéro spécial de la revue Technique Sciences et Méthodes (TSM) suite à l'organisation du colloque ORBIT2012

Conférencier invité

TREMIER, A. - 2011, Digestate: Quality and use, ETECOS3 summer school, May 5-6 2011, Naples

Liste des travaux et publications

Articles de revue scientifique à comité de lecture

A1. **DENES, J., TREMIER, A., MENASSERI-AUBRY S., WALTER, C., GRATTEAU, L., BARRINGTON, S.** – 2014. Numerical simulation of organic waste aerobic biodegradation: a new way to correlate respiration kinetics and organic matter fractionation. *Waste Management*, In Press

A2. **ADHIKARI, B.K., TREMIER, A., BARRINGTON S., MARTINEZ, J.** - 2013. Biodegradability of Municipal Organic Waste: A Respirometric Test. *Waste and Biomass Valorization*, vol. 4, n° 2, p. 331-340

A3. **ADHIKARI, B.K., TREMIER, A., BARRINGTON, S., MARTINEZ, J., DAUMOIN, M.** - 2013. Gas emissions as influenced by home composting system configuration. *Journal of Environmental Management*, vol. 116, p. 163-171

A4. **DRUILHE, C., BENOIST, J.C., BODIN, D., TREMIER, A.** - 2013. Development and validation of a device for the measurement of free air space and air permeability in solid waste. *Biosystems Engineering*, vol. 115, n° 4, p. 415-422

A5. **HUET, J., DRUILHE, C., TREMIER, A., BENOIST, J.C., DEBENEST, G.** - 2012. The impact of compaction, moisture content, particle size and type of bulking agent on initial physical properties of sludge-bulking agent mixtures before composting. *Bioresource Technology*, vol. 114, p. 428-436

A6. **ADHIKARI, B.K., TREMIER, A., MARTINEZ, J., BARRINGTON, S.** - 2012. Home composting of organic waste : Part. 1 Effect of home composter design. *International Journal of Environmental Technology and Management*, vol. 15, n° 3, 4, 5, 6, p. 417-437

A7. **ADHIKARI, B.K., TREMIER, A., MARTINEZ, J., BARRINGTON, S.** - 2012. Home composting of organic waste: Part. 2 Effect of management practices. *International Journal of Environmental Technology and Management*, vol. 15, n° 3, 4, 5, 6, p. 438-464

A8. **ADHIKARI, B.K., TREMIER, A., BARRINGTON, S.** - 2012. Performance of five Montreal West Island home composters. *Environmental Technology*, vol. 33, n° 21, p. 2383-2393

A9. **TEGLIA, C., TREMIER, A., MARTEL, J.L.** - 2011. Characterization of Solid Digestates: Part 2, Assessment of the Quality and Suitability for Composting of Six Digested Products. *Waste and Biomass Valorization*, vol. 211, n° 2, p. 113-126

A10. **DUVAL, F.P., QUELLEC, S., TREMIER, A., DRUILHE, C., MARIETTE, F.** - 2010. Non-destructive quantification of water gradient in sludge composting with Magnetic Resonance Imaging. *Waste Management*, vol. 30, n° 4, p. 610-619

A11. **ADHIKARI, B., TREMIER, A., MARTINEZ, J., BARRINGTON, S.** - 2010. Home and community composting for on-site treatment of urban organic waste : perspective for Europe and Canada. *Waste Management & Research*, vol. 28, n° 11, p. 1039-1053

A12. **MOHAJER, A., TREMIER, A., BARRINGTON, S., TEGLIA, C.** - 2010. Compost mixture influence of interactive physical parameters on microbial kinetics and substrate fractionation. *Waste Management*, vol. 30, n° 8-9, p. 1464-1471

A13. **TEGLIA, C., TREMIER, A., MARTEL, J.L.** - 2010. Characterization of Solid Digestates: Part 1, Review of Existing Indicators to Assess Solid Digestates Agricultural Use. *Waste and Biomass Valorization*, vol. 2, n° 1, p. 43-58

A14. **TREMIER, A., TEGLIA, C., BARRINGTON, S.** - 2009. Effect of initial physical characteristics on sludge compost performance. *Bioresource Technology*, vol. 100, n° 15, p. 3751-3758

A15. **MOHAJER, A., TREMIER, A., BARRINGTON, S., MARTINEZ, J., TEGLIA, C., CARONE, M.** - 2009. Microbial oxygen uptake in sludge as influenced by compost physical parameters. *Waste Management*, vol. 29, n° 8, p. 2257-2267

A16. **HENON, F., TREMIER, A., DEBENEST, G., MARTEL, J.L., QUINTARD, M.** - 2009. A method to characterize the influence of air distribution on the composting treatment: monitoring of the thermal fields . *Global NEST Journal*, vol. 11, n° 2, p. 172-180

A17. **BERTHE, L., DRUILHE, C., MASSIANI, C., TREMIER, A., DE GUARDIA, A.** - 2007. Coupling a respirometer and a pycnometer, to study the biodegradability of solid organic wastes during composting. *Biosystems Engineering*, vol. 97, n° 1, p. 75-88

A18. **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, or a mixture of sludge and bulking agent to be co-composted. *Bioresource Technology*, vol. 96, n° 2, spécial RAMIRAN'02, p. 169-180

A19. **TREMIER, A., DE GUARDIA, A., MASSIANI, C., MARTEL, J.L.** - 2005. Influence of the airflow rate on heat and mass transfers during sewage sludge and bulking agent composting. *Environmental Technology*, vol. 26, n° 10, p. 1137-1149

Articles en cours de soumission

AS1. DENES, J., MENASSERI-AUBRY S., TREMIER, A , GARNIER P., WALTER, C., CLUGNAC, D., BARRINGTON, S. – Submitted. Prediction of C and N mineralisation of fresh, composted and digested manure and urban waste considering their biochemical characteristics using the CANTIS model. *Biology and Fertility of soils, in review*

AS2. FISGATIVA, H., TREMIER, A. – to be submitted. Food waste characteristics variations: Influence on treatability through anaerobic digestion. *Waste Management*

Articles de revue technique à comité de lecture

AT1. **BELINE, F., PEU, P., DABERT, P., TREMIER, A., LE GUEN, G., DAMIANO, A.** - 2013. La méthanisation en milieu rural et ses perspectives de développement en France. *Sciences Eaux et Territoires*, n° 12, p. 6-13

AT2. **RESSE, A., TREMIER, A.** - 2013. Evaluation de l'impact des quantités compostées en habitat individuel sur les ordures ménagères collectées par la collectivité. *Techniques Sciences Méthodes*, vol. 9, p. 50-58

AT3. **BELINE, F., GIRAULT, R., PEU, P., TREMIER, A., TEGLIA, C., DABERT, P.** - 2012. Enjeux et perspectives pour le développement de la méthanisation agricole en France. *Sciences Eaux et Territoires*, n° 7, p. 34-43

AT4. **RESSE, A., TREMIER, A.** - 2010. Compostage domestique : comment convaincre l'usager et l'aider dans sa pratique ? *Environnement & Technique*, n° 293, p. 29-33

AT5. **MARTEL, J.L., HUYARD, A., ALLAIN, M., TREMIER, A.** - 2007. Application du nouveau test respirométrique BIODEC à différents mélanges de déchets organiques à composter. *Techniques Sciences Méthodes*, n° 5, p. 58-66

AT6. **DRUILHE, C., DE GUARDIA, A., BERTHE, L., TREMIER, A., MARTEL, J.L.** - 2007. Mesure de la biodégradabilité des déchets et des composts par respirométrie. Applications opérationnelles. *Techniques Sciences Méthodes*, n° 5, p. 44-57

AT7. **TREMIER, A., DE GUARDIA, A., MALLARD, P.** - 2007. Indicateurs de stabilisation de la matière organique au cours du compostage et indicateurs de stabilité des composts : analyse critique et perspectives d'usage. *Techniques Sciences Méthodes*, n° 10, p. 105-129

Brevets

B1. **TREMIER, A., DE GUARDIA, A., MARTEL, J.L.** - 2006. FR2859204 - Procédé de compostage accéléré de déchets organiques en mélange. 18 p.

B2. **HENON F., DEBENEST G., TREMIER A., QUINTARD M., BENOIST J.C**., - 2012. FR2923911 – Dispositif et procédé de mesure de la perméabilité d'un milieu poreux. 20 p.

Chapitres d'ouvrage scientifique

CH1. **TREMIER, A., MALLARD, P., POURCHER, A.M.** - 2009. Le traitement des déchets - Chapitre 11 : Le compostage. *Moletta, R. (ed.)*, Lavoisier, Paris, p. 407-461

CH2. **DE GUARDIA, A., TREMIER, A., MALLARD, P.** - 2006. Gestion des problèmes environnementaux dans les industries agroalimentaires – Chap. 13 : Traitement par compostage des déchets organiques. *Moletta (Ed.)*, Tec et Doc Lavoisier, Paris, p. 359-408

Communications orales avec actes, dans des congrès internationaux

CA1. **TREMIER, A., HOUOT, S., GUIZIOU, F., LAVILLE, P., ASKRI, A., TRAN, N.D., ARLABOSSE, P. –** 2014. Fate of nitrogen along digestate post-processing: impact on agronomic value and environmental assessment. WasteEng 14: 5th International Conference for Waste and Biomass Valorisation – Ag. 24-28. 2014, Rio de Janairo, Brasil

CA2. **TREMIER, A., DENES, J., GRATTEAU, L., MENASSERI-AUBRY, S. –** 2014. Characterization of biochemical composition of organic resources and prediction of their biodegradation behaviour. WasteEng 14: 5th International Conference for Waste and Biomass Valorisation – Ag. 24-28. 2014, Rio de Janairo, Brasil

CA3. **TREMIER, A., BUFFET, J., BERGER, S., DABERT, P.** - 2013. Characterization of digestates: agronomic value and residual biodegradability. 13th World congress on anaerobic digestion: Recovering (Bio) resources for the world 25/06/2013-28/06/2013, Santiago de Compostela, ESP.

CA4. **TREMIER, A., BUFFET, J., DAUMOIN, M., CORRAND, V.** - 2013. Composting as digestate post-treatment: composting behaviour and gaseous emissions of three types of digestate compared to non-digested waste. 15th RAMIRAN International Conference. Recycling of organic residues for agriculture: from waste management to ecosystem services 03/06/2013-05/06/2013, Versailles, FRA. 4 p.

CA5. **TEGLIA, C., TREMIER, A., MARTEL, J.L.** - 2012. Composting of anaerobic digestion residues. WasteEng'12 4th International Conference on Engineering for Waste and Biomass Valorisation 10/09/2012-13/09/2012, Porto, PRT. 6 p.

CA6. **GAILARD, N., GALON, L., TREMIER, A., EUZEN, N., LOPES, A., CHAVES, B., DOHOGNE, J.J., MICHEAUX NAUDET, P., DE CLERCQ, O., VANECEK, M., CERNY, J.** - 2012. Provision of a web tool on bio-waste prevention for local authorities in Europe. ORBIT2012 Global assessment for organic resources and waste management 12/06/2012-14/06/2012, Rennes, FRA. 6 p.

CA7. **HENON, F., DEBENEST, G., TREMIER, A., QUINTARD M., MARTEL, J.L., DUCHALAIS, G.** - 2012. Large scale composting model. ORBIT 2012 12/06/2012-14/06/2012, Rennes, FRA. 9 p.

CA8. **ADHIKARI, B., TREMIER, A., BARRINGTON, S.** - 2012. Optimization of organic waste home composting. ORBIT 2012 12/06/2012-14/06/2012, Rennes, FRA. p. 9

CA9. **RESSE, A., BARRINGTON, S., TREMIER, A.** - 2012. Impact assessment of home-composting practices on the quantity of collected waste. ORBIT 2012 12/06/2012-14/06/2012, Rennes, FRA. 8 p.

CA10. **HUET, J., DRUILHE, C., TREMIER, A., DEBENEST, G.** - 2011. The impact of compaction, moisture content and particle size on initial physical properties of organic solid wastes before composting. 26th International Conference on Solid Waste Technology and Management 27/03/2011-30/03/2011, Philadelphia, USA.

CA11. **ADHIKARI, B., TREMIER, A., MARTINEZ, J., BARRINGTON, S.** - 2010. Greenhouse gas and sanitary issues for onsite treatment of urban organic waste. International conference ORBIT 29/06/2010-03/07/2010, Heraklion, GRC. 8 p

CA12. **ADHIKARI, B., TREMIER, A., MARTINEZ, J., BARRINGTON, S.** - 2010. On-site treatment of urban organic waste using home composting bins. WasteEng 3rd International Conference on Engineering for Waste and Biomass Valorisation 17/05/2010-19/05/2010, Beijing, CHN. 7 p.

CA13. **TEGLIA, C., TREMIER, A., MARTEL, J.L.** - 2010. Study of the feasibility of composting treatment for anaerobic digestion solid residues. 7th International Conference ORBIT 29/06/2010-03/07/2010, Heraklion, GRC. 8 p.

CA14. **TEGLIA, C., TREMIER, A., MARTEL, J.L.** - 2010. Valorisation of anaerobic digestion residues: assessment of their biodegradability. WasteEng 3rd International Conference on Engineering for Waste and Biomass Valorisation 17/05/2010-19/05/2010, Beijing, CHN. p. 7

CA15. **DABERT, P., ESTEVE, K., LAUNAY, M., DUFOURCQ, R., TREMIER, A.** - 2010. Respirometry, chemical and microbial community analysis of solid waste aerobic biodegradation. 7th International Conference ORBIT 2010 29/06/2010-03/07/2010, Heraklion, GRC. Proceedings of the 7th International Conference ORBIT 2010. 9 p.

CA16. **DRUILHE, C., BENOIST, J.C., TEGLIA, C., TREMIER, A.** - 2010. Influence of waste physical preparation on biodegradability and behaviour during composting. 7th International Conference ORBIT 2010 29/06/2010-03/07/2010, Heraklion , GRC. 8 p.

CA17. **ESTEVE, K., TREMIER, A., LAUNAY, M., DABERT, P.** - 2009. Comprehensive study of solid waste aerobic biodegradation kinetics: coupling of specific chemical analysis. Sardinia 2009, Twelth international Waste management and Landfill Symposium 05/10/2009-09/10/2009, Sardinia, ITA.

CA18. **TEGLIA, C., DRUILHE, C., TREMIER, A.** - 2008. Influence of wastes physical parameters on their biodegradability. 2nd International Conference on Engineering for Waste Valorisation (WasteEng'08) 03/06/2008-05/06/2008, Patras, GRC. Book of Abstracts of the 2nd International Conference on Engineering for Waste Valorisation (WasteEng'08). 8 p.

CA19. **TREMIER, A., TEGLIA, C.** - 2008. Improving the composting treatment of sludge mixed with bulking agents: Influence of the initial characteristics of the mixture. 2nd International Conference on Engineering for Waste Valorisation (WasteEng'08) 03/06/2008-05/06/2008, Patras, GRC. Book of Abstracts of the 2nd International Conference on Engineering for Waste Valorisation (WasteEng'08). 8 p.

CA20. **BOUCHY, L., MARTEL, J.L., ALLAIN, M., MORETTI, N., TEGLIA, C., TREMIER, A.** - 2008. Reducing gaseous emissions during sludge composting: influence of the physical structure of the mixture. 2nd International Conference on Engineering for Waste Valorisation (WasteEng'08) 03/06/2008-05/06/2008, Patras, GRC. Book of Abstracts of the 2nd International Conference on Engineering for Waste Valorisation (WasteEng'08). 8 p.

CA21. **DRUILHE, C., BENOIST, J.C., RADIGOIS, P., TEGLIA, C., TREMIER, A.** - 2008. Sludge composting : influence of the waste physical preparation on initial free air space, air permeability and specific surface. International Conference ORBIT 2008 - Moving Organic Waste Recycling Towards Resource Management and Biobased Economy 13/10/2008-15/10/2008, Wageningen, NLD. Orbit 2008 Sixth International Conference Proceedings. 12 p.

CA22. **TREMIER, A., HENON, F., DEBENEST, G., MARTEL, J.L., QUINTARD, M.** - 2008. Use of a gas tracing method to diagnose the aeration system in a large scale composting process. International Conference ORBIT 2008 - Moving Organic Waste Recycling Towards Resource Management and Biobased Economy 13/10/2008-15/10/2008, Wageningen, NLD. Orbit 2008 Sixth International Conference Proceedings. 8 p.

CA23. **HENON, F., TREMIER, A., DEBENEST, G., QUINTARD, M.** - 2007. Study of the influence of gas flow on the treatment of organic wastes through a composting process. EUROTHERM 81, Reactive Heat Transfer in Porous Media, Albi, 4-6 Juin 2007. 6 p.

CA24. **MARTEL, J.L., HUYARD, A., ALLAIN, M., TREMIER, A.** - 2006. Industrial application of a new respirometric test to different sludge and organic waste mixtures to be composted. 5th International Conférence Biological Waste Management from local global, Weimar, DEU, 13-15 september 2006. p. 223-232

CA25. **TREMIER, A., DE GUARDIA, A., MARTEL, J.L.** - 2006. Management strategies for a forced-aerated composting process: use of a numerical model to predict and improve the treatment. 5th International conference biological waste management from local global, Weimar, DEU, 13-15 september 2006. p. 203-212

CA26. **BERTHE, L., DRUILHE, C., MASSIANI, C., TREMIER, A., DE GUARDIA, A.** - 2006. Respirometry to follow the decline of biodegradability ans stabilisation of organic matter during a composting treatment. 5ème conférence internationale on biological waste management, ORBIT 2006, Weimar, DEU, 13-15 septembre 2006. 9 p.

CA27. **TREMIER, A., DE GUARDIA, A., MARTEL, J.L.** - 2005. Evaluating the biodegradability of an organic waste thanks to a respirometric characterization. 1st International conference on engineering for waste treatment, beneficial waste and by-products, Albi, 17-19 May 2005. 8 p

Communications orales sans acte

C1. **TREMIER A., BUFFET J., DAUMOIN M., PICARD S., SAINT-CAST P.** – 2014. Digestates main characteristics and residual biodegradability: influence of waste origin and management of the digestion plant. ORBIT14: 9th International Conference, , June 26-28, Gödöllo, Hungary

C2. **TREMIER, A., DECHAUX, C., MIKKELSEN, M.H., SEGHETTA, M. , THOMSEN, M.** - 2013. Post-treatment of digestate from farm and collective biogas plants: What about eco-efficiency and nutrient recycling? . Science for the Environment 03/10/2013-05/10/2013, Aarhus, DNK.

C3. **TREMIER, A., GUIZIOU, F., HOUOT, S., ASKRI, A., LAVILLE, P., ARLABOSSE, P.** - 2013. Origine et post-traitements des digestats : impact sur la dynamique de l'azote et sur la valeur fertilisante azotée et amendante des produits finaux - Résultats du projet DIVA. Journées Recherche et Industrie - biogaz méthanisation 16/10/2013-18/10/2013, Narbonne, FRA.

Poster

P1. **TREMIER, A., BUFFET, J., DAUMOIN, M., SAINT CAST, P., PICARD, S., BERGER, S.** - 2013. Characterization of digestates: do they fit with soil improvers or fertilisers standards? 15th RAMIRAN International Conference. Recycling of organic residues for agriculture: from waste management to ecosystem services 03/06/2013-05/06/2013, Versailles, FRA. 4 p.

P2. **ESTEVE, K., TREMIER, A., DABERT, P.** - 2009. Biodégradation aérobie de déchets solides : caractérisation par couplage de méthodes d'analyse. ResMO 2009 "Matières organiques et environnement" 25/01/2009-28/01/2009, Sainte-Maxime, FRA.

P3. **HENON, F., TREMIER, A., DEBENEST, G., MARTEL, J.L., QUINTARD, M.** - 2008. A method to characterize the influence of air distribution on the composting treatment: monitoring of the thermal fields. 2nd International Conference on Engineering for Waste Valorisation (WasteEng'08) 03/06/2008-05/06/2008, Patras, GRC. Book of Abstracts of the 2nd International Conference on Engineering for Waste Valorisation (WasteEng'08). 8 p.

Rapports de travaux et guide technique

R1. **TREMIER, A.** – 2012. Home-made compost quality: methods of assessment and results. LIFE Project MINIWASTE. http://www.miniwaste.eu/fr/boite-a-outils/protocoles.html. 36p

R2. **TREMIER, A.** (coord.) – 2012. ECCOVAL -Vers un plus grand engagement des citoyens bretons dans la gestion de leurs déchets : Comment valoriser la pratique du compostage individuel et du compostage de proximité comme outil de gestion domestique des déchets ménagers. Projet Région

Bretagne ASOSC 2008. http://cemadoc.irstea.fr/oa/PUB00036688-eccoval-vers-plus-grand-engagement-des-citoyens-br.html. 278p

R3. **TREMIER, A., DRUILHE, C., DEBENEST, G., QUINTARD, M., MARTEL, J.L.** – 2009. ESPACE – Etude de l'influence de la structure physique des déchets et des processus d'aération sur la qualité du compostage et ses impacts environnementaux : Rapport final. Projet ANR PRECODD 2005.

Ouvrage de vulgarisation

O1. **SARDAT, N., AISSANI, L., ARGILLIER, C., ROY, R., GRANIER, J., FOURNAISON, L., BOUCHEZ, T., CHAPLEUR, O., MAZEAS, L., RICHARD, C., LACOUR, S., BAU, F., DROUINEAU, H., AMBLARD, L., GUERRA, F., TAVERNE, M., BAUDEZ, J.C., GIRAULT, R., CHAUVIN, C., DUPIRE, S., EVETTE, A., MONNET, J.M., TABOURDEAU, A., BERLANDIS, M., GRANDHAYE, M., BELLON-MAUREL, V., ROGER, J.M., DESHAYES, M., DURRIEU, S., OSE, K., BOUGET, C., GINISTY, C., GOSSELIN, F., VALLET, P., AISSANI, L., BELINE, F., BIOTEAU, T., DABERT, P., PEU, P., TREMIER, A.** - 2012. Quelle énergie durable pour demain ?. *Sardat, N., Aïssani, L. (ed.)*, Irstea, Nancy, 70 p.

Synthèse des travaux de recherche

Avant-propos

Il est rare dans une carrière professionnelle d'avoir l'occasion, et de prendre le temps, de se retourner sur les années passées pour faire le bilan, repenser le chemin tracé, en juger la cohérence quels qu'aient été les détours empruntés. C'est cette occasion que nous offre à nous chercheurs l'écriture du mémoire d'HDR. C'est aussi un exercice difficile qui comprend sa part d'introspection pour mieux nous projeter dans l'avenir.

Après l'obtention d'un baccalauréat C (Physiques et Mathématiques) mon choix d'études supérieures s'est orienté vers un DUT de Chimie. Pourquoi la chimie ? Il m'apparaissait à l'époque que les sciences chimiques pouvaient s'appliquer à de nombreux domaines d'activités et c'est ce qui a guidé mon choix. Pourquoi un DUT ? Il ne s'agissait pas d'une volonté de faire des études courtes, mais d'un besoin de percevoir rapidement la concrétisation et l'applicabilité des savoirs acquis, en conservant la possibilité de poursuivre des études mais aussi celle de rejoindre rapidement le marché du travail. Au cours de ces deux premières années d'études, j'ai découvert les différents versants de la chimie, mais c'est vers le génie des procédés que mon intérêt s'est le plus vite tourné. Souhaitant poursuivre dans cette voie, j'ai intégré le cycle ingénieur de l'Ecole Nationale Supérieure de Chimie de Rennes où j'ai choisi l'option génie des procédés appliqué aux traitements de l'air et des effluents. Soucieuse d'acquérir une expérience dans le domaine de l'environnement, j'obtiens un stage de fin d'études au sein du Cemagref de Rennes portant sur le compostage des boues de station d'épuration. Cette expérience sera déterminante car elle me fait découvrir deux mondes passionnants : celui des déchets et celui de la recherche.

Diplômée, je me mets en quête d'un poste en recherche et développement dans le domaine des déchets organiques. Grâce aux contacts liés lors de mon stage de fin d'étude, je suis recrutée sur un poste d'ingénieur d'études au sein de SITA, puis Suez-Environnement. Pendant près de 18 mois, j'y ai l'occasion de mener des études de terrain sur l'applicabilité ou les performances de procédés biologiques sur différents déchets : boues de station d'épuration, graisses agro-alimentaires, matières stercoraires, etc. L'expérience est formatrice et confirme mon fort intérêt pour la R&D, mais me montre aussi les limites des études en grandeur réelle. S'offre alors à moi l'opportunité d'une thèse CIFRE pour Suez-Environnement, sur la modélisation d'un traitement par compostage, encadrée par Amaury de Guardia au sein de l'équipe BIODEC du Cemagref de Rennes. La thèse CIFRE allie parfaitement mon identité ingénieur, qui souhaite apporter des solutions technologiques à des problèmes environnementaux concrets, et l'identité de recherche appliquée du Cemagref, qui développe de façon structurée des connaissances et des dispositifs expérimentaux pour répondre à ses mêmes problèmes concrets.

A l'issue de la thèse en 2004, dotée d'un profil « docteur-ingénieur » fortement ancré, j'intègre l'UR GERE du Cemagref de Rennes en tant qu'ingénieur de Recherche au sein d'une nouvelle équipe qui se structure autour de la gestion des déchets organiques municipaux : l'équipe Sowaste, animée par Pascal Mallard. Cette équipe constituée d'une dizaine de personnes avec des compétences scientifiques et techniques pluridisciplinaires (chimie, génie des procédés, statistiques de l'échantillonnage, mesure des émissions gazeuses, évaluation) travaille principalement sur le compostage et l'évaluation des performances techniques et environnementales des filières de gestion des déchets ménagers. Le couplage des approches « procédé » et « filière », n'est pas chose aisée et se fera progressivement à travers : (1) une réflexion menée dès 2005 sur l'approche « génie des procédés » du compostage au sein de l'équipe SOWASTE de Rennes (présentation des travaux, et de leur contribution à une approche

intégrée du procédé et de la filière), à laquelle je participe puis (2) l'alliance de ces deux approches dans des projets de recherche. L'équipe évolue beaucoup entre 2004 et 2013 avec les départs de Didier Rogeau en 2005, de Nausicaa Le Mouël en 2008 et de Pascal Mallard en 2013, ainsi que les départs en retraite successifs de Bernard Morvan, André Le Bozec et Annie Resse de 2010 à 2012. Dans le même temps, les recrutements d'une technicienne chimiste (Mylène Launay-Daumoin) en 2007, d'une ingénieure de recherche en ACV (Lynda Aissani) en 2008, d'un ingénieur d'étude en caractérisation des déchets (Nicolas Auvinet) en 2009 puis d'une ingénieure d'étude en ACV en 2012 (Claire Déchaux) font évoluer les compétences de l'équipe. Compte tenu de mes travaux de thèse et de mon profil de formation, mes missions s'articulent autour des axes suivants : 1) Concourir aux travaux de recherche de l'équipe en prolongeant des thématiques abordées au cours de ma thèse et en particulier la modélisation des procédés de compostage **;** 2) Concourir à la recherche de financement notamment via des contrats de recherche partenariale avec des industriels ; 3) Transférer les résultats acquis et les valoriser scientifiquement. Dès lors, mes travaux se poursuivent sur la compréhension et l'optimisation des procédés de compostage via leur modélisation tout en s'élargissant à l'application et l'évaluation des performances techniques de ces mêmes procédés au sein des filières de gestion des déchets.

Au fil des années mon implication dans l'animation scientifique s'est fortement intensifiée. J'ai ainsi, été amenée à coordonner plusieurs projets de recherche, à co-encadrer 4 doctorants et une post-doctorante et à reprendre en janvier 2010, la responsabilité de l'animation scientifique de l'équipe Sowaste. En 2013, la restructuration de l'unité de recherche sous la direction de Fabrice Béline m'amène à prendre la responsabilité de la nouvelle équipe SAFIR dont l'ambition est d'étudier les impacts environnementaux et sanitaires ainsi que les aspects organisationnels et techniques des filières de gestion des déchets et résidus organiques, tant ménagers qu'agricoles.

Au regard de ce bref rappel du contexte de mon parcours, l'exposé, qui va suivre, de mes travaux de recherche des 10 dernières années va donc reprendre cette double identité scientifique : d'une part une recherche disciplinaire en génie des procédés sur la compréhension et la modélisation du procédé de compostage et d'autre part une approche « filière » qui utilise mes connaissances disciplinaires pour évaluer, optimiser et promouvoir l'intégration d'une étape de compostage, à différentes échelles, dans des filières de gestion des déchets et résidus organiques.

Introduction

La gestion des déchets est une question ancestrale, qui a cependant pris de l'ampleur avec l'accroissement des populations, l'urbanisation, les crises sanitaires, puis plus récemment les crises environnementales et la prise de conscience des pénuries énergétiques et de ressources naturelles. Ainsi, la production de déchets au niveau mondial est difficilement quantifiable mais est néanmoins évaluée à près de 4 milliards de tonnes par an toutes catégories confondues, dont environ 2.2 milliards de tonnes de déchets municipaux attendus en 2025 [1]. En France, la production totale de déchets est évaluée à près de 800 millions de tonnes, dont 517 millions de tonnes contenant une part importante de matière organique valorisable [2].

Au vue de ce contexte, des politiques environnementales ont été émises, notamment au niveau européen, d'une part pour limiter la production de déchets mais également pour promouvoir une plus grande valorisation des déchets produits [3]. Ce souhait de valorisation accrue de la matière concerne notamment la matière organique biodégradable, ou biomasse, contenue dans ces déchets et résidus. Son utilisation optimisée pourrait permettre d'une part d'accroître les ressources d'énergie renouvelable et d'autre part d'apporter, via leur recyclage agronomique, une solution à l'appauvrissement des sols agricoles en matière organique [4] et à la raréfaction des ressources naturelles d'éléments fertilisants. Pour aboutir à une telle valorisation les procédés biologiques de traitement et valorisation de la matière organique, dont le compostage et la méthanisation, sont particulièrement plébiscités.

Le compostage est une pratique dont on retrouve les traces dans les civilisations antiques tant grecques que romaines ou encore sud-américaines [5]. Si, la pratique populaire du compostage en tas dans le fond du jardin évoque l'empirisme d'un traitement apparemment simple, le même traitement développé à l'échelle industrielle (collectivités, prestataires privés, agriculteurs) peut mettre en œuvre une panoplie de techniques, des plus rustiques aux plus innovantes. Les objectifs recherchés à travers le traitement de la matière organique par cette voie sont multiples et on retiendra notamment : l'hygiénisation du déchet, l'obtention d'un amendement organique stable, l'élimination des odeurs, la limitation de la lixiviation d'azote après épandage du produit. Cependant, l'installation de véritables "usines" de production de composts (645 plates-formes de traitement recensées en France par l'Ademe – Base de données Sinoé) peut générer, via la présence des déchets sur le site et la nature du procédé mis en œuvre, des émissions gazeuses, odeurs, poussières, germes aéroportés ou encore jus de process. Ces impacts des procédés et des sites de traitement peuvent éventuellement affecter la qualité des produits mais risquent surtout d'engendrer des nuisances pour les travailleurs et les populations locales et des nuisances environnementales plus globales. L'optimisation de la qualité des composts produits et la limitation des impacts liés au traitement sont donc les enjeux majeurs de la pérennisation du compostage pour la gestion des déchets. Néanmoins, il ne faut pas occulter le fait que le compostage, en tant que solution de valorisation, ne peut pas être considéré indépendamment d'une filière globale de gestion des déchets, organisée à une échelle territoriale, dans laquelle interviennent de nombreux acteurs et d'autres étapes et procédés de traitement. Ainsi les optimisations des procédés et sites de compostage doivent se faire également au regard de l'optimisation globale de la filière de gestion des déchets.

Nourris de ce contexte, les travaux de recherche exposés ci-après ont été développés dans l'objectif d'apporter des réponses scientifiques aux questions opérationnelles et sociétales présentées ci-avant. Tout d'abord, la maîtrise opérationnelle du procédé à l'échelle industrielle nécessitait une compréhension fine des processus qui le fondent. Or la multiplicité de ces processus et leur interdépendance rendent l'étude de ce procédé complexe, tout particulièrement dans des conditions de mise en œuvre à grande échelle, dont les paramètres sont difficilement maitrisables pour

l'expérimentation scientifique. La démarche d'étude et d'optimisation des procédés de compostage a donc été la suivante. Tout d'abord, une discrétisation des processus a été proposée afin de les reproduire à l'échelle du laboratoire dans des conditions maitrisées mais représentatives du procédé étudié, via le développement de méthodes expérimentales adaptées. Les observations expérimentales ainsi obtenues ont été utilisées pour proposer des concepts de modélisation puis valider ces concepts. Enfin, les modèles développés ont pu être à leur tour utilisés pour transférer les nouvelles connaissances à l'échelle industrielle en prenant en compte des paramètres environnementaux simplifiés à petite échelle, après confrontation à des données expérimentales obtenues à cette échelle industrielle. Cette approche du procédé unitaire, le compostage, couplant expérimentation et modélisation numérique à différentes échelles, a fondé le premier axe de mes travaux de recherche, exposé dans le chapitre 1 de la synthèse des travaux.

Cependant, cette approche relativement fondamentale et disciplinaire du compostage n'était pas suffisante pour considérer l'impact du procédé au sein de la filière de gestion des déchets. Aussi, le second axe des travaux de recherche présentés ici a t'il consisté en une évaluation plus globale de la gestion par compostage incluant l'acquisition de connaissances approfondies de l'amont et de l'aval du procédé (les substrats à traiter, leur mode d'obtention et la qualité des produits obtenus) ainsi que le développement de connaissances sur les impacts sociaux et environnementaux de ce même procédé. Cette approche « filière » du compostage a été basée sur des travaux multidisciplinaires et multi-acteurs ainsi que sur la réappropriation des méthodes développées et des connaissances acquises dans la première approche plus fondamentale du procédé. Elle constitue le second chapitre de la synthèse de mes travaux.

Ces deux approches, « disciplinaire » en génie des procédés et « filière », appliquées au procédé de compostage, constituent une base solide pour la poursuite de mes travaux de recherche. Ainsi comme l'illustre la figure 1, l'approche filière se nourrit de l'approche disciplinaire dans une perspective d'ingénierie et d'écoconception de nouvelles filières de valorisation des déchets organiques. Le développement de ces nouveaux travaux inclura notamment de nouveaux développements du procédé de compostage mais s'ouvrira plus largement à d'autres procédés biologiques et physiques permettant de proposer une valorisation optimisée de la matière organique et des éléments fertilisants au sein d'un territoire.

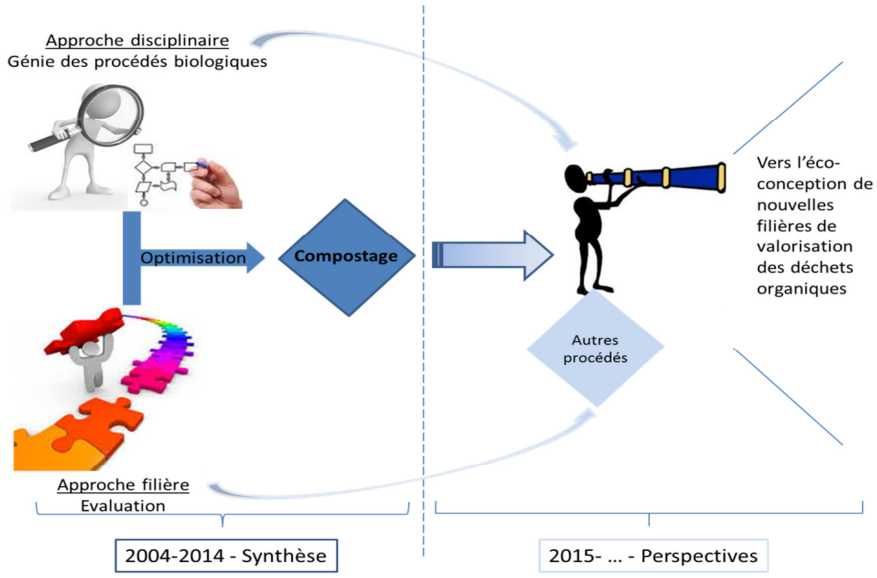


Figure 1 : Schématisation de la démarche de recherche

Chap1. Comprendre et modéliser le procédé de compostage

1 Principe du compostage et questions de recherche

Le compostage peut se définir comme un procédé biologique aérobie de dégradation de la matière organique, permettant d'obtenir, à partir d'un déchet, un produit valorisable par retour au sol ou un déchet stabilisé pouvant entrer dans une autre filière de traitement (ex. stockage).

Les procédés de traitement par compostage sont traditionnellement décrits selon deux phases. La première, dite phase de fermentation [6] ou phase active [5], constitue une étape, dont l'effet majoritaire est la dégradation rapide de la matière organique. La seconde, dite phase de maturation, met en œuvre plus majoritairement des réactions de biosynthèse de macromolécules organiques : les molécules humiques. L'humification peut néanmoins débuter au cours de la phase active, de même que la dégradation se poursuit minoritairement au cours de la phase de maturation.

La transformation du déchet au cours de la phase active se traduit par (1) une stabilisation de la matière organique, majoritairement liée à l'élimination de ses fractions les plus biodégradables, et une réduction de masse et de volume associée à cette élimination, (2) une élévation de la température de la matière, favorable à son hygiénisation, et (3) un séchage de la matière par évaporation - partiellement due à l'élévation de température – et transfert dans le flux d'air, d'une partie de l'eau initialement présente (figure 2). De nombreux facteurs, présentés dans le tableau 1, vont influencer la phase active du traitement par compostage des déchets organiques et que les exploitants de ces traitements s'efforceront de maîtriser. C'est pourquoi cette phase du procédé a fait l'objet de nombreux travaux de recherche.

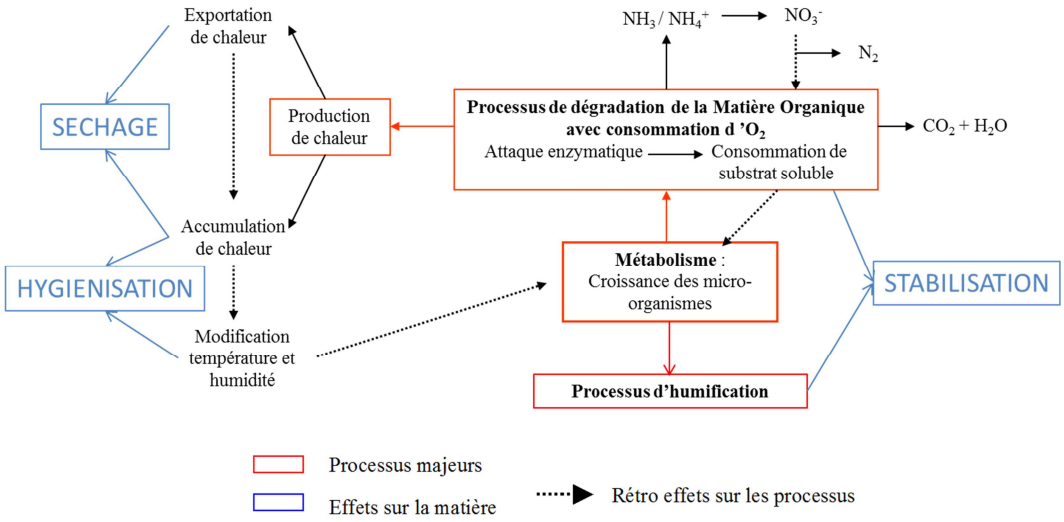


Figure 2 - Processus développés au cours de la phase active des traitements par compostage et effets sur la matière

Au cours de la maturation, la stabilisation de la matière organique est poursuivie via, majoritairement, des processus d'humification, selon des processus complexes [7]. Si les réactions développées au cours de cette étape nécessitent le maintien de conditions aérobies, elles ne semblent pas, ou peu, pouvoir être influencées par la configuration de la cellule réactionnelle [8]. En outre, l'étape de maturation ne conduit généralement pas au développement de températures thermophiles, si la matière organique la plus facilement biodégradable a bien été dégradée au cours de la phase active [9]. Aussi, à ce jour, la maturation a souvent lieu lors du stockage du produit issu de la première phase du traitement et fait

l'objet de peu d'intervention et de contrôle. Cette étape du procédé a fait l'objet de travaux de recherche moins nombreux [10, 11].

Caractéristiques du substrat influençant la phase active du compostage	Caractéristiques de traitement influençant la phase active du compostage
• Nature biochimique • Caractéristiques physiques : o teneur en eau o taille des particules o surface spécifique o perméabilité à l'air, porosité	• Existence d'un prétraitement • Mode d'aération o Naturelle o Forcée (dépendance au débit) o Retournements (nombre et fréquence) • Mise en œuvre continue ou batch • Configuration géométrique de la cellule réactionnelle

Tableau 1 : Liste non exhaustive des facteurs influençant la phase active du procédé de compostage

Les réactions qui caractérisent les deux étapes précédemment décrites sont induites par une myriade de microorganismes hétérotrophes : bactéries, actinomycètes, champignons, protozoaires, algues, etc. Néanmoins, les trois familles prépondérantes sont les bactéries, les actinomycètes et les champignons. Ces populations sont généralement classées en deux groupes dépendant de la température : les microorganismes mésophiles et les microorganismes thermophiles. Elles évoluent au cours du compostage [5, 12, 13]. Dans le cas spécifique de procédés dit de vermicompostage, une part importante de la dégradation pourra également être réalisée par l'action de macroorganismes tels que des vers, notamment *Eisenia fetida*, dont l'action directe consistera principalement à modifier les propriétés physiques des matériaux [14]. Les vers contribueront également à modifier les propriétés chimiques des substrats et à stimuler l'activité des microorganismes [15, 16]. L'étude scientifique du vermicompostage reste néanmoins assez récente (depuis une dizaine d'années).

Si les principes et effets généraux du compostage sont bien connus et s'il existe une large expertise empirique de la conduite du procédé, il n'en reste pas moins qu'une compréhension fine des multiples processus réactionnels impliqués dans la mise en œuvre du procédé de compostage est nécessaire pour cibler les leviers d'optimisation de la transformation de la matière organique et de ses impacts.

Sur la base des principes de compostage décrits ici, des avancées de connaissances obtenues sur ce sujet au cours de ma thèse [17] et des besoins de recherche constatés précédemment, mes travaux sur la compréhension des procédés de compostage se sont développés selon trois questions de recherche :

1. La compréhension des processus biologiques de transformation de la matière organique et en particulier la recherche d'un fractionnement de la matière adéquat pour décrire sa biodégradation ;
2. L'étude des paramètres physiques influents au cours du procédé de compostage et la recherche des voies de pilotage de ces paramètres via les conditions opérationnelles du compostage ;
3. Enfin, le développement de modèle de compostage afin d'étudier/valider les couplages entre les différentes familles de processus impliquées dans cette biotransformation de la matière organique.

Ces travaux ont fait appel à des méthodes expérimentales préexistantes comme exposées dans la section 2, mais ont également nécessité le développement de nouvelles méthodes et procédures analytiques qui seront décrites par la suite.

2 Substrats étudiés et méthodes préexistantes

2.1 Substrats

Au cours de ces travaux, différents substrats ont pu être étudiés, dont des exemples de caractéristiques chimiques sont donnés dans le tableau 2 : Boues de STEP, Fraction fermentescible des OMR triée mécaniquement, Fumier bovin (litière engraissement de taurillons), Digestat solide de fumier bovin, Mélange de biodéchets collectés séparément et déchets verts.

Ces substrats se caractérisent par leur diversité tant en terme d'origine de production (eaux résiduaires/déchets ménagers/agricoles) que dans les traitements appliqués préalablement à sa biodégradation aérobie (déchets frais ; traitement biologique des eaux usées et concentration ; digestion aérobie et séparation de phase). Cette diversité est d'autant plus intéressante qu'elle permet d'étudier des compositions biochimiques, des niveaux de biodégradabilité et des caractéristiques physiques très différentes.

	MS (%)	MO (% MS)	DCO (g 0_2/kg MS)	CT (g C/kg MS)	NTK (g N/kg MS)
Boues de STEP	26,0	81,4	630,0	-	56,8
Fraction fermentescible des OMR triée mécaniquement	43,3	74,5	767,0	-	12,4
Fumier bovin (litière engraissement de taurillons)	26,1	84,3	1153,8	537,9	34,5
Digestat solide de fumier bovin	31,3	77,7	985,1	331,8	25,9
Mélange de biodéchets collecté séparément et déchets verts	39,3	62,0	960,1	387,8	15,0

Tableau 2 : Exemple de caractéristiques physico-chimiques des substrats considérés au cours des travaux sur la compréhension du compostage

Remarque : dans cette synthèse, les résultats analytiques dits de « matière organique – MO » sont obtenus par calcination à 550°C ou 480°C et équivalents à des « Matières volatiles – MV ».

2.2 Mesure des cinétiques de biodégradation aérobie par respirométrie solide

Initialement développées pour des substrats liquides en mesurant la consommation de l'oxygène dissous, les méthodes respirométriques ont été tout d'abord appliquées aux déchets solides pour établir des indicateurs de stabilité de la matière organique [18-22]. Ainsi, au début des années 2000, seuls quelques auteurs avaient appliqué la respirométrie pour le suivi et la compréhension des cinétiques de biodégradation de la matière organique solide [23-25]. C'est dans ce contexte qu'avait été développé dans le cadre de mes travaux de thèse le premier respiromètre solide au Cemagref de Rennes [26]. Ce respiromètre (figure 3) dont le développement a été poursuivi dans le cadre des travaux de thèse de Lucie Berthe [27] est constitué d'une enceinte en verre de 10 litres ou en inox de 6 litres hermétiquement fermée. A l'intérieur des cellules, le mélange repose sur une grille placée à quelques centimètres du fond de la cellule. L'aération se fait par le bas de la cellule, par de l'air comprimé saturé en humidité et à un débit maintenu constant de 70L/h environ. La mesure respirométrique est effectuée à une humidité de mélange constante (égale à l'humidité initiale du mélange) et à température constante fixée à 40°C (température optimale pour le développement des micro-organismes [26]) et maintenue grâce à des bains thermostatés dans lesquels sont immergées les cellules. La teneur en oxygène dans le gaz entrant et sortant de la cellule est enregistrée afin d'établir des courbes cinétiques de consommation en oxygène (rO_2 en mmolO_2/h/kg MS ou mmolO_2/h/kg MO).

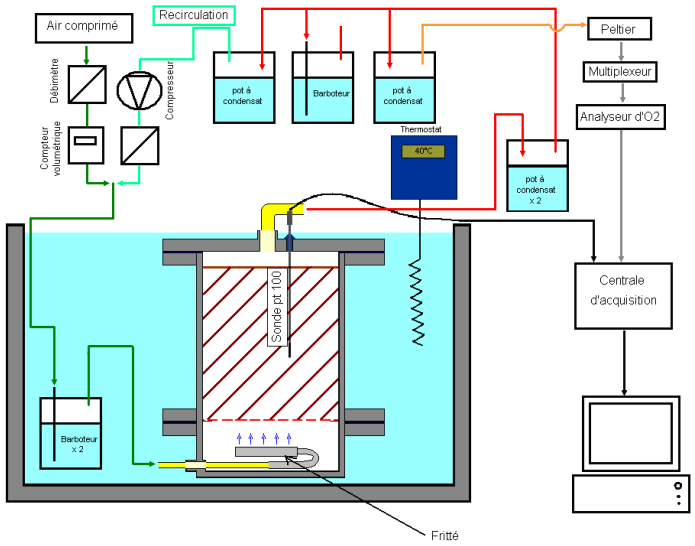


Figure 3 : Schéma du respiromètre solide [28]

2.3 Méthode de simulation expérimentale du compostage : le pilote 300 L

Afin d'obtenir des données expérimentales de compostage dans des conditions maitrisées, ces travaux de recherche ont mis en œuvre des essais en pilote de 300 litres (Figure 4). Ces bancs de 3 pilotes expérimentaux ont été développés au Cemagref de Rennes entre 1998 et 2004 [29]. Ils permettent de reproduire, outre la biodégradation, les évolutions thermiques caractéristiques du compostage (cuve de compostage isolée), ainsi que les processus physiques de tassement et réorganisation du massif de déchets. Leur configuration autorise notamment le suivi continu de la masse de déchets via un système de peson intégré, de la température en différents points du massif via l'introduction de capteurs de température au travers du chapeau de la cuve de compostage, des émissions liées à la biodégradation (raccordement à un analyseur de gaz en ligne pour oxygène, dioxyde de carbone, méthane et protoxyde d'azote et à des systèmes de piège pour l'ammoniac).

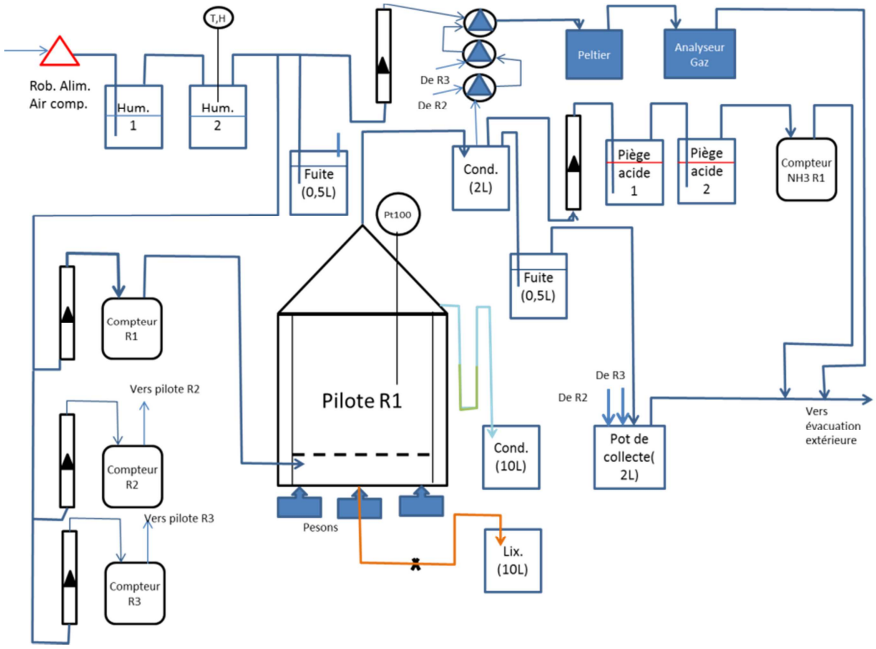


Figure 4 : Schéma du banc de simulation expérimentale du compostage

3 Comprendre le cœur du procédé : les processus biologiques

3.1 Rappels théoriques sur la biodégradation aérobie des déchets solides

La biodégradation aérobie, telle qu'établie en compostage, consiste en l'utilisation métabolique de la matière organique par des microorganismes hétérotrophes pour leur croissance. L'utilisation métabolique des molécules organiques repose sur des réactions biochimiques exothermiques, qui s'insèrent dans le cycle de respiration biologique [30]. Le processus de respiration est décomposé en deux phases. La première phase correspond à l'oxydation des molécules carbonées qui, à travers des réactions de catalyse enzymatique puis d'utilisation de l'acide pyruvique ainsi obtenu dans le cycle de Krebs, aboutissent à la production de dioxyde de carbone (premier produit de la respiration) et à la libération de protons et d'ATP (Adénosine TriPhosphate). Ces protons sont alors transférés sur des molécules de NAD (Nicotinamide Adénine Dinucléotide), qui entrent dans la chaîne respiratoire et participent à la régénération de l'ATP, via des réactions de phosphorylation oxydative. A l'issue de la chaine respiratoire, les protons se combinent avec l'oxygène dissous pour former de l'eau, qui constitue le second produit de la respiration. L'oxygène est ici l'oxydant indispensable au fonctionnement des cycles biologiques mis en jeu et sa consommation est proportionnelle à la quantité de substrat dégradé. L'énergie nécessaire à ces processus est fournie par l'hydrolyse des molécules d'ATP stockées. Les processus qui utilisent cette énergie peuvent avoir des rendements énergétiques variables, ce qui génère des pertes d'énergie dans le milieu qui sont à l'origine de la production de chaleur.

Les populations biologiques se développant en milieu aqueux et les réactions métaboliques ayant lieu à l'intérieur des cellules bactériennes, l'hypothèse est donc admise que la matière organique biodégradée est soluble dans l'eau et capable de franchir la barrière membranaire cellulaire. Les études, menées sur la caractérisation de la matière organique des eaux usées, ont montré que seules les molécules de taille inférieure ou égale à 0.0005 µm étaient susceptibles de diffuser à travers la membrane cellulaire des bactéries [31]. Par conséquent, le milieu biologique doit mettre en œuvre des réactions de réduction de la taille des molécules organiques solubilisées ou particulaires pour libérer des substrats directement utilisables par les micro-organismes. Cette mise à disposition de substrat directement biodégradable correspond à des réactions d'hydrolyse enzymatique.

Dans le cas d'une matière organique solide telle que celle traitée en compostage, les considérations précédentes ont conduit à décrire, conceptuellement, la matière comme des particules solides entourées d'un film aqueux. Le terme « film » a ici le sens d'un volume d'eau intimement lié à la matière solide et non d'un biofilm au sens biologique. Ce film aqueux contient les microorganismes (biomasse) et la matière organique soluble, ainsi que de l'oxygène dissous. Par colonisation de l'interface solide et attaque enzymatique, les microorganismes solubilisent la matière organique qu'ils peuvent ensuite utiliser pour leur métabolisme (figure 5).

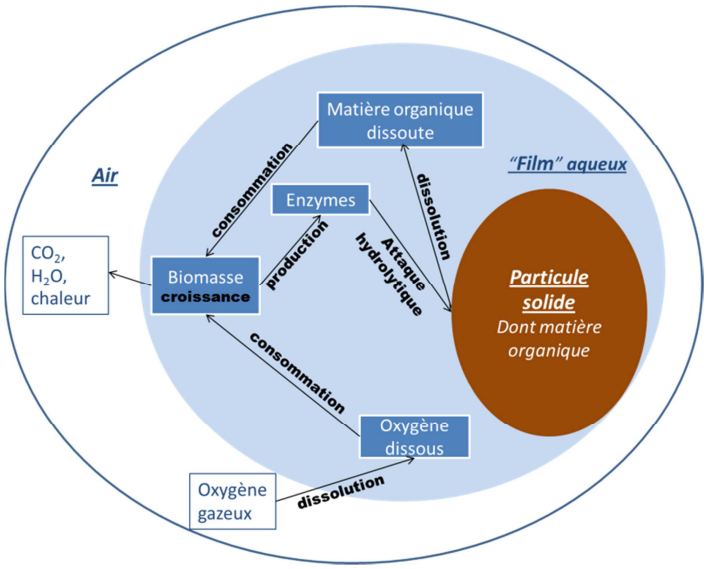


Figure 5 : Représentation conceptuelle simple de la biodégradation aérobie de la matière organique solide

Selon les processus décrits par la figure 5, mesurer les cinétiques de biodégradation revient donc à :

- quantifier la croissance de la biomasse,
- et/ou quantifier la disparation de la matière organique (dissoute et particulaire),
- et/ou quantifier la consommation d'oxygène.

Dans l'objectif de comprendre et prédire la biodégradation aérobie des déchets solides, mes travaux ont développé ses trois approches, en commençant par la dernière – approche respirométrique – puis en la combinant à des suivis de la matière organique et de la biomasse.

3.2 Approche repirométrique des cinétiques de biodégradation aérobie des déchets solides

La mesure de la consommation d'oxygène via des méthodes dites respirométriques présente l'intérêt de ne pas être destructive pour le milieu. La cinétique de consommation d'oxygène peut de plus être reliée à la cinétique de croissance des microorganismes et à la cinétique de consommation de la matière organique via un modèle simple inspiré des modèles ASM (Activated sludge model) [32] développés pour le traitement aérobie par boues activées des eaux usées. Ce modèle [26], développé au cours de ma thèse, décrit la matière organique biodégradable selon 2 compartiments :

- un compartiment facilement biodégradable MB consommé directement par la biomasse X pour leur croissance selon une cinétique de Monod.
- un compartiment plus lentement biodégradable MH qui doit être hydrolysé pour former du MB.

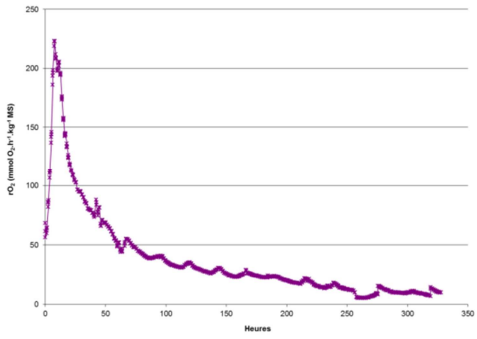
Les équations 1 à 4 du modèle décrivent respectivement :

1. La croissance (μ) et la mortalité (b) de la biomasse,
2. L'hydrolyse (Kh) de la fraction MH selon une cinétique prenant en compte la colonisation de la matière par la biomasse [33],
3. La consommation de la fraction MB, inversement proportionnelle au rendement de croissance (Y) de la biomasse, et sa formation via l'hydrolyse de MH,
4. La consommation d'oxygène nécessaire à l'oxydation de la fraction MB non assimilée par la biomasse (1-Y) et l'oxydation partielle (1-f) de la biomasse morte (respiration endogène).

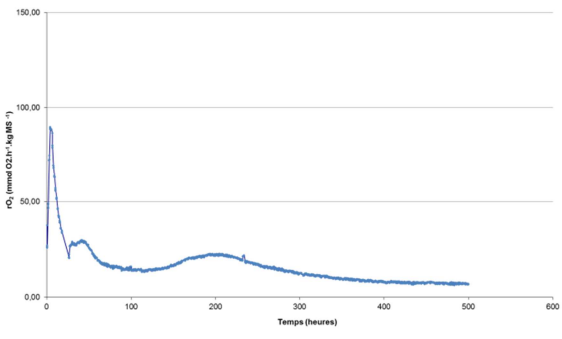
$$\begin{cases} \dfrac{dX(t)}{dt} = \mu_m \cdot \dfrac{MB(t)}{K_B + MB(t)} \cdot X(t) - b \cdot X(t) & (1) \\ \dfrac{dMH(t)}{dt} = -K_h \cdot \dfrac{MH(t)/X(t)}{MH(t)/X(t) + K_{MH}} \cdot X(t) & (2) \\ \dfrac{dMB(t)}{dt} = -\dfrac{1}{Y} \cdot \mu_m \cdot \dfrac{MB(t)}{K_B + MB(t)} \cdot X(t) + K_h \cdot \dfrac{MH(t)/X(t)}{MH(t)/X(t) + K_{MH}} \cdot X(t) & (3) \\ rO_2(t) = \dfrac{(1-Y)}{Y} \cdot \mu_m \cdot \dfrac{MB(t)}{K_B + MB(t)} \cdot X(t) + b \cdot (1-f) \cdot X(t) & (4) \end{cases}$$

Les paramètres initiaux du modèle sont fixés par défaut (Y, f, Kb, KMH et b) ou par identification sur la courbe expérimentale (µm, Kh, X, MB, MH). L'optimisation de ces paramètres est ensuite réalisée par minimisation de la somme des carrés des erreurs entre la cinétique de consommation d'oxygène prédite par ce modèle et la mesure de cette cinétique via la respirométrie solide (méthode décrite au 2.2).

Un tel outil numérique bien qu'ayant trouvé son application pour la prévision de la biodégradabilité des substrats traités par compostage [34, 35], présente cependant plusieurs limites. Ainsi, une seule donnée expérimentale permet de déterminer 5 paramètres du modèle car les fractions MB et MH ne sont pas reliées à une caractérisation analytique de la matière organique. D'autre part, selon l'origine des substrats étudiés, la cinétique de biodégradation exprimée via la cinétique de consommation d'oxygène peut considérablement varier : croissance de la cinétique plus ou moins rapide, nombre de pics (ou épaulements) observés, amplitude du ou des pics, temps de retour à une cinétique de respiration basale. Dans le cadre de nos travaux, les mesures respirométriques sur les boues et les biodéchets ont donné lieu à un seul pic de respiration, plus rapide et moins étendu pour les boues (graphique 1), alors que des substrats comme le fumier ou les OMR ont présenté des pics ou épaulements multiples, avec des cinétiques très différenciées (graphique 2). Enfin, les digestats étudiés ont pu montrer des comportements respirométriques qualitativement comparables à ceux de leurs substrats d'origine non digérés, mais avec des délais dans l'atteinte des pics, une amplitude réduite de ces pics, ainsi qu'une consommation totale d'oxygène moindre, correspondant logiquement à une moindre biodégradabilité. Cette diversité comportementale, propice à une compréhension approfondie des mécanismes, a montré que le modèle simple préalablement décrit ne simule pas de façon satisfaisante les courbes respirométriques obtenues sur les matrices plus complexes.



Graphique 1 : Exemple de mesure de la cinétique de consommation d'oxygène obtenue pour des boues d'épuration des eaux usées (Projet MODECOR – Post-doc K. Estève)



Graphique 2 : Exemple de mesure de la cinétique de consommation d'oxygène obtenue pour des OMR autoclavées à 130°C (Convention NTFUN16/460449– Univ. Leeds)

Afin de lever les limites précédemment listées du modèle simple de biodégradation aérobie, j'ai donc développé des travaux pour relier la cinétique de consommation d'oxygène aux caractéristiques chimiques, biochimiques et biologiques de la matière organique avec trois principaux objectifs :

1. Identifier les fractions biodégradables de la matière organique
2. Pouvoir quantifier analytiquement ces fractions
3. Proposer une optimisation du modèle biologique en se basant sur ce fractionnement

3.3 Evolution des fractions de matière organique au cours de la biodégradation

Si l'on veut déterminer une méthode analytique de fractionnement de la matière organique et non plus un fractionnement modèle, optimisé numériquement, il est naturel de s'intéresser à la composition biochimique de la matière organique. La matière organique d'un déchet est composée de polymères d'origines diverses. Ils peuvent appartenir à la matrice propre du déchet, appartenir à la biomasse contenue dans ce déchet ou encore avoir été sécrétés par cette biomasse. Cette matière est communément décrite comme un ensemble de composés glucidiques et protéiniques (polysaccharides, sucres simples, protéines, acides aminés), de composés lignocellulosiques et de composés lipidiques. Les premiers sont des molécules hydrolysables constituant un potentiel biodégradable puisqu'elles sont décomposées en sucres simples et en acides aminés par hydrolyse enzymatique puis consommées par les micro-organismes [36]. Les sucres simples sont directement assimilés en présence d'oxygène par la biomasse et leurs teneurs diminuent considérablement au cours du compostage [27]. Les composés lignocellulosiques sont des macromolécules retrouvées classiquement dans les déchets solides. Pour exemple, un déchet municipal est composé en moyenne de 40 % de cellulose, 20-30 % d'hémicellulose et 20-30 % de lignine [37]. La cellulose est un polymère composé de sous-unités de D-glucose pour former des dimères de cellobiose. L'hémicellulose est un polysaccharide avec un poids moléculaire inférieur à la cellulose. La lignine est un hétéropolymère amorphe, non-soluble dans l'eau. Leur nature aromatique confère aux lignines une recalcitrance vis-à-vis de la dégradation biologique [38]. Enfin les composés lipidiques présentent la particularité d'être solubles dans les solvants organiques. Leurs structures moléculaires sont très variables mais contiennent généralement des acides carboxyliques linéaires à chaîne hydrocarbonée appelés acides gras. La biodégradabilité des composés lipidiques est variable.

3.3.1 Méthodes de fractionnement et caractérisations biochimiques développées

Les travaux développés sur la compréhension de la biodégradabilité via le fractionnement de la matière organique ont tous une base conceptuelle commune : un fractionnement de base entre la matière organique soluble à l'eau (SOLW) et la matière organique non soluble à l'eau (NSOL). Pour aller au-delà du modèle de fractionnement initial qui proposait deux compartiments conceptuels (MB – facilement biodégradable - et MH – matière hydrolysable), les travaux développés successivement dans le post-doctorat de Karine Estève (projet MODECOR) puis dans la thèse de Jérémy Denès (Projet ETYC) ont amenés à proposer le fractionnement présenté à la figure 6. Ce fractionnement propose tout d'abord une extraction aqueuse. La distribution des poids moléculaires des macromolécules solubles à l'eau est ensuite analysée par une méthode HPLC d'exclusion stérique combinée à un détecteur évaporatif à diffusion de lumière (DEDL), avec un étalonnage préalable avec des molécules DEXTRAN permet de subdiviser l'aire du chromatogramme selon des gammes de poids moléculaires allant de 70 à moins de 1 kDa. D'autre part, une caractérisation biochimique poussée de la matière organique non soluble à l'eau est mise en œuvre, à la fois pour investiguer la diversité des formes biodégradables dans cette fraction NSOL, mais également, pour proposer un fractionnement compatible avec les modèles de minéralisation de la matière organique dans les sols. Un fractionnement de type Van Soest [39] en externalisant l'extraction aqueuse a donc été mis en œuvre.

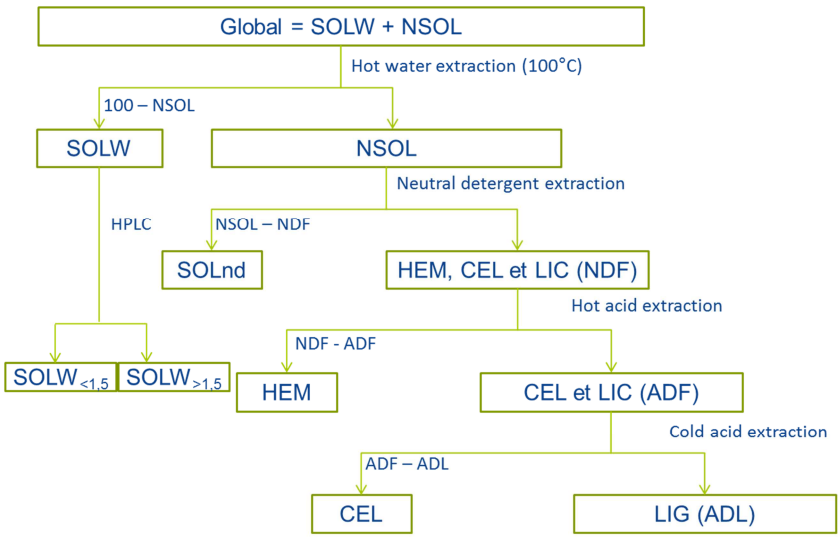


Figure 6 : Protocole de fractionnement de la matière organique

3.3.2 Dynamiques de la matière organique au cours de la biodégradation aérobie

Afin d'aller plus avant dans la compréhension des dynamiques de la matière organique et des relations entre SOLW et NSOL, les dynamiques des 6 fractions biochimiques (SOLW<1,5kDa ; SOLW>1,5kDa ; SOLnd ; HEM ; CEL ; LIG) ont été suivies au cours de la biodégradation aérobie (Exemples de résultats au graphique 3). Ainsi des mesures respirométriques ont été mises en œuvre sur chaque substrat étudié. Lors de chacune de ces mesures, les substrats ont été mélangés avec un structurant inerte (anneaux plastiques) et ce afin d'assurer une porosité suffisante pour une aération optimale du déchet. Après vérification de la reproductibilité de la méthode, plusieurs mesures ont été réalisées en parallèle (4 à 10) et arrêtées à des pas de temps différents et ce afin d'obtenir des caractérisations de la matière organique en des points remarquables de la biodégradation.

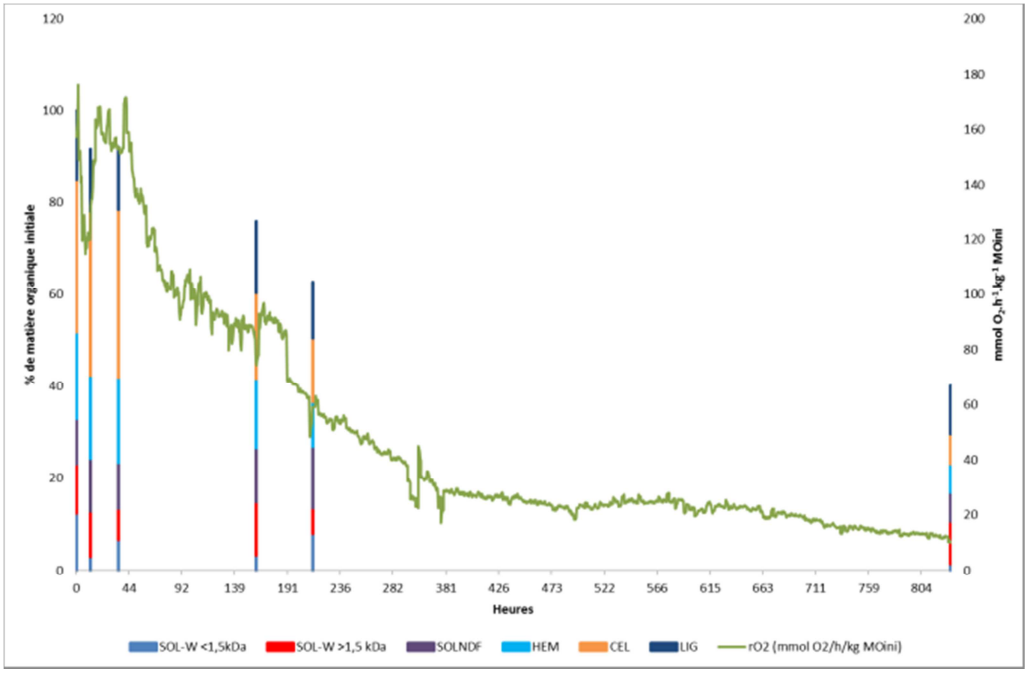
Selon les substrats, la quantité initiale de matière organique soluble à l'eau (SOLW) peut être très variable, allant de 2 à 25% de la matière organique totale. La partition de SOLW en fractions de poids moléculaires supérieures et inférieures à 1,5 kDa a été choisie afin de représenter des molécules directement assimilables par les cellules microbiennes (molécules inférieures à 1,5kDa) et des molécules organiques solubles à l'eau mais non directement assimilables par la biomasse (molécules supérieures à 1,5kDa). La proportion de molécules inférieures à 1,5kDa est également très fluctuante (0 à 90% de la matière organique soluble à l'eau) et évolue au cours de la biodégradation (graphique 3). L'observation de la dynamique de la fraction SOLW pour divers substrats nous a ainsi amenés à formuler plusieurs hypothèses :

- La croissance de la cinétique de respiration coïncide avec une consommation de la fraction organique soluble à l'eau inférieure à 1,5 kDa
- Les phases d'augmentation de la fraction organique soluble à l'eau > 1,5 kDa sont parallèles à la disparition de la fraction organique non soluble à l'eau, alors que les phases d'augmentation de la fraction organique soluble à l'eau < 1,5 kDa sont parallèles à des phases de décroissance de la fraction organique soluble à l'eau > 1,5 kDa.

Au sein de la matière organique non soluble à l'eau (NSOL), quel que soit le substrat étudié, la fraction lignine diminue lentement et linéairement tout au long de la biodégradation. Pour des substrats comportant une fraction SOLW initialement significative (10 à 25% de la matière organique totale), les fractions dites « hemicellulose » et « cellulose » restent constantes jusqu'au pic de respiration et diminuent ensuite régulièrement. A contrario, un substrat comportant une fraction SOLW initialement

très faible et composée quasi exclusivement de molécules supérieures à 1,5kDa, la fraction « cellulose » diminue dès le début de la dégradation aérobie, alors que la fraction soluble à l'eau augmente jusqu'au pic de respiration et décroit seulement après. Enfin, la fraction SOLnd diminue seulement en fin de dégradation aérobie.

Ces observations montrent qu'au début de la biodégradation, la fraction soluble à l'eau inférieure à 1,5 kDa est utilisée en priorité par les microorganismes. Puis, lorsque cette fraction devient faible, des processus d'hydrolyse sont développés pour solubiliser la matière organique non soluble et en particulier les fractions cellulose et hemicellulose en matière organique soluble supérieure à 1,5kDa, elle-même hydrolysée en matière organique inférieure à 1,5kDa, ce qui peut expliquer l'augmentation et la décroissance successive de la fraction soluble à l'eau. Lorsque qu'il n'y a pas de matière organique soluble à l'eau initialement disponible pour les micro-organismes, les processus d'hydrolyse de la cellulose et de l'hemicellulose s'amorcent plus rapidement.



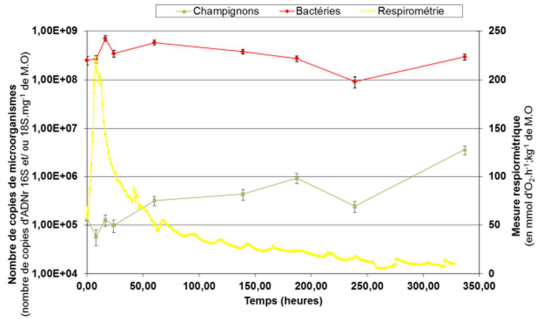
Graphique 3 : Distribution de la matière organique au cours de la biodégradation aérobie d'un fumier bovin.

3.4 Etude de la dynamique bactérienne et fongique

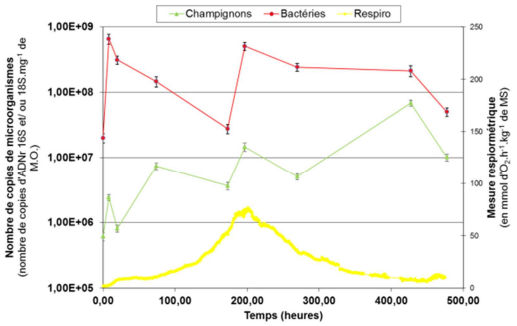
Outre le fractionnement biochimique de la matière organique, l'identification de la biomasse microbienne présente dans le déchet ainsi que le suivi de son activité et de son évolution au cours de la biodégradation sont également des critères importants de compréhension de cette biodégradation. Les premières études sur les communautés microbiennes du compost ont été réalisées dans les années 70 à l'aide de techniques culturales. L'ensemble des travaux réalisés montre que les deux groupes microbiens traditionnellement dominants dans les procédés de compostage sont les bactéries, parmi lesquelles les bactéries actinomycètes semblent jouer un rôle prépondérant [40], et les champignons. Le développement des outils de biologie moléculaire a permis d'étudier la diversité bactérienne en compostage. Cependant, les communautés fongiques, malgré leur rôle avéré dans le procédé de compostage, n'ont été que très peu étudiées [41]. Enfin, l'étude des communautés microbiennes a fréquemment été liée à l'étude de leur activité enzymatique, même s'il est souvent difficile d'associer spécifiquement une enzyme à une population dans un environnement complexe tel que celui du compostage [42]. Les résultats obtenus montrent cependant que la nature initiale du substrat oriente considérablement son évolution biologique.

La caractérisation de la biomasse microbienne au cours de la biodégradation aérobie a été réalisée, dans le cadre du post-doctorat MODECOR, via une quantification des bactéries et champignons totaux par PCR en temps réel, sur les échantillons prélevés dans les cellules respirométriques au cours de la biodégradation. L'ADN génomique total a été extrait à partir de la fraction de matière non-soluble à l'eau (stockée à -80 ° C puis broyée dans l'azote liquide) à l'aide du kit d'isolement d'ADN PowerSoil (Mobio ®). Les quantifications de PCR en temps réel ont été effectuées en triple. Le nombre de copies de gènes a été calculée par comparaison avec une courbe standard à base de dilutions décimales d'un plasmide linéarisé de concentration connue et contenant une région conservée d'ADNr 16S (pour les bactéries) ou 18S (pour les champignons). Le nombre de copie de cellules a été calculé en supposant une moyenne de 7 copies d'ADNr 16S par cellule bactérienne et 200 exemplaires d'ADNr 18S par cellule fongique.

La quantification des bactéries et champignons totaux au cours de la biodégradation aérobie de deux types de substrats (boue et OMR) a montré que, conformément aux données de la littérature [43], les bactéries étaient toujours présentes en plus grand nombre que les champignons. Il est également important de souligner que si le nombre de bactéries est initialement équivalent pour les deux substrats, le nombre de champignons est quant à lui beaucoup plus important dans le cas des OMR, ce qui semble être une caractéristique de ce substrat, telle que montrée par Hultman *et al* [44].



Graphique 4 : Evolution du nombre de copies d'ADNr16S/18S au cours de la biodégradation d'une boue



Graphique 5 : Evolution du nombre de copies d'ADNr16S/18S au cours de la biodégradation d'OMR

Pour les deux substrats, les communautés bactériennes se caractérisent par une croissance concomitante des pics des consommation d'oxygène et une décroissance, plus ou moins marquée, pendant les phases de décroissance de la cinétique de respiration (graphiques 4 et 5). Cette évolution semble appuyer l'hypothèse que les populations bactériennes sont principalement responsables de la consommation d'oxygène au cours de la biodégradation aérobie. Les champignons totaux démontrent quant à eux une augmentation régulière de leur population au cours de la biodégradation. Compte tenu des conclusions quant à la dynamique des fractions de matière organique précédemment exposées, les hypothèses suivantes ont été émises :

- La boue contient initialement une population bactérienne et une quantité de matière organique directement accessible aux bactéries suffisantes pour générer une croissance immédiate de la cinétique de consommation d'oxygène.
- L'OMR contient moins de bactéries et plus de champignons, et se caractérise par une quantité importante de matière organique sous forme cellulosique (37%), contrairement à la boue (15%), ce qui expliquerait un démarrage plus lent de la biodégradation
- L'évolution des populations de champignons semble être concomitante de la dégradation des fractions de matière organique non soluble (cellulose, hemicellulose, lignine)

L'hypothèse de modélisation tirée de ces résultats est donc la suivante : deux biomasses, l'une principalement fongique hydrolysant les fractions de matière organique non soluble à l'eau, l'autre principalement bactérienne hydrolysant la fraction de matière organique soluble à l'eau mais non directement utilisable pour le métabolisme microbien.

3.5 Modélisation des cinétiques de biodégradation aérobie basée sur un fractionnement expérimental de la matière organique

Sur la base de l'ensemble des observations expérimentales et analytiques précédemment exposées, des bases de conceptualisation d'un nouveau modèle de biodégradation aérobie d'un déchet solide ont ainsi pu être proposées :

- La matière organique du substrat est initialement composée de 8 compartiments : 4 compartiments solides (SOLnd ; HEM ; CEL ; LIG), deux compartiments solubles à l'eau (SOLW>1,5kDa et SOLW<1,5kDa renommés ici SOL-H2O$_2$ et SOL-H2O$_1$) et 2 biomasses (X1 – assimilée à une biomasse à croissance lente de type fongique ; X2 – assimilée à une biomasse à croissance rapide de type bactérien)
- Les compartiments de matière organique solide sont hydrolysés par la biomasse fongique pour alimenter le compartiment SOL-H2O$_2$. Les résultats expérimentaux concernant les compartiments CEL, HEM et LIG ont montré que ces cinétiques peuvent être assimilées, de façon simplifiée, à des cinétiques du premier ordre.
- Le compartiment SOL-H2O$_2$ est hydrolysé par la biomasse bactérienne pour alimenter le compartiment SOL-H2O$_1$. Cette hydrolyse est supposée suivre une cinétique de type Monod limitée par le rapport entre le substrat et la biomasse [26].
- Le compartiment SOL-H2O$_1$ est consommé par les deux biomasses dont le métabolisme peut être retranscrit selon une cinétique de type Monod, tenant compte de la croissance de la biomasse et de son déclin.
- La consommation d'oxygène et la production de CO_2 sont ainsi directement reliées à l'oxydation métabolique du compartiment SOL-H2O$_1$.

Concernant le compartiment SOLnd, les observations expérimentales ont montré que ce dernier n'est pas soumis à une unique décroissance au cours de la biodégradation, ce qui indique qu'il n'est pas uniquement consommé. Sur ce dernier point, deux hypothèses de modélisation ont donc été envisagées :

1. Le compartiment SOLnd pourrait être alimenté par l'hydrolyse des compartiments hemicellulose, cellulose et lignine, puis lui-même hydrolysé.
2. Le compartiment SOLnd est hydrolysé pour partie, mais également alimenté par la formation de molécules récalcitrantes à la biodégradation mais extractibles dans le solvant neutre. Ainsi, on sait que lors de la phase de biodégradation active du compostage, il existe des processus minoritaires de biosynthèse, de molécules humiques notamment. Par ailleurs, les produits de la lyse des biomasses en présence ne sont pas nécessairement des exo-polymères très biodégradables.

Les travaux de Peltre *et al.* [45] portant sur l'analyse de la composition des fractions SOLW et SOLnd par pyrolyse et proche infra-rouge ont montré que l'évolution de la fraction SOLnd au cours du compostage pouvait être interprétée comme une stabilisation, ou augmentation de la récalcitrance des molécules extractibles dans le détergent neutre. Ces résultats tendent donc à confirmer la seconde hypothèse précédemment exposée, que nous avons retenue dans nos travaux. Nous avons donc, de la même façon que proposé par Zhang *et al.* [46], opté pour une partition de la fraction SOLnd en une fraction biodégradable SOLnd-B (initialement présente) qui subit une hydrolyse et une fraction non biodégradable SOLnd-R formée au cours de la biodégradation.

Enfin, concernant la lyse des biomasses, deux hypothèses peuvent également être retenues :

1. La lyse de la biomasse est traduite par un processus de mort régénération : la biomasse morte alimente une fraction de matière biodégradable
2. La lyse de la biomasse alimente un processus de respiration endogène : maintien cellulaire sans consommation de substrat

Compte tenu de l'observation d'une respiration quasi constante en fin de mesure respirométrique, nous faisons l'hypothèse qu'il existe bien un phénomène de respiration endogène dans notre système. Cependant, le modèle ASM1 [47] modélisant la biodégradation aérobie dans les traitements par boues activées privilégie le processus de mort-régénération pour les bactéries. En l'absence de vérification expérimentale, nous avons posé l'hypothèse suivante : la lyse bactérienne donne lieu à un phénomène de mort-régénération alimentant la faction SOL-H2O_2 ; la lyse fongique donne lieu à un phénomène de respiration endogène et la part non oxydée de la biomasse lysée alimente la fraction SOLnd-R.

Le modèle suivant a donc été proposé (Figure 7 et Equations 1 à 6).

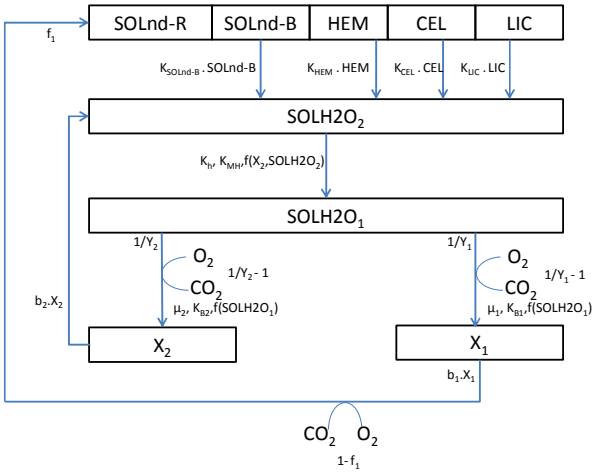


Figure 7 : Schéma du modèle de biodégradation aérobie de la matière organique

Eq 1 : $\frac{dC_i}{dt} = -K_i \times C_i$ avec i représentant respectivement SOLnd-B , HEM , CEL et LIC.

Eq 2 : $\frac{dSOLH2O_1}{dt} = k_h \times \frac{\frac{SOLH2O_2}{X_2}}{K_{MH}+\frac{SOLH2O_2}{X_2}} \times X_2 - \frac{1}{Y_1} \times \mu_1 \times \frac{SOLH2O_1}{K_{B_1}+SOLH2O_1} \times X_1 - \frac{1}{Y_2} \times \mu_2 \times \frac{SOLH2O_1}{K_{B_2}+SOLH2O_1} \times X_2$

Eq 3 : $\frac{dX_i}{dt} = \mu_i \times \frac{SOLH2O_1}{K_{B_i}+SOLH2O_1} \times X_i - b_i \times X_i$ avec i = 1 ou 2

Eq 4 : $\frac{dSOLnd-R}{dt} = f_1 \times b_1 \times X_1$

Eq 5 : $\frac{dSOLH2O_2}{dt} = b_2 \times X_2 + K_{SOLnd-B} \times SOLnd - B + K_{HEM} \times HEM + K_{CEL} \times CEL + K_{LIC} \times LIC - k_h \times \frac{\frac{SOLH2O_2}{X_2}}{K_{MH}+\frac{SOLH2O_2}{X_2}} \times X_2$

Eq 6 : $\frac{dCO_2}{dt} = \frac{1-Y_1}{Y_1} \times \mu_1 \times \frac{SOLH2O_1}{K_{B_1}+SOLH2O_1} \times X_1 + \frac{1-Y_2}{Y_2} \times \mu_2 \times \frac{SOLH2O_1}{K_{B_2}+SOLH2O_1} \times X_2 + (1-f_1) \times b_1 \times X_1$

L'équation 6 qui exprime la production de dioxyde de carbone et non la consommation d'oxygène s'explique par le choix d'exprimer les fractions de matière organique en fraction du carbone total et ce

afin de pouvoir les mesurer expérimentalement. L'expression de la cinétique selon des termes comparables à ceux utilisés pour les modèles basés sur un fractionnement de la DCO repose donc sur deux dernières hypothèses :

- Le rapport entre équivalent oxygène et carbone des fractions $SOLH2O_1$ et X1 ne varie pas au cours du temps.
- Il n'existe pas de phénomène anaérobie : tout le carbone disparu dans le déchet est émis sous forme de CO_2

L'expression de la cinétique de consommation d'oxygène peut alors être obtenue par application d'un facteur stœchiométrique à la cinétique de production de CO_2.

En résumé, le nouveau modèle se caractérise par 9 fractions de matière organique qui doivent être initialisées et 15 paramètres cinétiques. Parmi ces paramètres, 4 sont des coefficients cinétiques du premier ordre pour l'hydrolyse de la matière organique solide, 2 décrivent l'hydrolyse de la matière organique soluble, 6 décrivent les cinétiques de croissance et déclin des deux biomasses et les 3 derniers sont des constantes qui expriment le rendement d'assimilation du substrat par la biomasse ainsi que le recyclage de la biomasse morte. Ce modèle a fait l'objet de travaux de calage sur la base des résultats expérimentaux obtenus pour 4 substrats différents. La courbe respirométrique et l'évolution des fractions de matière organique de chacun de ces substrats ont été simulées en initialisant le modèle avec :

- Les valeurs mesurées au laboratoire des fractions SOLH2O, SOLnd, HEM, CEL, LIC,
- Le ratio $SOLH2O_1/SOLH2O_2$ donné par la mesure chromatographique,
- Des valeurs initiales a priori (sur la base des données de la littérature) pour X1 et X2
- Les valeurs des cinétiques d'hydrolyse du premier ordre estimées par linéarisation des données expérimentales
- Des valeurs issues de la littérature pour les paramètres cinétiques des biomasses.

Les valeurs de $SOLH2O_1$, $SOLH20_2$, X1, X2 et des paramètres cinétiques (hormis les cinétiques du premier ordre) ont ensuite été optimisées, afin d'aboutir à la meilleure simulation des données expérimentales, par rapport au taux mesuré de la production de CO_2 et à la dynamique de la fraction SOLnd. Une analyse de sensibilité a également été menée et a montré que les cinétiques d'hydrolyse du premier ordre pour les fractions de matière organique non soluble à l'eau, les coefficients de rendement des biomasses (Y1 et Y2) et de recyclage (F1) de la biomasse morte X1 peuvent être moyennés pour tous les substrats sans altérer notablement la qualité de la simulation. Les autres paramètres cinétiques semblent quant à eux propres aux biomasses en présence, elles-mêmes très dépendantes des substrats traités.

Le modèle ainsi proposé pour la modélisation de la biodégradation aérobie de substrats organiques solides intègre les développements méthodologiques et les connaissances acquises depuis 10 ans tant concernant le fractionnement de la matière organique que les biomasses microbiennes en compostage. Il intègre deux pools de biomasse représentant les deux grandes communautés présentes en compostage. De plus, il repose sur une description du substrat selon un fractionnement biochimique accessible expérimentalement, traduisant différents niveaux de biodégradabilité de la matière et dont les relations avec l'évolution de l'activité biologique ont été validées. Ce fractionnement présente de plus l'intérêt de permettre le couplage de ce modèle de biodégradation en compostage avec les modèles de biodégradation dans les sols couramment utilisés (ex. CANTIS). Ce modèle a été calé en s'appuyant sur des substrats très différenciés par leur origine (urbaine ou agricole) et par leur niveau de biodégradabilité (substrats frais et substrats prédigérés), ce qui devrait le rendre robuste pour de nouveaux substrats.

Cependant, ce modèle comporte encore des limites. Tout d'abord, des simplifications concernant les cinétiques d'hydrolyse des compartiments de matière organique solides subsistent, qui ne permettent pas de simuler les observations expérimentales concernant le démarrage immédiat ou retardé de l'hydrolyse des compartiments hemi-cellulosiques. Par ailleurs, la quantification initiale des fractions solubles à l'eau doit être vérifiée, la méthode HPLC actuelle n'étant pas une méthode quantitative. Ainsi, si le modèle est calé, la simulation des fractions solubles à l'eau s'avère assez peu précise. Enfin, il reste à valider ce modèle, sur de nouveaux résultats expérimentaux et de nouveaux substrats. Des mesures de biomasses seraient d'ailleurs intéressantes pour valider les évolutions simulées de ces paramètres.

L'ensemble des travaux discutés ici a fait l'objet d'une valorisation à travers 1 publication (A1) et 4 communications en colloques avec actes (CA2, CA15, CA17, CA27).

4 Comprendre l'impact de la structure physique du massif de déchets sur le compostage

Si le cœur du procédé de compostage repose sur les processus de dégradation biologique de la matière organique tels que décrits ci-avant, il n'en reste pas moins que ces processus peuvent être très largement dépendants des conditions environnementales offertes à la biodégradation. Ainsi l'accessibilité des micro-organismes à la matière organique biodégradable, la disponibilité de l'oxygène et par conséquent sa distribution dans le milieu, l'humidité du substrat et la température du milieu, sont autant de facteurs qui vont influencer les cinétiques de biodégradation, les écoulements gazeux dans le massif de déchets et les émissions gazeuses issues du procédé. Or ces paramètres environnementaux sont intimement liés à la nature physique du déchet et à l'organisation du massif poreux soumis au procédé biologique. Différents paramètres physiques vont permettre de caractériser des déchets solides. On peut les classer selon cinq groupes principaux : les paramètres en lien avec la quantité d'eau présente dans la matière, ceux en lien avec la masse volumique, la taille et la forme des particules composant la matrice solide et enfin ceux relatifs à la porosité de la matière et à la capacité d'écoulement d'un fluide à travers la masse.

L'eau indispensable au métabolisme des microorganismes pour lesquels elle est le lieu de la croissance biologique, forme un vecteur de colonisation bactérienne des particules solides et de transport des nutriments et peut également constituer un réactant, notamment lors des réactions d'hydrolyse. L'eau est aussi l'interface d'échange avec la phase gazeuse permettant ainsi l'apport d'oxygène aux micro-organismes [48]. Afin d'autoriser une activité biologique suffisante, le taux d'humidité du substrat doit généralement se situer entre environ 20 et 70 % de la masse totale [8]. Entre ces deux bornes, l'activité biologique passe par un maximum, qui correspond au taux d'humidité optimum, dont les valeurs recommandées varient selon les matériaux considérés.

Le massif de déchets organiques peut être décrit comme un lit de particules solides. La masse volumique du substrat, liée à son humidité et à sa porosité, influence la capacité de ce lit de substrat à se compacter. Par conséquent, la masse volumique influence donc la capacité d'aération du substrat. Or si cette capacité d'aération est fortement diminuée, la concentration en oxygène dans le milieu risque de diminuer, influençant ainsi les cinétiques de biodégradation. De plus, la distribution de la taille des particules constituant le lit définit la surface accessible aux micro-organismes pour la dégradation [49] et en particulier pour les réactions d'hydrolyse. En cela, la taille des particules et la surface spécifique du substrat influencent les cinétiques de biodégradation notamment via la quantité de matière organique biodégradable accessible aux attaques biologiques. La taille des particules influence également la compactibilité du lit, pouvant ainsi modifier la masse volumique et limiter l'écoulement gazeux et la possibilité de maintenir des conditions aérobies. Le premier paramètre de caractérisation de la taille des particules composant le massif est leur distribution granulométrique. En termes de surface des particules, le paramètre généralement utilisé est la surface spécifique S. Cette surface spécifique peut être calculée à partir de la porosité et de la perméabilité à l'air selon l'équation de Kozeny-Carman [50].

La porosité à l'air indique le volume accessible à l'air au sein du massif. Elle influence les écoulements à travers le milieu poreux, et par conséquent, les transferts de masse et de chaleur. Ce faisant, elle influence donc indirectement les cinétiques microbiologiques [51]. La porosité a d'autant plus d'influence sur l'écoulement d'air que le procédé considéré met en jeu une aération passive. Lors d'un traitement aérobie par compostage, la valeur ou la gamme de porosité à l'air optimale varie selon les auteurs, allant de 30 à 65 % selon que l'on considère Haug [8], Epstein [5], Keener et al. [52], Madejon et al. [53], ou encore Mohee et Mudhoo [49]. La taille des particules et la porosité sont intimement liées pour définir le facteur de tortuosité du cheminement de l'air qui influence l'écoulement d'air notamment via son impact sur la diffusion effective des gaz dans le milieu [50]. Deux grands paramètres

vont permettre de décrire la porosité de la matière : la porosité totale ε d'un matériau correspond au volume de vide « potentiel » total, alors que la porosité à l'air FAS (free air space) correspond uniquement au volume accessible à l'air [51]. La porosité influence la perméabilité du milieu, qui détermine donc la vitesse de l'écoulement d'air et l'aération du milieu [54] et influe donc indirectement sur l'activité microbienne par son action sur les transferts de masse et de chaleur [55]. Une perméabilité trop faible limite la circulation des gaz et peut mener à des conditions anaérobies. Tout comme la porosité, la perméabilité est très sensible à la compaction du milieu. Toutefois, bien qu'influençant le procédé, ce paramètre est peu suivi et a été peu étudié au cours du compostage. Il n'existe dans la littérature aucune valeur conseillée pour une bonne gestion du procédé.

Il existe donc de nombreuses relations liant les paramètres physiques pouvant caractériser un massif de déchets en compostage. Cependant, tant du point de vue des cinétiques de biodégradation que des caractéristiques de l'écoulement, l'influence « physique » du substrat peut très probablement se rapporter à uniquement quelques-uns de ces paramètres. Ainsi, concernant la biodégradation et plus précisément la biodégradabilité, l'humidité apparaît comme un paramètre d'influence incontournable. Si la granulométrie et la porosité du substrat apparaissent, intuitivement, à relier avec la biodégradabilité du substrat, c'est néanmoins la surface spécifique qui semble le paramètre le plus judicieux pour exprimer une influence sur l'accessibilité des micro-organismes à la matière biodégradable. La biodégradation est également influencée par l'aération du système. Or l'influence du substrat sur la capacité d'aération du système s'exprime majoritairement à travers sa porosité et sa perméabilité.

Au regard de l'état de l'art présenté ci-avant, les questions de recherche qui ont été étudiées au cours de mes travaux de recherche ont été les suivantes :

- Comment les quatre paramètres physiques majeurs (humidité, surface spécifique, porosité et perméabilité du substrat) influencent-ils les performances du compostage : tant la biodégradabilité intrinsèque du substrat (cinétiques de biodégradation, étendue de la biodégradation) que son comportement en compostage (comportement thermique, tassement et capacité d'aération du massif de déchets) et comment cette influence peut-elle s'exprimer en termes de modélisation ?
- Comment ces paramètres théoriques peuvent-ils être reliés à des paramètres opérationnels du compostage, maitrisables sur le site de traitement, tels que : l'humidité des substrats ou mélanges de substrats considérés, la granulométrie du structurant ou la maille de criblage des substrats traités, l'apport ou non de structurant au substrat ?

4.1 Développement d'une méthode d'étude des caractéristiques physiques des massifs de déchets : le PPP

Parmi les développements méthodologiques importants inhérents à ces travaux de recherche, il a été choisi de concevoir, dans le cadre du projet ANR ESPACE, un outil spécifique (PPP) permettant de mesurer à la fois la porosité et la perméabilité et ce à différents niveaux de compaction de la matière (Figure 8). La surface spécifique peut ainsi être ensuite recalculée à partir des mesures de porosité et perméabilité.

La mesure de la porosité retenue dans la conception du PPP a été la méthode au pycnomètre à air, car elle est non destructive pour l'échantillon étudié, précise et fiable. Cette méthode est basée sur l'application de la loi de Boyle-Mariotte (ou loi des gaz parfaits PV=nRT). Elle consiste à placer un volume connu de matrice à étudier (Vg) dans une cellule dite échantillon, puis de connecter cette cellule à une seconde cellule dite additionnelle qui a été au préalable mise sous pression à une valeur donnée (Pa1). La pression d'équilibre atteinte après connexion des deux cellules (Pf) permet de calculer la porosité de la matrice étudiée. La cellule échantillon, considérée pour la mesure de la porosité et contenant un

volume connu Vg de matrice à étudier, doit également permettre la mesure de la perméabilité à l'air. La méthode classique de mesure de ce paramètre a été choisie lors de la conception de l'outil PPP. Elle consiste à injecter un débit d'air donné q au matériau placé dans la cellule échantillon et à mesurer la perte de charge ΔP subie par ce flux gazeux lorsqu'il traverse le lit de solide (de section A et de hauteur H), puis à calculer la perméabilité à l'air K de l'échantillon selon l'équation classique de Darcy :

$$K = \frac{q.\mu.H}{\Delta P.A}$$

avec K = perméabilité à l'air (m^2), q = débit d'air (m^3/s), μ = viscosité dynamique de l'air (kg/ms), H = hauteur du lit de matériau (m), ΔP = perte de charge (Pa), A = section de la cellule échantillon (m^2).

Enfin, il a été choisi d'équiper la cellule échantillon contenant la matrice d'un piston de compaction permettant d'évaluer l'incidence de ce phénomène sur la porosité et la perméabilité des déchets.

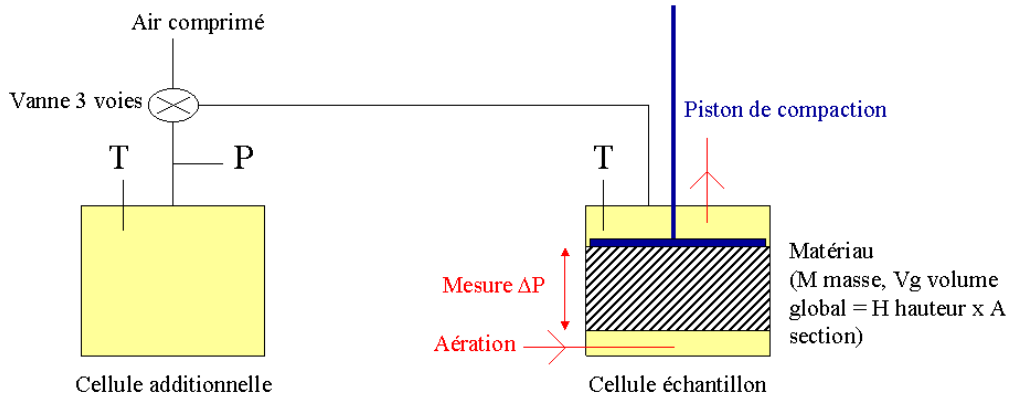


Figure 8 : Schéma de principe général du dispositif PPP

Ce dispositif a été validé sur des matériaux de référence dans le cadre du projet et cette validation a fait l'objet d'une publication (A4).

4.2 Méthode d'étude de l'influence des caractéristiques physiques sur les performances du compostage

Nous avons choisi d'étudier l'influence des paramètres physiques d'une part spécifiquement sur les processus de biodégradation (consommation d'oxygène, cinétiques biologiques et fractions de matière biodégradable) et, d'autre part, sur le comportement en compostage du massif de déchet (c'est-à-dire le coefficient de dispersion de l'air dans le massif, le tassement du massif, la consommation totale en oxygène et la température maximale atteinte).

Pour cela des plans d'expérience ont été définis qui ont permis de fixer les expérimentations à mener d'une part en respirométrie pour l'étude de l'influence des paramètres physiques sur la biodégradabilité intrinsèque et d'autre part en pilote de compostage pour l'étude de l'influence des paramètres physiques sur le comportement en compostage. Deux types de substrats ont été étudiés : boues et OMR prétraitées en tube BRS puis criblées. La méthodologie des surfaces de réponse a été utilisée pour l'étude des mélanges boues-structurant, via l'utilisation de plans composites centrés. Pour l'étude du compostage des OMR, une méthode de type screening a été choisie. Le tableau 3 décrit ces plans d'expérience.

	Etude de l'influence sur la biodégradation			Etude de l'influence sur le comportement en compostage		
	Facteurs étudiés	Organisation du plan	Nombre d'essais	Facteurs étudiés	Organisation du plan	Nombre d'essais
Boues	3 facteurs : • Humidité du mélange • Granulométrie du structurant • Ratio boue/structurant 2 structurants testés	Plan factoriel complet (niveaux haut et bas) Points centraux Points étoiles (deux niveaux au-delà du plan factoriel)	16 essais par struct.	2 facteurs : • Humidité du mélange • Granulométrie du structurant 2 structurants testés	Plan factoriel complet (niveaux haut et bas) Points centraux Points étoiles (deux niveaux au-delà du plan factoriel)	8 essais par struct.
	Etude de l'influence sur la biodégradation et du comportement en compostage					
	Facteurs étudiés		Organisation du plan		Nombre d'essais	
OMR	3 facteurs : • Humidité du mélange • Maille de criblage • Présence de structurant		Plan factoriel multi-niveaux incomplet : • 2 niveaux pour humidité et présence de structurant • 3 niveaux pour maille de criblage • 2 essais manquants (techniquement impossibles)		10 essais	

Tableau 3 : plans d'expériences pour l'étude de l'influence des paramètres physiques

Les mélanges définis par ces plans d'expérience ont fait l'objet d'une mesure de perméabilité à l'air et porosité telle que décrite précédemment (section 4.1), avec éventuellement une compaction préalable, pour simuler la réorganisation de la matière au cours du compostage. Ainsi des corrélations entre les paramètres pratiques opérationnels (humidité des substrats ou des mélanges, granulométrie du structurant ou maille de criblage des substrats, apport ou non de structurant) et les paramètres physiques réels (humidité, surface spécifique, porosité et perméabilité) ont pu être proposées.

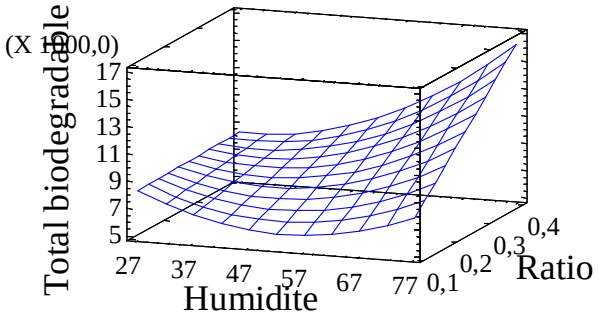
L'ensemble des résultats a été traité statistiquement (régression multilinéaire) pour obtenir des modèles descriptifs des variations des réponses en fonction des facteurs testés. Des analyses de variance (ANOVA) ont permis d'établir la validité des modèles à représenter la réponse expérimentale. Compte tenu de la variabilité expérimentale des essais de respirométrie et de compostage (jusqu'à 20%), les meilleurs modèles numériques ont été recherchés en ne conservant que les facteurs significatifs à plus de 75% (test de Student) et permettant d'obtenir un coefficient de régression supérieur à 55% pour les plans en surface de réponse et supérieur à 90% pour les plans factoriels.

4.3 Impacts des caractéristiques initiales du massif sur la biodégradabilité intrinsèque des substrats et leur comportement en compostage

4.3.1 Biodégradabilité intrinsèque (accessibilité de la matière biodégradable et cinétiques)

Dans le cas des mélanges boues/structurant, la quantité totale de matière biodégradable accessible et la cinétique de biodégradation se sont révélées toujours influencées positivement par une humidité croissante, quel que soit le structurant considéré (Graphique 6). Dans le cas de l'utilisation d'un structurant recyclé, une limitation de l'effet positif de l'augmentation de l'humidité a été prouvée lorsque le ratio boue/structurant augmente. Cela a permis de souligner la moindre capacité d'un structurant recyclé à absorber l'eau apportée par la boue et qui, en excès, peut limiter l'aération et l'accessibilité de la matière à la biodégradation. Enfin, une granulométrie fine du structurant s'est révélée favorable à une augmentation du potentiel biodégradable accessible. Ces effets majeurs de l'humidité et de la granulométrie du structurant se répercutent également sur les cinétiques de

dégradation qui ont été accélérées pour une humidité forte et une granulométrie fine. Dans le cas des OMR, l'ajout d'un structurant se révèle un facteur systématiquement positif pour la biodégradation augmentant l'accessibilité et la faculté du déchet à recevoir un ajout d'eau qui améliore alors la cinétique de biodégradation. La maille de criblage influence également la quantité de matière biodégradable avec un impact plus biochimique que physique. Ainsi la restriction de la taille de criblage des particules des déchets considérés tend à concentrer la quantité de matière concernée par la biodégradation (moins de matériaux indésirables et plus de matière organique biodégradable pour un même volume). Ce résultat confirme qu'une grande partie des éléments indésirables est contenue dans la fraction supérieure à 10 mm. A noter cependant que la maille intermédiaire (30 mm) est la plus défavorable à la quantité de matière biodégradable : on n'y trouve plus la part biodégradable contenue dans la fraction 30-50 mm (papier) et les impuretés y sont encore concentrées.



Graphique 6: Quantité de matière biodégradable accessible dans un mélange boue structurant en fonction de l'humidité et du ratio de mélange

4.3.2 Corrélation entre les paramètres physiques opérationnels et les paramètres physiques caractéristiques de l'aérabilité du massif (porosité et perméabilité)

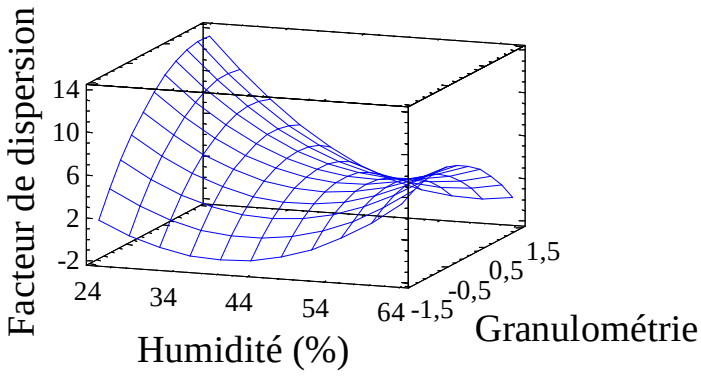
Concernant l'aérabilité des mélanges de déchets, les résultats obtenus dans le cadre du projet ESPACE ont montré que la porosité et la perméabilité des massifs de déchets sont majoritairement influencées par l'humidité des substrats et la granulométrie ou la présence de structurant (dans le cas des OMR). Dans tous les cas, l'augmentation de l'humidité contribue à diminuer la porosité à l'air du massif de déchets. Dans le cas des OMR, la porosité sera augmentée par ajout d'un structurant. En termes de faculté de l'air à traverser le massif de déchets, il faut noter que les mélanges boue/structurant forment des massifs 10 à 1000 fois plus perméables à l'air que les massifs d'ordures ménagères. Dans le cas des mélanges boue/structurant, la perméabilité décroit avec une humidité croissante et augmente avec la taille du structurant. A contrario, pour les OMR la perméabilité augmente avec l'humidité du substrat. Ce dernier résultat a été expliqué par un phénomène d'agrégation des particules d'OMR avec l'augmentation de l'humidité, qui engendre des amas plus gros et rend ainsi le massif plus perméable.

4.3.3 Comportement en compostage (biodégradation effective, dispersion de l'air, compaction)

Le comportement en compostage, observé lors des expérimentations en pilote, en termes de biodégradation découle logiquement des résultats sur la biodégradabilité exposés précédemment. L'humidité initiale du substrat y joue un rôle majeur, renforcé par la présence de structurant dans le cas des OMR. Les bilans thermiques établis lors des essais de compostage ont montré que le coefficient de production de chaleur métabolique est statistiquement comparable pour tous les essais, quel que soit le

substrat. La structure physique du massif n'a donc d'impact sur la température résultante que via l'ampleur de la biodégradation (consommation d'oxygène) qu'elle permet et via les pertes de chaleur qui sont liées à la circulation de l'air dans le massif. Notamment, l'écoulement de l'air à travers le massif de déchets dépend de l'état de compaction de celui-ci et de la dispersion qu'il génère. Les résultats du projet ont ainsi montré que la dispersion initiale de l'écoulement d'air, induite par le massif et qui permet d'homogénéiser les transferts de chaleur et de masse, est fortement influencée par l'humidité, la granulométrie du substrat et dans le cas des OMR, l'ajout de structurant (graphique 7). Ces mêmes facteurs sont significativement corrélés au tassement du massif de déchets, qui intervient massivement dans les 2 à 5 premiers jours du traitement quel que soit le substrat.

Les résultats obtenus indiquent clairement que les choix de préparation physique initiale du déchet à composter peuvent très nettement orienter l'efficacité du traitement et doivent donc résulter de compromis entre le potentiel biodégradable et les conditions d'aération. Ces compromis peuvent être guidés par les corrélations proposées dans ces travaux.



Graphique 7: Coefficient de dispersion de l'air dans un massif boue/structurant en fonction de l'humidité et de la granulométrie du structurant

4.3.4 Apport des travaux par rapport à l'état de l'art

Les travaux exposés ci-avant ont contribué à améliorer les connaissances en proposant de relier la biodégradabilité intrinsèque et le comportement en compostage du substrat à ses caractéristiques physiques (humidité, porosité, perméabilité, surface spécifique) via les paramètres opérationnels qui les influencent : teneur en eau, ratio de structurant, granulométrie des particules. Ce travail mené à deux échelles pilote a abouti aux principaux résultats suivants :

- La mise au point d'un outil de caractérisation physique de déchets organiques solides hétérogènes,
- L'étude des paramètres physiques et de leurs déterminants opérationnels : Il a ainsi été vérifié que l'humidité influençait systématique la biodégradation des déchets organiques. Cette influence positive jusqu'à une certaine teneur en eau concerne tout d'abord les conditions d'activité des microorganismes. Cependant, au-delà de cette teneur limite, et combinée à des conditions de tailles des particules, la teneur en eau peut devenir limitante pour la biodégradation en jouant sur les conditions de transfert de l'oxygène à la biomasse. La granulométrie du déchet s'est avérée le second paramètre majeur pour influencer la biodégradation. Des relations entre la taille des particules, les cinétiques de biodégradation et le potentiel de matière biodégradable accessible ont ainsi pu être proposées. De plus, l'impact de la taille des particules sur les conditions d'écoulements des gaz et sur le comportement du massif de déchet (compaction) a pu être démontré. Enfin, dans

le cas particulier des boues, le ratio de mélange (en masse sèche) avec le structurant s'avère être rarement un paramètre limitant à la biodégradation, sauf par interaction avec une humidité très importante, alors même qu'un certain nombre de travaux ont porté sur l'identification des meilleurs ratios.

- L'étude de l'influence de la porosité et de la perméabilité : Si la littérature donne des valeurs seuil de porosité pour assurer le bon déroulement du compostage, il n'en est pas de même pour la perméabilité. Or, les résultats du projet ESPACE ont montré, que la perméabilité à l'air pouvait s'avérer un paramètre limitant, alors même que la porosité globale du massif s'avérait suffisante au regard des seuils proposés dans la littérature. Si les travaux menés ici ne permettent pas de donner des valeurs seuils à la perméabilité, ils ont néanmoins permis de qualifier son influence et d'identifier ses déterminants opérationnels.

L'ensemble de ces résultats a été valorisé au travers de 3 publications (A12, A14, A15) et 2 communications orales avec actes (CA16, CA18, CA19, CA21).

4.4 Extension à l'étude de l'évolution des caractéristiques physiques du massif au cours de la biodégradation - perspectives

Si les travaux exposés ci-avant ont permis de mieux cerner les paramètres physiques influents pour le procédé de compostage et leurs modes d'influence en fonction de leur valeur en début de compostage, la distribution spatiale et l'évolution des caractéristiques physiques du massif au cours du compostage n'a pas été réellement étudiée. Seule, la reproduction dans le pycnomètre des états de compaction des mélanges de déchets a permis d'établir une relation entre les paramètres physiques opérationnels et la résistance à la compaction. De plus, une relation permettant d'estimer la porosité à l'air à partir de la masse volumique a été validée pour l'ensemble des substrats testés.

Afin de mieux comprendre puis modéliser les hétérogénéités physiques (distribution spatiale initiale des paramètres physiques) et leurs évolutions au cours du compostage, il était important de pouvoir accéder à un suivi de ces paramètres physiques (humidité, porosité et perméabilité) en cours de procédé, sans toutefois perturber la biodégradation. Dans cet objectif et dans la suite du projet ESPACE deux poursuites de recherche ont été lancées.

La première concernait l'étude des potentialités de la technique RMN (du proton) dans la mesure de la répartition hydrique au sein de mélanges de boue et de structurant en cours biodégradation aérobie (échelle respirométrie), ainsi que l'étude des potentialités de la technique IRM pour la mesure de la surface spécifique de matrices solides hétérogènes. Le signal RMN d'un mélange boue-structurant est principalement expliqué par le comportement de l'eau. Ainsi, il a été montré dans le cadre du projet NMR-Waste que l'eau était structurée au sein de la boue par l'existence de flocs de micro-organismes et que l'addition de bois à de la boue entrainait un transfert hydrique important entre la boue et le bois. A l'issue de ce transfert, la relaxation de l'eau reste structurée à la fois par la boue et par l'organisation cellulaire des fibres de bois. Par ailleurs, le signal de relaxation est apparu fortement dépendant de la teneur en eau. Au travers de cette dépendance, les potentialités de l'IRM ont été étudiées. Les résultats ont permis d'obtenir des images de mélange boue-bois avec une résolution suffisante pour :

- distinguer la macro-porosité de la matière présente dans la cellule respirométrique. La prochaine étape serait de construire une méthode de traitement des images afin de quantifier cette porosité et sa distribution locale, afin d'accéder à une estimation de la surface spécifique.
- proposer l'IRM comme une méthode de mesure de la teneur en eau locale. Nous avons établi un premier seuil de sensibilité qui serait autour de 30 à 40% de teneur en eau. Toutefois ce seuil n'est établi que dans le cas du mélange spécifiquement étudiée. En effet, si d'autres types de mélange boue-structurant sont proposés, en particulier des mélanges utilisant des structurants inertes

comme des plastiques, alors le seuil sera a priori plus bas. En effet, le seuil est conditionné par la variation des temps de relaxation avec la teneur en eau et donc par la migration de l'eau au sein de l'agent structurant. Si cette migration est inexistante, la sensibilité de l'IRM sera améliorée.

Ces résultats ont fait l'objet d'une publication (A10) mais les travaux n'ont pas été poursuivis plus avant à ce jour.

La seconde poursuite de recherche sur cette thématique a constitué le sujet de thèse de Joachim Huet (travaux encadrés par Céline Druilhe et l'IMFT), qui s'est attaché à étudier expérimentalement en pilote de compostage et avec le PPP, la distribution spatiale et l'évolution temporelle de la perméabilité, la porosité et d'autres paramètres physiques en vue d'intégrer des lois d'évolution dans les modèles numériques de compostage. J'ai été associée à la publication de ces travaux (A5).

5 Modéliser le procédé de compostage

5.1 Etat de l'art de la modélisation du compostage

Les travaux précédemment exposés montrent combien le compostage est la résultante de processus imbriqués et combien il est complexe de les comprendre uniquement expérimentalement. De la même façon, on pressent bien que l'évaluation de l'efficience des procédés et leur optimisation, uniquement par une voie expérimentale qui plus est à l'échelle réelle, peut s'avérer extrêmement couteuse. Il apparait donc que la modélisation du compostage, c'est-à-dire la traduction des processus réactionnels qui fondent le procédé par des concepts mathématiques, représente à la fois une voie de compréhension du procédé, mais également une perspective d'outil de prédiction et d'optimisation de ce dernier.

Des modèles de simulation de l'étape de biodégradation active du compostage ont été proposés à partir des années 1980 mais ont connu un fort développement depuis les années 2000. Les procédés de compostage abordés par ces modélisations sont divers : compostage en tambour rotatif [56], compostage en casier avec aération forcée positive [57-59], compostage en tunnel avec aération forcée [60], procédés de compostage continu ou discontinu [8], procédé de compostage en réacteur pilote avec aération forcée ([61]; [62]; [63]; [64]; [65]; [46] ; [17]), procédés de compostage en aération naturelle [66]. Ils s'appliquent à des déchets ou mélanges de déchets et matériaux structurants multiples. Si de nombreux modèles proposent une simulation de l'évolution temporelle des caractéristiques du compostage en considérant une homogénéité spatiale, ce n'est que récemment que des modèles en une ou deux dimensions spatiales ont également été proposés ([67] ; [68]; [69]; [70]).

Les premiers modèles développés proposaient majoritairement des lois de variations statistiques des paramètres à simuler, basées sur l'accumulation de résultats expérimentaux. Néanmoins les développements ultérieurs ont abouti à la proposition de modèles semi-mécanistiques où toutes les grandes familles de processus fondant le compostage sont représentées, soit par des lois statistiques, soit des lois physiques ou biocinétiques. Ainsi, la conception générale de ces modèles de compostage (figure 9) résulte du couplage de processus biologiques responsables de la dégradation de la matière organique, de processus de transferts de masse pour l'apport de l'oxygène et l'export de l'eau et des métabolites de la biodégradation ainsi que de bilans thermiques (production, accumulation et exports de chaleur).

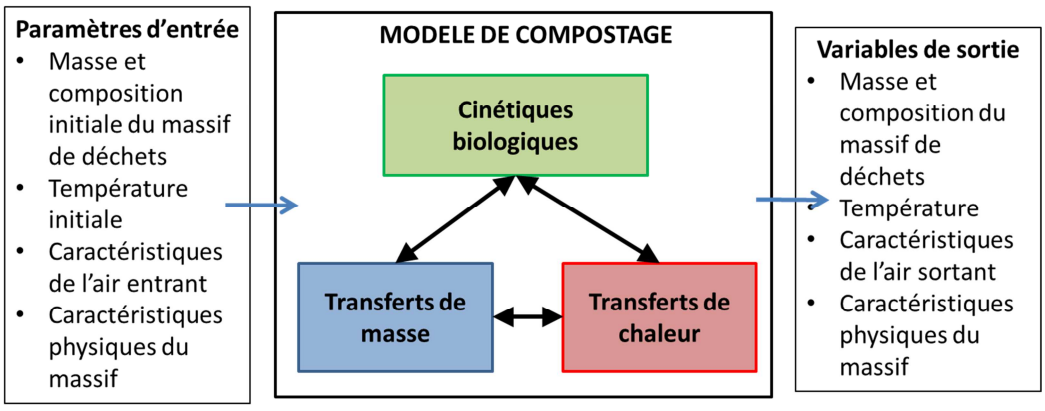


Figure 9 : Structure générale des modèles de compostage

Les travaux de modélisation du compostage engagés dans le cadre de mon doctorat avaient souligné outre la nécessité de disposer d'une modélisation fine des processus biologiques, l'importance d'une caractérisation de l'écoulement gazeux au sein du massif en compostage afin de proposer une

modélisation adéquate des transferts de masse et de chaleur. Un modèle numérique de compostage en pilote, à une dimension, basé sur le premier modèle biologique présenté dans la section 3.1. et sur un modèle d'écoulement gazeux issus de la caractérisation des temps de séjours par traçage du flux gazeux dans le pilote, avait alors été proposé. Validé pour la simulation d'essais de compostage à l'échelle pilote de mélanges boue/structurant, cet outil numérique permettait de prédire l'évolution des cinétiques de consommation d'oxygène, des masses de matière et des températures, avec une incertitude d'environ 20% [71]. La prédiction du bilan hydrique était la plus problématique.

Bien qu'intéressant pour tester l'influence de la gestion de l'aération ou de la composition initiale du substrat, ce modèle ne pouvait cependant être directement utilisé pour prédire le comportement en compostage d'un massif de déchets organiques à l'échelle industrielle. Les procédés de compostage industriels, de par les écoulements gazeux naturels ou forcés qui les caractérisent, peuvent engendrer des nuisances sur l'environnement (odeurs, germes aéroportés, gaz à effet de serre, etc.) susceptibles de contribuer à une mauvaise image des installations de compostage. Ces écoulements gazeux sont avant tout générateurs des transferts de masse et de chaleur qui couplés aux réactions biologiques vont orienter la qualité de la biodégradation et par conséquent la qualité du traitement et du produit obtenu. Néanmoins, à l'échelle des procédés industriels, l'état des connaissances et la compréhension des interactions entre les processus de transferts et la biodégradation de la matière organique restent très empiriques. Même si de nombreuses expériences pilote ont été menées afin d'étudier l'impact des écoulements gazeux sur la biodégradation des déchets, les échelles sur lesquelles portent ces études et les conditions expérimentales bien maîtrisées dans lesquelles elles sont menées ne permettent bien souvent pas de retranscrire les résultats à l'échelle réelle.

Les questionnements de recherche associés à cette problématique de modélisation de l'échelle réelle étaient donc les suivants :

- Comprendre expérimentalement la spécificité des transferts de masse et de chaleur au sein d'un procédé de traitement par compostage en taille réelle (plusieurs centaines de m^3) ;
- Proposer une approche théorique du changement d'échelle pour passer des modèles théoriques à la représentation numérique de l'échelle réelle en tenant compte des connaissances acquises à l'échelle pilote ;
- Valider un modèle prédictif fiable pour optimiser les conditions d'aération en compostage.

Ces questionnements ont principalement été abordés au travers du travail de thèse de F. Hénon [72], mené dans le cadre du projet ESPACE.

5.2 Caractérisation expérimentale des transferts de masse et de chaleur dans un procédé en taille réelle

Afin de décrire dans le modèle les phénomènes les plus caractéristiques du procédé, puis de pouvoir valider le modèle, une caractérisation expérimentale des transferts de masse et de chaleur en grandeur réelle a été proposée via l'étude de paramètres globaux et locaux liés à l'écoulement d'air dans le massif.

5.2.1 Méthode de caractérisation globale de l'écoulement

En milieux poreux, la méthode expérimentale, la plus répandue, pour caractériser de manière globale un écoulement gazeux, est la mesure de distribution des temps de séjour (DTS). Cette méthode consiste en l'injection d'une quantité déterminée n_0 de fluide traceur dans le flux gazeux entrant dans le massif, et en la mesure de la concentration de ce flux de traceur dans le flux gazeux à la sortie du massif. L'évolution de la concentration de traceur au cours du temps caractérise alors l'impact du milieu poreux sur l'écoulement lui-même et sert à définir le type d'écoulement étudié. En effet, compte tenu de la

géométrie interne relativement complexe du milieu poreux, les particules de fluide chargées de traceur parcourent au sein de celui-ci des chemins différents. A cause de ces effets de dispersion, la concentration de traceur à la sortie du réacteur s'en trouve donc distribuée sur une gamme de temps t_s, qui est le temps de séjour du traceur à l'intérieur du réacteur. On représente cette DTS sous la forme d'une fonction $E(t_s)$ définie par l'expression: $E(t_s) = \frac{C(t)}{\int_0^\infty C(t)dt}$ [73].

L'interprétation du signal de sortie permet d'accéder directement au régime d'écoulement global existant dans le milieu poreux. Ainsi, il est possible de définir trois principaux modèles hydrodynamiques d'écoulement, servant à l'interprétation de la courbe de DTS : l'écoulement piston, l'écoulement parfaitement agité et l'écoulement quelconque. En plus d'être un puissant outil de caractérisation, la mesure de DTS, est capable de déceler des anomalies d'écoulement directement liées à la géométrie de la matrice poreuse, telles que des chemins préférentiels ou des volumes morts. Enfin l'obtention de la distribution des temps de séjour d'un traceur au sein d'un milieu poreux permet d'obtenir le coefficient de dispersion de ce traceur au sein du milieu. Cette méthode a été appliquée dans le cadre de nos travaux. Le choix du gaz traceur s'est porté sur du méthane. En effet, sa concentration dans le massif de substrat en compostage est stable et peu importante. De plus, le méthane n'est pas nocif pour les micro-organismes impliqués dans les réactions biologiques, ses propriétés hydrodynamiques sont proches de celles de l'air et il est facilement mesurable à l'aide d'un analyseur de gaz équipé d'un capteur infrarouge. Le méthane a été injecté, pendant une courte période dans le circuit d'aération du casier en amont des veines de soufflage d'air dans le massif de façon à se rapprocher le plus possible d'une injection impulsion. Pour chaque traçage, l'air a été analysé en sortie de massif, soit par prélèvement via des cheminées de prélèvement positionnées en surface du massif, soit par prélèvement en entrée du système d'évacuation d'air située sur le mur en fond du casier de compostage. Les prélèvements étaient dirigés vers un analyseur (IR) transmettant les résultats des échantillonnages à un ordinateur via une centrale d'acquisition de manière à obtenir les profils de DTS.

5.2.2 Méthode de suivi de paramètres locaux de l'écoulement

Pour comprendre les phénomènes locaux qui peuvent influencer l'écoulement global et générer des hétérogénéités, il a été choisi de caractériser la distribution spatiale d'un paramètre relié à l'écoulement gazeux : la température. Cette mesure du champ de températures au sein du massif en compostage a été réalisée en plaçant des thermoboutons (enregistreurs de température permettant de couvrir une plage de -30 à 85°C) selon un maillage précis et connu de sections transversales du casier de compostage. Jusqu'à onze sections transversales le long du casier ont ainsi été équipées (figure 10).

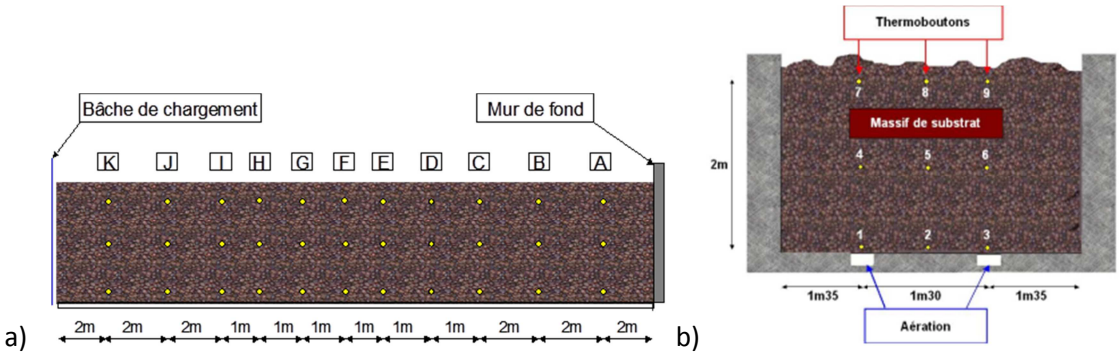


Figure 10 : Vues longitudinale (a) et transversale (b) d'un casier de compostage équipé de thermoboutons (points jaunes)

5.3 De l'échelle pilote au procédé en taille réelle : Problématique du changement d'échelle

La modélisation des transferts de masse et de chaleur dans des milieux à géométrie complexe tel qu'un massif de substrat, se base traditionnellement sur une approche du type milieu poreux. La configuration géométrique du massif prêt à être composté est constituée d'une matrice solide (formée d'agents structurants et du déchet à composter, ou du déchet seul quand celui-ci est suffisamment solide) dans laquelle sont présents de nombreux espaces lacunaires. Ces espaces lacunaires, appelés pores, sont reliés entre eux et sont saturés d'air. L'écoulement gazeux, qu'il soit naturel ou forcé, va donc se produire à l'intérieur des pores. Il existe donc différentes échelles caractéristiques permettant de décrire le massif de substrat (figure 11).

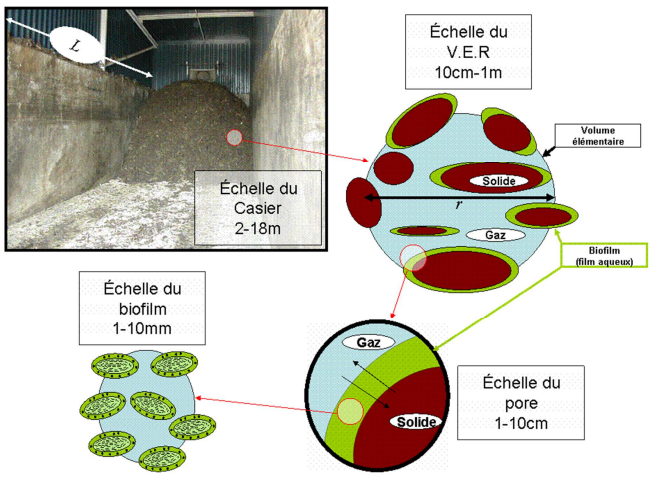


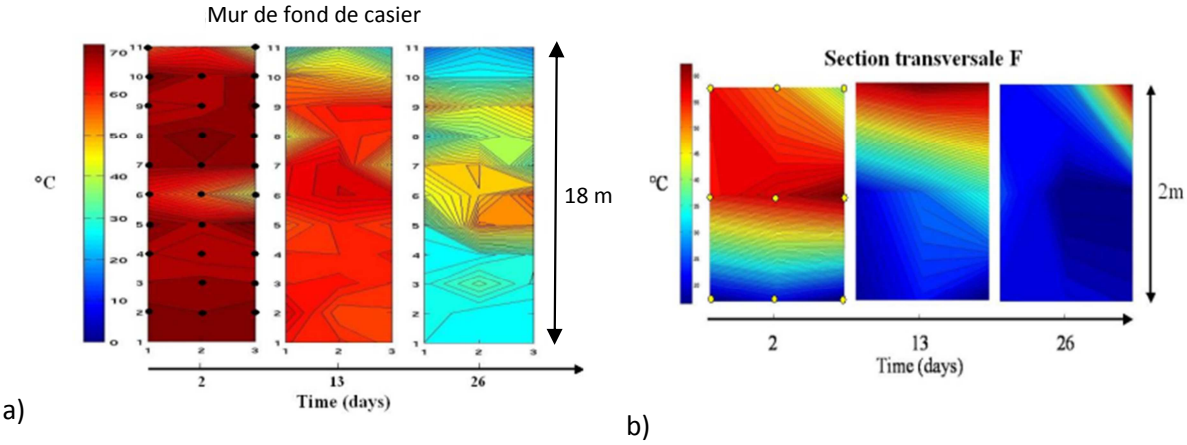
Figure 11 : Description des échelles caractéristiques d'un massif de substrat en compostage (figure tirée de Hénon, 2008 [72]

L'approche la plus intuitive pour décrire les transferts de masse et de chaleur serait alors d'obtenir les équations de conservation à l'échelle du pore ainsi que les relations aux interfaces des différentes phases, et de résoudre ces équations par simulation numérique. Cette approche suppose une connaissance parfaite de la structure géométrique du milieu à l'échelle du pore et n'est en générale valable que pour des milieux poreux homogènes et périodiques. De plus, une telle approche demande des moyens de calcul souvent conséquents et n'est applicable que sur des échantillons de faible volume. Elle est donc peu adaptée pour un milieu hétérogène de grandes dimensions tel que peut l'être un massif poreux de substrat réactif. De manière générale, la description explicite de toutes les échelles spatiales que fait intervenir un milieu poreux n'est pas nécessaire pour caractériser les transferts de masse et de chaleur. Ainsi, les méthodes dites d'homogénéisation ou de changement d'échelle permettent de s'affranchir de certaines difficultés. La méthode de prise de moyenne volumique, utilisée dans ces travaux, moyenne toutes les variables locales sur des volumes représentatifs de l'échelle considérée (volume élémentaire représentatif, V.E.R.), qui permettent de réduire la gamme des échelles spatiales intrinsèques au milieu poreux.

5.4 Principaux résultats et enseignements de la caractérisation des flux gazeux en grandeur réelle

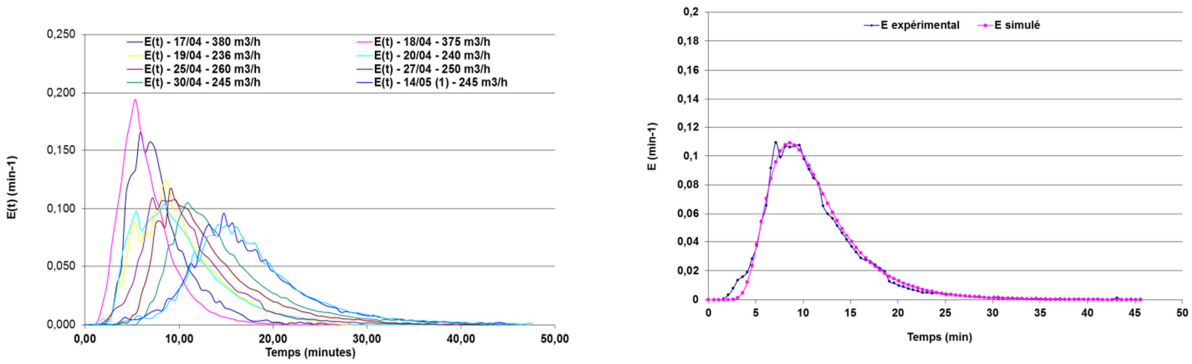
L'étude des champs de température a permis d'obtenir des informations qualitatives quant au comportement thermique global du casier, ainsi qu'aux transferts thermiques aux parois et vers le mur du fond du casier qui fixent les conditions aux limites thermiques du modèle numérique de compostage. Il a ainsi été démontré que le comportement thermique dans une section longitudinale est relativement homogène, alors que le comportement thermique dans une section transversale est largement influencé par le flux gazeux. Les observations obtenues, telles que celles présentées au graphique 8 ont

montré que la dispersion verticale du gaz est plus importante que la dispersion horizontale dans une section transversale de massif : certaines zones du massif sont moins soumises à l'aération (zones s'éloignant d'un volume concentrique au-dessous des veines d'aération) et donc moins refroidies par celle-ci. Par ailleurs, elles montrent que les transferts aux parois, notamment via le mur de fond de casier, tendent à refroidir localement le massif. Enfin, l'évolution temporelle a permis de montrer que les variations du débit d'aération influencent le comportement thermique. Enfin, cette mesure de l'évolution temporelle des champs de température constitue un outil de référence essentiel pour valider et caler, par croisement des résultats, le modèle de compostage.



a) b)

Graphique 8 : Exemple de distribution spatiale et évolution temporelle de la température d'un massif en compostage – a) coupe longitudinale supérieure ; b) coupe transversale centrale



a) b)

Graphique 9 : DTS obtenues au cours du compostage (a) et exemple de simulation numérique (b)

Ces observations sont en accord avec les résultats obtenus lors des traçages de l'écoulement qui ont montré que dans les premiers temps du cycle de compostage, le volume théoriquement accessible au gaz dans le massif était surestimé probablement à cause des effets de dispersion décrits précédemment. Les courbes DTS tirées de ces mêmes traçages (graphique 9a) avec récupération du traceur en entrée de bouche d'extraction ont été modélisées avec succès par un écoulement combinant deux réacteurs en série (RPD + RPA) donnant de façon qualitative le régime d'écoulement dans le massif poreux et dans la zone vide au-dessus du massif (graphique 9b). A partir du modèle DTS, une évolution du coefficient de dispersion équivalent du gaz dans le massif a pu être obtenue, et ce, en tenant compte de l'évolution au cours du cycle du volume accessible au gaz. Ces valeurs du coefficient de dispersion équivalent ont permis une évaluation qualitative du coefficient de dispersivité longitudinale équivalent qui a été par la

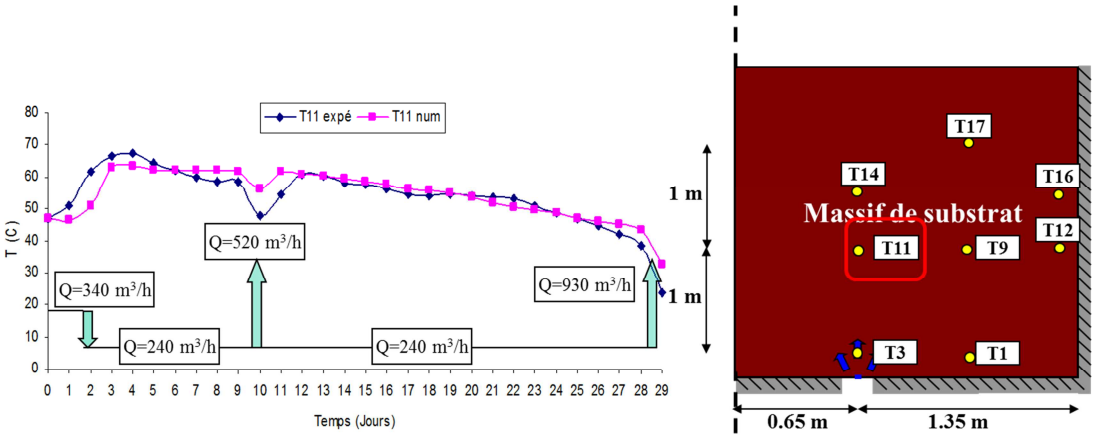
suite implémenté dans le modèle numérique de compostage. Ce modèle d'écoulement a aussi permis d'obtenir une meilleure compréhension de l'écoulement gazeux dans la totalité du casier et notamment dans l'espace supérieur du casier (au-dessus du massif de déchet) où il est relativement complexe.

5.5 Développement et calage d'un modèle numérique d'un procédé de compostage en taille réelle

Sur la base des travaux réalisés précédemment à l'échelle pilote, du développement du premier modèle biologique présenté au Chapitre 1, 3.2, des observations expérimentales à l'échelle industrielle et des considérations liées au changement d'échelle précédemment exposées, le modèle ci-après a été proposé.

Ce modèle intègre la conservation de quatre espèces (O_2, H_2O, CO_2, N_2). Ces espèces sont présentes dans la phase solide et la phase gazeuse, sauf pour N_2 uniquement présent dans la phase gazeuse. Le modèle intègre également quatre constituants du substrat solide (X, MB, MH, MI). Outre la prise en compte des transports de masse induits par le système d'aération, ce modèle est couplé au modèle cinétique représentant les phénomènes de biodégradation. Ceux-ci génèrent des termes sources de chaleur qui sont eux aussi partie intégrante du modèle. Le massif de substrat prêt à être composté est considéré comme un milieu poreux diphasique constitué d'une phase solide et d'une phase gazeuse. La phase solide est constituée du structurant entouré par le déchet à composter, lui-même entouré par un film aqueux au sein duquel se produisent les réactions biologiques. Ce film aqueux est considéré comme totalement solidaire de la phase solide et n'intervient dans les équations de transferts que via les termes sources et puits régis par les cinétiques de biodégradation, et joue essentiellement le rôle d'intermédiaire entre la phase solide et la phase gazeuse. La phase solide a été considérée comme immobile. Cela induit une absence de simulation du tassement du massif. Ce choix a été fait, à l'époque des travaux, en raison de la méconnaissance des phénomènes régissant ce tassement. De nouveaux travaux ont cependant améliorer cet état de connaissance et pourront dans l'avenir nous permettre de modifier cette hypothèse [55]. Aucun écoulement d'eau liquide n'est considéré. La phase gazeuse sera considérée quant à elle comme un gaz complexe composé de plusieurs constituants (O_2, H_2O, CO_2, N_2) eux-mêmes considérés comme des gaz parfaits. Le diazote, non réactif dans notre cas et initialement présent en grande quantité, a été considéré comme le solvant du mélange gazeux. Les phases solide et gazeuse sont considérées à l'équilibre thermique. Les équations traduisant numériquement ces hypothèses ont été implémentées sous Comsol Multiphysics, logiciel permettant de traiter de façon couplée un grand nombre de problèmes physiques sur la base d'équations de comportement de type équations aux dérivées partielles. L'implémentation sous Comsol nécessite de définir une géométrie pour laquelle le jeu d'équation est résolu. D'après les observations expérimentales de la distribution des champs de température montrant principalement une dispersion dans l'axe de l'aération avec une symétrie centrale, il a été choisi de limiter cette géométrie à une demi-section transversale d'un casier de compostage. Ceci permet une simulation 2D tout en limitant le nombre de calculs.

Les valeurs initiales des variables du modèle ont été obtenues via les données expérimentales. Les valeurs des paramètres du modèle ont été fixées sur la base de données de la littérature, et d'étude expérimentales spécifiques (cinétiques par respirométrie ; coefficient de dispersion des gaz par exploitation des DTS). Une étude de sensibilité des valeurs des paramètres du modèle à montrer que la concordance des résultats de simulation avec les résultats expérimentaux était particulièrement influencée par : 1/ L'exactitude des conditions initiales en température ; 2/ La quantité de biomasse initialement présente ; 3/ La valeur du facteur enthalpique de consommation d'oxygène. Sur cette base il a été possible de caler le modèle et de valider sa robustesse. Un exemple de confrontation des résultats simulés et des résultats expérimentaux est donné au graphique 10.



Graphique 10 : Confrontation des températures simulées et mesurées au centre du massif composté

Les résultats de ces travaux ont été valorisés au travers d'une publication (A16) et de 3 communications orales avec actes (CA7, CA22, CA23).

6 Conclusion

Les recherches menées au cours des dix dernières années ont permis de passer d'une connaissance très empirique et appliquée du compostage des déchets organiques à une compréhension phénoménologique de ce traitement permettant de le décrire comme le couplage de processus réactionnels complémentaires visant à aboutir à la production d'un produit valorisable : le compost. Outre les avancées concernant la compréhension des processus biologiques, qui ont permis de souligner l'importance de la caractérisation de la matière organique et son influence sur la transformation biologique et la qualité finale du compost, l'une des originalités de ces travaux repose sur l'intérêt porté aux caractéristiques physiques des massifs de substrats à composter et leur influence sur les processus de transformation de la matière organique. Au travers de ces travaux, le compostage est donc considéré comme un objet d'application du génie des procédés, permettant un couplage de disciplines parmi lesquelles le génie biologique, la mécanique des fluides, les mathématiques appliqués. L'autre originalité réside dans le choix de coupler les approches expérimentales et les approches numériques avec des développements d'outils spécifiques tant pour mieux observer les phénomènes, que pour valider les hypothèses.

Les connaissances acquises restent néanmoins toujours à compléter et à intégrer. Ainsi les dernières avancées sur la modélisation des cinétiques biologiques devront être intégrées dans le modèle de compostage complet. De même les connaissances sur l'évolution des caractéristiques physiques telles que la porosité, la perméabilité amèneront à modifier les hypothèses de base du modèle numérique. Néanmoins, le degré de spatialisation (1D, 2D, 3D) des modèles de compostage devra être réfléchi en fonction de l'utilisation recherchée à travers le dit modèle. Enfin, si les travaux se sont beaucoup focalisés sur la matière organique du point de vue de son compartiment carboné, les avancées récentes sur la compréhension des processus de transformation de l'azote [74] devront être elles aussi intégrées dans un modèle global de compostage afin de pouvoir, à terme, simuler au sein d'un même outil tous les enjeux et potentiels impacts du procédé de traitement (qualité biochimique et fertilisante du compost ; émissions gazeuses du traitement). Cette approche a été amorcée à l'échelle pilote lors de la thèse de Jérémy Denès [75].

Ces avancées en termes de compréhension du procédé de compostage et de modélisation numérique ont bien pour objectif de fournir des réponses argumentées aux questions que posent d'une part les

opérateurs pour améliorer les performances de leurs plates-formes de compostage, et d'autre part les évaluations environnementales des filières de gestion des déchets. Les travaux développés proposent déjà des réponses, soit à travers les résultats expérimentaux obtenus, soit à travers les outils développés qu'ils soient expérimentaux ou numériques. Toutes ces avancées de connaissance et de savoir-faire doivent donc être utilisées pour étudier et évaluer le procédé au sein d'une filière de valorisation des déchets et résidus organiques : connaitre ses interactions avec les étapes amont et aval de la filière, évaluer ses impacts, proposer des applications ou des développements innovants de ce procédé. Cette approche plus applicative fait l'objet de la seconde partie de mes travaux de recherche.

Chap 2. Evaluer les performances et les impacts du compostage au sein d'une filière de valorisation des déchets organiques pour proposer des optimisations

En termes de tonnages traités, le compostage reste encore à ce jour, en France mais aussi plus largement en Europe, la principale voie de recyclage de la matière organique. Les échelles d'application de ce procédé de gestion des résidus organiques sont multiples, allant du compostage domestique au compostage industriel. Cependant le développement de nouvelles voies de valorisation, notamment énergétiques, et la volonté politique de favoriser une valorisation optimisée des déchets conduit à considérer le compostage comme un des maillons d'une filière globale de gestion des déchets. Ses performances techniques et environnementales doivent notamment être appréciées au regard de tout ou partie de cette filière. Pour évaluer ces performances, il est important de mettre à profit les connaissances acquises sur le procédé à proprement parler, telles que développées dans le chapitre précédent. Cependant, il est aussi nécessaire de connaître et maitriser l'amont et l'aval du procédé, c'est-à-dire le substrat traité et le produit de traitement, ainsi que les spécificités de couplage du procédé de compostage à d'autres procédés de gestion des déchets. Enfin, il n'est pas possible d'évaluer les performances d'un procédé au sein d'une filière de valorisation des déchets sans considérer l'objet social et économique que représente cette gestion. C'est cette approche plus globale de l'évaluation du compostage qui fait l'objet de la seconde partie de mes travaux et que j'ai développée en étudiant d'une part le développement du compostage domestique et de proximité et d'autre part les particularités de l'application du compostage comme voie de post-traitement des digestats de méthanisation.

1 Connaître la nature des substrats à traiter

La base même d'une filière de valorisation de déchets organiques repose sur la connaissance des déchets à valoriser tant en termes de quantités que de propriétés physico-chimiques. Ces différentes quantifications et caractérisations ne constituent pas toujours une activité de recherche à proprement dite, mais forment une base de données précieuse pour permettre un choix judicieux des éléments de traitement de la filière de valorisation et son bon dimensionnement. Ces données, dont l'acquisition scientifique permet de garantir la qualité (traçabilité, méthode de mesure, etc.), sont également cruciales pour alimenter des modèles d'évaluation technique ou environnementale des procédés et des filières. Or ce type de résultats est peu présent dans la littérature. Il s'agit donc d'une expertise indispensable en parallèle de travaux de recherche plus fondamentaux.

Au cours des six dernières années, la recherche de connaissances structurées sur des gisements de substrats ciblés a été développée dans mes travaux selon la méthodologie suivante :

- Recherche et synthèse bibliographique des connaissances sur le gisement : sources, quantités, caractéristiques physico-chimiques et biologiques,
- Complément et/ou vérification des éléments de la bibliographie via des campagnes de prélèvements et d'analyses,
- Etablissement d'une classification des substrats et de leur sous-catégorie au regard de leur biodégradabilité ou de leur traitabilité.

Cette méthodologie a été appliquée à deux types de substrats :

- Les biodéchets, en vue d'évaluer la disponibilité du gisement pour la valorisation biologique, mais également pour évaluer les verrous potentiels en termes de traitabilité aérobie ou anaérobie,
- Les digestats, en vue d'évaluer la qualité de ce substrat au regard de son origine et de son utilisation ultérieure par retour au sol ou post-traitement par compostage notamment.

1.1 Biodéchets et déchets de cuisine

1.1.1 Définition et contexte de production

Les biodéchets sont définis par l'article R541-8 du Code de l'environnement comme : « tout déchet non dangereux biodégradable de jardin ou de parc, tout déchet non dangereux alimentaire ou de cuisine, issu notamment des ménages, des restaurants, des traiteurs ou des magasins de vente au détail (GMS), ainsi que tout déchet comparable provenant des établissements de production ou de transformation de denrées alimentaires ».

Parmi ces biodéchets, les *déchets de cuisine* sont considérés comme l'ensemble de la nourriture ou des boissons jetées, comprenant les déchets comestibles et les matières non comestibles associées, telles que les os de la viande, des coquilles d'œufs ainsi que les parties non comestibles des fruits et légumes, à l'exclusion des emballages. Dans un sens plus large, le terme *déchet alimentaire* est aussi utilisé dans l'analyse de cycle de vie (ACV), et prend en compte tous les déchets générés dans l'ensemble de la chaine de production des aliments intégrant la récolte, le transport, la transformation, les déchets des grandes et moyennes surfaces (GMS) et les déchets de cuisine [76].

Des études récentes montrent qu'un tiers des aliments produits dans le monde sont perdus ou gaspillés, au long de la chaine de production et consommation, ce qui représente environ 1,3 milliard de tonnes de déchets par an [77]. La Commission Européenne estime qu'environ 89 millions de tonnes (Mt) de déchets alimentaires ont été produites en Europe en 2006, soit l'équivalent de 179 kg/hab/an, ce qui correspond à une émission de 170 Mt de CO_2 équivalent par an [78]. Les sources de production de déchets ont été caractérisées selon 4 catégories (Figure 12) : la production d'aliments, les ménages, les GMS et les services de restauration. La part la plus importante est générée par les ménages qui produisent 42% du total, soit environ 38Mt de déchets.

Enfin, la caractérisation des ordures ménagères françaises [79] a montré que 22.8% des OMR, sont des déchets de cuisine, soit 72.1 kg/hab/an (dont 53.2 kg/hab/an produits par les ménages et 18.9 par les activités économiques).

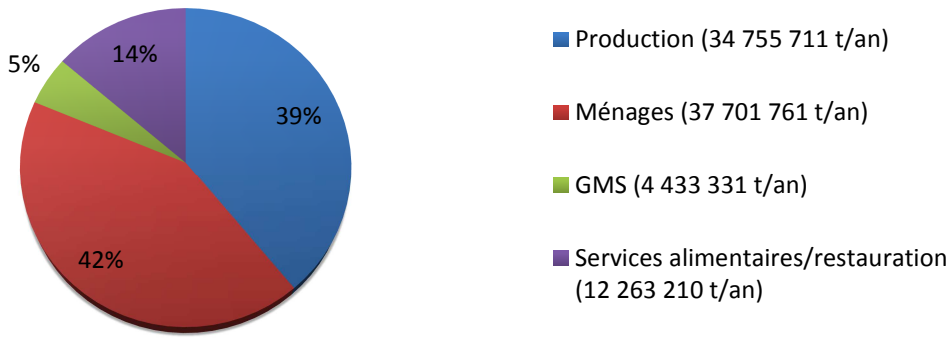


Figure 12 : Répartition des déchets alimentaires dans l'UE27 en 2006 [78]

1.1.2 Caractérisation typologique et physico-chimique des biodéchets de cuisine : données de la littérature

La principale étude donnant une caractérisation typologique (fruits et légumes, féculents, viande et poisson, etc) des biodéchets de cuisine est l'étude réalisée pour Valorgas [80] qui propose une

comparaison de déchets collectés dans 4 pays européens auprès de ménages, de GMS et de restaurants et autres service de restauration.

Il apparait qu'il existe une forte disparité au sein des caractéristiques, qui pourrait être due à la typicité des collectes, mais également aux spécificités alimentaires de chaque pays. De plus il n'existe pas dans la littérature d'étude reliant cette composition typologique à la qualité physico-chimique de ces déchets. Aussi, afin de mieux cerner la composition et la qualité des biodéchets de cuisine, nous avons mené dans la cadre du projet DIAPASON (thèse en cours Henry Fisgativa) une étude statistique des données de la littérature présentant des qualités physico-chimiques des déchets de cuisine et assimilés.

Cette étude rassemble les données de 102 caractérisations collectées dans 74 publications. Pour chacune des études, la zone géographique de collecte des déchets, la source et le mode de collecte (restaurant ; GMS ; ménages collectés séparément ou non; mélange avec des déchets) et enfin, la saison de collecte (été ou hiver) ont été identifiés. Tous les paramètres de caractérisation ont été analysés statistiquement pour évaluer comment ses trois catégories et leurs sous catégories pouvaient influencer la qualité du déchet.

La qualité moyenne d'un déchet de cuisine calculée à travers cette étude (Tableau 4) montre que ces déchets ont un pH initial acide (5,1), à la limite basse des conditions favorables aux traitements biologiques. Avec une teneur en eau élevée (de l'ordre de 80%), ils constituent néanmoins un terrain très favorable à la biodégradation d'autant que leur teneur en matière volatile est élevée avec une forte biodégradabilité qui leur donne notamment un potentiel méthanogène d'environ 460 Nm^3 CH_4/T MO, qui est un potentiel comparable à ceux des déchets les plus digestibles [81]. Ce sont des substrats intéressants par l'équilibre nutritif qu'ils apportent : environ 1,6% d'azote par rapport à la matière sèche, 0,5 % de phosphore par rapport à la matière sèche, C/N d'environ 18. Enfin, ce sont des substrats avec de très faibles teneurs en métaux lourds. L'étude statistique a cependant montré qu'en dehors du pH pour lequel il est possible de considérer une valeur moyenne représentative quelle que soit l'origine du déchet de cuisine, tous les paramètres étudiés montraient une forte dispersion, interdisant de considérer la valeur moyenne calculée comme représentative pour les déchets dits de cuisine et justifiant la recherche de facteurs d'influence. Les résultats des tests ont ainsi démontré que la source/mode de collecte est le facteur de variation le plus impactant sur la qualité physico-chimique des biodéchets : si les qualités des biodéchets de cuisine collectés séparément ne sont pas significativement différentes qu'il s'agisse des ménages ou des restaurants, il n'en est pas de même dès lors que la collecte est mixte, c'est-à-dire que les biodéchets sont triés mécaniquement dans les ordures ménagères résiduelle, ou qu'elle contient des déchets verts. Une collecte mixte influence notamment les teneurs en matière volatile, cellulose et métaux lourds des déchets de cuisine, alors que la présence de déchets verts dans la collecte influence la teneur en matière sèche et en azote ammoniacal. L'origine géographique du déchet de cuisine semble quant à elle essentiellement orienter la teneur en matière sèche ainsi que les teneurs en azote et en sodium avec des différences significatives entre l'Asie d'une part et les pays européens ou nord-américains d'autre part. Enfin, la saison de collecte influence plus particulièrement la composition en azote, en raison probablement de l'apport de tonte de gazon dans certaines sources de collecte (mélange déchets de cuisine et déchets verts). De telles informations sont intéressantes dans la mesure où elles permettent de juger de quelle adaptabilité devra faire preuve une même filière de transformation en fonction de son objet et de son lieu d'application. De plus les caractéristiques moyennes ainsi obtenues pourront nourrir des outils d'évaluation, qu'ils s'agissent de modèles de simulation de procédé ou de modèles d'évaluation environnementale.

Cette étude est en cours de valorisation via une publication en cours de soumission à Waste Management (AS2).

Paramètres	pH	MS (%)	MO (% MS)	DCOt (g/kg MS)	DCOs (g/kg MS)	BMP (mLCH4/g MO)	C (% MS)	NTK (g/kg MS)	N-NH4+ (mg/kg MS)	N-NO3 (mg/kg MS)	C/N	Sucres (% MO)	Hemicellulose (% MO)	Cellulose (% MO)	Lignine (% MO)	Proteines (% MS)	Lipides (% MS)
Moyenne (écart-type)	5,1 (0,7)	22,8 (10,0)	88,2 (8,2)	296,3 (331,0)	99,0 (157,0)	460,0 (87,6)	45,5 (7,5)	16,0 (12,1)	731,4 (958,4)	104,8 (49,7)	18,5 (5,9)	36,4 (20,8)	9,4 (5,0)	8,7 (8,2)	6,6 (6,1)	18,0 (9,6)	13,6 (6,8)

Paramètres	S (% MS)	Ca (% MS)	K (% MS)	Mg (% MS)	Na (% MS)	P (% MS)	Fe (ppm MS)	Mn (ppm MS)	Mo (ppm MS)	Zn (ppm MS)	Cd (ppm MS)	Cr (ppm MS)	Cu (ppm MS)	Hg (ppm MS)	Ni (ppm MS)	Pb (ppm MS)
Moyenne (écart-type)	0,4 (0,2)	1,6 (1,3)	1,2 (0,7)	0,2 (0,2)	2,2 (2,9)	0,5 (0,3)	482,5 (815,0)	62,5 (48,4)	1,2 (1,1)	86,6 (110,3)	0,3 (0,4)	27,7 (71,4)	23,5 (37,2)	0,3 (0,4)	9,9 (25,2)	18,3 (46,1)

Tableau 4 : Caractéristiques moyennes des déchets de cuisine

1.1.3 Quantification et caractérisation expérimentale (composition et qualité physico-chimique) des biodéchets des ménages et de restauration

La diversité de qualité démontrée lors de l'étude biblliographique justifie d'obtenir pour des projets ciblés des caractérisations spécifiques. De plus, cette étude a aussi fait preuve du manque de caractérisation de la composition typologique de ces déchets.

Dans le cadre des projets ECCOVAL, MINIWASTE et DIAPASON, des travaux de caractérisation de biodéchets des ménages et de biodéchets de restauration ont été mis en œuvre. Ces travaux se sont appuyés sur des compétences et recherches développées au sein de l'unité de recherche en termes de :

- Dimensionnement de l'échantillonnage et du sous échantillonnage pour en assurer sa significativité,
- Caractérisation de la composition, basée sur l'expérience de la méthode Modecom proposant de coupler un tri granulométrique et un tri typologique,
- Analyse physico-chimique des substrats, en particulier application des méthodes de fractionnement développées lors des travaux de recherche sur la biodégradabilité.

Les résultats de ces travaux ont permis :

- De confirmer l'évaluation du flux de production de biodéchets de cuisine des ménages proposée au niveau national (53,3 kg/hab/an) tout en mettant en évidence la présence dans ce flux de près de 9% de déchets alimentaires non consommés, qui représentent autant de déchets évitables ;
- De souligner la disparité des flux de production de biodéchets de cuisine dans le cas des restaurants (de 94 g/repas servi à près de 245 g/repas servi) alors que les chiffres nationaux rapportés dans la circulaire du 10 janvier 2012 relative aux modalités d'application de l'obligation de tri à la source des biodéchets par les gros producteurs [82] proposent une production moyenne de 134 à 140 g/repas servi pour les types de restauration étudiés ce qui peut significativement modifier le dimensionnement des modes de gestion envisagés pour ces flux ;
- D'identifier les composantes principales de ces flux de déchets : épluchures, fruits et légumes abimés, restes de repas et marc de café, thé ou tisane pour les déchets de cuisine des ménages ; fruits et légumes (près de 36 % de la masse), féculents (16 à 25 %), reste de viande et poisson (5 à 10 %) et serviettes papiers (25%) dans le cas d'une restauration collective classique contre 70 % de légumes crus, 6 % de fruits crus, 13% de de féculents, 4 % d'autres biodéchets (coquilles d'œufs, etc.) et 7 % de serviettes papier dans le cas d'un restaurant végétarien, avec dans les deux cas de restauration une forte variabilité liée aux menus servis ;
- De quantifier la biodégradabilité de ces substrats et de la relier à la nature biochimique de sa matière organique ;
- Enfin, d'établir des relations qualitatives entre la biodégradabilité de ces substrats et leur composition, via des Analyses en composante principale (ACP).

Ainsi l'ensemble des travaux de caractérisation entrepris, soit via l'analyse de la littérature, soit via l'expérimentation, a confirmé l'intérêt du biodéchet de cuisine pour la valorisation biologique, tant en termes de ressource (flux de production) que de qualité (biodégradabilité). Ce travail a également souligné le manque d'analyse consolidée sur la qualité de ces substrats et ses causes de variation.

1.2 Digestats

1.2.1 Contexte

Avec l'accroissement des besoins en énergie renouvelable et le développement de la méthanisation, est apparu un questionnement spécifique lié aux résidus organiques de la digestion anaérobie : les digestats. En effet, les digestats représentent des volumes comparables à ceux des intrants traités en méthanisation et ne doivent pas contribuer à un bilan environnemental et économique négatif pour l'installation de méthanisation. Il est donc nécessaire de les valoriser. Pour cela, il est indispensable que les digestats acquièrent un statut de produit. L'une des questions clés pour le marché de la digestion anaérobie est donc d'optimiser la gestion des digestats afin de permettre une définition claire de leur statut. En France, la valorisation agronomique des digestats dans une filière produit passe aujourd'hui soit par la normalisation, soit par l'homologation. La normalisation implique l'adéquation du produit à valoriser avec les normes "amendements organiques" ou "engrais", dans lesquelles le digestat ne constitue pas une des dénominations listées (seuls les digestats compostés sont intégrés dans la norme NFU 44 - 051). L'homologation quant à elle n'est pas encore une démarche facilement accessible pour tous les exploitants. Au niveau européen, les critères de sortie du statut de déchets pour le compost et le digestat sont actuellement discutés mais non aboutis.

Mes travaux sur les digestats ont débuté en 2008 avec la thèse de Cécile Teglia et se sont poursuivis dans le cadre du projet ANR Bioénergies DIVA (2010-2014) dont j'ai coordonné la tâche « Caractérisation des digestats ».

1.2.2 Analyse de la littérature : Indicateurs de caractérisation et travaux de caractérisation antérieurs

Identifier des indicateurs pertinents pour caractériser les digestats est crucial pour assurer leur valorisation complète et donc des débouchés pérennes pour ces sous-produits de traitement. L'une des questions majeures concernant ces substrats réside dans l'identification de leur positionnement par rapport à d'autres produits existants et qu'ils pourraient remplacer ou compléter dans le cadre d'une valorisation agronomique. D'autre part, il est également nécessaire de disposer d'informations relatives à leur post-traitabilité en vue d'optimiser ces post-traitements et d'augmenter la valorisation de ces substrats. Au regard de ces questions, les indicateurs de caractérisation doivent donc permettre la qualification de l'usage agricole directe du digestat et/ou sa traitabilité. Dans le cadre de nos travaux, la qualification de la traitabilité concernait essentiellement la traitabilité aérobie.

Afin d'établir une liste d'indicateurs pertinents, un travail bibliographique, valorisé par une publication (A13), a été mené dans le cadre de la thèse de Cécile Teglia [28] afin d'analyser l'intérêt de paramètres d'analyse proposés dans la littérature pour juger : des propriétés amendantes, des propriétés fertilisantes, de l'innocuité et de la stabilité et enfin, de la biodégradabilité résiduelle des digestats pour juger de leur post-traitabilité. La qualité de l'amendement organique dépend en premier lieu d'une quantité minimale de matière organique apportée au sol. Il est alors important de déterminer à travers plusieurs indicateurs la composition (nature et structure) de cette matière organique (le contenu de carbone et de l'azote, fractionnement biochimique, les substances humiques ...). L'effet fertilisant est quant à lui principalement influencé par la biodisponibilité des nutriments essentiels (N, P, K). L'innocuité peut être estimée par les paramètres chimiques (métaux lourds, polluants organiques, impuretés, ...) mais il est difficile d'assurer l'innocuité d'un amendement organique ou d'un engrais

uniquement sur sa composition chimique. Des tests tels que l'estimation de la phyto-toxicité ou la détermination de pathogènes doivent également être effectués avant toute utilisation agricole. La stabilité biologique peut éviter une décomposition ultérieure de l'amendement ou de l'engrais organique, qui peut conduire à des impacts négatifs (odeurs au stockage, carence en éléments nutritifs pour les plantes ...). Pour conclure, le résultat de l'application de produits organiques sur le sol dépend d'une variété de facteurs tels que la concentration en différents éléments, la contribution de chacun des sols ainsi que la période et le type de sol sur lequel les amendements ou les engrais organiques sont répartis. De nombreux impacts (libération de nutriments, accumulation de métaux lourds) ne peuvent être testés qu'à long terme (essais au champ). Enfin, la caractérisation de la post-traitabilité aérobie des résidus organiques est basée sur les caractéristiques biologiques mais aussi chimiques. Plusieurs indicateurs appliqués précédemment pour caractériser l'utilisation agricole directe des digestats peuvent aussi décrire leur biodégradabilité potentielle pour un nouveau traitement biologique tel que le compostage. En effet la respirométrie, la teneur en carbone et de l'azote ou de la demande chimique en oxygène illustrent le potentiel résiduel de la matière biodégradable et sa capacité à être dégradée par les micro-organismes. Des paramètres physiques supplémentaires peuvent compéter l'évaluation de la traitabilité aérobie puisque l'environnement physique des déchets a également une incidence sur la biodégradation (voir chapitre 1) : une granulométrie appropriée, la porosité et la perméabilité assureront ainsi des conditions favorables à la biodégradation aérobie.

Jusqu'en 2010 la littérature scientifique proposait peu de données de caractérisation des digestats [83-86]. Les travaux exposés concernaient majoritairement l'étude de la stabilité biologique des digestats [87, 88] et l'étude de l'effet d'un post-traitement par compostage sur ces digestats [89, 90]. Dans ces études le nombre de paramètres analysés était relativement restreint et il n'apparaissait pas de recherche d'établissement de typologie de la qualité de ces digestats. A partir de 2011, la recherche de critères de sortie du statut de déchet pour les composts et les digestats au niveau européen a donné lieu à des campagnes analytiques de grandes envergure en France et en Europe mais portant principalement sur les paramètres d'innocuité de ces substrats [91, 92]. Enfin, plus récemment, des travaux se sont intéressés à l'utilisation agricole des digestats et à leurs effets sur les propriétés des sols [93]. De façon générale, les données de caractérisation des digestats restent peu nombreuses et font l'objet de peu de recherche quant à l'analyse des déterminants de la qualité de ces produits. De plus, la qualité des digestats hors les critères d'innocuité, au regard d'un usage comme amendement ou fertilisant, n'est en général pas comparée à celle de produits organiques normés pour cet usage.

A travers l'analyse de la bibliographie, les enjeux de caractérisation expérimentale complémentaire des digestats apparaissaient donc comme les suivants :

- ⇨ Obtenir une base de données sur la qualité des digestats, comprendre les facteurs influençant cette qualité
- ⇨ Apprécier la stabilité de la qualité des digestats produits au cours du fonctionnement du procédé de méthanisation
- ⇨ Etudier la biodégradabilité résiduelle de ces substrats en vue d'un éventuel post-traitement aérobie par compostage.

1.2.3 Etude expérimentale de la qualité des digestats et confrontation aux normes existantes

Méthodologie

Si les travaux de thèse de Cécile Teglia se sont concentrés sur les digestats dit «solides» (publication A9), le projet DIVA s'est intéressé à tous les types de digestats : brut (sortie du digesteur ou post-digesteur), solide et liquide (fractions issues de l'application d'une séparation de phase au digestat brut). Différentes origines de digestats ont également été investiguées : boues de step (Thèse Cécile Teglia

uniquement), effluents et résidus agroalimentaires, effluents d'élevage et résidus agricoles, bio-déchets triés à la source et fraction fermentescible des ordures ménagères résiduelles triées mécaniquement. Les digestats ont de plus été analysés au regard du type de système de méthanisation dont ils étaient issus (méthanisation agricole, méthanisation territoriale et méthanisation urbaine) parmi lesquels différents procédés de méthanisation étaient considérés (méthanisation en voie liquide ou sèche ; méthanisation thermophile ou mésophile).

Outre l'analyse de paramètres dont l'objectif est de juger l'adéquation avec un usage agricole direct du digestat (paramètres des normes pour les amendements organiques NF U 44-051 et NF U 44-095 et pour les engrais NF U 42-001), les caractérisations ont concerné des indicateurs de la biodégradabilité des substrats. Ces derniers ont fait appel à l'utilisation de méthodes et d'outils développés pour la compréhension des processus de biodégradation aérobie, présentés dans le chapitre 1 : extraction aqueuse et caractérisation de la composition organique de l'extrait ; fractionnement biochimique du solide extrait ; respirométrie solide. D'autres mesures telles que la détermination du potentiel bio-méthanogène (BMP) ont également été mises en oeuvre. Enfin, dans le cadre spécifique du projet DIVA, le suivi de la qualité des digestats a été mis en œuvre sur une période d'un an afin de juger de la stabilité temporelle de cette qualité. Les résultats obtenus ont été traités statistiquement afin d'évaluer des coefficients de variation, et d'établir des facteurs d'explication de la qualité des digestats via la comparaison de moyennes en fonction du type de digestat (Brut, liquide, solide) et de son origine.

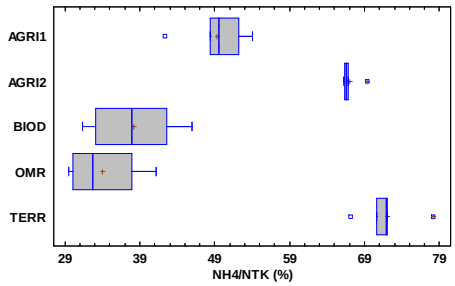
Principaux résultats

Stabilité temporelle de la qualité des digestats bruts : Les résultats de suivi des installations ont montré des variations inférieures à 20 % pour 90 % des paramètres analysés et inférieures à 10 % pour 50 % des paramètres analysés. Il a ainsi été possible d'attester de la stabilité temporelle de la qualité des digestats produits lorsque le fonctionnement du digesteur est stabilisé.

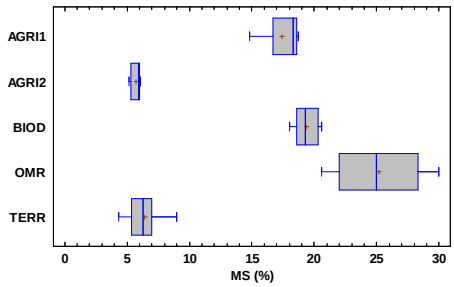
Déterminants de la qualité physico-chimique des digestats : La qualité physico-chimique des digestats bruts dépend largement de l'origine des intrants majoritaires traités en méthanisation, de la nature physique de ces intrants et du type de méthanisation (liquide ou solide) appliqué. La nature initiale du substrat influence notamment la teneur en azote dans le digestat brut et le rapport entre l'azote ammoniacal et l'azote total. Ainsi, comme l'illustre le graphique 11, dans le cas des sites traitant des lisiers (AGRI 2 et TERR), la proportion d'azote ammoniacal dans l'azote total est déjà importante sur l'effluent non méthanisé est supérieure à 60 % dans le digestat. L'analyse statistique de la teneur en matière sèche des digestats bruts (graphique 12) a par ailleurs souligné l'influence des spécificités de mise en œuvre des procédés de méthanisation sur les différents sites étudiés. On retrouve ainsi trois groupes : 1/les digestats bruts issus de des sites qui traitent essentiellement des effluents liquides peu chargés en matière sèche (moins de 10 %) (ex de AGRI2 et TERR) ; 2/ les digestats bruts issus de sites qui traitent en voie « dite liquide » des effluents et déchets majoritairement solides (ex. de AGRI1 et BIOD) ; et 3/ le digestat brut issu de procédés traitant en voie « dite sèche » des déchets majoritairement solides (ex. OMR). La qualité agronomique des digestats solides et liquides dépend quant à elle bien évidemment de la qualité du digestat brut, mais est largement influencée par l'efficacité de la séparation de phase. Ainsi, la qualité des digestats solides et liquides varient en fonction de l'efficacité de cette séparation pour capter la matière sèche dans la phase solide, mais également en fonction de la solubilité des éléments contenus dans la matière.

Innocuité des digestats : Il faut noter que les teneurs en métaux lourds des digestats sont principalement influencées par l'origine des substrats traités sur les sites de méthanisation. Les digestats agricoles pourront être caractérisés par de fortes teneurs en cuivre et zinc, alors que les digestats issus d'ordures ménagères résiduelles présenteront potentiellement des teneurs en chrome, mercure et plomb plus importantes en raison de la présence de ces éléments dans les déchets d'origine. L'arsenic

pourra être retrouvé en plus grande quantité dans les digestats issus de sites de méthanisation traitant des déchets verts, en raison de la capacité de ces derniers à retenir l'arsenic présent dans le sol. Concernant les polluants organiques, les teneurs en PCB sur les digestats analysés ont toujours été inférieures aux limites de quantification et des teneurs en HAP supérieures aux limites de quantifications sont seulement détectables sur les digestats issus de déchets ménagers. Enfin, la question des inertes est spécifique aux digestats issus de déchets ménagers qu'ils soient issus d'une collecte résiduelle ou d'une collecte séparée. Du point de vue sanitaire, aucune bactérie pathogène n'a pu être mise en évidence sur les digestats analysés. Les teneurs en germes de contamination fécale varient quant à elles largement avec la nature du substrat traité en méthanisation.



Graphique 11 : Moyenne et variance du rapport N-NH4+/NTK pour les digestats bruts

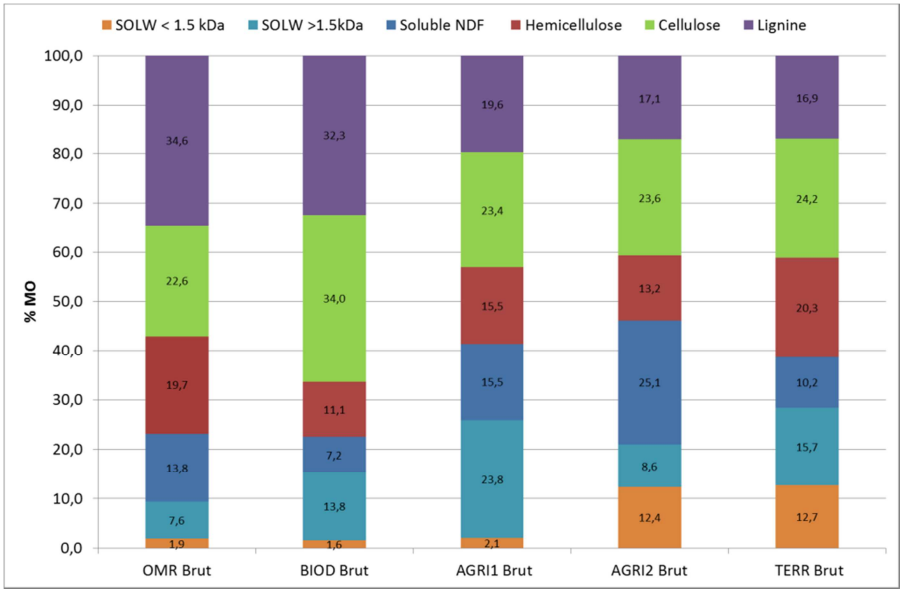


Graphique 12 : Moyenne et variance de la teneur en MS pour les digestats bruts

Adéquation avec le cadre réglementaire français : Il apparait que les digestats étudiés, même sans considérer l'absence de dénomination des digestats dans les normes, ne correspondent pas aux spécifications des normes amendements organiques et engrais. La majorité des digestats étudiés est trop humide et présente trop d'azote ammoniacal pour pouvoir être considérée comme amendement. Dans le même temps, les teneurs en azote, phosphore et potassium sont trop faibles pour que ces digestats remplissent les spécifications des normes engrais. Des limites existent quant aux teneurs en métaux lourds et à la présence d'inertes dans le cas des digestats issus de déchets ménagers. Pour atteindre les spécifications des normes, des post-traitements par déshydratation et tri des indésirables sont a minima nécessaires. Dans le cadre des propositions européennes pour la sortie du statut de déchets, les digestats agricoles remplissent les spécifications demandées, si des exceptions sont accordées concernant le cuivre et le zinc. Cependant les digestats de biodéchets étudiés ne remplissent pas les spécifications sur les inertes sans post-traitement. Le statut des digestats reste donc une question à part entière, la seule solution existante à ce jour étant celle de l'homologation.

Biodégradabilité résiduelle des digestats : Enfin, dans les cas où un post-traitement biologique serait envisagé, il faut retenir que les digestats possèdent une biodégradabilité résiduelle, qui représente 10 à 40 % du potentiel méthanogène initial et qui semble dépendre notamment de l'origine des intrants. Ainsi, lors de nos travaux, les sites de méthanisation de déchets ménagers ont fourni des digestats plus stables que les digestats issus d'intrants agricoles. A travers l'analyse des fractionnements biochimiques de ces digestats (graphique 13) et au regard des hypothèses d'interprétation de la biodégradabilité proposées dans le chapitre 1, des explications des différences de biodégradabilité résiduelle ont pu être proposées. Deux groupes de digestats se distinguent à travers cette caractérisation : les digestats issus de déchets ménagers (BIOD et OMR), et les digestats issus d'intrants agricoles (AGRI1, AGRI2 et TERR) d'autre part. La matière organique des digestats bruts BIOD et OMR est ainsi constituée pour 1/3 de la fraction dite lignine et seulement environ 1/10 de la fraction dite soluble à l'eau. Ces deux digestats sont

donc constitués de matière organique en grande partie récalcitrante à la biodégradation, ce qui est en bon accord avec les mesures biologiques de la biodégradabilité exposées auparavant. Dans le cas des digestats AGRI1, AGRI2 et TERR, on remarque au contraire, que la fraction soluble à l'eau est plus importante (de l'ordre de 20 %) alors que la fraction dite « lignine » ne représente qu'environ 20 % de la matière organique, ce qui contribuerait à expliquer une plus grande biodégradabilité dans le cas de ces digestats. Néanmoins, si l'interprétation qualitative du fractionnement biochimique permet de retrouver les grandes tendances de biodégradabilité, aucune corrélation quantitative directe ne peut être mise en évidence entre l'une ou l'autre des fractions et la quantité de matière biodégradable mesurée biologiquement (BMP ou respirométrie). Cette absence de corrélation simple et directe avec l'une ou l'autre des fractions est cohérente. En effet, les travaux menées sur l'indice de stabilité de la matière organique (ISMO) [94] et sur les modèles cinétiques (cf. chapitre 1) ont montré que seule une corrélation complexe avec de multiples paramètres peut prédire la stabilisation (également liée à la biodégradabilité résiduelle) de la matière organique [39, 94].



Graphique 13 : Fractionnement biochimique de digestats bruts

En conclusion, si le statut réglementaire des digestats reste aujourd'hui une question cruciale pour l'essor de la méthanisation, il ressort de ces travaux que les digestats sont des produits résiduaires organiques de qualité stable et dont la composition pourra être orientée en fonction du post-traitement appliqué et ce, dès la séparation de phase. L'ensemble de ces résultats a pu être valorisé au travers de 2 communications orales avec actes (CA1, CA3).

1.3 Intérêt de ces caractérisations pour identifier de nouvelles questions de recherche

Les résultats de caractérisations tels que proposés dans le cas des deux types de substrats étudiés peuvent en premier lieu alimenter des bases de données précieuses pour la réalisation d'évaluation des filières de valorisation de ces substrats, qu'il s'agisse d'évaluation technique ou environnementale.

De plus, si les résultats présentés ci-avant ne répondent pas à une question de recherche à proprement parler, ils apportent néanmoins une connaissance approfondie d'un type de substrat qui peut s'avérer un domaine d'application spécifique d'objets de recherche tels que les traitements biologiques. Cette connaissance peut ainsi mettre en lumière des questions de recherche propres au domaine d'application.

Dans le cas des biodéchets, la confirmation, via ces caractérisations, d'une forte variabilité de la qualité associée à une forte biodégradabilité, liée d'une part à des molécules organiques rapidement biodégradables (solubles à l'eau) et d'autre part à une fraction dite cellulosique importante, a permis de consolider l'hypothèse selon laquelle leur traitement en méthanisation pouvait présenter des instabilités liées majoritairement à l'hydrolyse : accumulation d'AGV liée à l'hydrolyse rapide de la première fraction puis hydrolyse trop lente de la fraction cellulosique. Une nouvelle piste de recherche concernant l'intérêt d'un prétraitement aérobie pour la stabilisation des conditions de méthanisation a ainsi été soulevée, dont la première question réside en la compréhension des processus d'hydrolyse par des voies aérobies, anaérobies ou couplées : cinétiques, molécules formées, activités enzymatiques, identification et dynamiques des biomasses.

Dans le cas des digestats, les campagnes de caractérisation mises en œuvre ont permis d'acquérir une connaissance et une expertise de la qualité des digestats. Les résultats ont mis en lumière certains déterminants de cette qualité mais ces derniers restent à mieux élucider. En particulier, les travaux entrepris jusqu'à lors n'ont que peu porté sur l'influence des conditions de méthanisation (temps de séjour, charge, etc.) sur cette qualité. D'autre part, parmi les déterminants de la qualité des digestats solide et liquide, il est apparu que la structure physique du digestat (teneur en matière sèche et probablement structure de cette matière sèche) et l'efficacité de la séparation de phase pouvaient avoir une forte influence. Ces observations restent à approfondir et constituent de nouvelles pistes de recherche pour pouvoir à termes prévoir et optimiser conjointement la digestion anaérobie et la qualité du digestat produit au regard de la qualité du substrat traité et des modalités de gestion du traitement et de la séparation de phase : quelle influence des paramètres de gestion de la digestion sur la qualité du digestat et au regard de la qualité de l'intrant ? Quels sont les déterminants de la qualité de la séparation de phase (caractéristiques physiques et chimiques du digestat ; caractéristique de la technique de séparation) ? Comment modéliser ces influences ? Ces questions de recherche seront notamment traitées au sein d'Irstea Rennes avec mon concours dans le cadre du projet Valodim (VALeur Optimale des Digestats Issus de la Méthanisation – Investissements d'avenir, PSPC – 2014-2020).

2 Appréhender les modalités et les effets de l'intégration d'une étape de compostage dans une filière de valorisation des déchets organiques

Comme nous avons pu le noter en introduction, compte tenu de l'évolution du contexte socio-économico-environnemental, la gestion des déchets est passée d'une logique de « traitement/élimination » à une logique de « prévention/valorisation ». La chaine d'acteurs concernés par la gestion des déchets s'est également considérablement étendue, allant du producteur du déchet à l'utilisateur du produit de valorisation de ce déchet, en incluant les acteurs économiques, les acteurs politiques et bien sûr, les citoyens. La gestion des déchets est par là même devenue une question d'organisation territoriale proposant des filières de valorisation des déchets incluant différents gisements de résidus organiques et différents modes de traitement. Ainsi le compostage est le plus souvent aujourd'hui l'une des étapes d'une filière plus complète de gestion des déchets organiques allant de leur collecte à l'utilisation des produits de leur traitement. Dans l'objectif d'optimiser et de pérenniser des filières, d'orienter des choix d'organisation territoriale, il convient donc d'évaluer comment l'étape de compostage intervient dans ces filières : quel peut être son effet sur les quantités de déchets collectées ; comment cette étape de la filière implique t'elle les acteurs ; quelle est sa contribution aux impacts environnementaux de la filière ; quels produits permet-elle d'obtenir ?

Ce travail d'évaluation a pu être mené dans deux cas :

- d'une part lorsque le compostage est considéré comme une étape amont de la filière de gestion des déchets organiques ménagers, proche de la prévention : le compostage domestique ;
- d'autre part lorsque le compostage est considéré comme une étape aval de la filière de gestion des déchets organiques : le compostage comme post-traitement des digestats de méthanisation.

2.1 Cas de l'amont d'une filière de gestion des déchets ménagers : le compostage domestique

L'évolution des politiques environnementales dans une perspective de moindre production et meilleure valorisation des déchets, a d'ores et déjà conduit à des obligations pour les collectivités de réduction drastique de la fraction organique de déchets ménagers entrant en stockage [95]. Une obligation de collecte séparée de la fraction organique des déchets des ménages pourrait apparaitre dans les années à venir [96]. Pour répondre ou devancer ces obligations, de nombreuses collectivités se sont lancées dans la promotion du compostage domestique et de proximité. Les objectifs de cette promotion pour les collectivités concernées étaient :

- De diminuer la quantité de matière organique dans les déchets ménagers collectés,
- D'impliquer le citoyen dans la gestion de ses déchets.

Un objectif à plus long terme pourrait cependant être également de proposer via ce mode de gestion une alternative à la collecte séparée de la fraction organique des déchets ménagers. Cependant, l'atteinte de ces objectifs impliquait une évaluation des pratiques de compostage domestique et de proximité qui soulevait des questions de recherche et des questions méthodologiques :

- Comment évaluer, sans biais, l'impact du compostage domestique sur la quantité de déchets ménagers résiduels collectée ? La pratique de compostage domestique influence t'elle uniquement les flux de déchets ménagers résiduels ?
- Comment encourager l'implication des citoyens : quelles sont leurs motivations ? Les pratiques de compostage, la qualité du produit obtenu peuvent-elles influencer la pérennité de l'implication ?
- Enfin, quelle est la contribution de cette pratique domestique aux impacts environnementaux ?

Ces questionnements ont été abordés au travers d'approches multidisciplinaires (sociologie et sciences de l'ingénieur) et multi-acteurs (chercheurs ; collectivités territoriales ; milieu associatif) dans le cadre des projets ECCOVAL et MINIWASTE.

2.1.1 Impact du compostage domestique sur les quantités de déchets collectés dans la filière de gestion des déchets ménagers

L'évaluation de l'impact quantitatif du compostage domestique sur les flux collectés est une donnée nécessaire aux collectivités pour apprécier l'efficacité de leur plan de gestion des déchets. Cependant, le constat a été fait que de nombreuses actions (enquêtes, distribution de composteurs, etc.) sont développées par les collectivités qui détiennent ainsi de nombreuses données (suivis de collectes, données démographiques, etc.), sans pour autant les capitaliser du fait de la disparité des indicateurs recueillis et d'un manque de procédure globale d'évaluation des flux de déchets. L'un des objectifs du projet MINIWASTE a donc été de proposer une méthodologie d'évaluation des flux de déchets détournés par compostage domestique sur la base d'une analyse des données existantes et de la construction de protocoles de mesure et d'enquête adaptés à la question. Pour cela, il a été fait appel à différentes techniques d'acquisition d'information : réalisation d'enquêtes téléphoniques sur une commune ou un quartier, pesées des déchets compostés par les habitants, pesées et caractérisations des ordures ménagères résiduelles, estimation des quantités de déchets verts par utilisation de systèmes d'information géographique (SIG). Ces travaux ont été mis en œuvre principalement par Annie Resse et Thierry Bioteau, membres de l'unité GERE impliqués dans le projet MINIWASTE. Aussi je ne détaillerai dans le paragraphe suivant que les résultats dont j'ai le plus soutenu l'exploitation et la valorisation.

Ainsi les données collectées via 1) les pesées des biodéchets mis en compostage par des foyers peseurs volontaires et 2) la pesée et la caractérisation des ordures ménagères résiduelles de foyers impliqués dans le compostage, peseurs volontaires ou non, et de foyers non composteurs, ont permis d'obtenir trois principaux résultats :

- ⇨ **La validation des quantités et type de biodéchets détournés de la collecte via le compostage domestique selon le profil du foyer composteur**. Il a ainsi été montré que les quantités de déchets compostés oscillent entre 83,6 et 98,2kg/an avec un taux de déchets de cuisine allant de 43 à 71 %.
- ⇨ **L'estimation des biais liés à une estimation via une méthode par pesée volontaire**. Pour les foyers peseurs, l'analyse détaillée des OMR, couplée avec la pesée des quantités et de la nature des déchets compostés permet de déterminer un taux de déchets de cuisine détourné des OMR par le compostage. Ces quantités totales mesurées peuvent être également comparées aux quantités produites par les foyers « Non Composteurs » qui jettent tous leurs déchets dans la poubelle (Tableau 5). On constate ainsi que la production globale de déchets de cuisine des foyers « composteurs » est plus importante que celle des non-composteurs, probablement en raison de comportement de consommation et d'habitude de cuisine différentes. Aussi le gisement de biodéchets estimé par la pesée des foyers composteurs peut être surestimé par rapport aux pratiques des foyers non-composteurs.

		Quantité de déchets de cuisine		
Groupes de foyers		Dans les OMR (kg/hab)	Dans le compostage kg/hab	Total (kg/hab)
Foyers peseurs Et composteurs	Compostage en Tas	13,7	51,8	65,5
	Compostage en bac – foyers très impliqués	11,7	69,7	81,4
	Compostage en bac – foyers peu impliqués	16,5	42,0	58,5
Non peseurs	Non composteurs	41,2	-	41,2

Tableau 5 : Quantités de déchets de cuisine selon les pratiques de compostage

⇨ **L'évaluation de l'impact du compostage domestique sur les quantités collectées d'ordures ménagères résiduelles et de matériaux recyclables**. Les résultats croisés des différentes quantifications et caractérisations ont montré que la mise en place du compostage domestique a un impact fort sur la quantité d'ordures ménagères (OM) résiduelles collectée : sur le territoire étudié la moyenne d'OM collectées est de 90 kg/an/hab pour les foyers composteurs contre 146 kg/an/hab pour les foyers non-composteurs. La différence est due à une moindre quantité de biodéchets dans les OMR des foyers composteurs, mais également à une moindre quantité d'autres déchets non recyclables (Tableau 6). La significativité de l'impact du compostage domestique sur la quantité de matériau recyclable dans les OMR reste cependant à démontrer, le territoire étudié étant particulièrement performant en termes de tri.

	Foyers non composteurs	Foyers composteurs
Putrescibles	53,3	24,0
Papier recyclable	4,2	4,5
Emballage recyclable	8,8	4,6
Verre recyclable	3,2	1,9
Autres déchets	79,4	55,3
Total (kg/hab/an)	149,0	90,3

Tableau 6 : Production d'OMR moyenne en fonction de la pratique ou non du compostage domestique (étude sur territoire péri-urbain breton)

Ces résultats, outre l'acquisition des données de production de déchets qui confortent l'intérêt de la démarche de valorisation de la gestion domestique pour la collectivité, ouvrent de nouvelles perspectives de recherche. Ainsi, l'impact de la mise en place du compostage domestique sur la production globale de déchets laisse apparaitre une influence de la gestion domestique sur l'appréhension globale de sa production de déchets par l'usager impliquant vraisemblablement des modifications des habitudes de consommation. Ces hypothèses seraient à vérifier à travers des recherches concernant le domaine de la sociologie. De plus, l'intérêt confirmé de la gestion domestique ouvre la voie à des recherches sur des technologies de valorisation domestique ou de proximité des biodéchets autres que le compostage, telle la méthanisation domestique.

2.1.2 Contribution du compostage domestique à l'impact environnemental : Emissions gazeuses et qualité des composts

Si les résultats de la section précédente ont bien démontré l'intérêt de la mise en place du compostage domestique en termes de réduction/prévention des déchets, il était également nécessaire d'évaluer la contribution à l'impact environnemental d'une telle pratique de gestion des biodéchets. Les travaux des deux projets précédemment cités se sont donc intéressés d'une part à l'analyse de la qualité des composts ainsi obtenus et d'autre part à l'étude des émissions gazeuses libérées lors de la pratique de compostage domestique ou de proximité.

Dans le cadre du projet MINIWASTE, l'analyse physico-chimique de 59 composts a permis d'établir les caractéristiques suivantes pour le compost domestique :

- Une teneur en matière sèche avoisinant 30%
- Une teneur en matière organique de l'ordre de 15% de la matière matière brute soit environ 50% de la matière sèche
- C/N de 14 et pH basique égal à 8
- Des teneurs en éléments fertilisants inférieures à 1% de la masse brute (N, P_2O_5 and K_2O)

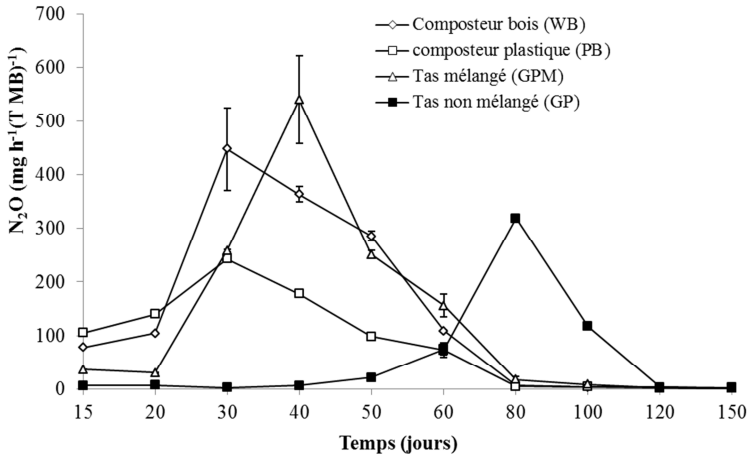
- Des teneurs en métaux lourds faibles sauf ponctuellement en Cuivre et Zinc, ce qui est probablement du à des résidus de traitement phytosanitaire sur des déchets de jardins apportés dans le composteur
- Pas de détection de pathogènes, et quelques rares présences de parasites (type œufs d'helminthes)
- La mesure de l'indice de germination (graines de cresson sur filtre imbibé d'extrait aqueux de compost) n'a pas démontré de phyto-toxicité immédiate significative sur les composts domestiques, sauf des composts très jeunes (moins de 6 mois).

Ces résultats tendent à classer les composts domestiques comme des supports de culture. De plus les caractéristiques moyennes des composts domestiques sont en accord avec les spécifications proposées dans le label de qualité des composts de l'ECN (European Compost Network)[97], dont les valeurs sont aujourd'hui en grande partie reprises dans la proposition de spécifications pour la sortie du statut de déchet des composts. La campagne d'échantillonnage a également permis de montrer qu'en dépit de différences visuelles sur l'état de dégradation des composts, aucune différence significative n'a été mise en évidence sur les paramètres de qualité précédemment listés. La conclusion de cette étude est donc que le retour au sol des composts domestiques ne contribuera pas à un apport d'éléments pathogènes ou polluants dans les sols significativement différent des amendements normés tels que les composts industriels.

La seconde source d'impacts environnementaux liés au compostage domestique réside dans les émissions gazeuses issues du traitement. En effet, la gestion du compostage peut avoir un impact au niveau des émissions de gaz à effet de serre (GES) dans la mesure où la mise en œuvre peut influer sur l'activité microbienne, l'aération et le taux de dégradation. Dans le cadre du projet ECCOVAL, et en particulier de la thèse de Bijaya Adhikari [98], nous avons donc étudié l'effet de la gestion du compostage (type de composteur, pratique de mélange) sur les émissions de gaz à effet de serre (CO_2, CH_4 et N_2O) pendant 150 jours de traitement.

Quatre composteurs remplis en batch par un mélange de déchets alimentaires et déchets de jardin ont été suivis. A partir du 15ème jour de compostage des mesures hebdomadaires de CO_2, N_2O et de CH_4 ont été réalisées en utilisant une chambre d'accumulation statique placée à la surface du compost. Les caractéristiques des composts ont été suivies par échantillonnage aux jours 0 et 150. Les émissions de GES se composaient majoritairement de CO_2 et N_2O. A l'exception du tas non mélangé, il n'a pas été détecté d'émission de méthane, les recherches futures devraient cependant se concentrer sur la production de CH_4 entre les jours 0 à 15, lorsque la biodégradation est la plus intense et que des zones anaérobies peuvent se créer. Les émissions de N_2O (Graphique 14) ont quant à elles été générées en particulier entre les jours 20 et 120 à des températures comprises entre 15 et 40°C, à un pH supérieur à 8. Elles interviennent donc après la phase de biodégradation active dans des conditions favorisant la nitrification et la dénitrification avec la production de N_2O et NO [99, 100]. Des différences ont pu être notées entre les 4 types de compostage suivis mais l'émission moyenne de N_2O (de l'ordre de 0,3 kg N_2O/T déchet humide traité) est comparable à la valeur proposée par l'IPCC [101] pour les sites de compostage industriels et dans la gamme basse des émissions mesurées en compostage domestique [102].

Ces résultats tendent donc à montrer que la pratique de compostage domestique n'est pas plus impactante en termes d'émissions de gaz à effet de serre que la gestion centralisée des biodéchets sur une plate-forme de compostage industrielle. Une étude plus approfondie de l'impact des pratiques, notamment fréquence de chargement du composteur et le type et la fréquence de mélange, seraient néanmoins à mener afin de confirmer cette tendance.



Graphique 14 : Cinétiques d'émissions de protoxyde d'azote mesurées en compostage domestique

2.1.3 Implication des citoyens dans la mise en œuvre du compostage domestique : motivations et pratiques

La fiabilité de la gestion domestique des biodéchets est nécessairement associée à un engagement pérenne des usagers. Afin de statuer sur la faisabilité de considérer cette pratique comme partie intégrante des filières de gestion des biodéchets, il convient donc d'évaluer quels sont les ressorts de l'engagement de l'usager et quels outils peuvent permettre de conforter cet engagement. Ces questions ont été abordées dans le cadre des projets MINIWASTE et ECCOVAL au travers de trois types de démarche :

1. Une enquête sociologique sur les freins et leviers de l'engagement de l'usager, menée en association avec une équipe spécialisée en psychologie sociale (LAUREPS, Rennes 2) ;
2. Une analyse des documents de communication sur le compostage domestique adressés aux usagers ;
3. Une enquête de terrain sur l'appréhension des usagers de leur pratique de compostage.

L'enquête sociologique a été menée selon la méthode UTAUT (Unified Theory of Acceptance and Use of Technology) qui permet d'apprécier l'impact de l'attente de performance, l'anticipation de l'effort à fournir et l'influence sociale sur l'intention d'un usager d'utiliser une technologie, mais aussi de mettre à jour des conditions facilitantes pour l'utilisation de la technologie visée. Dans le cadre d'ECCOVAL cette enquête a été menée auprès de 800 foyers selon des critères d'origine urbaine ou rural, de type d'habitat et d'exposition à une communication sur le compostage domestique. Le retour de réponse a été d'environ 30 %. Les principales conclusions de l'enquête ont été les suivantes :

- ⇨ L'attitude envers le compostage est globalement positive et la conviction de son utilité « écologique» est acquise. La communication ne doit donc plus nécessairement s'appuyer sur ce levier pour motiver de nouveaux utilisateurs.
- ⇨ Le principal frein à l'engagement des usagers semble lié à la représentation des efforts à fournir. Il faut donc axer la communication sur les modalités de mise en œuvre de la pratique. Notamment pour ceux qui sont déjà engagés dans la pratique de compostage il faut insister sur le suivi et l'accompagnement.
- ⇨ Dans le cas de l'habitat collectif, il faut jouer sur la dynamique sociale liée à la pratique du compostage.

Parallèlement à ce travail sociologique une analyse de 68 guides de compostage distribués classiquement aux usagers par les collectivités a été menée afin de recenser les informations nécessaires et essentielles à la pratique du compostage domestique, d'en évaluer la pertinence, et de

conforter les données manquantes. Cette analyse a montré que les collectivités cumulent souvent la promotion en amont qui offre à l'usager de s'équiper d'un composteur et le guide technique pour faire du compostage. Or il s'avère indispensable de bien séparer les deux types de communication lors de la mise en place du composteur, condition essentielle pour obtenir l'adhésion puis la participation effective des usagers à la pratique du compostage. Une liste d'informations indispensables à faire apparaitre dans ces documents a pu être proposée.

Enfin, les deux précédentes études avaient mis à jour le manque de confiance des usagers quant à leur pratique et leur besoin de trouver des méthodes concrètes pour répondre à leurs questions notamment sur la qualité des composts. Un suivi de terrain des pratiques et de la qualité des composts a alors été mis en œuvre dans chacun des projets ECCOVAL (19 foyers) et MINIWASTE (60 foyers). Outre l'apport de connaissances concernant la qualité physico-chimique (exposé dans la section 2.1.2) des composts domestiques, ces suivis ont permis d'établir une liste des principales questions des usagers vis-à-vis de leur compost et de proposer des réponses ou outils d'évaluation simples.

L'ensemble de ces études et résultats associant approche sociologique et sciences de l'ingénieur ont abouti à la réalisation d'un guide technique à destination des collectivités pour l'aide à la mise en place et à la pérennisation d'opération de compostage domestique et de proximité. Ce guide regroupe des éléments méthodologiques concernant la communication mais aussi des réponses techniques concernant les pratiques de compostage à apporter dans la communication auprès des usagers.

2.1.4 Principales conclusions et voies de recherche associées

Longtemps considéré comme une pratique privée, anecdotique et empirique, le compostage domestique, dès lors qu'il a été considéré comme une voie généralisable de gestion des biodéchets des ménages, a soulevé des questions sociétales, organisationnelles et techniques nécessitant une approche scientifique construite. L'approche multidisciplinaire et multi-acteurs proposée dans les projets MINIWASTE et ECCOVAL est une approche originale qui a permis de conclure quant à :

- l'efficacité de ce mode de gestion dans une perspective de réduction des déchets gérés par la collectivité, mais également de prévention générale de la production de déchets ;
- la compatibilité de cette pratique domestique avec des contraintes environnementales croissantes ;
- la forme de communication et les réponses techniques à apporter aux usagers pour pérenniser la démarche.

Ces résultats ont pu être largement valorisés : 2 publications techniques (AT2, AT4), un guide et des procédures techniques (R1 et R2), 6 publications scientifiques (A2, A3, A6, A7, A8, A11) et plusieurs communications en colloques internationaux avec actes (CA8, CA9, CA11 et CA12). Ils ont également généré de nouvelles questions et pistes de recherche :

- Compléter l'évaluation des émissions environnementales par une prise en compte plus précise des pratiques existantes ;
- Mieux connaitre la biodégradabilité des déchets pour guider l'usager dans sa pratique et lui permettre d'obtenir un résultat satisfaisant (produit agréable, sans odeur) pour conforter son engagement ;
- Envisager de nouvelles voies de gestion domestique ou de proximité avec une valorisation plus directe pour l'usager (micro-méthanisation) ;
- Comparer la gestion décentralisée (domestique ou de proximité) aux modes de gestion centralisée des biodéchets (collecte séparée et collecte mixte) et proposer des guides de choix du mode de gestion à mettre en place ou des synergies nécessaires pour un territoire donné.

2.2 Cas de l'aval d'une filière de valorisation des déchets ou résidus organiques : le compostage des digestats

La section 1.2 du chapitre 2 a d'ores et déjà exposé les enjeux énergétiques et économiques liés à la méthanisation et a présenté les résultats acquis en termes de caractérisation des sous-produits de méthanisation : les digestats. Il apparait que, même sans considérer la question du statut de ces digestats, leur retour au sol, qui constitue à ce jour la principale voie de gestion/valorisation des digestats, peut nécessiter des post-traitements dont les justifications sont multiples :

- Hygiéniser les digestats ;
- Limiter les volumes et stabiliser la matière en vue de permettre un stockage nécessaire au respect des périodes d'épandage et/ou de faciliter le transport vers les zones d'épandage ;
- Concentrer les nutriments pour obtenir un effet fertilisant nécessitant moins de volumes épandus ;
- Stabiliser et humifier la matière organique résiduelle pour obtenir un amendement propice à l'entretien des sols agricoles.

Devant l'expression de ce besoin, nombre de technologies peuvent être proposées comme le schématise, de façon non exhaustive, la figure 13.

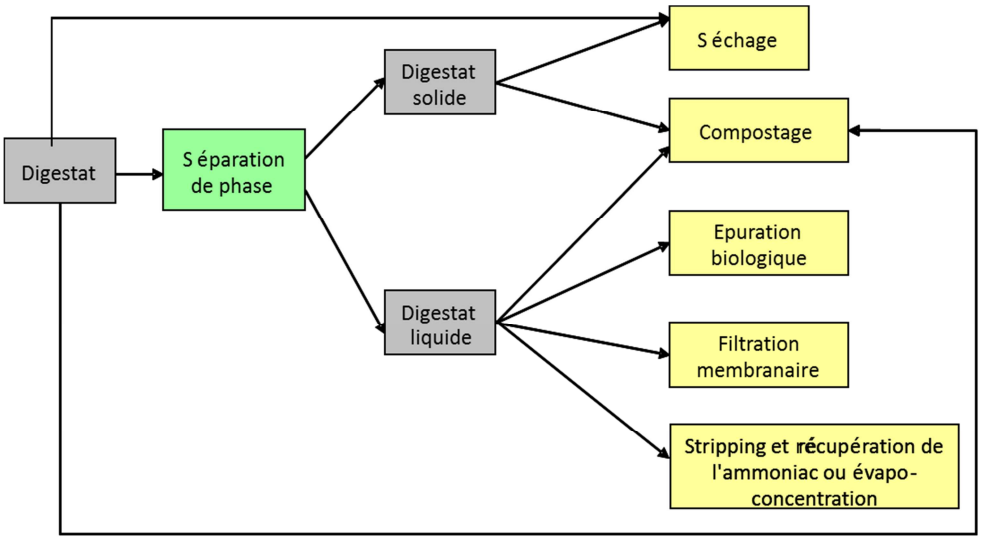


Figure 13 : Schéma des voies possibles de gestion/valorisation des digestats (non exhaustif)

Parmi ces technologies, le compostage présente de nombreux intérêts déjà décrits au chapitre 1 et consécutifs des processus biologiques :

- La biodégradation aérobie de la matière organique aboutie à une stabilisation et une humification de cette dernière ;
- Il s'agit d'un procédé biologique exothermique permettant d'atteindre des températures dites hygiénisantes ;
- Le couplage de la dégradation biologique de la matière organique et de l'évaporation d'eau liée à l'élévation de température et au flux d'air abouti à une diminution de masse et de volume du massif composté, ainsi qu'à un séchage de la matière.

Par conséquent, le compostage est à ce jour un post-traitement largement répandu, d'autant qu'il est le seul, réglementairement, à constituer une voie de normalisation du digestat en tant que produit.

Cependant, l'application du compostage comme voie de post-traitement soulève des questions opérationnelles et environnementales :

- La biodégradabilité résiduelle du digestat est-elle suffisante pour générer une production de chaleur en compostage propice à son séchage et à son hygiénisation ?
- La proportion d'azote ammoniacal dans le digestat ne va-t-elle pas engendrer des émissions accrues tant d'ammoniac que de protoxyde d'azote ?

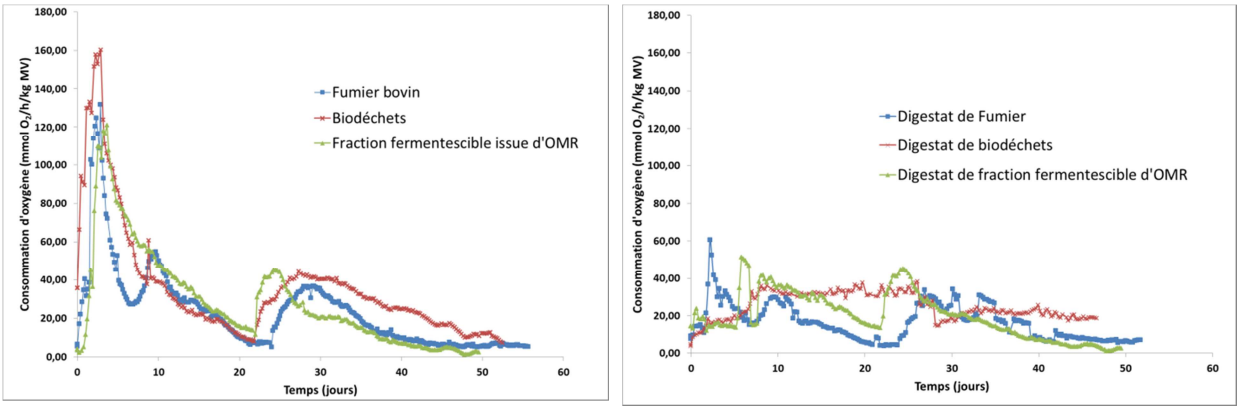
Ces questions ont été étudiées au travers des travaux de thèse de Cécile Teglia et du projet de recherche DIVA et les résultats obtenus ont été valorisés au travers de communications en colloques internationaux avec actes et sans actes : CA4, CA5 et C1

2.2.1 Evaluation du comportement en compostage des digestats et impact sur leur qualité

Afin d'étudier le comportement en compostage des digestats et l'impact de ce post traitement sur la qualité de leur matière organique, des essais de compostage en pilote (voir chapitre 1, 1.3.) ont été mis en œuvre. Ces essais ont de plus permis de comparer le comportement en compostage des digestats (solides ou bruts) à celui des déchets organiques non digérés dont ils étaient issus. Ces essais appliqués à différents types de déchets ont permis d'établir trois types de résultats :

- Biodégradabilité résiduelle effective

Les résultats des essais de compostage pratiqués ont montré, comme annoncé par les caractérisations respirométriques (cf. Chap 2, 1.2), une moindre biodégradabilité effective des digestats par rapport aux déchets ou résidus organiques non digérés. Les courbes de suivi de consommation d'oxygène (ex graphique 15) montrent que les comportements sont qualitativement comparables, mais que le premier pic de consommation d'oxygène, disparait généralement dans le cas des digestats, ce qui correspond bien à la dégradation pendant la digestion d'une part de la matière organique la plus biodégradable.

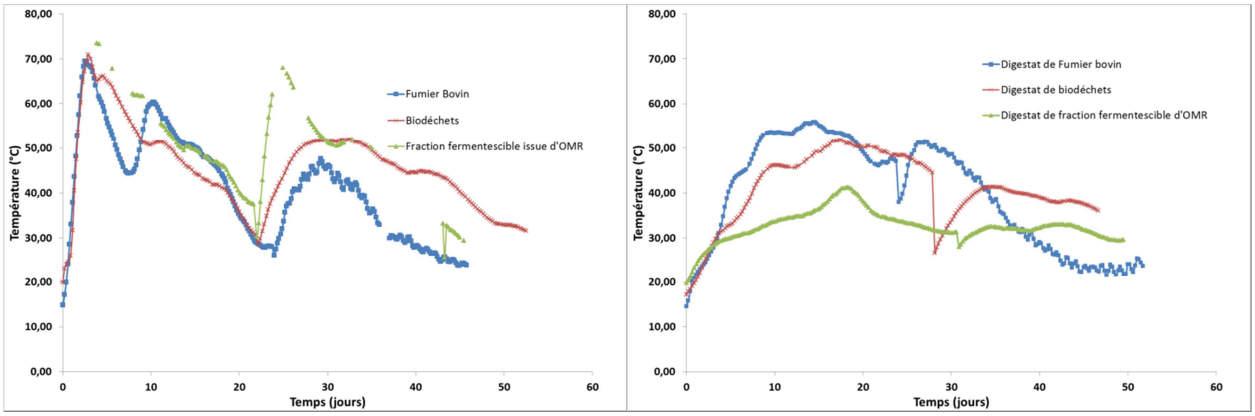


Graphique 15 : Cinétiques de consommation d'oxygène de substrats non-digérés et digérés, au cours du compostage

Le taux de matière organique abattue est compris entre 40 et 70 % de la MO initiale pour les substrats non-digérés et se situe entre 5 et 45 % pour les substrats digérés. Les plus forts taux d'abattement de la MO des digestats ont notamment été observés sur des digestats issus de méthanisation agricole, probablement moins bien optimisée (méthanisation sèche ou forte charge en MES dans une digestion liquide). Cet abattement de matière organique contribue cependant relativement peu à la perte de masse totale en compostage qui est due à 60 à 75% de perte d'eau. Le compostage s'avère donc une technique de séchage intéressante y compris pour les digestats, même avec des températures atteintes plus faibles (voir ci-après).

- Températures atteintes et potentiel hygiénisant du traitement

Compte tenu de la moindre biodégradabilité effective, la production de chaleur au cours du compostage des digestats est inférieure à celle du compostage de déchets non digérés, ce qui se traduit par une atteinte, en pilote, de températures plus faibles (cf. Graphique 16). Si les déchets non digérés développent des températures atteignant sans difficulté 70°C, les digestats compostés seuls en pilote n'ont jamais permis d'atteindre des températures supérieures à 60°C. Les digestats les plus biodégradables atteignent cependant 55°C pendant quelques jours. Il est a noté que les quantités limitées de substrat dans les pilotes et les conditions d'aération de ces derniers, qui maximisent le volume d'air par rapport au volume de substrat, tendent à limiter l'accumulation de température. Cependant on perçoit que des digestats très stabilisés au cours de la méthanisation ne trouveront un traitement hygiénisant dans le compostage que via l'adjonction d'un co-substrat plus biodégradable.

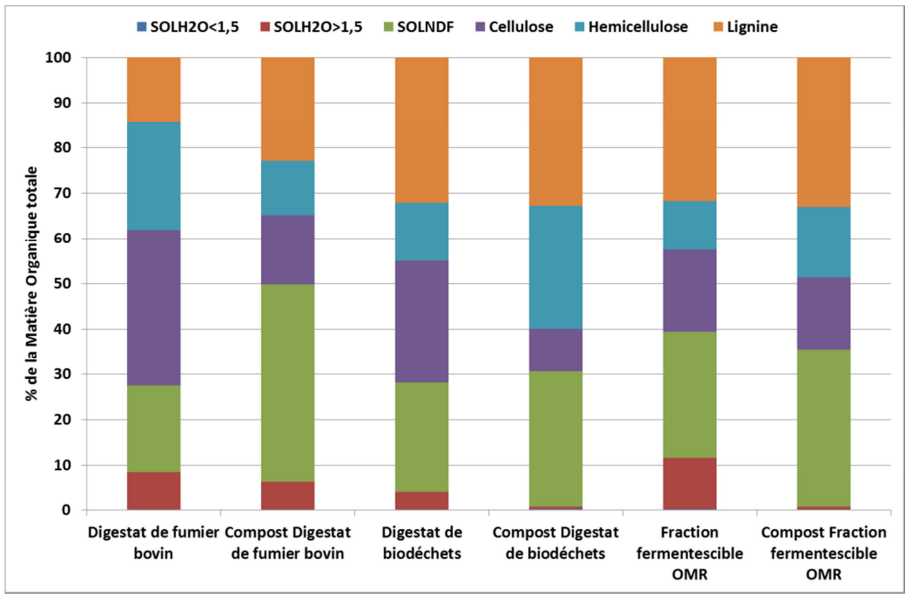


Graphique 16 : Dynamique d'évolution des températures au cours du compostage de substrats non-digérés et de digestats

- Qualité des composts obtenus

Le compostage des digestats permet d'obtenir des produits avec des teneurs en matière sèche comprises entre 30 et 55 % de la masse brute, selon le substrat considéré, pour des teneurs moyennes en matière organique de l'ordre de 20 à 25 % de la matière brute. Les rapports C/N mesurés sont compris entre 10 et 35, là encore en fonction du substrat considéré. Ainsi les substrats contenant initialement moins d'azote, tels que les déchets urbains, sont aussi ceux qui présentent les plus forts C/N en fin de compostage. Ces valeurs permettent donc au digestat d'atteindre les spécifications des normes amendements organiques.

Cependant, l'une des questions résiduelles est celle de l'effet du compostage sur la qualité de la matière organique. Pour répondre à cette question, nous avons appliqué aux composts de digestats la caractérisation biochimique proposée dans la première partie de document (Chap 1, 3.2). Le graphique 17 présente les résultats obtenus pour les 3 types de digestats : Digestats de fumier bovin ; digestats de biodéchets collectés séparément et digestat de fraction fermentescible d'OMR.



Graphique 17 : Qualité biochimique des digestats et composts de digestats

Il apparait donc que le compostage de digestat, comme prédit par la biodégradation mesurée, réduit les fractions biodégradables résiduelles du digestat, c'est-à-dire, les fractions aqueuses (SOLH2O>1,5kDa et SOLH2O<1,5kDa) et les fractions dite cellulose et hémicellulose. Les fractions dites lignine sont maintenues ou légèrement augmentées par effet de concentration de la masse. La fraction SOLNDF est quant à elle significativement augmentée. Le compostage conduit donc à l'obtention d'une matière organique très stabilisée et dont la minéralisation dans le sol sera plus lente que celle du digestat. Les effets sur la stabilité des sols et la reconstitution du stock de carbone seront donc modifiés selon que l'on utilise un digestat ou son compost, comme le démontrent les résultats obtenus dans la thèse de Jérémy Denes (AS1).

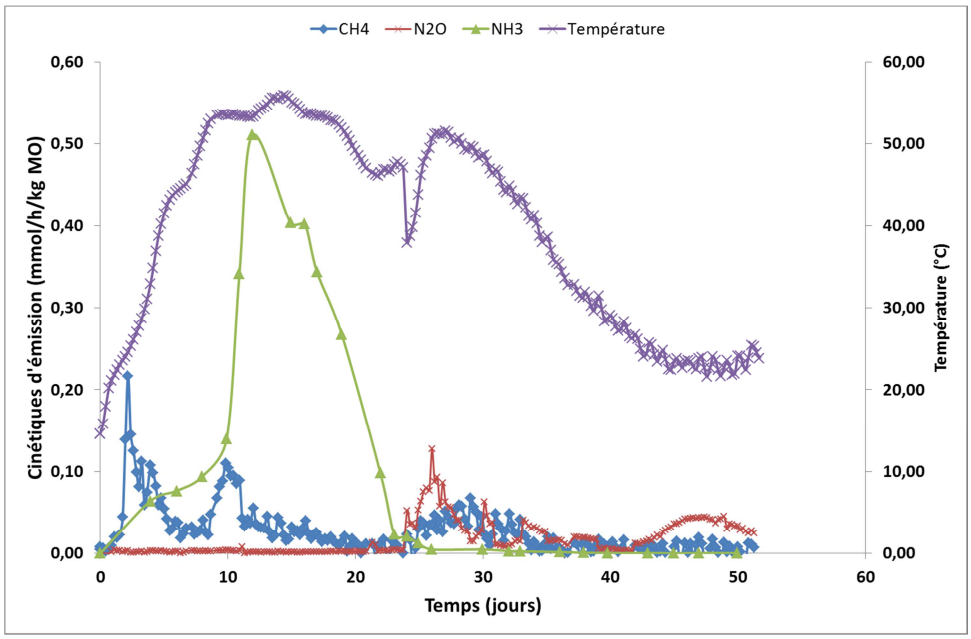
2.2.2 Enjeux environnementaux liés au compostage des digestats : émissions gazeuses

Parallèlement à l'évaluation du comportement en compostage des digestats et de l'effet du compostage sur la matière organique de ces derniers, il convenait d'évaluer les potentiels impacts environnementaux liés à ce traitement et notamment de quantifier les émissions gazeuses polluantes : CH_4, N_2O et NH_3. Lors des essais de compostage pratiqués tant dans la thèse de Cécile Teglia que du projet DIVA, les émissions de ces trois gaz ont donc été mesurées. Un exemple de dynamique d'émission, mesurée pour une digestat solide issu de la méthanisation d'un fumier bovin, est donné au graphique 18.

Cette dynamique est représentative des mesures réalisées pour les différents digestats étudiés :

- Des émissions de méthane interviennent de façon concomitante aux pics de consommation d'oxygène. Ces émissions correspondent donc probablement à des carences ponctuelles en oxygène, dues à une cinétique de consommation d'oxygène rapide, entrainant localement et ponctuellement des conditions anaérobies.
- Les émissions d'ammoniac interviennent quant à elles de façon concomitante au pic de température, en début de biodégradation. Après le retournement, les émissions d'ammoniac ne sont quasiment plus mesurées.
- Enfin, les émissions de N_2O sont quasi inexistantes avant le retournement lorsque la consommation d'oxygène et les émissions d'ammoniac sont élevées. En revanche elles sont observées après le retournement, alors que la température baisse et que l'oxygène est plus disponible pour la

nitrification. L'hypothèse majeure, appuyée par les travaux de Yang Zeng [74] est donc que ces émissions sont des produits intermédiaires de la nitrification de l'azote ammoniacal par des AOB (Ammonia Oxydizing Bacteria).



Graphique 18 : Dynamique des émissions gazeuses lors du compostage d'un digestat solide de fumier bovin

Si ces dynamiques d'émissions sont quasi généralisables, l'ampleur des émissions varie d'un digestat à l'autre. Lors de nos essais, nous avons ainsi quantifié les gammes d'émissions proposées dans le tableau 7.

	NH_3	N_2O		CH_4	
	Mesures sur digestat	Mesures sur digestat	Facteur d'émission IPCC	Mesures sur digestat	Facteur d'émission IPCC
g N ou C.kg^{-1} MO initiale	0,15 à 9,5	0 à 3,42	-	0 à 0,84	-
g N ou C.kg^{-1} MS initiale	0,08 à 7,06	0 à 1,85	0,38 (0,13 - 1,02)	0 à 0,72	8,6 (0,07 - 17,1)
% du N ou C initial	0,4 à 10,9	0 à 6,3	-	0 à 0,16	-

Tableau 7 : Gammes d'émissions mesurées sur des digestats

Les émissions de méthane mesurées lors du compostage de digestats se sont donc toujours révélées inférieures aux facteurs d'émissions retenus par l'IPCC [101] et utilisés dans les évaluations environnementales. Ce taux d'émission plus faible peut être lié à la moindre biodégradabilité des digestats par rapport à des déchets non digérés, qui conduit de ce fait à des cinétiques de consommation d'oxygène plus lentes générant moins de zones anaérobies locales.

Les émissions d'ammoniac relevées sont dans la gamme des émissions décrites dans la littérature qui sont cependant très variables, allant de 0,1 g N/kg MS à 8 g N/kg MS [103], car très dépendantes des conditions de milieu (pH, température, etc.). Nos essais ont cependant montré que les émissions d'ammoniac liées au compostage du digestat solide étaient généralement supérieures à celles liées au compostage du déchet non digéré et ce en raison d'une concentration en azote ammoniacal le plus souvent supérieure.

Enfin, les émissions de N_2O mesurées lors du compostage des digestats peuvent largement excéder la gamme des valeurs relevées dans la littérature (0,004 g N/kg MS à 4 g N/kg MS – [103]) pour le compostage de déchets non digérés. Ceci est probablement dû à une plus grande disponibilité d'azote ammoniacal, des températures de process plus faibles et une moindre consommation d'oxygène pour la dégradation de la matière organique.

Ainsi, il apparait à travers ces résultats que l'un des enjeux environnementaux du traitement par compostage des digestats est de maitriser les émissions azotées. Cependant, ces émissions sont probablement très dépendantes de la qualité du digestat traité par compostage qui elle-même dépend de la performance de la digestion anaérobie et d'éventuelles étapes de préparation du substrat comme la séparation solide/liquide.

2.2.3 Principales conclusions et voies de recherche associées

Lorsque nous avons débuté nos travaux sur les digestats en 2008, il existait peu de données scientifiques concernant ces substrats, leurs traitements, leur utilisation et les impacts environnementaux associés [84, 87-89]. Nos travaux ont permis de confirmer les atouts et limites de l'intégration d'une étape de compostage pour la valorisation des digestats : finalisation de la stabilisation, séchage, modifications des propriétés de la matière organique, mais échauffement limité et émissions d'azote ammoniacal et de protoxyde d'azote potentiellement accrues.

Au regard de ces résultats il apparait donc que le véritable intérêt de l'intégration d'une étape de compostage doit être évalué en prenant en compte, non pas cette seule étape de traitement mais l'ensemble de la filière : digestion + compostage + retour au sol. L'optimisation d'une telle filière peut se faire sur le triple objectif de la production de biogaz, de la minimisation des émissions gazeuses azotées en compostage et d'une qualité ciblée de produit à retourner au sol. Pour cela un outil de modélisation intégrée de l'ensemble de la filière semble nécessaire. Des travaux visant à l'obtention d'un modèle intégré de compostage puis minéralisation du carbone et de l'azote dans les sols ont été développés dans le cadre de la thèse de Jérémy Denès [75]. De larges champs de recherche restent cependant ouverts avant que cet outil ne soit opérationnel, notamment :

- proposition d'un modèle de digestion anaérobie décrivant un fractionnement de la matière organique que l'on peut coupler avec les modèles compostage et sol et la dynamique des formes azotées ;
- validation du modèle biocinétique de transformation de l'azote en compostage : des questions importantes sont posées concernant 1/ l'action du substrat structurant, son rôle en termes de stockage et de transformation de l'azote et ce en fonction de la nature même de ce structurant, et 2/ la conceptualisation de l'écriture mathématiques des cinétiques de transformation de l'azote et leurs liens avec les cinétiques de transformation du carbone.

3 Conclusion : Proposer des optimisations des filières et générer de nouvelles questions de recherche

L'ensemble des travaux présentés dans ce second chapitre s'appuie sur une démarche d'ingénierie qui part de l'observation dite de terrain, puis applique des méthodes développées en recherche à l'acquisition de connaissances sur l'objet observé, en conditions maîtrisées – qu'il s'agisse du substrat ou du procédé – pour revenir au terrain et à l'optimisation, dans notre cas, des filières de valorisation des déchets et résidus organiques. Ainsi, les travaux décrits précédemment dans ce chapitre sont issus de questions sociétales ou opérationnelles fortes (« le terrain ») et ont permis d'acquérir de nouvelles connaissances et des pistes d'optimisation dont certaines ont d'ores et déjà pu être étudiées.

Ainsi, dans le cas de la filière de valorisation des biodéchets des ménages intégrant une gestion domestique ou de proximité, une des questions est celle de la pérennité de l'engagement du citoyen du fait de ces propres doutes sur sa pratique de compostage, sa capacité à obtenir un compost utilisable. Une voie est de produire des méthodes, notamment sur les mélanges à composter et les composteurs à utiliser. Ces deux points ont été étudiés dans le cadre du projet ECCOVAL : une étude de la biodégradabilité des mélanges de déchets de cuisine et de déchets verts pour proposer la formulation la plus facilement biodégradable, ainsi qu'une étude sur l'influence du type de composteur et des pratiques sur le compost obtenu (articles scientifiques : A2, A6, A7).

Dans le cas de la filière de valorisation des digestats, l'une des questions primordiales associée au compostage des digestats semble liée aux émissions azotées. De premières recherches visant à l'optimisation du compostage des digestats ont été réalisées dans le cadre de la thèse de Cécile Teglia, à travers l'étude de l'influence des modalités d'aération sur les performances de compostage et les émissions gazeuses. Trois paramètres liés à l'aération ont ainsi été étudiés au travers d'un plan d'expérience : le sens de l'aération (aspiration ou soufflage), le débit d'aération (fixe ou asservi à la température) et le séquençage de l'aération (aération continue ou séquencée). Les résultats obtenus en pilote ont permis de proposer une modalité d'aération à tester sur site industriel mais ont également souligné que l'optimisation du procédé ne peut se baser uniquement sur la gestion de l'aération. Cette remarque milite pour une approche de modélisation approfondie du procédé qui peut permettre d'appréhender l'ensemble des interactions du procédé. De premiers travaux d'optimisation de la gestion du procédé de compostage par une approche numérique ont ainsi été proposés dans le cadre de la thèse de Florent Hénon et du projet ESPACE et ont donné lieu à un transfert de l'outil numérique au partenaire industriel, ainsi qu'à une communication en conférence internationale avec actes (CA7). Ces travaux ne portaient pas sur l'optimisation des émissions azotées mais ont permis d'émettre des propositions d'optimisation du génie civil des systèmes d'aération des procédés industriels afin d'optenir des répartitions de température plus homogènes dans les casiers de compostage.

Ces études visant l'optimisation du procédé de compostage au sein de différentes filières de valorisation des déchets et résidus organiques montrent bien l'intérêt de mener conjointement des recherches sur la compréhension et la conceptualisation des processus qui permettent de développer des connaissances et des méthodes applicables ensuite à l'expertise, l'évaluation et l'ingénierie des procédés. Cependant, les conclusions des sections 1 et 2 de ce chapitre confirment également que ces travaux d'expertise, évaluation et ingénierie peuvent contribuer à soulever de nouvelles questions de recherche.

Conclusion des travaux de recherche

Les travaux présentés dans ce mémoire portent sur la compréhension et l'optimisation du procédé de compostage ainsi que l'évaluation de ses performances et impacts au sein d'une filière de valorisation des déchets et résidus organiques. La première partie décrit une approche disciplinaire s'appuyant sur les outils et théories du génie des procédés et bioprocédés pour décrire les processus réactionnels, les étudier expérimentalement et les traduire au travers de modèles numériques. La seconde partie décrit une approche plus proche de l'ingénierie pour aborder des filières de valorisation intégrant le procédé précédemment étudié. Cette approche s'appuie néanmoins très largement sur les résultats de la recherche disciplinaire, ouvrant le spectre de travail à la pluridisciplinarité et faisant émerger de nouvelles questions de recherche.

La recherche sur le procédé de compostage s'est organisée autour de trois axes principaux. Ainsi la compréhension des processus et cinétiques biologiques de transformation de la matière organique a constitué un premier enjeu important dont l'étude nécessitait des outils expérimentaux et des modèles adaptés au milieu et au procédé étudié : un procédé discontinu ; une matrice organique solide et poreuse possédant des pools de biomasse intrinsèques. Cette approche nous a amenés à caractériser et décrire finement la matière organique au regard de sa biodégradabilité. Le second enjeu concernait la compréhension de l'influence des caractéristiques physiques de la matrice solide sur le procédé et notamment sur les processus biologiques. Là encore des outils expérimentaux spécifiques ont été développés. Les déterminants physiques majeurs du procédé et leurs liens avec les paramètres opérationnels ont ainsi pu être proposés. Enfin ces deux approches (processus biologiques versus processus physiques) ont été combinées afin de produire un modèle global du procédé de compostage dont la validation s'appuie sur des résultats expérimentaux tant à l'échelle pilote qu'en grandeur réelle.

La recherche sur les filières de valorisation des déchets organiques intégrant une étape de compostage a concerné d'une part la gestion des biodéchets urbains via le compostage domestique ou partagé et d'autre part la gestion des digestats de méthanisation. Dans les deux cas, une même méthodologie d'approche a été développée : connaissance approfondie des substrats ; étude des performances et impacts du compostage sur la filière considérée ; recherche de voie d'optimisation de la filière. L'originalité de ces travaux réside dans la considération, non plus de la seule efficience technique du procédé de compostage, mais de l'efficience de la filière – de l'émission du déchet à sa valorisation – tant dans sa portée sociologique (dans le cas des biodéchets) qu'environnementale ou encore agronomique (dans le cas des digestats).

Les travaux présentés traduisent un parcours de recherche et ont été largement nourris des résultats des 4 thèses et du post-doctorat qu'il m'a été permis de co-encadrer au cours de cette période. Ils ne sont pas une fin en soi et ouvrent d'ores et déjà des perspectives de recherche à la fois disciplinaires dans le domaine du génie des procédés appliqué aux traitements biologiques des résidus solides, et sur les filières de valorisation des déchets et résidus organiques, dont les deux principales sont développées dans la suite de ce document.

Perspectives

1 Introduction aux enjeux de la recherche pour l'éco-innovation dans le domaine de la gestion des déchets organiques

Comme indiqué en introduction de la synthèse des travaux, les perspectives proches de pénurie de matières premières et d'énergie ont ouvert de nouveaux enjeux concernant la gestion des déchets et notamment la gestion des déchets et résidus organiques. Tel que souligné dans la synthèse des travaux, il est ainsi devenu nécessaire que la gestion de ces déchets tende vers une part accrue de valorisation (matière organique, nutriments et énergie) et ce dans l'objectif de contribuer à une démarche de développement durable.

Le développement durable peut être défini comme un ensemble d'activités répondant chacune à leur façon à la préservation de l'environnement d'une part, et au développement individuel et social d'autre part, tout en étant économiquement efficientes et porteuses d'équité [104]. L'éco-innovation s'avère donc être un outil du développement durable qui allie économie de ressources et d'énergie et efficacité économique tout en encadrant les progrès technologiques pour les inscrire dans un modèle de développement qui entraîne une modification des comportements sociaux [105]. Si les technologies de traitement et valorisation des déchets sont considérées comme des écotechnologies susceptibles de nourrir l'éco-innovation, elles doivent cependant être implémentées dans le cadre d'une approche systémique, qui raisonne non plus seulement en terme de produit d'une technologie, mais de réponse à des besoins et usages énoncés ou évalués à l'échelle d'une filière et d'un territoire.

Dans ce contexte, la recherche dans le domaine de la gestion des déchets organiques se doit donc de répondre à plusieurs enjeux :

- proposer des technologies toujours plus efficientes environnementalement mais également en termes de valorisation du produit de traitement
- contribuer à proposer des filières alliant les technologies pour former des innovations organisationnelles et de service. En ce sens, la recherche se doit de développer des outils de simulation pour guider le choix des filières.
- développer des méthodes d'évaluation des filières proposées.

De par mon parcours, tant en termes de recherche scientifique que d'animation et d'encadrement de la recherche, mes travaux futurs ont l'ambition de contribuer aux enjeux précédemment listés via la proposition et la coordination de projets faisant appel à une approche systémique, qui développeront une recherche multidisciplinaire et multi-acteurs et mettront en oeuvre des collaborations internes et externes à l'institut de recherche Irstea. Dans la suite de mes travaux précédents et des connaissances acquises sur le procédé de compostage, les filières incluant ce procédé et les substrats, mes perspectives de travaux concerneront deux axes forts :

- L'optimisation de la valorisation agricole des résidus organiques et le recyclage de l'azote
- La proposition de nouvelles voies de gestion et valorisation des biodéchets urbains.

Les perspectives et enjeux de recherche spécifiques, appliqués ou plus fondamentaux, listés dans la synthèse des travaux pourront être traités, à travers notamment l'encadrement doctoral ou post-doctoral, au sein de projets plus globaux afin de lever des verrous propres aux filières étudiées. Ainsi, tout en relevant le défi de l'animation d'une recherche visant l'éco-innovation de filières, je souhaite poursuivre des travaux propres au génie des procédés.

2 Axe 1 : Optimisation de la valorisation agricole des résidus organiques pour maximiser le recyclage de l'azote

Le recyclage des résidus organiques sur sols agricoles apporte à ce jour en France un peu moins de 50% de la fertilisation azotée des sols [106]. Selon la concentration spatiale des élevages, ce recyclage a un rôle déterminant en termes de pollutions azotées. Cependant, le contexte de production, la nature des cultures et des sols influencent également largement la nature des flux d'azote libérés dans l'environnement (nitrates, azote ammoniacal, protoxyde d'azote). Si l'accent a largement été mis sur la pollution des eaux par les flux de nitrates, un questionnement important émerge sur la pollution de l'air par les émissions d'ammoniac et l'impact sur le changement climatique par les émissions de N_2O. Ces questionnements sont d'autant plus importants que l'efficience de l'utilisation de l'azote dans le système de production (animal, effluents, plantes) est faible : plus de 50% des intrants azotés du système sont rejetés dans l'environnement. Ces pertes sont notamment observées au niveau de l'utilisation des matières fertilisantes organiques [107]. Parmi les pistes de progrès identifiées, le traitement des résidus organiques pour la production d'engrais organiques exportables a été souligné. Cependant, le recyclage des résidus organiques sur sols agricoles ne peut pas se résumer à la seule question de l'apport de nutriments. Le retour au sol de matière organique et les effets de cette matière sur la structure des sols ou la reconstitution des stocks de MO est également à considérer. Enfin, le contexte de pénurie énergétique a largement fait émerger la méthanisation comme l'un des éléments de la filière de valorisation des résidus organiques, qui modifie les propriétés agronomiques de ces derniers.

Au regard des éléments de contexte exposés ci-avant, il est donc important que les filières de traitement et recyclage des résidus organiques concourent à : 1/ répondre à la question énergétique, 2/ limiter les pollutions azotées notamment via la réduction des émissions gazeuses, 3/ fournir un produit agronomique correspondant à un besoin identifié pour une meilleure efficience d'usage. Le choix de la composition de la filière et de sa gestion technique devrait donc se faire sur la base de la connaissance du territoire (qui peut être l'exploitation), de la disponibilité de technologies adaptées et de la possibilité d'évaluer les émissions environnementales. Pour atteindre un tel objectif, les approches purement expérimentales ne sont pas suffisantes. Elles sont en effet trop couteuses pour acquérir un nombre de données suffisant pour être représentatif des différentes configurations possibles de filières. Les approches numériques représentent une solution pour répondre aux problématiques précédemment listées car elles permettent à la fois de valider les hypothèses associées à la compréhension des interactions entre les étapes de la filière et d'optimiser cette dernière via l'expérimentation numérique. Au terme de son développement, un outil numérique couplant des étapes de traitement et l'évolution dans le sol de la matière organique sur la base d'une description unique du substrat traité pourrait prédire la qualité du substrat à apporter au sol et son comportement, les émissions polluantes associées à la filière et la production de biogaz le cas échéant. Cet outil pourrait donc être utilisé : 1/ pour définir une filière au regard d'une qualité agronomique recherchée et 2/ pour alimenter des évaluations environnementales «prévisionnelles » sur les filières envisagées. Une première approche de ce type d'outil de modélisation intégrée a été amorcée à travers le projet ETYC et notamment la thèse de Jérémy Denes.

<u>Nécessité d'un programme de recherche global</u>

L'aboutissement d'un tel outil d'aide à la décision et d'aide à l'évaluation des filières de valorisation agricoles des résidus organiques nécessite de lever des manques de connaissance et des verrous technologiques. De plus, parallèlement au développement de l'outil numérique, le développement de nouveaux procédés ou l'optimisation de l'efficience de certains procédés de traitement peut-être nécessaire. L'atteinte de ces objectifs implique de développer un programme de recherche multi-

acteurs, pluridisciplinaire et comportant des étapes clés. Ainsi, un tel programme doit s'appuyer sur des opérateurs de la gestion des déchets, des acteurs du monde agricole, des agronomes, des chercheurs. Il doit développer a minima les disciplines suivantes : génie des procédés, analyse numérique, évaluation environnementale, agronomie. Enfin les grandes étapes nécessaires à la réalisation du programme pourraient être les suivantes :

⇨ Etablissement du cahier des charges de l'outil dont :
- Définition des attentes agronomiques possibles vis-à-vis d'une matière organique fertilisante (fertilisation rapide ; minéralisation lente ; stockage de MO ; etc.) et des indicateurs d'évaluation de l'effet attendu (concentration en azote minéral, organique ; composition de la matière organique ; etc.)
- Définition des données nécessaires à l'évaluation environnementale
- Définition des étapes à considérer potentiellement dans une filière de valorisation agricole des déchets organiques (phases de traitement possibles ; phases de stockage ; épandages ; etc.)

⇨ Développement de l'outil numérique
- Choix d'un cadre général de description/caractérisation de la matière organique (dont éléments fertilisants) et du niveau de description des modèles (de la boite noire « entrée-sortie » au modèle très mécaniste)
- Recherche de conceptualisation des modèles pour chacune des étapes envisagées dans le cahier des charges selon le cadre général de caractérisation de la matière préalablement défini. Calage et validation sur la base de données expérimentales ciblées. La conceptualisation d'un modèle pour chaque étape de la filière comporte des verrous disciplinaires nécessitant le développement de travaux de recherche spécifiques à chaque étape. Ainsi sur les étapes de traitement il sera nécessaire d'aboutir à des modèles prédictifs de la qualité de la matière organique et des émissions polluantes. Dans le cas des modèles d'évolution dans le sols, ces derniers devront prédire les différents effets agronomiques possibles (précédemment listés) mais également les émissions polluantes (notamment gazeuses) liées à la minéralisation dans le sol.
- Recherche sur les modalités de couplage numérique et développement numérique de l'outil

⇨ Validation de l'outil
- Prédiction de l'efficience agronomique et environnementale de filière de valorisation agricole existant et comparaison à des données expérimentale sur ces mêmes filières
- En parallèle, il sera nécessaire de développer des recherches sur les méthodologies d'intégration des effets agronomiques et/ou des effets systémiques des sols dans les évaluations environnementales afin d'améliorer la prise en compte des bénéfices du retour au sol des matières organiques.

Bien qu'assez peu détaillée et non exhaustive, la liste présentée ci-dessus laisse deviner l'ampleur du travail à développer. L'enjeu de coordination et de pérennité de moyens sur un tel programme est donc essentiel pour l'aboutissement des travaux.

<u>Perspectives de travaux de recherche spécifiques à Irstea pouvant alimenter ce programme global.</u>

Sur la base des connaissances acquises au travers des travaux précédemment développés et des questionnements soulevés, mes apports spécifiques à un tel programme pourraient être les suivants :

1. **Validation d'un modèle de compostage prédictif de la qualité du compost et des émissions gazeuses au cours du traitement**

La thèse de Jérémy Denes a permis de proposer la formalisation d'un modèle de compostage permettant de simuler, sans tenir compte de l'hétérogénéité spatiale, l'évolution temporelle de la composition carbonée et azotée de la matière organique, les émissions de CO_2, NH_3, et N_2O, la température et les masses de matière et d'eau. L'intérêt de ce modèle réside dans sa capacité à être couplé à un modèle de minéralisation de la matière organique dans les sols et/ou à un modèle d'émissions de NH_3 à l'épandage. Un travail conséquent reste cependant pour valider ce modèle et le rendre opérationnel. Le premier point de travail concerne la simulation des transferts d'azote au cours du compostage. Les hypothèses proposées doivent être vérifiées et/ou modulées à l'aide de données expérimentales à acquérir. L'écriture de la relation entre la dynamique du carbone et de celle de l'azote est notamment un point crucial pour rendre le modèle efficient. Le second point de travail concerne l'écriture des mécanismes de production de méthane, dont on sait qu'ils sont ponctuels (au moment des pics de consommation d'oxygène) et représentent une faible part du carbone biodégradable (environ 4%). Enfin le dernier point de développement du modèle concernera la prise en compte du rôle d'un substrat structurant. Les suivis expérimentaux réalisés avec un structurant de type plaquette de bois, neuf et non saturé en eau, ont montré que des mécanismes de rétention d'eau et d'azote ammoniacal s'instauraient, ces mécanismes étant différents si le structurant est préalablement saturé en eau ou recyclé. Par ailleurs selon le substrat considéré et sa propre composition en carbone biodégradable, le co-substrat structurant semble pouvoir être plus ou moins dégradé au cours du compostage. Les études existantes sur l'influence du structurant sont essentiellement expérimentales [108-113]. L'approche numérique sera une recherche originale qui permettra à termes de prédire les situations de co-compostage. Cette recherche pourrait être menée via une thèse à démarrer dans les deux ans à venir.

2. Développement d'un modèle digestion anaérobie semi-mécaniste pour couplage au modèle de compostage

A ce jour, l' Anaerobic digestion model n°1 (ADM1) [114] est le modèle mécaniste reconnu par la communauté scientifique pour décrire et simuler la digestion anaérobie. Il simule 19 processus biologiques associés à la dégradation de matière organique et à la dynamique des groupes microbiens associés. Une voie de dégradation des protéines y est considérée ainsi que la dégradation de fractions composites contenant de l'azote. Si ce modèle est d'abord conçu dans l'optique de simuler la dégradation du carbone et la production de biogaz associée, un bilan azoté est effectué à chaque étape et aboutit à la production ou l'assimilation d'azote ammoniacal. D'autres stratégies de fractionnement biochimiques ont été proposées afin de modifier le modèle ADM1 [115]. Ces fractionnements sont intéressants car leur conception est proche de celle adoptée pour le modèle de compostage et les modèles de minéralisation dans le sol, mais ils ont été développés sur une base carbone et ne peuvent retranscrire la dynamique de transformation de l'azote au cours de la digestion. Les objectifs des travaux à réaliser pour aboutir à une modélisation mécaniste de la digestion qui puisse à termes être couplée avec la modélisation du compostage et/ou de la minéralisation dans les sols sont les suivants : 1/ Déterminer les modalités de couplage entre le modèle de digestion anaérobie et le modèle de compostage ; 2/ Comprendre et modéliser, en dynamique, la dégradation des fractions complexes de matière organique carbonée et azotée au cours de la digestion anaérobie. Ces travaux de modélisation s'appuieront sur une démarche expérimentale pilote, en batch et en continu, pour élaborer des hypothèses sur la dynamique des fractions biochimiques préalablement ciblées. Ces travaux seront impulsés via le co-encadrement avec Romain Girault (chercheur arrivant dans l'équipe en mars 2015) d'une thèse à démarrer fin 2015.

3. Etude de la pertinence de l'apport de biochar en compostage pour minimiser les pertes azotées

Enfin, sur la base des résultats expérimentaux préalablement acquis, il apparait qu'un fort impact du procédé de compostage réside dans les pertes azotées associées. Ces pertes (NH_3 et N_2O) entrainent un impact environnemental négatif et de plus limitent l'intérêt agronomique du produit obtenu. Cette observation est particulièrement vraie dans le cas du compostage des digestats. Le développement de procédés de compostage permettant de conserver l'azote du substrat dans le compost produit est donc une perspective de recherche importante. Les études expérimentales sur le rôle du structurant (voir perspective de recherche n°1) ont montré que ce dernier pouvait contribuer à piéger l'azote. Cependant, l'intérêt d'un tel piégeage ne peut être avéré que si le structurant est conservé dans le compost en fin de traitement. Parmi les matériaux structurants pouvant être conservés dans le compost, on observe dans la littérature un intérêt croissant pour les biochars issus des procédés de pyrolyse des déchets. Ces biochars ont tout d'abord été étudiés comme amendements directs des sols, puis plus récemment comme co-substrats en compostage. L'ajout de biochar semble ainsi amplifier la biodégradation et la biosynthèse de molécules humiques [116, 117]. Concernant les émissions gazeuses, l'effet de l'ajout de biochar sur les émissions de NH_3 varie selon la nature du biochar [118, 119], mais son utilisation dans le cadre du compostage de digestat semble pouvoir limiter les émissions de CH_4 et de N_2O [120, 121]. Aucune recherche sur ce sujet n'apparait en France à ce jour et les travaux en Europe semblent encore limités. Les travaux de recherche à mener pourraient donc avoir pour objectif : 1/ la compréhension de l'effet des biochars par un screening pertinent de substrats et de biochars. L'atteinte de ce premier objectif s'appuierait à la fois sur les connaissances développées en termes de fractionnement de la biodégradabilité et des processus de compostage, avec une approche de planification expérimentale ; 2/ La proposition des meilleures conditions de traitement (choix du biochar et mode de gestion du compostage) pour limiter les émissions azotées lors du compostage de substrats ciblés (digestats, fumiers de volaille, etc.) notamment via l'utilisation du modèle de compostage ; 3/ en parallèle, étude des potentialités de production de biochar (étude des ressources) et de l'intérêt d'intégrer une étape de pyrolyse pour certains substrats dans une filière de valorisation agricole (étude technico-économique et environnementale). Les conditions de mise en œuvre d'un tel projet restent encore à définir.

3 Axe 2 : Proposition de nouvelles voies de gestion des biodéchets urbains

Entre 2005 à 2010, il a été rapporté un taux de croissance annuel moyen de la population urbaine mondiale de 1,92%. Cette population devrait atteindre 6,3 milliards d'habitants en 2050. En Europe, la population urbaine devrait passer de 72,1% en 2009 à 84,3% en 2050. Cette urbanisation produit une grande quantité de déchets municipaux solides dont la pression environnementale, économique et sociale s'accroit. Dans le même temps, cette urbanisation induit une augmentation de la demande énergétique en milieu urbain.

Les déchets organiques représentent une partie conséquente de la masse de déchets urbains (20 à 80% en fonction de la situation économique des pays). Ce déchet organique peut générer des odeurs, des émissions de GES et des problèmes sanitaires. Mais il représente aussi une excellente ressource pour la production d'énergie renouvelable et également pour les produits à valeur ajoutée agronomique (amendements, les engrais organiques et pesticides biologiques). Ainsi, un système optimisé et efficace de la gestion des déchets organiques urbains est essentiel pour donner au développement urbain et aux relations entre territoires urbains et territoires ruraux une dynamique durable.

Une grande partie des déchets organiques urbains concerne les biodéchets. Au niveau mondial, plus de 50% de ces biodéchets sont produits par les ménages. En France, les biodéchets des ménages

représentent 15,2 MT de tonne par an contre 4,7 millions de tonnes par an pour les biodéchets des gros producteurs et 2,2 millions de tonnes pour les biodéchets des activités économiques autres que les gros producteurs [122]. Est considéré comme « gros producteur », tout producteur de biodéchets, dès lors que sa production dépasse les seuils définis par l'arrêté du 12 juillet 2011 [123]. Parmi ces derniers, le secteur de la restauration collective est particulièrement concerné.

les traitement biologiques tels que le compostage et la digestion anaérobie sont la voie de valorisation recommandée selon la hiérarchie européenne de gestion des déchets [3]. Par ailleurs, selon les contextes nationaux, différentes options de limitation de la production et de gestion des biodéchets peuvent être choisies :

- Prévention: actions d'encouragement visant à prévenir la production de déchets dans les ménages, les industries, les institutions, etc.
- Incitations à minimiser la quantité de biodéchets présentés à la collecte (via le compostage individuel et de proximité par exemple)
- Mise en place progressive de la collecte séparée pour une valorisation centralisée principalement par traitement biologique pour obtenir biogaz et / ou de compost.

Le choix d'une collecte en vue d'un traitement centralisé ou au contraire d'une gestion décentralisée minimisant la collecte dépend largement du contexte territorial : taille de la zone urbaine, densité de population, etc.

La collecte des déchets, induit toujours un besoin de transport et conduit à des coûts économiques, sociaux (bruit, de la densité du trafic, etc.) et environnementaux (émissions de GES). De plus, la qualité de cette collecte est cruciale pour les biotraitements qui seront mis en oeuvre. Sur un site de traitement centralisé de type digestion anaérobie, une quantité importante d'énergie peut être produite. Mais les sites centralisés doivent être établis dans des zones isolées pour limiter les problèmes potentiels avec le voisinage, ce qui conduit à les éloigner des centres urbains utilisateurs de cette énergie. Cet éloignement rend la valorisation moins perceptible à l'usager à qui l'on demande un effort de tri et induit un risque de démobilisation. En outre, les usines de traitement centralisé induisent des coûts d'investissement initiaux élevés.

La gestion décentralisée des déchets organiques urbains n'a été expérimentée en Europe que via le compostage domestique ou de proximité. Les résultats exposés dans la synthèse des travaux ont démontré que cette gestion décentralisée des déchets organiques permet non seulement de détourner le flux organique, mais il contribue également à la réduction de la masse totale de déchets des ménages. Jusqu'à présent, la valorisation des déchets solides organiques urbains via la production biologique décentralisée d'énergie n'est pas développée en Europe alors qu'il l'est largement en Asie. En ce qui concerne les ménages, certains projets d'éco-quartier ont été proposés (comme le projet KREIS à Hambourg, en Allemagne), mais ils s'appuient largement sur le traitement décentralisé des eaux usées et le concept n'a pas été adapté pour des quartiers préexistants. Si la question de la valorisation énergétique décentralisée se pose pour les ménages (à l'échelle d'un immeuble ou de quelques habitations), elle se pose de façon encore plus accrue pour les gros producteurs de type restauration. Néanmoins, il semble qu'il n'existe pas sur le marché de procédé de méthanisation micro-échelle (< 100 T/an) simple, robuste et aux impacts environnementaux maitrisés.

Ce contexte et les travaux menés préalablement sur le compostage domestique et de proximité amènent à envisager 3 perspectives de recherche conjuguées.

1. **Evaluation comparée des filières de gestion centralisée et décentralisée des biodéchets urbains**

En France, la voie encore majoritairement retenue pour la valorisation des biodéchets urbains est celle de la collecte mixte avec séparation mécanique de la fraction organique puis valorisation biologique (méthanisation et/ou compostage) sur site de traitement centralisé (TMB). La collecte séparée, bien que plébiscitée au niveau européen est encore très peu mise en œuvre. Enfin, nombre de collectivités françaises ont mis l'accent sur le compostage domestique pour limiter la part de déchets organiques dans les ordures ménagères résiduelles.

S'il existe des positionnements dogmatiques concernant le choix de la collecte mixte ou séparée, très peu d'évaluations globales (technique, environnementale, sociale et économique) ont été faites de ces différentes options. La littérature présentent quelques résultats d'évaluations environnementales des modes de gestion (compostage centralisé ou méthanisation centralisée ou même compostage domestique [124]), mais relativement peu d'évaluations comparées [125, 126]. Or ce travail d'évaluation comparée des filières de gestion centralisée et décentralisée, dépassant le cadre exclusif de l'évaluation environnementale, a pu être mené dans le domaine de la gestion des eaux usées [127]. Il montre que le choix de l'une ou l'autre des filières ne présente jamais l'ensemble des avantages, mais que le plus souvent des solutions mixtes entre les différentes filières doivent être trouvées au regard des spécificités du territoire étudié.

Une perspective de recherche intéressante serait donc de proposer une étude comparée des filières de gestion des biodéchets urbains au regard des territoires impactés. Trois modes de gestion pourraient être considérés : gestion décentralisée (par compostage); collecte séparée des biodéchets et traitement centralisé par compostage ou méthanisation ; collecte mixte et valorisation par TMB méthanisation ou compostage. Les approches d'évaluation devront concerner de façon croisée les volets technique/logistique, social, environnemental et économique. Un tel travail nécessitera bien évidemment un partenariat multi-disciplinaire (ingénierie, sociologie, économie, évaluation environnementale) et multi-acteurs (chercheurs, collectivités, opérateurs de la gestion des déchets – collecte et traitement). Des questions de recherche méthodologiques devront être élucidées avant toute acquisition de données, parmi lesquelles : quelles frontières choisir aux systèmes étudiés pour une évaluation comparée des filières ? Quels indicateurs de performances/impacts des systèmes choisir pour les différents volets de l'évaluation ? Comment intégrer à l'évaluation la spécificité territoriale ? Des questions de méthodologies d'acquisition des données correspondant aux indicateurs choisis viendront ensuite.

L'équipe de recherche dont j'ai actuellement la responsabilité pourrait être moteur sur la coordination de ce type de projet et la mise en relation des acteurs, mais également sur les questions méthodologiques, particulièrement concernant l'évaluation environnementale, ainsi que sur l'acquisition des données d'évaluation environnementale. Le cadre de réalisation restera à définir

2. **Développement de prétraitements in-situ des biodéchets des gros-producteurs**

En France, la loi grenelle 2 et le projet de loi de transition énergétique visent une valorisation maximisée des biodéchets [96, 128], en commençant par les biodéchets des gros producteurs. La restauration collective qui représente près de 10 % du gisement de biodéchets des gros producteurs (hors déchets verts) représente un enjeu particulier. Les problématiques sont les suivantes : 1/le tri à la source pose des questions d'organisation du travail chez le producteur, de choix de la filière de gestion (collecte + traitement et/ou valorisation in situ), de coût de cette filière de gestion ; 2/la collecte séparée du biodéchet pose des questions de fréquence et est connexe des problématiques de gestion des flux et

des transports dans les espaces urbains d'autant que le gisement est diffus ; 3/le biodéchet de restauration, aussi nommé déchet de cuisine et de table, est un sous-produit animal de catégorie 3, ce qui entraine des contraintes sanitaires pour la filière de collecte et de valorisation. Devant ces problématiques, la question de l'opportunité d'une prégestion in situ du biodéchet pour optimiser la collecte et/ou la valorisation est donc posée. Il existe déjà sur le marché des propositions de solutions technologiques. Il manque cependant de connaissances sur les performances réelles de ces solutions et leur intégration dans la filière de gestion des biodéchets des gros producteurs. De plus, la mise en place du tri et d'une gestion in situ nécessite une modification des missions et de l'organisation des agents de restauration, mais aussi des habitudes des clients, dont il convient de connaitre les ressorts psychosociologiques (craintes et moteurs de motivation) pour proposer de nouvelles organisations, y compris communication, adaptées.

Le projet de recherche ambitionné abordera deux questionnements scientifiques distincts mais non moins reliés dans leur objet d'application. Le premier concerne les méthodes de motivation à la modification de l'organisation du travail en vue de mettre en place et/ou d'optimiser le tri sélectif des biodéchets en restauration collective. Le second concerne les technologies de traitement, transformation et/ou valorisation des biodéchets à l'échelle de cette même restauration. Bien évidemment, les modifications organisationnelles liées au tri des biodéchets et à leur gestion ou pré gestion technique in situ dépendent en grande partie de la nature même du mode de gestion in situ choisi. Les objectifs scientifiques et techniques pour répondre aux questionnements du projet, sont les suivants :

- Compréhension et levée des verrous organisationnels à la mise en place du tri et de la pré-gestion in situ des biodéchets de restauration collective. Cet objectif contribuera tout d'abord à un état des lieux de l'avancée des différents types de restauration collective en termes de gestion des biodéchets et d'évaluation des craintes et attentes des opérateurs de restauration vis-à-vis de l'obligation de tri et des solutions de pré-gestion in situ. Par ailleurs, à partir de données théoriques et applications antérieures, l'objectif sera également de cerner les leviers attitudinaux et comportementaux du changement, sur lesquels agir afin d'industrialiser une méthodologie de communication engageante transposable à différentes structures, dont l'efficience aura préalablement été montrée in situ.
- Validation des potentialités des solutions technologiques existantes pour le prétraitement in situ. Dans ce domaine, il s'agit notamment de réussir à qualifier le service apporté par le traitement en évaluant (identification et quantification) ses effets sur la matière organique (séchage, dégradation, réduction du volume, stabilisation, désodorisation, etc.) et son potentiel d'abattement des germes indicateurs de traitement. Une attention particulière sera portée à l'influence de la composition du biodéchet trié (présence ou non de déchets carnés, de serviettes, etc.) sur l'effet du traitement. Les performances des solutions technologiques seront ainsi confrontées aux attentes des acteurs de restauration vis-à-vis de la pré-gestion in situ, mais également à l'appréciation des potentiels repreneurs du résidu de prétraitement (collecteur, opérateur de plate-forme de valorisation centralisée).
- Validation de la faisabilité et de l'intérêt énergétique et environnemental d'un procédé de micro-méthanisation des biodéchets de restauration. Les verrous scientifiques et technologiques à lever pour atteindre cet objectif tiennent à la capacité de développement d'une technologie rustique (nécessitant peu d'interventions extérieures), sobre (nécessitant peu d'introduction d'eau et d'énergie) et efficiente (produisant une quantité valorisable de biogaz avec un minimum de fuites environnementales).

Le caractère novateur de ce projet, déposé dans le cadre de l'AAP DOSTE de l'ADEME, repose sur la multidisciplinarité qu'il propose (approches sociologique et technologique) ainsi que la diversité des

partenaires (chercheurs, opérateur privé de restauration, collectivité). L'un des points forts sera ainsi de développer des connaissances scientifiques nouvelles au regard des questionnements et attentes, tant organisationnels que technologiques, des acteurs de terrain.

Question de recherche spécifique liée à la stabilité d'un procédé de micro-méthanisation

La synthèse de travaux a mis en lumière la spécificité des biodéchets, dont une fraction biochimique est très biodégradable et peut donner lieu à une formation très rapide d'acides gras volatils (qui peut conduire à leur accumulation dans le milieu et à une inhibition de l'activité bactérienne) et dont une autre fraction demande une hydrolyse plus lente. A petite échelle, notamment, ces deux aspects pourraient être des causes d'instabilité du procédé de digestion. Pour pallier à ces instabilités potentielles (limiter la formation trop rapide d'acide gras et augmenter la cinétique d'hydrolyse des fractions plus récalcitrantes) un prétraitement de la matière organique peut être envisagé. De nombreux travaux ont été menés sur les prétraitements mécaniques, thermiques, ou chimiques de la matière organique à introduire dans les digesteurs. Ces prétraitements visent majoritairement à dissoudre les fractions ligno-cellulosiques pour favoriser leur digestion [129]. Il s'agit cependant de prétraitements potentiellement coûteux (énergie, réactifs).

Une autre voie de prétraitement réside dans la possibilité d'utiliser un traitement aérobie comme pré-étape à la méthanisation. En effet, la dégradation aérobie permet d'éliminer les fractions les plus biodégradables pour limiter les risques d'acidose dans le digesteur. Le dégagement de chaleur lié à la dégradation aérobie peut également permettre un préchauffage du déchet avant méthanisation [130] limitant ainsi le coût énergétique pour atteindre les conditions mésophile voire thermophiles optimales de la digestion. Enfin, l'activité aérobie pourrait permettre d'augmenter la synthèse et l'activité d'enzymes hydrolytiques extracellulaires [131]. Les recherches concernant ce mode de prétraitement restent cependant relativement rares. Quelques travaux concernent le prétraitement d'effluents tels que des boues primaires [131] ou des effluents de pressage d'olives [132]. Une seule publication de 1990 étudie l'application d'une pré-étape aérobie à un procédé de digestion anaérobie solide de la fraction fermentescible des ordures ménagères [130]. Les applications aux déchets solides les plus récentes concernent l'optimisation du fonctionnement des centres de stockage bioréactifs [133, 134]. Tous ces auteurs soulignent l'intérêt et l'efficacité de la phase aérobie pour la diminution de l'accumulation de produits intermédiaire en début de digestion anaérobie, ainsi que l'effet positif sur la production de biogaz en dépit de la dégradation partielle du potentiel méthanogène.

La thèse de Henry Fisgativa, a pour objectif d'étudier les potentialités d'un tel prétraitement et d'en proposer une mise en œuvre optimisée. Ce travail passera dans les prochains mois par une étape expérimentale de compréhension des effets du niveau d'oxygénation d'un substrat sur les biomasses mises en jeu et les activités enzymatiques résultantes, ainsi que sur les transformations biochimiques engendrées et le potentiel méthanogène résiduel. Dans un second temps les modalités de mises en œuvre d'un tel prétraitement en fonction des modalités de mise en œuvre de la méthanisation (procédé batch ou semi continu ; température du digesteur ; temps de séjour) seront recherchées.

3. Changement de paradigme de la gestion des déchets organiques urbains : valorisation énergétique intra-urbaine et approche circulaire avec les zones péri-urbaines pour le recyclage des résidus.

La troisième perspective de recherche est un projet qui propose l'hypothèse d'un changement de paradigme de la gestion des biodéchets urbains. A ce jour, la gestion des biodéchets urbains suit majoritairement une approche « end-of-pipe » : l'activité sociale et économique de l'espace urbain crée des déchets qui sont exportés intégralement à l'extérieur de cet espace pour être traités par des acteurs différents sans retour vers l'espace urbain. L'hypothèse est donc que l'on puisse proposer au niveau de

l'espace urbain et de son interface péri-urbaine une approche d'écologie industrielle (Figure 14) qui permettrait, par une gestion décentralisée intra-urbaine des biodéchets, de :

- Promouvoir une valorisation énergétique intra-urbaine directe à partir de la ressource biodéchets
- Promouvoir la production de produits à valeur ajoutée, utilisables dans des systèmes de production agronomique péri-urbains, produisant eux-mêmes des ressources organiques utiles à l'espace urbain (ex : concept de fermes « urbaines ») et développer pour ce faire des technologies innovantes.
- Promouvoir par cette gestion circulaire une prévention globale de la gestion des déchets et une valorisation accrue de ces deniers.

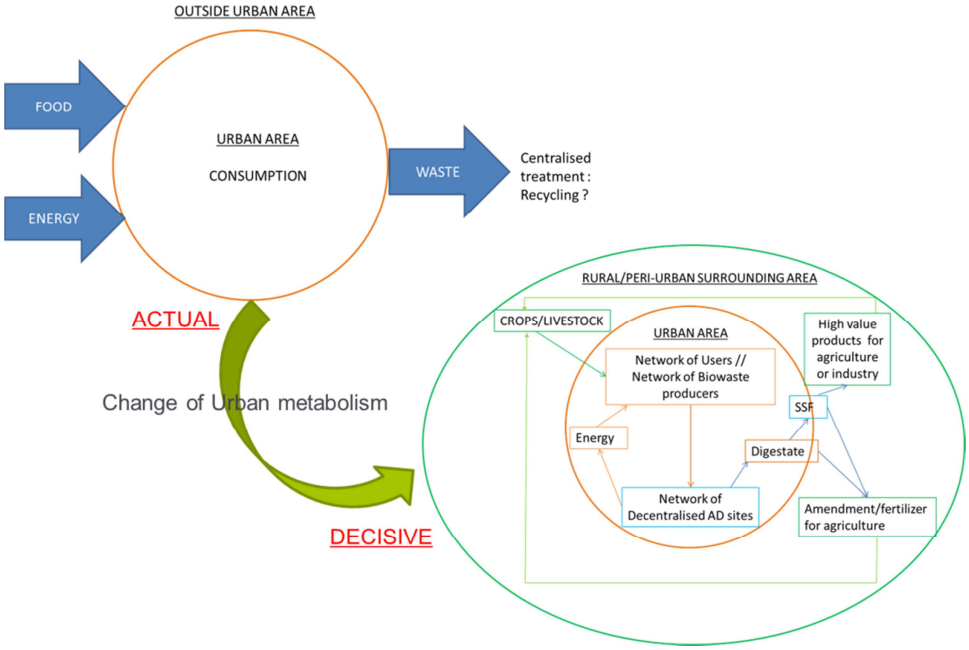


Figure 14 : Changement de paradigme de la gestion des biodéchets urbains

Les technologies ciblées sont la micro-méthanisation et la stabilisation du digestat par fermentation sur substrats solides pour la production d'enzymes et de biopesticides. Les questions de recherche du projet concerneront : 1/ la conceptualisation du nouveau système d'organisation de la gestion des déchets urbains et des outils d'évaluation des effets d'un tel changement de paradigme; 2/ des approches technologiques de développement des procédés ; 3/ la démonstration des technologies et du système et son évaluation

Cette perspective de recherche est envisagée à l'échelle européenne (projet H2020 en cours de montage) dans l'objectif de : affirmer un positionnement international sur les thématiques d'Irstea Rennes (méthanisation ; connaissance du contexte de la gestion décentralisée des biodéchets ; caractérisation et spatialisation des gisements et des exutoires) ; concrétiser des partenariats élargissant nos compétences disciplinaires ; Elargir notre travail sur la gestion des déchets à une réflexion sur le métabolisme urbain.

Outre la coordination de la recherche, mon investissement spécifique et celui de l'équipe SAFIR sur le projet concernerait : 1/ La micro-méthanisation : réinvestissement des connaissances acquises et passage de l'échelle pilote à l'échelle réelle ; 2/ Réinvestissement des compétences en systèmes d'information géographique de l'équipe précédemment développés sur le compostage domestique et la méthanisation territoriale pour proposer une méthode de planification du réseau de gestion décentralisée intra-urbain ; 3/ Participation à l'évaluation environnementale.

Références bibliographiques

[1] Hoornweg, D., Bhada-Tata, P.: What a waste - A global review of solid waste management. Urban Development series. 116 p. (2012)
[2] ADEME. Déchets Edition 2012 - Chiffres clés. 49. (2012)
[3] Parlement européen Directive 2008/98/CE du Parlement européen et du Conseil du 19 novembre 2008 relative aux déchets et abrogeant certaines directives. Journal officiel de l'Union européenne. pp. 3-30. (2008)
[4] Communities, E.: Sustainable agriculture and soil conservation - Fact Sheet n°3: Organic matter decline. (2009)
[5] Epstein, E.: The Science of Composting. CRC Press, Boca Raton, Florida (1997)
[6] Mustin, M.: Le compost, gestion de la matière organique. Ed. françois Dubusq, (1987)
[7] Francou, C.: 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, ABIES. (2003)
[8] Haug, R.: The practical handbook of compost engineering. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida (1993)
[9] Cooperband, L.: Composting: Art and Science of Organic Waste Conversion to a valuable Soil Resource. Laboratory Medicine. 31, 283-90 (2000)
[10] Barrena, R., Canovas, C., Sánchez, A.: Prediction of temperature and thermal inertia effect in the maturation stage and stockpiling of a large composting mass. Waste Management. 26, 953-9 (2006)
[11] Garcia, C., Hernandez, T., Costa, F.: Changes in carbon fractions during composting and maturation of organic wastes. Environmental Management. 15, 433-9 (1991)
[12] Davis, C. L., Hinch, S. A., Donkin, C. J., Germishuizen, P. J.: Changes in microbial population numbers during the composting of pine bark. Bioresource technology. 39, 85-92 (1992)
[13] McKinley, V. L., Vestal, J. R.: Biokinetic analyses of adaptation and succession : microbial activity in composting municipal sewage sludge. Applied and environmental microbiology. 47, 933-41 (1984)
[14] Fornes, F., Mendoza-Hernández, D., García-de-la-Fuente, R., Abad, M., Belda, R. M.: Composting versus vermicomposting: A comparative study of organic matter evolution through straight and combined processes. Bioresource Technology. 118, 296-305 (2012)
[15] Yang, J., Lv, B., Zhang, J., Xing, M.: Insight into the roles of earthworm in vermicomposting of sewage sludge by determining the water-extracts through chemical and spectroscopic methods. Bioresource Technology. 154, 94-100 (2014)
[16] Castillo, J. M., Romero, E., Nogales, R.: Dynamics of microbial communities related to biochemical parameters during vermicomposting and maturation of agroindustrial lignocellulose wastes. Bioresource Technology. 146, 345-54 (2013)
[17] Tremier, A.: Modélisation d'un traitement par compostage - Développement d'outils expérimentaux d'étude du procédé et conception d'un modèle [Doctorat en Biosciences de l'Environnement], Aix - Marseille I. (2004)
[18] Adani, F., Confalonieri, R., Tambone, F.: Dynamic respiration index as a descriptor of the biological stability of organic wastes. Journal of Environmental Quality. 33, 1866-76 (2004)
[19] Adani, F., Lozzi, P., Genevini, P.: Determination of biological stability by oxygen uptake on municipal solid waste and derived products. Compost Science and Utilization. 9, 163-78 (2001)
[20] Binner, E., Böhm, K., Lechner, P.: Large scale study on measurement of respiration activity (AT4) by Sapromat and OxiTop. Waste Management. 32, 1752-9 (2012)
[21] Lasaridi, K. E., Stentiford, E. I.: A simple respirometric technique for assessing compost stability. Water Research. 32, 3717-23 (1998)

[22] Stentiford, E.: The specific oxygen uptake rate (SOUR). In: Workshop conference : The biological treatment of biodegradable waste - Technical aspects. The Environment DG and the Joint Research Centre of the European Commission, Brussels (2002)
[23] Aguilar-Juarez, O.: Analyse et modélisation des réactions biologiques aérobies au cours de la phase d'exploitation d'un casier d'un centre d'enfouissement technique [Doctorat], Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse. (2000)
[24] Gea, T., Barrena, R., Artola, A., Sanchez, A.: Monitoring the biological activity of the composting process : Oxygen uptake rate (OUR), respirometric index (RI), and respiratory quotint (RQ). Willey Interscience. 10, 520-7 (2004)
[25] Lasaridi, K. E., Papadimitriou, E. K., Balis, C.: Development and demonstration of a thermogradient respirometer. Compost Science and Utilization. 4, 53-61 (1996)
[26] Tremier, A., de Guardia, A., Massiani, C., Paul, E., Martel, J. L.: 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, 169-80 (2005)
[27] Berthe, L.: Etude et compréhension des processus de biodégradation - Estimation de la biodégradabilité de matrices organiques solides [Biosciences de l'Environnement, Chimie et santé]. Marseille, Université de Provence (Aix-Marseille I). (2007)
[28] Teglia, C.: Valorisation par compostage de résidus solides de digestion anaérobie des déchets organiques. Rennes, Université Rennes I. (2011)
[29] Petiot, C.: Simulation en réacteur d'un traitement par compostage de déchets organiques - Etude de l'influence du débit d'aération [Chimie]. Rennes, Université de Rennes I. (2005)
[30] Bailey, J., Ollis, D.: Biochemical engineering fundamentals. Second edition ed. McGraw - Hill Book Co, Singapore (1986)
[31] Janning, K.: Hydrolysis and oxydation of particulate organic matter in biofilters [Doctorat], Technical University of Denmark. (1998)
[32] Spanjers, H., Vanrolleghem, P., Olsson, G., Dold, P.: Respirometry in control of the activated sludge process : principles. International Association on Water Quality, London (1998)
[33] Eliosov, B., Argaman, Y.: Hydrolysis of Particulate Organics in Activated-Sludge Systems. Water Research. 29, 155-63 (1995)
[34] Trémier, A., De Guardia, A., Martel, J. L.: Procédé de compostage accéléré de déchets organiques en mélange. pp. 18. (2005)
[35] Martel, J. L., Huyard, A., Allain, M., Trémier, A.: Application du nouveau test respirométrique BIODEC à différents mélanges de déchets organiques à composter. Techniques Sciences Méthodes. 58-66 (2007)
[36] Ryckeboer, J., Mergaert, J., Coosemans, J., Deprins, K., Swings, J.: Microbiological aspects of biowaste during composting in a moniroted compost bin. Journal of Applied microbiology. 94, 127-37 (2003)
[37] van Wyk, J. P. H., Mohulatsi, M.: Biodegradation of Waste Cellulose. Journal of Polymers and the Environment. 11, 23-8 (2003)
[38] Tuomela, M., Vikman, M., Hatakka, A., Itavaara, M.: Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. Bioresource Technology. 72, 169-83 (2000)
[39] AFNOR. XP U 44-162 Amendements organiques et supports de culture - Caractérisation de la matière organique par fractionnement biochimique et estimation de sa stabilité biologique

17p (2009)
[40] Wang, C., Guo, X., Deng, H., Dong, D., Tu, Q., Wu, W.: New insights into the structure and dynamics of actinomycetal community during manure composting. Applied Microbiology and Biotechnology. 98, 3327-37 (2014)
[41] Borneman, J., Hartin, R. J.: PCR primers that amplify fungal rRNA genes from environmental samples. Applied and Environmental Microbiology. 66, 4356-60 (2000)

[42] Vargas, G., iacute, a, M. C., Su, aacute, rez-Estrella, F., oacute, pez, M. J., Moreno, J., Vargas, G., iacute, a, M. C., Su, aacute, rez-Estrella, F., oacute, pez, M. J., Moreno, J.: Microbial population dynamics and enzyme activities in composting processes with different starting materials. Waste Management. 30, 771-8 (2010)
[43] Ryckeboer, J., Mergaert, J., Coosemans, J., Deprins, K., Swings, J.: Microbiological aspects of biowaste during composting in a monitored compost bin. Journal of Applied Microbiology. 94, 127-37 (2003)
[44] Hultman, J., Vasara, T., Partanen, P., Kurola, J., Kontro, M. H., Paulin, L., Auvinen, P., Romantschuk, M.: Determination of fungal succession during municipal solid waste composting using a cloning-based analysis. Journal of Applied Microbiology. 108, 472-87 (2010)
[45] Peltre, C., Dignac, M. F., Derenne, S., Houot, S.: Change of the chemical composition and biodegradability of the Van Soest soluble fraction during composting: A study using a novel extraction method. Waste Management. 30, 2448-60 (2010)
[46] Zhang, Y., Lashermes, G., Houot, S., Doublet, J., Steyer, J. P., Zhu, Y. G., Barriuso, E., Garnier, P.: Modelling of organic matter dynamics during the composting process. Waste Management. 32, 19-30 (2012)
[47] Henze, M., Gujer, W., Mino, T., vanLoosdrecht, M.: Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2D and ASM3. IWA Publishing, Londre (2000)
[48] Miller, F. C.: Biodegradation of solid wastes by composting. Elsevier Science Publishers Ltd, London (1991)
[49] Mohee, R., Mudhoo, A.: Analysis of the physical properties of an in-vessel composting matrix. Powder Technology. 155, 92-9 (2005)
[50] Coulson, J., Richardson, J.: Chemical and biochemical reactors and process control. 3rd ed. Elsevier Science, Oxford (1994)
[51] Agnew, J. M., Leonard, J. J.: Physical properties of compost - a review. Compost Science and Utilization. 11, 138-264 (2003)
[52] Keener, H. M., Ekinci, K., Elwell, D. L., Michel, F. C.: Principles of composting process optimization. In: International Scientific Symposium on Composting and Compost Utilization 2002Colombus, USA (2002)
[53] Madejon, E., Diaz, M. J., Lopez, R., Cabrera, F.: New approaches to establish optimum moisture content for compostable materials. Bioresource Technology. 85, 73-8 (2002)
[54] Veeken, A., Timmermans, J., Szanto, G., Hamelers, B.: Design of passively aerated compost systems on basis of compaction-porosity-permeability data. In: ORBIT pp. 8596 (2003)
[55] Huet, J.: Caractérisation physique des déchets organiques solides - etudes des hétérogénéités spatiales et de l'évolution temporelle de la structure physique en compostage [Doctorat], Université de Rennes 1. (2012)
[56] Kishimoto, M., Preechaphan, C., Yoshida, T., Taguchi, H.: Simulation of an aerobic composting of activated sludge using a statistical procedure. MIRCEN Journal. 3, 113-24 (1987)
[57] Das, K., Keener, H. M.: Numerical model for the dynamic simulation of a large scale composting system. Transactions of the ASAE. 40, 1179 - 89 (1997)
[58] Nakasaki, K., Ohtaki, A.: A simple numerical model for predicting organic matter decomposition in a fed-batch composting operation. JOURNAL OF ENVIRONMENTAL QUALITY. 31, 997-1103 (2002)
[59] Seki, H.: Stochastic modeling of composting processes with batch operation by the Fokker-Planck Equation. Transactions of the ASAE. 43, 169-79 (2000)
[60] Van Lier, J. J. C., Van Ginkel, J. T., Straatsma, G., Gerrits, J. P. G., Van Griensven, L. J. L. D.: Composting of mushroom substrate in a fermentation tunnel : compost parameters and a mathematical model. Netherlands Journal of Agricultural Science. 42, 271-92 (1994)
[61] Kaiser, J.: Modelling composting as a microbial ecosystem : a simulation approach. Ecological Modelling. 91, 25 - 37 (1996)
[62] Stombaugh, D. P., Nokes, S. E.: Development of a biologically based aerobic composting simulation model. Transactions of the ASAE. 39, 239 - 50 (1996)

[63] Valentini, A., Garuti, G., Rozzi, A., Tilche, A.: Anaerobic degradation kinetics of particulate organic matter: A new approach. Water Science and Technology. 36, 239-46 (1997)
[64] Higgins, C. W., Walker, L. P.: Validation of a new model for aerobic organic solids decomposition: simulations with substrate specific kinetics. Process Biochemistry. 36, 875-84 (2001)
[65] Sole-Mauri, F., Illa, J., Magri, J., Prenafeta-Boldu, F., Flotats, X.: An integrated biochemical and physical model for the composting process. Bioresource Technology. 98, 3278-93 (2007)
[66] Oudart, D.: Modélisation de stabilisation de la matière organique et des émissions gazeuses au cours du compostage d'effluents d'élevage [Thèse de doctorat], Institut des sciences appliquées de Toulouse (2013)
[67] Bongochgetsakul, N., Ishida, T.: A new analytical approach to optimizing the design of large-scale composting systems. Bioresource Technology. 99, 1630-41 (2008)
[68] Bari, Q. H., Koenig, A.: Application of a simplified mathematical model to estimate the effect of forced aeration on composting in a closed system. Waste Management. 32, 2037-45 (2012)
[69] Pujol, A., Debenest, G., Pommier, S., Quintard, M., Chenu, D.: Modeling composting processes with local equilibrium and local non-equilibrium approaches for water exchange terms. Drying Technology. 29, 1941-53 (2011)
[70] Kuwahara, F., Sano, Y., Nakayama, A., Nakasaki, K., Fukazawa, T.: Numerical modeling of a composting process with aeration. Journal of Porous Media. 12, 927-38 (2009)
[71] Trémier, A., De Guardia, A., Martel, J. L.: Management strategies for a forced-aerated composting process: use of a numerical model to predict and improve the treatment. In: 5th International conference biological waste management from local global, Weimar, DEU, 13-15 september 2006 pp. 203-12 (2006)
[72] Hénon, F.: Caractérisation et modélisation des écoulements gazeux au cours du compostage de déchets organiques en taille réelle - Application à l'expertise et l'optimisation de procédés, Université de Rennes 1. (2008)
[73] Sardin, M.: Mesure de la distribution des phases en milieu poreux par injection de traceurs interactifs. In: Société Française des Thermiciens Journée d'étude du 9 Février 1994 sur les méthodologies de la mesure en milieux poreux (1994)
[74] Zeng, Y.: Etude des processus de transformation et de transferts de l'azote lors du traitement pour compostage des déchets organisques, Université de Rennes 1. (2012)
[75] Denes, J.: Modelisation couplée des phases de traitement par compostage et de recyclage agricole des matieres organiques, Université de Rennes 1. (2014)
[76] Ricci, M., Favoino, E., Gilbert, J., Brogger, M.: Food Waste As A Global Issue - From the perspective of municipal solid waste management. (2013)
[77] Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., van Otterdijk, R., Meybeck, A.: Global food losses and food waste. (2011)
[78] Monier, V., Escalon, V., O'Connor, C.: Preparatoy study on food waste across EU 27. (2010)
[79] Fangeat, E., Militon, C.: La composition des ordures ménagères et assimilées en France - Résultats de la campagne nationale de caractérisation 2007. (2010)
[80] Heaven, S., Zhang, Y., Arnold, R., Paavola, T., Vaz, F., Cavinato, C.: Compositional analysis of food waste from study sites in geographically distinct regions of Europe. (2013)
[81] Girault, R., Peu, P., Béline, F., Lendormi, T., Guillaume, S.: Caractéristiques des substrats et interactions dans les filières de co-digestion : cas particulier des co-substrats d'origine agro-industrielle. Sciences Eaux et Territoires. 44-52 (2013)
[82] Ministère de l'écologie, d. d. d., des transports et du logement. Circulaire du 10 janvier 2012 relative aux modalités d'application de l'obligation de tri à la source des biodéchets par les gros producteurs (article L 541-21-1 du code de l'environnement). pp. 8p. (2012)
[83] Kupper, T., Fuchs, J.: Compost et digestat en Suisse. Connaissance de l'environnement no 0743 Office fédéral de l'environnement Berne. 124p. (2007)
[84] Paavola, T., Rintala, J.: Effects of storage on characteristics and hygienic quality of digestates from four co-digestion concepts of manure and biowaste. Bioresource Technology. 99, 7041-50 (2008)

[85] Salminen, E., Rintala, J., Harkonen, J., Kuitunen, M., Hogmander, H., Oikari, A.: Anaerobically digested poultry slaughterhouse wastes as fertiliser in agriculture. Bioresource Technology. 78, 81-8 (2001)
[86] Tambone, F., Scaglia, B., D'Imporzano, G., Schievano, A., Orzi, V., Salati, S., Adani, F.: Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost. Chemosphere. 81, 577-83 (2010)
[87] Gomez, X., Cuetos, M. J., Garcia, A. I., Moran, A.: Evaluation of digestate stability from anaerobic process by thermogravimetric analysis. Thermochimica Acta. 426, 179-84 (2005)
[88] Gomez, X., Cuetos, M. J., Garcia, A. I., Moran, A.: An evaluation of stability by thermogravimetric analysis of digestate obtained from different biowastes. Journal of Hazardous Materials. 149, 97-105 (2007)
[89] Abdullahi, Y. A., Akunna, J. C., White, N. A., Hallett, P. D., Wheatley, R.: Investigating the effects of anaerobic and aerobic post-treatment on quality and stability of organic fraction of municipal solid waste as soil amendment. Bioresource Technology. 99, 8631-6 (2008)
[90] Drennan, M. F., Distefano, T. D.: Characterization of the curing process from high-solids anaerobic digestion. Bioresource Technology. 101, 537-44 (2010)
[91] ADEME. Qualité agronomique et sanitaire des digestats. 250. (2011)
[92] INERIS. etude comparative de la qualité de composts et de digestats issus de la fraction fermentescible d'ordures ménagères, collectée séparément ou en mélange. 92. (2012)
[93] Alburquerque, J. A., de la Fuente, C., Campoy, M., Carrasco, L., Nájera, I., Baixauli, C., Caravaca, F., Roldán, A., Cegarra, J., Bernal, M. P.: Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties. European Journal of Agronomy. 43, 119-28 (2012)
[94] AFNOR. GA U44-168 - Guide d'interprétation pour les méthodes de caractérisation de la matière organique des amendements organiques (XP U44-162 et XP U44-163). 19p (2011)
[95] European Parliament and Council. Directive 1999/31/EC of the European Parliament and of the Council of 26 April 1999 on the landfill of wastes. (1999)
[96] République Française. Projet de Loi relatif à la transition énergétique pour la croissance verte (2014)
[97] Network, E. C.: Quality Manual - ECN QAS: European Quality Assurance Scheme for Compost and Digestate. 133 (2014)
[98] Adhikari, B.: Onsite treatment of urban organic waste using home composting systems, McGill University, Montreal, Canada. (2011)
[99] Kim, S.-W., Miyahara, M., Fushinobu, S., Wakagi, T., Shoun, H.: Nitrous oxide emission from nitrifying activated sludge dependent on denitrification by ammonia-oxidizing bacteria. Bioresource Technology. 101, 3958-3 (2010)
[100] Zeng, Y., De Guardia, A., Ziebal, C., De Macedo, F. J., Dabert, P.: Nitrification and microbiological evolution during aerobic treatment of municipal solid wastes. Bioresource Technology. 110, 144-52 (2012)
[101] IPCC. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Waste Intergovernmental Panel on Climate Change. (2006)
[102] Andersen, J. K., Boldrin, A., Christensen, T. H., Scheutz, C.: Greenhouse gas emissions from home composting of organic household waste. Waste Management. 30, 2475-82 (2010)
[103] Mallard, P., Gabrielle, B., Vial, E., Rogeau, D., Vignoles, M., Sablayrolles, C., Le Corff, V., Carrere, M., Renou, S., Muller, O., Pierre, N., Coppin, Y.: Impacts environnementaux de la gestion biologique des déchets. Bilan des connaissances. 692. (2005)
[104] Gendron, C., Revret, J. P.: Développement durable et innnovation : par où commencer ? Démarches d'éco-conception. Cahiers de la CRSDD. n°2-2010. 66 p. (2010)
[105] Ministère de l'écologie du développement durable et de l'énergie. L'éco-innovation, un lien essentiel entre développement durable et stratégie de Lisbonne. (2011) http://www.developpement-durable.gouv.fr/L-eco-innovation-un-lien-essentiel.html. (accessed:2015)
[106] Peyraud, J. L., Cellier, P., Donnars, C., Réchauchère, O. c., Aarts, F., Béline, F., Bockstaller, C., Bourblanc, M., Delaby, L., Dourmad, J. Y., Dupraz, P., Durand, P., Faverdin, P., Fiorelli, J. L., Gaigné, C.,

Kuikman, P., Langlais, A., Le Goffe, P., Lescoat, P., Morvan, T., Nicourt, C., V., P., Rochette, P., Vertes, F., Veysset, P.: Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibre - Synthèse du rapport d'expertise scientifique collective. 68p. (2012)
[107] Houot, S., Pons, M. N., Pradel, M., Caillaud, M. A., Savini, I., Tibi, A.: Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usgae agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. expertise scientifique collective. (2014)
[108] Georgaki, I., Tsamoukas, A., Sakkas, N., Ververidis, F., Trantas, E., Kyriacou, A., Lasaridi, K. E., Manios, T.: The role of bulking agent in pile methane and carbon dioxide concentration during wastewater sludge windrow composting. Water Environment Research. 81, 5-12 (2009)
[109] Bustamante, M. A., Restrepo, A. P., Alburquerque, J. A., Pérez-Murcia, M. D., Paredes, C., Moral, R., Bernal, M. P.: Recycling of anaerobic digestates by composting: Effect of the bulking agent used. Journal of Cleaner Production. 47, 61-9 (2013)
[110] Yang, F., Li, G. X., Yang, Q. Y., Luo, W. H.: Effect of bulking agents on maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. Chemosphere. 93, 1393-9 (2013)
[111] Santos, A., Bustamante, M. A., Moral, R., Bernal, M. P.: Carbon conservation strategy for the management of pig slurry by composting: Initial study of the bulking agent influence. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change. (2014)
[112] Maulini-Duran, C., Artola, A., Font, X., Sánchez, A.: Gaseous emissions in municipal wastes composting: Effect of the bulking agent. Bioresource Technology. 172, 260-8 (2014)
[113] Doublet, J., Francou, C., Poitrenaud, M., Houot, S.: Influence of bulking agents on organic matter evolution during sewage sludge composting; consequences on compost organic matter stability and N availability. Bioresource Technology. 102, 1298-307 (2011)
[114] Batstone, D. J., Keller, J., Newell, R. B., Newland, M.: Modelling anaerobic degradation of complex wastewater. I: model development. Bioresource Technology. 75, 67-74 (2000)
[115] Jimenez, J., Gonidec, E., Cacho Rivero, J. A., Latrille, E., Vedrenne, F., Steyer, J. P.: Prediction of anaerobic biodegradability and bioaccessibility of municipal sludge by coupling sequential extractions with fluorescence spectroscopy: Towards ADM1 variables characterization. Water Research. 50, 359-72 (2014)
[116] Wang, C., Tu, Q., Dong, D., Strong, P. J., Wang, H., Sun, B., Wu, W.: Spectroscopic evidence for biochar amendment promoting humic acid synthesis and intensifying humification during composting. Journal of Hazardous Materials. 280, 409-16 (2014)
[117] Dias, B. O., Silva, C. A., Higashikawa, F. S., Roig, A., Sánchez-Monedero, M. A.: Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: Effect on organic matter degradation and humification. Bioresource Technology. 101, 1239-46 (2010)
[118] Steiner, C., Das, K. C., Melear, N., Lakly, D.: Reducing nitrogen loss during poultry litter composting using biochar. Journal of Environmental Quality. 39, 1236-42 (2010)
[119] Li, R., Wang, Q., Zhang, Z., Zhang, G., Li, Z., Wang, L., Zheng, J.: Nutrient transformation during aerobic composting of pig manure with biochar prepared at different temperatures. Environmental Technology (United Kingdom). (2014)
[120] Vu, Q. D., De Neergaard, A., Tran, T. D., Hoang, H. T. T., Vu, V. T. K., Jensen, L. S.: Greenhouse gas emissions from passive composting of manure and digestate with crop residues and biochar on small-scale livestock farms in Vietnam. Environmental Technology (United Kingdom). (2014)
[121] Wang, C., Lu, H., Dong, D., Deng, H., Strong, P. J., Wang, H., Wu, W.: Insight into the effects of biochar on manure composting: Evidence supporting the relationship between N2O emission and denitrifying community. Environmental Science and Technology. 47, 7341-9 (2013)
[122] ADEME. Réduire, Trier et Valoriser les biodéchets des gros producteurs - Guide Pratique. 132 p. (2013)
[123] MEDDTL. Arrêté du 12 juillet 2011 relatif aux prescriptions générales applicables aux installations classées de compostage soumises à déclaration sous la rubrique n° 2780. Journal officiel de la République française. pp. 13431. Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement, (2011)

[124] Colón, J., Martínez-Blanco, J., Gabarrell, X., Artola, A., Sánchez, A., Rieradevall, J., Font, X.: Environmental assessment of home composting. Resources, Conservation and Recycling. 54, 893-904 (2010)
[125] Buratti, C., Barbanera, M., Testarmata, F., Fantozzi, F.: Life Cycle Assessment of organic waste management strategies: An Italian case study. Journal of Cleaner Production. 89, 125-36 (2014)
[126] Righi, S., Oliviero, L., Pedrini, M., Buscaroli, A., Della Casa, C.: Life Cycle Assessment of management systems for sewage sludge and food waste: Centralized and decentralized approaches. Journal of Cleaner Production. 44, 8-17 (2013)
[127] Libralato, G., Volpi Ghirardini, A., Avezzù, F.: To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. Journal of Environmental Management. 94, 61-8 (2012)
[128] République française. Loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement. JORF n° 160 du 13 juillet 2010. pp. 126. (2010)
[129] Hendriks, A. T. W. M., Zeeman, G.: Pretreatments to enhance the digestibility of lignocellulosic biomass. Bioresource Technology. 100, 10-8 (2008)
[130] ten Brummeler, E., Koster, I. W.: Enhancement of dry anaerobic batch digestion of the organic fraction of municipal solid waste by an aerobic pretreatment step. Biological Wastes. 31, 199-210 (1990)
[131] Johansen, J. E., Bakke, R.: Enhancing hydrolysis with microaeration. Water Science and Technology. 53, 43-50 (2006)
[132] Borja, R., Alba, J., Mancha, A., Martín, A., Alonso, V., Sánchez, E.: Comparative effect of different aerobic pretreatments on the kinetics and macroenergetic parameters of anaerobic digestion of olive mill wastewater in continuous mode. Bioprocess and Biosystems Engineering. 18, 127-34 (1998)
[133] Mali Sandip, T., Khare Kanchan, C., Biradar Ashok, H.: Enhancement of methane production and bio-stabilisation of municipal solid waste in anaerobic bioreactor landfill. Bioresource Technology. 110, 10-7 (2012)
[134] Shao, L. M., He, P. J., Zhang, H., Yu, X. H., Li, G. J.: Methanogenesis acceleration of fresh landfilled waste by micro-aeration. Journal of Environmental Sciences. 17, 371-4 (2005)

Liste des figures

Figure 1 : Schématisation de la démarche de recherche 28
Figure 2 - Processus développés au cours de la phase active des traitements par compostage et effets sur la matière 29
Figure 3 : Schéma du respiromètre solide [28] 32
Figure 4 : Schéma du banc de simulation expérimentale du compostage 32
Figure 5 : Représentation conceptuelle simple de la biodégradation aérobie de la matière organique solide 34
Figure 6 : Protocole de fractionnement de la matière organique 37
Figure 7 : Schéma du modèle de biodégradation aérobie de la matière organique 41
Figure 8 : Schéma de principe général du dispositif PPP 46
Figure 9 : Structure générale des modèles de compostage 52
Figure 10 : Vues longitudinale (a) et transversale (b) d'un casier de compostage équipé de thermoboutons (points jaunes) 54
Figure 11 : Description des échelles caractéristiques d'un massif de substrat en compostage (figure tirée de Hénon, 2008 [72] 55
Figure 12 : Répartition des déchets alimentaires dans l'UE27 en 2006 [78] 62
Figure 13 : Schéma des voies possibles de gestion/valorisation des digestats (non exhaustif) 77
Figure 14 : Changement de paradigme de la gestion des biodéchets urbains 96

Liste des graphiques

Graphique 1 : Exemple de mesure de la cinétique de consommation d'oxygène obtenue pour des boues d'épuration des eaux usées (Projet MODECOR – Post-doc K. Estève) 35
Graphique 2 : Exemple de mesure de la cinétique de consommation d'oxygène obtenue pour des OMR autoclavées à 130°C (Convention NTFUN16/460449– Univ. Leeds) 35
Graphique 3 : Distribution de la matière organique au cours de la biodégradation aérobie d'un fumier bovin. 38
Graphique 4 : Evolution du nombre de copies d'ADNr16S/18S au cours de la biodégradation d'une boue 39
Graphique 5 : Evolution du nombre de copies d'ADNr16S/18S au cours de la biodégradation d'OMR.... 39
Graphique 6: Quantité de matière biodégradable accessible dans un mélange boue structurant en fonction de l'humidité et du ratio de mélange 48
Graphique 7: Coefficient de dispersion de l'air dans un massif boue/structurant en fonction de l'humidité et de la granulométrie du structurant 49
Graphique 8 : Exemple de distribution spatiale et évolution temporelle de la température d'un massif en compostage – a) coupe longitudinale supérieure ; b) coupe transversale centrale 56
Graphique 9 : DTS obtenues au cours du compostage (a) et exemple de simulation numérique (b) 56
Graphique 10 : Confrontation des températures simulées et mesurées au centre du massif composté . 58
Graphique 11 : Moyenne et variance du rapport N-NH4+/NTK pour les digestats bruts 68
Graphique 12 : Moyenne et variance de la teneur en MS pour les digestats bruts 68
Graphique 13 : Fractionnement biochimique de digestats bruts 69
Graphique 14 : Cinétiques d'émissions de protoxyde d'azote mesurées en compostage domestique 75
Graphique 15 : Cinétiques de consommation d'oxygène de substrats non-digérés et digérés, au cours du compostage 78
Graphique 16 : Dynamique d'évolution des températures au cours du compostage de substrats non-digérés et de digestats..... 79
Graphique 17 : Qualité biochimique des digestats et composts de digestats 80
Graphique 18 : Dynamique des émissions gazeuses lors du compostage d'un digestat solide de fumier bovin 81

Liste des tableaux

Tableau 1 : Liste non exhaustive des facteurs influençant la phase active du procédé de compostage... 30
Tableau 2 : Exemple de caractéristiques physico-chimiques des substrats considérés au cours des travaux sur la compréhension du compostage 31
Tableau 3 : plans d'expériences pour l'étude de l'influence des paramètres physiques 47
Tableau 4 : Caractéristiques moyennes des déchets de cuisine 64
Tableau 5 : Quantités de déchets de cuisine selon les pratiques de compostage..... 72
Tableau 6 : Production d'OMR moyenne en fonction de la pratique ou non du compostage domestique (étude sur territoire péri-urbain breton) 73
Tableau 7 : Gammes d'émissions mesurées sur des digestats 81

Sélection d’articles

Chap1. Comprendre et modéliser le procédé de compostage

1. **DENES, J., TREMIER, A., MENASSERI-AUBRY S., WALTER, C., GRATTEAU, L., BARRINGTON, S.** – 2014. Numerical simulation of organic waste aerobic biodegradation: a new way to correlate respiration kinetics and organic matter fractionation. *Waste Management*, In Press
2. **DRUILHE, C., BENOIST, J.C., BODIN, D., TREMIER, A.** - 2013. Development and validation of a device for the measurement of free air space and air permeability in solid waste. *Biosystems Engineering*, vol. 115, n° 4, p. 415-422
3. **TREMIER, A., TEGLIA, C., BARRINGTON, S.** - 2009. Effect of initial physical characteristics on sludge compost performance. *Bioresource Technology*, vol. 100, n° 15, p. 3751-3758

Chap 2. Evaluer les performances et les impacts du compostage au sein d'une filière de valorisation des déchets organiques pour proposer des optimisations

4. **TEGLIA, C., TREMIER, A., MARTEL, J.L.** - 2011. Characterization of Solid Digestates: Part 2, Assessment of the Quality and Suitability for Composting of Six Digested Products. *Waste and Biomass Valorization*, vol. 211, n° 2, p. 113-126
5. **RESSE, A., TREMIER, A.** - 2013. Evaluation de l'impact des quantités compostées en habitat individuel sur les ordures ménagères collectées par la collectivité. *Techniques Sciences Méthodes*, vol. 9, p. 50-58
6. **ADHIKARI, B.K., TREMIER, A., BARRINGTON, S., MARTINEZ, J., DAUMOIN, M.** - 2013. Gas emissions as influenced by home composting system configuration. *Journal of Environmental Management*, vol. 116, p. 163-171