



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO DE MAESTRIA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
INGENIERÍA AMBIENTAL – RESIDUOS SÓLIDOS

**MEJORAMIENTO DE UN SUELO TIPO ARENOSO POR LA ADICIÓN DE DIGESTATO
DE LA FORSU**

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN INGENIERÍA

PRESENTA:
I.Q. DIEGO ABONZA SOTRES

TUTOR PRINCIPAL
DR. ÓSCAR GONZÁLEZ BARCELÓ – INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM

COMITÉ TUTOR
M. I. MERCEDES ESPERANZA RAMIREZ CAMPEROS – INST. MEXICANO DE TEC. DEL AGUA
M. en C. GLORIA MORENO RODRÍGUEZ – INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM
M. C. ROLANDO SALVADOR GARCÍA GOMEZ – FACULTAD DE QUÍMICA, UNAM
DRA. ANA ELISA SILVA MARTÍNEZ – FACULTAD DE INGENIERÍA, UNAM

CIUDAD UNIVERSITARIA, CIUDAD DE MÉXICO, 2022



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Jurado Asignado

Presidente: Dra. Ana Elisa Silva Martínez

Secretario: M en C. Rolando Salvador García Gómez

1er Vocal: M. en C. Gloria Moreno Rodríguez

2do Vocal: M. en I. Mercedes Esperanza Ramírez Camperos

3er Vocal: Dr. Óscar González Barceló

SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA:

INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM

ASESOR DEL TEMA:

Dr. Óscar González Barceló

SUSTENTANTE:

Diego Abonza Sotres

Dedicatoria

A mis padres Leonardo y Paloma por el apoyo incondicional que me brindaron durante este periodo de dedicación a la tesis, por el cariño, la motivación y los momentos de ánimo.

A mi hermana Paloma, a mi tía Irais, a mi abuelo Venancio, a mí abuelo David por los momentos agradables vividos durante este periodo y que sirvieron de motivación para mí, por sus muestras de cariño y por su apoyo.

A mis amigos que estuvieron tanto en los buenos como en los malos momentos, que me brindaron su apoyo y sus palabras de ánimo durante esta etapa de mi vida

A la memoria de mi abuela María Teresa y mi abuela Francisca que a pesar del tiempo no olvidaré sus enseñanzas, la atención y el inmenso amor que me brindaron.

Reconocimientos

Tesis realizada gracias al Programa de apoyo a proyectos de investigación e innovación tecnológica UNAM-PAPIIT- IT101320 - Biorrefinería para producción de ácidos grasos volátiles, biogás y digestato a partir de residuos sólidos orgánicos urbano.

Al Laboratorio de Ingeniería Ambiental del Instituto de Ingeniería de la UNAM, donde se desarrolló el trabajo experimental y que cuenta con certificado de conformidad otorgado por el organismo acreditado Certificación Mexicana, S.C., por haber implementado y mantener un Sistema de Gestión de la Calidad de conformidad con los requisitos de la norma internacional ISO 9001:2015. No. de Certificado CMX C SGC 209 2020, válido en el período del 12 de noviembre de 2020 al 11 de noviembre de 2023.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología CONACYT por la beca otorgada para sostener mis estudios durante estos dos años de dedicación.

Agradezco al Dr. Óscar González Barceló por la confianza que me brindó, por su dedicación y dirección en este trabajo de tesis, por las palabras de aliento que me motivaron a llevar a buen puerto este trabajo.

Índice

1. ANTECEDENTES.....	1
1.1. Problemática ambiental de la FORSU.....	1
1.2. Digestato de FORSU	2
1.2.1. Características.....	2
1.2.2. Digestatos como fertilizantes	4
1.2.3. Técnicas para caracterización de digestatos	5
1.2.4. Preparación de digestatos	6
1.3. Suelos degradados.....	7
1.3.1. Definición.....	7
1.3.2. Agregados del suelo	8
1.3.3. Relación C/N.....	10
1.3.4. Mejoramiento de suelos arenosos	10
1.3.5. Muestreo y tratamiento	11
1.3.6. Técnicas analíticas	12
1.3.7. Calidad del suelo	13
1.4. Dinámica del nitrógeno en el suelo	15
1.4.1. Mineralización de nitrógeno orgánico.....	16
1.4.2. Hidrólisis (Proteólisis)	17
1.4.3. Amonificación	18
1.4.4. Nitrificación	19
1.4.5. Asimilación del N mineral.....	21
1.4.6. Lixiviación	21
1.4.7. Desnitrificación	22
1.4.8. Inmovilización	22
1.5. Incubación del digestato en suelo	23
1.5.1. Métodos.....	23
1.5.2. Emisiones de N ₂ O y CO ₂	24
2. OBJETIVOS Y ALCANCES	26
2.1. Hipótesis.....	26
2.2. Objetivos.....	26
2.3. Alcances.....	26

3.	METODOLOGÍA	27
3.1.	Recolección de la FORSU y del suelo	27
3.2.	Caracterización de FORSU.....	28
3.2.1.	Técnicas de preparación.....	28
3.2.2.	Técnicas analíticas	29
3.3.	Caracterización del suelo.....	30
3.3.1.	Técnicas para preparación.....	30
3.3.2.	Técnicas analíticas	30
3.4.	Digestión anaerobia de FORSU.....	31
3.4.1.	Recuperación de inóculo inhibido	31
3.4.2.	Operación del reactor anaerobio.....	32
3.4.3.	Caracterización del digestato	34
3.5.	Incubación de muestras de digestato más suelo degradado.....	34
3.5.1.	Condiciones ambientales	34
3.5.2.	Cálculo de las proporciones de digestato a adicionar sobre arena	35
3.5.3.	Diseño de experimento de incubaciones.....	38
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	44
4.1.	Etapa I: Recolección de la FORSU y del suelo	44
4.2.	Etapa II: Caracterización de la FORSU y del suelo	44
4.3.	Etapa III: Proceso de digestión anaerobia de la FORSU.....	47
4.3.1.	Estabilidad del digestor anaerobio	48
4.4.	Etapa IV: Caracterización del digestato de la FORSU	50
4.4.1.	Contenido de nitrógeno en el digestato de la FORSU.....	52
4.4.2.	Contenido de carbono orgánico total en el digestato de la FORSU.....	53
4.5.	Etapa V: Incubaciones de mezclas digestato de la FORSU con arena	54
4.5.1.	Variación del carbono orgánico total (COT), el nitrógeno total Kjeldahl (NTK), el pH y el N amoniacal durante la incubación	55
4.5.2.	Mejora de la capacidad de formación de agregados y la capacidad de retención de humedad de la arena	71
5.	CONCLUSIÓN.....	80
6.	REFERENCIAS	82

Lista de Tablas

Tabla 1.1. Sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), carbono total (CT), nitrógeno total (NT), relación C/N y rendimiento de metano de la FORSU (Campuzano and Gonzalez-Martinez, 2016; Cecchi et al., 1993)	3
Tabla 1.2. Características típicas del digestato de FORSU	3
Tabla 1.3 Parámetros de calidad del suelo	14
Tabla 1.4. Principales formas del N en el suelo	16
Tabla 3.1. Técnicas analíticas utilizadas para caracterización de FORSU	29
Tabla 3.2. Técnicas analíticas utilizadas para caracterización de suelo	30
Tabla 3.3. Caracterización del inóculo para el proceso de digestión anaerobia	32
Tabla 3.4. Parámetros de seguimiento del funcionamiento del reactor anaerobio	33
Tabla 3.5. Adiciones de abonos orgánicos sobre suelos manejadas por autores	35
Tabla 3.6. Apreciación del estado estructural del suelo de Kaurichev	41
Tabla 3.7. Técnicas analíticas utilizadas para la caracterización de suelo mejorado	43
Tabla 4.1. Caracterización de la FORSU. El número de repeticiones para cada parámetro se muestra dentro de los paréntesis	44
Tabla 4.2. Características de la muestra de suelo (arena). El número de repeticiones para cada parámetro se muestra dentro de los paréntesis	46
Tabla 4.3. Alimentaciones de FORSU y cargas orgánicas manejadas para el digestor anaerobio.	48
Tabla 4.4. Caracterización de la fracción espesada del digestato de la FORSU. El número de repeticiones para cada parámetro se muestra dentro de los paréntesis	51
Tabla 4.5. Contenido de especies de nitrógeno de la FORSU y del digestato de la FORSU	52
Tabla 4.6. Contenido de formas de carbono de la FORSU y del digestato de la FORSU	53
Tabla 4.7. Humedad, contenido de sólidos y pH iniciales de cada una de las mezclas digestato/arena	54
Tabla 4.8. Concentraciones de NTK y COT en las mezclas de arena y digestato durante la incubación	56
Tabla 4.9. Contenido promedio de NTK por periodos de incubación	60
Tabla 4.10. Relaciones C/N en las mezclas de arena y digestato durante la incubación	63

Tabla 4.11. Concentraciones de N amoniacal total (TAN) y N orgánico de los tratamientos arena/digestato de FORSU durante la incubación	66
Tabla 4.12. Comparación del TAN medido al inicio de la incubación y el TAN calculado	67
Tabla 4.13. Contenido de ST y humedad de los tratamientos tras su secado al aire por 24 horas.	72
Tabla 4.14. Evaluación de los agregados estables de cada tratamiento de acuerdo con la apreciación estructural de Kaurichev	72
Tabla 4.15. Comparación entre la concentración de C orgánico y el % masa de agregados de cada tratamiento	76
Tabla 4.16. Capacidad de retención de agua de los cuatro tratamientos arena/digestato de la FORSU y de arena	77

Lista de Figuras

Figura 1.1. Triángulo textural (USDA, 1977)	8
<i>Figura 1.2. Esquema del ciclo del Nitrógeno en el suelo (Adaptado de Ambler et al., 2001; Stein and Klotz, 2016; Robertson and Groffman, 2015)</i>	<i>16</i>
Figura 1.3. Mineralización de N orgánico en suelo	17
Figura 1.4. Despolimerización de proteínas y péptidos	17
Figura 1.5. Amonificación de N orgánico en aminas y aminoácidos	18
Figura 1.6. Reacción general de nitrificación autótrofa	19
Figura 1.7. Reacción de nitritación	20
Figura 1.8. Reacción de oxidación de amonio	20
Figura 1.9. Reacción de oxidación de hidroxilamina	20
Figura 1.10. Reacción de Nitratación	20
Figura 1.11. Desnitrificación del nitrato con el estado de oxidación del N	22
Figura 3.1. Etapas de la experimentación	27
Figura 3.2. Almacenamiento de la FORSU y congelación a -20°C	28
Figura 3.3. FORSU triturada	29
Figura 3.4. Montaje del proceso de digestión anaerobia de la FORSU. Baño de agua (izquierda), reactor (centro) y contador de biogás (derecha)	32
Figura 3.5. Digestato de la FORSU espesado	34
<i>Figura 3.2. Recipiente donde se montaron las incubaciones arena/digestato (izquierda). Muestra de 500 g de arena de sílice (derecha)</i>	<i>35</i>
<i>Figura 3.3. Muestras de 500 g de arena con su correspondiente proporción de digestato de la FORSU (De izquierda a derecha, proporciones de 5.3, 15, 27 y 70 g)</i>	<i>39</i>
Figura 4.1. Evolución en la concentración de ST y SV dentro del reactor, durante 35 de operación	47
Figura 4.2. Evolución del pH y del índice de alcalinidad a dentro del reactor anaerobio	49
Figura 4.3. Contenido de metano del biogás durante la operación del reactor	50
Figura 4.4. Composición de las formas de nitrógeno en la FORSU y el digestato	52
Figura 4.5. Mezclas preparadas de muestras de 500 g de arena con digestato de la FORSU (De izquierda a derecha, proporciones de 5.3, 15, 27 y 70 g)	54

Figura 4.6. Evolución del COT durante el periodo de incubación	57
Figura 4.7. Evolución del NTK durante el periodo de incubación	59
Figura 4.8. Evolución del pH de los cuatro suelos durante el periodo de incubación	61
Figura 4.9. Variación de la relación C/N durante el periodo de incubación	64
Figura 4.10. Evolución del nitrógeno amoniacal total (TAN) durante el periodo de incubación.	68
Figura 4.11. Comparación de la dinámica del N amoniacal total (TAN) con la evolución del pH para los cuatro tratamientos	69
Figura 4.12. Agregados recolectados de los cuatro tratamientos analizados comparados con arena sin tratar con digestato de FORSU	73
<i>Figura 4.13. Contenido de agregados con diámetros de entre 0.25 a 10 mm, de agregados menores a 0.25 mm y mayores a 10 mm de cada tratamiento</i>	<i>75</i>
Figura 4.14. Porcentaje promedio (\pm desviación estándar) de la capacidad de retención de agua de los tratamientos analizados	78
<i>Figura 4.15. Variación de la capacidad de retención de agua y de agregados de la arena respecto a la adición de digestato de la FORSU</i>	<i>79</i>

Lista de Abreviaturas

AGV: Ácidos grasos volátiles

AMPTS: Sistema automático de medida de potencial de metano

C/N: Relación carbono/nitrógeno

CI: Carbono inorgánico

CO: Carga orgánica

CT: Carbono total

DA: Digestión anaerobia

DQO: Demanda química de oxígeno

η^2 : Tamaño del efecto de acuerdo con Cohen

SD: desviación estándar

F (gl entre grupos, gl dentro de grupos): Valor de la prueba de Fisher de la Anova

FORSU: Fracción orgánica de residuos sólidos urbanos

M: Media

MF: Materia fresca

n: Número de muestras

NTK: Nitrógeno total Kjeldahl

p: Probabilidad

RSU: Residuos sólidos urbanos

SF: Sólidos fijos

ST: Sólidos totales

SV: Sólidos volátiles

TOC: Carbono orgánico total

TRS: Tiempo de retención de sólidos

USDA: Departamento de agricultura de Estados Unidos

WHC: Capacidad de retención de agua

RESUMEN

La digestión anaerobia de la FORSU se ha implementado en los últimos años como una alternativa para la estabilización de dicho residuo y así disminuir el impacto ambiental por su descomposición. Sin embargo, la digestión anaerobia implica la generación de un subproducto conocido como digestato y cuya gestión se ha dejado de lado. Diversos estudios sobre el digestato de la FORSU han concluido que posee un alto contenido de materia orgánica y de nutrientes, características por las que se sugiere su aprovechamiento como un biofertilizante agrícola o como un mejorador de suelos, sin embargo, se cuenta con información escasa acerca de sus procesos de degradación en el suelo, así como de las dinámicas del nitrógeno y carbono. Los objetivos de esta investigación se centraron en mejorar las propiedades físicas de un suelo arenoso con la adición de digestato de la FORSU para de esta manera evaluar las transformaciones del N presente en el digestato durante un periodo de incubación de 70 días. Mediante la adición de digestato de la FORSU sobre arena (un suelo degradado carente de materia orgánica y nutrientes) se evaluaron los mejoramientos de las capacidades de retención de agua y de formación y estabilidad de agregados (indicadores físicos utilizados comúnmente para evaluar la calidad del suelo). Se analizaron cuatro tasas de dosis de digestato de la FORSU, tres equivalentes a diferentes fertilizaciones nitrogenadas agrícolas de 300, 884 y 1612 kg N/ha, y una tasa de aplicación equivalente a 4100 kg N/ha que representa una adición en exceso.

Entre los resultados obtenidos se tiene que la capacidad de retención de agua y la formación de agregados de la arena incrementaron conforme mayor fue la adición de digestato de la FORSU, lo que demostró que un mayor aporte de materia orgánica favorece la calidad del suelo. La formación de agregados para los cuatro tratamientos fue de 42.32, 54.23, 61.54 y 76.06 % en masa de agregados con diámetros entre 0.25 mm y 10 mm que, de acuerdo con Kaurichev, se clasificaron como estados estructurales satisfactorios y buenos. La capacidad de retención de humedad para cada tratamiento fue de 34.7, 45.6, 46.9 y 46.7 %, aunque dicha propiedad se vio favorecida conforme se adicionaba más digestato a la arena, a partir de una aplicación de 884 kg N/ha, equivalente a 17 ton COT/ha, no tuvo un incremento significativo. El pH básico de los cuatro tratamientos influyó en las transformaciones del N, favoreciendo la volatilización a amoníaco, el cual se vio reflejado en la disminución del N amoniacal durante los primeros 16 días de incubación. Por otro lado, se registró un incremento considerable del N amoniacal posterior al día 16 de incubación asociado a la rápida mineralización del N orgánico, lo que indica una rápida disponibilidad de N del digestato asimilable como nutriente por las plantas. Sin embargo, durante el periodo de incubación no se detectó la presencia de NO_3^- ni NO_2^- por lo que el proceso de nitrificación se vio desfavorecido debido posiblemente a la limitada circulación de oxígeno como consecuencia de la compactación por partículas menores a 0.25 mm en los tratamientos.

1. ANTECEDENTES

1.1. Problemática ambiental de la FORSU

Los residuos sólidos urbanos (RSU) son el subproducto de las actividades domésticas y de la limpieza pública (Gonçalves et al., 2018). En los últimos años la generación de RSU en los países en desarrollo ha incrementado como resultado de la rápida urbanización, crecimiento de la población y la economía en auge, lo que supone un gran reto para los municipios y ciudades, quienes son los responsables de la gestión de residuos (Zohoori and Ghani, 2017). La gestión de residuos sólidos urbanos incluye la generación, separación, almacenamiento, recolección, transporte, procesamiento, recuperación y disposición de estos desechos; y debido a su creciente producción, ha sido necesario que dichas actividades se lleven a cabo de manera eficaz y eficiente (Rada et al., 2013). Sin embargo, factores como la falta de recursos financieros, la falta de organización y la complejidad de la problemática han hecho más complicada esta labor (Burnley, 2007). Por otro lado, llevar una mala gestión de los residuos sólidos representa serios problemas para el medio ambiente y la salud pública. Esta situación se ve reflejada en países en desarrollo de bajos ingresos, donde una parte considerable de los residuos urbanos recolectados son vertidos de forma descontrolada, sin ningún tratamiento, a la tierra, provocando un deterioro ambiental, contaminación del agua superficial o subterránea y un subsecuente daño a la salud humana (Zohoori and Ghani, 2017). Con la creciente preocupación a nivel mundial que esta problemática ha provocado, han surgido en años recientes diversos estudios y artículos de investigación en torno a la mala gestión de residuos de países en desarrollo, los cuales abordan aspectos como la eliminación inadecuada de residuos o de uso en suelos agrícolas. Actualmente, la tendencia es disminuir las cantidades de RSU que se disponen en los rellenos sanitarios y valorar su aprovechamiento y reutilización (Al Seadi et al., 2013). Además la disposición de los RSU en rellenos sanitarios tiene riesgos ambientales adversos, principalmente por su contenido de materia orgánica, la cual es fácilmente putrescible y produce olores, atracción de vectores, incendios, contaminación de aguas subterráneas por lixiviados, etc. (Manfredi et al., 2010).

Los RSU se componen por una fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) que es la mezcla de los residuos alimenticios y de jardinería y cuya composición suele variar en función de las diferencias regionales, clima, tipo de recolección, frecuencia de recolección y de las costumbres del lugar donde se genera (Espinosa et al., 2007). Los elementos que conforman la FORSU se fermentan o biotransforman y producen malos olores, provocando la atracción de vectores. La valorización de la FORSU se ha visto a nivel mundial como una alternativa para disminuir la cantidad de RSU de la que se dispone, y en los últimos años, la digestión anaerobia (DA) ha sido el método de valorización con mayor aplicación. El creciente interés de utilizar la FORSU como materia prima para la DA se debe a que se ha considerado una fuente prometedora para la generación de biogás. El biogás obtenido de la FORSU se compone entre 50% y 70% de metano (CH_4) y puede tener un uso directo en unidades combinadas de calor y

energía, para actividades domésticas, o bien, puede purificarse para fines de transporte (Paritosh et al., 2018).

La digestión anaerobia, por otro lado, genera digestato, que es un subproducto compuesto de fracciones sólida y líquida, constituido de productos minerales (N, P, K, Ca, etc.), compuestos de difícil degradación y la biomasa microbiana producida en el proceso. Su generación ha ido en aumento a medida que crece la demanda de biogás, esto podría representar una problemática a mediano plazo si no se lleva a cabo una buena gestión del digestato. Se ha reportado que el digestato de la FORSU contiene cantidades considerables de carbón orgánico residual, macro y micronutrientes, debido a estas características podría ser aplicado de manera efectiva, ya sea como acondicionador de suelo o como fertilizante orgánico en suelos agrícolas (Moller and Muller, 2012).

La aplicación del digestato sobre suelo agrícola, con el propósito de aprovechar los nutrientes que contiene, es una práctica cuya promoción es reciente. Actualmente se tiene muy poca información acerca de los efectos sobre el medio ambiente y la microbiología que provoca su aplicación al suelo y, por otro lado, los resultados obtenidos en experimentaciones previas son contradictorios (Vaneekhaute et al., 2017). Por lo anterior, es importante definir cuáles son las propiedades del digestato que intervienen en la sustentabilidad de su uso como mejorador o como fertilizante agrícola, así como conocer más de la dinámica de los nutrientes y el impacto ambiental que genera

1.2. Digestato de FORSU

1.2.1. Características

La FORSU es un material heterogéneo constituido por los residuos orgánicos de los RSU, cuyas características y composición dependen en gran medida de la región geográfica donde se genera su clima, la cantidad de población, sus actividades económicas y hábitos alimenticios. A pesar de la variabilidad en su composición, de manera general, la FORSU se caracteriza por tener un alto contenido de humedad y una alta biodegradabilidad (Alibardi and Cossu, 2015). Las características de la FORSU se pueden clasificar en químicas (humedad, ST, SV, TKN, carbono) y físicas (densidad y tamaño de partícula). Una de sus características destacables es la densidad, la cual oscila entre valores de 328 y 1052 kg/m³. Entre mayor densidad tenga la FORSU, menor será su contenido de sustancias y materiales no deseados (Campuzano and Gonzalez-Martinez, 2016). En la Tabla 1.1 se presentan las características destacables de la FORSU (Campuzano and Gonzalez-Martinez, 2016; Cecchi et al., 1993). De donde la determinación de las características y composición de la FORSU es fundamental, no solo para la recuperación de energía por procesos biológicos, sino para la calidad del digestato obtenido.

Tabla 1.1. Sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), carbono total (CT), nitrógeno total (NT), relación C/N y rendimiento de metano de la FORSU (Campuzano and Gonzalez-Martinez, 2016; Cecchi et al., 1993)

Sustrato	ST (%)	SV (%)	CT (% de ST)	NT (% de ST)	C/N	Rendimiento de metano (L/kg SV)
FORSU	15 a 95	7 a 55	8 a 51.3	0.53 a 9.3	11.4 a 27	61 a 580

Por su parte, el digestato es una mezcla de biomasa con los componentes que no fueron biodegradados en la digestión anaerobia, tales como compuestos orgánicos recalcitrantes, macro y micronutrientes y la población activa y sus residuos de lisis celular. Sin embargo, su composición varía según la composición de la FORSU, el pretratamiento que pudiese haber recibido tras la digestión anaerobia y con las condiciones operativas de la digestión (Mata-Alvarez et al., 2014). Actualmente se cuenta con información escasa acerca de sus procesos de degradación en el suelo, así como de las dinámicas del nitrógeno y carbono. Sin embargo, es de gran importancia conocer las características fisicoquímicas del digestato que influyen en las dinámicas de nutrientes en el suelo, con el fin de evaluar los usos sustentables de los digestatos como mejorador o como fertilizante en suelos agrícolas (Alburquerque et al., 2012).

Físicamente el digestato se compone por las fracciones líquida y sólida y el conjunto de estas dos constituye la fracción entera. La fracción líquida retiene la mayor parte del N y K, mientras que la fracción sólida retiene grandes cantidades de fibras residuales. La fracción sólida puede aplicarse en suelo agrícola si cumple con el criterio de biofertilizante agrícola y la fracción líquida puede aplicarse como biofertilizador (Peng and Pivato, 2019). La presente tesis se enfocará al mejoramiento de un suelo degradado con la aplicación de digestato (fracción líquida y sólida), que a la vez abastecerá nutrientes y población activa para la producción de nitrógeno amoniacal, útil como biofertilizante.

Características del digestato, tales como el pH, sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV) y carbono total (TC) son consideradas parámetros de interés para evaluar la calidad del digestato para aplicaciones agrícolas.

A continuación, se presentan las propiedades del digestato de la FORSU reportado en diferentes fuentes (Tabla 1.2).

Tabla 1.2. Características típicas del digestato de la FORSU

pH	ST (%)	SV/ST (%)	NTK (%ST)	N-NH ₃ (g/L)	C/N	DQO	Fuentes:
8.30	0.72 - 51.2	62.1	2.79 - 14	1.7 - 27.5	1.3 - 29.8	1.62 g/g SV	(Peng and Pivato, 2019)
8.3	3.2	58.7	14	3.2	2.3	30.6 g/kg MF	(Tampio et al., 2016)

Con las propiedades del digestato de la FORSU es de destacar la variabilidad del contenido de ST, esto puede deberse a las diferencias entre los procesos de DA a los que fueron sometidos, ya sea un proceso de DA húmedo o seco. A pesar de esa variabilidad se observa semejanza en el contenido de SV/ST que, para ambos casos, es relativamente alto. Esto último se traduce en grandes cantidades de materia orgánica que no fueron digeridas que pudiesen ayudar a mejorar las propiedades físicas del suelo. El pH del digestato de FORSU se registra en niveles alcalinos, dicha propiedad es de utilidad con respecto a la acidificación de suelos. Adicionalmente, un aumento de pH en el suelo podría favorecer la inmovilidad de metales pesados, si su aplicación fuese para rehabilitación de suelo (Peng and Pivato, 2019). El nitrógeno es uno de los nutrientes esenciales para las plantas y su contenido en los digestatos de la FORSU, tanto nitrógeno total Kjeldahl como nitrógeno amoniacal, son variables e incluso alcanzan contenidos relativamente altos. Digestatos con altos contenidos de N amoniacal se consideran aptos para la aplicación directa en suelo agrícola, esto debido a que dicha forma de N está disponible para su asimilación inmediata por parte de las plantas (Tampio et al., 2016). La DQO es otra característica de especial atención en los digestatos, altas DQO podrían ser producto de altos contenidos de desperdicios alimenticios, lo que provocaría altos niveles de lixiviados y emisión de malos olores.

1.2.2. Digestatos como fertilizantes

Cavalli et al. (2017), incubaron muestras de suelo tratadas con un digestato de purín de ganado mezclado con maíz; las fracciones sólida y líquida del digestato por separado; con el purín de ganado no digerido; y con fertilizante (sulfato de amonio). El objetivo de la investigación fue medir la emisión de CO₂ y la dinámica de N mineral en el suelo. De manera general, determinaron que la fracción líquida del digestato suministra N más fácilmente disponible a los cultivos, a diferencia de abonos no digeridos y de la fracción sólida del digestato, esto se debe a su mayor contenido de amonio, menor proporción de C/N y menor contenido de materia seca.

Por su parte, Tambone y Adani (2017) evaluaron las propiedades de un digestato de purín de vaca como fertilizante nitrogenado y lo compararon con lodo residual, compost y urea (fertilizante mineral), esto en muestras de suelo que fueron incubadas en laboratorio. Tras 90 días de incubación se midieron las evoluciones de pH, CO₂ y NO₃. Como resultado se observó una tasa de mineralización del nitrógeno en el digestato similar a la de la urea, por lo que se confirmó para este estudio que el digestato podría reemplazar los fertilizantes minerales tradicionales.

Tampio et al. (2016) evaluaron las diferencias y similitudes en las características agronómicas de cinco diferentes digestatos de residuos urbanos, para este caso: 3 digestatos derivados de residuo alimenticio doméstico, uno producido por FORSU y otro generado a partir de una mezcla de lodos activados y residuos vegetales. A través del análisis químico estudiaron las características agronómicas de los digestatos, realizaron pruebas de mineralización del suelo, comparando con un fertilizante mineral como control y evaluaron la disponibilidad de nutrientes con experimentos de crecimiento de plantas.

De manera particular, el digestato de la FORSU mostró características agronómicas potencialmente favorables y produjo un rendimiento de ryegrass 5-30% más alto en comparación a fertilizantes minerales.

Por otro lado, Galvez et al. (2012) llevaron a cabo experimentos de aplicación de subproductos de digestión, incluido un digestato anaerobio, en suelo. Los objetivos fueron estudiar los efectos sobre la mineralización de C y N, la disponibilidad de nutrientes y el contenido de microorganismos en el suelo tras la aplicación de los abonos. De manera general se observó un aumento en el contenido y disponibilidad de N y P, un aumento de la actividad microbiana y una mejora en la actividad del suelo, pero de manera diferente para cada subproducto. Para el caso del digestato, se observó una mineralización de nutrientes lenta, lo que permite mantener la actividad biológica y el ciclo de los nutrientes. Los efectos sobre el suelo deben considerarse para evaluar el impacto de los gases de efecto invernadero (GEI), junto con el funcionamiento de los subproductos en suelo para así determinar su adecuada gestión.

Alburquerque et al. (2012), por su parte, evaluaron seis digestatos anaerobios de purines de cerdos y bovinos en incubaciones a corto plazo con suelo. De su investigación determinaron que los digestatos con una alta biodegradabilidad no eran adecuados para uso agrícola, ya que causaban una alta producción de CO₂ y conducían a la inmovilización y/o desnitrificación de N después de su aplicación. Por el contrario, los digestatos menos biodegradables mostraron una menor emisión de CO₂ y una nitrificación rápida de amonio en el suelo, siendo fuentes de N disponibles para los cultivos.

1.2.3. Técnicas empleadas para la caracterización de digestatos

La caracterización de los digestatos de Cavalli et al. (2017) consistió en determinar la materia seca por secado en un horno a 80°C para, posteriormente, determinar el contenido de cenizas incinerando los digestatos secos en una mufla a 550°C. El pH se determinó potenciométricamente en las muestras frescas mezcladas con agua (1.0:2.5) utilizando un Crison GLP 21+pH meter (Crison SA, España). El N total se determinó por el método de Kjeldahl, utilizando una unidad de digestión Büchi 426 y una unidad de destilación Büchi 315 (Büchi Labortechnik AG, Suiza). La concentración de N-NH₄ se determinó mediante destilación por arrastre de vapor del purín fresco en presencia de un exceso de MgO y posterior titulación. El C total se determinó por el método de combustión seca, utilizando un analizador elemental ThermoQuest NA 1500 (Carlo Erba, Italia) en muestras secadas al horno.

Para la caracterización de los digestatos, Galvez et al. (2012) determinaron el N total y el C orgánico por microanálisis elemental automático (NA 1500 Carlo Erba Instruments). El carbono y nitrógeno solubles en agua se determinaron en extractos de agua 1:20 (m/v) utilizando un analizador TOC-TN (TOC-VCSN Shimadzu). El pH se determinó en extractos hidrosolubles 1:10 (m/v). El N-NH₄ fue extraído usando una razón de digestato de 1:20 (w/v) a KCl 1M y se determinó por un método colorimétrico modificado. El NO₃⁻ se extrajo utilizando una relación de digestato de 1:20 (m/v) a H₂O y se determinó

mediante la lectura de absorbancia a 220 nm menos la absorbancia a 275 nm provocada por la materia orgánica. El contenido de materia orgánica se determinó por pérdida por ignición a 550°C por 10 horas.

La caracterización de digestatos por Albuquerque et al. (2012) fue de la siguiente manera: pH determinado potenciométricamente después de la homogeneización de la muestra. El contenido de humedad se determinó después de secar hasta obtener peso constante a 105°C. Los sólidos volátiles se determinaron por pérdidas por ignición a 500°C durante 24 horas, reflejando así el contenido de materia orgánica. El N total y C orgánico total se determinaron por microanálisis automático de muestras liofilizadas. El amonio se extrajo por destilación al vapor de muestras frescas alcalinizadas con MgO, atrapadas en ácido bórico y tituladas con HCl. La DBO₅ se determinó mediante un sistema respirométrico basado en la medición de la presión realizando mediciones de consumo de oxígeno acumulativo cada día durante un periodo de 5 días.

1.2.4. Preparación de digestatos

Antes de llevar a cabo la incubación, Cavalli et al., (2017) homogeneizaron la fracción líquida del digestato utilizando un dispersor Ultra Turrax T25 (IKA Werke GmbH & Co. KG, Alemania), mientras que la fracción sólida se cortó a mano. Todos los abonos se almacenaron en botellas de plástico a -20°C hasta el inicio del experimento.

El digestato que utilizaron Tambone y Adani (2017), fue un digestato de una mezcla de estiércol de vaca y ensilado de maíz. Posteriormente, la muestra de 5 kg fue llevada a laboratorio donde se secó a 40°C durante 24 horas y luego a 105°C durante otras 24 horas, finalmente fue triturada hasta que pudiese atravesar una malla de 2 mm.

Para su investigación, Tampio et al. (2016) utilizaron tres digestatos originados de residuo alimenticio doméstico, uno generado de FORSU y otro producido a partir de una mezcla de lodos activados y residuos vegetales. Para el caso en particular del digestato de FORSU, las muestras tomadas se almacenaron durante una semana a 4°C antes de ser utilizadas para su análisis.

Por su parte, Galvez et al. (2012) utilizaron para su investigación tres mejoradores orgánicos y cuatro subproductos de digestión, entre ellos, un digestato anaerobio de purín de cerdo que, tras tomar una muestra, fue liofilizado y molido a 0.5 mm para homogeneizar su tamaño de partícula antes de su aplicación en el suelo.

Albuquerque et al (2012), utilizaron para su investigación digestatos anaerobios derivados de purín de cerdo y bovino, los cuales se muestrearon directamente después de la digestión anaerobia. Posteriormente se almacenaron a una temperatura menor a 4°C y se mezclaron con desechos agroindustriales.

1.3. Suelos degradados

1.3.1. Definición

El suelo es un sistema estructurado, heterogéneo y discontinuo que se constituye de una mezcla de materia orgánica, minerales y nutrientes que sostienen el crecimiento de los organismos y microorganismos. Es un recurso natural vital y su “salud” es fundamental para una producción agrícola sostenible. La salud del suelo, entendida como la calidad del suelo, se define como la capacidad de un tipo específico de suelo para sostener la productividad de las plantas y animales, mantener o mejorar la calidad del agua y aire y contribuir a la salud humana (Doran and Zeiss, 2000). Las características que definen a un suelo sano son una mayor retención y disponibilidad de agua, agregación del suelo, almacenamiento de nutrientes, y diversidad y función microbiana.

La degradación del suelo es la pérdida de las cualidades físicas, químicas y/o biológicas intrínsecas al suelo, ya sea por procesos naturales o antrópicos y cuya consecuencia es la disminución o aniquilación de importantes funciones del ecosistema (Nunes et al., 2020). La FAO, por su parte, define la degradación como un cambio en la salud del suelo, reflejado en la disminución de la capacidad del ecosistema para producir bienes y servicios ambientales (FAO, 2018). Los suelos degradados son característicos por un bajo contenido de materia orgánica y, por consecuencia, una pobre estructura de suelo (Kowalska et al., 2020). Las lluvias escasas e irregulares, la aridez, climas que favorecen la rápida mineralización de la materia orgánica de suelo, relieves relativamente altos y la degradación de vegetación que protege al suelo, son causas de la degradación del suelo (Bastida et al., 2007). Por otro lado, la degradación de suelos también se atribuye, en gran medida, a las actividades humanas que disminuyen la capacidad actual y futura de los suelos para sostener la vida.

De acuerdo con el estudio *Evaluación de la degradación del suelo causada por el hombre en la República Mexicana*, publicado por la Semarnat, el 44.9% del territorio nacional presentaba evidencia de degradación en el 2002. Este estudio, además, dividió la degradación en cuatro procesos: degradación química y física, erosión hídrica y eólica. Para cada uno de estos procesos se determinan cinco niveles de degradación de suelo: sin degradación, ligera, moderada, severa y extrema (Semarnat, 2002). La degradación química es el proceso de degradación de suelo que más superficie del país afecta (34 millones de hectáreas, 17.8% del país) y consiste en el agotamiento de nutrientes y acidificación de suelo como consecuencia del agotamiento de materia orgánica, así como el aumento de salinidad de suelo y su contaminación por insumos y desechos de agricultura.

La aplicación de residuos orgánicos catalogados como mejoradores de suelos sobre suelos degradados les aporta nutrientes minerales y mejora su estructura pues facilita su agregación, infiltración de agua y su capacidad de retención de agua, de este modo el riesgo de pérdida de suelo por erosión se reduce. De acuerdo con la política de desarrollo sostenible de los biorresiduos, se reconoce la aplicación como mejoradores de suelos a biorresiduos tales como los lodos residuales y compost (Kowalska et al., 2020). La

materia orgánica contenida en los biorresiduos influye además en los procesos químicos y biológicos que rigen la resiliencia, productividad y sostenibilidad de un ecosistema.

Evaluar la calidad del suelo implica evaluar su aptitud para sostener sus funciones y su capacidad de resistir y restaurarse de la degradación. Ciertos indicadores permiten evaluar la calidad del suelo, por ejemplo, la compactación del suelo que conduce a la pérdida de su estructura y a una limitada infiltración de agua y aire, lo que es característico de un suelo poco productivo.

1.3.2. Agregados del suelo

Los suelos se definen por la textura que indica las proporciones de las partículas minerales que constituyen al suelo y que, por su tamaño de grano, se clasifican en tres grupos: arena (0.05-2 mm), limo (0.002-0.05 mm) y arcilla (<0.002 mm). La textura influye de manera importante en las características de suelo, tales como la aireación, retención del agua y de nutrientes. Dependiendo de la abundancia de arena, arcilla y limo, los suelos se denominan suelos arenosos, arcillosos y limosos, respectivamente. Dichos suelos con texturas predominantes se caracterizan por presentar ciertas deficiencias, por ejemplo, los suelos arenosos no son capaces de retener agua y, por lo tanto, no son fértiles y, por su parte, los suelos arcillosos poseen una escasa aireación. Sin embargo, un suelo constituido por la mezcla de las tres partículas, en proporciones adecuadas, se caracteriza por poseer una mejor aireación y retención de agua, este suelo se denomina de textura franca. El método del triángulo textural de la USDA (Departamento de Agricultura de los Estados Unidos) (Figura 1.1), es utilizado para definir las clases

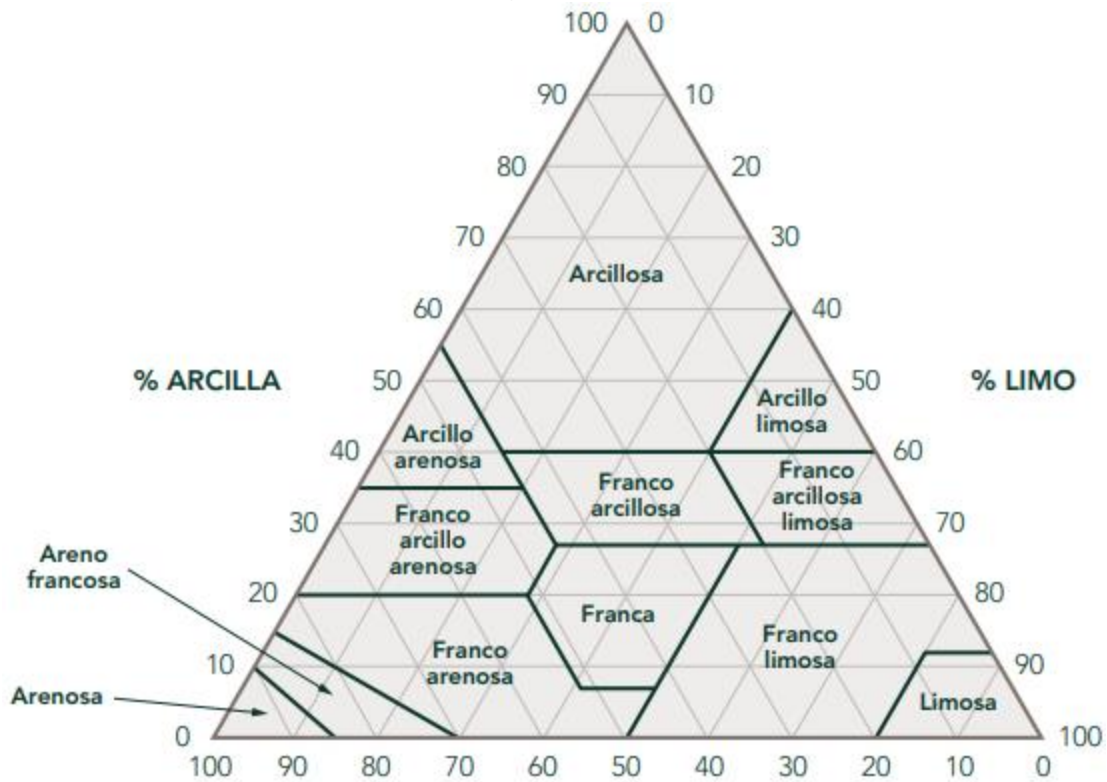


Figura 1.4. Triángulo textural (USDA, 1977)

texturales del suelo, en función de su composición en porcentaje de arena, limo y arcilla (USDA, 1977).

La estructura del suelo está definida por la forma en que se agrupan las partículas individuales de arena, limo y arcilla. Cuando dichas partículas se agrupan, toman la forma de partículas mayores que se denominan agregados. La materia orgánica del suelo es el componente principal que mantiene unidas a las partículas individuales en agregados de mayor tamaño, haciéndolos estables y, por su parte, los agregados protegen a la materia orgánica de la descomposición (Clark et al., 2019). La aportación de materia orgánica construye y mejora la estructura de cualquier clase de suelo así, para un suelo arenoso, es posible aumentar su porosidad y la retención de agua y nutrientes (Baiamonte et al., 2019).

De acuerdo con su tamaño, los agregados se dividen en microagregados y macroagregados. Los microagregados (diámetros menores de 0.25 mm) son partículas de limo y arcillas unidas por materia orgánica que proporcionan una reserva de materia orgánica a largo plazo. Los macroagregados (diámetros mayores de 0.25 mm) son formaciones de microagregados y materia orgánica que se caracterizan por tener un periodo de descomposición prolongado, proporcionando una fuente de materia orgánica para raíces y bacterias.

La agregación del suelo y el desarrollo de la estructura del suelo juegan un papel crucial en la determinación de las funciones del suelo (Li et al., 2017). Los agregados del suelo, especialmente los agregados estables al agua, son de importancia para una alta infiltración de agua y una buena estructura de suelo, pues dichas propiedades ayudan a determinar la calidad del suelo e influyen directamente en su conservación (Blevins and Frye, 1993). De este modo, la estabilidad de los agregados es un indicador de la calidad de suelos. Los suelos sanos con agregados estables resisten a la erosión del aire y el agua, manteniendo su estructura. Un suelo sin agregados se desintegra con facilidad, lo que provoca que las partículas individuales formen un apelmazamiento que reduce la infiltración de agua y circulación de aire, creando condiciones anaerobias.

La estabilidad de agregados mide la cantidad de agregados que se mantienen estables frente a fuerzas externas, como son el caso de presiones mecánicas o flujo de agua. El método comúnmente utilizado para medir la estabilidad de agregados es el tamizado en húmedo, sin embargo, existen otros métodos basados en simular el impacto de gotas de lluvia, rompimiento de agregados por inmersión en agua o el tamizado en seco.

Además de conferir al suelo propiedades clave en términos del transporte de agua, solutos y gases, los agregados también dan forma a los hábitats disponibles para los microorganismos del suelo. Las comunidades microbianas y sus actividades varían entre diferentes tamaños de agregados de suelo (Cliff et al., 2007). Por ejemplo, la inmovilización de N microbiano fue mayor en agregados de suelo estables al agua, con tamaños que van de intermedios (0.5-1 mm) a más grandes (2-4 mm) (Muruganandam et al., 2010). De acuerdo con Angers et al. (1997), los contenidos de C y N aumentan

con respecto al tamaño del agregado y la relación C/N decrece al disminuir el tamaño del agregado, para agregados de tamaños mayores a 1 mm obtuvieron una relación C/N de 16.1; de 1 a 0.25 mm, una relación C/N de 11.1; tamaños de 0.25 a 0.05 mm, la relación C/N fue de 11.5 y para agregados menores a 0.05 mm la relación C/N fue de 8.7 (Angers et al., 1997).

1.3.3. Relación C/N

Los ciclos de carbono y de nitrógeno en el suelo están fuertemente interrelacionados y son los dos procesos más importantes que influyen sobre la disponibilidad de nutrientes para las plantas en los ecosistemas naturales (Ha Truong and Marschner, 2018).

La relación entre carbono orgánico y nitrógeno total (C/N) en suelos es utilizada para conocer la velocidad de proliferación de los microorganismos y la rapidez con que la materia orgánica se mineraliza. La relación C/N es un índice que evalúa la calidad del sustrato orgánico del suelo, indica la tasa de nitrógeno mineral que está disponible para su asimilación como nutriente por las plantas. Altos valores en la relación C/N indican que la materia orgánica se descompone lentamente, de modo que el nitrógeno es inmovilizado por los microorganismos y no está disponible como nutriente para las plantas. Por el contrario, bajos valores en la relación C/N implican una degradación y mineralización rápida de la materia orgánica y, con ello, una alta actividad microbiana, de modo que el nitrógeno disponible es suficiente para microorganismos y plantas.

La composición de los materiales orgánicos añadidos al suelo determina la velocidad de descomposición y la disponibilidad de nutrientes. La composición de C orgánico influye en la velocidad de descomposición y liberación de nutrientes en el suelo (Carteni et al., 2018), mayores cantidades de carbono orgánico aumentan la tasa de descomposición. Por otro lado, la adición de materiales orgánicos con altas concentraciones de N da como resultado una mineralización neta, mientras que materia orgánica con baja concentración de N induce la inmovilización neta de N (Moritsuka et al., 2004).

Las propiedades físicas del suelo, como la textura, estructura, capacidad de retención de agua o la distribución del tamaño de poro pueden tener efectos significativos sobre la descomposición y la mineralización (Marzi et al., 2020). Respecto con el tamaño de agregados, Angers et al (1997) determinaron que la relación C/N disminuye con respecto al tamaño de agregados. Los macroagregados protegen a la materia orgánica, de modo que esta se descompone lentamente y conduce a la inmovilización del nitrógeno, que no estaría disponible como nutriente para vegetales. Por el contrario, la descomposición de la materia orgánica en los microagregados se desarrolla más rápidamente, lo que lleva a una rápida mineralización y, por consecuencia, una mayor disponibilidad de N en el suelo.

1.3.4. Mejoramiento de suelos arenosos

Los suelos de tipo arenosos tienen diversas limitaciones físicas y químicas, tales como: escasa estabilidad estructural, escasez de nutrientes y baja capacidad de retención de humedad y de intercambio catiónico. Dichas características estarían definiendo a los

suelos de este tipo como suelos degradados. Sin embargo, en suelos arenosos, la adición de materia orgánica resulta un determinante para la fertilidad, almacenamiento de nutrientes, estabilidad y actividades enzimáticas (Blanchart et al., 2007).

De acuerdo con la investigación de Machado et al. (2021), la adición de compost de residuos sólidos urbanos sobre dos tipos de suelos arenosos de pH ácido y neutro cada uno, resultó en el aumento de la materia orgánica y los valores de pH de ambos suelos. Las dosis de compost aplicadas sobre los suelos arenosos fueron de 35 y 70 ton/ha.

Por su parte, Sogn et al. (2018), estudiaron el valor fertilizante NPK de diferentes digestatos con bajo contenido de materia orgánica sobre distintos suelos, entre los que figura la arena. De sus resultados determinaron que, para la arena pobre en nutrientes, la adición de digestatos tuvo un efecto positivo respecto con la capacidad de mantener los nutrientes para las plantas dentro de la zona de las raíces. Dicha retención se debió al efecto de adición de materia orgánica sobre la arena ya que es probable que mejore otras condiciones de crecimiento de las plantas, así como la capacidad de retención de agua.

Glab (2014), estudió las características de retención de agua en suelos arenosos modificados con diferentes tasas de compost. Tales adiciones condujeron a que aumentara la porosidad del suelo, este aumento fue mayor para las muestras de suelo a las que se les añadió mayores tasas de compostaje, significando un incremento en la cantidad de agua almacenada.

Papafilippaki et al. (2015) estudiaron el efecto de la adición de compost de residuos sólidos urbanos sobre un suelo arenoso y otro de tipo arcilloso. El objetivo fue evaluar los efectos del tipo de suelo y el compost de RSU sobre el crecimiento de la achicoria espinosa, una planta comestible. Para este experimento, aplicaron proporciones de compost equivalentes a 0, 60 y 150 ton/ha sobre los suelos. Los resultados demostraron que la aplicación de compost de RSU a razón de 60 ton/ha mejoró la fertilidad del suelo y aumentó el rendimiento de la achicoria espinosa, tanto en suelos arenosos como arcillosos.

1.3.5. Muestreo y tratamiento

Para su investigación, Cavalli et al. (2017), utilizaron un suelo franco en donde se muestreó del perfil de 30 cm en un campo que no recibió fertilizantes durante una década. Posteriormente, la tierra fue secada al aire y tamizada a 2 mm y, previo a la incubación, fue re-humedecida y pre-incubada a 25°C durante una semana.

Tambone y Adani, (2017), por su parte, utilizaron un suelo areno-limoso donde se muestreó una capa de 20 cm en un campo cultivado. Las muestras de suelo fueron secadas al aire tamizadas a 2 mm y almacenadas hasta su utilización para el experimento de incubación.

Tampio et al. (2016), muestrearon una capa de 15 cm de un suelo agrícola cultivado con una composición de 87% de arena, 6% limo y 7% arcilla. Se hizo una determinación inicial de pH en el suelo, el cual fue de 5.1 y el carbono orgánico, equivalente al 1.8%.

Por otro lado, Galvez et al. (2012) utilizaron para sus pruebas de incubación dos suelos diferentes; un suelo ligeramente ácido (pH = 6.5) y un suelo ligeramente alcalino (pH = 8.3). Para ambos suelos se extrajo una capa de 5 a 25 cm y posteriormente fueron tamizados con un tamaño menor de 2 mm y fueron almacenados a 4°C, antes de su uso. La composición del suelo ácido fue 55% arena, 28% limo y 17% arcilla, el suelo contenía 0.12% de N total y 118 mg/kg de C orgánico. Por su parte, el suelo alcalino se componía de 69% arena, 28% de limo y 3% de arcilla, 0.12% de N total y 114 mg/kg de C proveniente de biomasa microbiana. Previo a la incubación, los suelos se acondicionaron al 40% de la capacidad de retención de agua, a 20°C y a condiciones aerobias durante 5 días.

Para sus estudios, Albuquerque et al. (2012) tomaron una capa de 20 cm de un suelo agrícola, al que posteriormente secaron al aire y tamizaron a 2 mm antes de su uso. La composición del suelo fue 62.9% arena, 22.3% limo y 14.8% arcilla. Por otro lado, tenía un pH de 7.5, 1.85 g/kg de N total y 14.1 g/kg de C orgánico total.

1.3.6. Técnicas analíticas

Para la caracterización del suelo, Cavalli et al. (2017) determinaron las clases de tamaños de arena, limo y arcillas por el método de la pipeta, siguiendo la dispersión de la muestra con hexametáfosfato de sodio. El C y N totales fueron determinados mediante una combustión en seco, utilizando un analizador elemental ThermoQuest NA 1500 (Carlo Erba, Italia). El contenido gravimétrico de agua en el suelo se determinó a -50 kPa a través de un aparato Richard (Soil Moisture Equipment Corp., Santa Barbara, CA).

La caracterización del suelo utilizado por Tambone y Adani (2017) se llevó de la siguiente manera: El pH se determinó potenciométricamente para una solución acuosa utilizando una relación muestra/agua de 1:2; El N total se determinó por el método de Kjeldahl; El carbono orgánico total se determinó por los métodos de dicromato. Finalmente, la capacidad de retención de agua fue determinada por el método de la caja de Stackman.

Para la caracterización de suelos, Galvez et al. (2012) determinaron NH_4 extraíble, NO_3 , P disponible, C y N orgánicos después de una extracción utilizando una relación 1:4 (m/v) de suelo con el extracto de 0.5 M de K_2SO_4 . El NH_4 extraíble se determinó mediante un método colorimétrico modificado. El contenido de NO_3 se midió mediante la lectura de la absorbancia a 220 nm restando la lectura de absorbancia a 275 nm debida a materia orgánica. El C y N orgánicos extraíbles fueron medidos utilizando un analizador TOC-TN (TOC-VCSN Shimadzu).

La caracterización de suelos por parte de Albuquerque et al. (2012) consideró los siguientes parámetros: C orgánico total y N total medidos por un microanalizador automático. El CaCO_3 se determinó a partir de un calcímetro Bernard. El N inorgánico se determinó conforme avanzaba la incubación a partir de una extracción secuencial de dos

pasos, empleando agua ultrapura (1:5 p/v) para NO_3 y KCl 2M (1:5 p/v) para NH_4 . El NO_3 se midió con un electrodo selectivo de iones de nitrato y el $\text{NH}_4\text{-N}$ a partir de un método colorimétrico modificado.

Para la investigación de Cavalli et al. (2017), el N mineral de los suelos se extrajo con una solución de KCl 1M (extracción 1:3) por agitación rotatoria durante 2 h. La suspensión se filtró con papel filtro y fue almacenada a -20°C hasta su análisis. El análisis de NH_4^+ se realizó mediante membrana semipermeable de gas (ISO 11732, 1997). El análisis de N- NO_3 se realizó por el método de dicloruro de sulfanamida-naftilenina, previa reducción del nitrato a nitrito por una columna reductora de cobre-cadmio. Finalmente, las concentraciones de N- NO_3 y N- NH_4 de los extractos se determinaron por detección estequiométrica. Para la determinación de N- NH_4 no intercambiable, Cavalli et al. (2017) utilizaron muestras de suelo secadas al horno (25°C máximo), molidas a mano y tamizadas a 1 mm. Tras su destilación y posterior titulación con la unidad de destilación Büchi 315 y el titulador Compaq G20, respectivamente se procede a destilar las muestras. La aplicación de los abonos aumentó la concentración de N- NH_4 en el suelo durante el día 0. En las semanas siguientes a la adición de fertilizantes, el N- NH_4 disminuyó, mientras que la concentración de N- NO_3 aumentó exponencialmente durante los días 14-21 y linealmente a partir de entonces. La recuperación del N aplicado fue similar entre el control de sulfato de amonio, el digestato entero y la fracción líquida de digestato (entre 70 y 78% del amonio añadido) siendo menor para el purín no digerido y para la fracción sólida (46% y 8%, respectivamente, del amonio añadido).

1.3.7. Calidad del suelo

La calidad del suelo no se puede medir de manera directa, sino que solo es inferida tanto de las características del suelo como de las prácticas de cultivo. El índice de calidad del suelo (SQI) es un enfoque apropiado para la evaluación cuantitativa de la calidad del suelo, comprende indicadores sensibles a la escala regional.

Triantafyllidis et al. (2018), formularon diferentes índices de calidad del suelo a partir de 16 parámetros del suelo (pH, CaCO_3 , N- NO_3 , P, K, Mg, Cu, B, Zn, Fe, Mn, limo, arcilla, arena y COT) como un conjunto de datos de indicadores de salud del suelo. Coincidieron en que los análisis y correlaciones según la clase de textura del suelo pueden proporcionar evidencia relevante sobre su impacto en la calidad del suelo.

Amacher et al. (2007), por su parte, desarrollaron un índice de calidad del suelo que integra 19 propiedades físicas y químicas del suelo que podría usarse para evaluar las tendencias en la calidad del suelo forestal y establecer niveles de referencia para diferentes tipos de suelos y bosques.

En la Tabla 1.3 se enlistan los parámetros de interés para evaluar la calidad del suelo, recopilados de diferentes autores.

Tabla 1.3. Parámetros de calidad del suelo

Parámetros	Valor	Interpretación	Fuente
Densidad aparente (g/cm ³)	>1.5	Posibles efectos adversos (disminución de retención de humedad por compactación del suelo)	Amacher et al. (2007)
	≤1.5	Efectos adversos poco probables	
pH del suelo	<3.0	Severamente ácido	Triantafyllidis. et al. (2018)
	3.01 a 4.0	Fuertemente ácido	
	4.01 a 5.5	Moderadamente ácido	
	5.51 a 6.8	Ligeramente ácido	
	6.81 a 7.2	Cercanamente neutro (para agricultura)	
	7.21 a 7.5	Ligeramente alcalino	
	7.51 a 8.5	Moderadamente alcalino	
	>8.5 a 9.5	Fuertemente alcalino	
Carbono orgánico (%)	<1.0	Baja calidad	Triantafyllidis, et al. (2018)
	1.0 – 5.0	Calidad moderada	
	>5.0	Alta calidad	
Macronutrientes			
Nitrógeno disponible (kg/ha)	<280	Bajo estado de fertilidad	Patil, et al. (2018a)
	280 – 560	Estado de fertilidad medio	
	>560	Alto estado de fertilidad	
Fósforo disponible (kg/ha)	<31	Bajo estado de fertilidad	
	31 – 55	Estado de fertilidad medio	
	>55	Alto estado de fertilidad	
NO ₃ -N (mg/kg)	20.1 a 40	Alto. Niveles adecuados	Triantafyllidis, et al. (2018)
	10.1 a 20	Moderado	
	3.1 a 10	Inadecuado	
	<3	Bajo. Probable pérdida de N orgánico	

Parámetro	Nivel	Interpretación	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Fuente
Textura del suelo	Suelos arenosos	Textura gruesa	86-100 70-86	0-14 0-30	0-10 0-15	Triantafyllidis, et al. (2018)
	Suelos arcillosos	Textura moderadamente gruesa	50-70	0-50	0-20	
		Textura media	23-52 20-50 0-20	28-50 74-88 88-100	7-27 0-27 0-12	
		Textura moderadamente fina	20-45 45-80	15-52 0-28	27-40 20-35	
	Suelos limosos	Textura fina	0-20 45-65 0-20 0-45	40-73 0-20 40-60 0-40	27-40 35-55 40-60 40-100	

1.4. Dinámica del nitrógeno en el suelo

El nitrógeno (N) es considerado uno de los macronutrientes esenciales para los seres vivos, siendo el cuarto elemento más abundante en la biomasa celular y un componente específico de las proteínas (Stein and Klotz, 2016). A pesar de que el N compone el 78.08% de la atmósfera, no está disponible para la mayor parte de las especies vegetales, debido a que es un gas diatómico (N_2) inerte que muy difícilmente interacciona en reacciones químicas para producir formas de N asimilables (Bijay, 2011). La fijación biológica de N_2 llevada a cabo por bacterias del suelo o que están simbióticamente en los nódulos de las plantas y la generación y reciclado del N en la biósfera llevada a cabo por microorganismos permiten un abastecimiento del nutriente a las plantas.

El N en el suelo pasa por una diversidad de transformaciones en las que los microorganismos juegan un papel crucial. El N es el factor limitante del crecimiento de las plantas en la mayor parte de los ecosistemas terrestres, de modo que la producción de N en el ecosistema se regula por la tasa a la que los microorganismos transforman el N en formas asimilables por las plantas. Una deficiencia de N en el suelo puede provocar un bajo desarrollo vegetal. Por otro lado, los microorganismos también transforman el N en formas que resultan nocivas para los ecosistemas y para la salud humana (Robertson and Groffman, 2015). Conforme avanza el ciclo del N en el suelo se obtienen formas químicas con propiedades y comportamientos distintos, por ello es importante comprender las transformaciones del N y los microorganismos que las llevan a cabo para tener una mejor gestión de la productividad de los ecosistemas. En la Tabla 1.4 se presentan las formas de N que participan en la dinámica del nitrógeno en el suelo (Stein and Klotz, 2016):

Tabla 1.4. Principales formas del N en el suelo (Stein y Klotz, 2016)

Molécula	C-NH ₂ N orgánico	NH ₃ /NH ₄ ⁺ Amoníaco/Amonio	N ₂ Dinitrógeno	N ₂ O Óxido nitroso	NO Óxido nítrico	NO ₂ ⁻ Nitrito	NO ₂ Dióxido de nitrógeno	NO ₃ ⁻ Nitrato
Estado de Oxidación	-3	-3	0	+1	+2	+3	+4	+5

Reducido ← Más electrones → Menos electrones → Oxidado

El conocimiento que se tiene acerca de los microorganismos y procesos enzimáticos involucrados en la transformación del N en el suelo es incompleta. En la Figura 1.2 se presentan, de manera general, los procesos microbianos que corresponden al ciclo del nitrógeno tras la adición de digestato, como un mejorador orgánico para el suelo, también se presenta la descripción de cada una de las transformaciones involucradas.

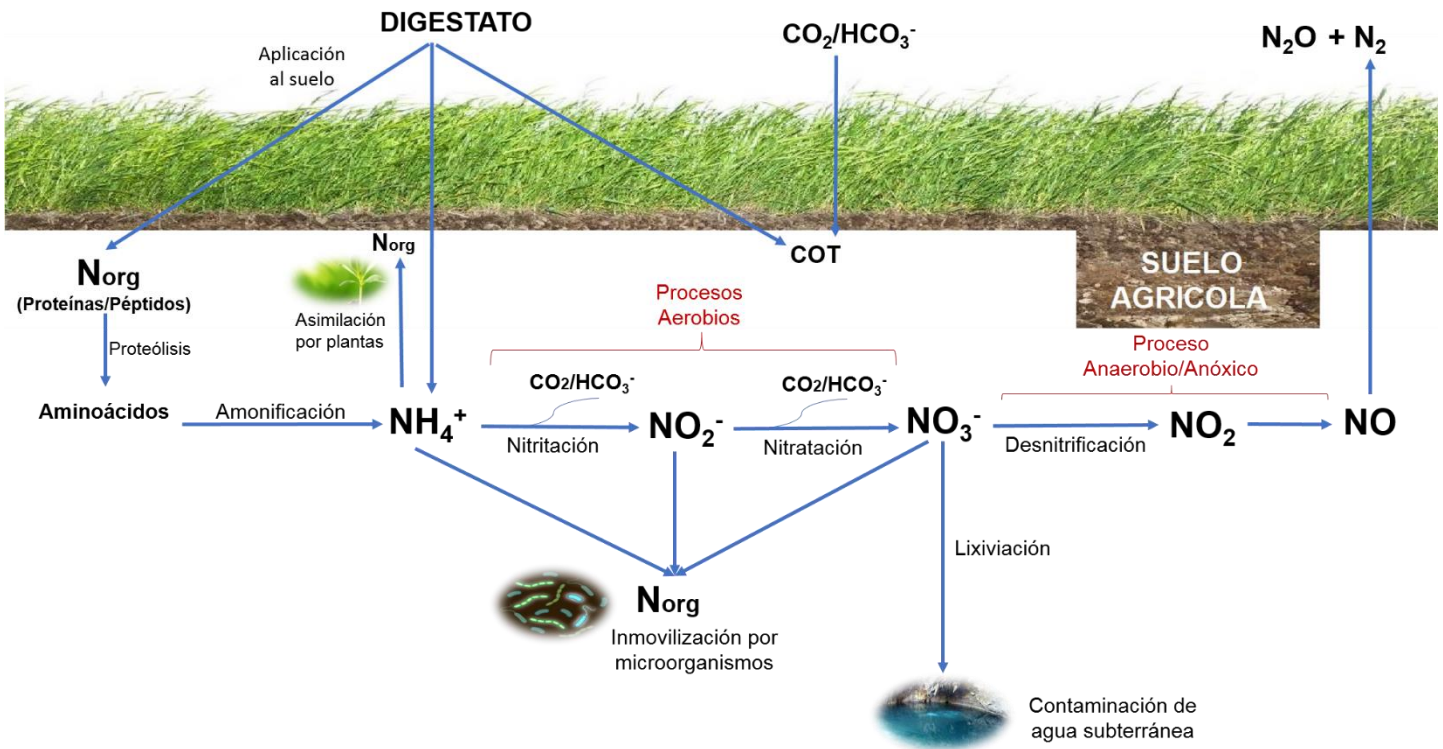


Figura 1.2. Esquema del ciclo del Nitrógeno en el suelo

(Adaptado de Ambler et al., 2001; Stein and Klotz, 2016; Robertson and Groffman, 2015)

1.4.1. Mineralización de nitrógeno orgánico

La mineralización es un proceso bioquímico que permite el suministro en el suelo de nitrógeno inorgánico, como la principal fuente de N disponible para las plantas (St Luce et al., 2011). La actividad de los microorganismos del suelo es crucial durante el proceso

1.4.3. Amonificación

En el segundo paso de la mineralización, conocido como amonificación, se obtiene amoniaco o amonio a partir de transformación de los grupos NH_2 que contienen las aminas y aminoácidos, moléculas resultantes de la previa degradación de proteínas (Noll et al., 2019). Son microorganismos heterótrofos los que consumen tales formas orgánicas y obtienen su energía metabólicamente útil a partir de la oxidación de nitrógeno orgánico. El amonio resultante es asimilado por los microorganismos y utilizado para sus fines metabólicos. Sin embargo, si es producido un excedente este es excretado al suelo y queda disponible para su uso como nutriente para las plantas, o para su transformación en otros procesos microbianos (Strock, 2008). Las reacciones de hidrólisis para la amonificación de aminas y de aminoácidos se aprecian en la Figura 1.5.

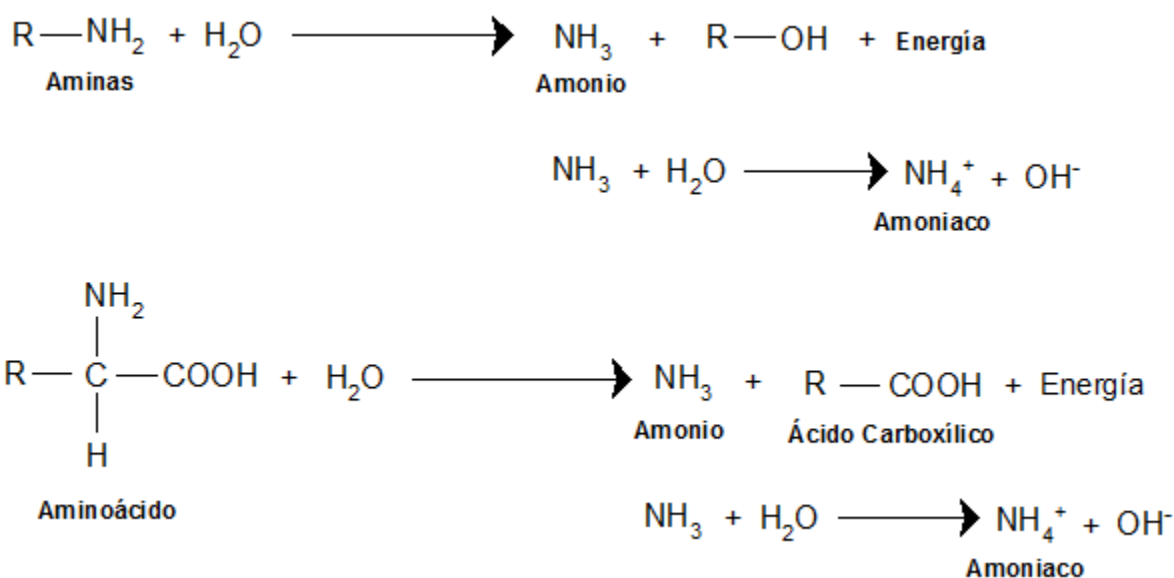


Figura 1.5. Amonificación de N orgánico en aminas y aminoácidos

En la mineralización del nitrógeno orgánico influye un complejo grupo de factores, tales como la temperatura, humedad, textura del suelo, contenido de materia orgánica y la actividad microbiana (Burke, 1989). De acuerdo con Tejada et al. (2002), la temperatura influye de manera importante sobre los microorganismos, ya que a temperaturas mayores se favorece la proliferación de microorganismos y con ello, incrementan las tasas de mineralización de nitrógeno. El contenido de humedad en suelos tiene influencia en los procesos microbiológicos relacionados con la dinámica del nitrógeno, incluida la mineralización (Weitz et al., 2001). Así, un mayor contenido de humedad favorece la actividad microbiana y con ello se incrementa la mineralización de nitrógeno, por el contrario, una disminución en la humedad del suelo reduciría la tasa de mineralización del nitrógeno (Linn and Doran, 1984). Sin embargo, Delin and Linden, (2002) determinaron que la actividad de los microorganismos es variable respecto con distintos

contenidos de humedad. De este modo la mineralización de nitrógeno no tendría una clara relación con el contenido de humedad.

La actividad microbiana es la que regula las transformaciones del nitrógeno y su disponibilidad para la vegetación. La masa microbiana además de funcionar como una fuente de N como nutriente, también controla su disponibilidad en un proceso que es conocido como inmovilización. De este modo, el amoniaco producido de la mineralización puede seguir distintos caminos:

- a) Asimilación directa como nutriente para plantas superiores
- b) Fijación por minerales arcillosos
- c) Oxidación llevada a cabo por microorganismos del suelo
- d) Utilización por microorganismos heterótrofos para consumir compuestos orgánicos carbonados

1.4.4. Nitrificación

La nitrificación es un proceso en el que se obtiene como producto final nitrato (NO_3^-) a partir de la oxidación enzimática del amoniaco llevada a cabo por un conjunto de bacterias quimiolitótrofas autótrofas, cuya fuente de carbono es CO_2 del sistema de carbonatos (Ambler et al., 2001). Sin embargo, la nitrificación puede ser heterótrofa, esta es realizada por hongos y bacterias que aprovechan el C de materia orgánica (Zhang et al., 2015). En la mayor parte de los suelos, la nitrificación autótrofa es más dominante que la nitrificación heterótrofa.

- Nitrificación heterótrofa

La nitrificación heterotrófica es realizada por una amplia variedad de hongos y bacterias con la capacidad de oxidar el amoniaco (Zhang et al., 2015). Algunas bacterias heterotróficas identificadas que nitrifican son: *Arthrobacter globiformis*, *Aerobacter aerogenes*, *Thiosphaera pantotropha*, *Streptomyces griseus* y diversas *Pseudomonas spp.* Por su parte, el hongo *Aspergillus flavus* es el heterótrofo nitrificante más estudiado. A diferencia de los microorganismos autótrofos nitrificantes, los organismos heterótrofos nitrificantes no obtienen energía del proceso para apoyar el crecimiento celular (Stein and Klotz, 2016).

- Nitrificación autótrofa

El proceso de nitrificación autótrofa comúnmente se desarrolla en la mayor parte de los suelos y consta de dos etapas que se llevan a cabo de manera secuencial, en una primera etapa el amoniaco/amonio es oxidado a nitrito (NO_2^-) a esta etapa se le conoce como nitrificación. Posteriormente, el NO_2^- es nuevamente oxidado a nitrato (NO_3^-), a esta etapa se le denomina nitratación (Figura 1.6) (Stein and Klotz, 2016).

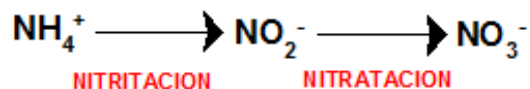


Figura 1.6. Reacción general de nitrificación autótrofa

La nitritación es llevada a cabo por un grupo de bacterias aerobias obligadas quimioautótrofas, tales como *Nitrosomonas*, *Nitrosospira*, *Nitrosococcus* y *Nitrosovibrio* (Figura 1.7) (Griffiths, 1997). La oxidación del NH₃ está representada por la reacción:

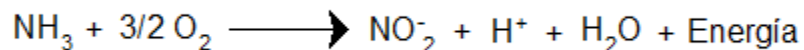


Figura 1.7. Reacción de nitritación

En un primer paso, el amonio es oxidado dando como producto hidroxilamina, como se muestra en la siguiente reacción (Figura 1.8) (Stein and Klotz, 2016):

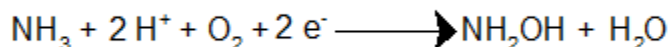


Figura 1.8. Reacción de oxidación de amonio

Posteriormente, la hidroxilamina es nuevamente oxidada hasta producir nitrito (Figura 1.9):

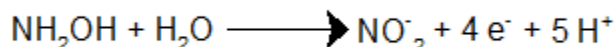


Figura 1.9. Reacción de oxidación de hidroxilamina

Dos de los electrones liberados en la reacción de nitritación son utilizados en el transporte de electrones, produciendo así energía para el metabolismo de las bacterias partícipes en este proceso. Los dos electrones restantes son utilizados en la etapa previa de oxidación del NH₃.

El NO₂⁻ producido difícilmente se acumula en el suelo, de modo que es rápidamente oxidado a nitrato (NO₃⁻) por bacterias *Nitrobacter* y *Nitrospira* en la etapa conocida como nitratación (Figura 1.10) (Prosser, 2007). En estudios llevados a cabo en el 2015, se encontró que las especies *Nitrospira* son capaces de llevar a cabo el proceso de nitrificación completo, oxidando el amoniaco a nitrato (Daims et al., 2015; Stein and Klotz, 2016). La reacción de nitratación de nitrito está dada por:

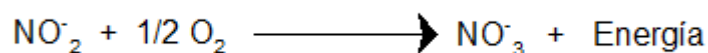


Figura 1.10. Reacción de Nitratación

La nitrificación autótrofa de los suelos se ve favorecida o desfavorecida por diferentes factores físicos, químicos y ambientales y la interacción entre estos influye de manera compleja en la nitrificación. De entre estos factores, la matriz del suelo, humedad, aireación, temperatura y pH juegan papeles predominantes en la nitrificación de suelo e influyen de la siguiente manera (Sahrawat, 2008):

Concentración de sustrato: La disponibilidad de sustrato (amonio) para las bacterias nitrificantes es un factor crucial, la cual se puede ver limitada tanto por la fijación de iones amonio por los minerales arcillosos, como por la inmovilización biológica de amonio.

Humedad: La nitrificación se ve desfavorecida a condiciones excesivas de humedad, como a escasa humedad. A contenidos relativamente altos de humedad, los suelos con mayor contenido de arcilla tienen una fijación más eficaz del N amoniacal, reduciendo así su disponibilidad para organismos nitrificantes. Sin embargo, al secarse y rehumectarse los suelos, los mecanismos de fijación de arcillas se debilita y de este modo grandes cantidades de N amoniacal quedan disponibles para su posterior nitrificación.

Aireación: Una mayor aireación y drenado en el suelo favorece la nitrificación, pues las bacterias nitrificantes requieren de oxígeno molecular para producir nitratos. La aireación se ve afectada de manera negativa por una mayor humedad del suelo debido a que una mayor parte de poros del suelo son ocupados por agua, reduciendo el contenido de oxígeno.

Temperatura: La nitrificación de suelo tiene una relación directamente proporcional con la temperatura. La temperatura óptima para que se lleve a cabo el proceso oscila entre 30°C y 35°C y va disminuyendo a medida que los suelos se enfrían, de este modo a temperaturas de 0°C o menores la nitrificación no se lleva a cabo.

pH: La nitrificación tiene lugar en suelos a un pH que oscila entre 5.5 y 10.0, registrando el óptimo alrededor de 8.5. A un pH tan bajo como 3.8 los organismos nitrificantes heterótrofos pueden contribuir a la nitrificación, sin embargo, ha resultado difícil demostrar su participación de manera concluyente.

La mayor parte del nitrato presente en los suelos se produce in situ mediante la nitrificación, allí radica la importancia de este proceso pues el NO_3^- es también una forma asimilable como nutriente por las plantas.

1.4.5. Asimilación del N mineral

Las formas inorgánicas de amonio (NH_4^+) y nitrato (NO_3^-) derivadas de las múltiples reacciones y transformaciones del N en el suelo son absorbidas como nutrientes por las plantas (Dal Molin et al., 2020). Dependiendo de la especie, el cultivo y las condiciones de suelo, el nitrato es la forma en que las plantas prefieren absorber el N ya que, a diferencia del amonio, está disponible para su asimilación inmediata. Cuando las plantas absorben el nitrato, este es reducido a amonio por la enzima nitrato reductasa y finalmente asimilado a través del glutamato (Simion et al., 2008).

1.4.6. Lixiviación

Posterior al proceso de nitrificación, el nitrato (NO_3^-) se encuentra mayormente libre en la solución del suelo y, debido a la carga negativa en su molécula, resulta ser más móvil a diferencia del amonio que se absorbe en los minerales arcillosos del suelo (Dal Molin et al., 2020). Si el nitrato no llega a ser interceptado y absorbido por las raíces de las

plantas entonces es transportado por el agua fuera de la zona de enraizamiento y termina lixiviando al agua subterránea, situación que derivaría en una contaminación por nitratos (Rao and Puttanna, 2000).

1.4.7. Desnitrificación

Al no ser absorbido por las raíces de las plantas, el nitrato también puede escapar a la atmósfera a partir del proceso denominado como desnitrificación (Zhu et al., 2013). La desnitrificación se ve favorecida por la poca disponibilidad de oxígeno en el suelo, lo que puede derivar de una saturación de agua o compactación del suelo (Dal Molin et al., 2018). Bajo estas condiciones, el nitrato actúa como un aceptor de electrones liberados por la actividad de microorganismos facultativos y aerobios, provocando así la reducción de NO_3^- a nitrógeno molecular (N_2) y óxido nitroso N_2O (Figura 1.10) (Dal Molin et al., 2020). Esta última molécula representa un grave problema ambiental, ya que su emisión a la estratósfera deriva en la destrucción catalítica de la capa de ozono y en la producción de un potente efecto invernadero.

A diferencia de las bacterias nitrificantes, las desnitrificantes incluyen una amplia gama de bacterias que son de tipo quimioorganótrofas heterótrofas y cuya actividad se ve afectada, además de la presencia de nitratos, por la fuente de carbono orgánico disponible (Rao y Puttanna, 2000). Las plantas en crecimiento desempeñan un papel importante en la desnitrificación “in situ”, debido a que modifican la disponibilidad de los sustratos (NO_3^- y C orgánico) y la humedad del suelo. La absorción del N mineral por las plantas controla su distribución y transformaciones en el suelo, regulando de esta forma las transformaciones a óxido nitroso. Por otra parte, las raíces de las plantas aportan C orgánico al suelo a través de la rizodeposición, raíces en descomposición y las fibras radiculares. De este modo, cuando la absorción de N por las plantas es baja, aumenta la desnitrificación que, a su vez, se ve favorecida por una mayor disponibilidad de C orgánico (Rummel et al., 2020).

La reacción de reducción del nitrato se presenta en la Figura 1.11:

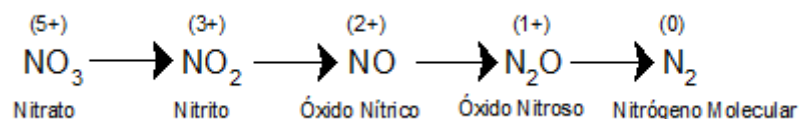


Figura 1.11. Desnitrificación del nitrato con el estado de oxidación del N

1.4.8. Inmovilización

La inmovilización es un proceso opuesto a la mineralización en el que los iones inorgánicos del N (NH_4^+ y NO_3^-) son transformados a formas orgánicas. Sin embargo, el nitrato es inmovilizado en menor grado que el amonio (Rao y Puttanna, 2000). Este proceso se lleva a cabo de manera simultánea con la mineralización, de modo que se lleva a cabo una competencia entre las plantas y microorganismos por el N mineral disponible en el suelo. Los microorganismos de tipo heterótrofos, una vez que agotan el N proveniente de los residuos orgánicos que degradan, toman el N de los iones amonio

y nitrato para incorporarlo en su composición celular y poder llevar a cabo sus funciones metabólicas. De este modo, la inmovilización microbiana del nitrógeno se ve favorecida por la biodisponibilidad del carbono en el suelo (Cao et al., 2021). Con una mayor proporción de C/N en el suelo, la actividad microbiana aumentará y con ello los microorganismos demandarán más N. De este modo, el N mineral del suelo será inmovilizado y no estará disponible para la asimilación de las plantas (Masunga et al., 2016). La inmovilización se bloquea de manera temporal cuando los microorganismos mueren y el N de sus células mineraliza, quedando disponible para las plantas. Por otro lado, la adición de mejoradores orgánicos con un alto contenido de N y una relación C/N baja favorecen a una mineralización suficiente del N para satisfacer el crecimiento de las plantas, reduciendo la pérdida de N por inmovilización (Masunga et al., 2016).

1.5. Incubación del digestato en suelo

1.5.1. Métodos

Tras la pre-incubación de las muestras de suelo, Cavalli et al. (2017) llevaron a cabo su tratamiento que consistió en añadir abono a 100 g de peso seco de suelo en una relación de 61 mg $\text{NH}_4\text{-N}$ /kg suelo de seco. No se añadió abono a una muestra de suelo que sirvió como control. El experimento de incubación se llevó a cabo en la oscuridad, a una temperatura constante de 25°C y manteniendo un contenido de agua en el suelo constante. La incubación duró 181 días y se realizaron las mediciones de CO_2 , N y pH del suelo en los días 1, 3, 7, 14, 21, 28, 35, 42, 70, 126 y 181. El N del suelo y el pH fueron medidos desde el día 0, 2 horas después de la aplicación de los fertilizantes.

Para sus experimentos de incubación, Tambone y Adani (2017) pesaron 1000 g de suelo seco al que, posteriormente, añadieron agua desionizada hasta llevar su humedad al 60% de la capacidad de retención de agua (WHC), valor que se mantuvo constante durante toda la incubación bajo el supuesto de que esta condición promueve la mineralización de materia orgánica y minimiza las pérdidas de N por desnitrificación. A cada muestra de suelo se añadió un equivalente de 300 kg/ha de N, comparable con una fertilización nitrogenada típica para el maíz que se calculó con base en la composición de materia orgánica de cada fertilizante. La incubación se llevó a cabo a 25°C durante 90 días con tratamientos triplicados para cada fertilizante. Durante los días 0, 3, 7, 10, 16, 23, 30, 37, 48, 62, 75 y 90 se midieron el TKN, N- NH_4 , N- NO_3 , TOC y pH.

Previo a sus pruebas de incubación, Tampio et al. (2016) agregaron desde 2.2 hasta 8.6 g de materia fresca de los diferentes digestatos a 100 g de suelo, lo que resultó en aplicaciones de 17 a 31 mg NTK/100 g de suelo, contrastadas con una aplicación objetivo de 20 mg NTK/100g suelo. La incubación se llevó a cabo durante 48 días y se tomaron muestras del suelo tratado después de los días 0, 4, 20 y 48, que posteriormente se congelaron a -20°C. Finalizado el periodo de incubación, se descongelaron todas las muestras y se extrajeron 100 g de suelo húmedo con 250 mL de KCl 2M y se analizaron para determinar el nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$) y el nitrato (NO_3).

Por su parte, Galvez et al. (2012) llevaron a cabo sus pruebas de incubación con muestras de 60 g, base seca, de tierra a las que se le añadieron los abonos a razón de 0.5% (p/p). Tal aplicación se calculó para una aplicación agronómica típica de 20 ton/ha. Las muestras de suelo tratadas se llevaron a frascos de polipropileno y se incubaron durante 30 días, la humedad en los frascos se verificó dos veces por semana midiendo las pérdidas de peso para determinar así la adición de agua desionizada cuando era necesario mantener humedad constante. Por otro lado, la evolución de CO₂ y N₂O se determinó cada 4 h durante la incubación y la biomasa microbiana se analizó en los días 2 y 30.

Antes de comenzar sus pruebas de incubación, Albuquerque et al. (2012) mezclaron muestras de 100 g de suelo seco con 4 g de los digestatos frescos, lo que equivale a una aplicación de campo de 96m³/ha que mantuvo una adición de N acorde a los requisitos de los cultivos agrícolas (140-380 kg N/ha). La incubación de las mezclas suelo-digestato duró 56 días y fue en oscuridad, en condiciones aerobias, a temperatura de 26°C y manteniendo la humedad del suelo al 60% de WHC con agua desionizada. En los días 0, 2, 7, 14, 28, 42 y 56 se llevó a cabo el muestreo y se analizó el N inorgánico (NH₄-N y NO₃-N).

1.5.2. Emisiones de N₂O y CO₂

Cavalli et al. (2017) midieron las emisiones de CO₂ durante el experimento de incubación. Para su captura, colocaron un total de 24 unidades experimentales (cuatro por tratamiento) por separado en 24 frascos sellados de 3 litros junto con una botella plástica que contenía 30 mL de agua para humedecer el aire. También tenía un vaso de precipitados que contenía 0.5M de NaOH para atrapar el CO₂ generado del suelo durante el intervalo de incubación. Para la medición del CO₂ emitido de cada frasco, llevaron a cabo la titulación del NaOH residual de la trampa con HCl 0.25M utilizando un titulador Compaq G20 (Mettler Toledo AG, Suiza), después de la precipitación de carbonatos con BaCl₂. Transcurridos los 181 días de incubación, se determinó que, para el digestato entero y para la fracción líquida del digestato, la emisión acumulada fue muy similar, por el rango de 600 mg CO₂-C/kg. Por su parte, en el purín no digerido y la fracción sólida del digestato la emisión de CO₂ fue mayor, de 1000 mg CO₂-C/kg por parte del purín no digerido y de 2200 mg CO₂-C/kg de la fracción sólida del digestato. Por otro lado, la mineralización neta de C fue mayor en el purín no digerido (51% del C del estiércol) a diferencia de las fracciones del digestato (32% para fracción líquida y 34% para fracción sólida).

Por su parte, Tambone y Adani (2017) midieron las emisiones de CO₂ de manera paralela a las pruebas de incubación anaerobia. Para este caso, se mezclaron las mismas proporciones de suelos con digestatos manejadas en las pruebas de incubación y las depositaron en recipientes de vidrio cerrados. La evolución de CO₂ se midió por métodos titrimétricos (ISO 16072, 2002), los cuales consisten en la captura del dióxido de carbono emitido mediante NaOH 0.1 M, el cual se tituló con HCl 0.1 M, utilizando fenolftaleína

como indicador después de la precipitación con BaCl_2 al 20%. Esta prueba se realizó en una incubadora a 25°C .

De acuerdo con Galvez et al. (2012), las emisiones de CO_2 y de N_2O se determinaron mediante un sistema automatizado para muestreo y análisis continuo de gas que consiste en un sistema de cámara abierta en el que las botellas de plástico con la muestra se airean a un caudal constante mediante una bomba de aire. La concentración de gas en la cámara se mide automáticamente al inicio y la acumulación mediante un cromatógrafo de gases con un detector universal (FID, por sus siglas en inglés), la diferencia entre estas mediciones proporciona la tasa de producción de gas para el intervalo de tiempo seleccionado.

2. OBJETIVOS Y ALCANCES

2.1. Hipótesis

La adición de digestato de fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) a un suelo degradado permitirá su mejoramiento orgánico y favorecerá la recuperación de nitrógeno.

2.2. Objetivos

Objetivo general

- Recuperar las propiedades de un suelo degradado tipo arenoso incorporando digestato de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU)

Objetivos específicos

- Mejorar las capacidades de agregación y retención de agua de un suelo degradado agregando digestato de la FORSU
- Determinar las transformaciones de las especies de nitrógeno presentes en el digestato de la FORSU incubando diferentes mezclas del suelo degradado con digestato de la FORSU.

2.3. Alcances

- Se producirá el digestato empleando la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) proveniente de la Estación de Transferencia de Residuos de Coyoacán (CDMX).
- Incubación de mezclas de suelo degradado con digestato de la FORSU a 20°C en laboratorio, en oscuridad y recuperando humedad diariamente

3. METODOLOGÍA

El desarrollo del presente proyecto fue dividido en cinco etapas: La primera etapa consistió en los muestreos de la FORSU del suelo; En la segunda etapa se llevaron a cabo la caracterización de suelo y de la FORSU; En la tercera se llevó a cabo el proceso de digestión anaerobia de la FORSU. En la cuarta etapa, la caracterización del digestato derivado; y en la quinta etapa, la incubación de las diferentes proporciones de suelo y digestato. Durante el proceso también se contempló la recolección de un lodo anaerobio como inóculo. En la Figura 3.1, se ilustra de manera gráfica las etapas que comprenden esta investigación.

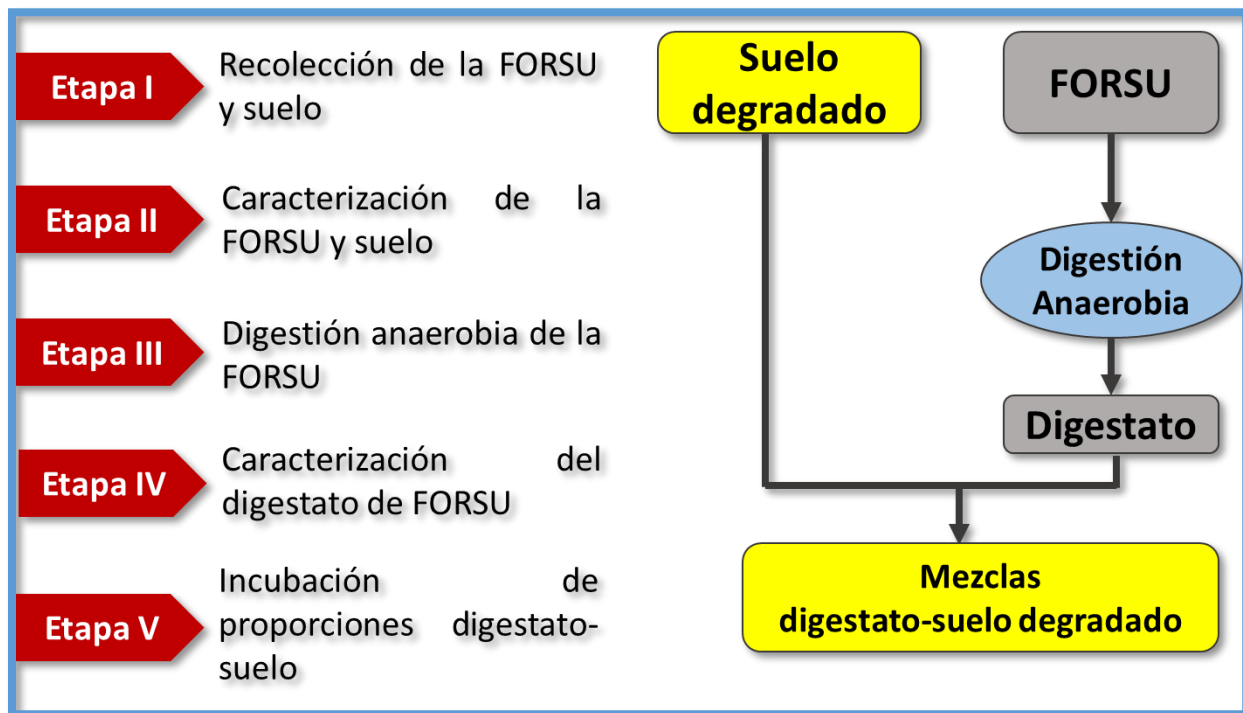


Figura 3.1. Etapas de la experimentación

3.1. Recolección de la FORSU y del suelo

La recolección de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos se llevó a cabo en la Estación de Transferencia de la alcaldía de Coyoacán que, de acuerdo con la SEDEMA (2017), tiene una eficiencia de separación del 75%. Esta estación recibe residuos urbanos de las alcaldías de Xochimilco, Tlalpan y Coyoacán. Para llevar a cabo la recolección, se tomó en cuenta que, en la CDMX, la recolección de residuos orgánicos se lleva a cabo los martes, jueves y sábados, por lo que el muestreo se programó en uno de los días mencionados. El muestreo se llevó a cabo con base en la metodología de la norma NMX-AA-015-1985, referente al método del cuarteo, para ello, se tomó una masa de FORSU de distintos puntos seleccionados (camiones de basura), se mezcló y se

extendió sobre el piso formando un cuadrado de 4 m de longitud que, posteriormente se dividió en 4 secciones. Se tomaron dos partes opuestas en diagonal que conformaron la muestra, las dos partes restantes fueron dispuestas a la estación de transferencia. A partir de este procedimiento se completó la cantidad necesaria de FORSU para la experimentación y, posteriormente, fue dividida en porciones de 0.5 kg para ser resguardados en bolsas de polietileno, previamente rotuladas con la fecha en la que se hizo el muestreo. Finalmente se almacenaron en un congelador a -20°C con el fin de preservar sus propiedades para su caracterización y posterior digestión anaerobia.

En la Figura 3.2 se observa el almacenamiento de la FORSU en las bolsas de polietileno y su almacenamiento en el congelado, a -20°C .



Figura 3.2. Almacenamiento de la FORSU y congelación a -20°C

3.2. Caracterización de FORSU

3.2.1. Técnicas de preparación

Se retiraron las bolsas con las muestras de la FORSU del congelador para llevar a cabo su caracterización fisicoquímica. Debido a su heterogeneidad, se presentaron dificultades para caracterizar la FORSU, por ello, como un primer paso, se trituró con el fin de reducir su tamaño de partícula y homogenizar la muestra para así obtener resultados representativos. Para triturar la FORSU se utilizó una licuadora industrial marca internacional.

En la Figura 3.3 se aprecia el aspecto de la FORSU triturada, con la que se llevó a cabo la caracterización y su posterior digestión.



Figura 3.3. FORSU triturada

3.2.2. Técnicas analíticas

Tras su trituración, la FORSU fue colectada y mezclada nuevamente de manera manual para posteriormente determinarse los siguientes parámetros para su caracterización: % de humedad, % de sólidos totales (ST), sólidos fijos (SF), sólidos volátiles (SV), pH, DQO, N total Kjeldahl (NK), N amoniacal y C orgánico total (COT). Las técnicas que se utilizaron para determinar los parámetros mencionados que caracterizarán la FORSU se resumen en la Tabla 3.1.

Tabla 3.1. Técnicas analíticas utilizadas para la caracterización de la FORSU

Parámetro	Técnica analítica
Sólidos totales y humedad	Gravimetría. Sólidos remanentes tras evaporar la muestra a 105°C hasta alcanzar el peso constante (APHA 2540 B).
Sólidos fijos y volátiles	Gravimetría. Los sólidos fijos son el remanente tras incinerar a 550°C los sólidos totales. Los sólidos volátiles se definen por la diferencia de sólidos totales y fijos (APHA 2540 E).
pH	Potenciometría. Medición directa con un potenciómetro (APHA-4500 B).
DQO	Fotometría. Determinación colorimétrica a 600 nm tras digestión ácida de la muestra a 150°C con reflujo cerrado (APHA-5220 D).
N total Kjeldahl	Digestión del N orgánico y determinación del amonio por destilación (APHA, 4500-NH3 C y 4500-NH3 E).
N amoniacal	Por destilación directa de la muestra para determinación del amonio contenido (APHA, 4500-NH3 C y 4500-NH3 E).
C orgánico total	Por digestión a 900°C de la muestra para determinar CT y digestión a 200°C y con ácido fosfórico para determinar CI, en un analizador de carbono.

3.3. Caracterización del suelo

3.3.1. Técnicas para preparación

Como modelo de suelo degradado, carente de materia orgánica y nutrientes y con una pobre estructura, se utilizó para este proyecto arena de sílice comercial con uso para la construcción proveniente del estado de Veracruz. La muestra de arena se dejó secar a una temperatura de 25°C y se tamizó a 2 mm previo a su caracterización y uso (Tambone and Adani, 2017; Alburquerque et al., 2012).

3.3.2. Técnicas analíticas

Una vez preparada la muestra de suelo, se llevó a cabo su caracterización en la que se midieron parámetros como el pH, % de humedad, C orgánico total, % de N total Kjeldahl y amoniacal. Las técnicas que se emplearon para determinar los parámetros que caracterizaron la muestra de suelo se resumen en la Tabla 3.2.

Tabla 3.2. Técnicas analíticas encaminadas hacia la caracterización de suelo

Parámetro	Técnica analítica
Sólidos totales y humedad	Gravimetría. Sólidos remanentes tras evaporar la muestra a 105°C hasta alcanzar el peso constante (APHA 2540 B).
Sólidos fijos y volátiles	Gravimetría. Los sólidos fijos son el remanente tras incinerar a 550°C los sólidos totales. Los sólidos volátiles se definen por la diferencia de sólidos totales y los fijos (APHA 2540 E).
pH	Potenciometría. Medición con potenciómetro de una disolución de suelo en agua con relación 1:2 (NOM-021-SEMARNAT-2000).
C orgánico total	Mediante digestión a 900°C de la muestra para determinar CT y digestión a 200°C y con ácido fosfórico para determinar CI, en un analizador de carbono.
N total	Procedimientos de digestado. Digestión del N orgánico y determinación del amonio por destilación (NOM-021- RECNAT-2000).
N amoniacal	Por destilación directa de la muestra para determinación del amonio contenido (NOM-021- RECNAT-2000).
Textura de suelo	Dato conocido por especificaciones del proveedor de la arena de sílice utilizada para el experimento. De modo que el suelo posee 100% arena, 0% arcilla y 0% limo.
Formación de agregados del suelo	Determinados por tamizado en seco. Uso de un juego de tamices y por separación manual de agregados menores a 6 mm con apoyo de un vernier. Pesar por separado la masa de cada uno de los agregados con diferente diámetro.
Capacidad de retención de agua	Gravimetría. Humedecimiento de muestra de suelo con 50 mL de agua y su posterior filtración. Se sigue el método para determinar SST.

3.4. Digestión anaerobia de FORSU

3.4.1. Recuperación de inóculo inhibido

Para la puesta en marcha de la digestión anaerobia de la FORSU fue necesario el uso de una fuente de microorganismos, es decir, un inóculo anaerobio. Se utilizó para este experimento un lodo anaerobio de anteriores proyectos que permanecía almacenado en cuarto caliente. Tras el periodo durante el que estuvo almacenado, se determinó inicialmente que el lodo anaerobio se encontraba inhibido, esto a través de mediciones de pH, alcalinidad y concentración de AGV. El pH registrado fue de 5.4, por otro lado, la alcalinidad se determinó a partir del índice α , que se basa en la medición de las alcalinidades total, bicarbónica y debida a los AGV, para ello, se llevó a cabo una titulación de la muestra con ácido sulfúrico 0.1 N, primero hasta un pH de 5.75 que es el volumen titulado correspondiente a la alcalinidad bicarbónica (V_1) y se continuó la titulación hasta un pH de 4.3, correspondiente a la alcalinidad debida a los AGV (V_2). La alcalinidad total resulta de la sumatoria de V_1 y de V_2 . El índice α es la relación entre la alcalinidad bicarbónica y total mediante la siguiente ecuación:

$$\alpha = \frac{\text{alcalinidad bicarbónica}}{\text{alcalinidad total}} = \frac{V_1}{V_1 + V_2}$$

Para el inóculo resultó un índice α con valor de 0.36 y, de acuerdo con Jenkins et al. (1983), se recomiendan valores del índice α superiores a 0.5 para el arranque de un reactor anaerobio.

La concentración de AGV contenidos en el lodo anaerobio se determinó por cromatografía de líquidos, obteniendo los siguientes resultados: 2121 ppm de metanol, 2070 ppm de ácido acético, 1802 ppm de ácido propiónico, 1062 ppm de ácido isobutírico y 1118 ppm de ácido butírico. De acuerdo con Saveyn y Eder (2014), se considera estable al inóculo cuando las concentraciones de AGV son menores de 1500 mg/L o 1500 ppm, cifra que fue superada en la caracterización del lodo anaerobio.

Una vez que se consideró inhibido el inóculo, se sometió a su centrifugación donde se separó de la fracción sólida la fase líquida que sería desechada, esto con la finalidad de disminuir la concentración de AGV. Posteriormente la fracción sólida recuperada del lodo anaerobio se mezcló con agua corriente y nuevamente se centrifugó, volviéndose a desechar la fracción líquida. Finalmente, la fracción sólida fue depositada en un recipiente de vidrio con un volumen de 4L, al que se le añadió agua hasta completar un volumen útil de 3L. Nuevamente se volvió a llevar a cabo la caracterización del lodo anaerobio y, para este caso, se determinaron el pH y el índice α , con valores de 7.65 y 0.53, respectivamente y con estos resultados se determinó que el inóculo era apto para el arranque del reactor. Finalmente, se midieron los sólidos totales, volátiles, fijos y la humedad del inóculo, cuyos resultados se presentan en la Tabla 3.3.

Tabla 3.3. Caracterización del inóculo para el proceso de digestión anaerobia

	Humedad (%) [M/M]	Sólidos totales (%)	Sólidos volátiles (%)	Sólidos fijos (%)
Inóculo	87.60 ± 0.01	12.40 ± 0.01	7.09 ± 0.03	5.31 ± 0.06

3.4.2. Operación del reactor anaerobio

Se utilizó como reactor anaerobio, uno de vidrio con un volumen de 4 L, instalado en el laboratorio de Ingeniería Ambiental. El reactor está equipado con un enchaquetado por el que fluye una corriente de agua a 35°C proveniente de un baño María, para así mantener la operación a temperatura mesofílica. Por otra parte, se puso en funcionamiento un motor en la parte superior del recipiente que permitía una agitación constante para el proceso, a través de un agitador al que estaba conectado. Por la tapa del recipiente se cuenta con una salida para liberar presión por la acumulación de biogás y otra salida que funciona como conducto con una manguera para registrar el flujo de biogás a través de un cuantificador AMPTS (marca Bioprocess) que funciona como un contador del biogás que se va produciendo durante el proceso. En la Figura 3.4 se muestra el reactor anaerobio utilizado para este proyecto junto con el sistema AMPTS y el baño María a los que se encuentra conectado.

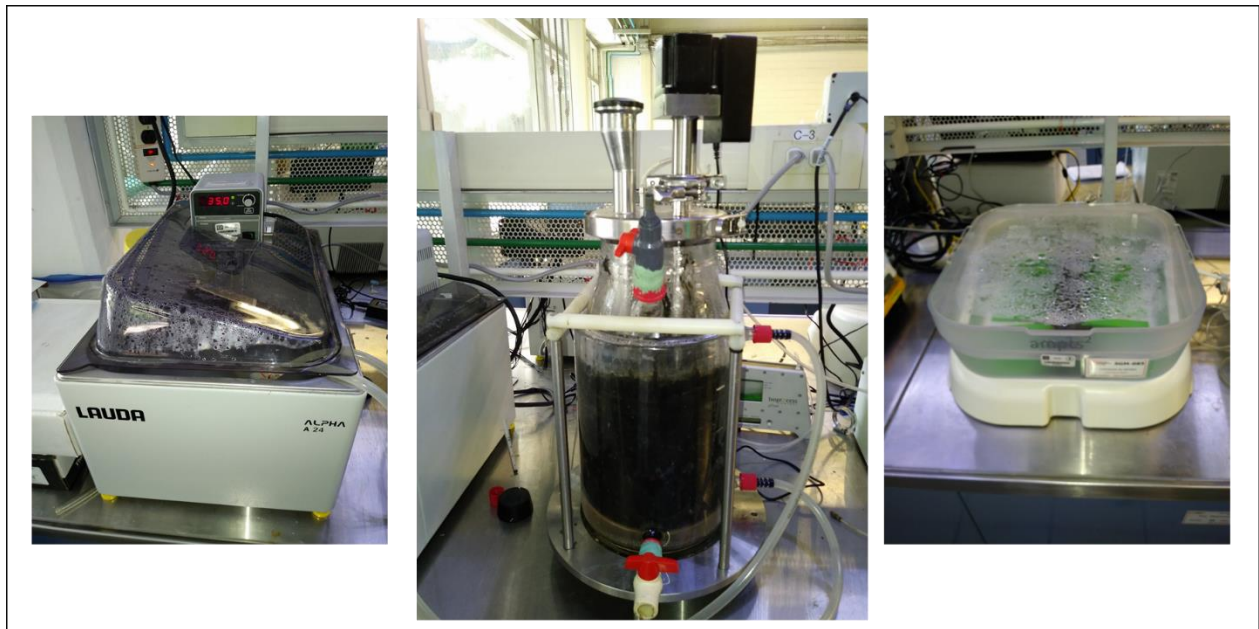


Figura 3.4. Montaje del proceso de digestión anaerobia de la FORSU. Baño de agua (izquierda), reactor (centro) y contador de biogás (derecha)

La digestión de la FORSU, además se llevó a cabo bajo operación en húmedo, es decir, manteniendo el contenido de sólidos totales por debajo del 15% (<15% ST). Para la operación del reactor anaerobio se tomaron en cuenta las siguientes consideraciones:

- Un volumen útil de 3 L fue mantenido de manera constante dentro del reactor
- La masa de inóculo, adecuada para un volumen de 4 litros, se determinó mediante la técnica de Chernicharo (2007): Una masa de sólidos volátiles de 48 g SV de inóculo es adecuada para un reactor de 3 L. Esto equivale a 677 g de inóculo preparado (espesado)
- La alimentación de FORSU al reactor se llevó a cabo cada 48 horas, los días lunes, miércoles y viernes
- Para mantener las condiciones de digestión húmeda, se llevó la concentración a 5% de ST y fue a la que se mantuvo durante toda la operación
- Se manejó un tiempo de retención de sólidos (TRS) de 35 días, de modo que diario se estuvo retirando del reactor 1/35 parte, es decir, 85 g de digestato, determinado como peso seco
- Para la adecuada operación del reactor, se alimentaba la misma cantidad de ST que se retiraba del reactor
- Cada dos días se alimentó al reactor con FORSU, cantidad que se fijaba para ingresar el mismo %ST del que se purgaba del reactor. De modo que para la operación se manejó una carga orgánica (CO) de 2.65 kgSV/ m³·d
- Para el seguimiento diario de la adecuada operación del reactor, se llevó a cabo la medición de los siguientes parámetros con su respectiva frecuencia de seguimiento:

Tabla 3.4. Parámetros de seguimiento del funcionamiento del reactor anaerobio

Parámetro	Frecuencia
DQO	Lunes
ST, SV	Lunes, miércoles y viernes
NTK, N-NH ₃	Miércoles
Alcalinidad	Diario
pH	Diario
CH ₄	Diario

- El digestato que se iba purgando del reactor era almacenado en un cuarto frío a -20°C, hasta que se alcanzó una cantidad equivalente a 3 kg, masa suficiente para llevar a cabo los experimentos de incubación con arena.
- Tras la obtención de la cantidad de digestato necesaria, se continuó con la operación del reactor, la cual se siguió monitoreando, lo anterior fue con la finalidad de mantener una reserva de digestato en caso de ocuparse.

De acuerdo con Ossa (2020), los criterios para considerar la estabilidad en un reactor son los siguientes:

- Índice α mayor de 0.6
- Concentración de AGV menor de 1,500 mg/L
- Producción de biogás estable y contenido de metano mayor del 60%

La estabilidad del sistema se definió cuando el índice de alcalinidad α mantuvo valores mayores a 0.7, cifras en las que se consideran condiciones estables de operación (Jenkins et al., 1983), cuando las variaciones en la producción específica de metano fueron menores al 5% durante una semana y el contenido de metano fue superior a 60%.

3.4.3. Caracterización del digestato

Una vez obtenida la cantidad requerida del digestato de la FORSU que se fue purgando del reactor, se espesó en una centrifugadora, con el propósito de aprovechar la fracción sólida del digestato como mejorador del suelo degradado. Posteriormente, se llevó a cabo la caracterización del espesado, para ello se determinaron los mismos parámetros considerados para la FORSU fresca, es decir, la humedad, sólidos totales (ST), sólidos fijos (SF), sólidos volátiles (SV), pH, DQO, nitrógeno total Kjeldahl (NK), N amoniacal y C orgánico total (COT), recurriendo a las técnicas mencionadas en la Tabla 1.6.

En la figura 3.5 se observa el digestato espesado que se utilizó para las pruebas de incubación con arena.



Figura 3.5. Digestato de la FORSU espesado

3.5. Incubación de muestras de digestato más suelo degradado

3.5.1. Condiciones ambientales

Las pruebas de incubación se llevaron a cabo en recipientes de plástico, los cuales se mantuvieron abiertos para favorecer el ambiente externo aerobio durante el proceso. Dentro de cada recipiente se depositó una masa de arena, representativa de suelo degradado y a cada uno se le añadió una proporción diferente del digestato de la FORSU

espesado. Finalmente, los recipientes fueron almacenados en una incubadora donde se mantuvieron a una temperatura constante de 20°C. Por otro lado, la humedad en las muestras se mantuvo constante, adicionando agua manualmente para compensar las pérdidas por evaporación. En la Figura 3.6 se muestran los recipientes utilizados como reactores estáticos para las incubaciones de la arena/digestato de la FORSU y su almacenamiento en incubadora a 20°C.

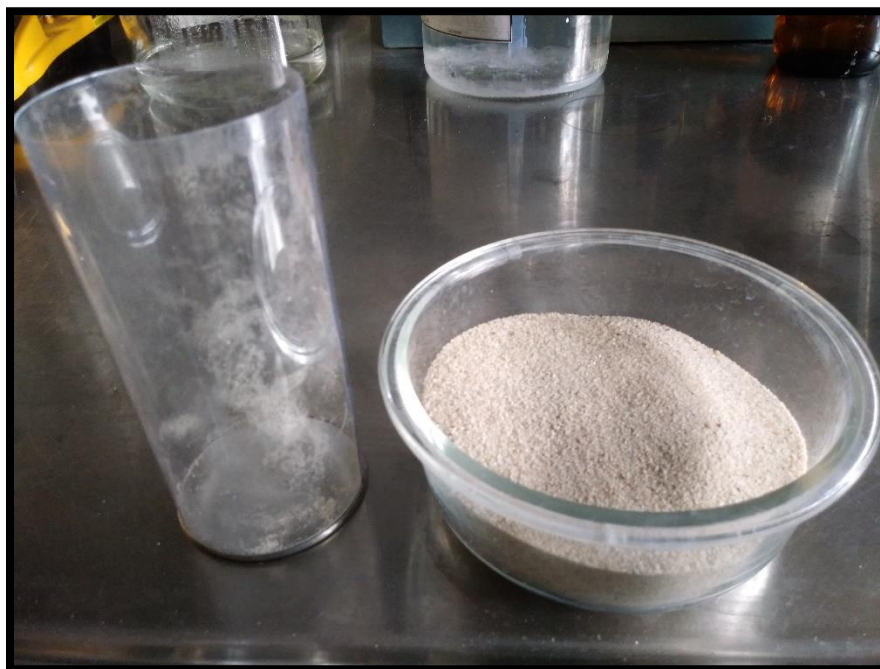


Figura 3.9. Recipiente donde se montaron las incubaciones arena/digestato (izquierda). Muestra de 500 g de arena de sílice (derecha)

3.5.2. Cálculo de las proporciones de digestato a adicionar sobre arena

La aplicación del digestato de la FORSU sobre las muestras de arena se determinó con base en las aplicaciones de digestatos sobre suelos empleadas por diferentes autores. En la Tabla 3.5, se enlistan las aplicaciones de digestatos y compost sobre suelos agrícolas y degradados, utilizados por diferentes autores.

Tabla 3.5. Adiciones de abonos orgánicos sobre suelos manejadas por autores

Autores	Aplicación de abonos (kg N/ha)	Autores	Aplicación de abonos (ton/ha)
Tambone y Adani (2017)	300	Barral et al (2009)	60
Tampio et al. (2014)	170	Giannakis et al (2014)	35
	310		70
Albuquerque (2012)	140	Papafilippaki (2015)	60
	380		150
Alotaibi et al. (2019)	200		
García et al. (2000)	400		

De acuerdo con el índice de calidad del suelo (SQI, por sus siglas en inglés), desarrollado por Patil, et al. (2018a), un suelo con un estado de fertilidad medio posee un contenido de nitrógeno entre 280 y 560 kg N/ha, por su parte, un suelo con un alto estado de fertilidad contiene más de 560 kg N/ha. De modo que, de las aplicaciones de abonos manejadas por los autores, se podría esperar que un suelo carente de N como lo es la arena que se utilizará, alcance un estado de fertilidad medio, pues tales aplicaciones de abonos se encuentran entre 280 y 560 kg N/ha.

Para este experimento se manejaron tres aplicaciones del digestato sobre la arena similares a las manejadas por los autores. También se evaluó la existencia de un mejoramiento de las propiedades de la arena por la adición de un exceso de digestato de la FORSU. Para este caso se contempló una aplicación de 70 g de digestato, que equivaldría a una tasa de aplicación de 4100 kg N/ha. Cada una de las aplicaciones de digestato mencionadas fueron sobre 500 g de arena.

- Se manejó la aplicación de digestato de 300 kg N/ha que, de acuerdo con Tambone y Adani (2017), es comparable con una fertilización nitrogenada típica para el maíz.
- Además, se manejó una aplicación de 560 kg N/ha, que es una aplicación para un suelo con un alto estado de fertilidad (Patil, et al., 2018a).
- Finalmente, se tomaron las adiciones manejadas por Tampio et al. (2016), las cuales fueron de 170 y 310 mg NTK/kg suelo, o bien, 884 kg N/ha y 1612 kg N/ha, respectivamente.

Dichas aplicaciones se realizaron sobre 500 g de arena de sílice, por lo que fue necesario realizar el cálculo para determinar cuánta masa de digestato espesado se debía añadir. A continuación, se presenta el cálculo de la masa de digestato espesado a añadir sobre 500 g de arena:

- **Determinación de la masa contenida en una hectárea de suelo**

$$1 \text{ ha} = 10000 \text{ m}^2$$

Para determinar el volumen correspondiente a 1 ha se asume la profundidad del primer horizonte, donde hay más contenido de elementos y que equivale a 20 cm, así:

$$(10000 \text{ m}^2) * (0.2 \text{ m}) = 2000 \text{ m}^3$$

Para el caso de la arena, la densidad es de: $\rho = 2.6 \frac{\text{ton}}{\text{m}^3}$ y para determinar la masa en 1 ha:

$$(2000 \text{ m}^3) * \left(2.6 \frac{\text{ton}}{\text{m}^3}\right) = 5200 \text{ ton}$$

La conversión de unidades en las adiciones de abono, arriba mencionadas, resulta en:

$$\left(300 \frac{\text{kg N}}{\text{ha}}\right) * \frac{1 \text{ ha arena}}{5200 \text{ ton arena}} = 0.06 \frac{\text{kg N}}{\text{ton arena}} = 0.06 \frac{\text{mg N}}{\text{g arena}}$$

$$\left(560 \frac{kg N}{ha}\right) * \frac{1 ha arena}{5200 ton arena} = 0.11 \frac{kg N}{ton arena} = 0.11 \frac{mg N}{g arena}$$

- **Masa de digestato a añadir en la arena respecto con el contenido de N**

De la caracterización del digestato de la FORSU, se sabe que el contenido de NTK es de:

$$5637 \frac{mg NTK}{kg digestato} = 5.64 \frac{mg NTK}{g digestato}$$

Para 300 kg N/ha:

$$0.06 \frac{mg N}{g arena} * \frac{g digestato}{5.64mg NTK} = 0.011 \frac{g digestato}{g arena}$$

$$0.011 \frac{g digestato}{g arena} * 500 g arena = \mathbf{5.3 g digestato}$$

Para 560 kg N/ha:

$$0.11 \frac{mg N}{g arena} * \frac{g digestato}{5.64mg NTK} = 0.020 \frac{g digestato}{g arena}$$

$$0.020 \frac{g digestato}{g arena} * 500 g arena = \mathbf{10 g digestato}$$

Para las aplicaciones de digestato utilizadas por Tampio et al. (2016) el cálculo es el siguiente:

$$170 \frac{mg NTK}{kg suelo} * \frac{kg digestato}{5637 mg NTK} = 0.054 \frac{kg digestato}{g suelo} * 0.5 kg suelo = 0.015 kg digestato$$

15 g de digestato de FORSU

$$310 \frac{mg NTK}{kg suelo} * \frac{kg digestato}{5637 mg NTK} = 0.098 \frac{kg digestato}{g suelo} * 0.5 kg suelo = 0.027 kg digestato$$

27 g de digestato de FORSU

Con base en los cálculos realizados se determinaron las cantidades de digestato de la FORSU que se utilizaron como mejoradores de suelo. De este modo, a cada muestra de 500 g de arena de sílice se le añadió 5.3, 15, 27 y 70 g de digestato de FORSU previamente espesado, cada una de estas muestras digestato/suelo equivalen, respectivamente a 1.06, 3, 5.4 y 14% de digestato por masa total de mezcla. Las cantidades de digestato de FORSU que se han propuesto para este experimento se justifican, además, con los trabajos realizados por Machado et al. (2021) y Papafilippaki et al. (2015) que, para suelos arenosos, adicionaron compost en proporciones que van

desde 35 ton/ha hasta 150 ton/ha y que equivaldrían a 6.7 y 29 g de digestato de FORSU/500 g de arena, intervalo dentro del que entran las cantidades de digestato que se manejaron para este proyecto, con la excepción de los 70 g de digestato que se incluyó para evaluar la existencia de un aumento en el mejoramiento del suelo.

3.5.3. Diseño de experimento de incubaciones

3.5.3.1. Mediciones en cada mezcla incubada

Antes de iniciar las pruebas de incubación, a la muestra de arena se le determinaron la capacidad de retención de humedad (WHC) y la formación de agregados, dichos parámetros determinan la calidad de un suelo respecto con su estructura y se volvieron a medir una vez que concluyó la incubación con digestato de la FORSU. Una vez iniciada la prueba de incubación se llevaron a cabo las mediciones de los parámetros: humedad (M), NTK, N amoniacal, N nitrato, N nitrito, COT y pH. Estas mediciones se realizaron desde el día 0, una hora después de haber iniciado la incubación. La prueba de incubación tuvo una duración total de 70 días, en donde las mediciones en cada mezcla incubada se llevaron a cabo en los días 0, 3, 7, 14, 16, 22, 29, 43, 49, 63, 70.

3.5.3.2. Matriz de proporciones ($\text{g}_{\text{digestato}}/500\text{g}_{\text{suelo}}$)

Para el presente proyecto, se manejaron cuatro proporciones mencionadas a continuación:

- Proporción 1: $\frac{5.3 \text{ g}_{\text{digestato fresco}}}{500 \text{ g}_{\text{suelo seco}}}$ considerado respecto con la referencia
- Proporción 2: $\frac{15 \text{ g}_{\text{digestato fresco}}}{500 \text{ g}_{\text{suelo seco}}}$ considerado respecto con la referencia
- Proporción 3: $\frac{27 \text{ g}_{\text{digestato fresco}}}{500 \text{ g}_{\text{suelo seco}}}$ para evaluar aumento en mejoramiento del suelo
- Proporción 4: $\frac{70 \text{ g}_{\text{digestato fresco}}}{500 \text{ g}_{\text{suelo seco}}}$ para evaluar aumento en mejoramiento del suelo

Se esperó que la adición de digestato FORSU a un suelo degradado (arena) permitiera su mejoramiento orgánico, y además favorezca la recuperación de nitrógeno. Para el experimento, la proporción de digestato/suelo fue el factor de estudio, es decir, la variable independiente de investigación a tener influencia sobre las variables de respuesta, que fueron la capacidad de retención de agua (WHC), la estabilidad de agregados y la relación C/N, las cuales reflejaron el grado en el que el suelo tendrá una mejora en sus propiedades físicas, químicas y biológicas. En la Figura 3.7 se muestran los recipientes con 500g de arena junto a las correspondientes porciones de digestato de la FORSU con las que se mezclaron.



Figura 3.10. Muestras de 500 g de arena con su correspondiente proporción de digestato de la FORSU (De izquierda a derecha, proporciones de 5.3, 15, 27 y 70 g)

3.5.3.3. Capacidad de retención de agua

La capacidad de retención del agua, como una propiedad del suelo para evaluar su mejoramiento por la adición de materia orgánica, se evaluó con base en su filtración por gravedad durante 24 horas de un determinado volumen de agua en una muestra de arena mezclada con digestato de la FORSU, de acuerdo con el procedimiento propuesto por Yu, et al., (2013).

Materiales:

- Embudo Büchner
- Matraz Erlenmeyer
- Papel filtro Whatman de grado 40
- Probeta
- Charola de vidrio
- Estufa a 105°C
- Agua destilada

- Balanza
1. Montar el sistema donde se realizará la filtración del agua en el suelo. Instalar un embudo Büchner con su tapón sobre un matraz Erlenmeyer, en el fondo del embudo se colocará un papel filtro Whatman de grado 40
 2. Sobre el embudo Büchner adicionar 80 g del suelo, previamente secado al aire y tamizado a 2 mm, esparcir la muestra sobre el embudo
 3. Adicionar con la probeta 40 mL de agua destilada sobre la muestra de suelo en el embudo y posteriormente sellar con parafilm la boca del embudo para evitar la evaporación. Dejar que el proceso de filtrado se dé por gravedad durante 24 horas
 4. Retirar toda la muestra de suelo del embudo, verterla en una charola de vidrio y registrar su peso, siendo la masa húmeda
 5. Llevar la muestra a secado en la estufa a 105°C y dejar que el proceso se lleve durante 24 horas
 6. Pesarse la muestra del suelo secado, siendo esta la masa seca
 7. Determinar la capacidad de retención de agua de las muestras mediante la siguiente ecuación (Yu, et al., 2013):

$$\text{Capacidad de retención de agua (\%)} = \frac{(\text{Masa}_{\text{húmeda}} - \text{Masa}_{\text{seca}})}{\text{Masa}_{\text{seca}}} \times 100\%$$

3.5.3.4. Formación de agregados en el suelo

La formación de agregados se determinó al inicio de la incubación para evaluar la degradación del suelo y al concluir la incubación, para cada muestra de suelo mezcladas con digestato. El método que se utilizó es de tamizado en seco propuesto por Kaurichev, (1984).

Materiales:

- Tamiz de diámetro de 0.25 mm
 - Balanza analítica
 - Vernier
 - Vidrios de reloj
1. Recuperar la totalidad de cada muestra de suelo mejorado de los recipientes donde se incubaron, dejarlas secar al ambiente durante 24 horas
 2. La muestra de suelo se somete por tamizado en seco y, por porciones, se somete a agitación manual en el tamiz de 0.25 mm
 3. Los agregados se recuperan y son vertidos en un recipiente de vidrio
 4. Con apoyo de un vernier se mide el diámetro de los agregados de mayor tamaño y los que tengan diámetro arriba de 10 mm son separados y clasificados como >10 mm.

5. Los agregados con diámetros de entre 0.25 y 10 mm son pesados y se determina su % en masa con respecto a la masa total de la muestra:

$$\% \text{ de agregados} = \frac{\text{masa de agregados}}{\text{masa total de la muestra}} \times 100\%$$

6. Se determina también el % de agregados menores a 0.25 mm y mayores a 10 mm de cada muestra

El contenido de agregados de entre 0.25 y 10 mm del suelo se comparan con la tabla de interpretación propuesta por Kaurichev:

Tabla 3.6. *Apreciación del estado estructural del suelo de Kaurichev, 1984*

Contenido de agregados de 0.25 a 10 mm (% de la masa de suelo)		Apreciación del estado estructural del suelo
En tamizado en seco	En tamizado húmedo	
>80	>70	Excelente
80-60	70-55	Bueno
60-40	55-40	Satisfactorio
40-20	40-20	No satisfactorio
<20	<20	Malo

3.5.3.5. Mantenimiento diario de humedad

La humedad de cada una de las mezclas de digestato de la FORSU incubadas en arena mantuvieron una humedad entre 20% y 25%, ya que este intervalo corresponde a una composición de agua típica en el sistema suelo. De modo que, al preparar las mezclas, la humedad de cada una se llevó a dicho intervalo con la adición de la cantidad requerida de agua. Una vez que se iniciaron las incubaciones, la humedad se mantuvo constante por riego manual de agua y para determinar la cantidad de agua a compensar se tomó como referencia el peso inicial. Para la medición de cada parámetro se extrajo 1 g de muestra, de modo que el peso muestreado se restó a los 500 g iniciales y así sucesivamente para cada muestreo. A continuación, se presenta el cálculo realizado para ajustar la humedad al 20% en cada mezcla de digestato de la FORSU con arena:

Inicialmente se debe considerar que la fracción sólida del digestato de la FORSU, que se utilizó para las pruebas, posee un contenido de humedad de 82.4%, esto equivale a 824 g_{agua}/kg_{digestato} y de ST contiene 175.98 g_{ST}/kg_{digestato}. Posteriormente, se lleva a cabo un balance de masa, conociendo que la concentración de agua final de cada mezcla debe ser de 200 g_{agua}/kg_{mezcla}.

Las ecuaciones de balance utilizadas para cada mezcla son:

$$(C_{digH_2O} * M_{dig}) + (C_{arenaH_2O} * M_{arena/agua}) = (C_{mezclaH_2O} * M_{mezcla})$$

$$M_{dig} + M_{arena/agua} = M_{mezcla}$$

Donde:

C_{digH_2O} = Concentración de agua en el digestato de la FORSU

M_{dig} = Masa de digestato utilizada

C_{arenaH_2O} = Cantidad de agua que se agregó a la arena

$M_{arena/agua}$ = Masa de arena considerando la masa de agua adicionada

$C_{mezclaH_2O}$ = Concentración de agua en la mezcla digestato/arena

M_{mezcla} = Masa total de la mezcla digestato/arena

- **Para la mezcla 5.3 g de digestato con 500 g de arena**

$$(824 \frac{g_{H_2O}}{kg_{dig}} * 0.0053 kg_{dig}) + (C_{arenaH_2O} * M_{arena-agua}) = 200 \frac{g_{H_2O}}{kg_{mezcla}} * M_{mezcla}$$

$$(4.367 g_{H_2O}) + (M_{H_2O\ adicionar}) = 200 \frac{g_{H_2O}}{kg_{mezcla}} * (0.5kg_{arena} + 0.0053 kg_{dig} + M_{H_2O\ adicionar})$$

$$M_{H_2O\ adicionar} = 120.9 g_{H_2O}$$

- **Para la mezcla 15 g de digestato con 500 g de arena**

$$(824 \frac{g_{H_2O}}{kg_{dig}} * 0.015 kg_{dig}) + (C_{arenaH_2O} * M_{arena-agua}) = 200 \frac{g_{H_2O}}{kg_{mezcla}} * M_{mezcla}$$

$$(12.36 g_{H_2O}) + (M_{H_2O\ adicionar}) = 200 \frac{g_{H_2O}}{kg_{mezcla}} * (0.5kg_{arena} + 0.015 kg_{dig} + M_{H_2O\ adicionar})$$

$$M_{H_2O\ adicionar} = 113.3 g_{H_2O}$$

- **Para la mezcla 27 g de digestato con 500 g de arena**

$$(824 \frac{g_{H_2O}}{kg_{dig}} * 0.027 kg_{dig}) + (C_{arenaH_2O} * M_{arena-agua}) = 200 \frac{g_{H_2O}}{kg_{mezcla}} * M_{mezcla}$$

$$(22.25 g_{H_2O}) + (M_{H_2O\ adicionar}) = 200 \frac{g_{H_2O}}{kg_{mezcla}} * (0.5kg_{arena} + 0.027 kg_{dig} + M_{H_2O\ adicionar})$$

$$M_{H_2O\ adicionar} = 104 g_{H_2O}$$

- **Para la mezcla 70 g de digestato con 500 g de arena**

$$(824 \frac{g_{H_2O}}{kg_{dig}} * 0.07 kg_{dig}) + (C_{arenaH_2O} * M_{arena-agua}) = 200 \frac{g_{H_2O}}{kg_{mezcla}} * M_{mezcla}$$

$$(57.68 g_{H_2O}) + (M_{H_2O\ adicionar}) = 200 \frac{g_{H_2O}}{kg_{mezcla}} * (0.5kg_{arena} + 0.07 kg_{dig} + M_{H_2O\ adicionar})$$

$$M_{H_2O\ adicionar} = 69.7 g_{H_2O}$$

3.5.3.6. Caracterización de suelo mejorado

Una vez concluido el periodo de incubación, se tomaron las muestras y se secaron al horno a una temperatura de 25°C. Los parámetros determinados fueron: humedad (M), capacidad de retención de agua (WHC), N orgánico, N amoniacal, N nitrato, N nitrito, COT, ST, SV, pH, formación de agregados. En la Tabla 3.8 se resumen las técnicas analíticas empleadas para determinar dichos parámetros.

Tabla 3.7. Técnicas analíticas utilizadas para la caracterización de suelo mejorado

Parámetro	Técnica analítica
Sólidos totales y humedad	Gravimetría. Sólidos remanentes tras evaporar la muestra a 105°C hasta alcanzar peso constante (APHA 2540 B).
Sólidos fijos y volátiles	Gravimetría. Los sólidos fijos son el remanente tras incinerar a 550°C los sólidos totales. Los sólidos volátiles se definen por la diferencia de sólidos totales y fijos (APHA 2540 E).
pH	Potenciometría. Medición con potenciómetro de una disolución de suelo en agua con relación 1:2 (NOM-021-SEMARNAT-2000).
C orgánico total	Por digestión a 900°C de la muestra para determinar CT y digestión a 200°C y con ácido fosfórico para determinar CI, en un analizador de carbono.
N total	Digestión del N orgánico y determinación del amonio por destilación (NOM-021- RECNAT-2000).
N amoniacal	Por destilación directa de la muestra para determinación del amonio contenido (APHA, 4500-NH3 C y 4500-NH3 E).
Formación de agregados	Determinados por tamizado en seco. Separación de agregados con diámetros de entre 0.25 y 10 mm para clasificar el estado estructural del suelo de acuerdo con Kaurichev (1983).
Capacidad de retención de agua	Humedecimiento de muestra de suelo con agua y posterior filtración. Se determina la capacidad de retención de agua por diferencia de pesos Yu et al. (2013).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el presente capítulo se hace la descripción de los resultados obtenidos en las etapas que constituyeron la metodología de esta investigación y su discusión con lo que se ha reportado en la literatura.

4.1. Etapa I: Recolección de la FORSU y del suelo

La recolección de la FORSU es la actividad que dio inicio al presente proyecto y se realizó en la estación de transferencia en la alcaldía de Coyoacán. El procedimiento de esta etapa se describe a detalle en la sección de Metodología.

Por su parte, la arena utilizada para la experimentación fue de tipo comercial, siendo una cantidad de 5 kg, suficiente para llevar a cabo las pruebas. De acuerdo con las especificaciones del proveedor, la arena adquirida fue de tipo silícea y con una densidad de 2.6 ton/m³.

4.2. Etapa II: Caracterización de la FORSU y del suelo

Como se mencionó en el subcapítulo 3.2, tras su recolección y previo a su caracterización, la FORSU fue sometida a un proceso de trituración en una licuadora industrial de marca internacional para reducir su tamaño de partícula y conseguir una mezcla homogénea que pueda ser más fácilmente caracterizada. En la Tabla 4.1, se presentan los resultados obtenidos de su caracterización.

Tabla 4.1. Caracterización de la FORSU. El número de repeticiones para cada parámetro se muestra dentro de los paréntesis

Parámetro	Valor	Unidad
Humedad	72.08 ± 0.07 (3)	% [M/M]
Sólidos totales	279.24 ± 0.72 (3)	g/kg _{FORSU}
Sólidos volátiles	210.21 ± 0.27 (3)	g/kg _{FORSU}
Sólidos fijos	69.03 ± 0.98 (3)	g/kg _{FORSU}
SV/ST	0.75	-
pH	5.6	-
DQO	585.19 ± 42.99 (3)	g/kg _{ST}
Nitrógeno total Kjeldahl (NTK)	26.38 ± 0.42 (3)	g/kg _{ST}
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	1.02 ± 0.04 (3)	g/kg _{ST}
Carbono orgánico total (COT)	449.02 ± 0.1 (2)	g/kg _{ST}
C/N	17	-

De acuerdo con los resultados obtenidos, la FORSU que se utilizó para el presente trabajo posee un contenido de sólidos totales de 27.9% y una humedad de 72.1%. Dichos

valores entran en el rango reportado por Campuzano y Gonzáles (2016), quienes indican que para la FORSU el contenido de ST varía de entre 15 a 50.2% y el contenido de humedad del 49.8 al 85%. En lo que respecta al contenido de SV, se obtuvo para el presente trabajo un contenido de $210.21 \pm 0.27 \text{ g}_{\text{SV}}/\text{kg}_{\text{FORSU}}$, mientras que Campuzano y González (2016) reportan un contenido promedio de $229 \text{ g}_{\text{SV}}/\text{kg}_{\text{FORSU}}$. En esta misma investigación se reportó para la FORSU obtenida de la Ciudad de México una relación SV/ST promedio de 0.75, cifra que se obtuvo en el presente trabajo. Cabe destacar que la relación SV/ST es indicador del contenido de materia orgánica contenida en los sólidos totales de la FORSU.

El pH medido para la FORSU fue de 5.6, valor que encaja con el rango reportado en la literatura y que oscila entre 4.1 y 6.2 (Campuzano et al., 2016).

Para el caso de la DQO se obtuvo un valor de $585.19 \pm 42.99 \text{ gO}_2/\text{kg}_{\text{ST}}$, lo que resultó un 67% mayor al reportado por Campuzano (2015), para la FORSU obtenida de muestreos anteriores en la misma estación de transferencia y cuyo valor fue de $304 \pm 11.04 \text{ gO}_2/\text{kg}_{\text{ST}}$.

El nitrógeno total Kjeldahl de la FORSU para esta investigación fue de $26.38 \pm 0.42 \text{ g}/\text{kg}_{\text{ST}}$ y el nitrógeno amoniacal de $1.02 \pm 0.04 \text{ g}/\text{kg}_{\text{ST}}$. Dichos valores son un 20% mayor y un 15% menor, respectivamente a los reportados por Ossa (2020), para muestras de FORSU obtenidas de la misma estación de transferencia, siendo de $21 \pm 0.1 \text{ g}/\text{kg}_{\text{ST}}$ para nitrógeno total Kjeldahl y de $1.2 \pm 0.1 \text{ g}/\text{kg}_{\text{ST}}$.

El carbono orgánico total (COT) tuvo un valor de $449.02 \pm 0.1 \text{ g}/\text{kg}_{\text{ST}}$, 16.7% mayor al valor que Ossa (2020) reportó en su investigación, siendo este de $374 \pm 0.7 \text{ g}/\text{kg}_{\text{ST}}$. Por otro lado, la relación C/N para el presente trabajo fue de 17, similar al reportado por Ossa (2020), siendo este último de 18.

Para el caso de la arena de sílice, en la Tabla 4.2 se presentan los parámetros que se midieron para constituir su caracterización.

Tabla 4.2. Características de la muestra de suelo (arena). El número de repeticiones para cada parámetro se muestra dentro de los paréntesis

Parámetro	Valor			Unidad
Humedad	0.023 ± 0.002 (3)			% [M/M]
Sólidos totales	999.77 ± 0.02 (3)			g/kg _{arena}
Sólidos volátiles	2.43 ± 0.56 (3)			g/kg _{arena}
Sólidos fijos	997.34 ± 0.56 (3)			g/kg _{arena}
SV/ST	0.0024			-
pH	6.13			-
Nitrógeno total Kjeldahl (NTK)	0.0 ± 0 (3)			g/kg _{ST}
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	0.0 ± 0 (3)			g/kg _{ST}
Carbono orgánico total (COT)	0.0 ± 0 (2)			g/kg _{ST}
Textura de suelo	Arena	Limo	Arcilla	%
	100	0	0	
Capacidad de retención de humedad	24.5			%
Tamaño de partícula	0.05 - 0.1			mm
Densidad real	2.35			g/mL
Densidad aparente	1.27			g/mL

Tras la caracterización de la muestra de arena que se utilizó para la experimentación, se pudo confirmar un carente contenido de materia orgánica, ya que el contenido de sólidos volátiles fue de 2.43 ± 0.56 g/kg_{arena}, dando como resultado una relación SV/ST de 0.0024, cifra que indica un empobrecido contenido de materia orgánica por sólidos totales. Por su parte, el contenido de humedad resultó escaso, siendo este de 0.0023% [M/M].

También se determinó un carente contenido de nutrientes en la muestra de arena, debido a la nula presencia de N, tanto en nitrógeno total Kjeldahl como amoniacal.

Con respecto al pH, se registró un valor de 6.13, es decir, ligeramente ácido. Lo que confirma que se manejó una arena de tipo silíceas, que se caracteriza por poseer un pH neutro o ligeramente ácido, a diferencia de las arenas de tipo calcáreas que presentan pH alcalinos y que llegan a alcanzar valores de 12.

De acuerdo con las especificaciones del proveedor, fue posible conocer el tamaño de partícula de la arena, la cual está entre 0.05 y 0.1 mm, clasificándose como una arena fina. De las mismas especificaciones del proveedor, se determinó que el contenido de partículas en la muestra es de 100% arena, 0% limo y 0% arcilla.

Adicionalmente, se determinó la densidad real y la densidad aparente para la muestra de arena, siendo estas de 2.35 y 1.27 g/mL, respectivamente. A diferencia de la densidad

real, la densidad aparente incluye el espacio poroso entre las partículas, un valor alto de densidad aparente, frecuente en suelos arenosos, indica compactación en el suelo.

Finalmente, la capacidad de retención de agua de la muestra de arena resultó ser de 24.5%.

Las características de la muestra de arena utilizada resultaron idóneas para representarla como un suelo degradado, con una pobre estructura y por consecuencia, con una baja capacidad de retención de agua, además de un nulo contenido de materia orgánica y de nutrientes, como es el caso del N.

4.3. Etapa III: Proceso de digestión anaerobia de la FORSU

Una vez recuperada la biomasa inhibida en el reactor, se adicionó de esta, una masa equivalente a 677 g de ST al reactor. Posteriormente se completó el volumen útil de 3 litros del reactor con la adición de agua al sistema y se dio marcha al proceso manejando un tiempo de retención de sólidos (TRS) de 35 días. En la Figura 4.1 se muestra el cambio en la concentración de ST y SV dentro del reactor, medidos los lunes, miércoles y viernes durante la duración del proceso.

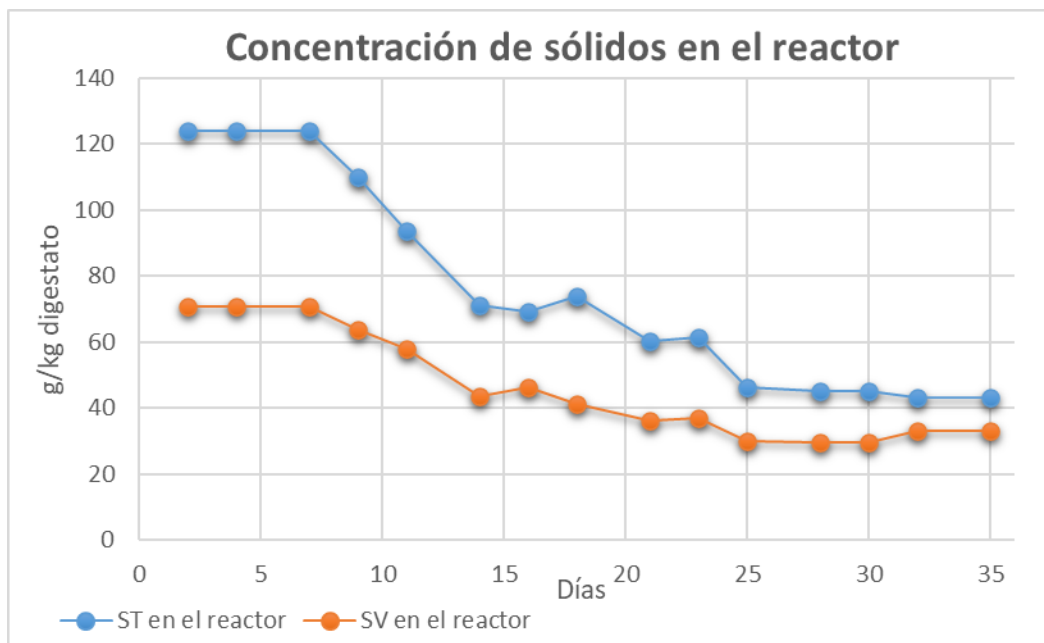


Figura 4.1. Evolución en la concentración de ST y SV dentro del reactor, durante 35 días de operación

El proceso se mantuvo bajo condiciones de digestión húmeda, donde la concentración de sólidos totales estuvo por debajo del 15%, o bien, 150 g ST/kg digestato. Hasta los últimos 5 días de operación el contenido de sólidos totales dentro del reactor se encontró en un valor cercano al 4% y en el día 35 se midió una concentración de 42.97 g ST/kg digestato.

Cada día se purgaron del reactor 85 mL de digestato, lo que equivalía a 1/35 parte de su volumen con mezcla completa. Por otro lado, al reactor se ingresaba FORSU cada 48 horas y para mantener una buena operación del sistema, era alimentado al reactor la misma cantidad de ST que se estaba purgando. En la Tabla 4.3 se muestran las cantidades de FORSU que se alimentaron al reactor con sus respectivas cargas orgánicas aplicadas. Cabe mencionar que entre el día 1 y 6 no hubo alimentación como una medida para revertir la inhibición por AGV que presentó inicialmente el inóculo.

Tabla 4.3. Alimentaciones de FORSU y cargas orgánicas manejadas para el digestor anaerobio

Tiempo	FORSU alimentada	Sólidos volátiles alimentados	Carga orgánica
Días	gMF	gSV	kgSV/m ³ d
1	-	-	-
2	-	-	-
3	-	-	-
4	-	-	-
5	-	-	-
7	20	4.204	0.701
9	20	4.204	0.701
11	50	10.510	1.752
14	75.2	15.808	2.635
16	42.14	8.858	1.476
18	44.8	9.417	1.569
21	39.66	8.337	1.389
23	36.79	7.734	1.289
25	28	5.886	0.981
28	28	5.886	0.981
30	28	5.886	0.981
32	75.2	15.8	2.633
35	75.2	15.8	2.633

Donde MF: Materia fresca

4.3.1. Estabilidad del digestor anaerobio

4.3.1.1. Índice de alcalinidad α

La estabilidad del reactor anaerobio se evaluó a partir del índice de alcalinidad α , el cual corresponde a la relación entre la alcalinidad bicarbónica y la alcalinidad total. Para el arranque de un reactor anaerobio se recomiendan valores del índice α por encima de 0.5 y con valores de 0.7 se alcanzan condiciones estables en el sistema (Jenkins et al., 1983). Durante la operación se realizó un seguimiento diario de la alcalinidad dentro del reactor, en la Figura 4.2 se muestra el comportamiento del índice α y del pH dentro del reactor durante los 35 días de operación.

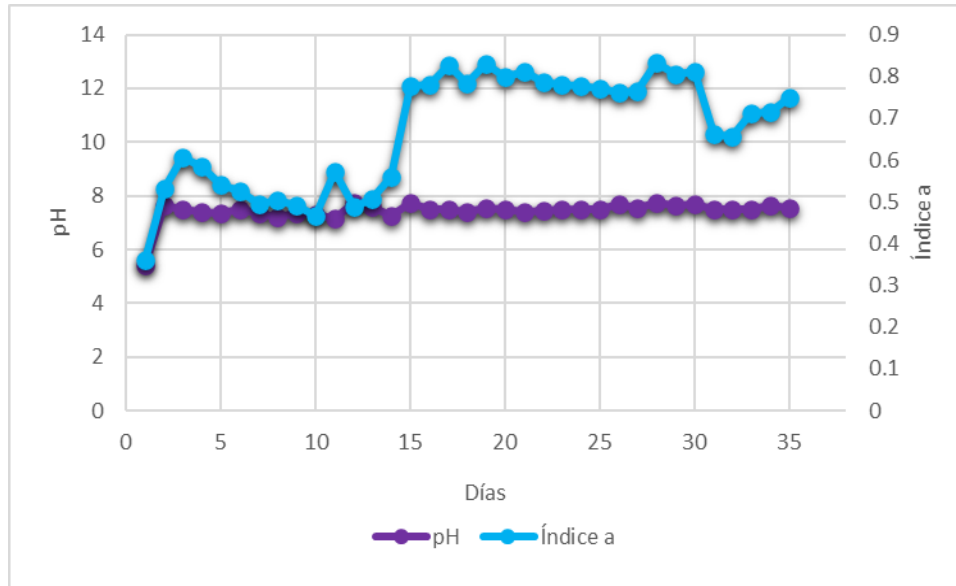


Figura 4.2. Evolución del pH y del índice de alcalinidad α dentro del reactor anaerobio

El pH, por sí solo, no es un parámetro que indica estabilidad en el sistema, pues este mantuvo un comportamiento constante durante la operación. El índice α mostró cambios importantes en la alcalinidad del sistema. Sin embargo, de acuerdo con Zupancic y Grilic (2012), valores de pH que oscilan entre 7 y 8 son óptimos para la producción de metano dentro de un reactor anaerobio. Para el presente experimento, los valores de pH oscilaron, a partir del día 2, entre 7.18 y 7.73, por lo que se mantuvo una condición óptima para la generación de metano en el reactor.

Para el índice α , en el día 1 se registró el valor más bajo, siendo de 0.36, lo que indicaba una acidificación del sistema debida a una alta presencia de AGV. Como medida para estabilizar el sistema, no se alimentó durante los primeros 6 días hasta que se alcanzaron valores que oscilaron 0.5, recomendados para el arranque. Posteriormente se aplicó una carga orgánica de 0.7 kgSV/m³d al reactor y fue aumentando progresivamente hasta que en el día 15 de operación el índice α alcanzó valores por encima de 0.7 que indicaron condiciones estables en el reactor.

4.3.1.2. Contenido de metano en el biogás del reactor anaerobio

El contenido de metano en el biogás producido por el reactor anaerobio se tomó en cuenta como un criterio para evaluar la estabilidad del proceso. Para este caso, se debe tener una composición de metano en el biogás mayor al 60% Ossa (2020). La composición del biogás producido por el reactor se midió desde el primer día de operación. En la Figura 4.3 se ilustra la concentración de metano en el biogás producido durante 35 días de operación.

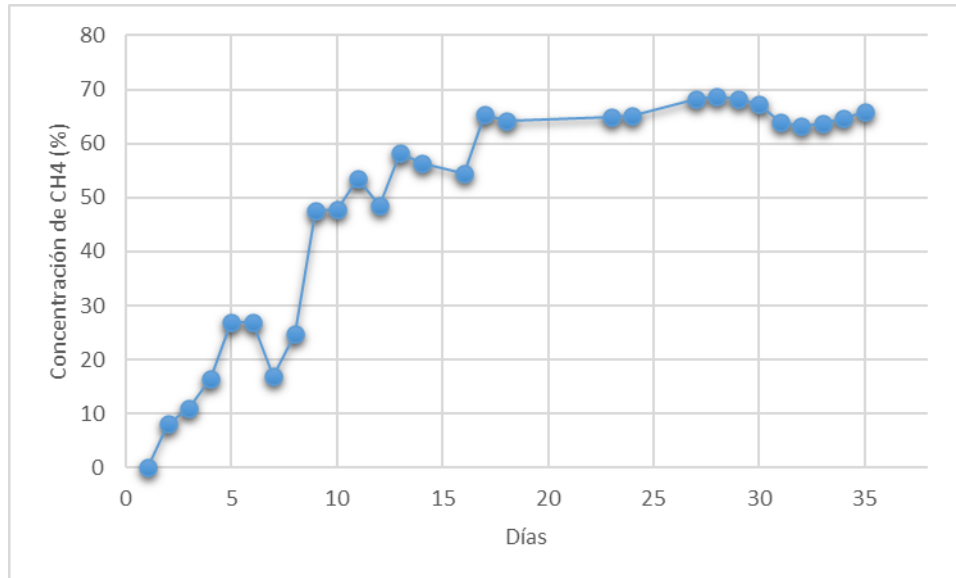


Figura 4.3. Contenido de metano del biogás durante la operación del reactor

Desde el arranque del reactor hasta el día 16 de operación, la composición de metano en el biogás producido fue inestable. Sin embargo, se aprecia que con el paso del tiempo esta iba en aumento. Durante el lapso de los 16 primeros días de operación la composición de metano fue mantenida por debajo del 60% recomendado en la literatura para considerar estabilidad en el sistema. Dicho comportamiento coincide con lo observado con el índice de alcalinidad α , que durante los primeros 15 días llegó a presentar valores ligeramente por debajo del 0.5, lo que indicaba una acidificación del sistema debido a AGV. De modo que esta condición mantuvo inhibidas a las arqueas metanogénicas en el reactor y por ello se debe una reducida producción de metano. Cuando la alcalinidad en el reactor alcanzó condiciones estables, se puede observar que la composición de metano en el biogás incrementó, superando el 60% recomendado y en el lapso del día 17 hasta el día 35 de operación la composición varió entre el 60 y 70%, con lo que se consideró que en ese lapso se logró la estabilidad del reactor.

4.4. Etapa IV: Caracterización del digestato de la FORSU

El digestato que se fue purgando del reactor anaerobio se almacenó en un cuarto frío hasta su caracterización y su posterior uso. Previo a su caracterización, el digestato se sometió a una centrifugación y se recuperó la fracción sólida con una masa de 453.5 g, lo que fue suficiente para montar las pruebas de incubación con arena. En la Tabla 4.4 se presentan los parámetros que se midieron del digestato espesado de la FORSU y que conformaron su caracterización.

Tabla 4.4. Caracterización de la fracción espesada del digestato de la FORSU. El número de repeticiones para cada parámetro se muestra dentro de los paréntesis

Parámetro	Valor	Unidad
Humedad	82.40 ± 0.18 (3)	% [M/M]
Sólidos totales	175.98 ± 1.83 (3)	g/kg _{dig}
Sólidos volátiles	103.23 ± 4.72 (3)	g/kg _{dig}
Sólidos fijos	72.75 ± 0.98 (3)	g/kg _{dig}
SV/ST	0.59	-
pH	8.08	-
DQO	73.11 ± 5.67 (3)	g/kg _{dig}
Nitrógeno total Kjeldahl (NTK)	5.64 ± 0.17 (3)	g/kg _{dig}
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	1.61 ± 0.04 (3)	g/kg _{dig}
Carbono orgánico total (COT)	110.05 ± 0.78 (2)	g/kg _{dig}
C/N	19.5	-

Como se ha mencionado, la relación SV/ST indica el contenido de materia orgánica por sólidos totales, para el caso de la FORSU esta relación fue del 75% mientras que para el digestato de la FORSU obtenido fue del 59%, esta reducción del 16% en el contenido de materia orgánica es debida a su degradación durante el proceso de digestión anaerobia y que se transforma en CO₂ y CH₄ que constituyen el biogás. Por otro lado, la relación SV/ST del digestato de la FORSU de esta investigación fue similar al digestato de FORSU utilizado en la investigación de Tampio et al. (2016) y que tuvo un valor de 58.7%. Sin embargo, para determinar la estabilidad del digestato de la FORSU, la NOM-004-Semarnat-1997 recomienda una reducción de SV del 38% durante el proceso de digestión anaerobia, de modo que el digestato de la FORSU obtenido en esta investigación contiene aún materia orgánica susceptible de degradarse durante el periodo de incubación sobre la arena.

El pH del digestato de la FORSU presentó un valor de 8.08 el cual fue comparable con el digestato de la FORSU de la investigación de Tampio et al. (2016), de 8.3. El pH neutro o ligeramente alcalino es una característica de digestatos favorable para su uso en la agricultura, por otro lado, digestatos alcalinos pueden aumentar en el suelo la volatilización de NH₄-N y los digestatos ácidos pueden disminuir el pH del suelo, lo que contribuye a la movilización de metales pesados (Tampio et al., 2016).

La DQO del digestato obtenido para esta investigación tuvo un valor de 73.11 ± 5.67 g/kg_{dig} la cual resultó el doble que la DQO del digestato de la FORSU de la investigación de Tampio et al. (2016), con un valor de 30.6 g/kg_{dig}.

4.4.1. Contenido de nitrógeno en el digestato de la FORSU

En la Tabla 4.5 se muestra una comparación en el contenido de especies de nitrógeno de la FORSU obtenidas antes del proceso de digestión anaerobia y del digestato de la FORSU obtenida de dicho proceso.

Tabla 4.5. Contenido de especies de nitrógeno de la FORSU y del digestato de la FORSU

Especie de nitrógeno	NTK-N		NH ₄ -N		N orgánico	
	g/kg _{MF}	g/kg _{ST}	g/kg _{MF}	g/kg _{ST}	g/kg _{MF}	g/kg _{ST}
FORSU	7.37 ± 0.11	26.38 ± 0.42	0.29 ± 0.01	1.02 ± 0.04	7.08	25.36
Digestato	5.64 ± 0.17	32.04 ± 1.22	1.61 ± 0.04	9.13 ± 0.3	4.03	28.01

MF: materia fresca

La FORSU inicialmente poseía una concentración de N orgánico mayor al digestato obtenido y esto es debido a que durante el proceso de digestión anaerobia las macromoléculas orgánicas, en particular las proteínas, se hidrolizan y posteriormente mineralizan, dando lugar a la formación de NH₄-N. En la digestión anaerobia es típico obtener una disminución en la materia orgánica y un aumento en la producción de N amoniacal, lo que involucra un aumento en el pH (Möller y Müller, 2012). Esto último se respalda al observar una mayor concentración de amonio en el digestato con respecto a la FORSU y por ello es posible considerarlo un fertilizante con un importante aporte de nitrógeno mineral que es fácilmente aprovechable por las plantas.

En comparación con la FORSU, el digestato de la FORSU posee una mayor concentración de nitrógeno amoniacal, especie que está disponible para su asimilación directa por las plantas. Para este caso, el digestato contiene un 29% de nitrógeno amoniacal con respecto al nitrógeno total y la FORSU tiene una composición del 4% de nitrógeno amoniacal (ver figura 4.4).

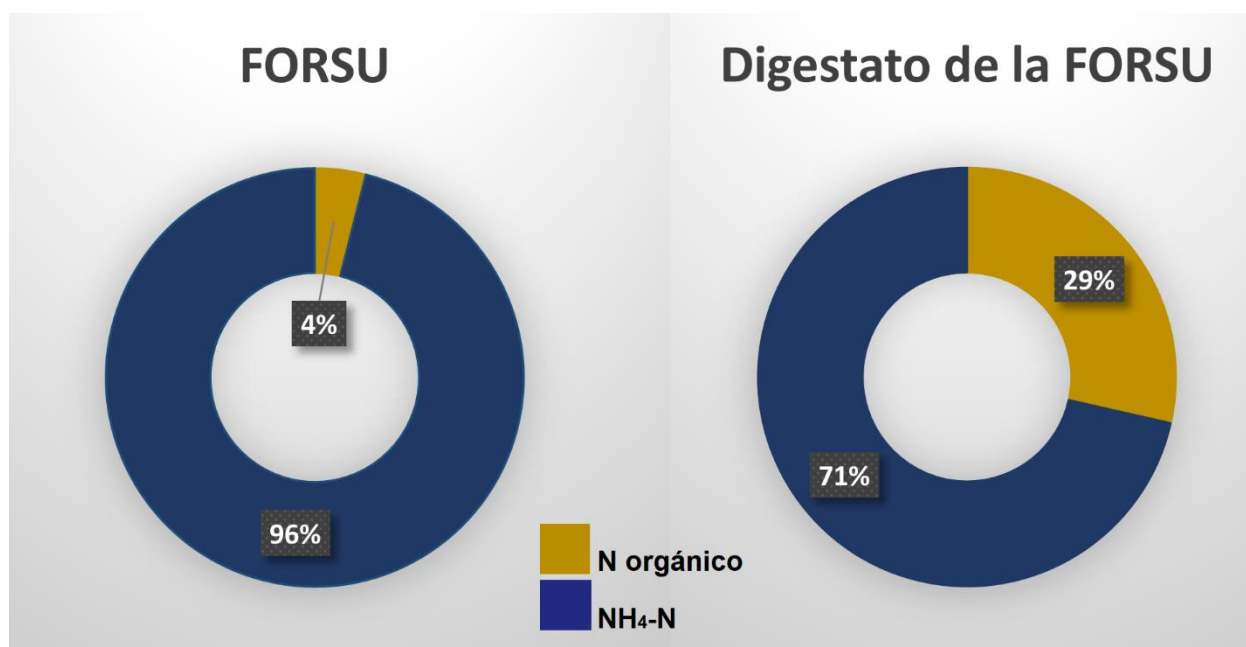


Figura 4.4. Composición de las formas de nitrógeno en la FORSU y el digestato de la FORSU

El digestato de la FORSU de la presente investigación tuvo una concentración de NTK de 5.64 ± 0.17 g/kg_{dig} que resultó ligeramente mayor en comparación con el digestato de la FORSU de la experimentación de Tampio et al. (2016), cuyo valor de NTK fue de 4.5 g/kg_{dig}. Respecto al N amoniacal, para esta investigación se obtuvo un digestato de la FORSU con una concentración de 1.61 ± 0.04 g_{NH4-N}/kg_{dig}, mientras que Tampio et al. (2016) reportó para el digestato de la FORSU de su investigación un valor de 3.2 g_{NH4-N}/kg_{dig}.

4.4.2. Contenido de carbono orgánico total en el digestato de la FORSU

En la Tabla 4.6 se muestra una comparativa de la concentración de las formas de carbono en la FORSU y en el digestato de la FORSU.

Tabla 4.6. Contenido de formas de carbono de la FORSU y del digestato de la FORSU

Especie de carbono	C total		C inorgánico		C orgánico total	
	g/kg _{MF}	g/kg _{ST}	g/kg _{MF}	g/kg _{ST}	g/kg _{MF}	g/kg _{ST}
FORSU	126.8 ± 0.0	454.1 ± 0.0	1.4 ± 0.01	5.1 ± 0.01	125.4 ± 0.01	449 ± 0.01
Digestato	113.4 ± 1.25	644.2 ± 0.0	3.3 ± 0.47	18.8 ± 0.01	110.1 ± 0.78	625.4 ± 0.0

En comparación con la FORSU inicial, el digestato de la FORSU presenta una concentración de COT menor y esto es debido a degradación de macromoléculas orgánicas que tuvo lugar durante el proceso de digestión anaerobia, de modo que parte

del carbono orgánico total que ingresó en la FORSU al reactor se transformó en el dióxido de carbono y metano que constituían al biogás.

Por su parte, la concentración de carbono inorgánico del digestato fue mayor que la concentración de la FORSU debido a que los carbonatos disueltos en el reactor son enriquecidos por residuos de los metabolismos o consumidos por organismos autótrofos, en el balance final se fue acumulando dentro del reactor.

La concentración de COT para el digestato de la presente investigación, en función de los ST, tuvieron un valor de 625.4 g_{COT}/kg_{ST} y que resultó ser mayor al digestato de la FORSU utilizado por Tampio et al. (2016), con un valor de 320 g_{COT}/kg_{ST}.

Por otro lado, la relación C/N del digestato de la FORSU fue de 19.5, valor que es cercano al reportado por Teglia et al. (2011a) que, para un digestato de la FORSU, el valor fue de 24.8. La relación C/N representa un equilibrio entre la mayoría de los componentes más importantes de la materia orgánica y en la literatura se sugiere a menudo un umbral entre 10 y 20 para considerar estabilidad y madurez (Teglia et al., 2011a). Dicho lo anterior, con una relación C/N de 19.5 podría considerarse al digestato de la FORSU de la presente investigación un producto estabilizado.

4.5. Etapa V: Incubaciones de mezclas digestato de la FORSU con arena

En la Figura 4.5 se muestran las mezclas de digestato de la FORSU con arena manejadas para el presente proyecto.



Figura 4.5. Mezclas preparadas de muestras de 500 g de arena con digestato de la FORSU (De izquierda a derecha, proporciones de 5.3, 15, 27 y 70 g)

Una vez que se prepararon las mezclas digestato y arena, se llevaron a incubación a 20°C y pasada una hora se tomaron las muestras para llevar a cabo la primera caracterización, correspondiente al día 0. Posteriormente, se pesaron cada una de las

mezclas y se registrándose el peso para dar seguimiento a las pérdidas de humedad al pasar los días.

En la Tabla 4.7 se muestra el % de humedad y el contenido de sólidos totales, así como el pH medido para cada una de mezclas de digestato con arena (al tiempo cero).

Tabla 4.7. Humedad, contenido de sólidos y pH iniciales de cada una de las mezclas digestato/arena (al tiempo cero)

Parámetro	Humedad	Sólidos totales (ST)	pH
Unidad	% [M/M]	g/kg _{mezcla}	-
5.3 g/500 g	16.02 ± 0.28 (2)	839.78 ± 2.78 (2)	8.9
15 g/500 g	17.85 ± 0.82 (2)	821.54 ± 8.17 (2)	8.87
27 g/500 g	18.13 ± 0.57 (2)	818.68 ± 5.73 (2)	8.93
70 g/500 g	18.73 ± 0.9 (2)	812.65 ± 9.03 (2)	8.94

Las humedades alcanzadas para las mezclas de digestato con arena fueron cercanas a la propuesta para una composición típica de suelo de 25 % [M/M] (Kalev y Toor, 2018), siendo la mezcla 5.3 g digestato en 500 g de arena la que presentó un % de humedad más bajo. Por otro lado, todas las mezclas tuvieron un pH muy similar y dentro del rango de fuertemente alcalino, es decir > 8.5. Con estos valores de pH se tienen condiciones a lo largo del periodo de incubación para evaluar si se presentó nitrificación en el suelo y por consecuencia una disminución en la concentración de NH₄-N. Posiblemente esto sucedió debido a que los valores de pH obtenidos son cercanos al rango óptimo en el que tiene lugar la nitrificación que es de 6.6 a 8 (Tambone y Adani, 2017).

4.5.1. Variación del carbono orgánico total (COT), el nitrógeno total Kjeldahl (NTK), el pH y el N amoniacal durante la incubación

En la Tabla 4.8 se muestra la variación del nitrógeno total Kjeldahl (NTK) y del carbono orgánico total (COT) para cada una de las mezclas de arena con digestato de la FORSU, durante los 70 días de incubación. Los suelos 1, 2, 3 y 4 corresponden a las mezclas arena/digestato de 5.3 g/500 g, 15 g/500 g, 27 g/500 g y 70 g/500 g, respectivamente.

Para medir la concentración de NTK en los tratamientos de arena con digestato de la FORSU se recurrió al método Kjeldahl, el cual consiste en la digestión de una muestra y su posterior destilación y titulación. Para cada tratamiento durante el periodo de incubación se llevó a cabo un muestreo de dos repeticiones tomadas desde distintos puntos, es decir, se realizó un muestreo en la superficie del suelo y el otro a una profundidad aproximada de 10 cm. La determinación del COT fue a partir de un analizador de carbono de muestras sólidas marca Shimadzu SSM-5000A y el muestreo fue de igual forma con dos repeticiones, una desde la superficie y otra a una profundidad aproximada de 10 cm.

Tabla 4.8. Concentraciones de NTK y COT en las mezclas de arena y digestato durante la incubación

Día	Suelo 1		Suelo 2		Suelo 3		Suelo 4	
	NTK	COT	NTK	COT	NTK	COT	NTK	COT
	mg/kg _{ST}	mg/kg _{ST}	mg/kg _{ST}	mg/kg _{ST}	mg/kg _{ST}	mg/kg _{ST}	mg/kg _{ST}	mg/kg _{ST}
0	375.26 ± 179	1713.84 ± 97	409.05 ± 183	2078.96 ± 160	623.50 ± 293	3128.73 ± 105	746.05 ± 51	7708.46 ± 523
3	415.96 ± 174	1959.03 ± 210	465.89 ± 311	2776.49 ± 86	663.86 ± 170	2988.36 ± 368	766.32 ± 68	8317.21 ± 448
7	377.17 ± 159	1829.05 ± 57	356.53 ± 126	2542.18 ± 390	678.42 ± 30	2940.73 ± 198	734.58 ± 0.7	8242.14 ± 626
14	311.88 ± 11	1592.08 ± 226	407.74 ± 107	2275.00 ± 209	608.85 ± 85	2974.93 ± 81	741.87 ± 45	9334.86 ± 1937
16	281.13 ± 9	1547.43 ± 106	364.21 ± 64	2086.94 ± 8	525.50 ± 79	2879.04 ± 782	752.91 ± 0.3	8914.63 ± 2515
22	314.86 ± 100	1879.66 ± 291	432.0 ± 53	2800.84 ± 185	571.86 ± 112	2910.80 ± 186	756.88 ± 135	9225.34 ± 460
29	351.12 ± 90	1561.72 ± 246	447.11 ± 51	2097.89 ± 3	564.59 ± 138	3101.35 ± 178	780.60 ± 13	7816.38 ± 1835
43	339.83 ± 154	1502.36 ± 478	456.16 ± 73	2632.86 ± 134	529.57 ± 41	3015.24 ± 1488	708.79 ± 30	8463.64 ± 904
49	263.52 ± 60	1923.12 ± 31	388.92 ± 89	2530.01 ± 162	573.42 ± 22	3100.74 ± 162	661.11 ± 114	7039.91 ± 746
63	231.87 ± 91	1448.00 ± 94	422.78 ± 34	2281.69 ± 63	534.12 ± 69	2519.92 ± 67	789.45 ± 70	7226.95 ± 36
70	245.98 ± 93	1951.11 ± 414	320.12 ± 17	2296.91 ± 551	485.96 ± 80	2995.08 ± 52	741.44 ± 43	7653.95 ± 52

4.5.1.1. Evolución del COT

La dinámica del carbono orgánico total (COT) en el suelo es regida por la actividad de los microorganismos que consumen la materia orgánica menos recalcitrante y que, posteriormente, escapa a la atmósfera en forma de CO₂, lo que se refleja con el tiempo en una disminución del contenido de COT en el suelo. En la Figura 4.6 se presenta la evolución del COT durante los 70 días de incubación.

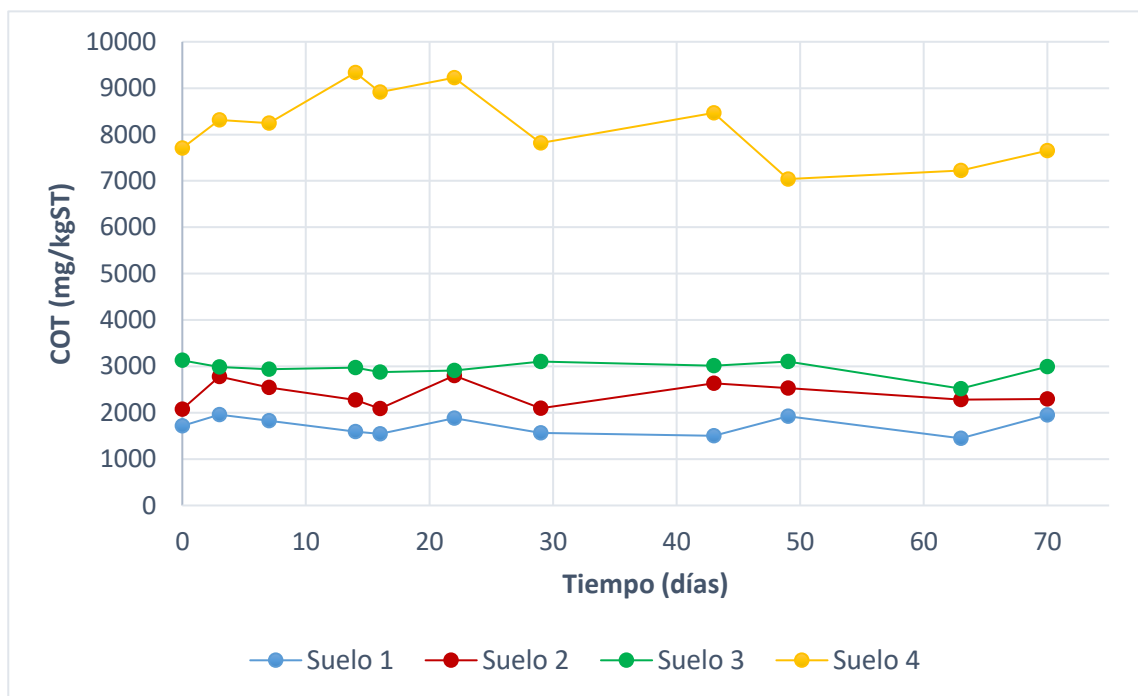


Figura 4.6. Evolución del COT durante el periodo de incubación

Para el suelo 1 se registró al inicio de la incubación el valor de COT más bajo con respecto al resto de los tratamientos, siendo el orden: *Suelo 4* > *Suelo 3* > *Suelo 2* > *Suelo 1*. Dicha tendencia era de esperarse para esta investigación, pues el suelo 1 fue el tratamiento que recibió el menor aporte de materia orgánica del digestato FORSU añadido sobre la arena, y en el suelo 4 se recibió el mayor aporte de materia orgánica del digestato de la FORSU. Conforme transcurrió el tiempo de incubación se observaron mínimas variaciones del COT para los cuatro tratamientos. Sin embargo, para analizar a fondo la disminución del COT se realizó una prueba de medias y para ello el periodo de incubación se dividió en tres intervalos de tiempo: el primer intervalo abarca desde el día 0 al día 7; el segundo intervalo fue del día 14 al día 29; y el tercer intervalo de tiempo abarca del día 43 al día 70. Utilizando un nivel de significancia de 0.05 se probó la hipótesis de que el contenido de COT disminuyó de manera significativa durante la incubación. Para los siguientes análisis de varianza (ANDEVA), donde M es la media, SD es la desviación estándar y n es el número de muestras.

Los resultados del ANDEVA para el suelo 1 señalaron que no hubo una variación estadísticamente significativa entre las medias del COT del primer intervalo ($M = 1834$,

$SD= 100.2, n= 3$), el segundo intervalo ($M = 1645.2, SD= 136.2, n= 4$) y el tercer intervalo de días de incubación ($M = 1706.1, SD= 232, n= 4$), siendo el tamaño del efecto pequeño en términos de Cohen $F_{(2,8)} = 0.78, p > 0.05, \eta^2 = 0.16$.

Para el caso del suelo 2, el análisis ANDEVA indicó que la variación entre las medias de COT del primer intervalo ($M = 2465.9, SD= 289.8, n= 3$), el segundo intervalo ($M = 2315.2, SD= 290.2, n= 4$) y el tercer intervalo de días de incubación ($M = 2435.4, SD= 150.6, n= 4$) no fueron estadísticamente significativos y con un tamaño del efecto pequeño en términos de Cohen $F_{(2,8)} = 0.28, p > 0.05, \eta^2 = 0.06$.

En el suelo 3 el análisis ANDEVA también concluyó que la disminución del COT no fue estadísticamente significativa desde el primer intervalo ($M = 3019.3, SD= 79.8, n= 3$), hasta el segundo intervalo ($M = 2966.5, SD= 85.2, n= 4$) y tercer intervalo de días de incubación ($M = 2907.7, SD= 227.4, n= 4$), siendo el tamaño del efecto pequeño en términos de Cohen $F_{(2,8)} = 0.34, p > 0.05, \eta^2 = 0.08$.

Finalmente, el análisis ANDEVA del suelo 4 señaló que la disminución del COT desde el primer intervalo ($M = 8089.3, SD= 271.0, n= 3$) hasta el segundo intervalo ($M = 8822.8, SD= 601.2, n= 4$) y tercer intervalo de tiempo de incubación ($M = 7596.1, SD= 548.1, n= 4$) tampoco fue estadísticamente significativo y con un tamaño del efecto grande en términos de Cohen $F_{(2,8)} = 4.24, p > 0.05, \eta^2 = 0.51$.

Para los cuatro tratamientos se concluyó que no hubo una disminución notable del COT durante el periodo de incubación y, de acuerdo con Tambone y Adani (2017), el COT en el suelo se mantiene sin variaciones cuando la mayor parte de la materia orgánica es estable. De este modo, es posible determinar que el digestato de la FORSU utilizado para esta investigación estaba constituido mayormente de materia orgánica estable.

4.5.1.2. Evolución del NTK

El nitrógeno total Kjeldahl es la suma del nitrógeno orgánico y del nitrógeno en forma amoniacal, este último a su vez es la suma del amoniaco (NH_3) y del amonio (NH_4^+). De acuerdo con Tambone y Adani (2017), la variación del NTK en el suelo está sujeta a las transformaciones que sufre el N amoniacal durante los procesos de volatilización y nitrificación y que se ven reflejadas en la disminución del NTK. En la Figura 4.7 se

muestra la evolución que siguió el NTK de cada uno de los cuatro tratamientos arena/digestato de la FORSU durante los 70 días de incubación.

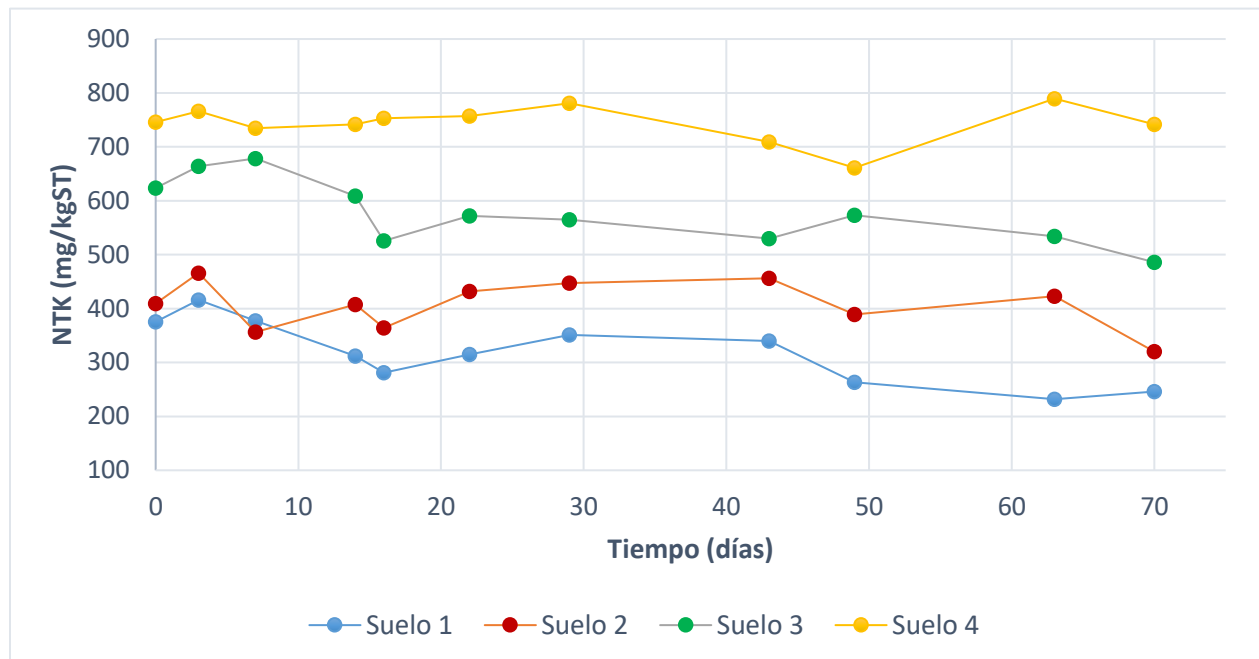


Figura 4.7. Evolución del NTK durante el periodo de incubación

Para analizar la disminución en el contenido de NTK de los 4 diferentes tratamientos arena/digestato de la FORSU de la presente investigación, se separó el proceso de incubación de 70 días en tres intervalos de tiempo: El primer intervalo abarca desde el día 0 al día 7; el segundo intervalo fue del día 14 al día 29; y el tercer intervalo de tiempo abarca del día 43 al día 70. Utilizando un nivel de significancia de 0.05 se probó la hipótesis de que el contenido de NTK disminuyó del periodo 1, el periodo 2 hasta el periodo 3 para los cuatro diferentes tratamientos de arena con digestato de la FORSU, esto utilizando un análisis ANDEVA para muestras relacionadas.

Los resultados del análisis ANDEVA para el suelo 1 señalaron que hubo una disminución estadísticamente significativa entre las medias del contenido de NTK desde el primer intervalo ($M = 389.5$, $SD = 18.7$, $n = 3$) hasta el segundo intervalo ($M = 314.7$, $SD = 24.8$, $n = 4$) y el tercer intervalo de días de incubación ($M = 270.3$, $SD = 41.7$, $n = 4$), siendo el tamaño del efecto grande en términos de Cohen $F_{(2,8)} = 9.35$, $p < 0.05$, $\eta^2 = 0.70$. De modo que, para este tratamiento, se presentaron condiciones que favorecieron la disminución del N amoniacal, lo que se reflejó en la notable disminución del NTK durante los 70 días de incubación.

Para el caso del suelo 2 el análisis ANDEVA indica que la variación entre las medias del NTK desde el primer intervalo ($M = 410.5$, $SD = 44.7$, $n = 3$) hasta el segundo intervalo ($M = 412.8$, $SD = 31.4$, $n = 4$) y el tercer intervalo de días de incubación ($M = 397$, $SD = 50.3$,

$n= 4$) no fueron estadísticamente significativos y con un tamaño de efecto pequeño en términos de Cohen $F_{(2,8)} = 0.11, p > 0.05, \eta^2 = 0.02$. A diferencia del suelo 1, en este tratamiento se presentó una ligera disminución del NTK que, de acuerdo con Tambone y Adani (2017), se asocia a variaciones en el N amoniacal. De modo que en el suelo 2 el N en forma amoniacal se conservó mejor en comparación con el suelo 1.

Por otro lado, el análisis ANDEVA para el suelo 3 indica que la disminución del contenido medio de NTK desde el primer intervalo ($M = 668.7, SD= 6.9, n= 3$) hasta el segundo intervalo ($M = 567.7, SD= 29.6, n= 4$) y el tercer intervalo de tiempo de incubación ($M = 530.8, SD= 34.2, n= 4$) es estadísticamente significativo, con un tamaño de efecto grande en términos de Cohen $F_{(2,8)} = 9.85, p < 0.05, \eta^2 = 0.71$. De modo que en este tratamiento se presentó, durante el periodo de incubación, una notable reducción del N amoniacal.

Finalmente, para el suelo 4 el análisis estadístico ANDEVA señala que la disminución entre las medias del contenido de NTK desde el primer intervalo ($M = 749.0, SD= 13.1, n= 3$) hasta el segundo intervalo ($M = 758.1, SD= 14.1, n= 4$) y el tercer intervalo de tiempo de incubación ($M = 725.2, SD= 46.8, n= 4$) no es estadísticamente significativo y con un tamaño de efecto pequeño en términos de Cohen $F_{(2,8)} = 0.80, p > 0.05, \eta^2 = 0.17$. De la misma manera que en el caso del suelo 2, en este tratamiento se presentaron condiciones que permitieron la conservación del N en forma amoniacal de modo que, durante el periodo de incubación, su disminución fue mínima en comparación con el suelo 1 y el 3.

En la tabla 4.9 se presenta el contenido de NTK promedio para los tres diferentes periodos de la incubación de las mezclas de suelo con digestato de la FORSU.

Tabla 4.9. Contenido promedio de NTK por periodos de incubación

Intervalo de días	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 3	Suelo 4
	NTK mg/kgST			
0 - 7	389.5 ± 18.7	410.5 ± 44.7	668.7 ± 6.9	749.0 ± 13.1
14 - 29	314.7 ± 24.8	412.8 ± 31.4	567.7 ± 29.6	758.1 ± 14.1
43 - 70	270.3 ± 41.7	397.0 ± 50.3	530.8 ± 34.2	725.2 ± 46.8

En la investigación de Tambone y Adani (2017) se reportó que la disminución en el NTK en el suelo tratado con digestato e incubado a 90 días fue prácticamente nula ($\Delta = 0\%$). Para la presente investigación, el suelo 2 tuvo una disminución del NTK desde el periodo 1 hasta el periodo 3 de un 3.3% y en el suelo 3 hubo una disminución del NTK del 3.2%.

Como se comentó anteriormente, la disminución del NTK en suelos se asocia a la dinámica del N amoniacal que, o bien, puede volatilizarse y escapar a la atmósfera como amoniaco o transformarse a nitrato NO_3^- en el proceso denominado nitrificación. Sin embargo, que se lleven a cabo o no tales procesos depende de las condiciones que se

presentan en los suelos, como es el caso del pH que juega un papel importante en la dinámica del N en suelos y que, para esta investigación, se dio seguimiento durante el periodo de incubación.

4.5.1.3. Evolución del pH

El pH es un parámetro que fue monitoreado de manera constante en los 4 tratamientos arena con digestato de la FORSU, durante los 70 días de incubación. Al inicio de la incubación (día 0) se registraron valores de pH básicos para los cuatro suelos: el suelo 1 tuvo un pH inicial de 8.9; el suelo 2, de 8.87; en el suelo 3 se registró un pH de 8.93 y en el suelo 4 fue de 9.15. Dichos valores de pH muestran que la adición del digestato de la FORSU influyó de manera importante sobre el pH de la arena, siendo este inicialmente de 6.13. Sin embargo, durante el transcurso del tiempo de incubación, el pH de los cuatro tratamientos mostró variaciones significativas. En la Figura 4.8 se muestra la evolución del pH de los cuatro tratamientos analizados para esta investigación.

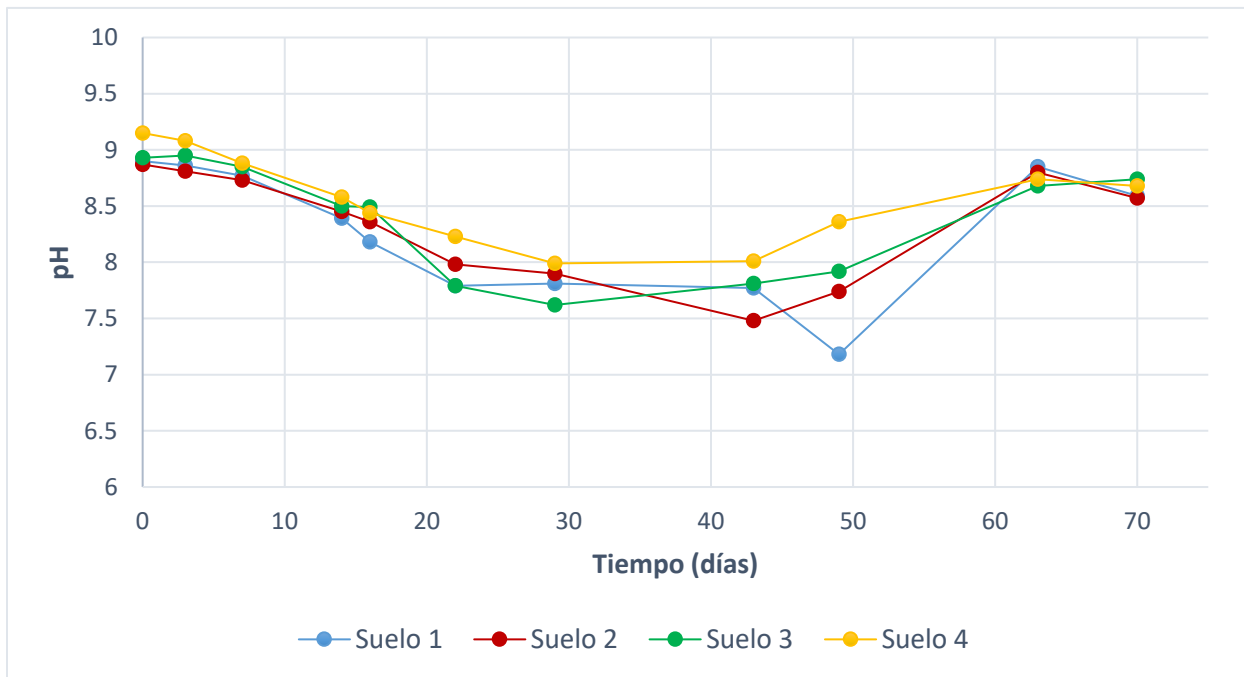


Figura 4.8. Evolución del pH de los cuatro suelos durante el periodo de incubación

El pH tuvo una disminución significativa con el tiempo en todos los tratamientos, pero con diferentes dinámicas. Dichas disminuciones se observaron a partir del día 3 de incubación y continuaron hasta alcanzar un mínimo, posteriormente se observó un incremento significativo en el pH de todos los tratamientos hasta alcanzar valores cercanos a los del inicio de la incubación.

- Para el suelo 1 el valor mínimo de pH (7.18) se registró en el día 49, con una disminución de 1.72 unidades respecto con el valor inicial de pH.

- En el suelo 2 el valor mínimo de pH (7.48) se alcanzó en el día 43 y se tradujo en una disminución de 1.39 unidades del pH al día 0.
- El mínimo de pH para el suelo 3 (7.62) se registró en el día 29, con una reducción de 1.31 unidades del pH al inicio de la incubación.
- En el suelo 4 el valor mínimo de pH (7.99) se presentó también en el día 29, con una disminución de 1.14 unidades respecto del valor de pH inicial.

La disminución del pH de los tratamientos arena/digestato de la FORSU de esta investigación fueron comparables a lo reportado por Cavalli et al. (2017) para un tratamiento de suelo con digestato de estiércol de ganado y maíz ensilado, donde el pH al día 0 fue de 6.7 y para el día 75 de incubación disminuyó a 5.5, lo que se traduce en una disminución de 1.2 unidades. Por su parte, Tambone y Adani (2017) también reportaron una disminución del pH para un tratamiento de suelo con digestato de estiércol de vaca, pues el pH inicial fue registrado de 7.84 y para el día 90 fue de 7.0, lo que significa una disminución de 0.84 unidades.

El pH para esta prueba funcionó como un indicador de la evolución del nitrógeno y del desarrollo microbiano. De acuerdo con Huang y Chen (2009), la disminución del pH en el suelo se asocia al efecto acidificante por la liberación de protones que implica las reacciones de nitrificación y a la pérdida simultánea de amonio del medio. Sin embargo, para esta investigación se dio un seguimiento a la presencia de nitratos NO_3^- y nitritos NO_2^- en los cuatro tratamientos arena/digestato de la FORSU analizados y, durante el transcurso de la incubación, no se detectó la presencia de dichas especies de N, por lo que se descarta la nitrificación y se considera la volatilización del amoníaco como reacción responsable de la disminución del pH de los tratamientos.

Tras haber alcanzado el valor de pH mínimo, en los cuatro tratamientos se observó un incremento significativo del pH hasta el último día de incubación.

- Para el suelo 1, el incremento del pH desde el día 49 hasta el día 70 (8.59) fue de 1,41 unidades.
- En el suelo 2 el pH incrementó del día 43 al día 70 (8.57) de incubación 1.09 unidades.
- El aumento del pH en el suelo 3 desde el día 29 hasta el día 70 (8.74) fue de 1.12 unidades.
- Para el suelo 4 se reportó un incremento de pH de 0.69 unidades, desde el día 29 hasta el día 70 de incubación (8.68).

El incremento del pH reportado para esta investigación estaría asociado a la mineralización del nitrógeno orgánico, ya que la amonificación del N orgánico implica el consumo de protones H^+ y la liberación de OH^- y, como consecuencia, la alcalinización del suelo (Huang y Chen, 2009). Con base en el comportamiento del pH de los cuatro tratamientos arena/digestato de la FORSU es posible considerar que el periodo de incubación se vio dividida en dos etapas: la primera etapa implicó la pérdida de N amoniacal, producto de la volatilización del amoníaco y, como consecuencia, la

disminución del pH y la segunda etapa, donde posiblemente predominó la amonificación del N orgánico que implica el incremento del pH. Sin embargo, para comprobar lo reportado en literatura respecto a la evolución del pH en el suelo se evaluaron para esta investigación la relación C/N (COT/NTK) como indicador del grado de mineralización del nitrógeno orgánico y la evolución del N amoniacal a lo largo del periodo de incubación en cada uno de los cuatro tratamientos.

4.5.1.4. Relación C/N

En la Tabla 4.10 se presenta la evolución de la relación C/N de los cuatro tratamientos de arena con digestato de la FORSU analizados en la presente investigación. Debido a que la adición de digestato de la FORSU varió para cada tratamiento, ya que se fijó en función de distintas aplicaciones nitrogenadas, la cantidad de carbono adicionada también fue diferente para cada tratamiento.

Tabla 4.10. Relaciones C/N en las mezclas de arena y digestato durante la incubación

Día	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 3	Suelo 4
	Relación C/N			
0	5.9 ± 4.0	6.3 ± 4.0	6.4 ± 4.3	10.4 ± 1.0
3	5.7 ± 3.4	10.7 ± 10.1	4.8 ± 1.7	10.9 ± 1.4
7	5.9 ± 3.5	8.2 ± 4.1	4.3 ± 0.2	11.2 ± 0.02
14	5.1 ± 0.3	6.0 ± 2.2	5.0 ± 1.2	12.6 ± 1.1
16	5.5 ± 0.3	5.9 ± 1.5	5.6 ± 1.2	11.8 ± 0.0
22	6.6 ± 3.0	6.5 ± 1.1	5.3 ± 1.5	12.6 ± 3.2
29	4.8 ± 1.7	4.7 ± 0.8	5.8 ± 2.0	10.02 ± 0.2
43	5.6 ± 3.6	5.9 ± 1.3	5.7 ± 0.6	11.9 ± 0.7
49	7.7 ± 2.5	6.9 ± 2.2	5.4 ± 0.3	10.9 ± 2.7
63	7.4 ± 4.1	5.4 ± 0.6	4.8 ± 0.9	9.2 ± 1.1
70	9.2 ± 4,9	7.2 ± 0.5	6.3 ± 1.5	10.35 ± 0.9

En el día 0, como era de esperarse para esta investigación, se registró un valor más alto de C/N en el suelo 4, ya que en este tratamiento se adicionó una mayor cantidad de digestato y con ello el aporte de carbono orgánico fue mayor. Durante el periodo de incubación se presentaron variaciones en la relación C/N de los 4 tratamientos arena/digestato, derivados del cambio en el contenido de COT y NTK. En la Figura 4.9 se presenta la variación de la relación C/N durante los 70 días que duró el proceso de incubación.

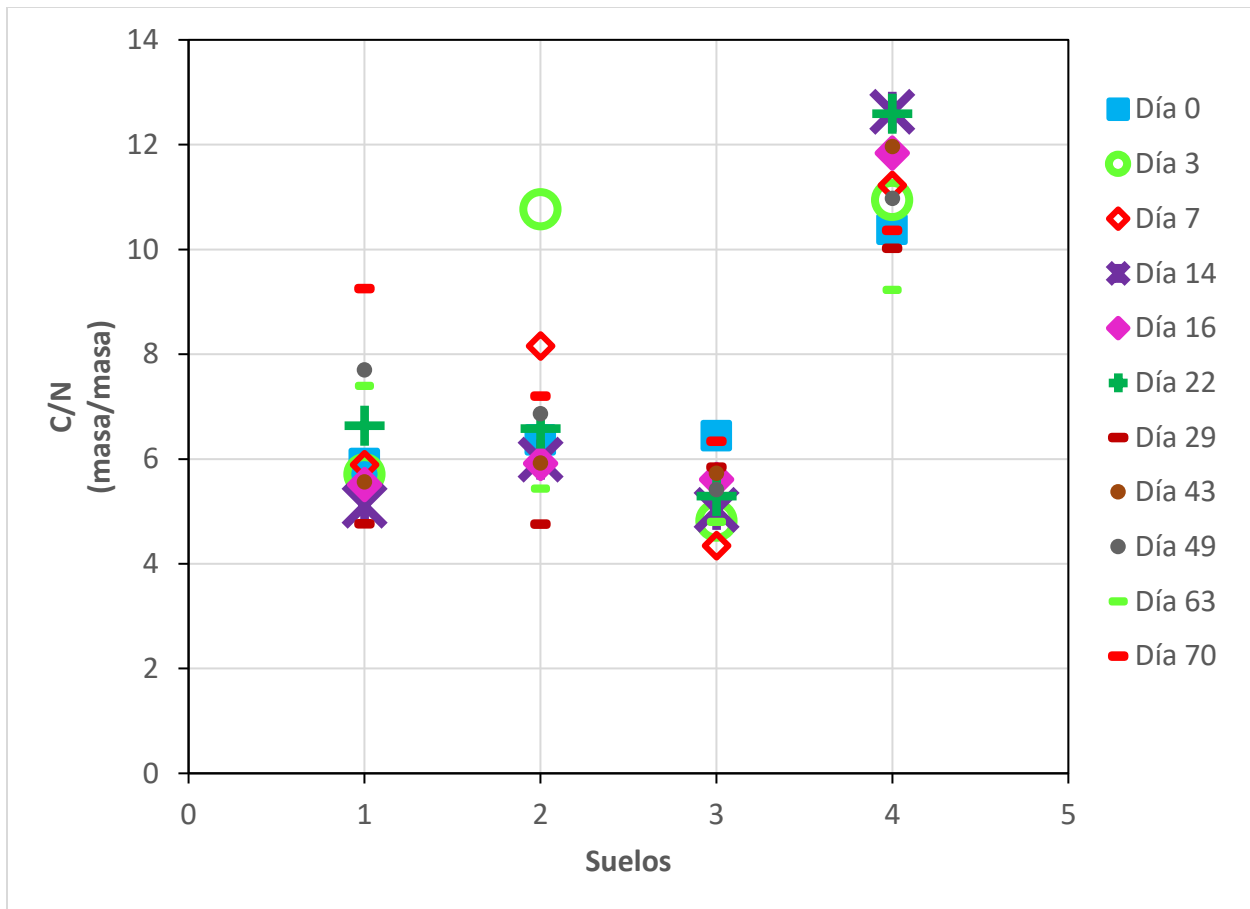


Figura 4.9. Variación de la relación C/N durante el periodo de incubación

Los valores de la relación C/N durante los 70 días de incubación para el suelo 1, 2 y 3 presentaron una tendencia similar, oscilando dentro de un intervalo de 4 a 8. Se llevó a cabo una prueba de medias para estos tres tratamientos y se determinó que la diferencia de las relaciones C/N promedio no fue estadísticamente significativa entre el suelo 1 ($M = 6.31$, $SD = 1.26$, $n = 11$), el suelo 2 ($M = 6.72$, $SD = 1.54$, $n = 11$) y el suelo 3 ($M = 5.4$, $SD = 0.62$, $n = 11$), siendo el tamaño de efecto pequeño en términos de Cohen $F_{(2,30)} = 3.03$, $p > 0.05$, $\eta^2 = 0.17$. Con ello es posible afirmar que la relación C/N es similar para los suelos 1, 2 y 3. Sin embargo, la relación C/N promedio del suelo 4 ($M = 11.1$, $SD = 1.02$, $n = 11$) fue significativamente mayor en comparación con los suelos 1, 2 y 3.

De acuerdo con Tambone y Adani (2017), valores inferiores a 8 de la relación C/N en suelos favorecen la mineralización de la materia orgánica, y con ello ocurre una alta liberación de N en formas inorgánicas, disponibles como nutrientes. En la presente investigación los suelos 1, 2 y 3 tuvieron valores C/N promedio de 6.31, 6.72 y 5.4, respectivamente. De modo que, para estos tres tratamientos, la relación C/N es una condición que favoreció la rápida degradación y mineralización de la materia orgánica durante el periodo de incubación y las cantidades de digestato de la FORSU aplicadas

fueron las necesarias para favorecer la actividad microbiana, junto con la liberación de N mineral disponible como nutriente.

Para el suelo 4 se registraron los valores de C/N más altos durante el periodo de incubación, siendo la media para este tratamiento significativamente superior en comparación con el resto de los tratamientos, es decir de 11.1. De acuerdo con lo reportado por Tambone y Adani (2017), la relación C/N con valores entre 8 y 12 conduce a un equilibrio sustancial entre las reacciones de mineralización e inmovilización llevadas a cabo en el suelo, llevándose a cabo una liberación controlada del nitrógeno mineral. Sin embargo, cuando el valor de C/N en un suelo es superior a 12, es posible esperar una lenta mineralización de la materia orgánica y en consecuencia una lenta liberación de nitrógeno mineral, esto deriva de un excesivo contenido de carbono orgánico en el suelo que es degradado lentamente, propiciando la inmovilización del nitrógeno por parte de los microorganismos. A pesar de la excesiva adición de digestato de la FORSU contemplada para el suelo 4, la relación C/N promedio durante los 70 días de incubación se encuentra dentro de un intervalo para evaluarlo como un suelo equilibrado en el que se llevó a cabo una liberación moderada de N mineral.

4.5.1.5. Evolución del nitrógeno amoniacal

El nitrógeno amoniacal total, por sus siglas TAN, se encuentra en forma de amoniaco (NH_3) y de amonio (NH_4^+). En la Tabla 4.11 se presenta la variación del contenido del TAN y del N mineral durante el periodo de incubación

Tabla 4.11. Concentraciones de N amoniacal total (TAN) y N orgánico de los tratamientos arena/digestato de FORSU durante la incubación

Día	Suelo 1		Suelo 2		Suelo 3		Suelo 4	
	TAN	N orgánico	TAN	N orgánico	TAN	N orgánico	TAN	N orgánico
	mg/kg _{ST}		mg/kg _{ST}		mg/kg _{ST}		mg/kg _{ST}	
0	18.28 ± 1.2	357.0 ± 177.7	53.48 ± 5.7	355.7 ± 189.1	85.94 ± 5.6	537.56 ± 298.5	125.04 ± 2.2	621.02 ± 53.7
3	18.79 ± 0.6	397.17 ± 173.4	53.26 ± 6.0	412.63 ± 305.3	85.14 ± 5.0	578.72 ± 175.2	115.9 ± 9.5	650.39 ± 77.8
7	14.52 ± 2.9	362.65 ± 155.7	29.15 ± 4.3	327.39 ± 122.3	36.7 ± 4.6	641.73 ± 25.6	72.8 ± 2.3	661.74 ± 3.0
14	12.13 ± 2.5	299.75 ± 8.5	15.89 ± 0.5	391.85 ± 106.3	37.15 ± 0.5	571.70 ± 102.1	59.39 ± 1.2	682.47 ± 46.2
16	11.33 ± 4.2	269.8 ± 13.2	11.77 ± 1.3	352.44 ± 62.7	26.21 ± 1.1	499.29 ± 78.7	20.74 ± 0.2	732.17 ± 0.6
22	12.94 ± 0.4	301.92 ± 99.4	26.92 ± 1.2	405.09 ± 53.9	35.66 ± 0.1	536.20 ± 112.3	43.68 ± 1.3	713.20 ± 136.3
29	14.57 ± 2.3	336.55 ± 92.5	27.67 ± 1.1	419.44 ± 52.0	35.74 ± 3.4	528.85 ± 141.2	47.11 ± 3.1	733.49 ± 16.2
43	15.69 ± 5.0	324.13 ± 148.9	27.25 ± 0.1	428.90 ± 72.9	49.97 ± 4.4	514.62 ± 36.6	54.56 ± 0.3	654.23 ± 30.2
49	17.56 ± 2.3	245.96 ± 58.1	23.45 ± 3.8	365.47 ± 85.0	23.65 ± 10.9	549.78 ± 11.1	39.82 ± 10.1	621.29 ± 103.7
63	23.08 ± 0.6	208.79 ± 90.9	35.82 ± 1.9	386.96 ± 36.0	46.12 ± 2.1	488.0 ± 70.7	59.62 ± 1.4	729.84 ± 71.4
70	19.06 ± 3.2	226.92 ± 89.6	35.02 ± 0.0	285.10 ± 17.3	43.63 ± 3.9	442.33 ± 76.1	55.13 ± 1.8	686.31 ± 45.6

El contenido de nitrógeno amoniacal total (TAN) se midió desde el inicio del periodo de incubación (día 0) para cada tratamiento, reportándose un mayor contenido de TAN en el suelo 4 con respecto a los tres restantes, siendo el orden: suelo 1 < suelo 2 < suelo 3 < suelo 4. El TAN inicial de los tratamientos arena/digestato de FORSU medido fue comparado con el TAN calculado o teórico (Tabla 4.12).

Tabla 4.12. Comparación del TAN medido al inicio de la incubación y el TAN calculado

Parámetro	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 3	Suelo 4
TAN teórico (mg/kgST)	20.11	57.08	100.76	243.30
TAN medido (mg/kgST)	18.28	53.48	85.94	125.04

Los valores del TAN medidos al inicio de la incubación para los cuatro tratamientos fueron más bajos con respecto a los valores calculados. Esto es debido a posibles pérdidas del N amoniacal en forma de gas amonio NH_3 que escapó a la atmósfera como consecuencia del proceso de mezclado llevado a cabo al momento de preparar los tratamientos de arena con digestato de la FORSU. Con base en la determinación teórica del TAN que debía contener los tratamientos se consideró que en el suelo 1 un 9% del TAN se emitió a la atmósfera como NH_3 , el suelo 2 tuvo una pérdida del 6.3% del TAN en forma de NH_3 , un 14.7% del TAN en el suelo 3 se emitió a la atmósfera como gas amoniaco y en el suelo 4 un 48.6% del TAN se perdió en forma de gas amoniaco, siendo ésta última la mayor pérdida de nitrógeno amoniacal total de los cuatro tratamientos previo a su incubación.

Conforme transcurrió el tiempo de la incubación se observó una disminución del TAN en los cuatro suelos y posteriormente se observó un aumento del TAN, sin embargo, dichas variaciones siguieron dinámicas diferentes. En la Figura 4.10 se observa la evolución del nitrógeno amoniacal total de los cuatro tratamientos durante los 70 días de incubación.

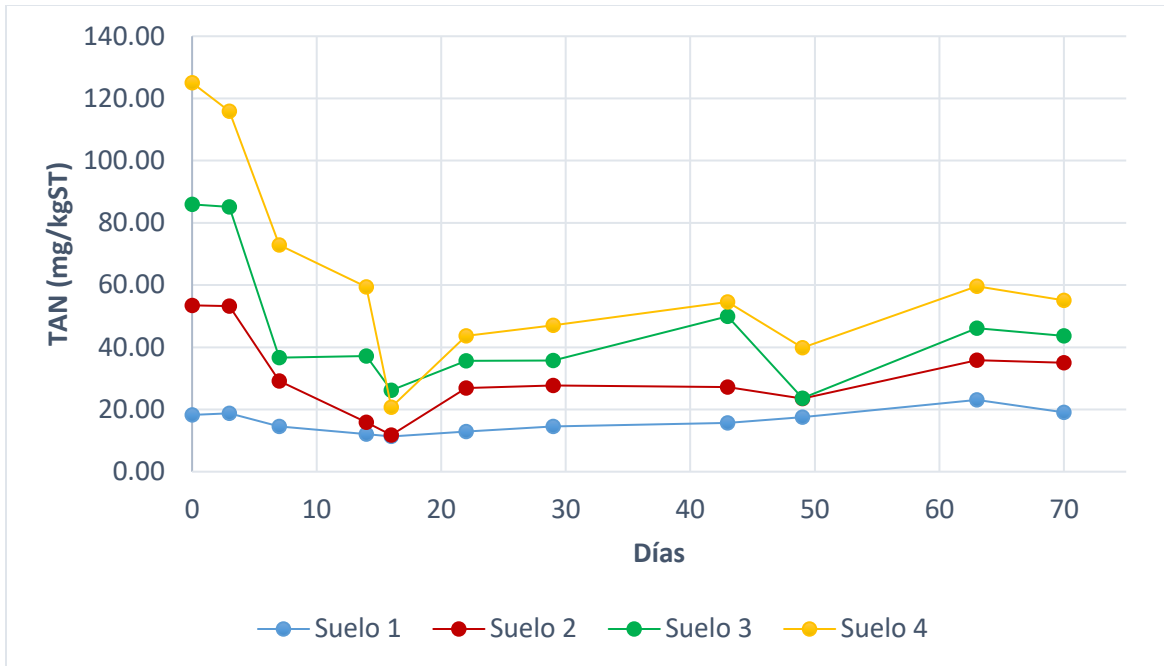


Figura 4.10. Evolución del nitrógeno amoniacal total (TAN) durante el periodo de incubación

- El suelo 1 registró al inicio de la incubación el menor contenido de TAN (18.28 mg/kg_{ST}) y fue disminuyendo significativamente hasta alcanzar un mínimo en el día 16 equivalente a 11.33 mg/kg_{ST} posteriormente, siguió una tendencia ascendente hasta alcanzar al día 70 un valor de 19.06 mg/kg_{ST}.
- En el suelo 2 el TAN disminuyó de 53.48 mg/kg_{ST} hasta un mínimo de 11.77 mg/kg_{ST} registrado en el día 16, posterior a ese día siguió una tendencia ascendente, registrando en el último día de incubación un valor de 35.02 mg/kg_{ST}.
- En el suelo 3 se registró un valor inicial de TAN de 85.94 mg/kg_{ST} y en el transcurso de la incubación siguió una tendencia descendente hasta alcanzar su mínimo valor en el día 49 equivalente a 23.65 mg/kg_{ST}, posteriormente el TAN fue incrementando hasta alcanzar en el día 70 un valor de 43.63 mg/kg_{ST}.
- En el suelo 4 se reportó una disminución más pronunciada el TAN, pues desde el inicio de la incubación hasta el día 16 el TAN disminuyó de 125.04 mg/kg_{ST} hasta 20.74 mg/kg_{ST}, posterior a ese día el TAN siguió una tendencia a aumentar y en el día 70 se reportó un valor de 55.13 mg/kg_{ST}.

En la investigación de Tambone y Adani (2017), se reportó una rápida disminución del nitrógeno amoniacal en el suelo tratado con digestato y que se vio reflejada desde los primeros días de incubación, pues el valor inicial de TAN fue de 53.94 mg/kg_{ST} y para el día 10 disminuyó a 1.57 mg/kg_{ST}, posterior a ese periodo la disminución del nitrógeno amoniacal fue menos pronunciada hasta que en el día 37 de incubación dejó de detectarse en el suelo. Albuquerque et al. (2012) reportaron también una disminución del nitrógeno amoniacal durante las primeras dos semanas de incubación de suelos

tratados con diferentes digestatos. Por su parte, Huang y Chen (2009) reportaron una dinámica del nitrógeno amoniacal similar a la reportada en esta investigación, pues para muestras de suelo mezcladas con compost de lodo residual el $\text{NH}_4\text{-N}$ disminuyó desde el inicio del periodo de incubación y, posteriormente, observaron un incremento en la concentración de $\text{NH}_4\text{-N}$ entre el día 14 y 21 de incubación lo que sugiere que durante este periodo se llevó a cabo el proceso de amonificación en los suelos. Khalid et al. (2010), tras analizar un suelo mejorado con compost de FORSU incubado en laboratorio, reportaron un incremento en la concentración de $\text{NH}_4\text{-N}$ entre los días 21 y 49 de incubación que fue asociado al proceso de amonificación. Anteriormente Kalil et al. (2005), reportaron que la amonificación ocurrió en seis suelos diferentes a partir de los primeros 15 días de incubación.

En la Figura 4.11 se presenta la dinámica del N amoniacal comparada con la evolución del pH para cada uno de los cuatro tratamientos arena/digestato de la FORSU durante el periodo de incubación.

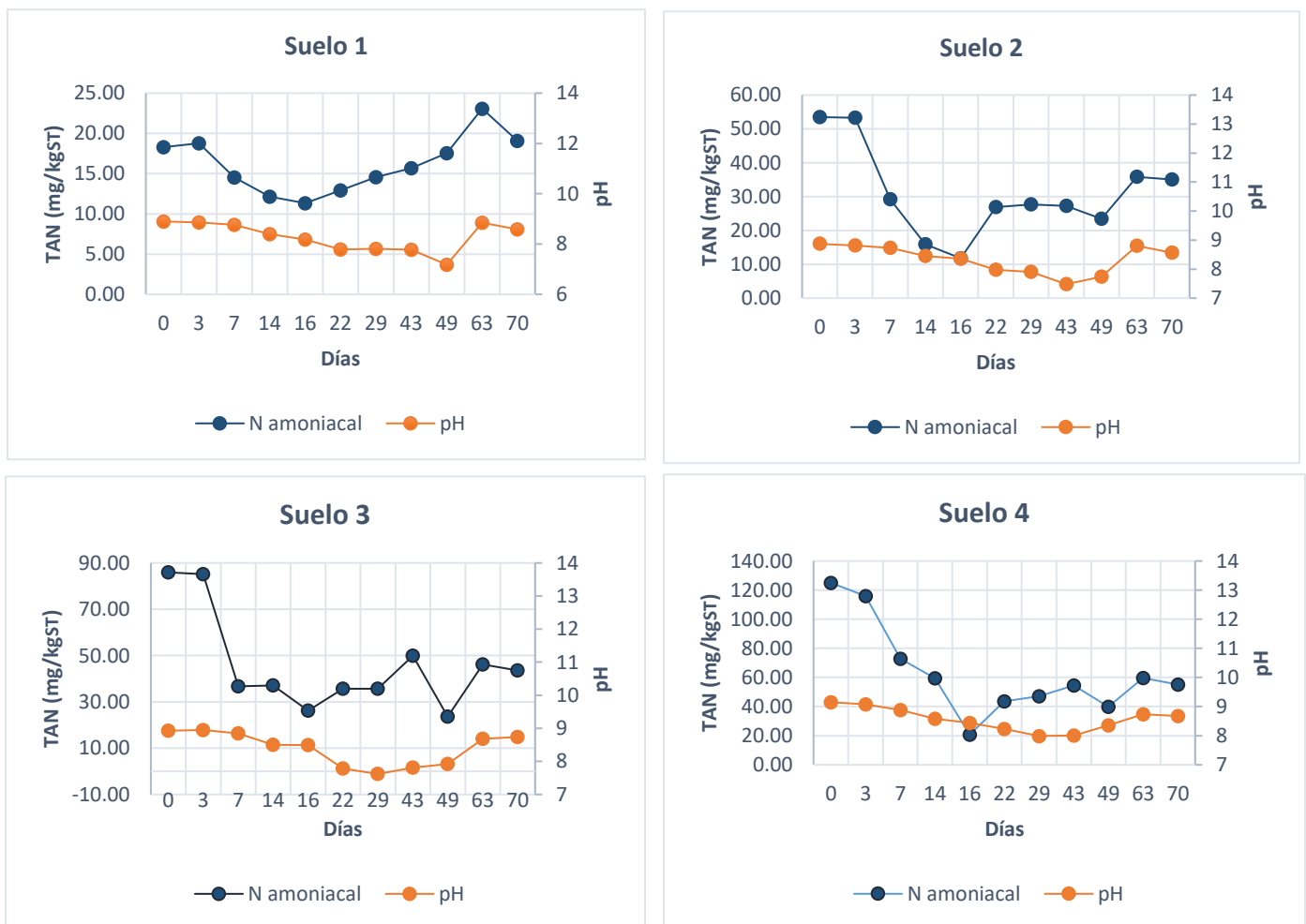


Figura 4.11. Comparación de la dinámica del N amoniacal total (TAN) con la evolución del pH para los cuatro tratamientos

Para el suelo 1 se observó una disminución del N amoniacal total desde el inicio del periodo de incubación hasta el día 16 donde se reportó el valor más bajo. Esta disminución se asocia a la volatilización del NH_4^+ , proceso que se vio favorecido por el pH alcalino inicial del tratamiento, el cual fue de 8.9. Por su parte el pH fue disminuyendo conforme disminuía el contenido de N amoniacal, dicho comportamiento coincide con el efecto acidificante por la liberación de protones H^+ derivado de la volatilización de NH_4^+ a NH_3 . A partir del día 16 se reportó un incremento del N amoniacal total asociado a la mineralización del N orgánico, además para este tratamiento se reportó una relación C/N promedio de 6.3 lo que indica una rápida mineralización de la materia orgánica, en concordancia por lo reportado por Tambone y Adani (2017). Conforme incrementó la concentración de N amoniacal, el pH del suelo también comenzó a aumentar debido a que la liberación de NH_4^+ en la amonificación implica el consumo de H^+ y liberación de OH^- , lo que aumenta la alcalinidad en el medio.

En el suelo 2 la pérdida de N amoniacal total por volatilización del NH_4^+ fue notoria desde el día 0 hasta el día 16 y con ello se observó una acidificación del medio, dado que el pH disminuyó desde el inicio de la incubación hasta el día 43. Después del día 16 comenzó el proceso de mineralización del N orgánico viéndose reflejado en un incremento del contenido de N amoniacal, además para este tratamiento se reportó una relación C/N media de 6.7 lo que respaldaría el hecho de que la liberación de N inorgánico se llevó rápidamente en este suelo, de acuerdo con Tambone y Adani (2017). Junto al incremento del N amoniacal total, el pH comenzó a elevarse en el medio como consecuencia de la alcalinización derivada de la amonificación.

En el caso del suelo 3 la disminución del N amoniacal total por volatilización del NH_4^+ fue notoria desde el inicio de incubación hasta el día 16 junto con una acidificación del pH del medio. Posteriormente, entre el día 16 y 43 de la incubación se observó un incremento del N amoniacal, de modo que el proceso de amonificación se llevó a cabo durante este lapso. Sin embargo, del día 43 al día 70 se observó una disminución y aumento del N amoniacal, lo que indicaría que en este periodo se repitió el proceso de volatilización de NH_4^+ y, simultáneamente, el N orgánico seguía mineralizándose. Además, dado que para este tratamiento la relación C/N promedio fue de 5.4, se respaldaría el hecho de que la mineralización del N orgánico se dio rápidamente.

Finalmente, en el suelo 4 se observó una importante disminución del N amoniacal total desde el día 0 hasta el día 16 de incubación por la volatilización del NH_4^+ que fue favorecida por el pH alcalino del medio (9.15) que también fue disminuyendo conforme disminuía el contenido de N amoniacal del suelo. Después del día 16 se llevó a cabo la liberación de NH_4^+ por los procesos de proteólisis y amonificación, lo que se vio reflejado, durante este lapso, en el aumento del N amoniacal, así mismo, el pH del suelo comenzó a aumentar a partir del día 43, como consecuencia de la producción de amoniaco.

Cabe mencionar que para los cuatro tratamientos se hizo seguimiento de la presencia de nitrato y nitrito para probar que se llevó a cabo la nitrificación. Sin embargo, durante los 70 días no se detectó la presencia de dichas especies de N por lo que se consideró

que las condiciones en los tratamientos arena/digestato de la FORSU no favorecieron las reacciones de nitrificación. La nitrificación se lleva a cabo a partir de la oxidación enzimática del amoníaco por bacterias quimiolitótrofas y para ello es importante la presencia de oxígeno (O_2), en los tratamientos analizados para esta investigación, la presencia de oxígeno se pudo ver limitada en ciertas regiones por la compactación en las mezclas de arena con digestato de la FORSU, lo que impidió la aireación y limitó la actividad de los microorganismos nitrificantes por la ausencia de O_2 . Por otro lado, en los tratamientos se presentaron condiciones que si favorecieron la volatilización del NH_4^+ , tales como el pH alcalino y la baja capacidad de intercambio catiónico, esta última se refiere a la cantidad de cargas negativas disponibles en la superficie del suelo que retienen a los cationes en el medio (NH_4^+), dichas cargas negativas provienen de la materia orgánica y su bajo contenido en el suelo dificulta la retención del amoníaco y este volatiliza. Para el suelo 1 se reportó un contenido de COT inicial de 1713 mg/kg_{ST}; para el suelo 2, de 2079 mg/kg_{ST}; para el suelo 3, de 3129 mg/kg_{ST} y para el suelo 4 de 7708 mg/kg_{ST}; que equivaldrían a un porcentaje de materia orgánica de 1.7%, 2.1%, 3.1% y 7.7%, respectivamente. De acuerdo con Triantafyllidis, et al. (2018), los suelos 1, 2 y 3 de esta investigación tendrían un contenido de materia orgánica de bajo a moderado, lo que representaría una baja capacidad de intercambio catiónico, mientras que el suelo 4 presentó un alto contenido de materia orgánica.

4.5.2. Mejora de la capacidad de formación de agregados y la capacidad de retención de humedad de la arena

Una vez que transcurrieron los 70 días de incubación, los cuatro tratamientos de arena con digestato de la FORSU fueron retirados de la incubadora y se extrajeron con precaución de los recipientes plásticos donde se colocaron y, a modo de no dañar las muestras, fueron vertidas sobre recipientes de vidrio donde se secaron al aire durante 24 horas. Posteriormente, fue medida la humedad final de los tratamientos y se procedió a evaluar la capacidad de formación de agregados y la capacidad de retención de humedad de cada uno, como propiedades para determinar el mejoramiento de las condiciones de la arena por la adición de materia orgánica del digestato de la FORSU. En la tabla 4.13 se presenta la humedad y los sólidos totales de los 4 tratamientos arena/digestato de la FORSU.

Tabla 4.13. Contenido de ST y humedad de los tratamientos tras su secado al aire por 24 horas

Muestra	Humedad	Sólidos totales (ST)
	%	g/kg _{mezcla}
Suelo 1 5.3 g _{dig} /500 g _{arena}	8.66 ± 0.28 (2)	913.37 ± 17 (2)
Suelo 2 15 g _{dig} /500 g _{arena}	12.59 ± 3.13 (2)	874.12 ± 31.33 (2)
Suelo 3 27 g _{dig} /500 g _{arena}	10.55 ± 2.02 (2)	894.55 ± 20.17 (2)
Suelo 4 70 g _{dig} /500 g _{arena}	9.35 ± 0.46 (2)	906.48 ± 4.59 (2)

4.5.2.1. Capacidad de formación de agregados

La formación de agregados del suelo es considerada un indicador de la tendencia a la recuperación o la degradación de los suelos y que está relacionado con el contenido de materia orgánica y la actividad microbiana (Sasal et al., 2006). Para la presente investigación se evaluó la capacidad de formación de agregados para los cuatro tratamientos analizados, derivado del aporte de materia orgánica proveniente del digestato de la FORSU sobre la arena, como suelo degradado. Los cuatro tratamientos fueron pesados y se sometieron a agitación manual en un tamiz de 0.25 mm por la técnica de tamizado en seco. Una vez que se separaron las partículas con diámetros menores a 0.25 mm, se recolectaron todos aquellos agregados con diámetros entre 0.25 y 10 mm de cada uno de los tratamientos y posteriormente fueron pesados, el % en masa de estos agregados se compararon con la apreciación del estado estructural de Kaurichev (Tabla 3.8). En la Tabla 4.14 se muestran los % en masa obtenidos de agregados para cada tratamiento arena/digestato de la FORSU y la calidad que representan de acuerdo con Kaurichev.

Tabla 4.14. Evaluación de los agregados estables de cada tratamiento de acuerdo con la apreciación estructural de Kaurichev

Muestra	Peso total (g)	Peso de agregados (g)	% masa de agregados	Apreciación de la estructura del suelo (% masa)
Suelo 0 500 g _{arena}	500	0	0%	Mala (< 20%)
Suelo 1 5.3 g _{dig} /500 g _{arena}	487	206.1	42.32%	Satisfactoria (60 - 40%)
Suelo 2 15 g _{dig} /500 g _{arena}	467.5	253.5	54.23%	Satisfactoria (60-40%)
Suelo 3 27 g _{dig} /500 g _{arena}	496.3	305.4	61.54%	Buena (60 - 80%)
Suelo 4 70 g _{dig} /500 g _{arena}	511.7	389.2	76.06%	Buena (60 - 80%)

En la Figura 4.12 se muestran los agregados obtenidos de los cuatro tratamientos arena/digestato de la FORSU comparados con una muestra de arena como blanco.

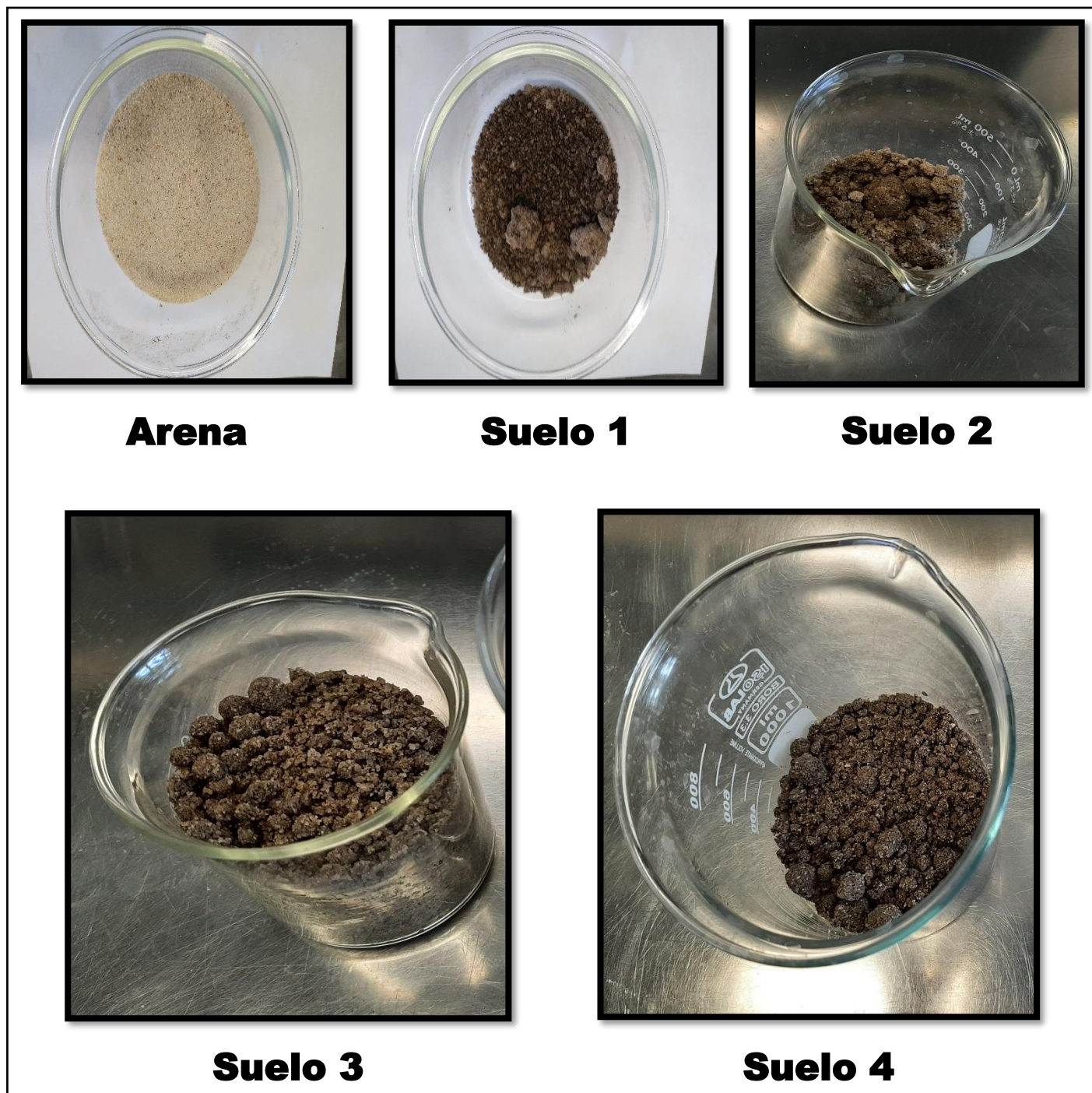


Figura 4.12. Agregados recolectados de los cuatro tratamientos analizados comparados con arena sin tratar con digestato de FORSU

La adición de la materia orgánica proveniente del digestato de la FORSU contribuye a la cementación de las partículas de arena dando lugar a la formación de agregados. Como era de esperarse para esta investigación, un mayor aporte de materia orgánica favorece a la formación de agregados en el suelo, pues la cantidad de agregados de diámetro entre 0.25 y 10 mm obtenidos por cada tratamiento tuvo el siguiente orden: Suelo 1 < Suelo 2 < Suelo 3 < Suelo 4. Para cada uno de los tratamientos se llegó a los siguientes resultados:

- La adición de 5.3 g de digestato de la FORSU sobre 500 g de arena para conformar el suelo 1 fue equivalente a un aporte de 0.58 g de materia orgánica y representó una formación de agregados del 42.3 % con diámetros de entre 0.25 a 10 mm y que resistieron a la prueba de tamizado en seco. De acuerdo con Kaurichev (1984) el estado estructural de este tratamiento fue satisfactorio con un 42.3% de agregados formados en un perfil de profundidad de 0 a 20 cm.
- Para la conformación del suelo 2, la adición de 15 g de digestato de la FORSU sobre 500 g de arena fue equivalente a un aporte de 1.65 g de materia orgánica, lo que dio lugar a la formación del 54.2% de agregados de diámetros entre 0.25 y 10 mm con respecto a la masa total de la mezcla. De acuerdo con Kaurichev, la estabilidad a la prueba de tamizado en seco de 54.2% de agregados en profundidad de 0-20 cm se calificaría como un estado estructural del suelo satisfactorio.
- La incorporación de 27 g de digestato de la FORSU a 500 g de arena para preparar el suelo 3 dio un aporte de 2.97 g de materia orgánica y con ello a la formación del 61.5% de agregados con respecto a la masa total de la mezcla y, con base a Karichev, la estabilidad de estos agregados a la prueba de tamizado en seco se evaluó como un estado estructural bueno para dicho suelo.
- Para la preparación del suelo 4, se mezclaron 70 g de digestato de la FORSU con 500 g de arena lo que fue equivalente a adicionar 7.7 g de materia orgánica. De dicha mezcla se obtuvo una formación de agregados del 76.06% con diámetros de entre 0.25 y 10 mm que resistieron a la prueba de tamizado en seco de modo que, de acuerdo con Kaurichev, se evaluó el estado estructural de este suelo como bueno.

De acuerdo con Hernández et al. (2007), cuando el estado estructural es evaluado de satisfactorio en adelante, en el suelo existen buenas condiciones de porosidad, de relación aire – agua, penetración radicular y de capacidad de retención de humedad. Para el suelo 1, donde se adicionó una menor cantidad de digestato de la FORSU, el aporte de materia orgánica fue el suficiente para alcanzar un estado estructural satisfactorio y para los siguientes tratamientos, conforme fue mayor la adición de materia orgánica, se incrementaba la formación de agregados y con ello el estado estructural de la arena mejoraba. Sin embargo, a pesar de haber conseguido una importante mejora del estado estructural debido a la formación de agregados en los cuatro tratamientos, se registró una considerable fracción de partículas menores a 0.25 mm y de agregados mayores a 10 mm para cada tratamiento. En la Figura 4.13 se representa el contenido

de agregados de diámetros entre 0.25 y 10 mm, de agregados menores a 0.25 mm y de agregados mayores a 10 mm para cada suelo.

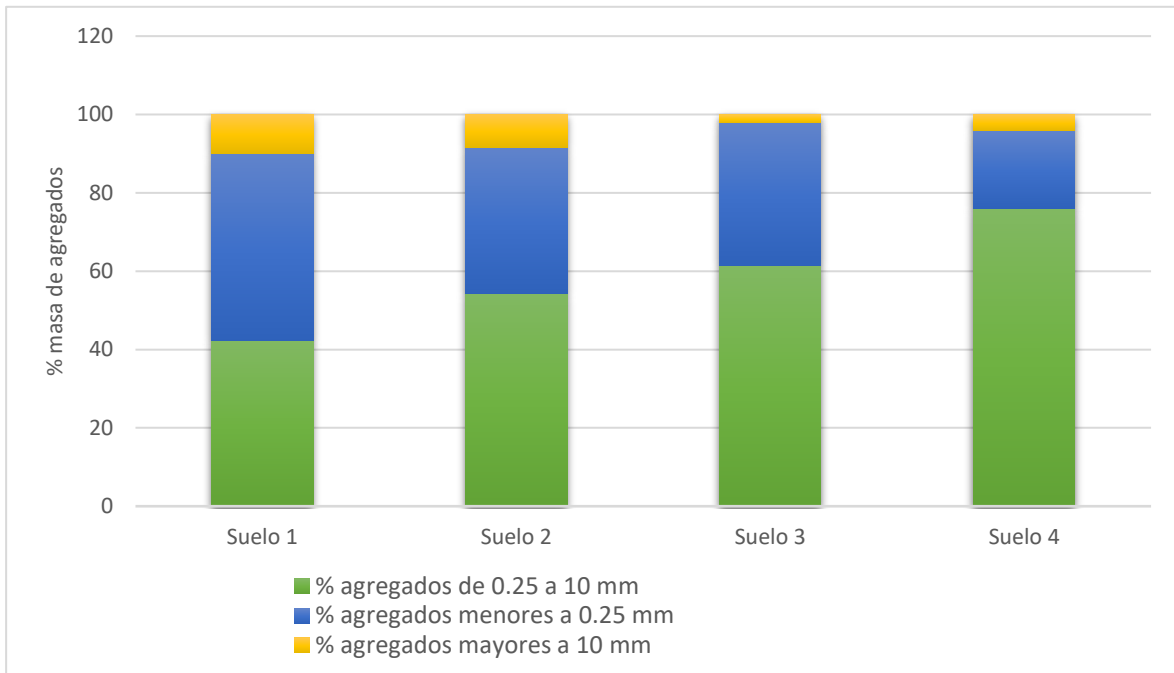


Figura 4.13. Contenido de agregados con diámetros de entre 0.25 a 10 mm, de agregados menores a 0.25 mm y mayores a 10 mm de cada tratamiento

- Para el suelo 1 se reportó un contenido del 47.76% en masa de partículas menores a 0.25 mm y de 9.92% de agregados mayores a 10 mm.
- En el suelo 2 el contenido en masa de agregados menores a 0.25 mm fue del 37.45% y de 8.32% de agregados mayores a 10 mm.
- El suelo 3 contenía el 36.29% en masa de agregados menores a 0.25 mm y 2.18% de agregados mayores a 10 mm.
- Para el suelo 4 el contenido de agregados menores a 0.25 mm fue del 19.78% en masa y 4.16% de agregados mayores a 10 mm de diámetro.

El predominio de agregados menores de 0.25 mm en el suelo desfavorece la porosidad al rellenar los poros, limitando así la aireación y favorece la compactación del suelo. Además, el predominio de agregados mayores a 10 mm también favorece la compactación de los suelos (Lok y Fraga, 2011). El contenido de dichos agregados en la estructura de los cuatro tratamientos arena/digestato de la FORSU pudo influir en aireación debido a la compactación y que se reflejó la limitación de los procesos de nitrificación, los cuales se desfavorecen por la reducida aireación del suelo. Sin embargo, conforme mayor fue la adición de digestato de la FORSU en la arena, menor fue el contenido de agregados menores a 0.25 mm.

De acuerdo con lo reportado por Báez et al. (2007), existe una relación entre el C orgánico y la estabilidad de agregados, pues la estabilidad de agregados fue mayor en sistemas de suelo que poseían altas concentraciones de C orgánico, mientras que en suelos con bajas concentraciones de C orgánico los agregados tienden a desintegrarse con mayor facilidad. Esto último coincide con lo reportado para esta investigación pues la concentración de C orgánico aumentaba desde el suelo 1 hasta el suelo 4, y de la misma manera, el % de agregados estables era creciente desde el suelo 1 hasta el suelo 4. En la Tabla 4.15 se muestra la comparativa entre los agregados estables al tamizado en seco y la concentración de C orgánico para los cuatro tratamientos.

Tabla 4.15. Comparación entre la concentración de C orgánico y el % masa de agregados de cada tratamiento

Parámetro	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 3	Suelo 4
% masa de agregados	42.32%	54.23%	61.54%	76.06%
C orgánico (mg/kg_{ST})	1951.11	2296.91	2995.08	7653.95

Para la presente investigación, las cantidades de digestato de la FORSU calculadas para adicionar sobre la arena mostraron un incremento en la formación de agregados como un indicador físico comúnmente utilizado para evaluar la calidad de los suelos, de acuerdo con el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA, 2008). El estado estructural de la arena, que inicialmente se evaluaba como mala por la nula formación de agregados, mejoró por la adición de materia orgánica del digestato y se evaluó como satisfactoria y buena, de acuerdo con Kaurichev (1984). La formación de los agregados y su estabilidad fue mayor conforme mayor era la concentración de C orgánico, tendencia que fue de esperarse pues la materia orgánica funciona como agente cementante que mantiene unidas las partículas de suelo para dar lugar a los agregados. Derivado de la agregación en las cuatro muestras de arena tratada con digestato de la FORSU se puede esperar una influencia en propiedades como la protección física de la materia orgánica, reducción de erosión, favorecer la actividad microbiana y con ello la dinámica de los nutrientes y aumento en la capacidad de retención de agua (Chevallier, et al., 2004).

4.5.2.2. Capacidad de retención de agua

La capacidad de retención de agua o, por sus siglas al inglés, WHC (water holding capacity) es una propiedad física del suelo que consiste básicamente en la cantidad de agua que un determinado suelo puede retener para su aprovechamiento para plantas y microorganismos. De acuerdo con Chevallier et al. (2004), la capacidad de retención de agua del suelo está relacionada a la formación de agregados, de modo que también se vería favorecida por la adición de materia orgánica. Para la presente investigación, se estudió el aumento en la capacidad de retención de agua, como una propiedad física

para evaluar la mejora de un suelo, debido a la adición de materia orgánica del digestato de la FORSU sobre arena en los cuatro tratamientos analizados. En la tabla 4.16 se presentan los % de capacidad de retención de humedad calculados para los cuatro tratamientos arena/digestato de la FORSU comparados con una muestra de arena sin tratar.

Tabla 4.16. Capacidad de retención de agua de los cuatro tratamientos arena/digestato de la FORSU y de arena

Muestra	Masa de muestra húmeda (g)	Masa de muestra seca (g)	% Capacidad de retención de agua
Suelo 0 500 g _{arena}	103.37 ± 1.04 (3)	80.63 ± 0.29 (3)	24.5 ± 0.9 % (3)
Suelo 1 5.3 g _{dig} /500 g _{arena}	99.1 ± 1.49 (3)	73.57 ± 0.91 (3)	34.7 ± 3.7 % (3)
Suelo 2 15 g _{dig} /500 g _{arena}	103.9 ± 1.40 (3)	71.37 ± 0.71 (3)	45.6 ± 2.8 % (3)
Suelo 3 27 g _{dig} /500 g _{arena}	105.73 ± 1.59 (3)	71.97 ± 0.64 (3)	46.9 ± 1.6 % (3)
Suelo 4 70 g _{dig} /500 g _{arena}	107.3 ± 1.45 (3)	73.13 ± 0.65 (3)	46.7 ± 0.7 % (3)

Para la muestra de arena sin tratar con digestato se reportó el valor más bajo de la capacidad de retención de agua, siendo esta del 24.5%. Esto se debe a que las partículas de arena son de mayor tamaño, a diferencia del limo y arcilla, y poseen una menor área superficial, lo que se refleja en capacidades de retención de agua bajas para estos suelos. Sin embargo, se observó que la adición de digestato de la FORSU incrementó notablemente el % de capacidad de retención de humedad de la arena, lo que confirmaría un efecto positivo de la materia orgánica sobre dicha propiedad del suelo.

- Con la adición de 5.3 g de digestato de la FORSU, equivalente a 0.58 g de materia orgánica, sobre 500 g de arena se observó una mejora del 10.2% de la capacidad de retención de agua
- La adición de 15 g de digestato de la FORSU sobre 500 g de arena fue equivalente a un aporte de 1.65 g de materia orgánica y mostró una mejora del 21.1% de la capacidad de retención de agua
- Para el suelo 3, se añadieron en 500 g de arena 27 g de digestato de la FORSU, es decir, un aporte de 2.97 g de materia orgánica que mejoró la capacidad de retención de agua de la arena un 22.4%
- La incorporación de 70 g de digestato de la FORSU a 500 g de arena significó un aporte de 7.7 g de materia orgánica que contribuyó al aumento de la capacidad de retención de agua de la arena en un 22.2%

En la Figura 4,14 se ilustra la capacidad de retención de humedad alcanzada en cada tratamiento.

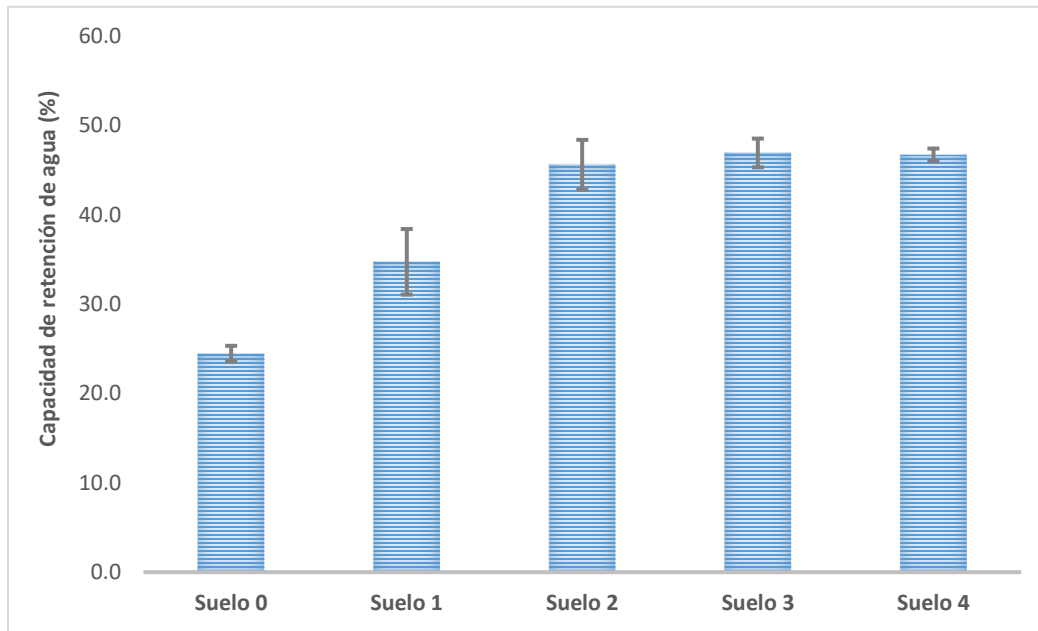


Figura 4.14. Porcentaje promedio (\pm desviación estándar) de la capacidad de retención de agua de los tratamientos analizados

Conforme mayor fue la adición de digestato de la FORSU sobre la arena, la capacidad de retención de agua aumentaba. Sin embargo, dicha propiedad no se incrementó de manera significativa a partir del suelo 2 ($M = 45.6$, $SD= 2.8$, $n= 3$), hasta el suelo 3 ($M = 46.9$, $SD= 1.6$, $n= 3$) y suelo 4 ($M = 46.7$, $SD= 0.7$, $n= 3$). De hecho, se determinó que la diferencia de la capacidad de retención de agua entre dichos tratamientos no fue estadísticamente significativa, con un tamaño de efecto pequeño en términos de Cohen $F_{(2, 6)} = 0.42$, $p > 0.05$, $\eta^2 = 0.12$. Esto podría indicar que a partir de la adición de 15 g de digestato de la FORSU sobre 500 g de arena, ya no hubo un aumento notable en la capacidad de retención de agua de la arena.

De acuerdo con Chevallier, et al. (2004), existe una relación directa entre la agregación del suelo con su capacidad de retención de agua, de modo que es posible esperar una mayor retención de humedad a partir de un mayor contenido de agregados en el suelo. Para la presente investigación fue posible observar dicha tendencia pues conforme mayor fue la adición de digestato de la FORSU, mayor fue la formación de agregados. Por otro lado, la capacidad de retención de agua de la arena, aunque aumentó con la adición de digestato, no varió de manera notoria con una adición por encima de 15 g de digestato de la FORSU (Figura 4.15).

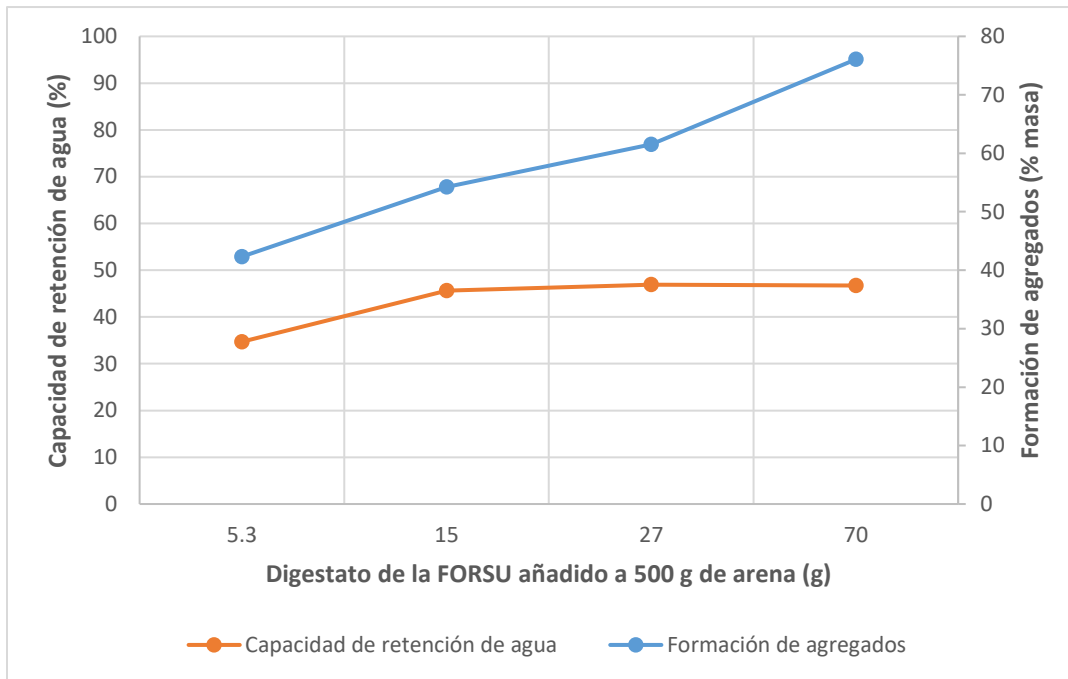


Figura 4.15. Variación de la capacidad de retención de agua y de agregados de la arena respecto a la adición de digestato de la FORSU

5. CONCLUSIONES

Con el fin de analizar la mejora en las propiedades físicas de un suelo degradado debido a la adición de materia orgánica, en la presente investigación se evaluaron el aumento en la formación de agregados y en la capacidad de retención de agua de la arena debido a la adición de digestato de la FORSU. También, se dio seguimiento a la dinámica del N procedente del digestato incorporado en la arena. Para evaluar la disponibilidad de especies de N asimilables como nutrientes. De las cuatro aplicaciones de digestato de la FORSU estudiadas en esta investigación se obtuvieron los siguientes resultados:

- La adición de 5.3 g de digestato de la FORSU sobre 500 g de arena fue equivalente a una fertilización nitrogenada agrícola de 300 kg N/ha o a una aplicación de 6 ton COT/ha. En este tratamiento se obtuvo un incremento del 42.32% en la formación de agregados y un aumento del 10.2% en la capacidad de retención de agua.
- Para el segundo tratamiento se adicionaron 15 g de digestato de la FORSU a 500 g de arena, siendo el equivalente a una aplicación de 884 kg N/ha suelo, o bien, a 17 ton COT/ha. En este caso el incremento en la formación de agregados fue del 54.23% y para la capacidad de retención de agua el aumento fue del 21.1%.
- Para un tercer tratamiento, la adición de 27 g de digestato de la FORSU sobre 500 g de arena, equivalente a una fertilización de 1612 kg N/ha suelo o a una aplicación de 31 ton COT/ha, dio como resultado un incremento del 61.54% en la formación de agregados y un aumento del 22.4% en la capacidad de retención de agua.
- Finalmente, en un cuarto tratamiento, la adición de 70 g de digestato de la FORSU sobre 500 g de arena (que para esta investigación representó una adición en exceso equivalente a 80 ton COT/ha) mostró un incremento de 76.06% en la formación de agregados y un aumento del 22.2% en la capacidad de retención de agua.

De manera general se observó que la adición del digestato de la FORSU sobre un suelo degradado se tuvo un impacto positivo en la formación y estabilidad de agregados y en la capacidad de retención de agua, siendo estos indicadores físicos utilizados como parámetros para evaluar el aumento en la calidad de un suelo.

Dichas propiedades dependen directamente del contenido de materia orgánica en el suelo, de modo que se vieron favorecidas conforme mayor fue el aporte de digestato de la FORSU sobre la arena.

En aplicaciones superiores a 17 ton COT/ha, la capacidad de retención de agua no aumentó de manera significativa, por lo que se considera como la dosis de digestato de la FORSU idónea para mejorar la calidad de la arena y de la que se obtuvo una capacidad de retención de agua del 45.6% y una formación de agregados del 54.23% en masa con la que, de acuerdo con Kaurichev (1984), es posible evaluar el estado estructural de este suelo mejorado como satisfactorio con condiciones que favorecen la actividad microbiana y la dinámica de los nutrientes.

Tras haber realizado el seguimiento en el contenido de N de los cuatro tratamientos estudiados durante el periodo de incubación se detectaron variaciones en las concentraciones de las especies de N presentes, lo que apunta a que dentro de los sistemas de suelo se llevaron a cabo transformaciones del N en las que la actividad de los microorganismos y las condiciones del suelo jugaron un papel crucial.

El pH básico de las mezclas de arena con digestato de la FORSU favoreció el proceso de volatilización del N como amoníaco, el cual se vio reflejado en una disminución del N amoniacal desde el día 0 hasta el día 16 de incubación y que coincidió con la acidificación del pH como consecuencia de la liberación de protones H^+ del proceso.

Por otro lado, se determinó que en las cuatro muestras de arena mejoradas con digestato de la FORSU se llevó a cabo una rápida mineralización del N orgánico, viéndose reflejado en un incremento del N amoniacal después del día 16 de incubación y en un incremento del pH, como consecuencia del proceso de amonificación que libera OH^- . Además, las relaciones C/N determinadas para cada tratamiento indicaron que se llevó a cabo una rápida liberación de N mineral, como consecuencia de la actividad microbiana.

Se concluyó que dentro de los sistemas arena/digestato de la FORSU no se favorecieron los procesos de nitrificación, debido a que no fue posible detectar la presencia de NO_3^- y NO_2^- durante el periodo de incubación. Esto pudo deberse principalmente a la presencia de condiciones anaerobias derivadas de la compactación de los suelos. A pesar de que hubo un aumento en la formación de agregados de entre 0.25 mm a 10 mm, los tratamientos tenían un importante contenido de partículas menores a 0.25 mm de diámetro, las cuales favorecen la compactación y como consecuencia, la aireación es limitada.

6. REFERENCIAS

- Al Seadi, T., B. Drosch, W. Fuchs, D. Rutz, and R. Janssen, 2013. Biogas digestate quality and utilization, *in* A. Wellinger, J. Murphy, and D. Baxter, eds., *Biogas Handbook: Science, Production and Applications: Woodhead Publishing Series in Energy: Cambridge, Woodhead Publ Ltd*, p. 267-301.
- Alburquerque, J. A., C. de la Fuente, and M. P. Bernal, 2012. Chemical properties of anaerobic digestates affecting C and N dynamics in amended soils: *Agriculture Ecosystems & Environment*, v. 160, p. 15-22.
- Alibardi, L., and R. Cossu, 2015. Composition variability of the organic fraction of municipal solid waste and effects on hydrogen and methane production potentials: *Waste Management*, v. 36, p. 147-155.
- Alotaibi, K.D., Schoenau, J.J., 2019. Addition of biochar to a sandy desert soil: Effect on crop growth, water retention and selected properties: *Agronomy*, v. 9, p. 327.
- Amacher, M.C., O'Neil K.P., Perry, C.H., 2007. Soil Vital Signs: A New Soil Quality Index (SQI) for Assessing Forest Soil Health. Res. Pap. RMRS-RP-65WWW: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station p. 12.
- Ambler, J., K. Pelovitz, T. Ladd, and G. Steucek, 2001. A demonstration of nitrogen dynamics in oxic & hypoxic soils & sediments: *American Biology Teacher*, v. 63, p. 199-206.
- Angers, D. A., S. Recous, and C. Aita, 1997. Fate of carbon and nitrogen in water-stable aggregates during decomposition of (CN)-C-13-N-15-labelled wheat straw in situ: *European Journal of Soil Science*, v. 48, p. 295-300.
- APHA. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater 21a ed. American Public Health Association, American Water Works Association y Water Pollution Control Federation. Washington D.C., EEUU.
- Báez, A., Etchevers, J. D., Prat, C. and Hidalgo, C., 2007. Formation of aggregates and carbon sequestration in ameliorated tepetates in the Río Texcoco basin, Mexico: *Revista mexicana de ciencias geológicas*, v. 24, p. 487-497.
- Baiamonte, G., G. Crescimanno, F. Parrino, and C. De Pasquale, 2019. Effect of biochar on the physical and structural properties of a sandy soil: *Catena*, v. 175, p. 294-303.
- Barral, M. T., Paradelo, R., Moldes, A., Domínguez, M., Díaz, F., 2009. Utilization of MSW Compost for Organic Matter Conservation in Agricultural Soils of NW Spain: *Resources, Conservation and Recycling*, v. 53. P. 529-534.
- Bastida, F., J. L. Moreno, C. Garcia, and T. Hernandez, 2007. Addition of urban waste to semiarid degraded soil: Long-term effect: *Pedosphere*, v. 17, p. 557-567.
- Bijay, S., 2011. The Nitrogen Cycle: Implications for Management, Soil Health, and Climate Change, *in* B. P. Singh, A. L. Cowie, and K. Y. Chan, eds., *Soil Health and Climate Change: Soil Biology*, v. 29: Berlin, Springer-Verlag Berlin, p. 107-129.
- Blanchart E, Albrecht A, Bernoux M, Brauman A, Chotte JL, Feller C, Gany F, Hien E, Manlay R, Masse D, Sall S, Villenave C, 2007. Organic matter and biofunctioning in tropical sandy soils and implications for its management. In: *Management of tropical sandy soils for sustainable development. Proceedings of the International Conference on the Management of tropical sandy soils*, Khon Kaen, Nov. 2005. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, pp 224-24
- Blevins, R. L., and W. W. Frye, 1993. CONSERVATION TILLAGE - AN ECOLOGICAL APPROACH TO SOIL-MANAGEMENT: *Advances in Agronomy*, Vol 51, v. 51, p. 33-78.
- Burke, I. C., 1989. CONTROL OF NITROGEN MINERALIZATION IN A SAGEBRUSH STEPPE LANDSCAPE: *Ecology*, v. 70, p. 1115-1126.

- Burnley, S. J., 2007. A review of municipal solid waste composition in the United Kingdom: *Waste Management*, v. 27, p. 1274-1285.
- Campuzano, R., and S. Gonzalez-Martinez, 2016. Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review: *Waste Management*, v. 54, p. 3-12.
- Cao, Y. S., Z. L. He, T. B. Zhu, and F. L. Zhao, 2021. Organic-C quality as a key driver of microbial nitrogen immobilization in soil: A meta-analysis: *Geoderma*, v. 383, p. 7.
- Carteni, F., T. C. Sarker, G. Bonanomi, G. Cesarano, A. Esposito, G. Incerti, S. Mazzoleni, V. Lanzotti, and F. Giannino, 2018. Linking plant phytochemistry to soil processes and functions: the usefulness of C-13 NMR spectroscopy: *Phytochemistry Reviews*, v. 17, p. 815-832.
- Cavalli, D., M. Corti, D. Baronchelli, L. Bechini, and P. M. Gallina, 2017. CO₂ emissions and mineral nitrogen dynamics following application to soil of undigested liquid cattle manure and digestates: *Geoderma*, v. 308, p. 26-35.
- Cecchi, F., P. Pavan, A. Musacco, J. M. Alvarez, and G. Vallini, 1993. DIGESTING THE ORGANIC FRACTION OF MUNICIPAL SOLID-WASTE - MOVING FROM MESOPHILIC (37-DEGREES-C) TO THERMOPHILIC (55-DEGREES-C) CONDITIONS: *Waste Management & Research*, v. 11, p. 403-414.
- Cheng-Chieh H. and Zueng-Sang C., 2009. Carbon and nitrogen mineralization of sewage sludge compost in soils with a different initial pH: *Soil Science and Plant Nutrition*, v. 55, p. 715-724.
- Chernicharo de Lemos, C. A., 2007. *Anaerobic Reactors en Biological Wastewater Treatment Series*, vol. 4. Londres: IWA Publishin.
- Chevallier, T., E. Blanchart, A. Albrecht, and C. Feller, 2004. The physical protection of soil organic carbon in aggregates: A mechanism of carbon storage in a Vertisol under pasture and marketgardening (Martinique, West Indies): *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 103, p. 375-387.
- Clark, M., M. G. Hastings, and R. Ryals, 2019. Soil Carbon and Nitrogen Dynamics in Two Agricultural Soils Amended with Manure-Derived Biochar: *Journal of Environmental Quality*, v. 48, p. 727-734.
- Cliff, J. B., P. J. Bottomley, D. J. Gaspar, and D. D. Myrold, 2007. Nitrogen mineralization and assimilation at millimeter scales: *Soil Biology & Biochemistry*, v. 39, p. 823-826.
- Daims, H., E. V. Lebedeva, P. Pjevac, P. Han, C. Herbold, M. Albertsen, N. Jehmlich, M. Palatinszky, J. Vierheilig, A. Bulaev, R. H. Kirkegaard, M. von Bergen, T. Rattei, B. Bendinger, P. H. Nielsen, and M. Wagner, 2015. Complete nitrification by *Nitrospira* bacteria: *Nature*, v. 528, p. 504-+.
- Dal Molin, S. J., P. R. Ernani, and J. M. Gerber, 2020. Soil acidification and nitrogen release following application of nitrogen fertilizers: *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 51, p. 2551-2558.
- Dal Molin, S. J., P. R. Ernani, P. Soldatelli, and P. C. Cassol, 2018. Leaching and Recovering of Nitrogen Following N Fertilizers Application to the Soil in a Laboratory Study: *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 49, p. 1099-1106.
- Delin, S., and B. Linden, 2002. Relations between net nitrogen mineralization and soil characteristics within an arable field: *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science*, v. 52, p. 78-85.
- Doran, J. W., and M. R. Zeiss, 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality: *Applied Soil Ecology*, v. 15, p. 3-11.
- Espinosa, M. d. C., M. López, A. Pellón, R. Mayarí, and A. Fernández, 2007. La Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos como una Fuente Potencial de Producción de Biogás, Cuba, *Revista CENIC. Ciencias Biológicas*, p. 33-37.
- Fuka, M. M., M. Engel, A. Gattinger, U. Bausenwein, M. Sommer, J. C. Munch, and M. Schloter, 2008. Factors influencing variability of proteolytic genes and activities in arable soils: *Soil Biology & Biochemistry*, v. 40, p. 1646-1653.

- Fuka, M. M., M. Engel, A. Hagn, J. C. Munch, M. Sommer, and M. Schloter, 2009. Changes of Diversity Pattern of Proteolytic Bacteria over Time and Space in an Agricultural Soil: *Microbial Ecology*, v. 57, p. 391-401.
- Galvez, A., Sinicco, T., Cayuela, M.L., Mingorance, M.D., Fornasier, F., and Mondini, C., 2012. Short term effects of bioenergy by-products on soil C and N dynamics, nutrient availability and biochemical properties, *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 160, 3-14.
- García-Gil, J.C., Plaza, C., Soler-Rovira, A., Polo, A., 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass: *Soil Biol. Biochem*, v. 32, p. 1907–1913.
- Giannakis, G. V., Kourgialas, N. N., Paranychianakis, N. V., Nikolaidis N. P., Kalogerakis, N., 2014. Effects of Municipal Solid Waste Compost on Soil Properties and Vegetables Growth: *Compost Science & Utilization*, v. 22, p. 116-131.
- Gonçalves, A., F. Ferreira, G. Marques, J. Lima, and R. Lima, 2018. Urban Solid Waste Challenges in the BRICS countries: A Systematic Literatures Review, *An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, p. 2-19.
- Głąb, T., 2014. Water Retention and Repellency of a Sandy Soil Amended with Municipal Compost, *Compost Science & Utilization*, 22:2, 47-56.
- Griffiths, B., 1997. *Soil Microbiology and Biochemistry*, San Diego, Academic Press, p. 385-387.
- Ha Truong, T. H., and P. Marschner, 2018. Addition of residues with different C/N ratio in soil over time individually or as mixes - effect on nutrient availability and microbial biomass depends on amendment rate and frequency: *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, v. 18, p. 1157-1172.
- Hernández, C. L., Ramos, J., Rodríguez, M. P., López, I. V., 2007. Efecto del estiércol de vacuno en la estabilidad estructural y la actividad biológica de un suelo bajo manejo agrícola: *Acta Biológica Venezolana*, v. 27, p. 19-30.
- Jan, M. T., P. Roberts, S. K. Tonheim, and D. L. Jones, 2009. Protein breakdown represents a major bottleneck in nitrogen cycling in grassland soils: *Soil Biology & Biochemistry*, v. 41, p. 2272-2282.
- Kalev S. D., Toor G. S., 2018. The composition of soils and sediments. In: Torok B, Dransfield T (eds) *Green chemistry an inclusive approach*. Elsevier, Amsterdam, pp 339–357.
- Kowalska, A., A. Grobelak, A. R. Almas, and B. R. Singh, 2020. Effect of Biowastes on Soil Remediation, Plant Productivity and Soil Organic Carbon Sequestration: A Review: *Energies*, v. 13, p. 24.
- Jenkins, S.R., Morgan, J.M., & Sawyer, C.L., 1983. Measuring anaerobic sludge digestion and growth by simple alkalimetric titration: *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 5, p. 448-453.
- Kaurichev, 1984. *I.S.: Prácticas de Edafología*, 286pp., MIR, Moscú.
- Li, N., M. Y. You, B. Zhang, X. Z. Han, S. K. Panakoulia, Y. R. Yuan, K. Liu, Y. F. Qiao, W. X. Zou, N. P. Nikolaidis, and S. A. Banwart, 2017. Modeling Soil Aggregation at the Early Pedogenesis Stage From the Parent Material of a Mollisol Under Different Agricultural Practices, *in* S. A. Banwart, and D. L. Sparks, eds., *Quantifying and Managing Soil Functions in Earth's Critical Zone Combining Experimentation and Mathematical Modelling: Advances in Agronomy*, v. 142: San Diego, Elsevier Academic Press Inc, p. 181-214.
- Linn, D. M., and J. W. Doran, 1984. EFFECT OF WATER-FILLED PORE-SPACE ON CARBON-DIOXIDE AND NITROUS-OXIDE PRODUCTION IN TILLED AND NONTILLED SOILS: *Soil Science Society of America Journal*, v. 48, p. 1267-1272.
- Lok, S. and Fraga, S., 2011. Comportamiento de indicadores del suelo y del pastizal en un sistema silvopastoril de *Leucaena leucocephala*/*Cynodon nlemfuensis* con ganado vacuno en desarrollo: *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*, v. 45, pp. 195-202.
- Machado, R.M.A.; Alves-Pereira, I.; Robalo, M.; Ferreira, R., 2021. Effect of municipal solid waste compost rate supplemented with inorganic nitrogen on physicochemical soil characteristics, plant growth, nitrate content and antioxidant activity in spinach. *Horticulturae*, 7, 53.

- Manfredi, S., D. Tonini, and T. H. Christensen, 2010. Contribution of individual waste fractions to the environmental impacts from landfilling of municipal solid waste: *Waste Management*, v. 30, p. 433-440.
- Martens, D. A., and K. L. Loeffelmann, 2003. Soil amino acid composition quantified by acid hydrolysis and anion chromatography-pulsed amperometry: *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, v. 51, p. 6521-6529.
- Marzi, M., K. Shahbazi, N. Kharazi, and M. Rezaei, 2020. The Influence of Organic Amendment Source on Carbon and Nitrogen Mineralization in Different Soils: *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, v. 20, p. 177-191.
- Masunga, R. H., V. N. Uzokwe, P. D. Mlay, I. Odeh, A. Singh, D. Buchan, and S. De Neve, 2016. Nitrogen mineralization dynamics of different valuable organic amendments commonly used in agriculture: *Applied Soil Ecology*, v. 101, p. 185-193.
- Mata-Alvarez, J., J. Dosta, M. S. Romero-Guza, X. Fonoll, M. Peces, and S. Astals, 2014. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013: *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, v. 36, p. 412-427.
- Moller, K., and T. Muller, 2012. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review: *Engineering in Life Sciences*, v. 12, p. 242-257.
- Moritsuka, N., J. Yanai, K. Mori, and T. Kosaki, 2004. Biotic and abiotic processes of nitrogen immobilization in the soil-residue interface: *Soil Biology & Biochemistry*, v. 36, p. 1141-1148.
- Muruganandam, S., D. W. Israel, and W. P. Robarge, 2010. Nitrogen Transformations and Microbial Communities in Soil Aggregates from Three Tillage Systems: *Soil Science Society of America Journal*, v. 74, p. 120-129.
- Nannipieri, P., and P. Eldor, 2009. The chemical and functional characterization of soil N and its biotic components: *Soil Biology & Biochemistry*, v. 41, p. 2357-2369.
- Noll, L., S. S. Zhang, Q. Zheng, Y. T. Hu, and W. Wanek, 2019. Wide-spread limitation of soil organic nitrogen transformations by substrate availability and not by extracellular enzyme content: *Soil Biology & Biochemistry*, v. 133, p. 37-49.
- NOM-021- RECNAT-2000
- NOM-021- SEMARNAT-2000
- Nunes, F. C., L. D. Alves, C. C. N. de Carvalho, E. Gross, T. D. Soares, and M. N. V. Prasad, 2020. Soil as a complex ecological system for meeting food and nutritional security, *in* M. N. V. Prasad, and M. Pietrzykowski, eds., *Climate Change and Soil Interactions: Amsterdam, Elsevier*, p. 229-269.
- Ossa Arias, M., 2020. Efecto de la carga orgánica sobre la producción de metano y características de digestatos durante la digestión anaerobia de forsu. Maestría. Universidad Autónoma de México.
- Patil, P. L., Chetana, B., Pawadashetti, D., Ramachandraiah, H. C., Devaranavadi, V. S., Naik, A., Hundekar, S. T. and Dasog, G. S., 2018. Identification of soil fertility constraints by GIS in Northern Dry Zone of Karnataka for site specific recommendations: *Journal of Farm Sciences*, v. 31, p. 54-63.
- Papafilippaki, A., Paranychianakis, N.V., Nikolaidis, N.P., 2015. Effects of soil type and municipal solid waste compost as soil amendment on *Cichorium spinosum* (spiny chicory) growth. *Sci. Hortic.* 195, p. 195–205.
- Paritosh, K., M. Yadav, S. Mathur, V. Balan, W. Liao, N. Pareek, and V. Vivekanand, 2018. Organic Fraction of Municipal Solid Waste: Overview of Treatment Methodologies to Enhance Anaerobic Biodegradability: *Frontiers in Energy Research*, v. 6, p. 17.
- Peng, W., and A. Pivato, 2019. Sustainable Management of Digestate from the Organic Fraction of Municipal Solid Waste and Food Waste Under the Concepts of Back to Earth Alternatives and Circular Economy: *Waste and Biomass Valorization*, v. 10, p. 465-481.

- Prosser, J. I., 2007. The Ecology of Nitrifying Bacteria, *in* H. Bothe, S. J. Ferguson, and W. E. Newton, eds., *Biology of the Nitrogen Cycle: Amsterdam, Elsevier Science Bv*, p. 223-243.
- Rada, E. C., M. Ragazzi, and P. Fedrizzi, 2013. Web-GIS oriented systems viability for municipal solid waste selective collection optimization in developed and transient economies: *Waste Management*, v. 33, p. 785-792.
- Rao, E., and K. Puttanna, 2000. Nitrates, agriculture and environment: *Current Science*, v. 79, p. 1163-1168.
- Robertson, G. P., and P. M. Groffman, 2015. Nitrogen transformations. *In soil microbiology, ecology and biochemistry*, American Press, p. 421-446.
- Rummel, P. S., R. Well, B. Pfeiffer, K. Dittert, S. Flossmann, and J. Pausch, 2020. Nitrate uptake and carbon exudation - do plant roots stimulate or inhibit denitrification?: *Plant and Soil*, p. 17.
- Sahrawat, K. L., 2008, Factors affecting nitrification in soils: *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 39, p. 1436-1446.
- Saveyn, H., Eder, P., 2014. End of waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate) Technical proposals: *Joint Res. Cent. Sci. Policy Rep.*
- Schimel, J. P., and J. Bennett, 2004. Nitrogen mineralization: Challenges of a changing paradigm: *Ecology*, v. 85, p. 591-602.
- Simion, V., G. Campeanu, G. Vasile, M. Artimon, L. Catana, and M. Negoita, 2008. Nitrate and nitrite accumulation in tomatoes and derived products: *Romanian Biotechnological Letters*, v. 13, p. 3785-3790.
- Sogn, T.A., Dragicevic, I., Linjordet, R. et al., 2018. Recycling of biogas digestates in plant production: NPK fertilizer value and risk of leaching. *Int J Recycl Org Waste Agricult* 7, 49–58.
- St Luce, M., J. K. Whalen, N. Ziadi, and B. J. Zebarth, 2011. NITROGEN DYNAMICS AND INDICES TO PREDICT SOIL NITROGEN SUPPLY IN HUMID TEMPERATE SOILS, *in* D. L. Sparks, ed., *Advances in Agronomy*, Vol 112: *Advances in Agronomy*, v. 112: San Diego, Elsevier Academic Press Inc, p. 55-102.
- Stein, L. Y., and M. G. Klotz, 2016. The nitrogen cycle: *Current Biology*, v. 26, p. R94-R98.
- Strock, J., 2008. Ammonification, *Encyclopedia of Ecology*, p. 162-165.
- Tambone, F., Orzi, V., Zilio, M., Aldani, F., 2017. Measuring the organic amendment properties of the liquid fraction of digestate. *Waste Management*. 88, 21-27.
- Tampio, E., T. Salo, and J. Rintala, 2016. Agronomic characteristics of five different urban waste digestates: *Journal of Environmental Management*, v. 169, p. 293-302.
- Teglia, C., Tremier, J., Martel, J., 2011. Characterization of Solid Digestates: Part 1, Review of Existing Indicators to Assess Solid Digestates Agricultural Use, *Waste and Biomass Valorization*. 2, 43-58.
- Tejada, M., C. Benitez, and J. L. Gonzalez, 2002. Nitrogen mineralization in soil with conventional and organomineral fertilization practices: *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 33, p. 3679-3702.
- Triantafyllidis, V., A. Kosma, and A. Patakas., 2019. An Assessment of the Soil Quality Index in a Mediterranean Agro Ecosystem: *Emirates Journal of Food and Agriculture*, v. 30, p. 1042-50.
- Vaneckhaute, C., V. Lebuf, E. Michels, E. Belia, P. A. Vanrolleghem, F. M. G. Tack, and E. Meers, 2017. Nutrient Recovery from Digestate: Systematic Technology Review and Product Classification: *Waste and Biomass Valorization*, v. 8, p. 21-40.
- Watanabe, K., S. Asakawa, and K. Hayano, 1994. EVALUATION OF EXTRACELLULAR PROTEASE ACTIVITIES OF SOIL BACTERIA: *Soil Biology & Biochemistry*, v. 26, p. 479-482.
- Weitz, A. M., E. Linder, S. Frolking, P. M. Crill, and M. Keller, 2001. N₂O emissions from humid tropical agricultural soils: effects of soil moisture, texture and nitrogen availability: *Soil Biology & Biochemistry*, v. 33, p. 1077-1093.

- Yu, OY., Raichle, B., Sink, S., 2013. Impact of biochar on the water holding capacity of loamy sand soil: *Int J Energy Environ Eng*, v. 4, p. 44
- Zhang, J. B., C. Muller, and Z. C. Cai, 2015. Heterotrophic nitrification of organic N and its contribution to nitrous oxide emissions in soils: *Soil Biology & Biochemistry*, v. 84, p. 199-209.
- Zhu, X., M. Burger, T. A. Doane, and W. R. Horwath, 2013. Ammonia oxidation pathways and nitrifier denitrification are significant sources of N₂O and NO under low oxygen availability: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 110, p. 6328-6333.
- Zohoori, M., and A. Ghani, 2017. Municipal Solid Waste Management Challenges and Problems for Cities in Low-Income and Developing Countries, Iran, *International Journal of Science and Engineering Application*, p. 39-48.
- Zupancic, G.D. and V. Grilc., 2012. Anaerobic treatment and biogas production from organic waste. In: Sunil, K. and A. Bharti (eds): *IntechOpen Limited, London, UK*. p. 3–28.