

**UNIVERSITÉ D'ÉTAT D'HAÏTI
(U.E.H)**

**UNIVERSITÉ LAVAL
(UL)**

**FACULTÉ D'AGRONOMIE ET DE
MÉDECINE VÉTÉRINAIRE
(F.A.M.V.)**

**FACULTÉ DES SCIENCE DE
L'AGRICULTURE ET DE
L'ALIMENTATION (FSAA)**

**DEPARTEMENT DU GENIE RURAL
(DGNR)**

**La disponibilité de l'azote dans les matières résiduelles fertilisantes (MRF)
valorisées en agriculture**

Mémoire

Présenté par JOSEPH Claude-Alla

Pour l'obtention du diplôme d'Ingénieur-Agronome

Promotion : 2008-2013

Option : Génie Rural

Mai 2014

SUJET

**La disponibilité de l'azote dans les matières résiduelles
fertilisantes (MRF) valorisées en agriculture**

Ce mémoire intitulé :

**La disponibilité de l'azote dans les matières résiduelles fertilisantes
(MRF) valorisées en agriculture**

a été approuvé par le jury composé de :

	Signature	Date
Pierre-Mathieu Charest Vice doyen aux études	_____	_____
Steeve Pepin Membre	_____	_____
Lotfi Khiari Directeur de Recherche	_____	_____

DEDICACES

Ce travail de recherche est dédié de façon spéciale à : mes très chers parents, Monsieur et Madame Louis Frailot JOSEPH; mes frères et sœurs Karl Wolf-Vic, Géraldine et Marie Bajo; ma chère tante et marraine Léna CLEONORD et Ocean Nyck Rochel.

Pour m'avoir toujours prodiguée de bons conseils et m'avoir poussée et soutenue dans mes études. Que vous soyez remerciés par ce petit geste.

REMERCIEMENTS

Ce travail ne serait possible sans le support inconditionnel de bon nombre de personnes. Ainsi mes sincères remerciements vont à l'endroit de tous ceux et de toutes celles qui ont contribué de façon directe et indirecte à sa réalisation.

Je tiens à remercier spécialement le grand Architecte de l'Univers pour m'avoir donné la vie, le courage, la force, la détermination et qui ne cesse de m'accompagner dans mes études.

Je remercie grandement Dr Lotfi Khiari mon directeur de recherche pour ses orientations, son soutien et surtout sa disponibilité à toutes les étapes de ce travail. Merci de m'avoir encadrée avec tant de patience de dévouement et de précieux conseils. Ma profonde gratitude va également à Dr Pierre Mathieu Charest pour son support inconditionnel durant tout le séjour passé à l'Université Laval (UL).

Un grand merci à la FAMV qui a contribué grandement à ma formation d'Ingénieur-Agronome, au programme des futurs leaders dans les Amériques (PLFA) pour avoir financé ce travail à l'université Laval à l'Université Laval, et à OCCEAN Nyck Rochel, JACQUES Fendy, PREDVIL Wandly, CESAR Jourdany et CLEMENT Chedzer-Clarc pour leur support.

Ce mémoire de fins d'étude n'aurait jamais abouti sans l'appui de mes parents, mon frère et mes sœurs et tous ceux qui me sont chers. Qu'ils trouvent dans ce travail le fruit de leur patience et sacrifices.

RÉSUMÉ

Certaines matières résiduelles dites fertilisantes (MRF) sont valorisées en agriculture en raison de leur propriété de fertilisants et d'amendements pour les sols agricoles. Une minéralisation ou une immobilisation de N peut être observée suite à l'utilisation de ces MRF en fonction de leur rapport C/N. Environ 40 travaux de recherche réalisés avec des MRF de rapport C/N compris entre 2 et 151 ont été compilés en vue d'élaborer un modèle de synthèse traduisant l'évolution de la proportion de l'azote disponible des MRF et leur classification en système de minéralisation et d'immobilisation. Plusieurs Méthodes de détermination de la disponibilité de l'azote dont le coefficient d'utilisation de l'azote (CUN), l'équivalent en azote minéral (ENM), le coefficient d'efficacité relative de l'azote (CER_N) et l'azote minéral testé par incubation (NMTI) ont été synthétisés puis représentés sur des modèles traduisant leur évolution en fonction du rapport C/N qui semble être un bon indicateur du devenir de l'azote des MRF suite à leur épandage dans les champs agricoles. Ces modèles de synthèse ont montré un patron de variation de la proportion de N disponible des MRF, inversement proportionnelle à leur rapport C/N. À partir de ces modèles, six niveaux d'interprétation du potentiel fertilisant en azote des MRF ont été proposés. Il s'agit de i) forte minéralisation des MRF de rapport C/N inférieur à 11, ii) minéralisation moyenne des MRF de rapport C/N compris entre 11 et 23, iii) faible minéralisation des MRF de rapport C/N compris entre 23 et 32, iv) faible immobilisation des MRF de rapport C/N compris entre 32 et 88, v) immobilisation moyenne pour des MRF de rapport C/N compris entre 88 et 116 et vi) forte immobilisation pour des MRF de rapport C/N supérieur à 116.

TABLE DES MATIÈRES	
DEDICACES	iv
REMERCIEMENTS	v
RÉSUMÉ.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	ix
LISTE DES FIGURES.....	x
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS.....	xi
LISTE DES ANNEXES.....	xii
I-INTRODUCTION.....	1
1.1-Hypothèses.....	2
1.2-Objectifs.....	2
1.2.1-Objectif général.....	2
1.2.2-Objectifs spécifiques.....	3
1.3- Limitations du travail.....	3
1.4-Importance du travail.....	3
II- REVUE DE LITTERATURE	4
2.1-Les matières résiduelles fertilisantes.....	4
2.2-L'Azote.....	5
2.2.1- Importance de l'azote dans la fertilisation.....	5
2.2.2- Les formes de bio disponibilité de l'azote pour les cultures.....	6
2.2.3- Problématique de la bio disponibilité de l'azote des MRF pour les cultures après épandage.....	6
2.2.4- Le dynamisme de l'azote contenu dans les matières résiduelles fertilisantes après épandage.....	7
2.2.5-La minéralisation de l'azote.....	8
2.2.6- L'immobilisation de l'azote.....	11
2.3- Les méthodes de détermination de la proportion de l'azote disponible.....	12
2.3.1- La Méthode NMTI : azote minéralisé testé par incubation.....	13
2.3.2- La méthode du coefficient d'utilisation de l'azote (CUN).....	14
2.3.3- La méthode du coefficient d'efficacité relative de l'azote (CER _N).....	14
2.3.4- La méthode de l'équivalent en azote minéral (ENM).....	15
III-MATERIELS ET METHODE.....	18
3.1- Collecte des données expérimentales.....	18
3.2- Matières résiduelles fertilisantes utilisées pour les expériences.....	18
3.3- Sols utilisés pour les expériences.....	18

Table des matières

3.4- La Méthode NMTI : azote minéralisé testé par incubation.....	19
3.5- Expérience sous serre et en plein champ.....	19
3.6-Extraction des données des travaux antérieurs.....	28
3.6.1- Aperçu sur le programme Data Thief.....	28
3.7-Les méthodes de calcul	29
3.8-Élaboration du modèle général et ses valeurs critiques.....	29
3.8.1- La méthode de Cate et Nelson	29
IV- RESULTATS ET DISCUSSION	31
4.1- Collecte des données expérimentales.....	31
4.2-Méthode de l'azote minéral testé par incubation (NMTI).	31
4.3- Méthode du coefficient d'utilisation de l'azote (CUN).....	33
4.4- Méthode du coefficient d'efficacité relative de l'azote (CER_N) et de l'équivalent en azote minéral (ENM).	38
V- CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	42
5.1- Conclusion	42
5.2- Recommandations	42
VI-REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	44
ANNEXES	49

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1:Description sommaire des protocoles et conditions expérimentaux d'incubation et de minéralisation des matières résiduelles fertilisantes avec les sols.....	20
Tableau 2: Description sommaire des Matières résiduelles fertilisantes, sols et des conditions d'expériences utilisées dans les articles traites pour les méthodes CUN, CER et ENM	24
Tableau 3: statistiques sur les expériences consultées.	31
Tableau 4: Classification du potentiel de minéralisation de N dans les matières résiduelles fertilisantes (MRF) en fonction du rapport C/N.....	35
Tableau 5: Estimation des paramètres de la droite de régression des modèles du coefficient d'utilisation de l'azote (CUN).....	36
Tableau 6: Estimation des paramètres de la droite de régression des modèles du coefficient d'efficacité relative de l'azote (CERN) de l'azote ou de l'équivalent en azote minéral (ENM).	39
Tableau 7: Valeurs du CERN/EMN correspondantes aux valeurs critiques de CUN considérées pour la classification du potentiel de minéralisation et d'immobilisation de l'azote des MRF en fonction des rapports C/N trouvés.	40

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Cycle de l'azote (Perron, 2000).....	7
Figure 2: Illustration du potentiel de la disponibilité de N mesuré par le CUN (coefficient d'utilisation de l'azote) en fonction du rapport C/N (adapté de Gilmour et Skinner, 1999).	9
Figure 3: Illustration du potentiel de la disponibilité de N mesuré par le CUN (coefficient d'utilisation de l'azote) en fonction du rapport C/N et du types de produits (adapté de Gale et al.,2006).....	10
Figure 4: Illustration de l'immobilisation de N mesuré par le CUN (coefficient d'utilisation de l'azote) à l'apport d'un biosolides de papetière de rapport C/N égale à 112 (adapté de Douglas et al., 2003).....	12
Figure 5: Illustration de l'immobilisation de N mesuré par le CUN (coefficient d'utilisation de l'azote) à l'apport d'un biosolides de papetière de rapport C/N égale à 112 (adapté de Douglas et al., 2003).....	16
Figure 6: Illustration de l'extraction des données numériques par le progiciel DataThief.	28
Figure 7: Modèle de synthèse traduisant l'évolution de la minéralisation de l'azote des MRF en fonction du rapport C/N.	33
Figure 8: Modèle de synthèse traduisant l'évolution du coefficient d'utilisation de l'azote (CUN) des biosolides non compostés en fonction du rapport C/N.....	36
Figure 9: Modèle de synthèse traduisant l'évolution du CUN des composts en fonction du rapport C/N.....	38
Figure 10: Modèle de synthèse traduisant l'évolution du Coefficient d'Efficacité Relative de l'azote ou de l'Equivalent en azote minéral des biosolides non compostés en fonction du rapport C/N.....	40
Figure 11: Modèle de synthèse traduisant l'évolution du CERN des composts en fonction du rapport C/N.....	41

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

MRF	Matière Résiduelle Fertilisante
CUN	Coefficient d'Utilisation de l'azote
CER _N	Coefficient d'Efficacité Relative de l'azote
ENM	Équivalent en Azote Minéral
NMTI	Azote Minéral Testé par Incubation
N	Azote
C	Carbone
C/N	Rapport Carbone total sur azote total
ACM	Amendements Calciques et Magnésiens
ACIA	Agence Canadienne d'Inspection des Aliments
BNQ	Bureau de normalisation du Québec
CRAAQ	Centre de Référence en Agriculture et Agroalimentaire du Québec
MDDEFP	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
WHC	Capacité de rétention en eau
MO	Matière Organique
pH	Potentiel d'Hydrogène
MS	Matière Sèche
CPVQ	Conseil de Production Végétales du Québec
MH	Matière Humide
FAMV	Faculté d'Agronomie et de Médecine Vétérinaire
UEH	Université d'État d'Haïti
FSAA	Faculté des Sciences de l'Agriculture et de l'Alimentation
TM	Taux de minéralisation
UL	Université Laval
NDF	neutral detergent fiber (hémicellulose + cellulose + lignine)
ADF	acid detergent fiber (cellulose + lignine)
NDF-ADF	Hémicellulose

LISTE DES ANNEXES

- Annexe A : Expérience d'incubation
Annexe B : Expérience sous serre
Annexe C : Expérience en plein champ
Annexe D : Analyse de tissus des plantes
Annexe E : Analyse de sol

I-INTRODUCTION

De nos jours, on assiste à une production croissante et diversifiée des matières résiduelles à travers le monde, qui sont éliminées soit par incinération ou par enfouissement, deux techniques entraînant des conséquences néfastes sur l'environnement et la santé humaine (Nancy et al., 2005). En raison des coûts élevés et de la prise de conscience des dangers environnementaux, se développent de nouvelles stratégies de gestion (Webber, 1984) en particulier la valorisation de celles dites fertilisantes en agriculture considérée comme une initiative avantageuse sur le plan agronomique, économique et écologique dans une stratégie de développement durable (Huang et Chen., 2009).

L'expression matières résiduelles fertilisantes (MRF) est utilisée pour désigner des matières ou objets périmés, rebutés ou autrement rejetés utilisés en vue d'assurer la nutrition des végétaux (rôle des engrais) et/ou améliorer les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols (rôle des amendements (Khiari, 2013; Hebert et al., 2012). Provenant des municipalités et des industries, les MRF se classent en plusieurs types dont les principaux sont les biosolides, les amendements calciques et magnésiens (ACM) et les composts (Hebert et al., 2012).

Certaines MRF sont utilisées en agriculture en raison de leur concentration significative en phosphore, en matières organiques et en azote (Webber, 1984), une utilisation entraînant des préoccupations environnementales à l'égard de la gestion de l'azote contenu dans ces résidus (Adegbidi et Briggs, 2003). Cet azote se présente sous forme minérale (NH_4^+ et NO_3^- et NO_2^-) disponible pour la culture et en plus grande proportion sous forme organique dont les bases azotées, les acides aminés, les protéines et l'humus (acide fulvique, acide humique et humine) qui contrairement aux précédents ne sont pas entièrement disponibles pour les cultures. La fraction organique représentant 50-90% de l'azote totale des MRF (Sommers, 1977) pour être utilisée par la plante va être minéralisée en fonction des conditions du milieu. Une fois minéralisé, cet azote peut se présenter sous des formes non retenues par le complexe argilo-humique et de ce fait très mobiles au niveau de la solution du sol comme le nitrate ce qui peut représenter un véritable danger pour la qualité environnementale (Merigout, 2006). Outre l'affectation de la qualité environnementale, cet élément, si important qu'il soit dans la fertilisation des sols agricoles peut nuire aux plantes cultivées dans la mesure où son apport ne se fait pas de façon optimale (He et al., 1999 ; Eldridge et al., 2008).

Introduction

En raison des enjeux de cet élément pour l'environnement et de la rentabilité des cultures, il est devenu de plus en plus indispensable d'estimer les proportions de l'azote disponible ou les coefficients d'efficacité en N des différentes MRF (Eldridge et al., 2008). La maîtrise de la disponibilité de cet élément va nous permettre de mieux gérer les épandages en apportant des doses en corrélation avec l'exigence en azote minéral de la culture et ainsi limiter les risques de dissipation de l'azote dans l'environnement et de perte de performance des cultures (Eldridge et al., 2008). Le taux de minéralisation de N dans les MRF se situe entre 16 et 31% pour les biosolides en anaérobies, entre 19 et 50% pour les biosolides digérés en aérobies (Garau et al., 1986) et entre 4 à 9% pour les composts (Epstein et al., 1978). Il est déterminé en fonction de divers indicateurs de réponse (rendement, N prélevé, etc.) par plusieurs méthodes dont l'incubation, le coefficient d'utilisation de l'azote (CUN), l'équivalent en azote minéral (ENM), le coefficient d'utilisation de l'azote marqué ($CU-^{15}N$) et le coefficient d'efficacité relative (CER_N) (Cusick et al., 2009).

Ainsi, Dans le cadre de ce travail, il revient de faire le triage et la synthèse des résultats de recherches issus de la littérature nationale et internationale sur les différentes méthodes de détermination de la disponibilité de l'azote dans les MRF pour ensuite procéder à l'élaboration des modèles de synthèse traduisant l'évolution de ce coefficient en fonction du rapport C/N qui est un indicateur du devenir de l'azote des MRF (immobilisation, minéralisation), et en déduire une classification. Ainsi, on aura une meilleure évaluation de la valeur fertilisante en azote des MRF valorisées en agriculture et la possibilité d'en faire une utilisation beaucoup plus raisonnée sur le plan agronomique, économique et environnemental (Douglas et Magdoff, 1991).

1.1-Hypothèses

Le coefficient d'efficacité des matières résiduelles fertilisantes varient de manière inversement proportionnelle avec leur rapport C/N qui est un bon indicateur de prédiction du devenir de ces dernières une fois apportées au sol.

1.2-Objectifs

Les objectifs poursuivis par ce travail sont les suivants :

1.2.1-Objectif général

L'objectif général d'établir des relations entre le coefficient de disponibilité de l'azote des matières résiduelles fertilisantes et le rapport C/N qui est un indicateur d'immobilisation et de minéralisation de l'azote.

1.2.2-Objectifs spécifiques

Plus spécifiquement ce travail consiste à :

- Traiter, trier et synthétiser les différents résultats des travaux issus de la littérature nationale et internationale sur le coefficient d'efficacité relative de l'azote dans les matières résiduelles fertilisantes ;
- Calculer les pourcentages d'azote minéralisé, les coefficients d'utilisation de l'azote, les coefficients d'efficacité relative, et les équivalents en azote minéral des MRF;
- Elaborer des modèles traduisant l'évolution du pourcentage de disponibilité de l'azote dans les différents types de matières résiduelles fertilisantes en fonction du rapport C/N;
- En déduire une classification de ces MRF en fonction du rapport C/N.

1.3- Limitations du travail

Ce travail est fait à partir de données totalement bibliographiques traitées et analysées, donc les résultats trouvés dépendent en grande partie des travaux déjà réalisés par des chercheurs scientifiques sur le sujet. La classification est faite en fonction du rapport C/N (carbone total / azote total) donc, les types de carbone et d'azote contenus dans les MRF n'ont pas été pris en compte ce qui pourrait améliorer les modèles ainsi que les intervalles de classification choisis. Toutefois ces quelques limitations ne sauraient altérer son importance et sa validité pour le secteur agricole.

1.4-Importance du travail

Étant la synthèse des résultats issus de la littérature nationale et internationale, ce travail va nous permettre de mieux estimer le pourcentage de disponibilité de l'Azote des MRF une fois apportées aux sols agricoles dans quelques soit le pays. Ceci va entraîner l'optimisation de l'apport des matières résiduelles aux cultures tout en diminuant les coûts de productions ainsi que les problèmes de dégradation de sols et de la qualité environnementale liés aux pratiques agricoles intensives.

II- REVUE DE LITTERATURE

2.1-Les matières résiduelles fertilisantes

Les matières résiduelles dites fertilisantes sont des « matières ou objets périmés, rebutés ou autrement rejetés dont l'emploi est destiné à assurer la nutrition des végétaux (rôle des engrais) ou à améliorer les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols (rôle des amendements) » (Khiari, 2013). Elles font partie de l'ensemble des matières fertilisantes qui comprend les engrais et les amendements (Hébert et al., 2012). Provenant des municipalités et des industries, ces résidus pour être considérés comme matières fertilisantes doivent respecter les critères visant la protection de la qualité environnementale (Hébert et al., 2012).

En fonction de leur teneur en matières sèches, les MRF sont classées en plusieurs types dont les principaux sont **les biosolides, les amendements calciques et magnésiens (ACM) et les composts.**

Dans le cadre de la présente étude, les MRF ne contenant pas une teneur considérable en azote ne seront pas prises en compte, tel est le cas pour les amendements calciques et magnésiens, utilisés essentiellement pour la correction du pH des sols (Hebert et al., 2012).

Les biosolides

Les biosolides sont des boues d'épuration qui ont subi des traitements en accord avec la vigueur fédérale (ACIA), état et règlements locaux (BNQ, MDDEFP) pour permettre leur recyclage et valorisation en agriculture. Ce sont des matières organiques riches en nutriments provenant du traitement des eaux usées (Lu et al., 2012). Ces produits contiennent environ 2 à 4% d'azote dont 50 à 90% se présentent sous des formes organiques (Sommers, 1977) et sont utilisés soit pour la fertilisation, soit pour l'amélioration des propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols (Camberato et al., 2006). Outre leur teneur en principes actifs principaux, ces produits contiennent plusieurs micronutriments essentiels pour les plantes (B, Cl, Cu, Fe, Mn, Mo et Zn) (CRAAQ, 2013). Les biosolides sont dits primaires, secondaires et mixtes s'ils sont issus respectivement d'un traitement primaire, secondaire ou d'un mélange des deux. On distingue:

- les biosolides papetiers contenant un pourcentage très élevé en matières organiques soit de 65% et de 80% pour les primaires et les mixtes respectivement (Charbonneau et al., 2001). Ils peuvent être utilisés en agriculture pour rehausser la matière

- organique du sol, améliorer les propriétés physiques, fournir des éléments nutritifs et augmenter le pH du sol (Camberato et al., 2006)
- les biosolides municipaux de rapport C/N moyen égal à 10, ils sont riches en phosphore et contiennent des proportions considérables en oligoéléments (Cu, Zn, B, Mn etc...) (Charbonneau et al., 2001);
 - les résidus de désencrage ayant une valeur chaulante et un taux de matière organique important, mais leur rapport C/N très élevé limite leur application au printemps (CRAAQ, 2013);
 - les biosolides et résidus d'abattoirs de rapport C/N moyen égal à 5. Ce sont les MRF les plus riches en azote, sur base sèche, en raison de leur forte teneur en protéines animales. Cependant, leur faible teneur en matière sèche à pour effet de ramener leur valeur azotée au niveau des autres biosolides, lorsque exprimée sur base humide (Charbonneau et al., 2001).
 - les biosolides et résidus agroalimentaires de rapport C/N moyen égal à 9.

Les composts

Le compostage élimine les risques de dissémination d'organismes pathogènes et permet d'obtenir un produit esthétiquement acceptable pour une utilisation dans l'agriculture (Bernal et al., 1997). Toutefois, ce procédé diminue la valeur azotée des MRF riches en N minéral (Bernal et al., 1997). Les composts sont des amendements organiques permettant l'amélioration du potentiel de fertilité des sols et des rendements des cultures (Bipfubusa et al., 2005), ils contiennent très peu d'azote sous forme ammoniacale et sont de ce fait moins sujets à la volatilisation et le lessivage à la suite de leur épandage (CRAAQ, 2013).

2.2-L'Azote

2.2.1- Importance de l'azote dans la fertilisation

Parmi les éléments majeurs nécessaires aux plantes, l'azote est consommé en plus grande abondance et limite le plus souvent la croissance (Crawford et Glass, 1998). Cet élément représentant à lui seul 3 à 4% de la matière sèche des cultures (Merigout, 2006), est l'accélérateur de la croissance des plantes et le responsable de la formation de l'albumen et de la chlorophylle (Hauert, 2012). Un excès ou une carence en cet élément peut provoquer des problèmes au niveau de la croissance de certains organes chez la plante comme les racines et

les feuilles d'où une affectation de la morphologie des cultures impliquant celle des rendements (Khiari, 2013).

2.2.2- Les formes de bio disponibilité de l'azote pour les cultures.

Les formes d'absorption racinaire de l'azote varient d'une espèce à l'autre. Il peut être assimilé par les cultures sous forme de nitrates (NO_3^-), d'ammonium (NH_4^+), d'urée, d'azote moléculaire (N_2) et d'acides aminés, mais, d'une manière générale, le nitrate et l'ammonium sont les formes préférentielles d'assimilation de l'azote pour la plupart des espèces cultivées (Crawford et Glass, 1998). En fonction des conditions d'aération et d'acidité des sols, ces formes d'azote sont disponibles dans le sol à des concentrations très variables. Par exemple, dans les sols détrempés et les sols acides, ce sont les ions ammonium qui prédominent tandis que dans les sols aérés, ce sont les ions nitrates qui prédominent à cause de la rapidité de la nitrification de l'ammonium (Crawford et Glass, 1998).

2.2.3- Problématique de la bio disponibilité de l'azote des MRF pour les cultures après épandage

Après épandage, l'azote contenu dans les MRF n'est disponible qu'en petite quantité aux cultures. Cet azote contenu dans les MRF se présente sous forme minérale (NH_4^+ et NO_3^- et NO_2^-) disponible pour les cultures et en plus grande proportion sous forme organique dont les bases azotées, les acides aminés, les protéines et l'humus (acide fulvique, acide humique et humine) qui contrairement aux précédents ne sont pas entièrement disponibles pour les cultures. La fraction organique représentant 50-90% de l'azote totale (Sommers, 1977), pour être utilisée par la plante doit subir le processus de minéralisation qui lui-même est fonction des caractéristiques des MRF et des conditions du milieu. Cette décomposition de la matière organique fraîche par les micro-organismes du sol nécessite une certaine quantité d'azote, de ce fait, dans le cas d'apport de MRF ayant un rapport C/N supérieur à 30, des cas d'immobilisation de N peuvent se présenter en lieu et place de sa minéralisation et entraîner des problèmes de carences azotées chez les cultures (Chantigny et Angers., 1998).

2.2.4- Le dynamisme de l'azote contenu dans les matières résiduelles fertilisantes après épandage

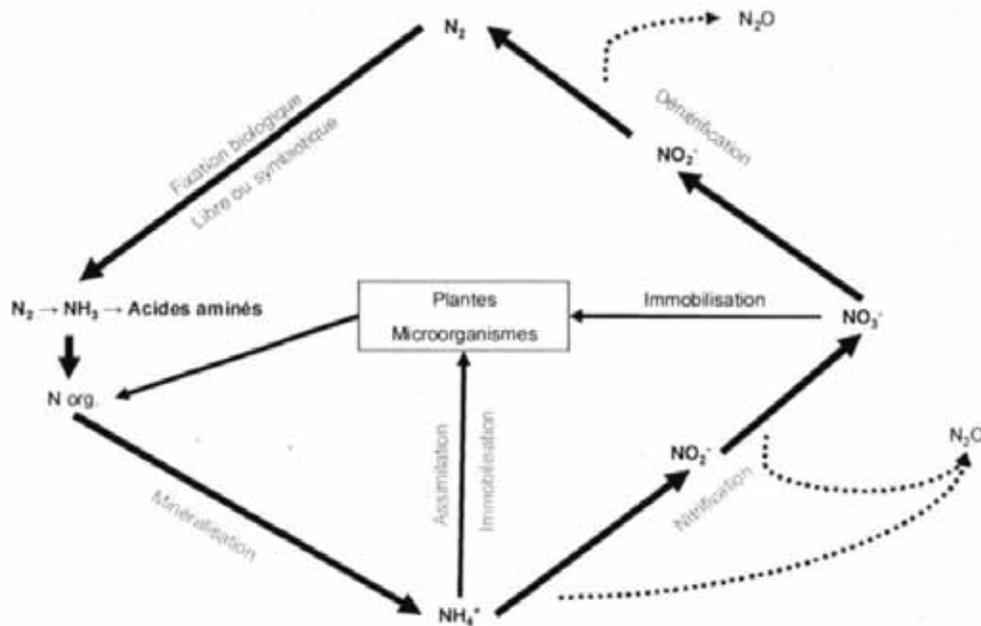


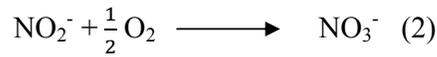
Figure 1: Cycle de l'azote (Perron, 2000).

L'azote une fois appliqué au niveau du sol va être sujet à de nombreux processus tel la volatilisation, la lixiviation, le ruissellement, la nitrification, la dénitrification, l'immobilisation et l'absorption racinaire. Les MRF ont une teneur considérable en azote présentée sous forme minérale (NH_4^+ et NO_3^-) et en plus grande proportion sous forme organique (CRAAQ, 2013). La fraction organique de l'azote apportée en fonction des conditions du milieu va être transformée en ammonium par les micro-organismes du sol (figure 1). Cette forme de l'azote bien retenue par le complexe argilo-humique en raison de sa charge positive va à son tour subir les phénomènes de nitrification (NO_3^-), de volatilisation (NH_3), d'immobilisation et d'absorption racinaire (Merigout, 2006 ; Hauert, 2012; perron, 2010).

2.2.4.1-La nitrification de l'azote

La nitrification de l'ammonium se fait en deux étapes qui sont la nitritation ou nitrosation (Eq. 1) et la nitratisation (Eq. 2). La première est catalysée principalement par les bactéries du genre *Nitrosomas*, *Nitrosospira*, *Nitrosococcus* et *Nitrosovibrio* tandis que dans la seconde les catalyseurs sont essentiellement les bactéries du genre *Nitrobacter*, *Nitrospira*, *Nitrococcus* (Merigout, 2006). Le phénomène de nitritation conduit à la formation du nitrite

qui est un ion très toxique pour la plupart des cultures même à de faibles concentrations au niveau de la solution du sol (Khiari, 2013).



2.2.4.2-La volatilisation de l'azote

La volatilisation se fait généralement dans les sols alcalins ou dans le cadre de l'application simultanée de fertilisants azotés et d'amendement calcique (Khiari, 2013).



2.2.4.3- La dénitrification de l'azote

L'ion nitrate (NO_3^-) chargé négativement contrairement à l'ammonium, n'est pas fixé par le complexe argilo-humique et est de ce fait, très mobile au niveau de la solution du sol (Merigout, 2006). Cette fraction de l'azote en raison de sa mobilité peut être lessivée par les eaux de percolation et entraînée vers les aquifères et les eaux de surfaces (CRAAQ, 2013; Merigout, 2006). Soumises à certaines conditions, l'excédent de nitrate non absorbé par les cultures va subir la dénitrification pour donner deux formes gazeuses qui sont:

- le protoxyde d'azote, N_2O dans les sols acides (Eq. 4), une forme néfaste pour la couche d'ozone provoquant des conséquences environnementales graves;
- l'azote moléculaire (N_2) dans sols de pH neutre (Eq. 5) (Merigout, 2006).



2.2.5-La minéralisation de l'azote

La minéralisation de l'azote est le phénomène par lequel l'azote organique se transforme en d'autres formes disponibles pour les cultures (Cabrera et al., 2000). Le processus de minéralisation dépend de plusieurs paramètres dont la nature des amendements organiques, de leur degré de stabilité et de leur richesse en azote (Jedidi et al., 1995). Il est en étroite corrélation avec les rapports C/N des amendements ($r = 0.936$) (Jedidi et al., 1995). Selon une étude de revue de littérature menée par Chabot et al. (2000), on a une

minéralisation nette pour les MRF ayant un rapport C/N inférieur à 30 et une immobilisation partielle suivie de minéralisation pour celles ayant un rapport C/N compris entre 30 et 43. Les résidus provoquant une faible immobilisation de l'azote peut être épandus dans le cadre de la production de cultures peu exigeantes en azote ou capable de fixer l'azote atmosphérique comme les légumineuses (Camberato et al., 2006). Les expériences de Gilmour et Skinner (1999) ont illustré une variation inversement proportionnelle de la disponibilité de N en fonction du rapport C/N (fig. 2 et fig. 3). Les produits ayant un rapport C/N faible présentent une forte minéralisation de l'azote mais peut présenter des risques importantes de lessivage du nitrate. De ce fait, l'apport de ces produits doit se faire lors des saisons de culture et sur les cultures en phase de croissance en vue d'assurer le prélèvement de l'azote rapidement minéralisé par les cultures et éviter le lessivage du nitrate (CRAAQ, 2013).

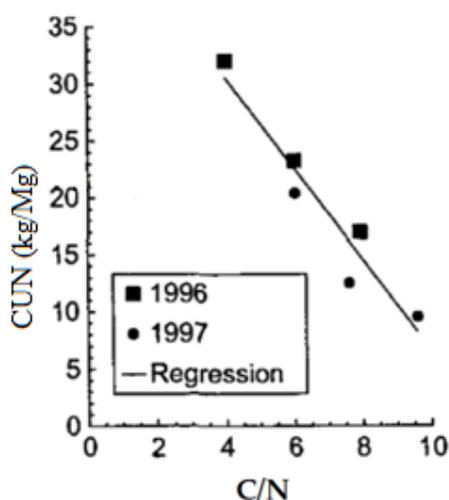
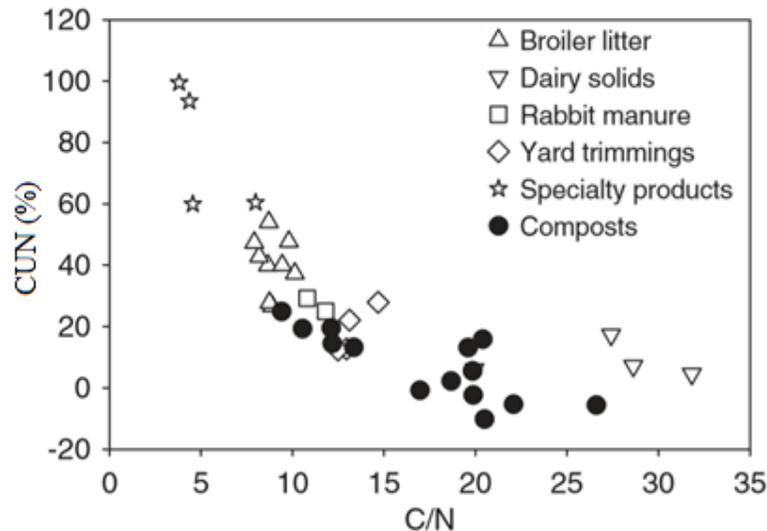


Figure 2: Illustration du potentiel de la disponibilité de N mesuré par le CUN (coefficient d'utilisation de l'azote) en fonction du rapport C/N (adapté de Gilmour et Skinner, 1999).



biosolides compostés présentent un taux de minéralisation (TM [4%-9%]) plus faible que ceux non compostés TM [36%- 46 %] après 105 jours d'incubation à 35°C (Epstein et al., 1978). Les expériences de Gale et al. (2006), de Parkers et Sommers (1983) et de Adegbidi et Briggs (2003) (expérience en serre de 36 semaines à 25°C) ont vérifié cette différence observée au niveau du taux de minéralisation entre les boues compostées et celles non compostées.

2.2.6- L'immobilisation de l'azote

Environ 20-50% de l'azote contenu dans les MRF peuvent être immobilisés par les micro-organismes du sols pour leurs besoins de renouvellement et de croissance lors de la décomposition de la matière organique fraîche (Jacquin et al., 1992). Cette immobilisation n'est pas considérée comme une perte mais une mise en réserve de l'azote dans la partie biologique du sol car les composés nouvellement synthétisés vont être ensuite reminéralisés pour libérer de l'azote minéral (Jacquin et al., 1992). La durée de l'immobilisation de l'azote par les MRF dépend entre autre des caractéristiques du sol récepteur, de la quantité de boue appliquée et en particulier de son rapport C/N (Camberato et al., 2006; Merigout, 2006). Le taux d'immobilisation de l'azote augmente proportionnellement avec le rapport C/N et la teneur en carbone de la matière organique (Kanamori et Yasuda, 1979).

Selon une étude de revue de littérature menée par Chabot et al. (2000), il se produit une immobilisation nette pour les MRF ayant un rapport C/N supérieur à 43. La figure 4 représente les résultats obtenus par Douglas et al. (2003) où l'immobilisation de l'azote a été observée pour un biosolide ayant un rapport C/N égal à 112. Les expériences de Henry et al. (1991) ont permis de déterminer que 12 à 32% de N sont immobilisés au bout de 21 mois à l'apport d'une MRF ayant un rapport C/N égal à 150. De nombreux cas d'immobilisation de l'azote ont été observés lors des expériences faites avec des MRF ayant un rapport C/N compris entre 35 et 288 (Douglas et al., 2003; Dolar et al., 1972; Henry et al., 1991; Perron, 2010; Bustamante et al., 2005).

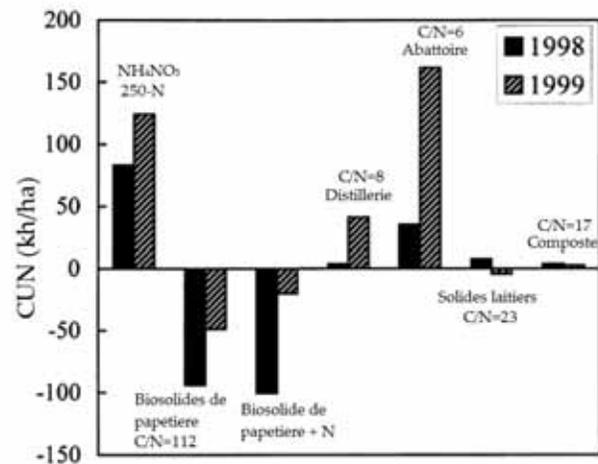


Figure 4: Illustration de l'immobilisation de N mesuré par le CUN (coefficient d'utilisation de l'azote) à l'apport d'un biosolides de papetière de rapport C/N égale à 112 (adapté de Douglas et al., 2003).

Les effets positifs des MRF ayant un rapport C/N élevé sur le sol sont liés à une augmentation de la matière organique du sol, de l'agrégation, de la capacité de rétention en eau et des activités biologiques du sol (Camberato et al., 2006; N'Dayegamiye, 2000). Lors de l'utilisation de ces produits, il faut prendre garde à l'immobilisation de l'azote. L'application de ces produits n'est pas recommandée au cours des saisons de cultures car ils vont provoquer une immobilisation de l'azote contenu dans le sol et causer ainsi une faim azotée pour les cultures (Douglas et al., 2003). Toute fois, épandues en période post récolte, ces MRF présentent l'intérêt de pouvoir capter l'azote au niveau du sol et éviter les risques de lessivages des nitrates du sol vers les acquières et les eaux de surface (Machrafi et al., 2008). Selon Dolar et al. (1972), une période de jachère après l'application de boues primaires peut permettre de combattre l'immobilisation de l'azote. L'apport d'une fertilisation supplémentaire, l'utilisation de légumineuses et le compostage sont des approches efficaces pour réduire l'impact de l'immobilisation des éléments nutritifs sur la production agricole (Camberato et al., 2006).

2.3- Les méthodes de détermination de la proportion de l'azote disponible.

Diverses méthodes sont utilisées pour la détermination de la disponibilité de l'azote contenu dans les matières résiduelles fertilisantes tel : l'azote minéralisé, testé par incubation

(NMTI), le coefficient d'utilisation de l'azote (CUN), l'équivalent en azote minéral (ENM) et le coefficient d'efficacité relative de l'azote, CER_N (Cusick et al., 2009).

2.3.1- La Méthode NMTI : azote minéralisé testé par incubation

Dans cette méthode, les sols et les matières résiduelles séchés et tamisés sont mélangés puis mis dans des sacs d'incubation et maintenus dans des conditions contrôlées d'aération, de température et d'humidité (Nyiraneza, 2009). Un échantillon de sol n'ayant pas reçu de matières résiduelles peut être aussi incubé pour servir de contrôle ou de témoin à la minéralisation naturelle des sols (Bernal et al., 1997). L'incubation une fois commencée, des échantillons de sol sont prélevés à des intervalles de temps réguliers jusqu'à la fin de l'expérience (Cauntinho et al., 1997).

L'extraction de l'azote inorganique total se fait par la méthode d'extraction au KCl 1M, 2M ou 4M (Cordovil et al., 2007; Simard et al., 1998; Countinho et al., 1997) suivie d'une distillation selon la méthode Kjeldahl (Parker et Sommers, 1983). Le dosage de NH_4-N , $N-NO_3$ et NO_3-N se fait soit par colorimétrie selon la méthode d'indophénol bleu (Kalra et Maynard, 1993b citée par Simard et al., 1998), par chromatographie ionique (Simard et al., 1998), ou par spectrophotométrie à absorption moléculaire (Cordovil et al., 2007; Cordovil et al., 2012). La quantité d'azote net minéralisée est calculée en enlevant la part d'azote provenant de la minéralisation naturelle des sols. Huang et Chen (2009) ont utilisé l'équation de (Griffin et al., 2005):

$$N_{min} = N_{minF} - N_{minC} \quad (6)$$

Avec:

N_{min} : quantité d'azote nette minéralisée (NH_4)-N + (NO_3)-N de la MRF;

N_{minF} : quantité d'azote minéralisée dans l'échantillon de sol fertilisé à la fin de l'incubation;

N_{minC} : quantité d'azote minéralisée dans l'échantillon témoin à la fin de l'incubation;

Le pourcentage de minéralisation nette de l'azote est déterminé en divisant la quantité d'azote minéralisée par la quantité d'azote appliquée.

$$N_{min}(\%) = \frac{N_{min}}{N_a} * 100 \quad (7)$$

Avec :

$N_{min}(\%)$: le pourcentage d'azote minéralisée de la MRF au cours de l'expérience;

Réalisé par JOSEPH Claude-Alla (DGNR/FAMV/UEH)

N_{min} : la quantité d'azote net minéralisée de la MRF au cours de l'expérience;

N_a : la quantité d'azote appliquée.

2.3.2- La méthode du coefficient d'utilisation de l'azote (CUN)

Le coefficient d'utilisation de l'azote est la quantité d'azote effectivement prélevée par la plante et typiquement mesurée à travers ses tissus (Munõz et al., 2004). Il consiste à suivre l'évolution des cultures dans les sols fertilisés (engrais minéral ou organique) par rapport à un témoin (Motavalli et al., 1989). La valeur du CUN est affectée par les besoins des plantes, les espèces cultivées ainsi que les propriétés physico-chimiques et biologiques des sols; elle diminue avec l'augmentation des doses d'application des engrais en raison de la capacité maximale de prélèvement en nutriments de la plante (Khiari., 2013). Ce coefficient est exprimé en pourcentage de la quantité d'azote total appliquée et est déterminé par la formule suivante (Motavalli et al., 1989) :

$$CUN(\%) = \frac{N_f - N_t}{N_a} * 100 \quad (8)$$

Avec

CUN : coefficient d'utilisation de l'azote;

N_f : La quantité d'azote prélevée par la plante dans la parcelle fertilisée;

N_t : La quantité d'azote prélevée par la plante dans la parcelle non fertilisée (témoin);

N_a : La quantité totale d'azote appliquée.

L'analyse des échantillons de plante se fait par la digestion de 0.1 g de tissus séché (380°C à 400° C) soit avec un mélange de $H_2SO_4 - H_2SeO_3$ (1,5 ml) et de H_2O_2 (2.0 ml) pendant 40 minutes (Gagnon et al., 2012) ou avec un mélange $H_2SO_4 + H_2O_2$ (simard 2000) et la concentration de N est déterminée par la méthode Kjeldahl (Castillo et al.,2011) ou par colorimétrie (Gagnon et al., 2012)

2.3.3- La méthode du coefficient d'efficacité relative de l'azote (CER_N)

La valeur fertilisante des MRF calculée par rapport à celle des engrais minéraux où une comparaison est faite entre le CUN dans un échantillon de sol ayant reçu une MRF et le CUN d'un engrais minéral considéré comme étant disponible à 100% pour la plante (Munõz et al., 2004). Elle est obtenue par la formule suivante :

$$CER_N(\%) = \frac{CUN_{org}}{CUN_{min}} * 100 \quad (9)$$

Réalisé par JOSEPH Claude-Alla (DGNR/FAMV/UEH)

Avec:

CER_N : coefficient d'efficacité relative de l'azote;

CUN_{org} : coefficient d'utilisation de l'azote de la matière résiduelle;

CUN_{min} : coefficient d'utilisation de l'azote de l'engrais de synthèse.

Le coefficient d'efficacité relative de l'azote dépend de plusieurs facteurs tels la nature de la matière organique apportée, le mode d'apport, la culture et les conditions du milieu (N'dayegamiye, 2000). Il permet de calculer la quantité de matières fertilisantes à apporter aux cultures de façon à ne pas dépasser la dose d'azote minérale exigée (N'dayegamiye, 2000).

2.3.4- La méthode de l'équivalent en azote minéral (ENM)

L'équivalent en azote minéral exprime la quantité de matière résiduelle qu'on doit apporter pour obtenir une même efficacité que l'engrais minéral, c'est le pourcentage d'azote disponible de la MRF en terme d'engrais (Cusick et al., 2009). Cette méthode assume que l'absorption des nutriments est une mesure indirecte appropriée des éléments nutritifs disponibles pour la culture sur la saison de croissance et que les éléments nutritifs sont assimilés avec la même efficacité tant dans le sol ayant reçu la MRF que celui ayant reçu de l'engrais minéral (Motavalli et al., 1989).

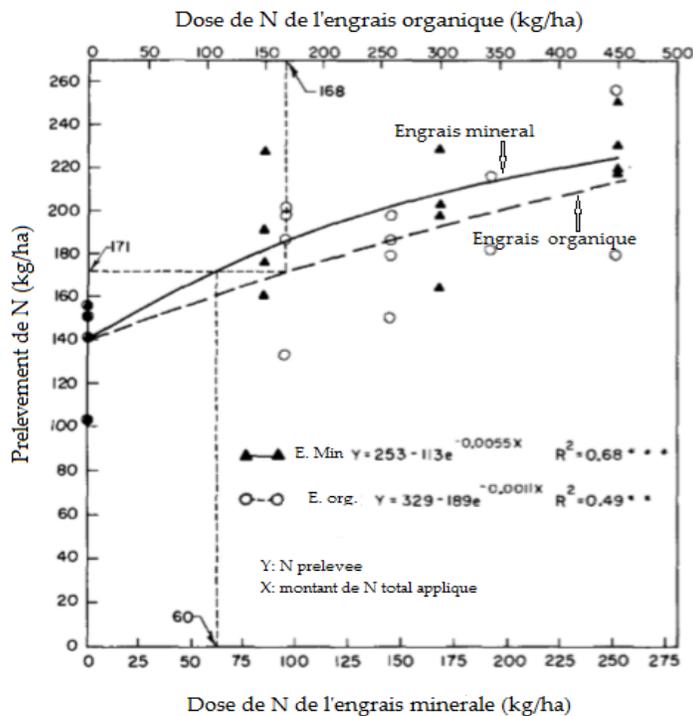


Figure 5: Illustration de l'immobilisation de N mesurée par le CUN (coefficient d'utilisation de l'azote) à l'apport d'un biosolides de papetière de rapport C/N égale à 112 (adapté de Douglas et al., 2003).

$$N_{dispo}(\%) = \frac{EQ_{min}}{N_a} * 100 \quad (10)$$

Avec:

N_{dispo} : le pourcentage d'azote disponible;

EQ_{min} : l'équivalent en azote minérale estimé;

N_a : La quantité d'azote appliquée

L'équivalent en azote minérale estimé (EQ_{min}) est la dose d'engrais minéral correspondante à un même prélèvement en azote ou à un même rendement que la dose de MRF (Motavalli et al., 1989). Il est déterminé à partir d'un graphique exprimant la réponse des cultures en fonction des doses de MRF et d'engrais minérale appliqué (Motavalli et al., 1989; Munõz et al., 2004). La figure 2 illustre la méthodologie appliquée pour déterminer l' EQ_{min} . À partir de l'axe des abscisses, on fait la projection de la dose de MRF (168 kg/ha) dont on veut calculer l'ENM sur la courbe de réponse de la MRF pour déterminer la valeur de

Revue de littérature

l'azote prélevée correspondante en ordonnée (*171 kg/ha*). La dose d'engrais minéral correspondante à ce niveau de prélèvement est obtenue en projetant cette valeur sur la courbe de réponse de l'engrais minéral (*60 kg/ha*). Ainsi, l'azote disponible pour la dose de 168 kg/ha est de $[(60/168) * 100] = 36\%$ (Motavalli et al., 1989).

III-MATERIELS ET METHODE

3.1- Collecte des données expérimentales

Ce travail consiste à compiler et synthétiser les résultats de plusieurs travaux de recherches (articles scientifiques, rapport de recherches, thèses, etc..) en vue de déterminer la disponibilité de l'azote contenu dans les MRF après leur application sur les sols. pour se faire, un total de 40 travaux d'expérimentations effectuées en serre, en plein champ ou en laboratoire ont été consultés pour la réalisation du travail. Ces travaux compilés sont issus de la littérature nationale et internationale dont les Etats Unis d'Amérique, l'Australie, l'Espagne, le Royaume-Uni, la France, le Taiwan et le Canada. Le nombre d'unités expérimentales retrouvées au niveau de chacun des travaux est très variable en fonction du nombre d'essai. Parmi ces travaux, on a:

- Expérience d'incubation :55%
- Expérience en serre :17,5%
- Expérience en plein champ :27,5%

3.2- Matières résiduelles fertilisantes utilisées pour les expériences.

Les expériences ont été réalisées avec des MRF de caractéristiques chimiques, physiques et biologiques différentes présentant un large spectre de rapport C/N et de pH qui sont deux paramètres très importantes dans la minéralisation de l'azote. Les valeurs des MRF considérées dans cette étude varient de 4,0 à 151,5 pour le rapport C/N et de 3,6 à 11,6 pour le pH (Tableau 1 et 2). De ces MRF, on compte les composts dérivés de divers types de résidus (fermes, parcs d'élevage, stations d'épuration des eaux usées, municipalités, industries, etc.) et les biosolides.

3.3- Sols utilisés pour les expériences.

Pour la réalisation des expériences en serre, en plein champ et en incubation au laboratoire, on utilise des sols de caractéristiques physico-chimiques et biologiques très variables dont le C/N, le pH et la teneur en matières organiques varient de 6.2 à 39, de 4.7 à 11.2 et de 0.44 à 7.3 % respectivement. Les informations relatives aux sols utilisés sont présentées dans les tableaux 1 et 2. Ces échantillons de sols sont prélevés à des profondeurs variables de la couche superficielle du sol soit de 10-40 cm, ces derniers une fois prélevés, sont séchés et tamisés avant leur utilisation.

3.4- La Méthode NMTI : azote minéralisé testé par incubation

Dans le cadre de la réalisation des incubations, les substrats et les MRF séchés et tamisés sont mélangés puis soumis pendant un certain temps à des conditions variant d'une expérience à une autre : température de 20 à 35°C, humidité de 23 à 100% de la capacité de rétention en eau (WHC) du sol adéquates pour la minéralisation de l'azote (cordovil et al., 2006). Les conditions des expériences d'incubation relatives aux différentes expériences réalisées par les chercheurs sont présentées dans le tableau 1. Un échantillon de sol témoin (non fertilisé) est aussi incubé pour servir de contrôle à la minéralisation de la matière organique contenu originellement dans le sol (Bernale et al., 1997). Certaines expériences incluent des doses d'engrais minéral en vue de pouvoir évaluer le CER_N des MRF.

Tout au long de l'incubation, des échantillons de sol sont prélevés à des intervalles de temps réguliers pour l'évaluation du potentiel de minéralisation de l'azote à court terme (Cauntinho et al., 1997) et des changements de l'azote inorganique dans le sol (Bernal et al., 1997)

3.5- Expérience sous serre et en plein champ

Pour l'expérience sous serre, le potentiel de minéralisation de l'azote est étudié au moyen de l'impact des matières résiduelles sur les prélèvements en N et les rendements des cultures (Bernal et al., 1997). Les sols et les MRF séchés et tamisés sont mélangés puis maintenus en aérobie à une température et une humidité contrôlées. Un témoin sans fertilisation azotée a toujours servi de contrôle à la minéralisation originelle du sol, (Bernal et al., 1997).

Pour les expériences en plein champ, le terrain d'expérimentation est divisé généralement suivant un dispositif en blocs complets aléatoires en des parcelles de même dimension séparées par des bandes assez larges et disposées de façon à éviter la contamination entre les traitements lors des applications (Chaloub et al., 2013). Les MRF sont soit épandues à la surface du sol ou incorporées en profondeur (Groot et al., 2007). Les densités de plantation pour les différentes expériences sont présentées dans le tableau 2.

Dans le cas des expériences incluant les traitements en azotes minéral (engrais de synthèse), les mélanges sont soumis aux mêmes conditions d'expériences que les échantillons traités avec les MRF. L'apport de principes actifs autres que l'azote sous forme de solution

Matériels et méthode

nutritive est assuré pour fournir les autres éléments majeurs (Al-Dhumri et al., 2013) en vue d'éviter toute carence en d'autres éléments pouvant provoquer une mauvaise croissance des plantes (Cordovil et al., 2012). Tout au long des expériences en serre et au champ, les rendements en matière sèche et en matière fraîche ont été enregistrés. À la récolte, des échantillons des plantes ont été collectés, séchés à des températures spécifiques, puis broyés, digérés et dosés pour leur contenu en azote total

Tableau 1: Description sommaire des protocoles et conditions expérimentaux d'incubation et de minéralisation des matières résiduelles fertilisantes avec les sols

Référence	MRF	Sol	Condition de l'expérience
Dolar et al., 1972	Boue de désencrage, C/N(50.4-151.4)	Sol argileux, C/N(8.4-12), pH(5.5-7.5) et 1-3.3% MO	Incubation de 90 jrs à 25°C, 100% WHC, 200g sol /pot et des dose de boue de 2.5 et 10%, extraction au KCl
Bustamante et al., 2005	Déchet d'industrie de la distillerie de Vin C/N (9.8-34.5), pH (3.63-4.48)	Terreau argileux et sableux C/N(6.2-8), pH(8.13- 8.53) avec 0.69-1.4% MO	Incubation aérobie (sans lessivage) de 119 jrs à 25°C, 60% WHC, pot de 500 ml, dose de 4g de MRF/ 100g de sol équivalente a 90 T MS/ha
Gil et al., 2010	Composte de fumier bovin et de boues municipaux de C/N (5-10.9), pH (8.77 -9.59)	Terreau sableux de pH (5.2-8.6) et 1.18-2.11% MO	Incubation deux ans à 25°C, 60% WHC, ajout de 275 g de sol/pot (5.15*18 cm), dose de MRF (29-45) T de MS /ha équivalente a 220 kg N /ha. Extraction au KCl (ammonium) et CaSO4 (nitrates)
Laos et al., 2000	Composte (déchets de poissons, biosolides municipaux et résidus de jardins) et biosolides municipaux digérés en aérobie de C/N (6-18) et de pH (5.5-7.6)	Sol de C/N 18, de pH 6.6 et 3.6 % MO	Incubation (112 jrs) a 20°C et 20% WHC a des taux de 10 g MS /kg sol. Expérience en serre (rye grass: 0.5 g/pot), pot de 1.5 kg de sol et des taux de 10-20 g MS/kg sol. Analyse sous base d'Azote prélevé par la plante et de rendement.
Countinho et al., 1997	Composte de boue d'épuration et de sciure de bois de C/N 30.4 et	Sol sableux cambisol de pH 6.6 et	Incubation de 90 jrs à 20°C, 70 % WHC. Ajout de 1.5kg sol/pot, dose MRF de 7.5- 30 g /kg

Matériels et méthode

	de pH 5.9	0.44% MO	équivalente a 60 Mg/ha, extraction au KCl 1M. Expérience en serre (rye grass), ajout de 3kg sol/pot, dose de 7.5-30 g MS/kg sol équivalente a 60 Mg/ha et analyse sous base de rendement.
Rijby et Smith, 2013	Biosolides municipaux, boue et résidus d'abattoir et alimentaire, (brasserie, fromage, légumes) de C/N (4-14) et de pH (4.4-8.8)	Sol sableux, sablo limoneux et limono-argileux de pH (5.9-7.8) et 1.9-4% MO	Incubation de 48 jrs a 25°C, 50 % WHC, dose de 2.7-10 T /ha de MS et 200 Kg N/ ha d'azote minérale (NH ₄ Cl). 100g sol/pot extraction au KCl 2M
Rigby et al., 2009	Biosolides et boue d'épuration de C/N (6-13) et de pH (6.3- 11.6)	sablo limoneux et limono-argileux de pH(6.8-8.2) et 1.9-4.6% MO	minéralisation de 90jrs, dose de 10 T /ha de MS et 200 Kg N/ ha d'azote minérale (NH ₄ Cl), extraction au KCl
Bernal et al., 1997	Composte de boue d'épuration (46,5%) et résidus de coton (53.5%) de C/N (9.4-21) et de pH (7.3-8)	Sol limoneux calcaire de C/N 7.8, de pH 11.2 avec 0.76-1.72% MO	Incubation aérobie de 70 jrs à 28°C, 60 % WHC, dose de 48T /ha de MS équivalent a 200mg /10g sol. Pots de 500g.
Huang et Chen, 2009	Composte de boue d'épuration et paille de riz de C/N 15.8 et de pH 6.21	Sol limono argileux, sablo limoneux et limono sableux de C/N (9.4-13.5), pH (4.82-7.78) et 1.86-4.19% MO	Incubation de 112 jrs à 25±2°C, 60 % WHC, ajout de 20 g de sol, dose (de 0-60) g/kg équivalent à (0-75) Mg /ha de MS ou (595 – 4245kg N/ha)
Correa et al., 2005	Boue tertiaire digérée et composte de C/N (6-15)	spodosol sableux et oxysol argilo limoneux de	Minéralisation sans lessivage de 161 jrs à 25°C, pot de 1.7 L, avec 1.5 kg de sol. Dose de 16.3-260.4 mg N/kg équivalente a (0.5-8)

Matériels et méthode

		pH (4.9-5)	Mg /ha de MS, extraction au KCl
Epstein et al., 1978	Boue tertiaire digérée et composte de C/N(8.16-17.98) et de pH (5.5-6.5)	Terreau argileux de C/N 8 et de pH 6.3	Incubation (avec lessivage) de 105 jrs à 35°C, 40g de sol mélangés avec des doses de (454 – 1814) kg N/ha
Gale et al., 2006	composte (résidus de jardin et fumiers) et biosolides de C/N (8-27)	Sol limoneux de pH 6.1	Incubation de 70 jrs à 22°C, dose de 5-20g /kg de MS équivalente a (170 – 800) kg N/ha. Extraction au KCl
Hernandez et al. ,2001	Boue d'épuration digérée en aérobie ou en anaérobie de C/N (15.42-31.06) et de pH (6.2 -7.2)	Sol calcaire sableux et argileux de C/N (7.56-14.05), de pH (8.6-8.76) et 0.48-1.79 % MO	Incubation de 140 jrs à 25°C, 60% WHC, dose de 0-30- 50 g MS/ kg sol extraction au KCL 2M
Hseu et Huang, 2004	Biosolides digérée en aérobie ou en anaérobie de (4.7-6.7) et de pH (5.28-6.36)	Sol limoneux, sableux et limono argileux de C/N (14-16), de pH (4.7-6.5) et 3.82-4.83 % MO	Incubation de 48 semaines à 30°C, 75% WHC, dose de 0-100 Mg /ha de MS équivalent a (0-40) g/kg de sol et (3925400 kg N/ha), extraction au KCl 1M
Chaloub et al., 2013	Composte (déchets verts et copeaux de bois, boues d'épurations et déchets biologiques) et fumier de ferme de C/N(10.5-24.5) et de pH (7-7.6)	Terreau limoneux Glossic Luvisol de C/N (9.5), pH (7.1) avec 1.83% MO	Incubation (91 jrs) a 28°C et 23 % WHC et Expérience de terrain 6 ha avec maïs-blé en rotation, doses de 250-400 Kg N/ha. Analyse sous base d'Azote prélevé par la plante.
Cordovil et al., 2012	Composte (déchets solides municipaux et fumier de porc) et boue d'épuration (usine papetières) de C/N (4.2-21.7) et de pH 6.5-	Sol sableux de C/N 10, de pH 6.1 et 0.58	Incubation (227 jrs) à 24°C et 60 % WHC, taux de (0-750) mg N/pot. Expérience en pot (11g sol) 120 jrs avec des doses de 300-600mg/pot équivalente à 80-160 kg N/ha. Culture de maïs et

Matériels et méthode

	7.9		blé. Ajout de NH ₄ NO ₃ à 330 mg N/pot. Analyse sous base d'Azote prélevé par la plante et de rendement.
Serna et Pomares, 1991	Boue d'épuration digérée en aérobie ou en anaérobie de C/N (10.1-13.5) et de pH (5.9 -7.4)	Sol sableux de C/N 11.6, de pH 7.6 et 1.44 % MO	Incubation (sans lessivage) de 112 jrs à 25°C, dose de 50 T MS/ha équivalente à 28 g/kg sol et à (150-2043) kg N/ha, extraction au KCl 2M
Parker et Sommers, 1983	Biosolides (brut, primaire, digérées en anaérobie et composté) et déchets activés de C/N(5.36-26.74)	Sol limoneux de C/N 9, de pH 5.9 et 1.55 % MO	Incubation (avec ou sans lessivage) de 112 jrs à 23°C, dose de 30 T Ms/ ha équivalente à 28 g/kg de sol et (430-2335) kg N/ha, extraction au KCl (Avec lessivage) et méthode micro-Kjeldahl (Sans lessivage)
Henry, 1991	Biosolides (primaire, et secondaire et mixte) de C/N(5-150) et de pH (5.7- 7.9)	Sol sableux et limoneux	Incubation de 21 mois à 103°C, dose de 0-67 MgMs/ ha équivalente à (0-3410) kg N/ha, extraction au KCl (Avec lessivage) et méthode micro-Kjeldahl (Sans lessivage)
Hartz at al., 2000	Composte (fumier de volaille, parc d'engraissement, résidus et de déchets solides municipaux) de C/N(5.7-15.5)	Sol limono sableux contenant 3.45 % MO	Incubation 84 jrs à 25° et expérience de sous serre (140 jrs) avec le fétuque. Pot de 4L à des doses de MRF de 2%. Analyse sous base de rendement.
Rijby et Smith, 2014	Biosolides municipaux, boue et résidus d'abattoir et alimentaire, (brasserie, fromage, légumes) de C/N (4-14) et de pH (4.4-8.8)	Sol sableux, sablo limoneux et limono-argileux de pH (5.7-6.9) et 2.5-3.2 % MO	Incubation de 48 jrs a 25°C, 50 % WHC, dose de 95-721kg N/ha et 200 Kg N/ ha d'azote minérale (NH ₄ Cl). 100gsol/pot extraction au KCl 2M.

MS : matières sèche ; MRF : matière résiduelles fertilisantes ; WHC : capacité de rétention en eau ; N : Azote ; jrs : jours

Tableau 2: Description sommaire des Matières résiduelles fertilisantes, sols et des conditions d'expériences utilisées dans les articles traités pour les méthodes CUN, CER et ENM

Référence	MRF	Sol	Condition de l'expérience
Bellamy et al., 1995	Mélange de boue de désencrage primaire et secondaire C/N (100-150) et de pH (6.22-8.5)	Argilo-limoneux de pH (6.5-5.5)	Expérience de terrain (maïs), Dose de boue de 12-24 Mg MS/ha et sous serre (tomate, poivrons, concombre), dose de boue de 33-100%, analyse sous base de rendement en matière sèche
Gabrielle et al., 2005	Composte de biosolides municipaux et de déchets verts de C/N (9.57-14.85)	Terreau limoneux de pH 6.9 et 1.89%MO	Expérience de terrain 6 ha avec maïs-blé, dose de (9.6-25 Mg MS/ha) équivalente à (186.2-348.5) Kg N/ha et de l'engrais chimique (NH ₄ NO ₃ et urée) à des taux de (51-79) Kg N/ha. Analyse sous base de rendement.
Hartz et al., 2000	Composte (fumier de volaille, parc d'engraissement, résidus et de déchets solides municipaux) de C/N(5.7-15.5)	Sol limono sableux contenant 3.45 % MO	Incubation 84 jrs à 25° et expérience de sous serre (140 jrs) avec le fétuque. Pot de 4L à des doses de MRF de 2%. Analyse sous base de rendement.
Chaloub et al., 2013	Composte (déchets verts et copeaux de bois, boues d'épurations et déchets biologiques) et fumier de ferme de C/N(10.5-24.5) et de pH (7-7.6)	Terreau limoneux Glossic Luvisol de C/N (9.5), pH (7.1) avec 1.83% MO	Incubation (91 jrs) à 28°C et 23 % WHC et Expérience de terrain 6 ha avec maïs-blé en rotation, doses de 250-400 Kg N/ha. Analyse sous base d'Azote prélevé par la plante.
Gilmour et Skinner, 1999	Biosolides de C/N (4-9.7)	Terreau argileux de C/N 10	Incubation (60jrs) à 28°C et 40% WHC. dose de 1Mg MS/ha équivalente à 0.045 g MS /100g sol. Expérience de terrain avec le sorgho, dose de 2.78-10.24 Mg MS/ha équivalente à 135-320 Kg N/ha et ajout de NH ₄ NO ₃ (56-280) Kg N/ha. Analyse sous base

Matériels et méthode

			d'Azote prélevé par la plante.
Mamo et al., 1999	Composte de C/N 15-22	Sol sableux de pH 5.8	Expérience de terrain avec le maïs (71000 plants/ha), dose de 90-270 Mg MS/ha équivalente à (810-2970) kg N/ha et ajout d'urée à des doses de (0 – 250) kg N/ha. Analyse sous base d'Azote prélevé par la plante.
Harrtl et Erhaltl, 2005	Composte de bio déchets de C/N 23.3 et de ph 7.3	Sol limoneux argileux fluvisol de C/N 9.09 et de pH 7.6	Expérience de terrain (avoine, patates, blé et seigle d'hiver), dose de 9-23 T MS/ha équivalente à 78-198 kg N/ha et ajout de NH ₄ NO ₃ à des doses de 25-55.9 Kg N/ha. Analyse sous base d'Azote prélevé par la plante.
Cordovil et al., 2012	Composte (déchets solides municipaux et fumier de porc) et boue d'épuration (usine papetières) de C/N (4.2-21.7) et de pH 6.5-7.9	Sol sableux de C/N 10, de pH 6.1 et 0.58	Incubation (227 jrs) à 24°C et 60 % WHC, taux de (0-750) mg N/pot. Expérience en pot (11g sol) 120 jrs avec des doses de 300-600mg/pot équivalente à 80-160 kg N/ha. Culture de maïs et blé. Ajout de NH ₄ NO ₃ à 330 mg N/pot. Analyse sous base d'Azote prélevé par la plante et de rendement.
Countinho et al., 1997	Composte de boue d'épuration et de sciure de bois de C/N 30.4 et de pH 5.9	Sol sableux cambisol de pH 6.6, et 0.44	Incubation de 90 jrs à 20°C, 70 % WHC. Ajout de 1.5kg sol/pot, dose MRF de 7.5- 30 g /kg équivalente à 60 Mg/ha, extraction au KCl 1M. Expérience en serre (rye grass), ajout de 3kg sol/pot, dose de 7.5-30 g MS/kg sol équivalente à 60 Mg/ha et analyse sous base de rendement.
Cordovil et al., 2007	Composte (déchets solides municipaux et fumier de porc) et boue d'épuration (usine	Sol sableux de C/N 10, de pH 6.1 et 0.59% MO	Expérience en pot (11g sol) à des taux de 300-600mg/pot équivalente à 80-160 kg N/ha. Culture de blé et rye grass. Ajout

Matériels et méthode

	papetières) de C/N (4.2-21.7) et de pH 6.5-7.9		de NH ₄ NO ₃ à 120 kgN/ha. Analyse sous base d'Azote prélevé par la plante et de rendement.
Laos et al., 2000	Composte (déchets de poissons, biosolides municipaux et résidus de jardins) et biosolides municipaux digérés en aérobie de C/N (6-18) et de pH (5.5-7.6)	Sol de C/N 18, de pH 6.6 et 3.6 % MO	Incubation (112 jrs) a 20°C et 20% WHC a des taux de 10 g MS /kg sol. Expérience en serre (rye grass: 0.5 g/pot), pot de 1.5 kg de sol et des taux de 10-20 g MS/kg sol. Analyse sous base d'Azote prélevé par la plante et de rendement.
Cogger et al., 2004	Biosolides lagunaires et non lagunaires (déshydratés ou séchés à la chaleur de C/N (5-13)	Sol sablo limoneux de pH 5.8 et 3.1% MO	Expérience de terrain (fetuque : 40 000 plants/ha) à des taux de 381-636 kg N/ha pour les MRF. Ajout de NH ₄ NO ₃ 50 à 250 kgN/ha. Analyse sous base d'Azote prélevé par la plante et de rendement.
Al-Dhumri et al., 2013	Biosolides digérées en aérobiose ou en anaérobiose de C/N (4.6-7.6) et de pH (5.2-6.3)	Sol argileux et sableux de C/N(8.9-10.8), de pH (5.6-6.3) et 4.6-7.3% MO	Expérience de terrain (rya grass) à des taux de 3.02-25.5 T MS/ha équivalent à 68-510 kg N/ha. Ajout d'urée à un taux de 60-280 kgN /ha. Analyse sous base d'Azote prélevé par la plante et de rendement. Densité de plantation de 200 kg/ha
Vagstad et al., 2001	Boue papetière brute, et stabilisée de C/N 23-33 et de pH 6.3-10.9	Terreaux limoneux et sablo-limoneux de C/N 8.88-12.61 et de pH 4.8-6.5	Expérience en pot (6 mois) avec des doses biosolides de 0.8-1.6g N/pot équivalente à 250-500 kg N/ha. Culture orge. Ajout de NH ₄ NO ₃ à 0.4-0.8 g N/pot équivalente à 0-240 kg N/ha. Expérience de terrain (orge) à des taux de 0-40 T MS/ha. Ajout de 20-4-10 à des taux de 0-120 kg N /ha. Analyse sous base d'Azote prélevé par la plante et de rendement.

Matériels et méthode

Douglas et al., 2003	Boue papetière et solides laitiers de C/N 23-112 et de pH 4.2-6.4	Terreux sablo-limoneux	Expérience de terrain avec des doses de biosolides de 250-391 t Ms /ha. Culture Rye Grass. Ajout de NH ₄ NO ₃ à un taux de 0-250 kg N/ha. Analyse sous base d'Azote prélevé par la plante et de rendement.
Perron, 2010	Biosolide et lisiers de C/N 9.12-64,84 et de pH 3,79- 9,05	Sol argileux lourde et argilo limoneux de C/N 12.21-12.83 et de pH 6.3-67	Expérience de terrain avec des doses de biosolides de 6-85.7 t /ha équivalente à 80.7-186 kg N/ha. Culture maïs pou ensilage à une densité de 86400 plants/ha. Ajout de NH ₄ NO ₃ à un taux de 0-150 kg N/ha. Analyse sous base d'Azote prélevé par la plante et de rendement.
Gagnon et al., 2012	Boue papetière, fumiers liquides bruts, biosolides provenant des fumiers liquides digérés en anaérobie et en aérobie de C/N 2-71 et de pH 4.5-9	Sol argileux de pH 6.	Expérience de terrain avec des doses de biosolides de 25.9-31.8 Mg Ms /ha. Culture de maïs. Ajout de NH ₄ NO ₃ à un taux de 150 kg N/ha. Analyse sous base de rendement. La densité de plantation est de 86 400 plts/ha.
Aitken et al., 1998	Boue papetière et solides laitiers de C/N 86 et de pH 7.7	Terreux argileux et sablo limoneux et de pH 7.1-7.7	Expérience en pot avec des doses de biosolides de 0-300 t humide /ha. Culture Rye Grass. Ajout de NH ₄ NO ₃ à un taux de 0-160 kg N/ha. Analyse sous base d'Azote prélevé par la plante.

MS : matières sèche ; *MRF* : matière résiduelles fertilisantes ; *WHC* : capacité de rétention en eau ; *N* : Azote ; *jrs* : jours

3.6-Extraction des données des travaux antérieurs.

Un total de 40 articles collectés sur une période allant de 1972 à 2014, portant tous sur l'évaluation de la disponibilité de l'azote contenu dans les MRF, a présenté des expériences en pots, en plein champ et des incubations en laboratoires réalisées en vue de pouvoir évaluer. Les données présentées dans les articles sont soit sous forme de tableaux, soit sous forme de graphiques. Les données présentées sous forme de graphiques (16 parmi 40) ont été extraites en utilisant le programme Data Thief.

3.6.1- Aperçu sur le programme Data Thief

Data Thief, est un programme basé sur Java permettant d'extraire facilement des données numériques à partir d'un graphique (nuage de points, histogrammes etc...). Le processus consiste à capturer d'abord le graphique puis l'enregistrer sous format **JPEG ou GIF ou PNG**. La capture du graphique peut se faire soit en utilisant l'**outil capture** (accessoire du PC), soit à partir d'une capture d'écran (touche **prt sc** du clavier). Le programme une fois lancé, on va dans la barre de menu, on fait un click gauche simple sur **File** + **Open**, on choisit le fichier (capture de graphique) où le graphique a été enregistré et enfin on click sur **Open**. Une fenêtre identique à la figure suivante apparaît à l'écran (figure 6).

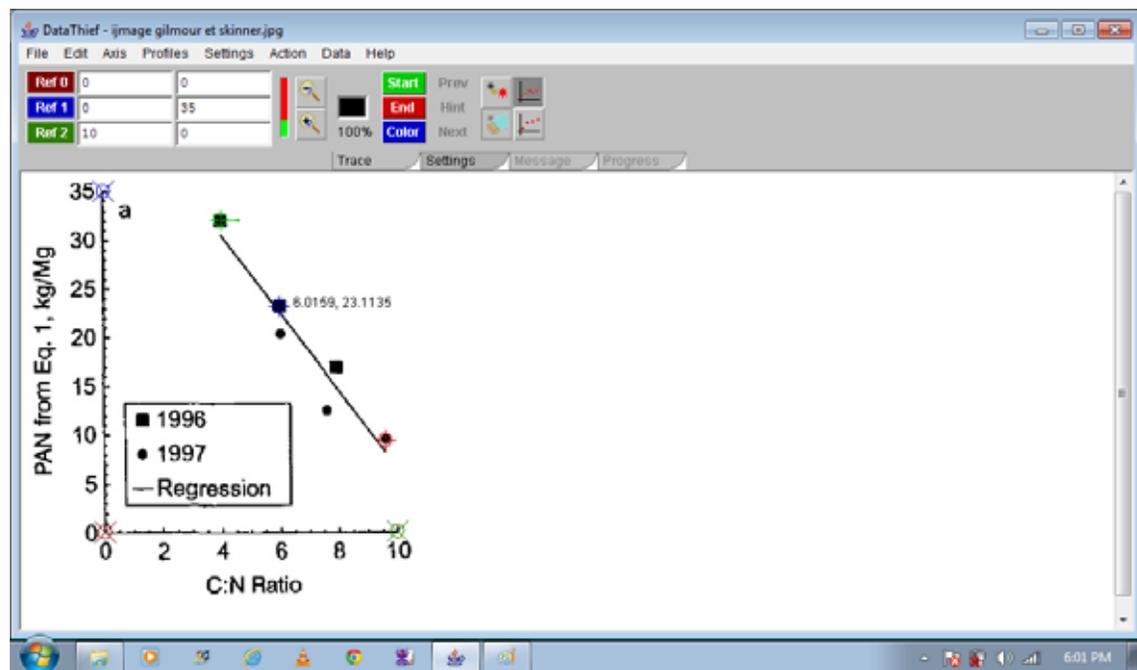


Figure 6: Illustration de l'extraction des données numériques par le progiciel DataThief.

Dans la zone de l'image (partie en blanc de la fig. 6), il ya six indicateurs d'emplacement. Ceux ayant un signe « x encerclé » sont les repères d'échelle sur les deux axes X et Y, ils sont au nombre de trois i) Référence 0 de couleur rouge pour le centre du repère de coordonnées (0 , 0), ii) Référence, 1 de couleur verte pour l'extrémité de l'axe des abscisses X de coordonnées (10 , 0), et iii) Référence 2 de couleur bleue pour l'extrémité de l'axe des ordonnées Y de coordonnées (0 , 35) dans cet exemple. Deux autres indicateurs d'emplacement ayant un signe « + **encerclé** » sont l'indicateur de localisation de début (en vert) et de la fin (en rouge) de l'étendu des points à numériser. Le dernier indicateur bleu de signe « + **encerclé** » est déplaçable pour couvrir et extraire et de couleur (bleu). Dans la barre d'outils, on va remplir les coordonnées correspondant aux points de référence du repère dans les zones destinées à cette fin. Pour finir, on les place les indicateurs à leurs points respectifs et extrait les données en déposant le curseur sur les indicateurs de localisation.

3.7-Les méthodes de calcul

Généralement, les résultats présentés sont les rendements des cultures, la quantité d'azote prélevée ou la quantité d'azote minéralisé au cours de l'expérience. De ce fait, le pourcentage d'azote nette minéralisée, le CUN, le CER_N et le ENM ont été calculés en utilisant les équations 7 à 10 du deuxième chapitre du document respectivement.

3.8-Élaboration du modèle général et ses valeurs critiques

Le modèle graphique représente la disponibilité de l'azote contenu dans les matières résiduelles fertilisantes (axe des ordonnées) en fonction de leur rapport C/N (axe des abscisses). Deux droites Passant par les valeurs critiques obtenues à partir de la méthode de Cate et Nelson ont été insérées au niveau du graphique.

3.8.1- La méthode de Cate et Nelson

La méthode de Cate et Nelson connue sous le nom de méthode des quadrants a été développée en 1965 dans le cadre d'un projet de corrélation et de calibration des analyses de sols en Amérique du sud La procédure statistique développée par Cate et Nelson consiste à diviser un nuage de point en quatre quadrants affectées de signes positifs et négatifs tout en regroupant le maximum de point dans deux quadrants de même signe (Cate et Nelson., 1971). Cette méthode de classification divise les données en deux classes exprimant des tendances différentes par la détermination d'un point critique correspondant à la valeur maximale de R²

Matériels et méthode

et la valeur analytique immédiatement supérieure (Cate et Nelson., 1971). Les rapport C/N classés par ordre de grandeur croissant ont été insérés dans le modèle de calcul statistique de Cate et Nelson à partir duquel on a obtenu le C/N critique et le pourcentage d'azote disponible critique.

IV- RESULTATS ET DISCUSSION

4.1- Collecte des données expérimentales

En fonction des caractéristiques des MRF, des doses apportées et des conditions du milieu, plusieurs cas de minéralisation et d'immobilisation de l'azote ont été observés pour les différents essais effectués. Les résultats présentés au niveau du tableau 3, montrent que les études sur l'immobilisation de l'azote (17,32%) sont beaucoup moins fréquentes que celle sur la minéralisation (82,67%) en raison du fait que les MRF ayant un rapport C/N élevé (immobilisatrices) ne sont pas utilisées pour la fertilisation des sols mais pour l'amendement. Ayant un effet positif sur la qualité des sols, ces MRF contribuent peu ou pas à la fertilisation et peuvent nécessiter des doses supplémentaires en azote minéral afin de pouvoir compenser l'immobilisation dans le cadre des apports lors des périodes de culture (Camberato et al., 2006).

Tableau 3: statistiques sur les expériences consultées.

Méthode	Nombre d'UE*	Cas d'immobilisation	Cas de minéralisation
NMTI ^z	300	44	256
CUN ^y	223	31	192
CER _N /ENM ^x	216	53	163

z: Méthode de l'azote minéral testé par incubation

y: Modèle du coefficient d'utilisation de l'azote

x: Modèle du Coefficient d'Efficacité Relative de l'azote(CER_N)ou méthode de l'Equivalent en azote minéral(ENM)

**: Nombre d'unité expérimentale*

4.2-Méthode de l'azote minéral testé par incubation (NMTI).

La minéralisation de l'azote à été évaluée en fonction du rapport C/N. Selon la littérature consultée, la minéralisation de l'azote varie de manière inversement proportionnelle au rapport C/N des MRF (fig. 7). Selon Epstein et al. (1978), les biosolides de rapport C/N compris entre 13 et 20 présentent un taux de minéralisation encore plus faible (TM: 4 à 9%) que ceux ayant un rapport C/N compris entre 8 et 11 (TM : 36 à 46 %) après 105 jours d'incubation à 35°C. Le modèle de synthèse présenté nous a permis de distinguer un système minéralisateur d'un système immobilisateur par un rapport C/N critique proche de **32**. Cette valeur critique proposée à partir du modèle (fig. 7) est très proche du seuil critique (C/N=30) entre les voies de minéralisation et d'immobilisation retenues au Québec (CRAAQ, 2013). Les

biosolides (municipaux, d'industrie agro-alimentaires, d'abattoirs, de papetiers mixtes) et les composts ayant un rapport C/N généralement inférieur à 32 présentent une minéralisation nette de l'azote appliqué (fig. 7). Countinho et al. (1997) ont trouvé des taux de minéralisation (TM) nul pour un compost ayant un rapport C/N égal à 30,4. Toutefois, ces valeurs du TM ne sont pas proches de celles de Hernandez et al. (2001) qui sont de 6 à 51% pour une MRF de rapport C/N égal à 31 et de Bustamante et al. (2005) qui sont de -37 à -59 pour un biosolide de rapport C/N égal à 34,5. Pour les MRF ayant un rapport C/N supérieur à **32** (boue de désencrage et papetière primaire), on observe une immobilisation de l'azote organique apporté. Une boue primaire ayant un rapport C/N égal à 480 immobilise l'azote du sol (9 mg/kg à plus de 14 mg/kg de sol/g boue) à tous les taux d'application (17 à 267 g MRF/kg de sol) pendant au moins 250 jours après épandage (Zibilske, 1987).

La valeur critique du rapport C/N de 32 (Fig. 7) est issu d'une partition selon la procédure de Cate Nelson (Nelson et al, 1971) pour séparer la population totale inventoriée (300) en deux grandes classes : i) MRF minéralisatrices ($C/N \leq 32$) et MRF immobilisatrices ($C/N > 32$). Ce modèle de partition est assez robuste puisqu'on n'a observé que 4,3% des points (13/300) en dehors des quadrants négatifs limités par les deux valeurs critiques de 0 TM et 32 C/N des deux axes de la Figure 7. Ces 13 points déclassés peuvent s'expliquer par une multitude de facteurs liés à la nature des sols récepteurs, aux conditions de réalisation de l'expérience (aération, humidité, température), à la durée de l'incubation, au taux d'application de la MRF ou tout autre facteur d'inhibition de la minéralisation de l'azote organique. Par exemple, Corrêa et al. (2005) et Hernandez et al. (2001) ont trouvé une variation du TM de l'azote pour une même MRF appliquée sur deux sols ayants des caractéristiques différentes. Selon les études de Corrêa et al. (2005), des MRF de rapport C/N compris entre 6 et 15 présentent un taux de minéralisation plus faible dans un spodosol (TM: 6 à 11%) que dans un oxysol (TM : 25 à 38 %) après 161 jours d'incubation à 25°C. Les expériences de Hernandez et al. (2001) avec des MRF de rapport C/N compris entre 15 et 31 montrent un taux de minéralisation plus faible dans un terreau argileux (TM : 1 à 15%) que dans un terreau sableux (TM: 15 à 56%) après 140 jours d'incubation à 25°C.

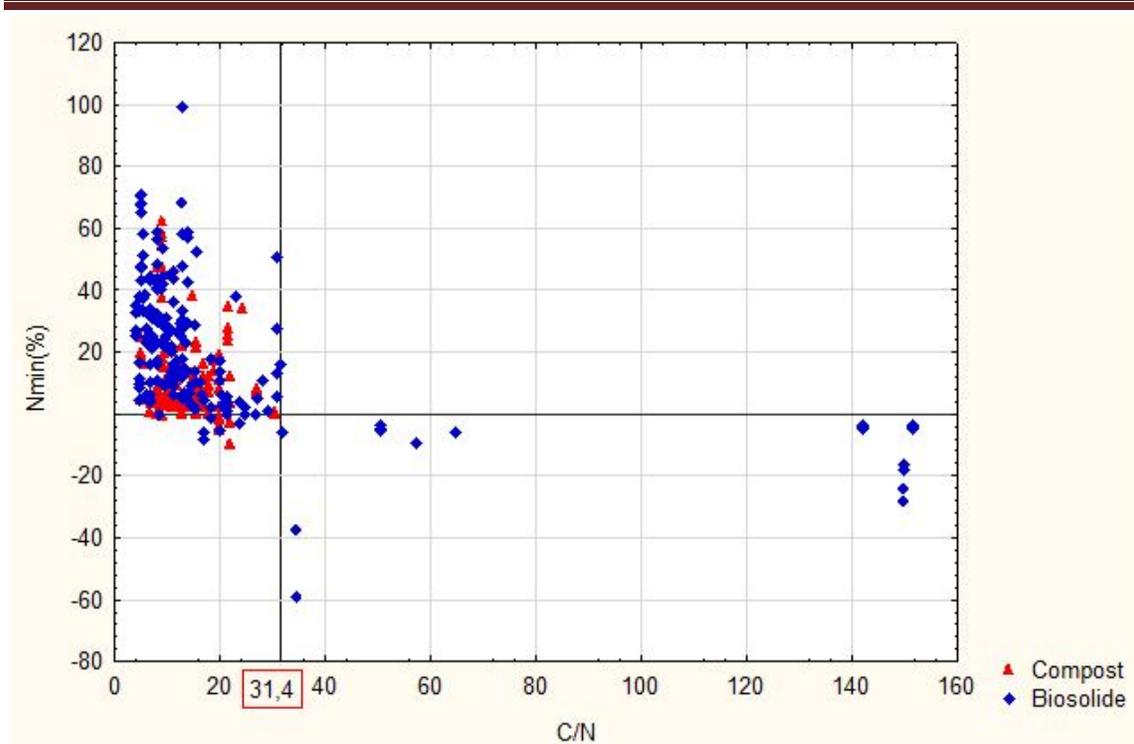


Figure 7: Modèle de synthèse traduisant l'évolution de la minéralisation de l'azote des MRF en fonction du rapport C/N.

4.3- Méthode du coefficient d'utilisation de l'azote (CUN)

Parmi les 4 méthodes d'estimation de la disponibilité de l'azote des MRF, le CUN s'est montré le plus fortement lié ($R^2 = 0,56$) à l'indicateur de minéralisation-immobilisation (C/N) (Fig. 8). Ce modèle a servi donc pour élaborer une classification du potentiel de minéralisation et d'immobilisation de l'azote apporté par les MRF. À partir de la figure 8, cinq valeurs critiques de CUN ont été choisies (+20%, +5%, 0%, -5% et -20%) pour exprimer des amplitudes de minéralisation ou d'immobilisation de l'azote contenu dans les MRF. À une valeur nulle du CUN, correspond un rapport C/N égal à 32 (Equation de la figure 8) nous permettant de différencier deux grands systèmes dont l'un est dit minéralisateur ($C/N \leq 32$) et l'autre immobilisateur ($C/N > 32$). Les paramètres de la droite de régression du modèle ne sont pas tous statistiquement significatifs au seuil de 5% ($P > 0,05$) (Tableau 5). Toutefois, l'ensemble de la régression est hautement significatif au seuil de 5% ($P = 3,33066 \cdot 10^{-16}$) et montre une corrélation ($R^2 = 0,56$) acceptable entre les deux variables (CUN et C/N). Cette valeur critique est identique à celle déduite du modèle NMTI de la Figure 7 et proche du seuil critique de 30 proposé par Chabot et al. (2000) et retenu plus tard par le CRAAQ (2013). Pour les valeurs du CUN égales à +20% et -20%, l'équation du modèle d'ajustement (Figure 8)

Résultats et discussion

montre des rapports C/N respectivement de 11 et de 116 et peuvent correspondre respectivement à un système fortement minéralisateur ($C/N \leq 11$) et un système fortement immobilisateur ($C/N > 116$). Selon les résultats des expériences de Cordovil et al., (2007), le CUN varie de 15% à 46% pour des MRF dont le rapport C/N est compris entre 4 et 12 (forte minéralisation dans notre classification). Les expériences de Douglas et al. (2003) montrent des valeurs de CUN de -95 et -50 kg N/ha pour une MRF de rapport C/N égal à 112 (forte immobilisation dans notre classification), ce qui va nécessiter un apport supplémentaire en azote minéral dans le cadre des applications lors des périodes de cultures si on veut prévenir la faim azotée chez les cultures. Ce supplément est d'environ 1kg N/ t humide de MRF pour les MRF de rapport C/N compris entre 100 et 200 et d'environ 2 kg N/ t humide de MRF si le rapport C/N est supérieur à 200 (CRAAQ, 2013). Selon les études de Simard et al. (1998b) une boue de désencrage de rapport C/N égal à 288 (forte immobilisation selon notre système de classification, Tableau 4) appliquée à un taux de 16 Mg/ha provoque une réduction de 50% du rendement de l'orge.

Les CUN de +5% et de -5%, correspondent selon l'équation de la Figure 8 à des rapports C/N respectivement de 23 et de 88. Il en découle un intervalle moyenne de minéralisation ($C/N [11-23]$) et un intervalle moyenne d'immobilisation ($C/N [88-116]$); un intervalle de faible minéralisation de rapport C/N $[23-32]$ restreint et un autre intervalle d'immobilisation faible beaucoup plus large de rapport C/N $[32-88]$. Les résidus ayant un rapport C/N compris entre 32 et 88 vont provoquer une immobilisation temporaire de l'azote des MRF. Selon le CRAAQ, (2013), on a un intervalle de rapport C/N $[30-100]$ pour lequel on va avoir une immobilisation temporaire de l'azote. Chabot et al., (2000) propose un intervalle de rapport C/N beaucoup plus restreint $[30 \text{ à } 43]$ pour lequel il va y avoir une immobilisation temporaire de l'azote des MRF suivie de minéralisation. Selon les études de Aitken et al. (1998), une MRF de rapport C/N égal à 86 appliquée à un taux de 300 t/ha aurait provoqué une réduction du rendement de l'orge de 1,2 t/ha même avec l'apport d'un supplément d'azote de 40 kg/ha. Ces MRF provoquant une immobilisation temporaire de l'azote peuvent être utilisées en période post récolte pour éviter le lessivage des nitrates (Machrafi et al., 2008) ou sur des cultures pouvant fixer l'azote de l'air (légumineuses) (Camberato et al., 2006). Toutefois, des études ont montrées des CUN variant de 17 à 21% pour des boue de papetiers de rapport C/N 20 (N'Dayegamiye, 2006) et des CUN de 16 à 18% pour de MRF ayant un rapport C/N compris entre 20 et 22 (N'Dayegamiye, 2013). À partir de ces valeurs significatives de l'amplitude de la minéralisation et de l'immobilisation, nous

Résultats et discussion

proposons la classification suivante (Tableau 4) exprimant une idée sur l'intensité de minéralisation et d'immobilisation de l'azote des MRF une fois appliquées sur les sols agricoles.

Tableau 4: Classification du potentiel de minéralisation de N dans les matières résiduelles fertilisantes (MRF) en fonction du rapport C/N.

Systèmes	Interprétation du système	C/N^z	CUN (%)^y
Minéralisateur	Forte	<11	> 20
	Moyenne	11 à 23	5 à 20
	Faible	23 à 32	0 à 5
Immobilisateur	Faible	32 à 88	-5 à 0
	Moyenne	88 à 116	-20 à -5
	Forte	> 116	< -20

y: Modèle du coefficient d'utilisation de l'azote

z: rapport carbone organique total sur l'azote total contenu dans les matières résiduelles fertilisantes

Des facteurs autres que le rapport C/N des MRF influencent la minéralisation de l'azote au niveau du sol. Ces facteurs sont: la culture (nitrophile ou moins exigeante en N), les doses de MRF appliquées, le mode d'application (en surface ou incorporé), la période d'application (printemps ou automne), la fréquence d'application (répétitive ou occasionnelle) et les propriétés du sol (Chabot et al., 2000; Camberato et al., 2006; Adegbi et Briggs, 2003). Selon N'Dayegamiye (2000), les cultures les plus exigeantes en azote comme le maïs et de longue durée de croissance valorisent mieux les MRF. Par exemple, les études de Chabot et al.,(2000) montrent que le coefficient de disponibilité de l'azote des MRF est de 20 à 43 % pour le maïs contre 20 à 25% pour le canola et 5 à 10 % pour l'avoine. Les expériences de N'Dayegamiye (2006) avec une boue de papetier de rapport C/N 20 montrent un CUN de 21, 19 et 17% pour des doses croissantes de 20, 40 et 60 Mg MS/ha respectivement.

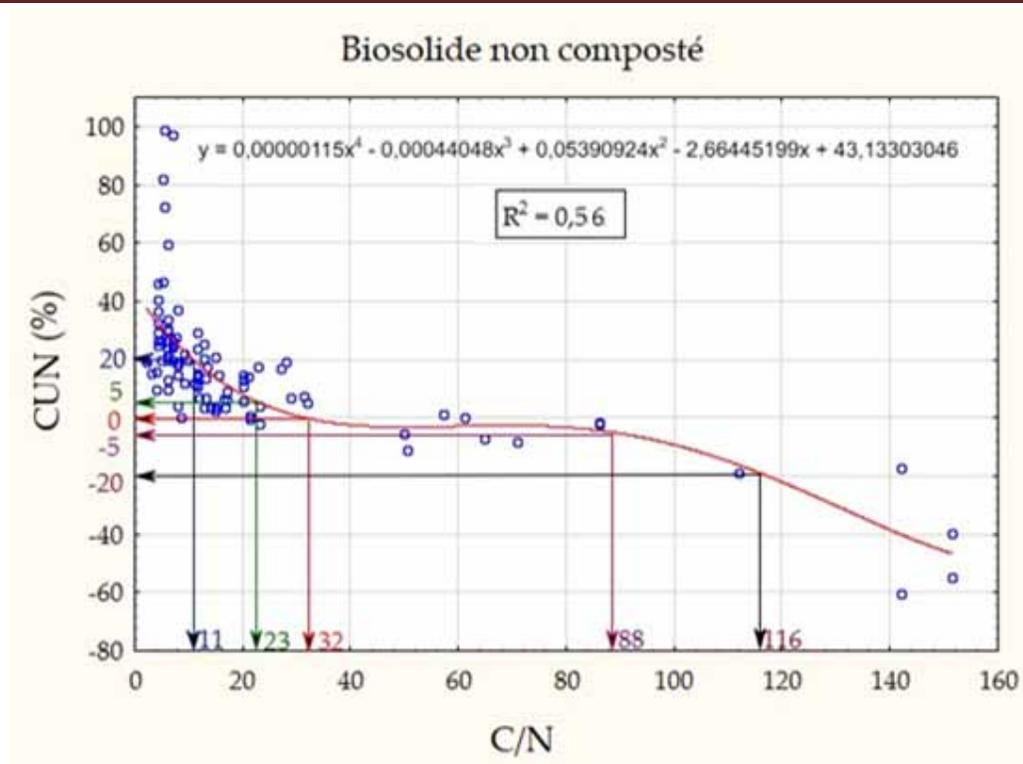


Figure 8: Modèle de synthèse traduisant l'évolution du coefficient d'utilisation de l'azote (CUN) des biosolides non compostés en fonction du rapport C/N.

Tableau 5: Estimation des paramètres de la droite de régression des modèles du coefficient d'utilisation de l'azote (CUN).

Paramètres	Valeur	Erreur	P	Signification
$CUN = a * C/N^4 + b * C/N^3 + c * C/N^2 + d * C/N + e$				
a	$1,15463 * 10^{-6}$	$9,63133 * 10^{-7}$	0,233546	NS
b	$-4,40480 * 10^{-4}$	$2,65612 * 10^{-4}$	0,100509	TD
c	$5,39092 * 10^{-2}$	$2,26580 * 10^{-2}$	0,019326	*
d	-2,66445	0,66536	0,000123	***
e	43,13303	4,74876	$1,38777 * 10^{-14}$	***

*, **, *** : $P < 0.05$, $P < 0.01$ et $P < 0.001$, respectivement. TD: tendance ($P = 0.1$), NS: non significatif ($P > 1$).

Pour les composts, le patron de distribution du CUN en fonction du rapport C/N était trop diffus avec une très faible corrélation ($R^2= 0,08$) (fig. 9). De ce fait, aucune classification n'a été faite pour ce modèle. À partir d'un rapport C/N égal à 20, on commence à enregistrer des cas d'immobilisation de l'azote apportée (fig. 9).

La libération de l'azote est souvent commandée par la disponibilité de l'azote dans les fractions solubles de la MRF plutôt que sa concentration totale dans le résidu (Muller et al., 1990). Les molécules de carbone restant après le compostage des MRF sont plus résistantes à la dégradation microbienne parce que les composés les plus labiles avaient déjà été minéralisés donc il ne reste que de la matière organique biologiquement stable (acide humique, humine, etc.) (Bernal et al., 1997; Corrêa et al., 2006). Pour les MRF ayant une proportion considérable en lignine, certains paramètres autres que le rapport C/N (lignine/N, cellulose/N, hémicellulose/N) fournissent une bonne prédiction du taux de décomposition de la matière organique (Entry et Beckman, 1995; Taylor et al. 1989). Dans ces cas, on peut envisager d'autres méthodes comme le fractionnement (neutral detergent fiber (NDF), acid detergent fiber (ADF)) pour déterminer la lignine, la cellulose et l'hémicellulose donnant une meilleure estimation de la minéralisation et de l'immobilisation de l'azote des MRF. Jedidi et al., (1995), ont trouvé de bonnes corrélations entre la minéralisation de l'azote et les rapports C/N ($r:0,936$), NDF/N ($r:0,886$), ADF/N ($r:0,869$) et en hémicellulose (NDF - ADF) ($r : 0,869$).

Gale et al. (2006) ont enregistré des CUN beaucoup plus variables que ceux de la Figure 9, allant de -10 à +59% pour des composts ayant une étendue de rapport C/N plus restreinte de 8 à 22 et Bernal et al. (1997) ont observé des variations du CUN de -3 à 16% pour des rapports C/N compris entre 9 et 21. Lors du compostage, il peut y avoir aussi des pertes d'azote par volatilisation de NH_3 (Corrêa et al., 2006).

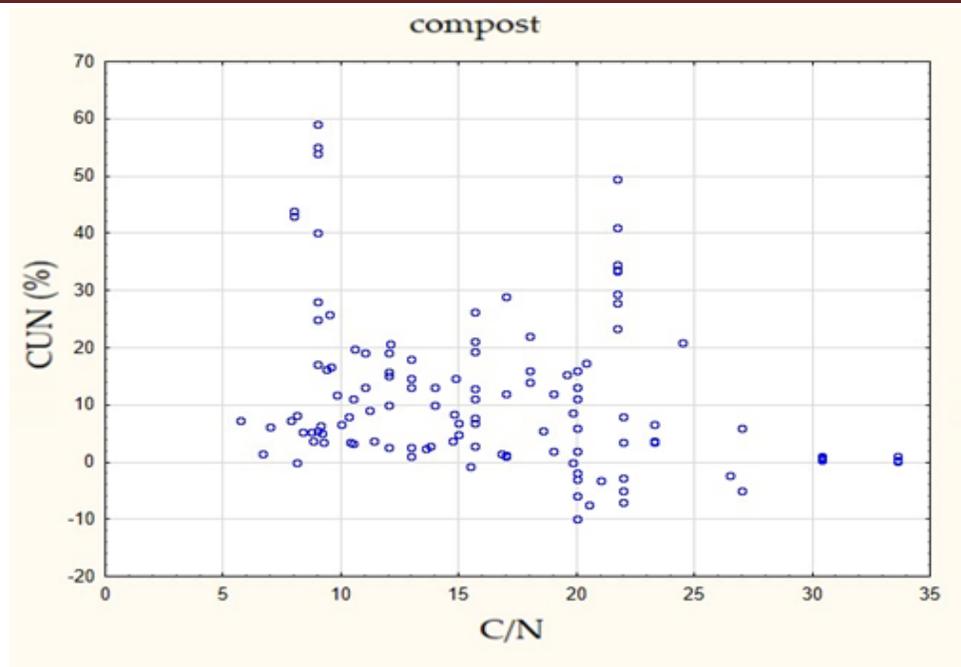


Figure 9: Modèle de synthèse traduisant l'évolution du CUN des composts en fonction du rapport C/N.

4.4- Méthode du coefficient d'efficacité relative de l'azote (CER_N) et de l'équivalent en azote minéral (ENM).

Le modèle du CUN (fig. 8) est considéré comme le principal pour la classification parce qu'il montre un lien relationnel plus fort ($R^2=0,56$) entre les deux variables que celui du CER_N/ENM ($R^2=0,53$). Ainsi, les rapports C/N correspondants aux valeurs de CUN choisies sont projetés sur la courbe de tendance du modèle du CER_N/ENM en vue de trouver les valeurs équivalentes au CUN (fig. 10). Contrairement au CUN, tous les paramètres de la droite de régression de ce modèle sont hautement significatifs au seuil de signification de 5% ($P < 0,01$) (Tab. 6). Pour le rapport C/N égal 32, on a une valeur de +2% nous permettant de distinguer les deux grands systèmes dont l'un est dit minéralisateur ($C/N \leq 32$) et l'autre immobilisateur ($C/N > 32$). Pour les rapports C/N égal à 11 et 116, l'équation du modèle d'ajustement ($p \ll 0,05$) montre des CER_N/ENM de +34% et de -20% correspondants à des systèmes fortement minéralisateur et fortement immobilisateur respectivement. Gagnon et al., (2012), ont obtenu presque une même efficacité qu'un engrais minéral (NH_4NO_3) avec une MRF de rapport C/N égal à 2 ($CER_N=95\%$ à la troisième année d'application) et une efficacité de 70% environ pour des MRF de rapport C/N [4-6] pour les deux première année d'application. Pour une MRF de rapport C/N 112, Douglas et al., (2003) ont obtenu une efficacité de - 46% de celle du nitrate d'ammonium (NH_4NO_3) ce qui va nécessiter un apport

Résultats et discussion

supplémentaire en azote minéral de 46% du besoin des cultures. Les rapports C/N de 23 et 88, correspondent selon l'équation de la figure 10 à des CER_N/ENM respectivement de +13% et de -18%. Donc, on a un intervalle de minéralisation moyenne de CER_N/ENM [+13% , +34%] et d'immobilisation moyenne très restreint de CER_N/ENM [-20% , -18%]; un intervalle de faible minéralisation de CER_N/ENM [+13% , +2%] et de faible immobilisation de CER_N/ENM [+2% , -18%]. Les paramètres d'identification de ces différents Systèmes et sous Systèmes sont présentées dans le tableau 7.

Tableau 6: Estimation des paramètres de la droite de régression des modèles du coefficient d'efficacité relative de l'azote (CERN) de l'azote ou de l'équivalent en azote minéral (ENM).

Paramètres	Valeur	Erreur	P	Signification
$CERN/ENM = a * C/N^3 + b * C/N^2 + c * C/N + d$				
a	-1,10606 * 10 ⁻⁴	3,84927 * 10 ⁻⁵	0,004595	**
b	2,96157 * 10 ⁻²	8,40074 * 10 ⁻³	0,000548	***
c	-2,64367	0,45889	3,99833* 10 ⁻⁸	***
d	59,96435	4,82292	0,00000	***

** , *** : $P < 0.05$, $P < 0.01$ et $P < 0.001$, respectivement.

Les valeurs de CER_N/ENM déduites à partir de la droite de régression de la figure 10 sont dans la majorité des cas supérieur au CUN correspondant. Selon la littérature consultée, les valeurs trouvées pour le CER_N/ENM sont généralement supérieures au CUN parce qu'elles sont calculées par rapport à l'efficacité d'un engrais minéral considéré comme étant disponible à 100% pour les cultures tel n'est pas le cas dans la réalité. N'Dayegamiye et al. (2013) ont enregistré des CER_N variant de 30 à 46% contre des CUN variant de 16 à 25 % pour des MRF dont le rapport C/N est compris entre 8 et 22. Une fois appliqué, il va y avoir des pertes de l'azote apporté sous forme minérale par dissipation dans l'environnement (lixiviation, volatilisation) (Mamo et al., 1999; Laos et al., 2000). Par exemple, Mamo et al., (1999) ont obtenu une efficacité de 44% à 63% pour l'urée appliqué à des taux de 150 et de 250 kg/ha respectivement. Toutefois , certaines études ont trouvé des valeurs du CUN supérieures à 100% pour les engrais minéraux donnant des CER inférieurs au CUN. Par exemple, on a une efficacité de 105% à 108% pour le NH₄NO₃ (Cordovil et al., 2006), 107% pour un mélange (50%) d'urée et de nitrate d'ammonium (Gabriel et al., 2005) et 100% pour le NH₄CL (Rijby et Smith, 2013).

Tableau 7: Valeurs du CERN/EMN correspondantes aux valeurs critiques de CUN considérées pour la classification du potentiel de minéralisation et d'immobilisation de l'azote des MRF en fonction des rapports C/N trouvés.

Systèmes	Systèmes	C/N*	CUN (%) ^z	CER _N /ENM (%) ^y
Minéralisateur (C/N* < 32)	Forte	<11	> 20	>34
	Moyenne	11 à 23	5 à 20	13 à 34
	Faible	23 à 32	0 à 5	2 à 13
Immobilisateur (C/N* >32)	Faible	32 à 88	-5 à 0	-18 à 2
	Moyenne	88 à 116	-20 à -5	-20 à -18
	Forte	> 116	< -20	< -20

z: Modèle du coefficient d'utilisation de l'azote

y: Modèle du Coefficient d'Efficacité Relative de l'azote ou l'Equivalent en azote minéral

*: rapport carbone organique sur l'azote total contenu dans les matières résiduelles fertilisantes

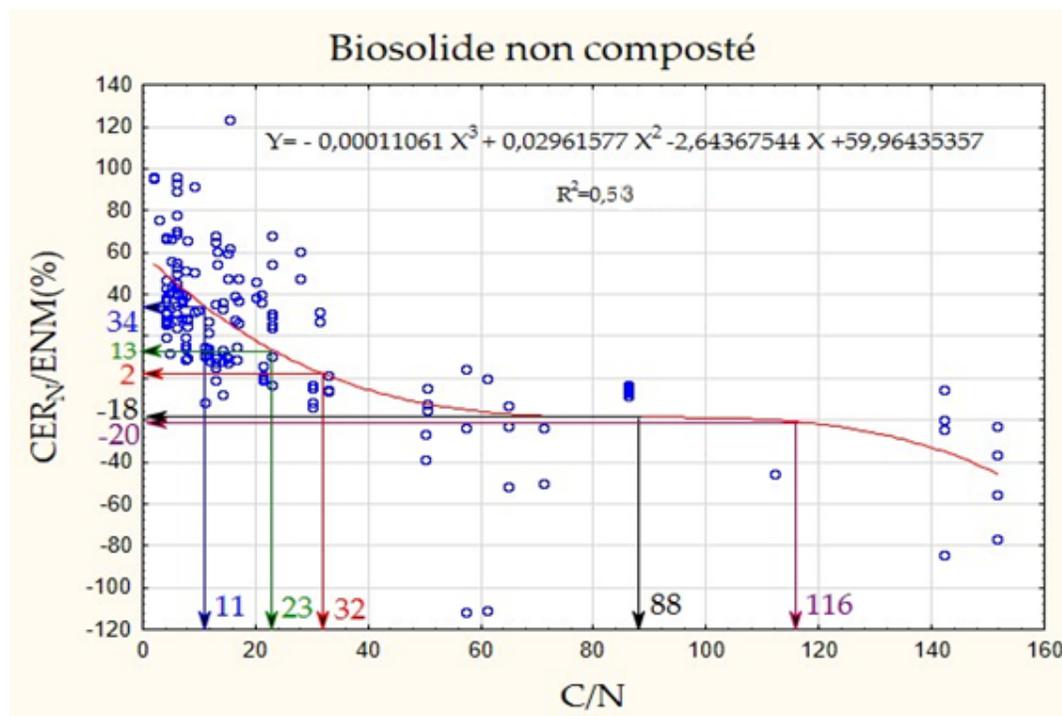


Figure 10: Modèle de synthèse traduisant l'évolution du Coefficient d'Efficacité Relative de l'azote ou de l'Equivalent en azote minéral des biosolides non compostés en fonction du rapport C/N.

Résultats et discussion

De même que Le CUN, pour les composts, une évolution régulière du CER_N/ENM n'a pas été observée ($R^2=0,14$) en fonction du rapport C/N (fig. 11). Selon la figure 11, des cas d'immobilisation de l'azote ont été observés pour des rapports C/N égal à 33.6 ce qui n'est pas différent de la valeur critique retenue à partir du modèle du CUN qui est de 32.

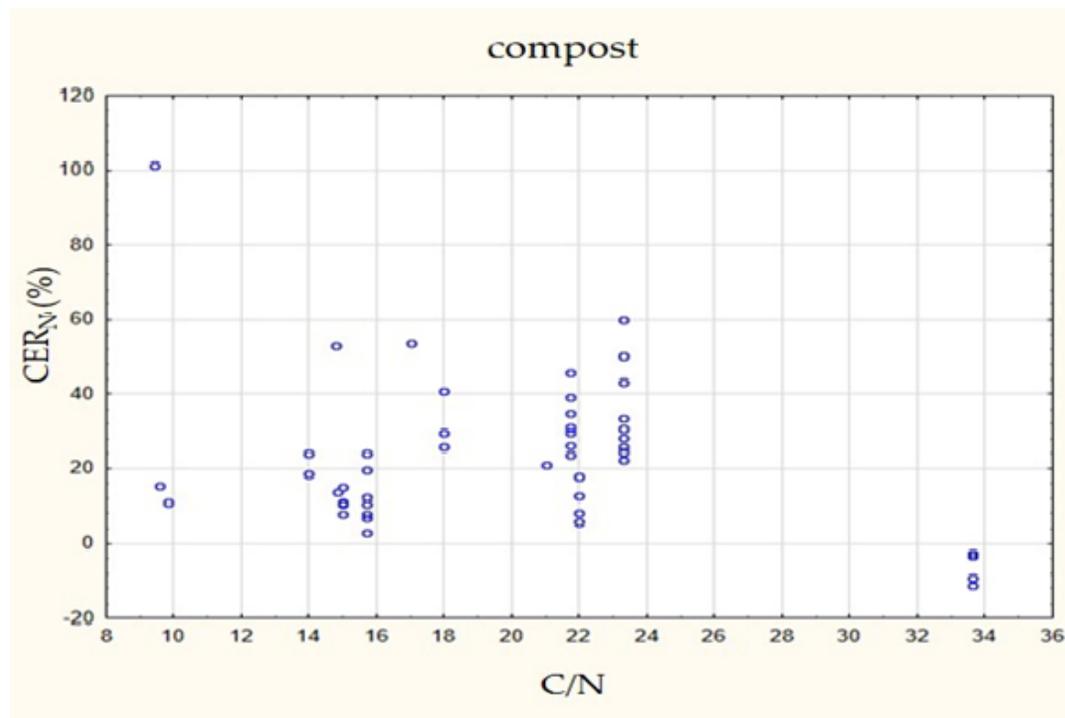


Figure 11: Modèle de synthèse traduisant l'évolution du CER_N des composts en fonction du rapport C/N.

V- CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

5.1- Conclusion

Selon la littérature consultée, la disponibilité de l'azote contenue dans les MRF varie d'un type à l'autre en fonction du rapport C/N. De ce fait, deux grandes systèmes contenant chacun trois sous systèmes sont identifiés à partir d'un rapport C/N critique égal à 32 annulant le CUN. Pour les MRF non compostées ayant un rapport C/N inférieur à 32, il va y avoir un système minéralisateur avec une forte minéralisation ($C/N \leq 11$), une minéralisation moyenne ($11 < C/N \leq 23$) et une faible minéralisation ($23 < C/N \leq 32$). Cependant, pour les MRF non compostées ayant un rapport C/N supérieur à 32, il va y avoir un système immobilisateur avec une faible immobilisation ($32 < C/N \leq 88$), une immobilisation moyenne ($88 < C/N \leq 116$) et une forte immobilisation ($C/N > 116$). Pour les MRF compostées, le rapport C/N n'est pas le meilleur indicateur de l'estimation de la disponibilité de l'azote donc, il n'y a pas eu de classification. D'autres indicateurs (NDF/N, ADF/N, hémicellulose/N) donnant une meilleure estimation de la minéralisation et de l'immobilisation de l'azote doivent être envisagés parce que pour ces produits, on doit se tenir compte non seulement de la quantité d'azote totale et de carbone organique mais surtout des types de carbones qui sont présents et de la disponibilité de l'azote.

5.2- Recommandations

L'une des approches les plus simples et les plus souvent utilisées pour surmonter l'immobilisation, est l'apport d'azote minéral supplémentaire. Ce supplément d'azote varie en fonction du rapport C/N et des taux d'applications des MRF. Pour les MRF provoquant une immobilisation temporaire de l'azote ($C/N [32-88]$), un supplément en azote minéral négligeable peut être nécessaire pour la compensation de l'immobilisation de l'azote pendant les premiers jours suivant l'épandage. Cependant, pour les MRF provoquant une immobilisation moyenne ($C/N [88-116]$) à forte ($C/N > 116$) de l'azote, des doses supplémentaires considérables d'azote minéral doivent être apportées pour compenser l'immobilisation au printemps. Un supplément de l'ordre de 1,3 kg N/ Mg de MS de MRF est nécessaire pour compenser l'immobilisation de l'azote dans le cadre de l'épandage des MRF provoquant une immobilisation moyenne de l'azote. Pour une MRF provoquant une forte immobilisation de l'azote, ce supplément va être de l'ordre d'environ 4,5 à 8,5 kgN/ha/ t de MS de MRF.

En plus de l'azote minéralisé au cours de la première année, il peut y avoir d'importante arrière effet de l'azote apporté sur les prochaines récoltes ce qui doit être prise en compte lors des prochaines fertilisations afin d'ajuster adéquatement les doses et éviter des excès d'azote au niveau du sol.

VI-REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Adegbidi, H. G. et Briggs R. D. 2003. Nitrogen mineralization of sewage sludge and composted poultry manure applied to willow in a greenhouse experiment. *Biomass and Bioenergy* 25: 665–673.

Aitken, M. N., Evans, B. et Lewis, J. G. 1998. Effect of applying paper mill sludge to arable land on soil fertility and crop yields. *Soil Use and Management*. 14: 215–222.

Beauchemin, S. et Lavandière, M. R. 1993. Revue de littérature sur les métaux, l'azote et le phosphore dans les boues d'origine municipales, de pâte et papiers et de désencrage en prévision de leur valorisation en milieux agricole et forestier.

Bellamy, K. L., Chong, C. et Cline, R. A. 1995. Paper sludge utilization in agriculture and container nursery culture. *J. Environ. Qual.* 24: 1074–1082.

Bernal, M. P., Navarro, A. F., Sanchez-Monedero, M. A., Roig, A. et Cegarra, J. 1998. Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Soil Biol. Biochem.* 30:305–313.

Bipfubusa, M., N'Dayegamiye, A. et Antoun, H. 2005. Effets de boues mixtes de papetières fraîches et compostées sur l'agrégation du sol, l'inclusion et la minéralisation du C dans les macro-agrégats stables à l'eau. *Can. J. Soil. Sci.* 85: 47-55.

Bustamante, M. A., Pérez-Murcia, M. D., Paredes, C., Moral, R., Pérez-Espinosa, A. et Moreno-Caselles, J. 2007. Short term carbon and nitrogen mineralization in soil amended with winery and distillery organic wastes. *Bioresource Technology* 98: 3269–3277.

Camberato, J. J., Gagnon, B., Angers, D. A., Chantigny, M. H. et Pan, W. L. 2006. Pulp and paper mill by-products as soil amendments and plant nutrient sources. *Can. J. Soil Sci.* 86: 641–653.

Cate, R. B., et Nelson, L.A. 1971. A simple statistical procedure for partitioning soil test correlation data into two classes. *Soil Science Society of America Proceedings* 35: 658–660.

Chabot, R., Gagné, R. et Charest, M. H. 2000. Evaluation de la disponibilité de l'azote des résidus papetiers: revue de littérature. 1^{er} Colloque sur les biosolides: Les biosolides, une richesse pour nos sols. Conseil des Productions Végétales du Québec inc. 16-17 mars. Montebello. p. 132-149.

Charbonneau, H., Hébert, M. et Jaouich, A. 2001. Portrait de la valorisation agricole des Matières résiduelles fertilisantes au Québec – partie 2 : Contenu en éléments fertilisants et qualité environnementale. *Vecteur environnement* 34 :56-60.

Cogger, C. G., Bary, A. I., Sullivan, D. M. et Myhre, E. A. 2004. Biosolids processing effects on first- and second-year available nitrogen. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 68:162–167.

Cordovil, C. M. d. S., Cabral, F., Coutinho, J., et Goss, M. J. 2006. Nitrogen uptake by ryegrass from organic wastes applied to a sandy loam soil. *Soil Use and Management* 22: 320–322.

Cordovil, C. M. d. S., Cabral, F., Coutinho, J. 2007. Potentially mineralizable nitrogen from organic wastes to ryegrass and wheat crops. *Biores. Technol.* 98: 3265–3268.

Cordovil, C. M. d. S., Goss, M. J., Coutinho, J. et Cabral, F. 2012. Estimating short and medium term availability to cereals of nitrogen from organic residues. *Journal of Plant Nutrition* 35:366–383.

Corrêa, R. S., Robert, E. W. et Anthony, J.W. 2006. Effect of compost treatment of sewage sludge on nitrogen behavior in two soils. *Waste management* 26:614–619.

CRAAQ, 2013. Guide de référence en fertilisation. 3^{ème} édition. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec.

Crawford, N.M. et Glass A. D.M. 1998. Molecular and physiological aspects of nitrate uptake in plants. *Trends in Plant science* 3: 389-395.

Dolar, S. G., Boyle, J. R. et Keeney, D. R. 1972. Paper mill sludge disposal on soils: effects on the yield and mineral nutrition of oats (*Avena sativa* L.). *J. Environ. Qual.* 1: 405–409.

Douglas, B.F. et Magdoff, F.R. 1991. An evaluation of nitrogen mineralization indices for organic residues. *J. Environ. Qual.* 20: 368–372.

Eldridge, S. M., Chan, K. Y., Xu, Z. H., Chen, C. R., et Barchia, I. 2008. Plant-available nitrogen supply from granulated biosolids: implications for land application guidelines. *Australian Journal of Soil Research* 46: 423–436.

Entry, J.A. et C.B. Beckman. 1995. Influence of carbon and nitrogen on cellulose and lignin degradation in forest soils. *Can. J. For. Res.* 25:1231-1236.

Epstein, E., Keane, D.B., Meisinger, J.J. et Legg, J.O. 1978. Mineralization of nitrogen from sewage sludge and sludge compost. *J. Environ. Qual.* 7:217–221.

Fierro, A., Norrie, J., Gosselin, A. et Beauchamp, C. J. 1997. Deinking sludge influences biomass, nitrogen and phosphorus status of several grass and legume species. *Can. J. Soil Sci.* 77: 693–702.

Gabrielle, B., Da-Silveira, J., Houot, S. et Michelin, J., 2005. Field-scale modelling of carbon and nitrogen dynamics in soils amended with urban waste composts. *Agric. Ecosyst. Environ.* 110: 289–299.

Gagnon, B., Ziadi N., Chantigny, M. H., Bélanger, G. et Massé, D. I. 2012. Biosolids from Treated Swine Manure and Papermill Residues Affect Corn Fertilizer Value. *Agron. J.* 104:483–492.

Garau, M. A., Felipo, M. T. et Ruiz DeVilla, M. C. 1986. Nitrogen mineralization of sewage in soils. *J. Environ. Qual.* 15:225–229.

Gill, M. V., Carballo, M. T. et Calvo, L. F. 2011. Modelling Nitrogen Mineralization from bovine manure and sewage sludge compost. *Bioresource Technology* 102: 863–872.

Groot, J.C.J., Van Der Ploeg, J.D., Verhoeven, F.P.M. et Lantingal, E.A. 2007. Interpretation of results from on-farm experiments: manure-nitrogen recovery on grassland as affected by manure quality and application technique. 1. An agronomic analysis. *NJAS-Wageningen journal of life sciences* 54: 235-254.

Hartl, W. et Erhart, E. 2005. Crop nitrogen recovery and soil nitrogen dynamics in a 10-year field experiment with biowaste compost. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168: 781–788.

Hartz, T.K., Mitchell, J.P., et Giannini, C. 2000. Nitrogen and Carbon Mineralization Dynamics of Manures and Composts. *Hort. Science* 35(2): 209–212.

He, Z. L., Alva, A. K., Yan, P., Li, Y. C., Calvert, D. V., Stoffella, P. J. et Banks, D. J. 2000. Nitrogen mineralization and transformation from compost and biosolids during field incubation in a sandy soil. *Soil Sci.* 165: 161–169.

Hebert, M. 2012. Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes. Critères de référence et normes réglementaires. MDDEFP, Québec.

Henry, C. L. 1991. Nitrogen dynamics of pulp and paper sludge amendment to forest soils. *Wat. Sci. Tech.* 24: 417–425.

Hernandez, T., Moral, R., Perez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Perez-Murcia, M.D., et García, C. 2002. Nitrogen mineralisation potential in calcareous soils amended with sewage sludge. *Biores. Technol.* 83:213–219.

Hseu, Z. Y. et Huang, C. C. 2005. Nitrogen mineralization in potentials in three tropical soils treated biosolids. *Chemosphere* 59 : 447–454.

Huang, C.-C. et Chen, Z.-S. 2009. Carbon and nitrogen mineralization of sewage sludge compost in soils with a different initial pH. *Soil Science and Plant Nutrition* 55: 715–724.

Hauert, P. 2012. L'importance des engrais.

Jacquin, F., Cheloufi, H. et Vong, P. C. 1992. Immobilization and mineralization kinetics of a nitrogen fertilizer in calcareous clayey soil (rendzina). *The Science of the Total Environment.* 117/118: 271-278 271.

Kanamori, T. et Yasuda, T. 1979. Immobilization, mineralization and the availability of the fertilizer nitrogen during the decomposition of the organic matters applied to the soil. *Plant and Soil* 52 :219-227.

Khiari, L. 2013. SLS-3000. Fertilisation des sols. Département des Sols et de Génie Agroalimentaire (SGA). Université Laval.

Références bibliographiques

- Laos, F., Satti, P., Walter, I., Mazzarino, M. J. et Moyano, S. 2000.** Nutrient availability of composted and noncomposted residues in a Patagonian Xeric Mollisol. *Biol. Fertil. Soils* 31:462–469.
- Lu, Q., He, Z. L. et Stoffella P. J. 2012.** Land application of biosolids in the USA: A review. *Applied and Environmental Soil Science* 2012, 201462.
- Machrafi, Y., F.-P. Chalifour, J. Wamegni, et C. J. Beauchamp. 2008.** Short-Term Effects of Deinking Paper Sludge on the Dynamics of Soil Carbon, Nitrogen, and Phenolic Compounds. *J. Agric. Food Chem.* 56: 11399–1140
- Mamo M., Rosen C. J. et Halbach, T. R. 1999.** Nitrogen availability and leaching from soil amended with municipal solid waste compost. *J. Environ. Qual.* 28:1074–1082.
- Mérigout, P. 2006.** Étude du métabolisme de la plante en réponse à l'apport de différents fertilisants et adjuvants culturaux. Influence des phytohormones sur le métabolisme azoté.
- Motavalli, P.P., Kelling, K.A et Converse, J.C. 1989.** First-year nutrient availability from injected dairy manure. *J. Environ. Qual.* 18:180–185.
- Munõz, G. R., Kelling, K.A., Powell, J.M. et Speth. P.E. 2004.** Comparison of estimates of first year dairy manure nitrogen availability or recovery using nitrogen-15 and other techniques. *J. Environ. Qual.* 33:719–727.
- Nancy, B. 2005.** Plan de gestion des matières résiduelles (MR) de la MRF de Matane (version final)
- N'Dayegamiye, A. 2000.** Valeur agronomique des biosolides de papetières: effets sur la production des cultures et la qualité des sols. 1^{er} Colloque sur les biosolides: Les biosolides, une richesse pour nos sols. Conseil des Productions Végétales du Québec inc. 16-17 mars. Montebello. p. 21- 44.
- N'Dayegamiye, A. 2006.** Mixed Paper Mill Sludge Effects on Corn Yield, Nitrogen Efficiency and Soil Properties. *Agron. J.* 98:1471–1478.
- N'Dayegamiye, A., Nyiraneza, J., Giroux, M. et Drapeau, A. 2013.** Manure and Paper Mill Sludge application Effects on potato Yield, Nitrogen Efficiency and disease incidence. *Agron. J.* 3:43-58.
- Nyiraneza, J. 2009.** Effets à long terme de différents modes de fertilisation et de systèmes de rotations sur certaines propriétés du sol et les coefficients réels d'utilisation d'engrais azoté.
- Parker, C.F. et Sommers, L.E. 1983.** Mineralization of nitrogen in sewage sludges. *J. Environ. Qual.* 12:150–6.
- Perron, M. H. 2010.** Disponibilité de l'azote de biosolides de traitement de lisier de porc et de deux boues de papetière et émissions de n20 consécutives à leur épandage au champ.

- Pu, G., Bell, M., Barry, G. et Want, P. 2012** . Estimating mineralisation of organic nitrogen from biosolids and other organic wastes applied to soils in subtropical Australia. *Soil Research* 50 : 91–104.
- Rigby, H. et Smith, S. R. 2013**. Nitrogen availability and indirect measurements of greenhouse gas emissions from aerobic and anaerobic biowaste digestates applied to agricultural soils. *Waste Management* 33: 2641–2652.
- Rowland, A. P. et J. D. Roberts. 1999**. Evaluation of Lignin and Lignin-Nitrogen Fractionation Following Alternative Detergent Fiber Pre-treatment Methods. *Commun. soil sci. plant anal.*, 30 (1&2), 279-292.
- Serna, M. D. et Pomares, F., 1992**. Nitrogen mineralization of sludge- amended soil. *Biores. Technol.* 39: 285–290.
- Simard, R. R., Baziramakenga, R., Yelle S. et Coulombe, J. (1998b)**. Effects of de-inking paper sludges on soil properties and crop yields. *Can. J. Soil Sci.* 78:689–697.
- Simard, R. R. 2000**. Combined primary/secondary papermill sludge as a nitrogen source in a cabbage–sweet corn cropping sequence. *Can. J. Soil Sci.* 81: 1–10
- Sommers, L. E. 1977**. Chemical composition of sewage sludges and analysis of their potential use as fertilizers. *J. Environ. Qual.* 6 : 225–232.
- Taylor, B.R., D. Parkinson, et W.F.G. Parsons. 1989**. Nitrogen and lignin content as predictors of lignin decay rates: A microcosm test. *Ecology* 70:97-104.
- Vagstad, N., Broch-Due, A. et Lyngstad, I. 2001**. Direct and residual effects of pulp and paper mill sludge on crop yield and soil mineral N. *Soil Use Management.* 17: 173–178.
- Webber, M. D. 1984**. Epannage des boues résiduelles sur les sols- une évaluation. Centre technique des eaux usées, Service de protection de l'environnement, Environnement Canada.
- Zibilske, L. M. 1987**. Dynamics of nitrogen and carbon in soil during papermill sludge decomposition. *Soil Sci.* 143: 26–33.
- Rigby, H. et Smith, S. R. 2014**. The nitrogen fertiliser value and other agronomic benefits of industrial biowastes.
- Ryjby et al., 2009**

ANNEXES