

Tesis

Para obtener el grado de
Maestra en ciencias e ingeniería ambientales

“Composteo de los lodos generados en la planta piloto de
tratamiento de aguas residuales de la UAM-Azcapotzalco”

Presenta:

Ing. Beatriz Alejandra García García

2133803748

Asesoras:

Dra. Rosa María Espinosa
Valdemar

M en C. Margarita Beltrán
Villavicencio

Ciudad de México

Mayo 2016

*A Dios por ser el guía de mi vida, por ser mi camino,
por ofrecerme la verdad, por todo su amor. Por
darme fortaleza aún en los momentos más amargos.*

*A mis hermanos,
Elizabeth y Vicente,
siempre dispuestos a apoyarme.
No desearía mejor familia que la nuestra.*

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para la elaboración de esta tesis.

A la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco, por proporcionar las instalaciones utilizadas en el proyecto.

Al Posgrado en Ciencias e Ingeniería, gracias por sus profesores, y por demostrar que siempre se puede mejorar aún más.

Le doy gracias a mis asesoras, por su presencia incondicional, sus apreciados y relevantes aportes, la M. en C. Margarita Beltrán Villavicencio y especialmente a la Dra. Rosa María Espinosa Valdemar, más que una asesora, una amiga, gracias por no permitir que me rinda.

A RECICLAGUA por facilitar los lodos biológicos con tanta amabilidad y disposición.

Al laboratorio de Tecnologías Sustentables, y a sus habitantes, personalmente a la M. en C. Xochitl Quecholac Piña, por facilitarme los recursos e instalaciones necesarias para la ejecución de la parte experimental del proyecto, y más. También a Mariana quién me ayudó a elaborar las mezclas iniciales, a Ricardo y a Juan quienes me ayudaron con la aireación de las compostas.

Al equipo de la PPTAR, a Ale, Karen, Toño, Tatiana y en especial a Adán por brindarme su colaboración y apoyo en todo, aún de último momento.

Gracias SEPARACIÓN de la UAM-A por los recursos y el apoyo, brindados para el trabajo experimental de este proyecto al señor Leopoldo y Javier, a Jesús y Noé que me ayudaban a bajar la tensión compartiendo el tiempo conmigo.

Al Ing. Roberto Vázquez Solís, un amigo que me escuchó con mis traumas más profundos sobre el proyecto, quién me ayudo a conservar la calma en muchas ocasiones, lo mejor para él.

A Mario Rocha le doy gracias por asesorarme en cuestiones operativas, por alimentarme con ideas constructivas y crear mecanismos para facilitarme el trabajo físico, y por hacerme su amiga. Sus consejos prácticos los llevaré más allá de cualquier proyecto.

Y finalmente, aunque no menos importantes a mi gran familia, a mis tías, tíos, primas y primos, por sus porras y apoyo inigualables.

Deseo manifestar mi más sincero agradecimiento a todos y cada uno de ellos:

¡MUCHAS GRACIAS!

Resumen

La Universidad Autónoma Metropolitana, unidad Azcapotzalco cuenta con una Planta Piloto de Tratamiento de Aguas Residuales (PPTAR), en las que se realizan diversas actividades de docencia e investigación, además de atender el tratamiento de una fracción de agua residual generada en la universidad.

En la PPTAR, al agua residual se le da un tratamiento fisicoquímico, y los lodos que se generan se les trata con estabilización alcalina (con cal) según la NOM-004-SEMARNAT-2002, hasta un pH cercano a 13, para generar biosólidos libres de microorganismos patógenos.

En este trabajo se evaluó el proceso de composteo de los lodos fisicoquímicos de la PPTAR de la UAM-Azcapotzalco con la finalidad de ofrecer una opción para su aprovechamiento y disposición final. Se realizaron mezclas de lodos con cáscara de naranja y cisco de café, además se utilizaron residuos de jardinería como agentes abultantes. El experimento se hizo por duplicado usando como testigo lodos biológicos, de una planta de tratamiento de aguas residuales, RECICLAGUA. Se realizaron mezclas con 25% de lodos y 75% de agentes acondicionantes, formando unidades experimentales de 200 L. El composteo duró 86 días.

El composteo se evaluó mediante el monitoreo del pH, temperatura, humedad relativa, contenido de carbono total, concentración de nitrógeno, contenido de materia orgánica y la relación C/N. Durante el proceso, las temperaturas más altas se obtuvieron en los primeros 10 días, alcanzando valores hasta de 46 °C, en todas las unidades experimentales. El pH inicial de los lodos fue de 13.1 y después del proceso de composteo, el producto final presentó valores entre 8 y 9 unidades en todas las unidades experimentales. El porcentaje de reducción en peso fue en promedio del 57%, mientras que la reducción en volumen fue del 55%.

Los productos obtenidos presentaron las características típicas de una composta, en cuanto a materia orgánica, relación C/N, índice de germinación y metales pesados, según la NADF-020-AMBT-2011, sin embargo no cumplió con las especificaciones de pH, y con la eliminación de patógenos dado que se inoculó con estiércol, el cual aportó los microorganismos y no se cumplieron con las condiciones propicias, de temperatura, para eliminarlos.

Según la prueba de germinación y crecimiento de plantas terrestres, descrita en la guía OECD 208, no se encontraron efectos fitotóxicos en ninguna mezcla.

Contenido

Agradecimientos	iii
Resumen	iv
Lista de figuras	viii
Lista de tablas	x
1 Introducción	1
1.1 Antecedentes	2
1.2 Justificación.....	3
2 Objetivos	4
2.1 Objetivo general	4
2.2 Objetivos específicos.....	4
2.3 Hipótesis	4
3 Estado del arte	5
3.1 Problemática del agua	5
3.1.1 El agua en el mundo.....	5
3.1.2 El agua en México.....	6
3.2 Agua residual	7
3.2.1 Tratamiento primario	9
3.2.2 Tratamiento secundario.....	10
3.2.3 Tratamiento terciario o avanzado	10
3.2.4 Estadísticas de tratamiento de agua residual	10
3.2.5 Tratamiento primario en México	11
3.2.6 Tratamiento de agua en la UAM-A	11
3.2.7 Legislación en materia de agua en México	14
3.3 Lodos provenientes del tratamiento de agua residual.....	15
3.3.1 Lodos	15
3.3.2 Biosólidos.....	17
3.4 Composteo	20
3.4.1 Factores que intervienen en el proceso de composteo.....	21
3.5 Tratamiento de lodos en la PPTAR	25
3.6 Estudios de caso de tratamiento de lodos	26
4 Metodología	29
4.1 Selección de agentes acondicionantes.....	30

4.2	Obtención de lodos, agentes acondicionantes e inóculo	30
4.2.1	Lodos estabilizados.....	30
4.2.2	Lodos biológicos.....	31
4.2.3	Agentes acondicionantes	32
4.3	Caracterización de los lodos y agentes acondicionantes	35
4.4	Montaje de experimento	36
4.5	Monitoreo del proceso de composteo	37
4.5.1	pH	38
4.5.2	Temperatura.....	39
4.5.3	Humedad.....	39
4.5.4	Humedad respecto a la capacidad de campo	40
4.5.5	CO ₂	41
4.5.6	Nitrógeno.....	41
4.5.7	Materia orgánica.....	42
4.5.8	Carbono total.....	43
4.5.9	Relación C/N	43
4.5.10	Reducción de masa y de volumen.....	44
4.5.11	Tamizado de la composta	44
4.6	Caracterización de la composta.....	44
4.6.1	Análisis microbiológicos	45
4.6.2	Determinación de metales pesados.....	47
4.6.3	Fitotoxicidad de la composta final.....	49
5	Resultados	55
5.1	Agentes acondicionantes seleccionados	55
5.2	Lodos y agentes acondicionantes obtenidos	55
5.3	Caracterización de los lodos y agentes acondicionantes.....	55
5.4	Requerimientos para el montaje de experimento.....	57
5.5	Monitoreo del proceso	59
5.5.1	pH	59
5.5.2	Temperatura.....	61
5.5.3	Humedad.....	62
5.5.4	Humedad respecto a la capacidad de campo	63
5.5.5	Concentración del CO ₂	64
5.5.6	Comportamiento del nitrógeno durante el composteo.....	64

5.5.7	Comportamiento de la materia orgánica durante el composteo	66
5.5.8	Comportamiento del carbono total durante el composteo	67
5.5.9	Comportamiento de la relación C/N durante el composteo	67
5.5.10	Reducción de masa húmeda y de volumen de la composta	68
5.5.11	Evolución visual de las compostas	70
5.5.12	Composta producida y materiales no degradados	71
5.6	Caracterización final de la composta	72
5.6.1	Microbiológicos de la composta final	74
5.6.2	Metales pesados en la composta final	77
5.6.3	Fitotoxicidad de las compostas terminadas	79
5.7	Resumen de resultados	87
6	Conclusiones y recomendaciones	89
7	Referencias bibliográficas	91

Lista de figuras

Figura 3.1 Tren de tratamiento básico de la PPTAR	13
Figura 4.1 Diagrama de experimentación	29
Figura 4.2 Proceso de estabilización de los lodos	31
Figura 4.3 Obtención de los de lodos en la planta RECICLAGUA	32
Figura 4.4 Obtención del cisco de café	32
Figura 4.5 Preparación de la cáscara de naranja.....	33
Figura 4.6 Obtención del Mulch	34
Figura 4.7 Residuos de jardinería	34
Figura 4.8 Estiércol utilizado como inóculo	35
Figura 4.9 Unidades experimentales con las mezclas de residuos al inicio del proceso	37
Figura 4.10 Aireación manual de las compostas.....	38
Figura 4.11 Medidor Vernier con electrodo para pH	39
Figura 4.12 Medidor de temperatura.....	39
Figura 4.13 Estufa para humedad	40
Figura 4.14 Medidor de vástago para la humedad respecto a la capacidad de campo	40
Figura 4.15 Monitoreo del CO ₂ en las unidades experimentales con el Vernier	41
Figura 4.16 Equipo para nitrógeno total.....	42
Figura 4.17 Mufla para determinación de materia orgánica	43
Figura 4.18 Equipo de filtración Millipore	46
Figura 4.19 Incubadora marca Oven, modelo Lindberg blue GO1330A.....	46
Figura 4.20 Espectrofotómetro de absorción atómica, Agilent Technologies, 55AA.....	48
Figura 4.21 Prueba de viabilidad en caja Petri. Inicial.....	49
Figura 4.22 Sensor Lascar EasyLog USB Data Logger	51
Figura 4.23 Rizotrones de vidrio en los que se realizaron las pruebas de fitotoxicidad	52
Figura 4.24 Rizotrones con una inclinación de 30° respecto a la superficie horizontal.....	53
Figura 4.25 Evaluación del crecimiento de la especie vegetal	54
Figura 5.1 Comportamiento del pH durante del composteo	60
Figura 5.2 Comportamiento de la temperatura a lo largo del composteo	61
Figura 5.3 Comportamiento de la humedad a lo largo del composteo	62
Figura 5.4 Humedad respecto a la capacidad de campo durante del composteo	63
Figura 5.5 Comportamiento del CO ₂ durante el composteo	64
Figura 5.6 Comportamiento del nitrógeno durante el composteo	65
Figura 5.7 Comportamiento del % de materia orgánica durante el composteo	66

Figura 5.8 Comportamiento del carbono a lo largo del composteo	67
Figura 5.9 Comportamiento de la relación C/N a lo largo del composteo	68
Figura 5.10 Porcentaje de reducción de masa de la composta	69
Figura 5.11 Porcentaje de reducción de volumen de la composta	70
Figura 5.12 Evolución visual de la mezcla LQ	71
Figura 5.13 Evolución visual de la mezcla LQJ.....	71
Figura 5.14 Evolución visual de la mezcla LB.....	71
Figura 5.15 Composta tamizada y mulch.....	72
Figura 5.16 UFC color verde brillante indicadoras de la presencia de Coliformes fecales	75
Figura 5.17 Concentración de coliformes fecales en las compostas finales	75
Figura 5.18 UFC color negras indicadoras de la presencia de Salmonella spp.....	76
Figura 5.19 Concentración de Salmonella spp en las compostas finales	77
Figura 5.20 Prueba de viabilidad en caja Petri. Semillas germinadas	79
Figura 5.21 Resultados de fitotoxicidad según la NADF-020-AMBT-2011	80
Figura 5.22 Condiciones de invernadero para la prueba de fitotoxicidad	81
Figura 5.23 Rizotróf con plántula antes de cosecha	82
Figura 5.24 En la lechuga: parte aérea y raíz	82
Figura 5.25 Longitud de raíces	83
Figura 5.26 Longitud de la parte aérea	84
Figura 5.27 Generación de biomasa húmeda	85
Figura 5.28 Generación de biomasa base seca.....	86

Lista de tablas

Tabla 3.1 Evaluaciones para el aprovechamiento, tratamiento o disposición de lodos	27
Tabla 4.1 Caracterización de los lodos y de los agentes acondicionantes	35
Tabla 4.2 Insumos requeridos para la elaboración de la composta	36
Tabla 4.2 Métodos para caracterizar metales pesados	48
Tabla 5.1 Caracterización de los sustratos	56
Tabla 5.2 Metales pesados en los biosólidos de la PPTAR	57
Tabla 5.3 Análisis microbiológicos en los biosólidos de la PPTAR	57
Tabla 5.5 Volumen y peso de las unidades experimentales al inicio	58
Tabla 5.6 Caracterización de las mezclas	58
Tabla 5.7 Caracterización de compostas	73
Tabla 5.8 Caracterización de compostas después seis meses de almacenamiento	73
Tabla 5.9 Concentración de metales pesados en las compostas finales	78
Tabla 5.10 Resumen de resultados	87

1 Introducción

En México, en el 2005, se generaron en promedio 3,201 t/día de lodos provenientes del tratamiento de aguas residuales (SEMARNAT, 2008), la información disponible sobre éstos no es clara, pues no se especifica ni su origen ni el destino para su disposición final, en el caso de que se establezcan tampoco se conoce el tipo de tratamiento al que son sometidos.

La Unidad Azcapotzalco de la Universidad Autónoma Metropolitana (UAM-A), cuenta con una Planta Piloto de Tratamiento de Aguas Residuales (PPTAR), para tratar una fracción del agua residual generada dentro de sus instalaciones, que una vez tratada se destina al riego de áreas verdes. Dicha instalación tiene fines docentes, de investigación y de servicio. El tipo de tratamiento que se le da al agua residual es de tipo fisicoquímico y se producen aproximadamente 20,000 L de agua tratada diariamente en 12 h; la calidad del agua que entra a la PPTAR es muy variable ya que pueden influir tanto las condiciones ambientales como la fluctuación de la población. El agua que resulta del tratamiento en la PPTAR debe cumplir con los parámetros que establece la norma NOM-003-ECOL-1997 (González *et al.*, 2008).

La PPTAR produce lodos a razón de 175 L/día con una concentración del 2% de sólidos, los cuales son sometidos a estabilización alcalina. Para la utilización de los lodos estabilizados de la PPTAR, se han probado como mejoradores de suelos, obteniendo resultados alentadores (García, 2010). En este proyecto se presenta una propuesta de tratamiento de los lodos de la PPTAR, a través de composteo con agentes acondicionantes, que permita su manejo adecuado, contribuyendo, junto con otras acciones, a la construcción de la UAM A en una universidad sustentable

1.1 Antecedentes

Derivado de los distintos tipos de usos al que es sometida el agua, se genera agua residual (Jiménez, 2001), la cuál puede ser de tipo municipal, industrial, de servicios, agrícolas, pecuarios, entre otros (SEMARNAT, 1996a). El agua puede tener contaminantes físicos, químicos, y/o biológicos (Jiménez, 2001). Al remover estos contaminantes, por distintos métodos de tratamiento, se generan lodos.

Existen básicamente tres tipos de tratamiento de agua residual, primario (sedimentación por gravedad), secundario (degradación de la materia orgánica hasta la mineralización) y terciario (desinfección) (Ramalho, 2003).

Dentro del tratamiento primario, que consiste en la eliminación de partículas mediante sedimentación (Harleman *et al.*, 1992), se encuentra el tratamiento primario avanzado, el cual elimina los sólidos suspendidos y sustancias disueltas que quedan luego de éste tratamiento, mediante precipitación asistida por coagulación-floculación. En este tratamiento se generan lodos residuales.

Los lodos que se generan en plantas de tratamiento de aguas residuales; son sólidos húmedos, que cuando son sometidos a un proceso de estabilización se definen como biosólidos (SEMARNAT, 2003). Los biosólidos pueden ser susceptibles de aprovechamiento siempre y cuando cumplan con la NOM-004-SEMARNAT-2002, en la cual se establecen los límites máximos permisibles de contaminantes para el aprovechamiento y la disposición final de los lodos y los biosólidos provenientes del tratamiento de agua potable o residual.

Los lodos pueden ser tratados con medios físicos como el espesamiento, el secado térmico o incineración, el secado por filtración, filtración a presión, centrifugación o los lechos de secado; por medios químicos como la estabilización ácida o básica (cal) y finalmente por medios biológicos, como el composteo, la digestión aerobia y anaerobia (CONAGUA, 2007; Turovskiy & Mathai, 2006; Delgado, 2005; Ramalho, 2003).

El tratamiento por composteo está basado en el principio de que una vez consumida la materia orgánica, presente en los lodos, los microorganismos metabolizan su propia masa celular (CONAGUA, 2007); además de ser una de las opciones que ofrece la NOM-004-SEMARNAT-2002 para el tratamiento de los lodos (SEMARNAT, 2003). El lodo sometido a composteo puede mejorar la calidad de suelos que contienen cantidades altas de arena o arcilla (CONAGUA, 2007).

La Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, de lodos y biosólidos.- especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final (SEMARNAT, 2003), clasifica los biosólidos, los lodos ya tratados, en tipo: excelente y bueno en función de su contenido de metales pesados; y en clase A, B y C en función de su contenido de patógenos y parásitos.

Los lodos generados en la PPTAR de la UAM-A se tratan mediante la estabilización alcalina, donde obtienen un pH superior a 11.5 antes de su disposición. El pH alcalino que tienen estos biosólidos no permite que puedan ser clasificados como de clase A para uso urbano con contacto público directo durante su aplicación.

La estabilización alcalina es un método eficaz para la estabilización de lodos de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR), y podrían ser usados como mejoradores de suelos agrícolas, pero su manejo es complicado debido al pH. Al compostear lodos provenientes de un proceso de estabilización alcalina, se podrían mejorar las características de los mismos para ampliar sus posibilidades de disposición.

1.2 Justificación

Los lodos generados en la PPTAR de la UAM-A reciben un tratamiento por estabilización alcalina, lo que da como resultado lodos químicos con un pH mayor a 11.5 unidades y ocasiona un problema complejo para su manejo adecuado.

Es importante resaltar que en el proceso de tratamiento por composteo se utilizan los lodos antes de ser estabilizados o bien después de estabilización anaeróbica, sin embargo, por las características de la PPTAR, con períodos de operación interrumpidos y de los lodos con una concentración de 2 % de sólidos (semilíquidos), resulta inviable el composteo directo de los mismos, y debido al diseño e infraestructura de la planta, el espesado de éstos es insostenible.

En este proyecto se realizó un tratamiento de los lodos, a través de composteo con agentes acondicionantes (residuos sólidos urbanos), que permitan el aprovechamiento de ambos residuos, obteniendo un producto que podría aplicarse para el mejoramiento de suelos. Adicionalmente se evitaría que los lodos que se producen en la PPTAR ocuparan espacio en sitios de disposición final y se fortalecería el camino de la institución para convertirse en una universidad sustentable.

2 Objetivos

2.1 Objetivo general

Evaluar el tratamiento por composteo de los lodos estabilizados de la PPTAR-UAM A, para su aprovechamiento y disposición final.

2.2 Objetivos específicos

- Evaluar las características de los lodos y de los agentes acondicionantes utilizados en el proceso de composteo.
- Establecer la relación adecuada de lodos/agente acondicionante de acuerdo con las características de los mismos, para el proceso de composteo.
- Caracterizar la composta resultante y comprobar la susceptibilidad de aprovechamiento, mediante el cumplimiento de los límites máximos permisibles de contaminantes establecidos en la norma NADF-020-AMBT-2011.
- Evaluar la composta como mejorador de suelo a través del crecimiento de una especie vegetal conforme al procedimiento 208 de la OECD (Organization for Economic Cooperation and Development).

2.3 Hipótesis

Los lodos biológicos y los lodos estabilizados alcalinamente provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales, pueden ser aprovechados como mejoradores de suelos si son tratados por medios biológicos como el composteo.

3 Estado del arte

En el tema de la problemática del uso de agua potable se deben destacar aspectos tanto de la generación de agua residual como la de los lodos provenientes de su tratamiento, dado el objetivo de este trabajo también se aborda el proceso de composteo, los métodos, los factores que intervienen en el tratamiento de lodos generados y la legislación aplicable.

3.1 Problemática del agua

Debido a su gran capacidad disolvente, toda el agua que se encuentra en la naturaleza contiene diversas sustancias en solución y en suspensión (FCEA, 2014). Lo cual se traduce en la contaminación del vital recurso.

Los contaminantes del agua se pueden dividir en tres tipos (Kiely, 1999).

- Físicos: sólidos totales, sólidos totales en suspensión, temperatura, pH, color y olor
- Químicos: orgánicos (proteínas, lípidos, hidratos de carbono) Inorgánicos (Alcalinidad, metales pesados, cloruros, azufre, gases).
- Microbiológicos: bacterias, algas, protozoos, virus.

3.1.1 El agua en el mundo

El planeta está cubierto de una delgadísima película de agua. En la superficie de la Tierra el 70% es agua y 30% es tierra firme (FCEA, 2014).

Sin embargo la mayor parte del agua de la Tierra es salada: 97.5%, de mares y océanos. El restante 2.5% dulce, pero casi toda esta congelada en los polos y en los glaciares. Del agua dulce, 69.7% es agua congelada, 30% es subterránea y en los ríos y lagos hay sólo 0.3% (FCEA, 2014).

Más de 46% de los recursos hídricos medios internos disponibles del mundo se encuentra en el continente americano. Brasil alberga 20% del recurso hídrico mundial en la cuenca del Amazonas, mientras que en Sudamérica están cuatro de los 25 ríos más caudalosos del mundo: Amazonas, Paraná, Orinoco y Magdalena. Con esta riqueza hídrica, la disponibilidad de agua per cápita en América Latina debería ser algo menor a los 3100 m³ por persona al año, superior a la de cualquier otra región de la Tierra (FCEA, 2014).

3.1.2 El agua en México

El país posee aproximadamente el 0.1% del total de agua dulce disponible a nivel mundial (FCEA, 2014), aunado a que en todo el país llueve aproximadamente 1,489 miles de millones de metros cúbicos cada año. Se podría considerar que el agua disponible en el territorio nacional es demasiada, sin embargo, de esta agua de lluvia, se estima que el 73.1% regresa a la atmósfera por evapotranspiración, el 22.1% escurre por los ríos o arroyos, y el 4.8% restante se infiltra al subsuelo de forma natural y recarga los acuíferos (CONAGUA, 2011a), aunado a que la mayor precipitación pluvial ocurre en verano, mientras que el resto del año es relativamente seco y tomando en cuenta que un porcentaje importante del territorio está catalogado como zona semidesértica. Dos terceras partes del territorio se consideran áridas o semiáridas, con precipitaciones anuales menores a los 500 mm, mientras que el sureste es húmedo con precipitaciones promedio que superan los 2,000 mm por año (CONAGUA, 2011a).

En 2009, México contó con 460,237 hectómetros cúbicos por año de agua aprovechable y una población 107.97 millones de habitantes, con un cálculo de agua aprovechable de 4,253 m³/hab/ año (CONAGUA, 2011a).

Los ríos y arroyos del país constituyen una red hidrográfica de 633 mil kilómetros de longitud, en la que destacan cincuenta ríos principales por los que fluye el 87% del escurrimiento superficial del país y cuyas cuencas cubren el 65% de la superficie territorial continental del país (CONAGUA, 2011a).

En cuanto a el agua subterránea, el volumen utilizado es alrededor del 37% (30.1 miles de millones de m³/año al 2009) del volumen total concesionado para usos consuntivos (agrícola, abastecimiento público, industria autoabastecida y generación de energía eléctrica excluyendo hidroelectricidad). A partir de la década de los setenta, ha aumentado sustancialmente el número de acuíferos sobreexplotados. En el año 1975 eran 32 acuíferos, 80 en 1985, y 100 de los 653 acuíferos existentes sobreexplotados al 31 de diciembre del 2009. De los acuíferos sobreexplotados se extrae el 53.6% del agua subterránea para todos los usos. Se dice que un acuífero es sobreexplotado en función de la relación extracción/recarga (CONAGUA, 2011a).

En el periodo del 2001 al 2009, el 63% del agua utilizada en el país para uso consuntivo proviene de fuentes superficiales (ríos, arroyos y lagos), mientras que el restante 37% proviene de fuentes subterráneas (acuíferos) (CONAGUA, 2011a).

Según la Demanda Bioquímica de Oxígeno a cinco días (DBO_5), se sabe que de toda el agua existente en el territorio nacional, el 41% es de calidad excelente, 26.8% de buena calidad, 19.7% aceptable, 7.9% contaminada y 4.6% fuertemente contaminada (CONAGUA, 2011a).

En algunos casos, para el uso del agua es necesario llevar a cabo procesos de potabilización. Al cierre de 2011, el registro de plantas en operación fue de 653 unidades, con una capacidad instalada en conjunto de 134,530.69 L/s y caudal potabilizado de 94,647.17 L/s (CONAGUA, 2011b).

Después de usar el agua, ésta se dispone en la red de alcantarillado, una fosa séptica, un desagüe, una barranca, una grieta, un lago o el mar. En México se estima que a fines de 2009, la cobertura de alcantarillado fue de 86.8% (CONAGUA, 2011a).

Para la Ciudad de México, el cálculo de agua disponible per cápita es de 164 m³/hab/ año. En 2009, la ciudad tenía 3,513 hm³/año de agua disponible, lo que representa un 0.76 % del agua disponible en México, y una población de 21.42 millones de habitantes, aproximadamente 20% de la población existente en diciembre de 2009 (CONAGUA, 2011a). Lo que significa poca agua y mucha población. En la zona metropolitana de la Ciudad de México hay 14 acuíferos, de los cuales 4 están sobre explotados (CONAGUA, 2011a).

De toda el agua existente en la ciudad de México, según el parámetro de DBO_5 , el 4.2% es de calidad excelente, 0% de buena calidad, 20.8% aceptable, 25% contaminada y 50% fuertemente contaminada (CONAGUA, 2011a).

3.2 Agua residual

El agua residual se define, como el agua de composición variada proveniente de la descarga de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas (SEMARNAT, 1996a).

Las descargas de agua residual se clasifican en municipales e industriales, las primeras se refieren a las generadas en centros urbanos y las segundas se refieren a la generación en diversas fuentes que no son municipales (CONAGUA, 2011a).

El agua puede tener contaminantes tanto físicos (color, olor, sabor, temperatura, sólidos, conductividad), como químicos (alcalinidad, pH, oxígeno disuelto, nitrógeno, fósforo, dureza,

cloro residual) y/o biológicos (coliformes fecales, *shigella*, *salmonella*, entre otros) (Jiménez, 2001), estos contaminantes pueden ser removidos mediante tratamientos.

El término tratamiento de aguas residuales es amplio e implica la combinación de procesos y operaciones unitarias para modificar la calidad del agua hasta el grado requerido para el uso o disposición a la cual se destina. Se dice que el agua es potable cuando es apta para el consumo humano, se dice que es depurada cuando se trata de controlar la contaminación, y se dice que se acondiciona cuando se pretenden usos industriales (Jiménez, 2001).

El nivel de tratamiento que recibe el agua residual depende de los límites máximos requeridos para su vertido (Ramalho, 2003), según la legislación mexicana, el agua residual puede tener tres destinos: las que se descargan en aguas y bienes nacionales, a los sistemas de alcantarillado y las que se reúsen en servicios públicos, y cada uno tiene límites máximos permisibles regulados por las siguientes normas:

- NOM-001-SEMARNAT-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales (SEMARNAT, 1996a).
- NOM-002-SEMARNAT-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal (SEMARNAT, 1996b).
- NOM-003-SEMARNAT-1997, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público (SEMARNAT, 1997).

Tanto el agua residual doméstica como, en algunos casos el agua industrial, contienen una alta carga orgánica, lo cual se traduce en que los principales procesos de tratamiento están dirigidos a la eliminación de la misma. El agua residual, en una planta de tratamiento de aguas típica, se dirige a lo largo de una serie de procesos con los cuales se elimina una carga de contaminante específica (Kiely, 1999).

Existen básicamente tres niveles de tratamiento de aguas residuales, el primario, el secundario y el terciario o avanzado, a continuación se explica cada uno de ellos.

3.2.1 Tratamiento primario

El tratamiento primario es un proceso unitario que incluye clarificación, sedimentación o decantación. Consiste en dejar decantar el agua residual por cierto periodo de tiempo (aproximadamente 2 horas). Para así obtener agua, con menos sólidos suspendidos, para la siguiente etapa de tratamiento que da lugar a un lodo (lodo primario) (Kiely, 1999). Contiene el cribado, la sedimentación, la flotación, la separación de aceites, la homogenización y la neutralización (Ramalho, 2003).

El tratamiento primario puede obtener mayores tasas de sedimentación si es auxiliado por productos químicos, cuando esto ocurre recibe el nombre de tratamiento primario avanzado.

Tratamiento primario avanzado

En el tratamiento primario avanzado se eliminan partículas mediante un proceso de coagulación-floculación-sedimentación (Harleman *et al.*, 1992), el cual es un proceso que consiste en añadir productos químicos al agua residual para desestabilizar (reducir o eliminar) la carga superficial de las partículas de pequeño tamaño (10^{-6} – 10^{-9} m) (Rodríguez *et al.*, 2009), llamadas coloides, y a su vez formar flóculos (aglomeraciones de partículas) que pueden sedimentar o ser filtradas (Henry & Heinke, 1999).

Una de las desventajas de los coagulantes químicos es el aumento en la producción de lodos, de tipo químico, que resultan muy diferentes a los lodos biológicos. El lodo químico resulta difícil de deshidratar (Henry & Heinke, 1999).

Los productos químicos que se agregan al agua son coagulantes que en solución aportan carga eléctrica contraria a la del coloide. Habitualmente se utilizan sales con cationes de alta relación carga/masa (Fe^{3+} , Al^{3+}) junto con polielectrolitos orgánicos, cuyo objetivo también debe ser favorecer la floculación (Tchobanoglous *et al.*, 2003)

Sales de Fe^{3+} : pueden ser Cl_3Fe o $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$. Se pueden utilizar tanto en estado sólido como en disoluciones. La utilización de una u otra está en función del anión, si no se desea la presencia de cloruros o sulfatos.

- Sales de Al^{3+} : suele ser $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ o policloruro de aluminio. En el primer caso es más manejable en disolución.

- Polielectrolitos: pueden ser polímeros naturales o sintéticos. Las cantidades a dosificar son mucho menores que para las sales, pero tanto la eficacia como el costo es mucho mayor.

En el caso de México el coagulante más utilizado es el sulfato de aluminio, pues el cloruro férrico aumenta el color y la turbiedad del efluente (Carrasco, 2007).

3.2.2 Tratamiento secundario

El objetivo principal del tratamiento secundario es reducir el valor de DBO_5 , eliminar del agua aquellas impurezas cuyo tamaño es mucho menor a las que se pueden captar por sedimentación o cribado. El tratamiento secundario debe ser un proceso capaz de degradar la materia orgánica hasta la mineralización (H_2O , CO_2 y lodos biológicos) (Henry & Heinke, 1999). Se basa en métodos mecánicos y biológicos combinados, incluye el uso de lodos activados, aireación prolongada (procesos de oxidación total), estabilización por contacto, otras modificaciones del sistema convencional de lodos activados (como la aireación por fases, mezcla completa, aireación descendente, alta carga, aireación con oxígeno puro), lagunas aireadas, lagunas de estabilización, filtros biológicos (percoladores), discos biológicos, y tratamientos anaerobios (Ramalho, 2003).

3.2.3 Tratamiento terciario o avanzado

El principal objetivo del tratamiento avanzado es remover materiales disueltos que incluyen gases, sustancias orgánicas naturales y sintéticas, iones, bacterias y virus (CONAGUA, 2011a). En este tratamiento se elimina la materia orgánica, los microorganismos y las sales inorgánicas disueltas (nitrógeno y fósforo) que no han sido retenidos en el tratamiento secundario, incluye filtración (lecho de arena, antracita, o tierra de diatomeas, entre otros), microfiltración, precipitación, adsorción con carbón activado, intercambio iónico, ósmosis inversa, electrodiálisis, proceso de reducción de nutrientes, cloración y ozonización (Ramalho, 2003).

3.2.4 Estadísticas de tratamiento de agua residual

Se estima que en el año 2013, 2287 plantas en operación en el país trataron $105.9 \text{ m}^3/\text{s}$, de agua residual municipal, es decir el 50.2% de los $211.1 \text{ m}^3/\text{s}$ recolectados en los sistemas de

alcantarillado, para este mismo año también se estima que la industria trató 60.7 m³/s de aguas residuales (CONAGUA & SEMARNAT, 2014).

Las plantas de tratamiento, en conjunto, tienen una capacidad instalada de tratamiento de 137,082.1 L/s de agua residual, y tratan 97,640.2 L/s (CONAGUA, 2011b). Los procesos más populares, en el tratamiento de agua, en México (según datos de 2013), son los lodos activados con un 57.32%, seguidos por las lagunas de estabilización con un 13.43%, las lagunas aireadas con un 6.93%, los filtros biológicos con un 5.16% y tratamientos primarios avanzados 4.21% (CONAGUA & SEMARNAT, 2014).

3.2.5 Tratamiento primario en México

Del total de plantas existentes en el país, 13 tienen un tratamiento primario avanzado, cuatro en Puebla, dos ubicadas en Tabasco, dos en Sinaloa, dos en Guanajuato, una en el Estado de México, una en Campeche, y una en el D.F, las cuales representan el .0.57% el total de plantas totales, y tratan un volumen de 4915 L/s, que representan el 5.03% del caudal nacional tratado (97,640 L/s) (CONAGUA, 2011b).

Si bien las plantas con tratamiento primario avanzado son pocas, se puede enfatizar que en este proceso se genera mayor cantidad de lodos que en los otros, por ejemplo en la sedimentación primaria convencional, debido a la remoción de mayor cantidad de material suspendido en el agua y en la sedimentación que se da por la adición de productos químicos (Carrasco, 2007).

3.2.6 Tratamiento de agua en la UAM-A

La planta piloto de tratamiento de aguas residuales de la UAM-A, que fue creada con fines, académicos, de servicios y sociales, tiene una capacidad para operar de 0.5 L/s (30 L/min) como gasto medio del diseño y a 0.75 L/s como gasto máximo. En la universidad se consume un promedio diario de 14.3 m³, de éstos la PPTAR trata del 5 al 10% (González *et al.*, 2008).

Entre los fines académicos que tiene la PPTAR se encuentra su funcionamiento como una instalación de demostración de las alternativas de tratamiento de agua residual, en ésta se imparten diversas Unidades de Enseñanza Aprendizaje (UEA's), se realizan proyectos terminales de licenciatura y servicios sociales. La instalación también permite llevar a cabo el

trabajo experimental requerido para elaborar algunas tesis de alumnos del Posgrado en Ciencias e Ingeniería Ambiental (González *et al.*, 2008).

Como parte de los servicios que ofrece la PPTAR se encuentra el proceso de suministro de agua desionizada, que abastece a los laboratorios de docencia y algunos de investigación de la Universidad. Actualmente la planta cuenta con el certificado ISO 9001:2008 conforme a la norma mexicana NMX-CC-9001.IMNC.2008, para dicho proceso.

En cuanto a los objetivos sociales se tiene el diseño compacto, flexible y confiable, de un sistema de tratamiento de agua, y la construcción e instalación de tratamiento de agua residual que complementa el abastecimiento de agua para riego de las áreas verdes de la UAM-A. Con la posibilidad de exportar el diseño a pequeñas comunidades y grandes edificios, fraccionamientos, colonias o empresas pequeñas, que deseen reutilizar agua tratada en riego (UAM, 2011b).

Para el diseño de la planta se contempló la problemática de las variaciones tanto en calidad como en volumen, debido a la generación estacional de agua residual dentro de la unidad Azcapotzalco, variables que se ven modificadas sustancialmente por los ciclos escolares y los períodos vacacionales (UAM, 2011b).

Tren de tratamiento de la PPTAR

El tren de tratamiento básico de la PPTAR (Figura 3.1), está integrado por un pretratamiento, en un cárcamo de recepción de agua cruda, cuya función es sedimentar arenas y triturar residuos orgánicos grandes; continuando con un sistema de coagulación floculación, en donde se adiciona sulfato de aluminio y un polímero; para favorecer la subsecuente sedimentación; posteriormente el efluente pasa a dos columnas de filtración por gravedad, empacadas con carbón de antracita; finalmente el agua pasa a una unidad de microfiltración, a desinfección con hipoclorito de sodio y a una lámpara de luz ultravioleta (González *et al.*, 2008).

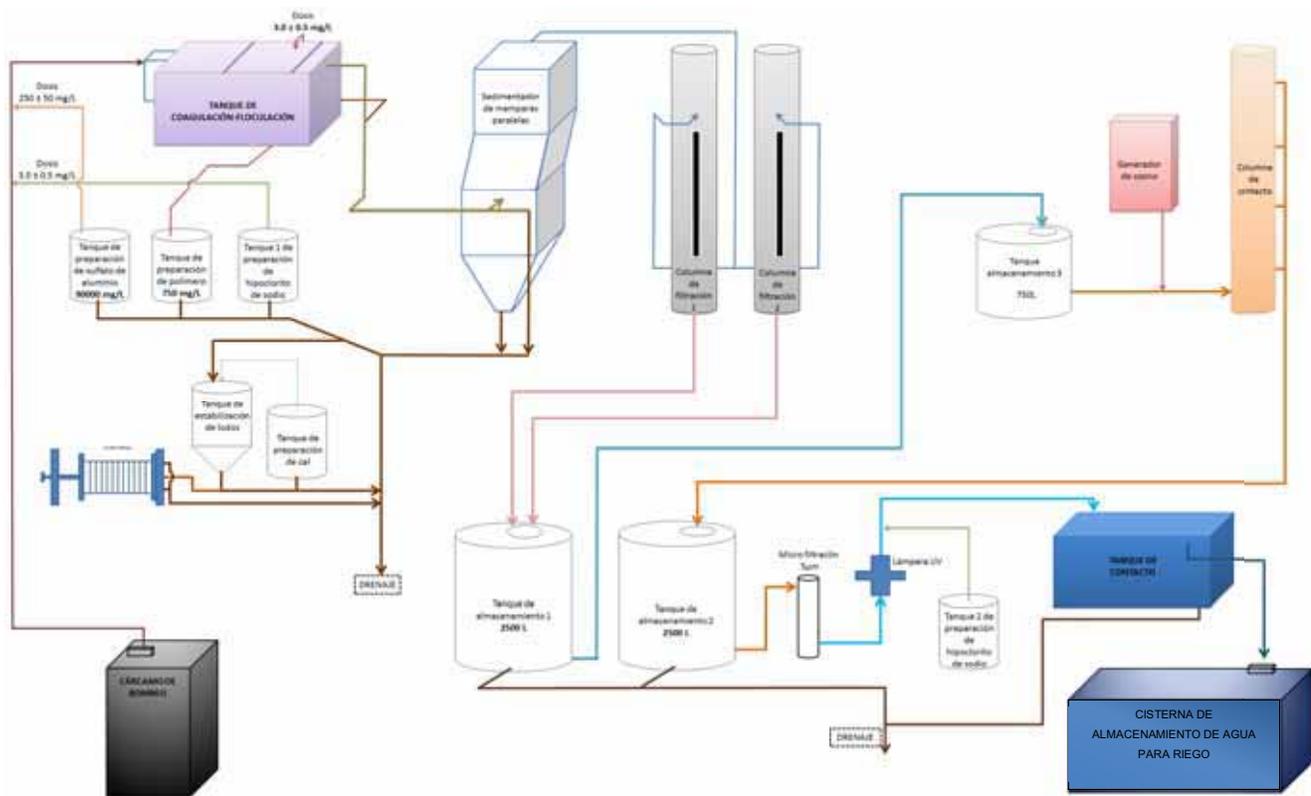


Figura 3.1 Tren de tratamiento básico de la PPTAR (UAM, 2011b)

3.2.7 Legislación en materia de agua en México

En esta sección se menciona la legislación más importante en materia del agua, en cuanto a leyes federales y normas oficiales mexicanas.

Algunas de las leyes federales vigentes son:

- Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos
- Ley general del equilibrio ecológico y la protección al ambiente
- Ley de Aguas Nacionales

Además de las tres normas antes ya mencionadas, en el apartado 3.2 Agua residual, algunas de las Normas Oficiales Mexicanas en materia de agua son:

- NOM-001-CONAGUA-1995. Sistemas de alcantarillado sanitario - Especificaciones de hermeticidad.
- NOM-002-CNA-1995, Toma domiciliaria para abastecimiento de agua potable- Especificaciones y métodos de prueba
- NOM-003-CNA-1996, Requisitos durante la construcción de pozos de extracción de agua para prevenir la contaminación de acuíferos
- NOM-004-CNA-1996, Requisitos para la protección de acuíferos durante el mantenimiento y rehabilitación de pozos de extracción de agua y para el cierre de pozos en general.
- NOM-011-CONAGUA-2000. Conservación del recurso agua. Establece las especificaciones y el método para determinar la disponibilidad media anual de las aguas nacionales.
- NOM-013-CONAGUA-2000. Redes de distribución de agua potable- Especificaciones de hermeticidad y métodos de prueba.
- NOM-014-CONAGUA-2003, Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada.
- NOM-015-CONAGUA-2007, Infiltración artificial de agua a los acuíferos.- Características y especificaciones de las obras y del agua

- NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. (Modificación del año 2000)
- NOM-160-SSA1-1995 Bienes y servicios. Buenas prácticas para la producción y venta de agua purificada.
- NOM-201-SSA1-2002, Productos y servicios. Agua y hielo para consumo humano, envasados y a granel. Especificaciones sanitarias.

3.3 Lodos provenientes del tratamiento de agua residual

Como producto secundario del tratamiento de agua residual, en la mayoría de los procesos de tratamientos, primarios y secundarios, se producen lodos, de los que hay que disponer de forma adecuada (Ramalho, 2003).

Hay distintos niveles de tratamiento del agua residual, cada nivel elimina una parte de la contaminación contenida en el agua, esa contaminación se concentra y se generan lodos, los cuales se pueden clasificar dependiendo del proceso del cual se extraen, estos lodos pueden ser tratados y dependiendo el tratamiento al que sean sometidos se generan los biosólidos.

En la NOM-004-SEMARNAT-2002 se definen los lodos como sólidos con un contenido variable de humedad, provenientes del desazolve de los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, de las plantas potabilizadoras y de las plantas de tratamiento de aguas residuales, que no han sido sometidos a procesos de estabilización (SEMARNAT, 2003).

En la misma norma se definen a los biosólidos como los lodos que han sido sometidos a procesos de estabilización y que por su contenido de materia orgánica, nutrientes y características adquiridas, después de su estabilización, pueden ser susceptibles de aprovechamiento.

3.3.1 Lodos

Los lodos, según el proceso que se aplique en el tratamiento del agua, se clasifican en tres: lodos primarios, lodos biológicos o secundarios y lodos químicos.

Lodos primarios

Los lodos primarios son aquellos que se extraen de los sedimentadores primarios, consisten principalmente en arena fina, sólidos inorgánicos y sólidos orgánicos (Cardoso & Ramírez, 2007). El peso seco de los sólidos primarios es del orden del 50% del total de los sólidos generados, en una planta típica con sedimentación primaria y en un proceso convencional de lodos activados para el tratamiento secundario (CONAGUA, 2007).

En comparación con lodos biológicos y muchos químicos, el lodo primario puede ser desaguado rápidamente mecánicamente con pocos requerimientos de acondicionamiento, éste tipo de lodo se espesa por gravedad, y puede tener una concentración de sólidos entre el cinco y seis por ciento, cuando el lodo es bombeado de tanques de sedimentación primaria bien diseñados (CONAGUA, 2007).

El lodo primario típicamente contiene más de 100 especies diferentes de bacterias anaerobias y facultativas. En este lodo también están presentes bacterias sulfatoreductoras, microorganismos patógenos y huevos de gusanos y moscas (CONAGUA, 2007).

Lodos químicos

Los lodos químicos se producen cuando se añade algún reactivo químico, como la cal, las sales de aluminio, o hierro, con el fin de mejorar la separación de sólidos en suspensión. Aunque algunos reactivos pueden ser benéficos en la deshidratación de los lodos, como es el caso de la cal, otros inhiben la deshidratación (Henry & Heinke, 1999).

Las variables que afectan las características de los lodos químicos son varios, entre ellos: la química del agua, pH, mezclado, tiempo de reacción, forma de floculación (Cardoso & Ramírez, 2007), compuestos precipitados y los demás sólidos de las aguas residuales (CONAGUA, 2007).

Lodo biológico

Los lodos biológicos o secundarios, son los lodos generados en exceso en el tratamiento secundario biológico (Cardoso & Ramírez, 2007), son producidos por procesos de tratamiento tales como lodos activados, filtros percoladores y biodiscos. Las cantidades y

características de los lodos biológicos varían con la cantidad de agua a tratar y las tasas metabólicas y de crecimiento de los diferentes microorganismos presentes en el lodo (CONAGUA, 2007).

3.3.2 Biosólidos

Los biosólidos se obtienen por métodos físicos, químicos y biológicos, para aprovechar el contenido de materia orgánica y nutrientes presentes, es necesario someter los lodos a estabilización, la NOM-004-SEMARNAT-2002 establece los límites máximos permisibles de contaminantes para el aprovechamiento y la disposición final de los lodos provenientes del tratamiento de agua potable o residual y los biosólidos generados al estabilizarlos.

Biosólidos obtenidos por métodos físicos

- Espesamiento

El espesamiento sólo es una parte del tratamiento, cuyo objetivo principal es optimizar y minimizar el costo total del sistema global de tratamiento (CONAGUA, 2007). El espesamiento reduce el volumen de los lodos antes de realizarles algún otro proceso, puede conseguirse por gravedad, en tanques de sedimentación, o por flotación con aire disuelto. El objetivo de los espesadores es conseguir un lodo concentrado (Ramalho, 2003).

- Secado por filtración al vacío

Es el procedimiento más usado para el secado de lodos. El agua se separa aplicando vacío a través de un medio poroso, que retiene los sólidos y permite el paso del líquido (Ramalho, 2003).

- Filtración a presión

Se realiza en filtros prensa y consiste en la filtración de lodos a través en una serie de placas y marcos alternados con una tela filtrante a cada lado de las placas. Las placas tienen incisiones con forma de canales para drenar el filtrado en cada una, formando una capa espesa de lodo en las mismas, después se aplica aire comprimido para eliminar la mayor cantidad de agua posible, posteriormente se abre el filtro para que la torta de lodos sea descargada por su propio peso; y finalmente el equipo debe ser lavado. Es

económicamente viable mientras los costos de mano de obra no sean altos, pues no se ha logrado la automatización completa de la operación (Ramalho, 2003).

- Centrifugación

La centrifugación involucra la fuerza centrífuga, que es aplicada a una corriente de lodo líquido, que acelera la separación de las fracciones líquidas y sólidas. Los sólidos del lodo se compactan, por fuerza centrífuga, contra la pared interior del tambo rotativo, siendo arrastrados hasta la salida por un transportador, el líquido se descarga por el extremo opuesto (Ramalho, 2003). La separación de la torta de lodo del centrifugado está basada en la diferencia de densidad entre los sólidos del lodo y el líquido circundante (CONAGUA, 2007).

- Lechos de secado de lodos

El secado al aire de lodos en lechos de arena es uno de los métodos más económicos de eliminación de agua. Los mecanismos de secado de lodos en lechos de arena son la percolación, o infiltración de agua a través del lecho de arena y la evaporación de agua, por convección y radiación (Ramalho, 2003). El secado en arena es un proceso que requiere más mano de obra y terreno. Sin embargo, las frecuentes reparaciones y los altos costos de inversión inicial de los sistemas mecánicos, hacen más atractivo el secado en arena, donde hay terrenos disponibles y clima aceptable (CONAGUA, 2007).

Biosólidos obtenidos por métodos químicos

- Secado térmico o incineración

El proceso de secado térmico consiste en eliminar al máximo el contenido de humedad de los lodos, esto varía con respecto al diseño y operación del secador, al contenido de humedad inicial de los lodos y a la composición química de los mismos. El secado puede reducir la masa total inicial hasta un 5% (Ramalho, 2003).

Por su parte la incineración es la oxidación rápida de los lodos, y como productos se obtienen dióxido de carbono, vapor de agua y cenizas. El proceso de oxidación se efectúa a temperaturas de 420 °C a 500 °C, en lodos deshidratados, en presencia de oxígeno. Para llevar a cabo la completa oxidación de la materia orgánica se requieren temperaturas de 760°C a 820°C (Turovskiy & Mathai, 2006).

- Estabilización ácida

La estabilización ácida se utiliza cuando el lodo, que se ha generado de una planta de tratamiento de aguas industriales, contiene una alta concentración de metales, que pueden resultar altamente peligrosos para los seres vivos. La estabilización se lleva a cabo a un pH menor de 7 ya que la solubilidad de los componentes metálicos mejora (Delgado, 2005).

- Estabilización alcalina

La estabilización alcalina es uno de los procesos más comunes, por ser el de menor costo y fácil aplicación, consiste en agregar compuestos químicos alcalinos a los lodos, principalmente cal viva (CaO) y cal hidratada (Ca(OH)₂) (SEMARNAT, 2003), con el fin de elevar el pH a 12 unidades por un período de tiempo mayor a 2 h. Mantener un pH elevado crea un ambiente donde se inhiben o retardan las reacciones microbianas que podrían conducir a la producción de olor y a la atracción de vectores (Ramalho, 2003).

Dentro de la estabilización química a base de cal, se tienen dos desventajas principales, la primera es que no deja al lodo químicamente estable, debido a que no se logra una reducción de materia orgánica, si el pH baja de 11, la descomposición biológica se reanuda, produciendo malos olores. La segunda desventaja es que la cantidad de lodo para disposición no se reduce, pues la masa de sólidos secos se incrementa por la adición de cal. Por tanto, debido al mayor volumen, los costos de transporte y disposición final son mayores para los lodos estabilizados con cal, que para los lodos estabilizados por otros métodos (CONAGUA, 2007).

Biosólidos obtenidos por métodos biológicos

Se dividen básicamente en dos, digestión anaerobia y digestión aerobia.

- Digestión anaerobia de lodos

La digestión anaerobia consiste en la degradación biológica de sustancias orgánicas complejas, en ausencia de oxígeno libre. El proceso consiste en transformar la materia orgánica en metano, bióxido de carbono y agua, liberando energía, y una vez consumida la mayor cantidad de materia orgánica, a través de la actividad microbiana, los sólidos restantes son estabilizados (CONAGUA, 2007).

La gran mayoría de los procesos de digestión de lodos son anaerobios, aunque la digestión aerobia está popularizándose, especialmente para pequeñas unidades (Ramalho, 2003).

- Digestión aerobia de lodos

La digestión aerobia es la estabilización, a través de una oxidación bioquímica, del lodo en reactores abiertos o cerrados (CONAGUA, 2007). Es un proceso en el cual la materia orgánica presente en los lodos, es transformada en bióxido de carbono y agua por los microorganismos en presencia de oxígeno, dando como resultado una destrucción de células, y una disminución de sólidos suspendidos volátiles (Ramalho, 2003; SEMARNAT, 2003).

La digestión aerobia de lodos está basada en el principio en el cual, una vez consumida la materia orgánica, presente en los lodos, los microorganismos metabolizan su propia masa celular (CONAGUA, 2007). Una de las opciones que ofrece la NOM-004-SEMARNAT-2002 para el tratamiento de los lodos, es la reducción del contenido de sólidos volátiles mediante digestión aeróbica o anaeróbica (SEMARNAT, 2003).

Dentro de la digestión aerobia de los lodos se encuentra el composteo, tratamiento que permite reducir la fracción orgánica hasta un 25% de su peso original. Una forma de aprovechamiento es utilizar la composta resultante como mejorador de suelos, especialmente en aquellos que contienen cantidades excesivas de arena o arcilla (CONAGUA, 2007) y propiciar la disminución de la aplicación de fertilizantes químicos además de evitar su envío a los rellenos sanitarios (SEDEMA-DF, 2012).

3.4 Composteo

Existen diversos métodos de composteo que varían de acuerdo a las condiciones de aireación y calidad del producto final. En general los métodos de composteo pueden ser divididos en cuatro grupos:

Composteo pasivo o en pilas estáticas

Consiste en apilar diversos residuos orgánicos, de naturaleza porosa, los cuales son descompuestos en forma lenta, sin controlar, humedad, aireación, temperatura, entre

otros. La aireación ocurre de manera natural, a través de los espacios de la masa a compostear, el aire que fluye en forma pasiva en la pila (O’Ryan & Riffo, 2007).

Composteo en pilas estáticas con aireación forzada

Una variante de este proceso es el composteo en pilas estáticas con ventilación forzada, básicamente es una pila estática, pero se agrega un sistema mecánico de aireación, por tuberías perforadas conectadas a un aireador, puede ser que se inyecte aire o bien que se succione (Castells, 2012).

Composteo en pilas de volteo o en hileras

Este método consiste en disponer el material en pilas largas, el tamaño de las pilas fluctúa entre 2 y 5 metros de ancho, por 1 o 3 metros de alto y largo variable, su forma puede ser triangular o trapezoidal. Las pilas deben ser volteadas periódicamente ya sea de forma manual o mecánica, la frecuencia del volteo debe ir disminuyendo durante el proceso, según lo requiera la composta (O’Ryan & Riffo, 2007; Castells, 2012).

Al hacer volteos se persiguen varios efectos, pues además de proporcionar oxígeno, se busca homogenizar la composta y con ello crear nuevas superficies de ataque para los microorganismos, se evita la compactación de los materiales, y se controla la temperatura, humedad y pH (O’Ryan & Riffo, 2007).

Composteo en biodigestores

En este método, el proceso de composteo se lleva a cabo en un contenedor cerrado en el cual se desarrolla un proceso aeróbico acelerado para generar composta. El contenedor posee inyectores de aire y agua, que mantienen las condiciones ideales en la mezcla, lo que facilita el trabajo de los microorganismos (O’Ryan & Riffo, 2007).

3.4.1 Factores que intervienen en el proceso de composteo

El composteo es un proceso regulado, que a diferencia de los procesos naturales, no se deja transcurrir espontáneamente, se controlan variables necesarias para garantizar el

término del proceso en un tiempo corto y con costos mínimos. A continuación se enlistan algunas de estas variables.

Tamaño de partícula

El desmenuzamiento del material facilita el ataque microbiano y aumenta la velocidad del proceso, pues cuanto mayor sea la superficie expuesta al ataque microbiano por unidad de masa más rápida y completa será la reacción. Sin embargo un producto muy fino no es lo adecuado, pues se reduce el espacio entre partículas y esto limita la difusión de oxígeno hacia el interior y de dióxido de carbono hacia el exterior, lo que restringe la proliferación microbiana y puede dar lugar a un colapso microbiano. Un tamaño adecuado varía entre 1 y 5 cm (Moreno & Moral, 2011; Castells, 2012).

Humedad

La presencia de agua es imprescindible para las necesidades fisiológicas de los microorganismos, pues es el medio de transporte de las sustancias solubles que sirven como alimento a las células y de los productos de desecho de las reacciones que tienen lugar durante dicho proceso. La humedad también está relacionada directamente con la temperatura, pues pequeñas variaciones de humedad provocan grandes cambios en la temperatura (Moreno & Moral, 2011; Castells, 2012).

La humedad de la masa de composteo debe ser tal que el agua no llegue a ocupar totalmente los poros de dicha masa. Los valores óptimos para el crecimiento microbiano está entre el 50-70%. El exceso de humedad puede ser reducido aumentando la aireación. El contenido más bajo de humedad al cual la actividad bacteriana se puede llevar a cabo está entre 12% y 15%; sin embargo, menos del 40% de humedad puede limitar la tasa de descomposición. La humedad óptima depende del tipo de residuo, por ejemplo para la paja de cereales está entre 75 y 85 %, para astillas de madera entre 75 y 90% y para residuos sólidos urbanos entre 50 y 55% (Moreno & Moral, 2011; CONAGUA, 2007).

La NADF-020-AMBT-2012 indica que al finalizar el proceso la composta deberá tener del 25 al 45% de humedad en peso (SEDEMA-DF, 2012).

Concentración de oxígeno

Una aireación insuficiente provoca una sustitución de los microorganismos aerobios por anaerobios, retardando el proceso, produciendo sulfuro de hidrogeno, y por ende malos olores. Y el exceso de oxigenación puede provocar el enfriamiento de la composta y pérdida excesiva de humedad, reduciendo la actividad metabólica de los microorganismos. La concentración de oxígeno es diferente en cada punto de la composta, en la parte más externa contiene casi tanto oxígeno como el aire (18-20%), hacia el interior va disminuyendo, hasta una profundidad mayor de 60 cm, donde el contenido de oxígeno puede estar entre 0.5-2% (Moreno & Moral, 2011; Castells, 2012).

Durante el proceso de maduración no deben hacerse aportaciones adicionales de oxígeno, ya que una excesiva aireación podría dar lugar a un consumo de los compuestos húmicos formados y una rápida mineralización de los mismos (Moreno & Moral, 2011).

Relación carbono nitrógeno (C/N)

Los microorganismos utilizan, por lo general, 30 partes de C por cada una de N, por lo cual el intervalo teóricamente óptimo para el proceso es de 25-35. Si la relación C/N es mayor a 40 la actividad biológica disminuye y los microorganismos deben oxidar el exceso de carbono, haciendo que el proceso se torne lento. Si la relación es baja, inferior a 18-19, el composteo será más rápido, y el exceso de nitrógeno se desprenderá en forma amoniacal, lo que produce una auto regulación del proceso, recordando que el amoniaco es un gas de efecto invernadero (Moreno & Moral, 2011; Castells, 2012).

La relación C/N decrece durante el proceso, la ideal para una composta madura es cercana a 10, similar a la del humus (Moreno & Moral, 2011), en la NADF-020-AMBT-2012 se suele considerar que está madura cuando C/N es menor a 25 para su uso en paisaje y áreas verdes urbanas y menor a 20 para su uso en agricultura ecológica.

pH

El pH permite observar la evolución del composteo, pues está relacionado directamente con la aireación de la mezcla, si no existe una buena aireación y se crean condiciones

anaerobias se liberan ácidos orgánicos que provocan el descenso del pH (Moreno & Moral, 2011).

Durante el proceso, el pH, presenta tres fases: al inicio se observa una disminución del pH debido a la acción de los microorganismos sobre la materia orgánica más disponible, liberando ácidos orgánicos. Después se produce una alcalinización del medio, por la pérdida de ácidos orgánicos y la generación de amoníaco, por la descomposición de las proteínas, y finalmente en la tercera fase el pH tiende a ser neutro por la formación de compuestos húmicos. Una composta con aireación adecuada presenta un pH entre 7 y 8, valores por debajo de éstos son indicadores de condiciones anaerobias y falta de madurez del producto (Moreno & Moral, 2011; Castells, 2012).

Temperatura

Es el indicador más claro de la actividad microbiana, al inicio toda la mezcla se encuentra a la misma temperatura, pero la actividad microbiana genera calor, aumentándola. Con la temperatura se puede juzgar la eficiencia y el grado de estabilidad de la composta, pues existe una relación directa entre la temperatura y el nivel de degradación de la materia orgánica. Los microorganismos que resulten beneficiados a una temperatura concreta son los que principalmente descompondrán la materia orgánica del residuo, desprendiendo calor (Moreno & Moral, 2011).

A veces la temperatura puede llegar a ser tan alta que inhibe el crecimiento de los propios microorganismos (suicidio microbiano), por eso la adecuación de los demás factores a los intervalos óptimos es tan importante, aunque el tamaño de pila, la temperatura ambiental y el tipo de aireación también influyen (Moreno & Moral, 2011).

Se observan tres fases en el proceso de descomposición aerobia: fase mesófila, la temperatura es de 10° hasta 45°C, fase termófila, la temperatura es mayor a 40 °C y puede alcanzar 70°C, lo recomendable es que no superen los 60°C, pues si se prolonga esta temperatura podría ocurrir una inhibición de los microorganismos, y finalmente la fase de enfriamiento, que es una segunda fase mesófila, ocurre cuando prácticamente toda la materia orgánica se ha transformado y la temperatura empieza a disminuir, ya que el calor que se genera al interior de la pila es menor que el que se pierde (Moreno & Moral, 2011; Castells, 2012; O’Ryan & Riffo, 2007).

El proceso de composteo se considera completo cuando el producto se puede almacenar sin producir olores desagradables y los organismos patógenos han sido reducidos a un nivel tal que el material puede ser manejado sin riesgo a la salud (SEDEMA-DF, 2012).

Bioestimulación y bioaumentación

Al realizar una composta, se pueden adicionar nutrientes específicos para favorecer la actividad microbiana, a esto se le llama bioestimulación. Estos nutrientes pueden acelerar el proceso, prolongando la fase termófila por agregar materiales fácilmente degradables (Moreno & Moral, 2011).

Por otro lado la bioaumentación consiste en incorporar microorganismos degradadores ajenos al proceso, la práctica más común consiste en agregar composta madura a la nueva composta (Moreno & Moral, 2011).

3.5 Tratamiento de lodos en la PPTAR

En la PPTAR, de la UAM-A, se trata un flujo de 30 L/min de agua residual, mediante un tratamiento primario avanzado, con lo cual se producen 175 L/día de lodos con una concentración del 2% de sólidos a los cuales se les da un tratamiento químico, mediante estabilización alcalina, para su disposición final, ya sea como mejoradores de suelo o disponiéndolos a rellenos sanitarios (García, 2010).

El sistema de tratamiento de lodos consiste en las siguientes unidades de tratamiento:

- Acondicionamiento y estabilización con cal
- Deshidratación con filtro prensa de operación manual

Para la estabilización alcalina en la PPTAR, se agrega Ca(OH)_2 hasta que los lodos alcanzan un pH superior a 12 unidades, lo que representa una dosis media de 1.82 kg Ca(OH)_2 por cada kg de sólidos totales de lodos residuales. Una vez que el pH se mantiene por arriba de 12 unidades por dos horas se realiza la deshidratación mecánica mediante un filtro prensa de operación manual. La generación en kilogramos por día de biosólidos, que se producen en la PPTAR, van 120 a 130 kg/semana (Villegas, 2009).

3.6 Estudios de caso de tratamiento de lodos

En la búsqueda de encontrar el aprovechamiento, tratamiento o disposición a los lodos generados en diversas Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR), se han realizado varios estudios, en la Tabla 3.1 se presentan los resultados obtenidos.

Tabla 3.1 Resultados de las evaluaciones para el aprovechamiento, tratamiento o disposición de lodos

Referencia	Objetivos	Conclusiones
(Gilsanz, 2013)	Evaluar el potencial agronómico de los lodos obtenidos en las plantas de tratamiento de líquidos residuales domésticos para su aplicación directa como mejoradores en cultivos	Los lodos urbanos podrían emplearse como mejoradores de suelos ya que presentaron un comportamiento semejante a los mejoradores tradicionales (fertilizantes químicos) de la producción agrícola. Sin embargo, debido a los riesgos potenciales de contaminación de alimentos y suelos, su uso debe regularse.
(Ramírez-Coutiño <i>et al.</i> , 2013)	Examinar la viabilidad de usar lodo residual municipal de la PTAR en San Miguel de Allende para producir composta	Se prepararon dos pilas con distintas proporciones de lodo con agentes acondicionantes. Se logró tanto la reducción eficaz de bacterias fecales como la degradación de materia orgánica y la generación de sustancias húmicas.
(Trejos y Agudelo, 2012)	Evaluar el proceso de estabilización de lodos generados en la PTAR de la Empresa comestibles “La Rosa S.A” por medio de lombricultivo	Los lodos residuales arrojaron resultados positivos, según la Norma Técnica Colombiana NTC 5167 de 2004, para su utilización como mejorador de suelos, por no contener ningún tipo de residuo peligroso que pueda llegar a afectar la salud humana o a alterar las propiedades físicas de los suelos. Se realizaron pruebas de metales pesados, temperatura, humedad, pH y oxigenación.
(García, 2010)	Identificar las mejoras en la calidad de un suelo bajo en nutrientes con la aplicación de biosólidos generados en la planta de tratamiento de aguas residuales de la UAM-A para su uso agrícola	Se determinó que la aplicación de biosólidos en la agricultura ofrece una solución factible a la disposición final de los mismos generados en la PPTAR de la UAM-A, dejando la dosis agronómica de 60 ton/ha como la apropiada para el crecimiento de alfalfa y para mejorar las propiedades del suelo. Sin embargo las adiciones continuas de los biosólidos (pH=12.5 unidades, por su tratamiento con Ca(OH ₂)), podrían inhibir la actividad microbiana, llevando al suelo a un estado estéril.

Tabla 3.1 Resultados obtenidos de las evaluaciones para el aprovechamiento, tratamiento o disposición de lodos. Continuación

Referencia	Objetivos	Conclusiones
(Villegas, 2009)	Evaluar el funcionamiento del sistema de manejo y tratamiento de estabilización-deshidratación de lodos de planta de tratamiento de aguas residuales de la UAM-A	Se observó que la estabilización alcalina resultó adecuada para la eliminación de contaminantes microbiológicos, se eliminaron malos olores y se redujo la atracción de vectores. La dosis promedio de adición fue de 1.82 kg de $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{kg}$ ST de lodos en base seca, superior a la teórica, por las características de los lodos producidos en la PPTAR de la UAM-A. Se cuantificó la generación de biosólidos generándose de 120 a 130 kg/semana.
(Londoño,2008)	Evaluar la factibilidad de la estabilización alcalina (con $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y NaOH) de los lodos provenientes de un tratamiento primario avanzado en la UAM-A	Se eligieron dosis medias de 1.2 kg $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{kg}$ lodos y 0.541 kg NaOH/kg lodos, para alcanzar pH's de 12.03 ± 0.51 y 11.77 ± 0.77 por 24 h, respectivamente. Siendo el $\text{Ca}(\text{OH})_2$ el que ofrece mejores propiedades de filtrado y características organolépticas de los lodos de la PPTAR de la UAM-A.
(Torres <i>et al.</i> , 2008)	Estabilización alcalina de biosólidos composteados de PTAR, para aprovechamiento agrícola.	Se logró la estabilización alcalina de la composta con cal, elevando el pH a 12 unidades durante todo el ensayo, lo que garantizó una eficiente reducción de microorganismos patógenos y obtención de un material Tipo A (según el "control of pathogens and vector attraction in sewage sludge" de la EPA). El material obtenido es alcalino y se requieren estudios previos a la disposición en el suelo.

4 Metodología

Este trabajo se llevó a cabo en el laboratorio del Área de Tecnologías Sustentables en el edificio W, planta baja, de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, en el área de composteo. La metodología realizada se muestra en la Figura 4.1.

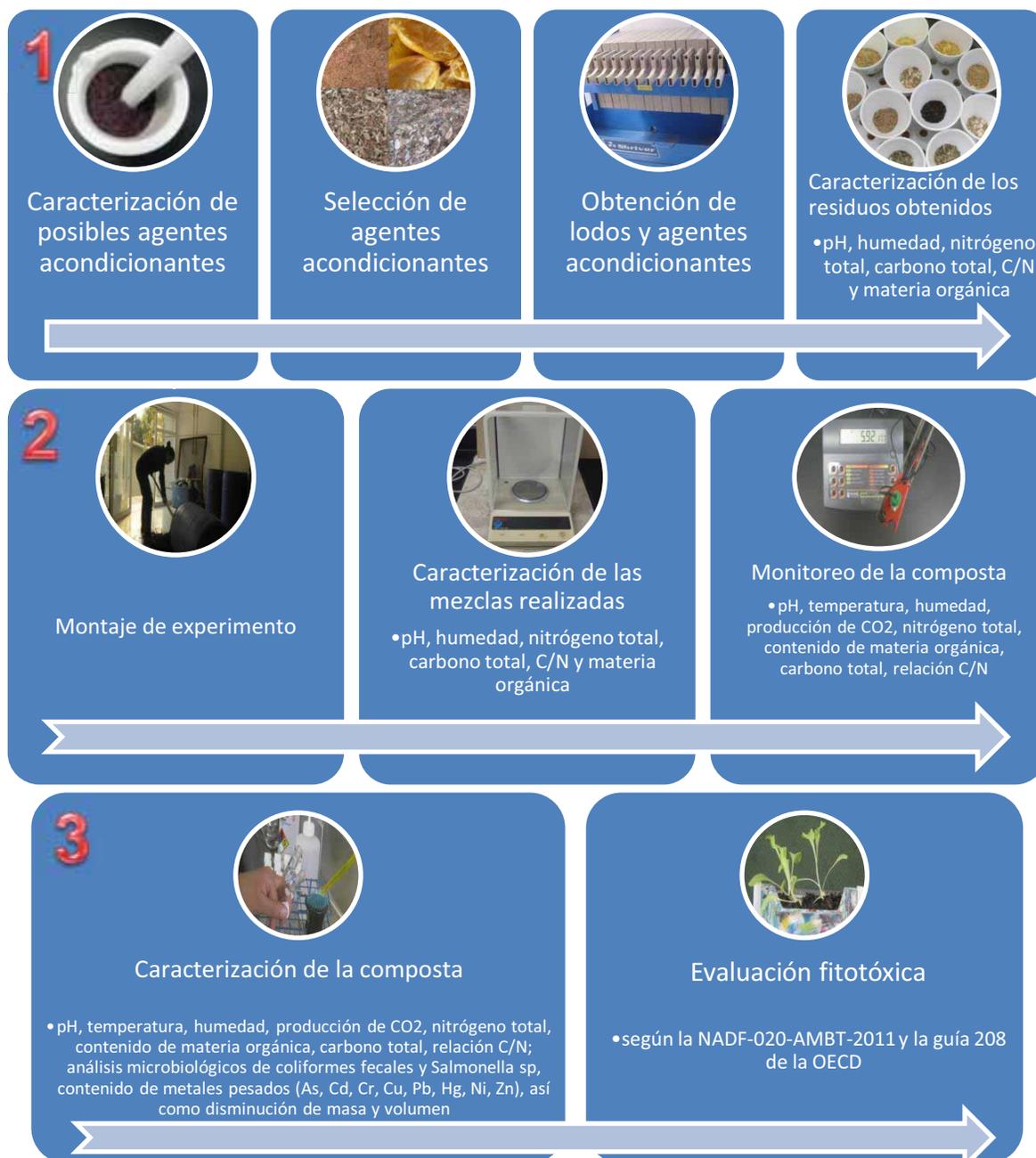


Figura 4.1 Diagrama de experimentación

4.1 Selección de agentes acondicionantes

Para que el composteo de los lodos fisicoquímicos estabilizados alcalinamente se llevara a cabo adecuadamente, fue indispensable elegir residuos con pH ácido, de tal forma que al mezclarlos se disminuyera el pH para el proceso.

Se realizó la caracterización de 10 residuos orgánicos: cáscara de naranja, cebolla, cisco de café, jamaica, limón, mandarina, mango, papaya, piña y sandía, y se seleccionaron aquellos que además del pH ácido fueran fáciles de conseguir, dentro o cerca de la universidad, para mezclarlos con los lodos.

4.2 Obtención de lodos, agentes acondicionantes e inóculo

A continuación se describe la obtención de lodos y de los materiales requeridos para el composteo de lodos de la PPTAR, tanto agentes acondicionantes, como del estiércol utilizado como inóculo (SEDEMA-DF, 2012).

4.2.1 Lodos estabilizados

Los lodos estabilizados se obtuvieron de la PPTAR de la UAM-A siguiendo el procedimiento IOGA-PP-P-ESL-003 Estabilización de lodos generados en la planta, del Sistema de Gestión de Calidad (UAM, 2011a) que se describe a continuación.

A los lodos que se acumulan en el tanque de sedimentación y que posteriormente son transferidos hacia el tanque de estabilización, se les agrega una solución concentrada de hidróxido de calcio (cal) de 0.15 kg/L, manteniendo una agitación continua hasta alcanzar un pH de 12.5 ± 0.2 , según la NOM-004-SEMARNAT-2002. Si después de dos horas el pH es mayor o igual a 11.5 unidades, los lodos están listos para ser filtrados a presión, de lo contrario habrá que seguir dosificando cal hasta que se alcance dicho pH (Figura 4.2).

Los lodos posteriormente se pasan a un filtro prensa con 15 placas. Una vez alineadas las placas y ajustada la presión de cierre del filtro, los lodos se bombean desde el tanque de estabilización, el exceso de agua de los lodos se desecha al drenaje. Después los lodos estabilizados se secan con un flujo de aire en tres periodos de 20 min. Al terminar el secado, se despresuriza el filtro prensa y se abre el volante para extraer y recolectar las tortas de lodos con una humedad menor (Figura 4.2).

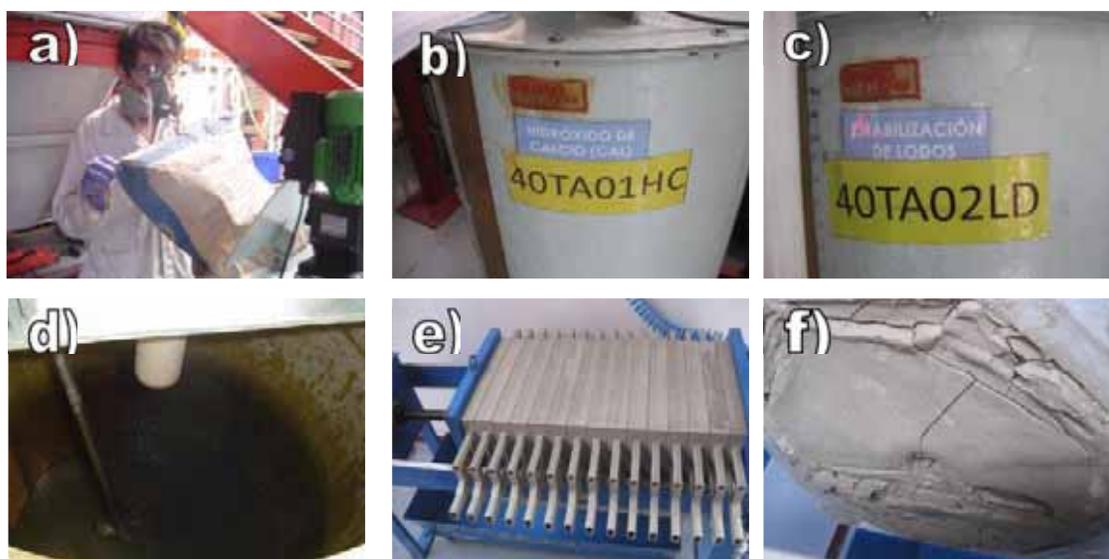


Figura 4.2 Proceso de estabilización de los lodos a) Preparación del hidróxido de calcio b) Tanque de hidróxido de calcio c) Tanque de estabilización de lodos d) Transferencia de lodos y cal al tanque e) Filtro prensa f) Torta de lodos

4.2.2 Lodos biológicos

Los lodos biológicos se obtuvieron de la empresa RECICLAGUA, ubicada en avenida San Rafael # 2 Col. Parque Industrial Lerma, municipio de Lerma de Villada, en el estado de México. La planta de tratamiento de RECICLAGUA está instalada en un terreno de 70,000 m² de superficie; cuenta con tres colectores: Norte, Toluca y Parque Industrial Lerma que convergen a un cárcamo de bombeo para ser introducidas al sistema de tratamiento de la planta, el cual consta de las siguientes operaciones unitarias: tratamiento primario, secundario y terciario. El método de tratamiento del agua es a base de un proceso de lodos activados con difusión de aire (RECICLAGUA Ambiental. S.A de C.V., 2012).

RECICLAGUA da servicio a 165 empresas del corredor industrial del Valle de Toluca y del Parque Industrial Lerma, además de otras industrias que transportan en pipas sus aguas residuales a la planta. Con esto se da tratamiento a 10 millones de metros cúbicos de agua anualmente: 400 L/s (RECICLAGUA Ambiental. S.A de C.V., 2012).

Los lodos obtenidos del tratamiento son espesados y prensados (Figura 4.3), para eliminar la mayor cantidad de agua, posteriormente son enviados a incineración.



Figura 4.3 Obtención de los de lodos en la planta RECICLAGUA a) Espesado de lodos y b) prensado de los lodos

4.2.3 Agentes acondicionantes

Después de analizar los resultados de la caracterización de los agentes acondicionantes, en especial el pH y la facilidad de obtenerlos, se decidió utilizar cáscara de naranja, cisco de café, residuos de jardinería, y además de mulch como fuente de carbono y mejorador de textura (agente abultante).

Cisco de café

El cisco de café se obtuvo de diferentes oficinas de la UAM-A: de la Rectoría-Secretaría de la Unidad, de la sala de profesores, del Departamento de Energía, de Producción Editorial y Difusión de Eventos de CBI (Ciencias Básicas e Ingeniería), y del Programa de Desarrollo Profesional en Automatización (PDPA); se recolectó y mantuvo en refrigeración hasta montar el experimento (Figura 4.4).



Figura 4.4 Obtención del cisco de café a) Rectoría-Secretaria de la Unidad b) Sala de profesores c) Cisco de café

Cáscara de naranja

La cáscara de naranja se obtuvo en un comercio dedicado a la venta de jugos cercano a la universidad, en dicho establecimiento preparaban jugo tanto de naranja como de toronja y mandarina, debido a que estas últimas también son de pH ácido se decidió no separarlas, sin embargo la cáscara de naranja representaba más del 80% de la muestra total, en lo posterior cuando se mencione la cáscara de naranja se hará referencia a esta mezcla de residuos. La cáscara de naranja se colocó en bolsas y se congeló, para su conservación, posteriormente se trituró con un molino, con un motor WEG, modelo MSL1J (Figura 4.5).

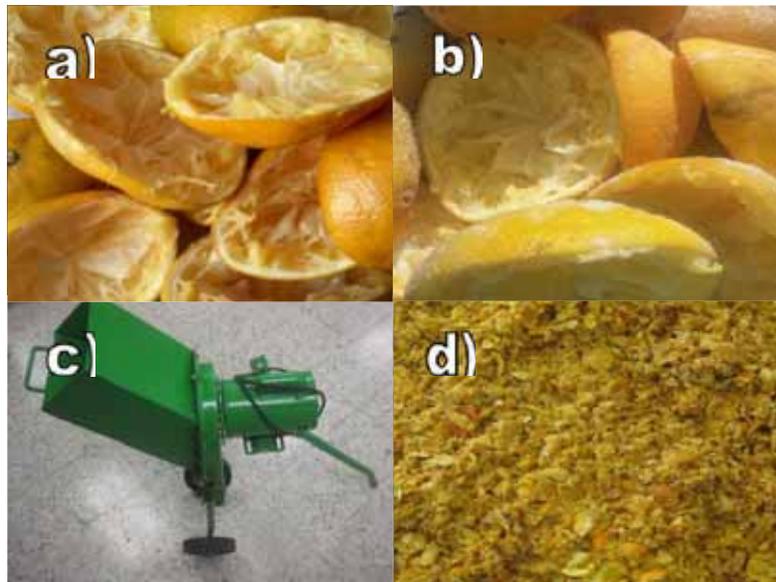


Figura 4.5 Preparación de la cáscara de naranja a) Obtención de la cáscara b) Cáscara congelada para ser almacenada c) Molino d) Cáscara molida

Mulch

El mulch se obtuvo en un equipo de molienda Vermeer modelo BC 1000, a partir de troncos y ramas generados por el mantenimiento de áreas verdes de la universidad (Figura 4.6).

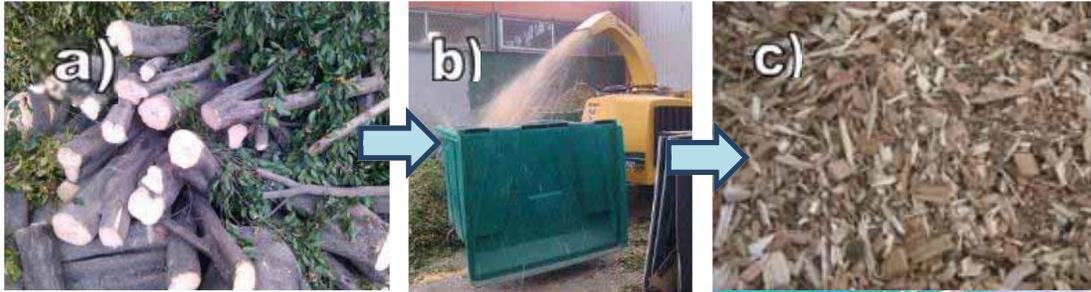


Figura 4.6 Obtención del Mulch a) Ramas generadas por poda en la universidad b) Trituradora Veermeer c) Mulch

Residuos de jardinería

En la universidad se generan 413 kg diarios de residuos de poda (López, 2012), consisten principalmente en hojas, pasto y ramas, que se generan por el mantenimiento a áreas verdes de la universidad (Figura 4.7), actualmente estos residuos se acumulan en el centro de acopio de la universidad y posteriormente son entregados al servicio de recolección de la Delegación Azcapotzalco para su disposición final. Estos residuos son potencialmente aprovechables y fáciles de obtener.



Figura 4.7 Residuos de jardinería

Se recolectaron del centro de acopio, hojas, pasto y ramas pequeñas (diámetro menor a 5 mm). Los residuos estaban secos, por lo que se humedecieron antes de ser incorporados a la composta, para mantener los rangos de humedad adecuados (entre 50-70% según Moreno & Moral, 2011) para el proceso de composteo.

Estiércol

Como inóculo se utilizó estiércol de vaca (Figura 4.8). Se recolectó de un centro productor de leche, ubicado en Prolongación Avenida San Pablo No. 5, Tlalnepantla, Estado de México.



Figura 4.8 Estiércol utilizado como inóculo

4.3 Caracterización de los lodos y agentes acondicionantes

Con la finalidad de establecer la proporción adecuada de los materiales a utilizar para el proceso de composteo, se realizó la caracterización de los lodos de la PPTAR, los lodos biológicos, el cisco de café, la cáscara de naranja, el mulch y los residuos de jardinería, a través de los análisis por triplicado de: humedad, materia orgánica, nitrógeno total, carbono total y relación C/N y duplicado de pH, empleando las técnicas que se mencionan en la Tabla 4.1.

Tabla 4.1 Referencia de las determinaciones para la caracterización de los lodos y de los agentes acondicionantes

Determinación	Referencia
Relación carbono/nitrógeno	(Zagal & Zadzwaka, 2007)
Determinación de carbono total	(Zagal & Zadzwaka, 2007)
Determinación del porcentaje de humedad	(SEMARNAT, 2002)
Materia orgánica por calcinación a 550 °C	(Zagal & Zadzwaka, 2007)
Nitrógeno total	(SEMARNAT, 2002)
pH	(DOF, 1992)

Las determinaciones de C/N, carbono total, materia orgánica y nitrógeno se realizaron dos semanas antes de montar el experimento, las muestras se secaron a 105°C en una estufa Termo Scientific, modelo Heratherm Oven, y fueron molidas en licuadora. Para el pH y la humedad se tomaron muestras frescas y se realizaron justo después de montar el experimento.

4.4 Montaje de experimento

Se prepararon tres mezclas con agentes acondicionantes, de residuos de jardín, residuos ácidos (cáscara de naranja y cisco de café) con los lodos, en la siguiente proporción másica:

- 25% lodo estabilizado, 75% residuos con pH ácido, (LQ)
- 25% lodo estabilizado, 75% residuos de jardinería, (LQJ)
- 25% lodo biológico, 75% residuos con pH ácido, (LB)

En la Tabla 4.2 se muestra la cantidad en masa de cada componente de las mezclas realizadas. A cada mezcla se le agregó un 10 % masa de estiércol de vaca como inóculo.

Tabla 4.2 Insumos requeridos para la elaboración de la composta

Mezcla	Lodos PPTAR (kg)	Lodos biológicos (kg)	Cáscara de naranja (kg)	Cisco de café (kg)	Mulch (kg)	Residuos de jardinería (kg)	Volumen (m ³)	Masa (kg)
LQ	50	-	80	10	60	-	0.4523	204
LQJ	50	-	0	10	60	30	0.5089	152
LB	-	50	80	10	60	-	0.4523	204

La proporciones utilizadas en las mezclas para el composteo se decidieron en función de la generación en la universidad tanto de lodos, de 120 a 130 kg/semana (Villegas, 2009), como de residuos de poda, 2067 kg/semana (López, 2012), ya que al mezclar las producciones semanales de ambos residuos, la proporción de lodos respecto a los residuos de poda es de 5.92%. Utilizar una proporción del 25% de lodos y 75% de residuos cuadruplica la cantidad, pero permitirá establecer condiciones para evaluar la factibilidad del proceso, especialmente para dar tratamiento a lodos almacenados. Al lograr compostear esta proporción se podrían utilizar relaciones menores de lodo con

respecto a los agentes acondicionantes en un futuro. A cada mezcla se le agregó un 10 % de estiércol de vaca como inóculo.

Una vez realizadas las tres mezclas se procedió a colocarlas en tambos de plástico de 200 L, por duplicado, dando un total de 6 unidades experimentales. Se registró el peso y volumen de cada uno, posteriormente se trasladaron al área de composteo del Laboratorio de Tecnologías Sustentables, perfectamente identificados, como se muestra en la Figura 4.9.



Figura 4.9 Unidades experimentales con las mezclas de residuos al inicio del proceso

Al terminar el montaje se midió la temperatura, pH y humedad y se tomaron muestras de cada mezcla para los análisis de nitrógeno, materia orgánica y carbono total, con las técnicas que se describen en la siguiente sección.

4.5 Monitoreo del proceso de composteo

Para garantizar que el proceso se llevara a cabo en las mejores condiciones de oxigenación y homogeneización, las mezclas contenidas en los seis tambos fueron aireadas manualmente (Figura 4.10). El volteo se realizó diariamente durante los primeros 15 días, posteriormente cada semana durante un mes y finalmente cada 15 días hasta cumplir tres meses.



Figura 4.10 Aireación manual de las compostas

El proceso fue monitoreado mediante los siguientes parámetros: pH, temperatura, humedad, producción de CO₂, nitrógeno total, contenido de materia orgánica y carbono total, relación carbono/nitrógeno; así como disminución de peso y de volumen.

4.5.1 pH

El pH fue monitoreado por el procedimiento descrito por la norma mexicana NMX-AA-025-184 (DOF, 1992), método potenciométrico para la determinación del valor del pH en los residuos sólidos. El cual se basa en la actividad de los iones hidrógeno presentes en una solución acuosa de residuos sólidos al 10%. Es importante resaltar que la norma ambiental para el Distrito Federal NADF-020-AMBT-2011, que establece los requerimientos mínimos para la producción de composta a partir de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, agrícolas, pecuarios y forestales, así como las especificaciones mínimas de calidad de la composta producida y/o distribuida en el Distrito Federal (SEDEMA-DF, 2012), toma a este método como válido para realizar el análisis.

El pH fue determinado con un potenciómetro Vernier, modelo LQ2-LE con electrodo de pH y compensador de temperatura (Figura 4.11), con una exactitud de ± 0.1 unidades de pH. La medición se hizo al inicio, la primera semana y posteriormente cada 15 días durante el proceso, por duplicado para cada unidad experimental; tomando 10 g de muestra fresca y añadiendo 90 mL de agua destilada, mezclando por 10 min con un agitador, y dejando reposar la solución por 30 min.



Figura 4.11 Medidor Vernier con electrodo para pH

4.5.2 Temperatura

La temperatura fue monitoreada por medio de un medidor de vástago marca TERMOMETER (Figura 4.12), con rango de medición de -10 a 90 °C y una precisión de ± 2 °C, tomando el promedio de 3 puntos distribuidos en cada unidad experimental. La medición se hizo al inicio de cada volteo.



Figura 4.12 Medidor de temperatura

4.5.3 Humedad

La humedad fue monitoreada de acuerdo a la NADF-020-AMBT-2011, con el método AS-05: "Contenido de humedad del suelo", el método se basa en la medición de la cantidad de agua expresada en gramos que contiene una muestra de composta. La determinación se realiza por la diferencia en peso entre la masa húmeda y la masa seca, considerando como composta seca aquella secada a la estufa a 105 °C hasta obtener peso constante (SEMARNAT, 2002).

La medición se hizo al inicio, la primera semana y posteriormente cada 15 días durante el proceso, por triplicado para cada unidad experimental; tomando entre 30 a 50 g de muestra fresca en charolas de aluminio que se colocaron a 105 °C por 24 h en la estufa Termo Scientific, modelo Heratherm Oven (Figura 4.13), y pesaron hasta reportar peso constante.



Figura 4.13 Estufa para humedad

4.5.4 Humedad respecto a la capacidad de campo

La humedad respecto a la capacidad de campo se monitoreó por medio de un vástago marca Spectrum Technologies, inc. (Figura 4.14), con un intervalo de medición de 0 a 100 y una precisión de ± 2 , tomando el promedio de 3 puntos distribuidos en cada unidad experimental. La medición se hizo al inicio y en cada volteo.



Figura 4.14 Medidor de vástago para la humedad respecto a la capacidad de campo

4.5.5 CO₂

Se monitoreó el CO₂ producido en el proceso por medio de un analizador Vernier electrónico con sensor de CO₂, marca LabQuest 2, para lo cual se introdujo un tubo de PVC en el centro del tambo (Figura 4.15). Las mediciones se realizaron al inicio de cada aireación.



Figura 4.15 Monitoreo del CO₂ en las unidades experimentales con el Vernier

4.5.6 Nitrógeno

La determinación de nitrógeno se realizó de acuerdo a la NADF-020-AMBT-2011, que remite a la NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEDEMA-DF, 2012), con el método AS-25, Nitrógeno total por procedimiento de digestato.

El método consiste en someter una muestra de composta, seca y molida previamente, a digestión por calentamiento con ácido sulfúrico y por una mezcla de sales que aceleran y facilitan tanto la oxidación de la materia orgánica como la conversión de todas las formas de nitrógeno en N⁺³. En medio ácido se encuentran en forma de radical amonio (NH⁴⁺); es decir, se llevan las formas orgánicas a formas minerales de nitrógeno. Una vez transformado el nitrógeno en NH⁴⁺, se expone a una base fuerte como el hidróxido de sodio para formar hidróxido de amonio, que por la acción del calor se descompone en amoniaco (NH₃) y agua. Finalmente el amoniaco desprendido por la reacción se recoge

en un volumen conocido de solución valorada de ácido bórico y por comparación con un blanco se determina la cantidad de ácido que reaccionó con el NH_3 .

La medición se hizo al inicio, la primera semana y posteriormente cada 15 días durante el proceso, por duplicado para cada unidad experimental (Figura 4.16).

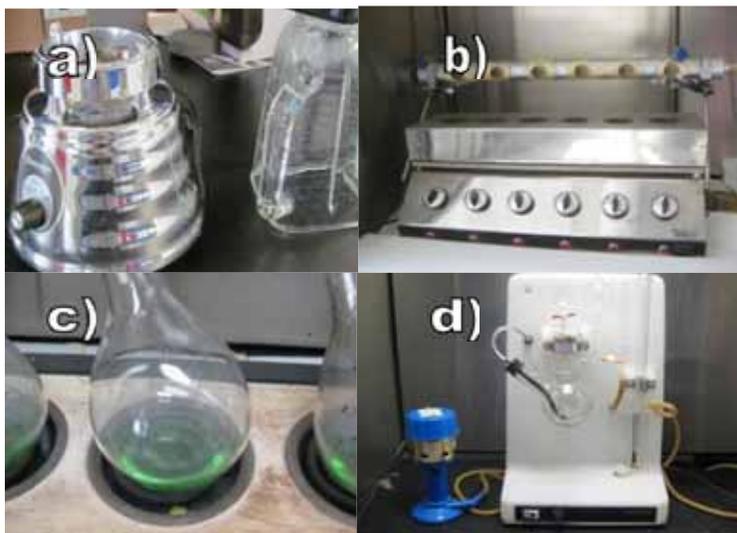


Figura 4.16 Equipo para nitrógeno total a) Licuadora de uso doméstico para preparar la muestra b) Digestor micro-Kjeldahl c) Matraces Micro-Kjeldahl en la parrilla, con la muestra digerida d) Microdestilador

4.5.7 Materia orgánica

La norma ambiental para el Distrito Federal NADF-020-AMBT-2011 toma como uno de los métodos válidos al método descrito en el manual de métodos de análisis de compost (Zagal & Zadzwaka, 2007), para realizar el análisis de materia orgánica. El método consiste en someter una muestra, de entre 1 y 2 g, de composta seca y molida, en una licuadora de uso doméstico, a calcinación a 550°C , con lo que se asume que el material volatilizado es la fracción orgánica, dejando la fracción mineral como ceniza remanente. El equipo utilizado en esta determinación es una mufla marca Felisa (Figura 4.17). La medición se hizo al inicio, la primera semana y posteriormente cada 15 días durante el proceso, por triplicado para cada unidad experimental.



Figura 4.17 Mufla para determinación de materia orgánica

4.5.8 Carbono total

Según la NADF-020-AMBT-2011 el método válido para la determinación de carbono total en composta, es el descrito por Zagal y Sadzawka, 2007. El método considera que la materia orgánica de la composta tiene, en promedio, un 56% de carbono. Por lo tanto, para obtener el contenido de carbono orgánico de una muestra se divide entre 1.8 el contenido de materia orgánica. La medición se hizo al inicio, la primera semana y posteriormente cada 15 días durante el proceso (Zagal & Zadzawka, 2007).

4.5.9 Relación C/N

La relación carbono/nitrógeno (C/N) se calcula como indica el método para la determinación de carbono total es el descrito por Zagal y Sadzawka, 2007, que es uno de los métodos válidos para realizar el análisis según la NADF-020-AMBT-2011. La relación Carbono/Nitrógeno (C/N) se calcula con la ecuación:

$$(C/N) = \frac{C}{N}$$

Dónde:

- C = composición de carbono orgánico (%)
- N = composición de nitrógeno total (%)

4.5.10 Reducción de masa y de volumen

Las unidades experimentales fueron pesadas al inicio y al final del proceso de composteo, empleando una báscula marca CAMESA (500 kg ± 0.2 kg).

El porcentaje de reducción de masa se calculó mediante la siguiente fórmula:

$$\% \text{ Reducción de masa} = \frac{\text{masa inicial} - \text{masa final}}{\text{masa inicial}} * 100$$

El volumen, fue determinado a partir de la altura de los residuos dentro de las unidades experimentales (con flexómetro) y el área de los mismos y se calculó según la fórmula:

$$\text{Volumen (m}^3\text{)} = \pi * \text{radio}^2(\text{m}) * \text{Altura(m)}$$

El % de reducción volumen se calculó mediante:

$$\% \text{ Volumen disminuido} = \frac{\text{Volumen Inicial} - \text{Volumen final}}{\text{Volumen inicial}} * 100$$

4.5.11 Tamizado de la composta

Con el objetivo de separar los materiales no degradados y de mejorar la calidad visual de la composta, una vez terminado el proceso, se tamizó para separar la parte gruesa, (principalmente el mulch), mediante un tamiz de malla de cinco milímetros. Se pesó tanto la composta tamizada, como la parte gruesa recuperada por separado en una báscula marca CAMESA (500 kg ± 0.2 kg).

4.6 Caracterización de la composta

Una vez que el proceso de composteo se completó se procedió a realizar la caracterización de la composta, a través de los análisis de: pH, temperatura, humedad, producción de CO₂, nitrógeno total, contenido de materia orgánica, carbono total y relación C/N, empleando las referencias que se mencionan en la Tabla 4.1, de la sección 4.3. Dichos parámetros son evaluados de acuerdo a la norma NADF-020-AMBT-2011 que establece los requerimientos mínimos para la producción de composta.

Adicionalmente se realizaron análisis microbiológicos de coliformes fecales y *Salmonella* ssp (American Public Health Association *et al.*, 2012). Así como de contenido de metales pesados (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni, Zn) y se realizaron dos pruebas de fitotoxicidad (según la NADF-020-AMBT-2011 y la guía 208 de la OECD) para comprobar que la composta puede ser utilizada en especies vegetales (SEDEMA-DF, 2012; OECD, 2006).

4.6.1 Análisis microbiológicos

Los análisis se llevaron a cabo con la composta obtenida al término del experimento, pues los lodos de la PPTAR, ya estabilizados con cal y en cumplimiento a la NOM-004-SEMARNAT-2002, no contienen microorganismos patógenos (Villegas, 2009; Londoño, 2008; García, 2010).

Se utilizó el método descrito en el Standard Methods for the examination of water and wastewaters (American Public Health Association *et al.*, 2012), consistió en utilizar los medios de cultivos comerciales correspondientes y utilizar la técnica de filtración por membrana, estos análisis se realizaron en el laboratorio de la PPTAR, por la disponibilidad de materiales y equipo.

Determinación de coliformes fecales

El análisis de coliformes fecales se llevó a cabo por filtración de membrana, se tomó 1 g de muestra fresca de la composta obtenida y se colocó en 9 mL de agua de dilución (peptona de caseína). Se mezcló durante un intervalo de 2 a 3 min, dando como resultado la separación de las bacterias por agitación, dejando una suspensión de células bacterianas uniformemente distribuidas (SEMARNAT, 2003). Los análisis se hicieron por duplicado, usando diluciones de 10^{-4} , 10^{-5} , 10^{-6} y 10^{-7} para cada muestra. La muestra se filtró con un equipo de microfiltración marca Millipore (Figura 4.18), cercano a un mechero, y se utilizó una membrana de 0.45 μm estéril que se manipuló con pinzas de punta esterilizadas con alcohol y a la flama. La membrana se colocó en una caja Petri con medio de cultivo m Endo agar LES (American Public Health Association *et al.*, 2012).



Figura 4.18 Equipo de filtración Millipore

Posteriormente las cajas se trasladaron a una incubadora marca Oven, modelo Lindberg blue GO1330A (Figura 4.19), a $35\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ por 24 h. Transcurrido el tiempo de incubación se contaron las UFC (unidades formadoras de colonias) color verde brillante en cada caja Petri y se multiplico el número de UFC por el factor de dilución para obtener el resultado final.



Figura 4.19 Incubadora marca Oven, modelo Lindberg blue GO1330A

Determinación de *Salmonella spp*

El análisis de *Salmonella spp*, se realizó por filtración de membrana, se tomó 1 g de muestra fresca y se colocó en 9 mL de agua de dilución (peptona de caseína). Se mezcló durante un intervalo de 2 a 3 min. La muestra se filtró en condiciones asépticas con una membrana de 0.45 µm estéril, que se depositó en una caja Petri con agar de sulfito de bismuto como medio de cultivo, el cual es un medio selectivo, que contiene sustancias inhibitoras, éste fue adquirido en su forma comercial, y se colocó en una incubadora marca Oven, modelo Lindberg blue GO1330A, a 35 °C ± 2°C por 48 h. Los análisis se hicieron por duplicado, usando diluciones de 10⁻⁴, 10⁻⁵, 10⁻⁶ Y 10⁻⁷ para cada muestra. Transcurrido el tiempo de incubación se contaron las UFC (unidades formadoras de colonias) color negro (American Public Health Association *et al.*, 2012).

4.6.2 Determinación de metales pesados

Las determinaciones de metales pesados se llevaron a cabo en el Laboratorio de Tecnologías Sustentables utilizando el método descrito en el anexo VI de la NOM-004-SEMARNAT-2002 (SEMARNAT, 2003), para arsénico (As), cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), níquel (Ni), plomo (Pb) y aluminio (Al). Se realizó una digestión ácida de 0.5 g de muestra de composta seca y molida, con ácido nítrico y clorhídrico, y se filtró en un equipo de microfiltración marca millipore. La lectura de metales pesados se llevó a cabo con un espectrofotómetro de absorción atómica, marca Agilent Technologies, modelo 55AA (Figura 4.20).



Figura 4.20 Espectrofotómetro de absorción atómica, Agilent Technologies, 55AA

Los rangos de trabajo óptimo se muestran en la Tabla 4.3 según la longitud de onda en la que se trabajó.

Tabla 4.3 Métodos para caracterizar metales pesados

Metal	Método	Longitud de onda (nm)	Límites de detección del Agilent Technologies, 55AA (µg/mL)
Al	EPA-7020	309.3	0.3-250
As	EPA-7061	193.7	3-150
Cd	EPA-7130	228.8	0.02-3
Cr	EPA-7190	425.4	0.4-40
Cu	EPA-7210	324.7	0.03-10
Ni	EPA-7520	352.4	1-100
Pb	EPA-7420	217.0	0.1-30

(EPA, 1996)

La determinación se realizó con la composta final obtenida, debido a que los lodos de la PPTAR han sido analizados en trabajos anteriores.

4.6.3 Fitotoxicidad de la composta final

Con el fin de probar la madurez de la composta obtenida se llevaron a cabo dos pruebas de fitotoxicidad, una para la determinación de la madurez, descrita en el anexo II de la norma ambiental para el Distrito Federal NADF-020-AMBT-2011 (prueba de cuatro días). La segunda, con un tiempo de experimentación de 21 días, es una prueba de germinación y crecimiento de plantas terrestres, descrita en la guía OECD 208 (Terrestrial Plant Test: 208: Seedling Emergence and Seedling Growth Test) con la que se complementó la prueba requerida por la norma para validar los resultados.

Para ambas determinaciones se utilizó como especie vegetal indicadora, lechuga simpson (*Lactuca Sativa L.*), sugerida en ambas pruebas. Se emplearon semillas certificadas de la marca Hydro environment, de semillas de hortaliza, con lote D 5-04-16.

Prueba de viabilidad

Previo a realizar la prueba de fitotoxicidad se realizó una prueba de viabilidad, para determinar la validez del uso de la especie vegetal elegida, para lo que se colocaron 10 semillas distribuidas uniformemente sobre papel filtro en una caja Petri a la que se le adicionaron 20 mL de agua destilada (Figura 4.21). Las cajas se cerraron y mantuvieron a una temperatura ambiente en la obscuridad por cuatro días, después se determinó el número de semillas germinadas. El ensayo se realizó por quintuplicado (OECD, 2006).



Figura 4.21 Prueba de viabilidad en caja Petri. Inicial

Prueba de fitotoxicidad según la NADF-020-AMBT-2011

El método de prueba descrito en la norma NADF-020-AMBT-2011 (SEDEMA-DF, 2012) consiste en realizar una suspensión 1:5 de composta seca con agua desionizada, completamente mezclada, de la cual se toman 4 mL de extracto y se colocan en cajas Petri, con un filtro Whatman No. 40 y 10 semillas, dejando reposar por cuatro días en un lugar fresco y de preferencia obscuro. Transcurridos los cuatro días, se evalúa la fitotoxicidad a partir del número de semillas germinadas y la elongación de las radículas (raíz en edad temprana) de las plántulas (plantas en edad temprana). En este método se busca evaluar la posible toxicidad de la composta mediante la inhibición de la germinación de las plántulas. La prueba se realizó por quintuplicado.

La prueba determina el índice de germinación (IG), el porcentaje de germinación relativa (PGR) y el crecimiento relativo de la radícula (CRR), calculados según la norma, con las siguientes ecuaciones:

$$IG = \frac{PGR * CRR}{100}$$

$$PGR = \frac{\text{n}^\circ \text{ de semillas germinadas en el extracto}}{\text{n}^\circ \text{ de semillas germinadas en el testigo}} * 100$$

$$CRR = \frac{\text{elongación de radículas en el extracto}}{\text{elongación de radículas en el testigo}} * 100$$

La NADF-020-AMBT-2011 indica que una composta debe cumplir con índice de germinación mayor al 60% para una composta tipo C (utilizada para paisaje y áreas verdes urbanas), mayor al 75% para una composta tipo B (para agricultura ecológica), y mayor al 85% para una composta tipo A (usada para sustrato en viveros y restauración y reforestación en suelo de conservación).

Prueba de fitotoxicidad según la guía 208 de la OECD

La prueba de germinación y crecimiento de plantas terrestres, descrita en la guía OECD 208 (Terrestrial Plant Test: 208: Seedling Emergence and Seedling Growth Test), tiene como principio la evaluación de los efectos sobre la germinación y el crecimiento inicial de las plantas tras la exposición a una sustancia de estudio en el suelo, en este caso la composta (OECD, 2006).

En esta guía se explica que los efectos tóxicos pueden ser evaluados a partir de una revisión visual y mediante la generación de biomasa. En el examen visual se buscan anomalías en el desarrollo de las plantas. Las cuales incluyen la clorosis (decoloración del tejido de las hojas debido a la carencia de clorofila), la necrosis (muerte prematura de células); el marchitamiento, la deformación en tallos y hojas y la mortalidad. Para el análisis de la generación de biomasa se registró el peso fresco inmediatamente después de la cosecha, el peso seco (peso de la biomasa después de un proceso de secado a 60°C hasta peso constante), la altura de los brotes y la longitud de las raíces (OECD, 2006).

Monitoreo de las condiciones de invernadero

La prueba se realizó en condiciones de invernadero para asegurar el crecimiento favorable de las especies vegetales, esto es con una temperatura de 22°C ±10 °C, una humedad de 70%± 25% y un fotoperiodo de mínimo 16 horas de luz (OECD, 2006)., dichas condiciones fueron monitoreadas con un sensor Lascar EasyLog USB Data Logger (Figura 4.22).



Figura 4.22 Sensor Lascar EasyLog USB Data Logger

Montaje de la prueba de fitotoxicidad

Las pruebas de fitotoxicidad se realizaron en rizotrones de vidrio de 5 cm de diámetro y 25 cm de altura (Figura 4.23), las cuales se llenaron con mezclas de composta ya tamizada, con un tamiz de 5mm, y tierra de vivero y una composta sin tamizar. Las mezclas realizadas para esta prueba fueron:

- 100% tierra de vivero: 0% composta; como testigo positivo

- 75% tierra de vivero: 25% composta; como dosis media
- 50% tierra de vivero: 50% composta; como dosis alta
- 25% tierra de vivero: 75% composta; como dosis muy alta
- 0% tierra de vivero: 100% composta sin tamizar; testigo negativo

Se emplearon estas dosis porque, cuando se aplica la composta en agricultura usualmente se mezcla un máximo del 20 al 25% de ésta con suelo (Moreno & Moral, 2011), y se decidió probar con dosis más altas para evaluar el efecto en concentraciones mayores.

De modo adicional se utilizó un testigo con composta tamizada, para descartar que las propiedades físicas de la composta influyeran en el crecimiento de la lechuga.



Figura 4.23 Rizotrones de vidrio de 5 cm de diámetro y 25 cm de altura, en los que se realizaron las pruebas de fitotoxicidad

Cada ensayo se realizó por quintuplicado, para cada tipo de composta obtenida. A cada rizotrón se le agregaron 3 semillas de lechuga Simpson (*Lactuca Sativa L.*). Los rizotrones se colocaron con una inclinación de 30° respecto a la superficie horizontal (Figura 4.24).



Figura 4.24 Rizotrones con una inclinación de 30° respecto a la superficie horizontal

Para la prueba se requirieron de 55 rizotrones ((3 tipos de composta obtenida X 3 dosis de aplicación X 5 réplicas) + 5 testigos de tierra de vivero (testigo positivo) + 5 testigos de composta pura sin tamizar (testigo negativo)).

Evaluación del crecimiento de la especie vegetal

El experimento se evaluó durante 21 días posteriores al momento en que germinó el 50% de las semillas en los testigos, como lo indica la guía de la OECD. Una vez que transcurrieron los 21 días, se midió la altura de las lechugas y longitud de raíces con una regla con una precisión de ± 0.1 cm (Figura 4.25), posteriormente se extrajeron y se lavaron con agua desionizada y secaron con papel absorbente para eliminar los remanentes de sustrato utilizado (tierra/composta), esto para determinar la biomasa fresca de la lechuga, con la menor interferencia posible, y finalmente las lechugas se secaron en el invernadero hasta peso constante, la biomasa se pesó en una balanza analítica OHAUS Analytic Plus con una precisión ± 0.0001 g.

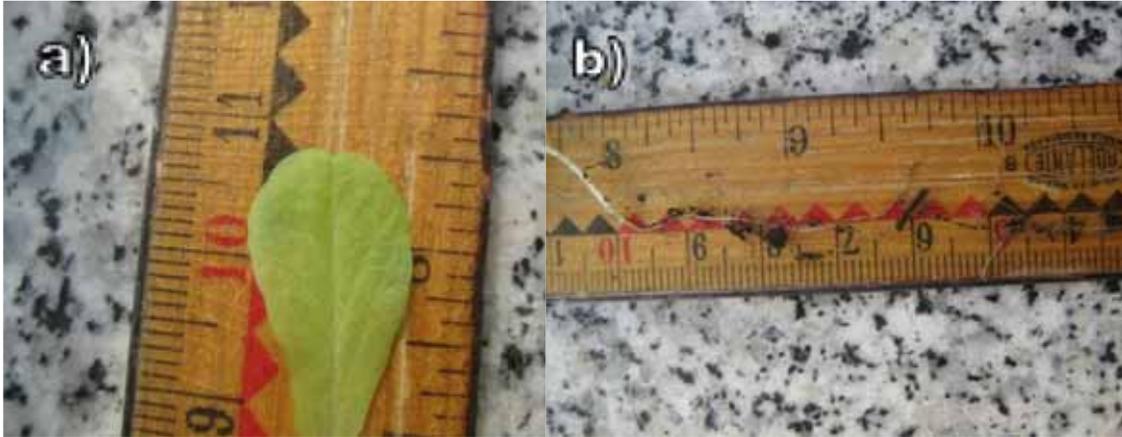


Figura 4.25 Evaluación del crecimiento de la especie vegetal a) Longitud parte aérea b) Longitud de raíz

5 Resultados

Los resultados obtenidos durante el desarrollo experimental del proyecto, se presentan de acuerdo con el diseño establecido.

5.1 Agentes acondicionantes seleccionados

De los 10 residuos caracterizados para utilizarse como agentes acondicionantes se eligieron tres, el cisco de café, la cáscara de naranja y el mulch. El cisco de café se eligió por su pH ácido (5.62 unidades) y fácil obtención dentro de las instalaciones de la universidad. La cáscara de naranja por el pH (4.51 unidades), y si bien no se genera dentro de la universidad, si en un comercio instalado a un costado de la misma. Se eligió mulch como fuente de carbono y como mejorador de textura de los lodos, el cual también es generado por la propia universidad.

Y finalmente se utilizó estiércol de vaca como inóculo para favorecer el proceso de composteo que es fácil de obtener de establos cercanos de la universidad.

5.2 Lodos y agentes acondicionantes obtenidos

Tanto los lodos estabilizados como los lodos biológicos se obtuvieron sin contratiempos, y con la cooperación de RECICLAGUA y de la PPTAR. Los lodos biológicos presentaban un olor penetrante y desagradable, y una consistencia gelatinosa, mientras que los lodos de la PPTAR no presentaron olor desagradable, y si una consistencia pastosa.

Los agentes acondicionantes se recolectaron sin contratiempos, tanto en las instalaciones de la universidad como al exterior, en el caso de la cáscara de naranja y del estiércol.

5.3 Caracterización de los lodos y agentes acondicionantes

Los resultados obtenidos de la caracterización de los agentes acondicionantes y los lodos se presentan en la Tabla 5.1.

Tabla 5.1 Caracterización de los sustratos

Sustrato	%Humedad	% Materia Orgánica	%C	%N	C/N	pH
Mulch	17.2 ± 5.58	96.66 ± 0.19	53.7 ± 0.19	0.41 ± 0.14	137.86 ± 0.14	8.76 ± 0.24
Cisco de café	67.09 ± 7.06	98.16 ± 0.04	54.53 ± 0.04	2.72 ± 0.01	20.93 ± 0.01	5.62 ± 0.19
Cáscara de naranja	76.01 ± 0.48	95.8 ± 0.04	53.22 ± 0.04	0.76 ± 0.01	73.1 ± 0.01	4.51 ± 0.06
Lodos biológicos	85.48 ± 0.45	74.13 ± 0.11	41.18 ± 0.11	4.82 ± 0.03	8.93 ± 0.03	8.33 ± 0.06
Lodos PPTAR	66.96 ± 3.26	14.1 ± 0.3	7.83 ± 0.3	0.36 ± 0.25	22.95 ± 0.25	13.1 ± 0.06
Estiércol	76.75 ± 1	82.49 ± 0.35	45.83 ± 0.35	2.09 ± 0.04	22.89 ± 0.04	8.17 ± 0.42
Residuos de jardín	29.98 ± 4.22	91.59 ± 0.46	50.88 ± 0.46	0.63 ± 0.25	84.85 ± 0.25	8.33 ± 0.06

El pH de los lodos producidos en la PPTAR fue alcalino (13.1 ± 0.06), más alto de lo característico de este tipo de residuos (11.5) según la NOM-004-SEMARNAT-2002, los residuos de la cáscara de naranja el cisco de café fueron ácidos, 4.51 ± 0.06 y 5.62 ± 0.19 respectivamente, por lo que su mezcla con los lodos ayudó a disminuir el pH.,

Los valores más altos de humedad fueron en los lodos biológicos (85.48 ± 0.45) y la cáscara de naranja (76.01 ± 0.48), los más bajos correspondieron a los residuos de jardín ($29.98 \pm 4.22\%$) y mulch ($8.23 \pm 5.58\%$), la mezcla de estos residuos con valores de humedad tan diferentes permite obtener una mezcla adecuada para el proceso.

En cuanto a la relación C/N el mulch fue el sustrato con el valor más alto (137.86 ± 0.14), valor característico de este tipo de residuos al haberse elegido como material alto en carbono mientras que los residuos de naranja presentaron la relación más baja (8.93 ± 0.03), es decir comportándose como material rico en nitrógeno (Román *et al.*, 2013).

De manera general se puede observar que las características de los agentes acondicionantes se complementan con los de los lodos, formando una mezcla adecuada para el proceso de composteo.

Para complementar la caracterización en la Tabla 5.2 se reportan los resultados obtenidos en trabajos previos en cuanto a los metales pesados y concentración de patógenos en los lodos de la PPTAR, en ella se observa que la concentración no excede los límites máximos permisibles según la NOM-004-SEMARNAT-2002, para biosólidos

Tabla 5.2 Metales pesados en los biosólidos de la PPTAR

Metal	Concentración en lodos estabilizados de la PPTAR		Límites máximos permisibles para metales pesados en biosólidos (NOM-004-SEMARNAT-2002)
	(Londoño, 2008) (mg/kg)	(Villegas, 2009) (mg/kg)	Excelentes (mg/kg)
Arsénico	0.0627 ± 0.003	<0.001 ± 0.1	41
Cadmio	4.110 ± 0.382	6.16 ± 0.12	39
Cromo	6.240 ± 4.262	6.55 ± 0.10	1200
Cobre	123.030 ± 42.659	111.36 ± 0.13	1500
Níquel	16.610 ± 2.855	21.52 ± 0.17	420
Plomo	55.620 ± 26.289	4.28 ± 0.17	300
Aluminio	54 122 ± 18913	263.92 ± 0.17	No determinado

Adaptado de (Londoño, 2008; Villegas, 2009)

En la Tabla 5.3 se presentan los resultados de los análisis microbiológicos reportados en trabajos anteriores, se observa que no se han encontrado patógenos en los lodos ya estabilizados, cumpliendo con los límites máximos permisibles según la NOM-004-SEMARNAT-2002.

Tabla 5.3 Análisis microbiológicos en los biosólidos de la PPTAR

Parámetro microbiológico (UFC)	Concentración de patógenos y parásitos en lodos estabilizados de la PPTAR		Límite Máximo permisible para patógenos y parásitos en lodos y biosólidos (NOM-004-SEMARNAT-2002)
	(Londoño, 2008) (mg/kg)	(Villegas, 2009) (mg/kg)	Clase A (NMP/g en base seca)
Coliformes fecales	No detectado	0	Menor de 100
<i>Salmonella Spp</i>	No detectado	0	Menor de 100
Huevos de helmintos	No detectado	No determinado	Menor de 2 000 000

Adaptado de (Londoño, 2008; Villegas, 2009)

5.4 Requerimientos para el montaje de experimento

La cantidad total de residuos necesarios para preparar las tres mezclas fue de: 100 kg de lodo de la PPTAR, 50 kg de lodo biológico, 160 kg de cáscara de naranja, 30 kg de cisco de café, 180 kg de mulch y 30 kg de residuos de jardín.

La masa y volumen de cada unidad experimental, una vez divididas las mezclas en dos partes iguales para los duplicados, se muestran en la Tabla 5.4. Como se mencionó, se trató de ajustar la masa a 100 kg pero como se observa en la Tabla 5.4, las dos unidades que contenían lodos de la PPTAR y residuos de jardín (LQJ1 y LQJ2), registraron un peso menor a 100 kg; dado que los residuos de jardín resultaron muy voluminosos y rebasaron la capacidad de los tambos.

Tabla 5.4 Volumen y peso de las unidades experimentales al inicio

Mezcla	Peso (kg)	Volumen (m ³)
LQ1	102	0.2262
LQ2	102	0.2262
LQJ1	76	0.2544
LQJ2	76	0.2544
LB1	102	0.2262
LB2	102	0.2262

La Tabla 5.5, muestra la caracterización de las mezclas iniciales para cada condición experimental.

Tabla 5.5 Caracterización de las mezclas

Mezcla	%Humedad	%Materia orgánica.	%C	%N	C/N	pH
Mezcla 1 (LQ)	57.97 ± 0.77	84.33 ± 2.23	46.85 ± 1.69	1.09 ± 0.002	44.78 ± 0.001	12.6 ± 0.09
Mezcla 2 (LQJ)	47.64 ± 8.09	88.39 ± 3.98	49.11 ± 3.3	1.03 ± 0.05	50 ± 0.06	12 ± 0.2
Mezcla 3 (LB)	61.16 ± 3.25	92.95 ± 1.23	51.64 ± 0.96	1.64 ± 0.05	32.97 ± 0.05	7.78 ± 0.06

Se puede observar que el pH, para el caso de las mezclas que contienen lodos de la PPTAR, es fuertemente alcalino (12.6 unidades, los que contenían cáscara de naranja, y 12 unidades los de residuos de jardín), la mezcla logró disminuir el pH de los lodos de la PPTAR hasta en una unidad, pero siguió siendo un valor alto.

También, se observa que la humedad de las mezclas se encuentra en un rango deseable, 50-70% (Moreno & Moral, 2011); en cuanto al porcentaje de materia orgánica se observa

el valor más alto en la mezcla con lodos biológicos (92.95 ± 1.23), y la más baja en la mezcla de lodos de la PPTAR con cáscara de naranja (84.33 ± 2.23), lo que significa que una vez que la materia orgánica alcanza el máximo grado de descomposición e inicia la formación de complejos de carbono (humus) (Román *et al.*, 2013), éstos serán menos en las unidades experimentales LQ que en las LB.

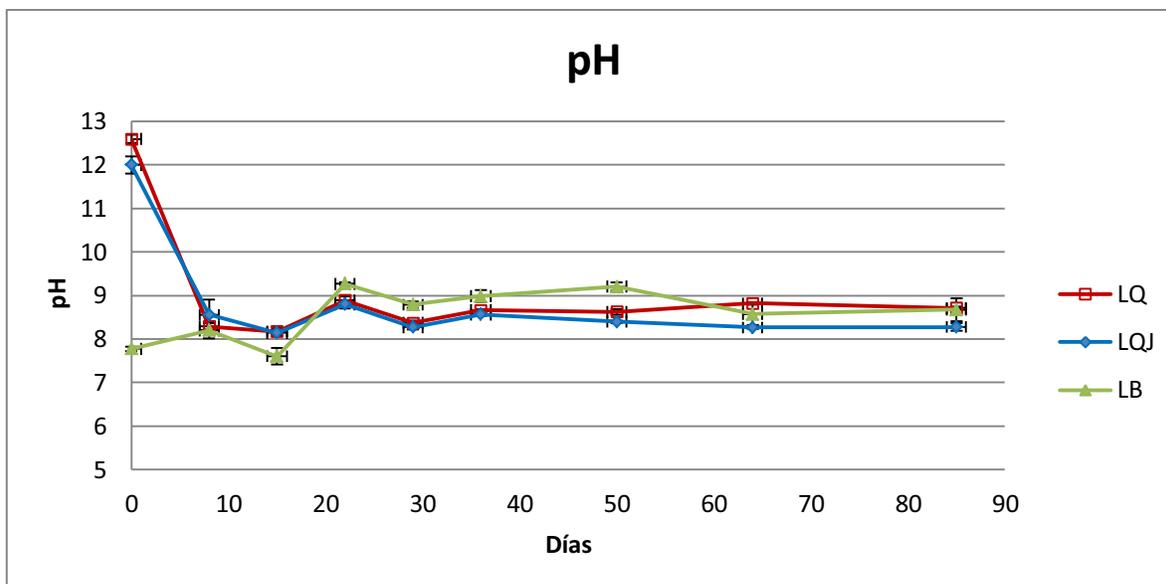
La relación C/N, en las unidades experimentales LQ (44.78 ± 0.001) y LQJ (50 ± 0.06), está por encima del rango óptimo (25-35), haciendo que el proceso se tornara lento, pues al ser la relación C/N mayor a 40 la actividad biológica disminuye ya que los microorganismos requirieron oxidar el exceso de carbono (Moreno & Moral, 2011; Castells, 2012).

5.5 Monitoreo del proceso

A continuación se presentan los resultados del monitoreo del proceso de composteo, en todos los casos se trata de valores promedio, de las dos unidades experimentales para cada mezcla, en cuanto a pH, temperatura, humedad, CO₂, nitrógeno, materia orgánica, carbono total y relación C/N, de cada mezcla. El proceso duró 12 semanas, 86 días.

5.5.1 pH

Los valores del monitoreo del pH durante el proceso se muestran en la Figura 5.1.



* La desviación estándar de todos los puntos es de 0.01 a 0.2 unidades.

Figura 5.1 Comportamiento del pH durante del composteo

Al principio del proceso al día 8 se registró un pH menor a 9 unidades observándose una disminución importante (de 12.6 ± 0.001 a 8.29 ± 0.005 para las unidades LQ, de 12 ± 0.001 a 8.56 ± 0.27 para las unidades LQJ, y para las unidades LB se da un aumento seguido de una disminución a los 15 días, pasando de 7.8 a 7.6), esta fase corresponde al período de la acidogénesis en la que debido a la descomposición de la materia orgánica se producen ácidos orgánicos por lo que el pH disminuye.

En una segunda etapa, del día 15 al 22, baja la concentración de ácidos orgánicos y por la descomposición de proteínas se genera amoníaco, aumentando el pH (para LB de 7.6 ± 0.18 a 9.27 ± 0.005 , para LQ de 8.18 ± 0.06 a 8.89 ± 0.005 , y para LQJ de 8.15 ± 0.01 a 8.8 ± 0.01).

Finalmente, en una tercera fase se forman compuestos húmicos que tienen propiedades tampón, esto es que los valores tienen poca fluctuación. El pH muestra un comportamiento típico del proceso según lo reportado por Moreno y Moral en 2011; y Castells en 2012. El pH final de todas las unidades experimentales quedó por debajo de 9 unidades de pH.

5.5.2 Temperatura

En la Figura 5.2 se aprecia el comportamiento de la temperatura durante del proceso, la cual muestra un comportamiento característico de acuerdo a la literatura (Moreno & Moral, 2011; Castells, 2012; O’Ryan & Riffo, 2007).

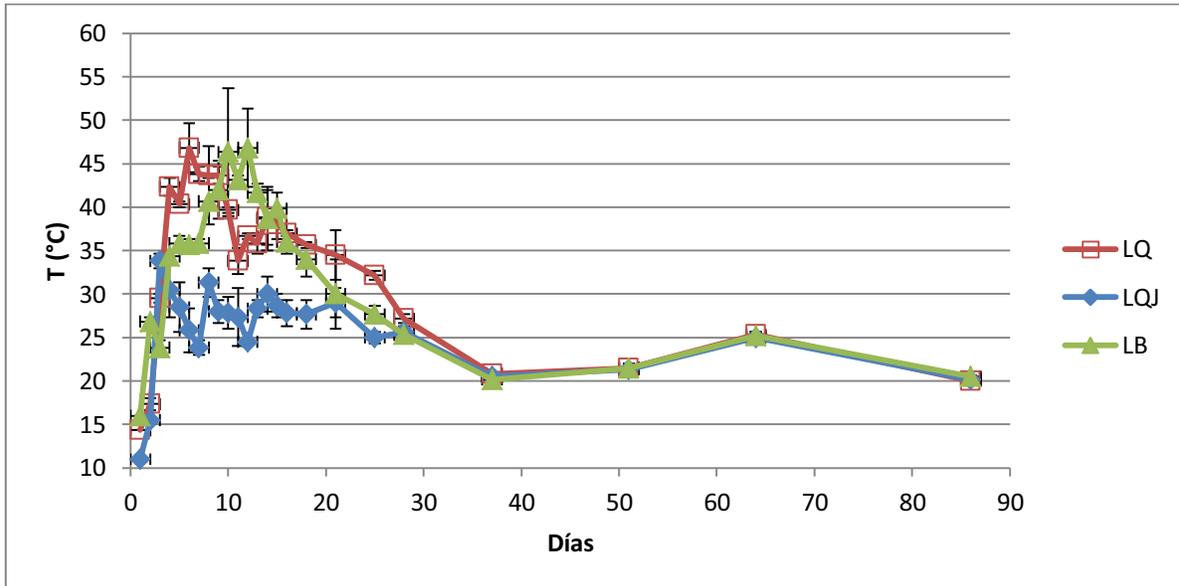


Figura 5.2 Comportamiento de la temperatura a lo largo del composteo

Cabe destacar que las mezclas LQ tenían cáscaras de naranja congelada, lo que propició que iniciaran el proceso a una temperatura más baja que las demás unidades experimentales, en 14.33 °C (LQ), 11°C (LQJ) y 16°C (LB), y no a temperatura ambiente ($\approx 20^\circ\text{C}$), disminuyendo la actividad microbiana.

En los primeros 20 días, se presentó un aumento de temperatura hasta alcanzar un punto máximo en $43.67 \pm 1^\circ\text{C}$ para la unidad experimental LQ, $31.33 \pm 1.67^\circ\text{C}$ para LQJ Y $46.83 \pm 4.5^\circ\text{C}$ para LB, esta fase corresponde a la fase termófila, Moreno y Moral en 2011 indican que la fase termófila inicia en rango de temperatura que va de 42 a 45 °C. Las unidades experimentales con LQJ no alcanzaron la fase termófila, esta situación pudo deberse a la porosidad del material, pues la masa contenida en las unidades experimentales LQJ fue la menor, con 76 kg, en el mismo volumen, lo que propició que el calor se disipara.

Terminada la fase termófila, todas las unidades experimentales comenzaron con la atapa de enfriamiento (de los 20 a 30 días del proceso) y maduración. La fase de maduración

permite la aparición de microorganismos típicos de hábitats oligotróficos como lo son los suelos, que favorecen la degradación y estabilización final de la materia orgánica (Moreno & Moral, 2011).

5.5.3 Humedad

En la Figura 5.3 se aprecia el comportamiento de la humedad durante del proceso, que osciló entre 45 y 80%.

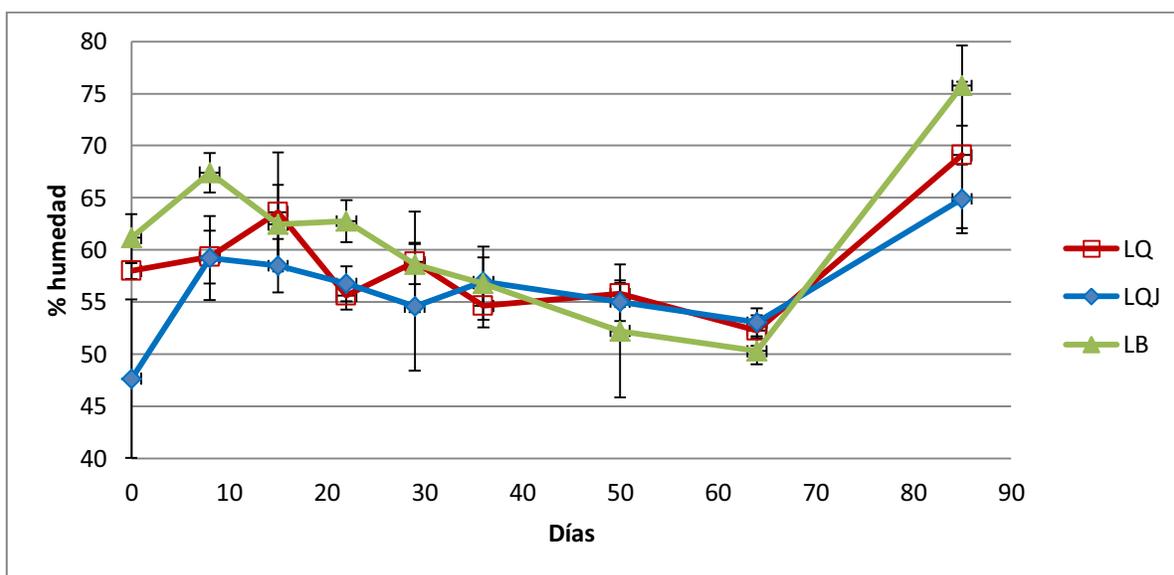


Figura 5.3 Comportamiento de la humedad a lo largo del composteo

El intervalo de humedad, que presentan todas las unidades experimentales, está dentro de los límites recomendados para un composteo eficiente (50-70%), con excepción de la humedad inicial de la mezcla LQJ, la cual fue de 47.63 ± 4.02 %, esto por la humedad de los residuos de jardín (29.98 ± 4.22 %), y la humedad final de las unidades experimentales con la mezcla LB, que alcanzó 75.77 ± 5.1 %, el exceso de humedad puede ser reducido aumentando la aireación (Moreno & Moral, 2011).

El control de la humedad es importante porque si es alta, el agua ocupará todos los poros y por lo tanto el proceso se volvería anaerobio. Si la humedad es excesivamente baja se disminuye la actividad de los microorganismos y el proceso se hace lento (Moreno & Moral, 2011).

5.5.4 Humedad respecto a la capacidad de campo

La humedad respecto a la capacidad de campo, a lo largo del composteo, se muestra en la Figura 5.4.

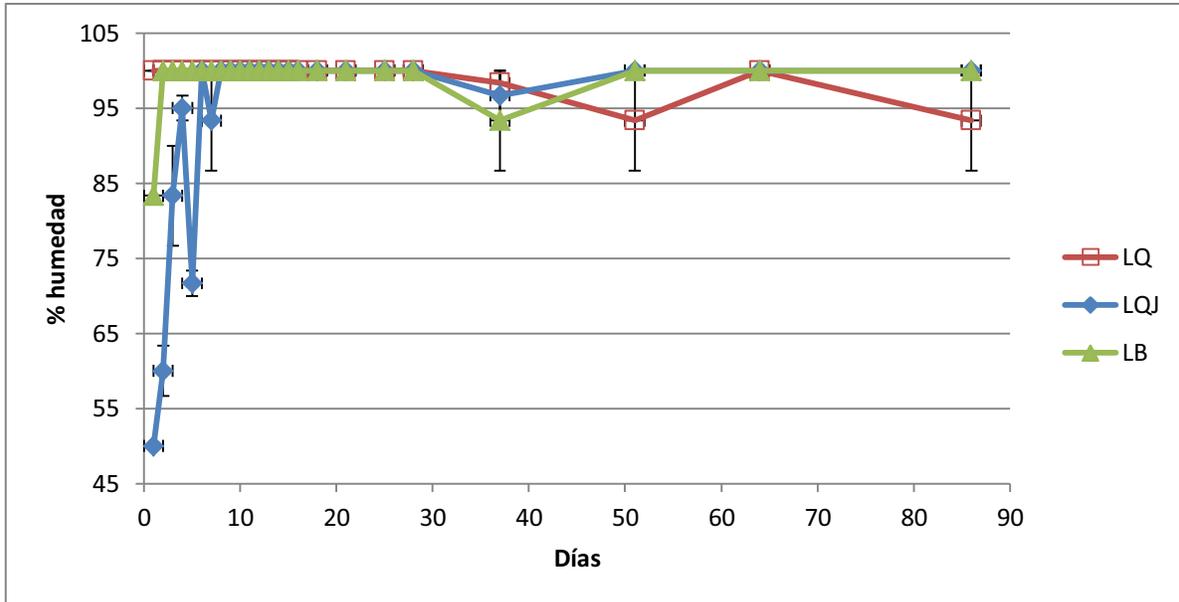


Figura 5.4 Humedad respecto a la capacidad de campo durante del composteo

La humedad respecto a la capacidad es el parámetro que indica la cantidad máxima de agua que puede retener la composta dentro de su matriz, sin obstruir los intersticios entre las partículas sólidas, en este caso, un 100% de humedad a capacidad de campo corresponde a entre el 55-65% de humedad de la composta. Esta medición permite controlar el proceso, evitando que la humedad de la composta exceda los límites recomendados (Moreno & Moral, 2011; CONAGUA, 2007).

Esta humedad en las seis unidades experimentales osciló entre 50 y 100%, el 50% se observó al principio del proceso, para la mezcla LQJ, y a partir del día 8, todas las unidades experimentales se mantuvieron en valores del 100% hasta el día 37, después disminuyeron hasta 90%, manteniéndose en este valor durante el resto del proceso. A las unidades LQJ se les humedeció con agua de la llave al inicio del proceso para aumentar la humedad al inicio del proceso.

5.5.5 Concentración del CO₂

El comportamiento en la producción de CO₂, por la actividad microbiana, durante el composteo, se muestra en la Figura 5.5.

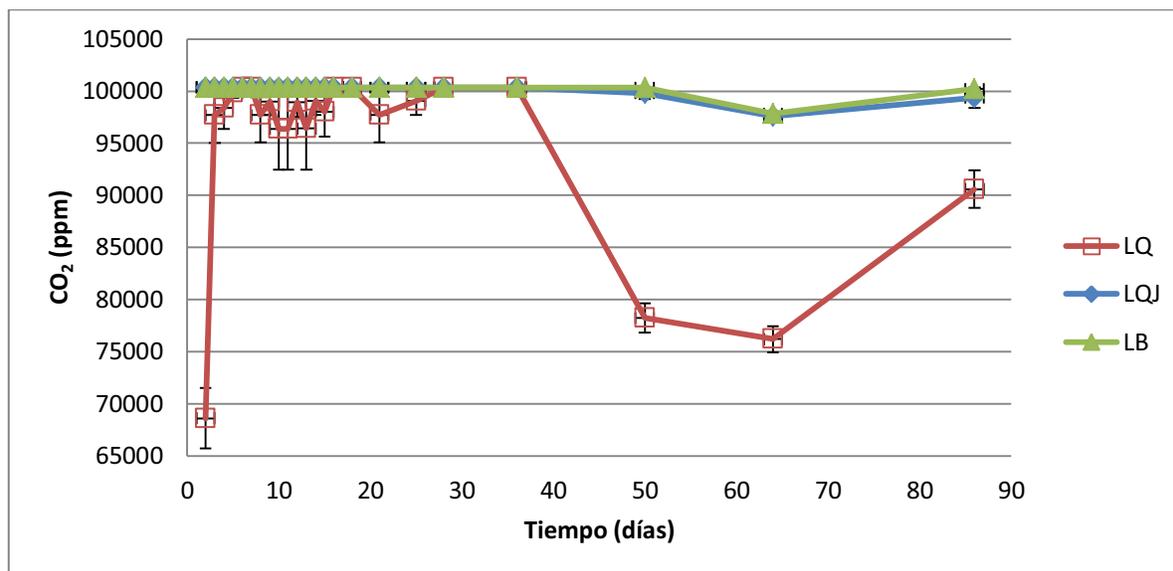


Figura 5.5 Comportamiento del CO₂ durante el composteo

La concentración de CO₂, mostró un aumento desde el primer día, con valores que superaban 100,000 ppm, lo cual indica la alta actividad microbiana, y por ende la necesidad de realizar más volteos al día para garantizar la presencia de oxígeno en las compostas (Moreno & Moral, 2011). Después de los 40 días la concentración de CO₂ comenzó a descender, indicando una disminución de la actividad microbiana, la cual concuerda con la disminución de temperatura, posterior a los 60 días se presenta un ligero aumento en la concentración de CO₂, como ocurrió con la temperatura, indicando la actividad, aún presente, del proceso.

La unidad experimental LQ, lodo de la PPTAR con cáscara de naranja, observa una menor producción de CO₂ después del día 50, lo que indica una disminución de la actividad microbiana, esto ocasionado probablemente por la concentración de aluminio, presente en los lodos, y a la afinidad del oxígeno con el Al³⁺ (Kabata-Pendias, 2011), que afecta a los microorganismos.

5.5.6 Comportamiento del nitrógeno durante el composteo

En la Figura 5.6 se observa el comportamiento del nitrógeno durante el proceso.

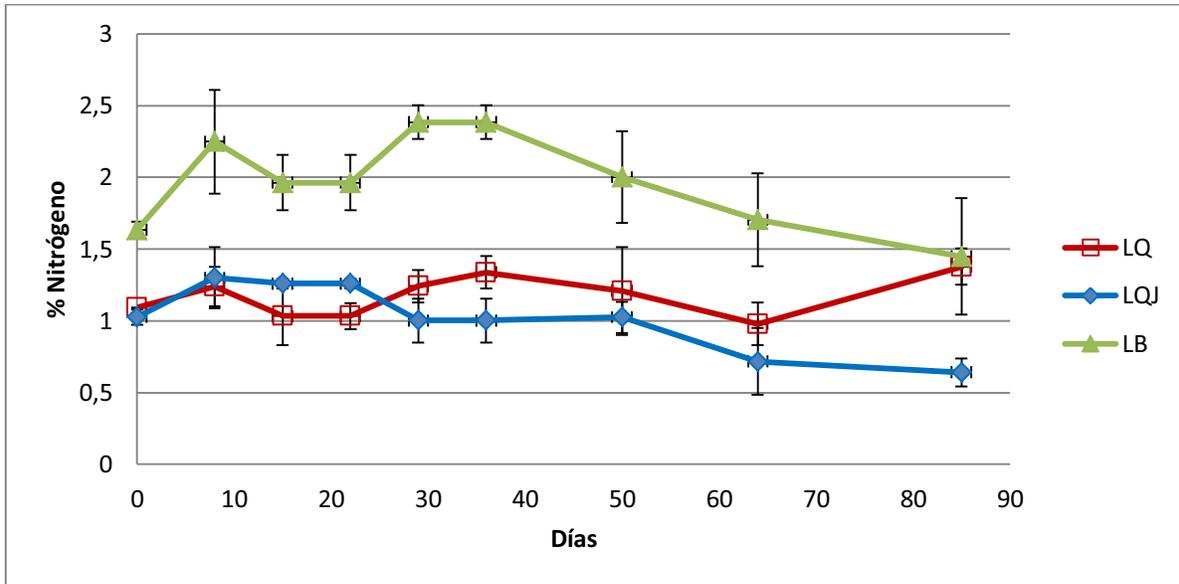


Figura 5.6 Comportamiento del nitrógeno durante el composteo

Los valores de nitrógeno se mantuvieron fluctuantes en los intervalos de $1.09 \pm 0.002\%$ a $1.37 \pm 0.12 \%$ para la mezcla LQ, de $1.002 \pm 0.15 \%$ a $1.46 \pm 0.098\%$ para la mezcla LQJ y de $1.64 \pm 0.055 \%$ a $2.38 \pm 0.12 \%$ para la mezcla LB. Estas fluctuaciones son normales, pues en el proceso de composteo se pierde nitrógeno de forma natural por la síntesis proteica de los microorganismos y se recupera de la biomasa de un grupo de microorganismos cuando mueren, cuando el proceso pasa de una fase térmica a otra, (Moreno & Moral, 2011).

El final de la etapa termófila ocurre en el día 25 (salvo LQJ que no presentó), la cual coincide con un aumento en la concentración de nitrógeno, indicando la recuperación de nitrógeno de los microorganismos termófilos. El final de la etapa de enfriamiento se da a los 37 días, y después de eso la etapa de maduración en la cual se observa una pérdida constante de nitrógeno, lo anterior, porque al ser mineralizada la materia orgánica se pierde carbono en forma de CO_2 , ocasionando que la relación C/N disminuya, y con ello la pérdida de nitrógeno en forma de amonio (O’Ryan H. J. y Riffo P. M. O., 2007).

5.5.7 Comportamiento de la materia orgánica durante el composteo

En la Figura 5.7 se observa el comportamiento de la materia orgánica durante el proceso de composteo.

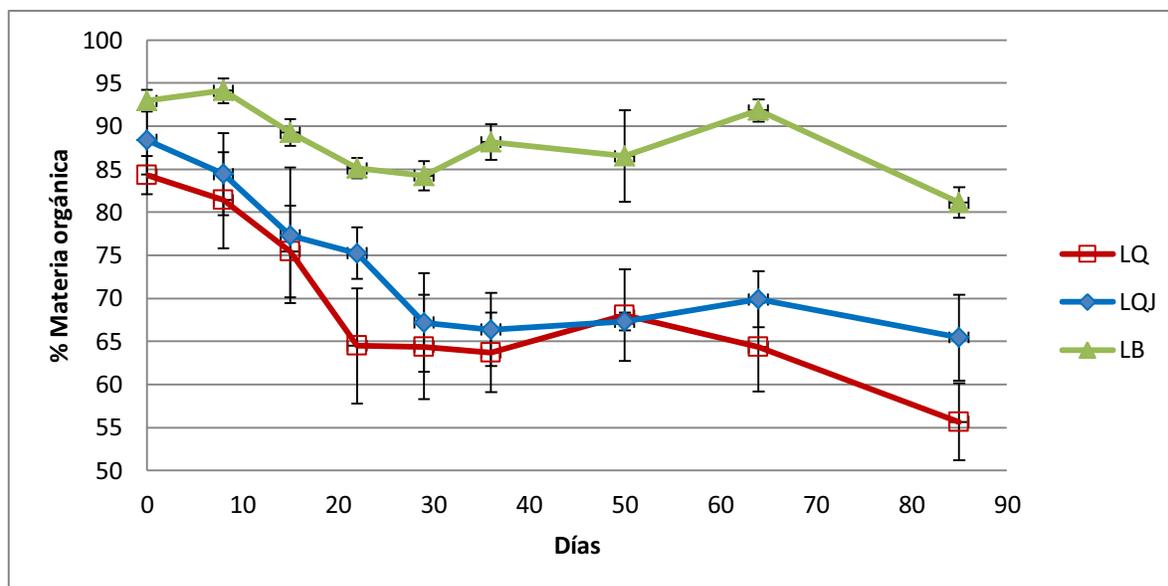


Figura 5.7 Comportamiento del % de materia orgánica durante el composteo

Considerando que la desviación estándar es alta, por la heterogeneidad de las muestras, en todas las mezclas se observa una tendencia a la reducción del porcentaje de materia orgánica, de $84.33 \pm 2.23\%$ a $55.66 \pm 4.46\%$ para LQ, de $88.39 \pm 3.98\%$ a $65.46 \pm 4.98\%$ para LQJ y de $92.95 \pm 1.23\%$ a $81.11 \pm 1.76\%$ para LB, demostrando que la materia orgánica fue mineralizada o asimilada por los microorganismos para formar sus tejidos durante el proceso (Moreno & Moral, 2011).

Se observaron dos etapas de degradación, la primera del día 1 al 36, donde existió degradación de los carbohidratos, transformando las cadenas carbonadas largas en otras más cortas con la producción de compuestos simples, dando lugar a los compuestos húmicos, resultados que concuerdan con los registrados en la producción de CO_2 . Del día 37 al 85 se observó la segunda etapa en la que se degradaron materiales de difícil degradación como son las ligninas (Moreno & Moral, 2011), en las unidades experimentales LB se observó existió poca degradación de los materiales poco lábiles.

5.5.8 Comportamiento del carbono total durante el composteo

En la Figura 5.8 se observa el porcentaje de carbono durante el proceso de composteo.

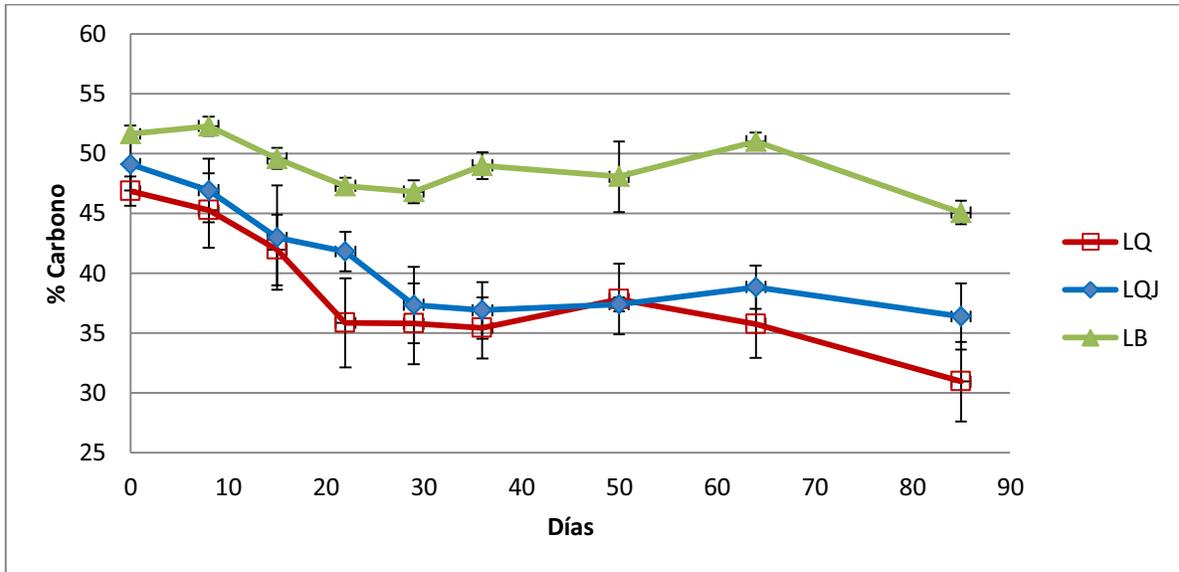


Figura 5.8 Comportamiento del carbono a lo largo del composteo

En todas las mezclas se dio una reducción en el porcentaje de carbono, de $46.85 \pm 1.24\%$ a $30.92 \pm 3.32\%$ para LQ, de $49.1 \pm 2.2\%$ a $36.37 \pm 2.77\%$ para LQJ y de $51.64 \pm 0.69\%$ a $45.06 \pm 0.98\%$ para LB, tendencia que se mantuvo durante todo el proceso, comportamiento típico en una composta, pues la materia orgánica de la composta tiene en promedio un 56% de carbono (Zagal & Zadzwa, 2007), cuando la materia orgánica es mineralizada pierde carbono en forma de CO_2 (anhídrido carbónico) (Moreno & Moral, 2011), por lo que es natural que al disminuir la materia orgánica el carbono también lo haga.

5.5.9 Comportamiento de la relación C/N durante el composteo

La relación C/N que presentaron las unidades experimentales se muestra en la Figura 5.9

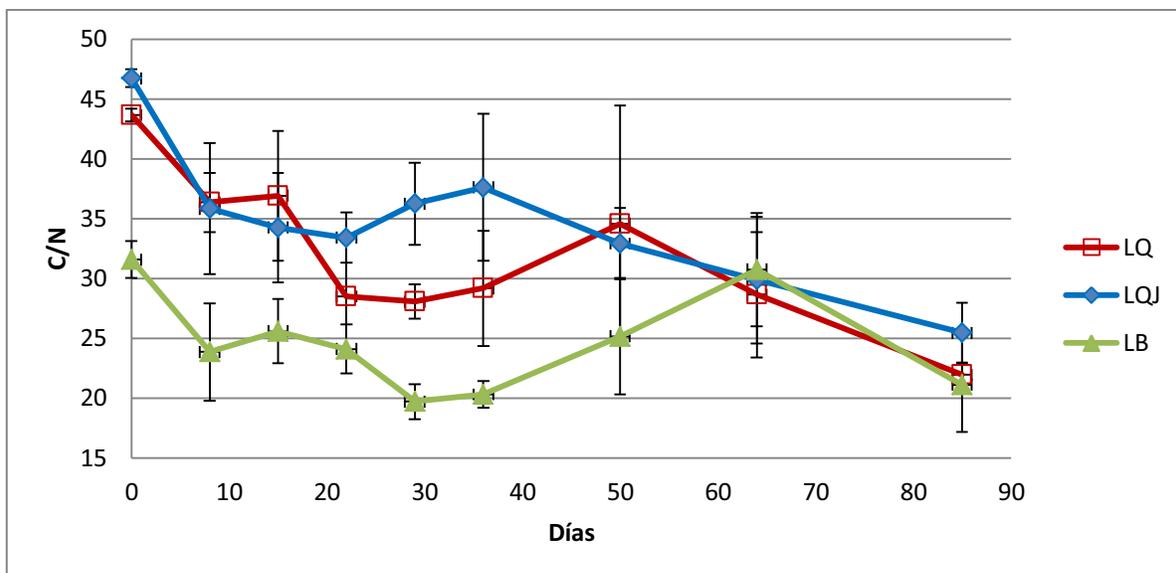


Figura 5.9 Comportamiento de la relación C/N a lo largo del composteo

En todas las mezclas se dio una reducción en la relación C/N, para LQ de $43.65 \pm 0.52\%$ a $21.93 \pm 1\%$, para LQJ de $46.73 \pm 0.73\%$ a $25.45 \pm 2.49\%$ y para LB de $31.57 \pm 1.55\%$ a $21.13 \pm 3.97\%$. Esta tendencia se mantuvo durante todo el proceso, comportamiento típico en una composta, debido a que una parte del carbono se pierde en forma de CO_2 y a que el nitrógeno contenido en la biomasa de los microorganismos es reciclada por la aparición de especies microbianas sucesivas del proceso (Moreno & Moral, 2011).

Moreno y Moral, en 2011 refieren que, una relación C/N inferior a 25-35 (Román *et al.*, 2013) indica que una composta está madura, sin embargo en la NADF-020-AMBT-2012 indica que la relación carbono nitrógeno debe quedar por debajo de 25, condición que no se cumplió para la unidad LQJ.

5.5.10 Reducción de masa húmeda y de volumen de la composta

Durante el composteo la materia orgánica tiende a disminuir, transformándose en compuestos húmicos, el agua contenida al inicio se evapora, el carbón presente se desprende como CO_2 , y se pierde nitrógeno en forma de amoníaco, por lo que la disminución de masa y volumen son naturales, ésta puede llegar a representar casi el 20% en peso de la masa sometida a composteo (Moreno & Moral, 2011). Las unidades experimentales de cada mezcla tuvieron una reducción en masa mayor al 20% (Figura 5.10).

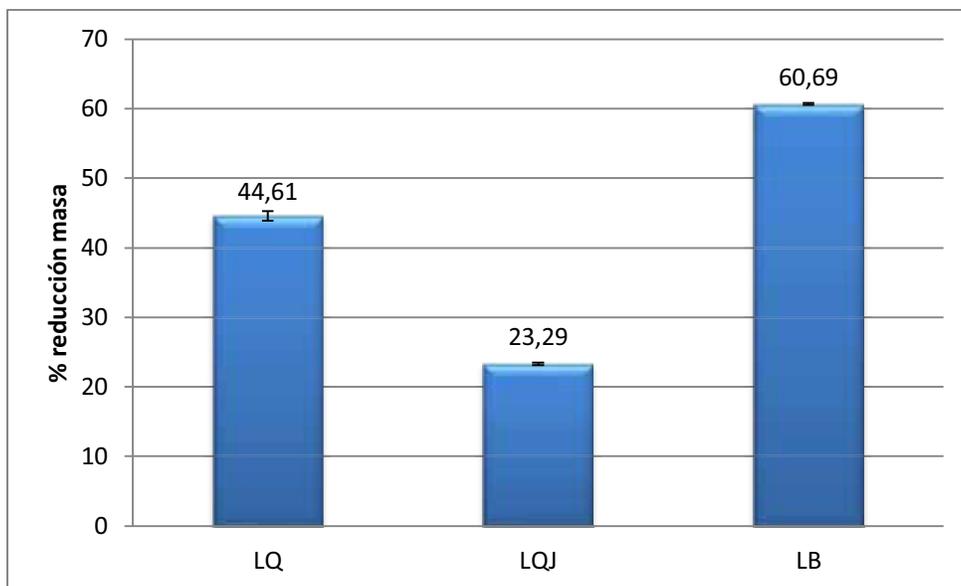


Figura 5.10 Porcentaje de reducción de masa de la composta final con respecto a la inicial

Las unidades que presentaron una reducción mayor, indicando mayor mineralización de los compuestos, fueron las que contenían lodo biológico, con una reducción del $60.69 \pm 0.14\%$, seguidas de las mezclas con lodos de la PPTAR con cáscaras de naranja, con una reducción del $44.61 \pm 0.69\%$, y las que presentaron una menor reducción fueron las unidades de lodos de la PPTAR con residuos de jardín, con una reducción del $23.29 \% \pm 0.19$, estas tuvieron una reducción menor por que no alcanzaron la etapa termófila, el clímax de la actividad microbiana (Moreno & Moral, 2011).

El porcentaje de reducción de volumen se observa en la Figura 5.11.

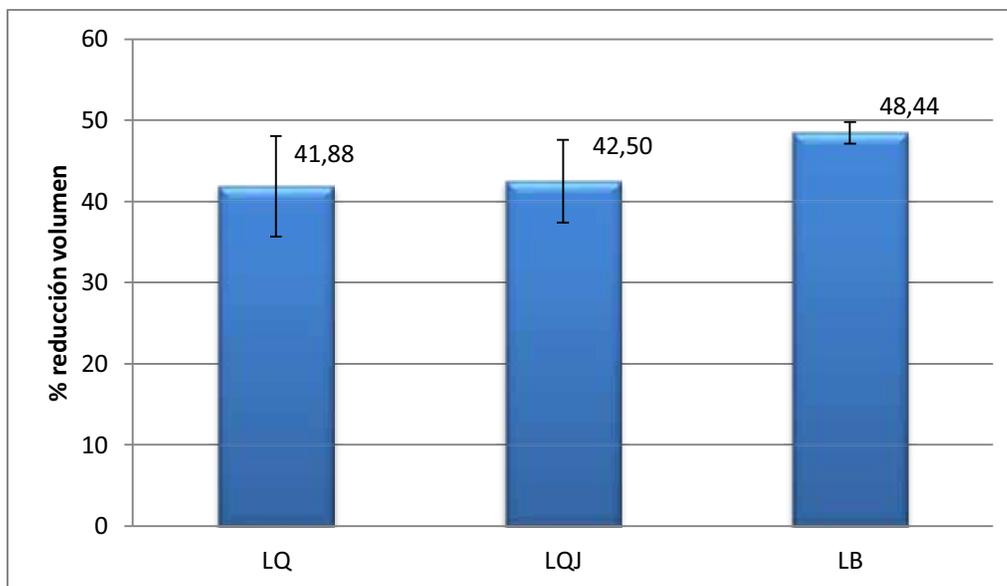


Figura 5.11 Porcentaje de reducción de volumen de la composta final con respecto a la inicial

En cuanto al volumen, las unidades que presentaron una reducción mayor fueron las de lodo biológico y cáscara de naranja que alcanzaron una reducción del $48.44 \pm 1.33\%$, seguidas de las que contenían lodos de la PPTAR, las mezclas con residuos de jardín presentaron un valor de $42.5 \pm 5.11\%$, la reducción en volumen se debió a la degradación de los residuos de jardín, que conforme avanzó la degradación se disminuyeron los intersticios entre los residuos, con la disminución del tamaño de partícula por la actividad microbiana (O’Ryan & Riffo, 2007), finalmente las mezclas con cáscara de naranja con $41.88 \pm 6.19\%$.

5.5.11 Evolución visual de las compostas

En la Figura 5.12, Figura 5.13 y Figura 5.14 se presenta la evolución visual de las compostas, de LQ, LQJ y LB respectivamente. En cada figura se observan las mezclas iniciales, la avanzada degradación de los residuos luego de 21 días, y la composta final antes de ser tamizada. En las compostas LQ y LB se observa mulch no degradado, con tamaño de partícula mayor a 5mm, las compostas LQJ presentaron mejor apariencia visual y menos mulch no degradado.



Figura 5.12 Evolución visual de la mezcla LQ a) Inicio b) Día 21 del proceso c) Día 86 del proceso



Figura 5.13 Evolución visual de la mezcla LQJ a) Inicio b) Día 21 del proceso c) Día 86 del proceso



Figura 5.14 Evolución visual de la mezcla LB a) Inicio b) Día 21 del proceso c) Día 86 del proceso

5.5.12 Composta producida y materiales no degradados

Luego de pasar la composta por una malla con un tamaño de poro de cinco milímetros y pesar tanto el mulch (diámetro mayor a cinco milímetros), como la composta terminada, se observó que el material no degradado que se requiere reincorporar a un proceso nuevo fue mayor del 50% en todos los casos (Figura 5.15).

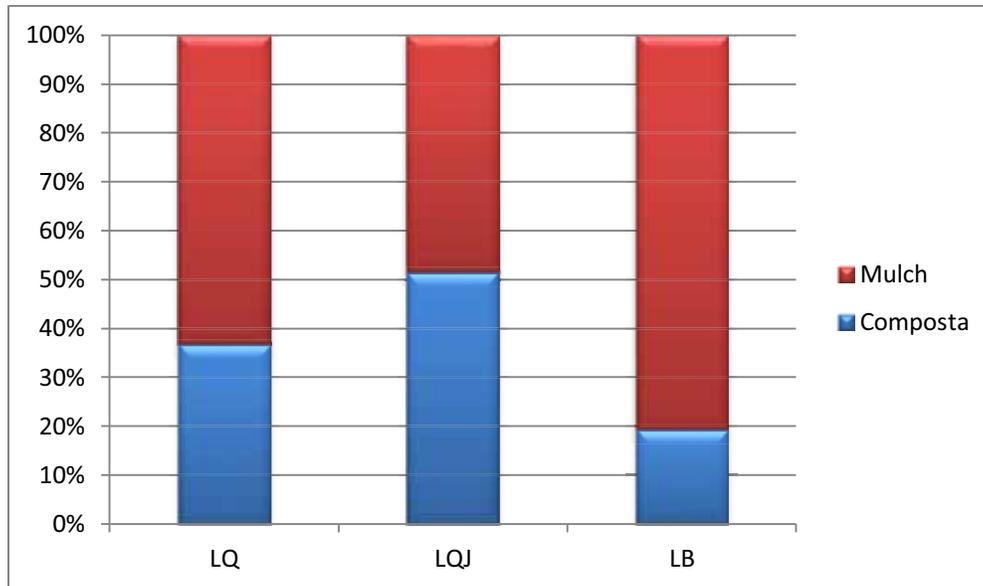


Figura 5.15 Composta tamizada y mulch

Al iniciar el composteo se consideró el uso de mulch como agente abultante por su alta relación carbono/nitrógeno (Moreno & Moral, 2011; Castells, 2012) que impide su rápida degradación, con la finalidad de mejorar las características físicas de la mezcla, evitando que la mezcla se comprimiera, por lo que se tienen altos porcentajes de material sin degradar recuperado para ser reutilizado en procesos sucesivos.

5.6 Caracterización final de la composta

Los resultados obtenidos en la caracterización del producto se muestran en la Tabla 5.6. Los parámetros fueron evaluados de acuerdo a la norma NADF-020-AMBT-2011 que establece los requerimientos mínimos para la producción de composta.

Tabla 5.6 Caracterización de compostas

Parámetro	Humedad (%)	pH (unidades)	Materia orgánica (%)	C (%)	Relación C/N	Nitrógeno (%)
LQ1	63.99 ± 6.6	8.74 ± 0.01	60.8 ± 2.7	33.78 ± 1.97	22.68 ± 0.06	1.49 ± 0.06
LQ2	74.2 ± 1.81	8.69 ± 0.01	50.52 ± 3.38	28.07 ± 2.3	22.16 ± 0.06	1.27 ± 0.06
LQJ1	64.79 ± 2.29	8.36 ± 0.04	68.22 ± 2.9	37.9 ± 1.96	55.41 ± 0.36	0.68 ± 0.36
LQJ2	64.99 ± 4.08	8.2 ± 0.02	62.71 ± 5.12	34.84 ± 5.34	58.25 ± 0.38	0.6 ± 0.38
LB1	74.63 ± 6.7	8.94 ± 0.01	81.03 ± 2.01	45.01 ± 2.05	28.66 ± 1.13	1.57 ± 1.13
LB2	76.91 ± 2.16	8.42 ± 0.05	81.2 ± 1.27	45.11 ± 1.27	33.97 ± 0.69	1.33 ± 0.69
NADF-020-AMBT-2011	25-45	6.5-8	>25	ND	<25	1 a 3

* ND = No determinado

Todas las unidades sobrepasaron los valores de la norma en cuanto a humedad y pH, además las unidades LQ, también excedieron la relación C/N de los valores que deben cumplir los tipos de composta, según la NADF-020-AMBT-2012. Lo anterior indica que el producto final requiere de un periodo de maduración complementario, por lo que debe ser almacenado, con el fin de alcanzar un grado de mayor calidad de acuerdo con las categorías establecidas por esta norma.

Una vez concluido el proceso, las compostas obtenidas se mantuvieron en condiciones de almacén durante seis meses, el rango ideal para obtener una composta madura va de 3 a seis meses (Román *et al.*, 2013), después de este periodo se analizaron nuevamente (Tabla 5.7).

Tabla 5.7 Caracterización de compostas después seis meses de almacenamiento

Parámetro	Humedad (%)	pH (unidades)	Materia orgánica (%)	C (%)	Relación C/N	Nitrógeno (%)
LQ1	53.89 ± 1.07	8.75 ± 0.01	70.79 ± 3.46	33.78 ± 2.58	22.08 ± 0.06	1.53 ± 0.41
LQ2	51.39 ± 1.38	8.87 ± 0.02	65.88 ± 5.55	36.6 ± 3.86	21.4 ± 0.06	1.71 ± 0.01
LQJ1	56.52 ± 1.53	8.33 ± 0.05	67.27 ± 3.16	37.37 ± 2.55	22.11 ± 0.36	1.69 ± 0.03
LQJ2	61.68 ± 1.09	8.4 ± 0.05	69.48 ± 1.19	25.73 ± 0.93	15.05 ± 0.38	1.71 ± 0.02
LB1	45.27 ± 0.94	8.6 ± 0.03	86.92 ± 0.72	32.19 ± 0.69	10.45 ± 1.13	3.08 ± 0.06
LB2	52.57 ± 2.12	8.66 ± 0.03	86.93 ± 0.22	32.2 ± 0.22	10.09 ± 0.69	3.19 ± 0.12
NADF-020-AMBT-2011	25-45	6.5-8	>25	ND	<25	1 a 3

* ND = No determinado

Pasando el periodo de maduración adicional se observó una disminución en la relación C/N para todas las unidades experimentales, sin embargo tanto la humedad, que puede reducirse al mover las unidades experimentales con mayor frecuencia, como el pH presentaron valores que exceden lo recomendado por la NADF-020-AMBT-2011.

Si bien el pH no es el recomendado por la norma se debe prestar atención en que los residuos originales, de las mezclas LQ y LQJ, tenían un pH de 13.1 y al final estuvieron en valores por debajo de 9 unidades; 8.81 ± 0.02 en las unidades LQ, 8.4 ± 0.05 en las unidades LQJ. En cuanto a la mezcla de residuos con lodos LB, inicio con un pH de 7.7 ± 0.05 unidades y terminó con un pH de 8.6 ± 0.03 unidades, mostrando falta de madurez del producto (Moreno & Moral, 2011; Castells, 2012).

5.6.1 Microbiológicos de la composta final

A continuación se presentan los resultados de los análisis de Coliformes fecales y *Salmonella ssp*, las determinaciones microbiológicas se realizaron antes del periodo de maduración complementario, es decir con la composta recién realizada. Las técnicas empleadas son por filtración de membrana (American Public Health Association *et al.*, 2012). De acuerdo con la normatividad vigente (SEDEMA-DF, 2012). Se espera que en la composta final obtenida la concentración de microorganismos presentes no excedan los <1000 NMP*/g (en base seca) en cuanto a de coliformes fecales y <3 NMP en 4 g (en base seca) en cuanto a *Salmonella Spp*.

Coliformes fecales en la composta final

La prueba presuntiva arrojó un valor alto de coliformes fecales, UFC (unidades formadoras de colonias) color verde brillante (Figura 5.16), en todas las unidades experimentales,

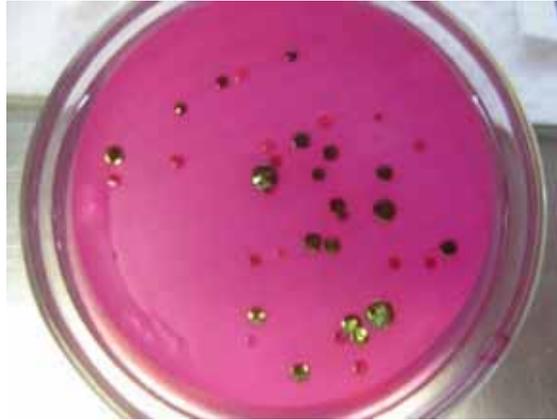


Figura 5.16 UFC color verde brillante indicadoras de la presencia de Coliformes fecales

De acuerdo con los resultados obtenidos, se encontraron concentraciones de $150 \times 10^3 \pm 70 \times 10^3$ UFC/g (Figura 5.17) en el caso de las compostas con lodo biológico, de $80 \times 10^3 \pm 1200$ UFC/g en las compostas con residuos de jardín y de $25 \times 10^3 \pm 800$ UFC/g en las compostas con cáscara de naranja.

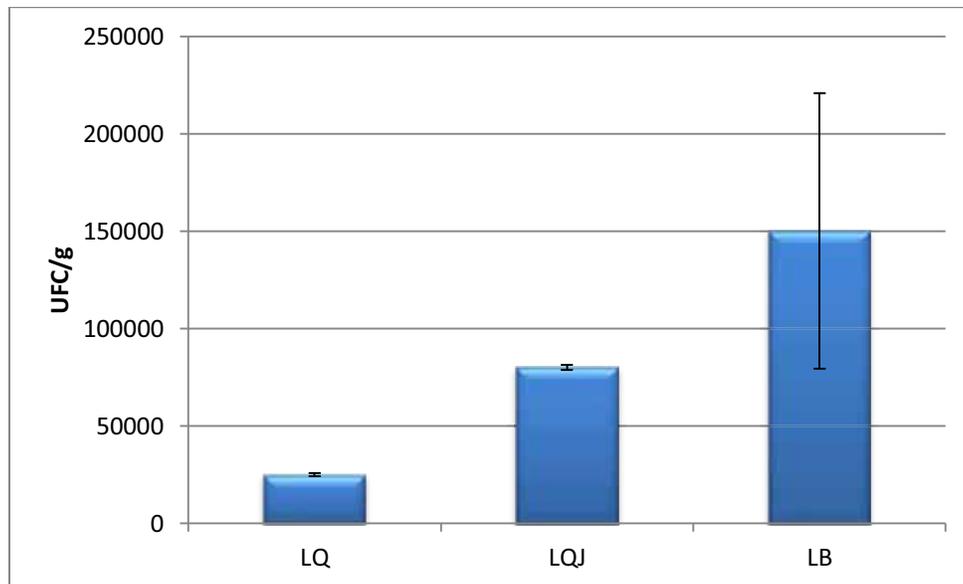


Figura 5.17 Concentración de coliformes fecales en las compostas finales

La presencia de estos microorganismos en el producto final, puede deberse a la adición de estiércol de vaca que se empleó como inóculo, este resultado comparado con las temperaturas registradas durante el proceso indica, que para garantizar la eliminación de parásitos y semillas de malezas, se debe procurar que la temperatura alcance un valor mayor a 55°C (O’Ryan & Riffo 2007).

Resultados de *Salmonella* spp en la composta final

En todas las unidades experimentales se observó la presencia de *Salmonella* spp (Figura 5.18).



Figura 5.18 UFC color negras indicadoras de la presencia de *Salmonella* spp

En las compostas con lodo biológico se observó la presencia de *Salmonella* spp, en una concentración de $50 \times 10^6 \pm 35 \times 10^6$ UFC/g en el caso de las compostas con lodo de la PPTAR, las que contenían residuos de jardín con $6 \times 10^6 \pm 5 \times 10^6$ de UFC/g y las que contenían cáscara de naranja con $18 \times 10^6 \pm 6 \times 10^6$ de UFC/g. (Figura 5.19),

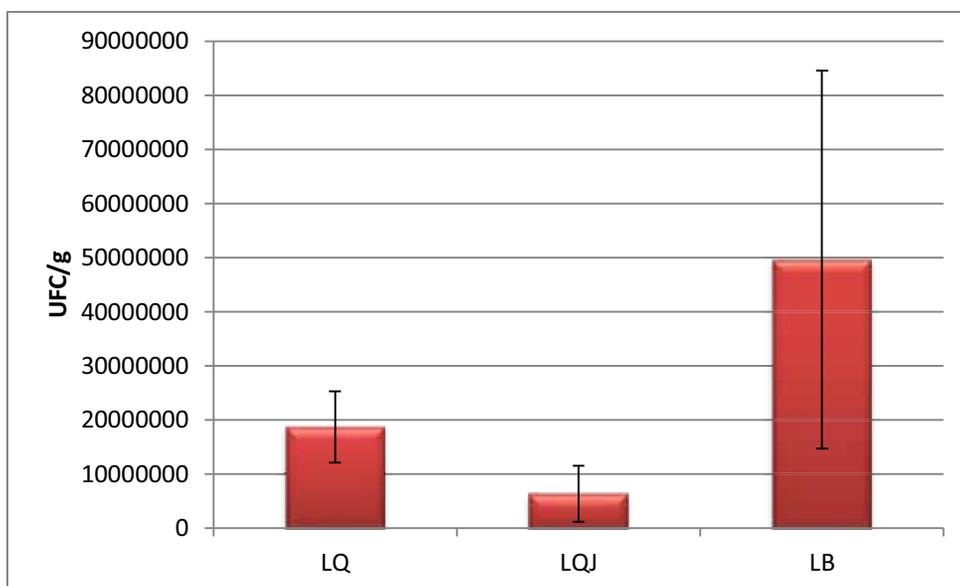


Figura 5.19 Concentración de *Salmonella spp* en las compostas finales

Los valores obtenidos en los análisis preliminares muestran concentraciones tan altas de microorganismos que resulta evidente que no se cumple con la norma, sin embargo, se ha demostrado que el composteo es un método adecuado para la eliminación de patógenos (Moreno & Moral, 2011). En otros estudios también se presentaron problemas para alcanzar la temperatura adecuada, como en el de Torres y colaboradores (2008) donde se alcanzaron temperaturas de apenas 35°C, y se comparaba el composteo de un biosólido con el biosólido sin tratamiento y se observó una reducción en los coliformes fecales presentes, de 5.2×10^5 UFC/g en los biosólidos a 4×10^3 UFC/g, en la composta (Torres *et al.*, 2008), por lo que no se debe descartar éste como alternativa de tratamiento. Si el origen de los patógenos es el estiércol éste puede ser sustituido por otro bioaumentador.

5.6.2 Metales pesados en la composta final

Los resultados de los análisis de metales pesados se presentan en la Tabla 5.8, se observa que las concentraciones de arsénico, cadmio, cromo, níquel y plomo, en las mezclas, no exceden las concentraciones máximas de elementos traza en base seca del nivel 1- subtipo A1 especificados en la NADF-020-AMBT-2012. Para el cobre la única mezcla que excede al nivel 1-subtipo A1 es la mezcla que contiene lodos biológicos (LB),

con una concentración de 92.55 ± 10.32 mg/kg, que la clasifican en un tipo de composta de nivel 2- subtipo A2.

Tabla 5.8 Concentración de metales pesados en las compostas finales

Metal	Concentración en compostas (mg/kg)			Concentraciones máximas de elementos traza en base seca (mg/kg)
	LQ	LQJ	LB	Nivel 1 – subtipo A1 NADF-020-AMBT-2012
Arsénico	$<0.001 \pm 0.1$	$<0.001 \pm 0.1$	$<0.001 \pm 0.1$	0.1
Cadmio	$<0.001 \pm 0.1$	$<0.001 \pm 0.1$	$<0.001 \pm 0.1$	0.7
Cromo	$<0.001 \pm 0.1$	$<0.001 \pm 0.1$	31.38 ± 1.71	70
Cobre	26.9 ± 7.55	27.3708 ± 7.57	92.56 ± 10.32	70
Níquel	$<0.001 \pm 0.1$	6.74 ± 15.06	0.32 ± 0.72	25
Plomo	$<0.001 \pm 0.1$	$<0.001 \pm 0.1$	$<0.001 \pm 0.1$	45
Aluminio	150.09 ± 21.43	72.11 ± 14.91	$<0.001 \pm 0.1$	ND*

* ND = No determinado

En cuanto al aluminio se encontraron valores altos para las mezclas que tenían lodos de la PPTAR, 72.11034 ± 14.91 mg/kg para la mezcla de lodos de la PPTAR y residuos de jardín, y de 150.0946 ± 21.43 mg/kg para la mezcla de lodos de la PPTAR y cáscara de naranja, esto por tratamiento fisicoquímico que recibe el agua en la PPTAR, en donde se adiciona sulfato de aluminio (González *et al.*, 2008).

Si bien el aluminio no está normado, por leyes mexicanas, se decidió caracterizar debido al tipo de tratamiento que se le da al agua residual en la planta, pues para operación normal los productos químicos usados son sulfato de aluminio (coagulante) y un polielectrolito (González, 2007), por lo que es normal encontrar aluminio en los lodos que se generan derivados del tratamiento de del agua, aún luego de estabilizarlos.

El aluminio es el tercer elemento más abundante de la corteza terrestre, se encuentra ampliamente distribuido en la naturaleza, entre los metales se ubica en el primer lugar de abundancia relativa con una proporción natural de 8% de la superficie terrestre y en el tercero entre todos los elementos de la corteza (Nesse *et al.*, 2003). Se encuentra comúnmente en las rocas con un porcentaje que va de 0.45 a 10% (Kabata-Pendias, 2011).

El aluminio tiene una gran afinidad por el oxígeno en su forma común Al^{3+} , en ambientes ácidos su solubilidad aumenta y se convierte en tóxico para las plantas (Kabata-Pendias, 2011), por lo que existe gran preocupación al reincorporarlo al ambiente, sin embargo la solubilidad del aluminio es baja en el rango de pH de 5-8, y su solubilidad disminuye. Al tener una especie de hidróxido de aluminio recién precipitada en sólido, éstas tienen un gran potencial para adsorber aniones y la capacidad para flocular partículas cargadas negativamente, por lo que los hidróxidos de Al contribuyen a mejorar las propiedades del suelo (Kabata-Pendias, 2011); sumado a esto los ácidos orgánicos de bajo peso molecular y los materiales húmicos, presentes en la composta, forman compuestos en forma de quelatos con el aluminio evitando que sea tóxico para las plantas (Haynes & Mokolobate, 2001). Lo anterior explica que a pesar de la presencia de aluminio en la composta es seguro utilizarla en plantas.

5.6.3 Fitotoxicidad de las compostas terminadas

A continuación se detallan los resultados obtenidos en la prueba de fitotoxicidad para especies vegetales.

Prueba de viabilidad

Las pruebas de viabilidad mostraron que, se obtuvo un 60% de germinación (Figura 5.20), por lo que al cumplir este requisito la especie vegetal es apta para la experimentación.



Figura 5.20 Prueba de viabilidad en caja Petri. Semillas germinadas

Fitotoxicidad según la NADF-020-AMBT-2011

En cuanto al porcentaje de germinación relativa se observó que en todas las unidades experimentales se obtuvo un porcentaje, superior al 100% (Figura 5.21), lo cual significa que las semillas germinaron mejor con los extractos de composta que en los blancos. Para la longitud de radícula se observó un comportamiento similar, pues las radículas en las cajas con el extracto crecieron, en promedio, hasta un 10% más que los blancos. Y finalmente el índice de germinación también resultó, para todos los casos, superior a lo especificado en la NADF-020-AMBT-2011, que indica que una composta tipo A debe tener un índice de germinación mayor al 85%, y de tipo C un índice de germinación mayor al 60%.

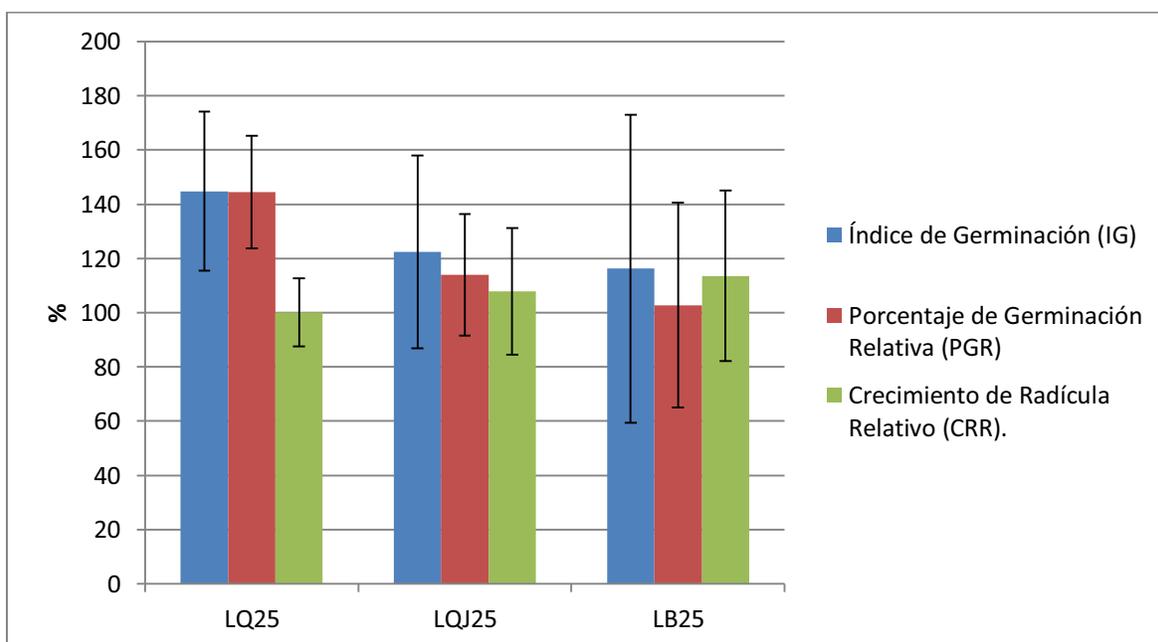


Figura 5.21 Resultados de fitotoxicidad según la NADF-020-AMBT-2011

Fitotoxicidad según la guía 208 de la OECD

A continuación se presentan los resultados obtenidos de la prueba de fitotoxicidad según la guía 208 de la OECD, iniciando con la prueba de viabilidad, seguido de los resultados del monitoreo de las condiciones de invernadero.

Condiciones de invernadero durante la prueba de fitotoxicidad

Las condiciones del invernadero monitoreadas con el sensor Lascar EasyLog USB Data Logger (Figura 5.22) muestran que la humedad relativa se mantuvo en un rango de entre 70 y 40%, mientras que la temperatura tuvo un promedio diario de 25 °C, condiciones que concuerdan con lo que especifica la guía para efectuar la prueba.

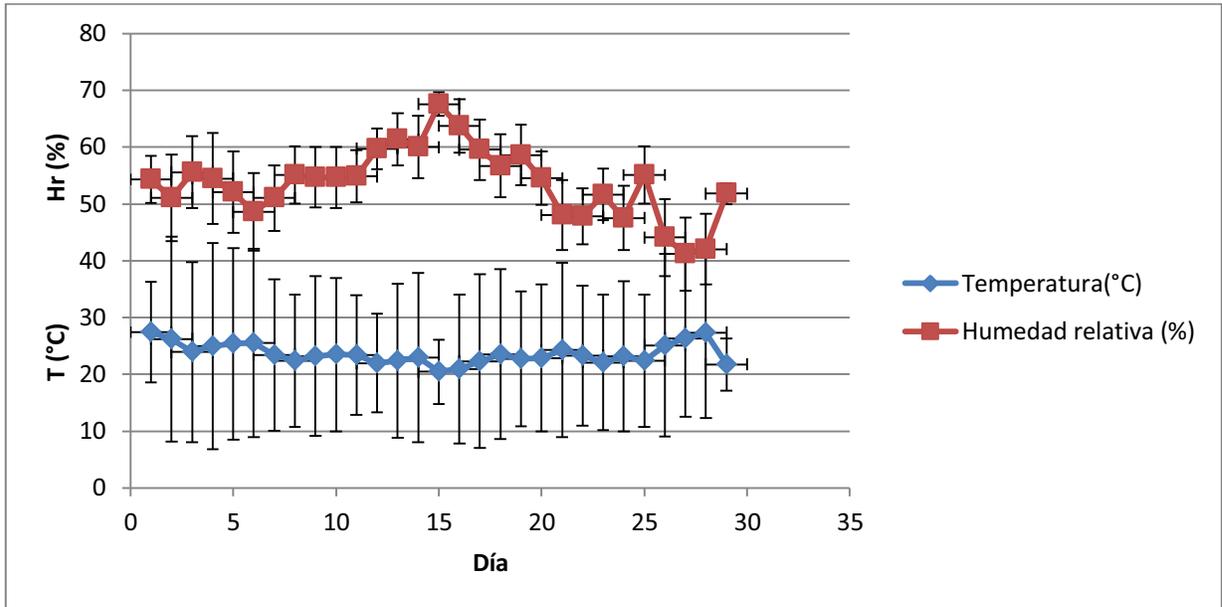


Figura 5.22 Condiciones de invernadero para la prueba de fitotoxicidad

Crecimiento de la especie vegetal

A continuación se presentan los resultados, luego de 21 días posteriores al momento en que germinó el 50% de las semillas en los testigos (Figura 5.23) como lo especifica la guía 208 de la OECD, de la longitud de raíz y de la parte aérea (Figura 5.24), generación de biomasa húmeda y seca.



Figura 5.23 Rizotrón con plántula antes de cosecha

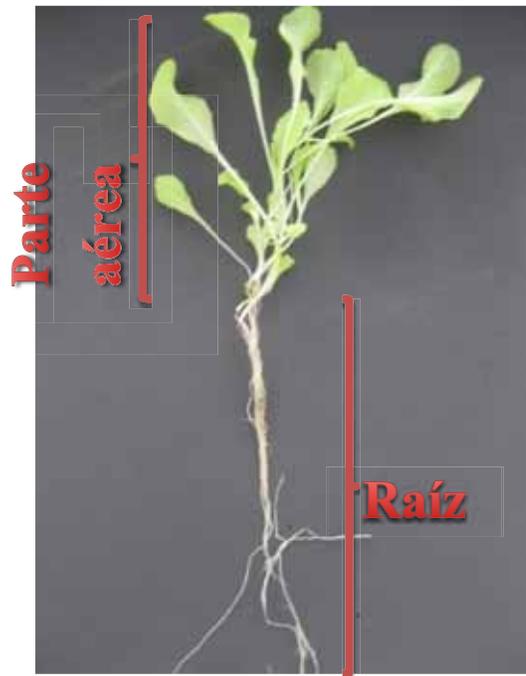


Figura 5.24 En la lechuga: parte aérea y raíz

Longitud de raíz

Se observó que la raíz tuvo una mayor longitud conforme se aumentaba la concentración de composta (Figura 5.25), sin embargo, al utilizar la composta sin tamizar se observa

una disminución, ésto debido a la porosidad ocasionada por la parte gruesa de la composta, que evitó que las raíces tempranas se adhirieran al sustrato. En los rizotrones que contenían, también composta tamizada se observa mayor longitud de las raíces.

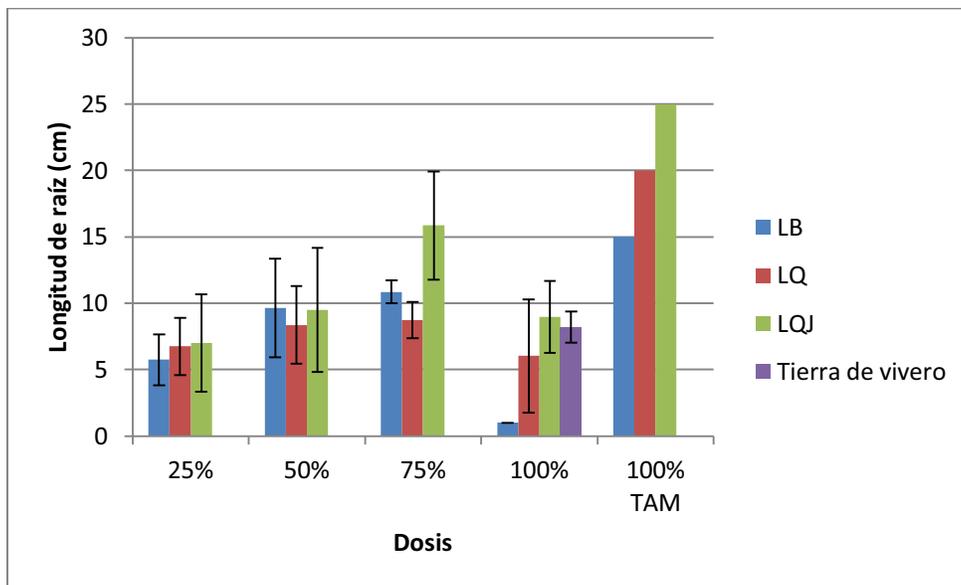


Figura 5.25 Longitud de raíces

Las unidades utilizadas como testigos con tierra de vivero, tuvieron una longitud de 8.2 ± 1.17 cm. Las unidades experimentales que presentaron mayor longitud fueron (exceptuando la unidad experimental LQJ tamizada) las que estaban mezcladas en un 75% LQJ con 25% tierra de vivero, con 15.86 ± 4.08 cm. Las otras mezclas, en la misma proporción tuvieron una longitud de LB con 10.86 ± 0.88 cm y LQ con 8.74 ± 1.36 cm, longitud superior al testigo de tierra de vivero que obtuvo una longitud de raíces de 8.2 ± 1.17 cm.

Longitud aérea

En cuanto a la longitud de las plántulas, se observó un comportamiento similar a lo que ocurrió en la longitud de las raíces, a mayor concentración de composta mayor altura en las plántulas (Figura 5.26), al igual que al utilizar composta pura sin tamizar se observa una disminución, debido a la porosidad ocasionada por la parte gruesa de la composta.

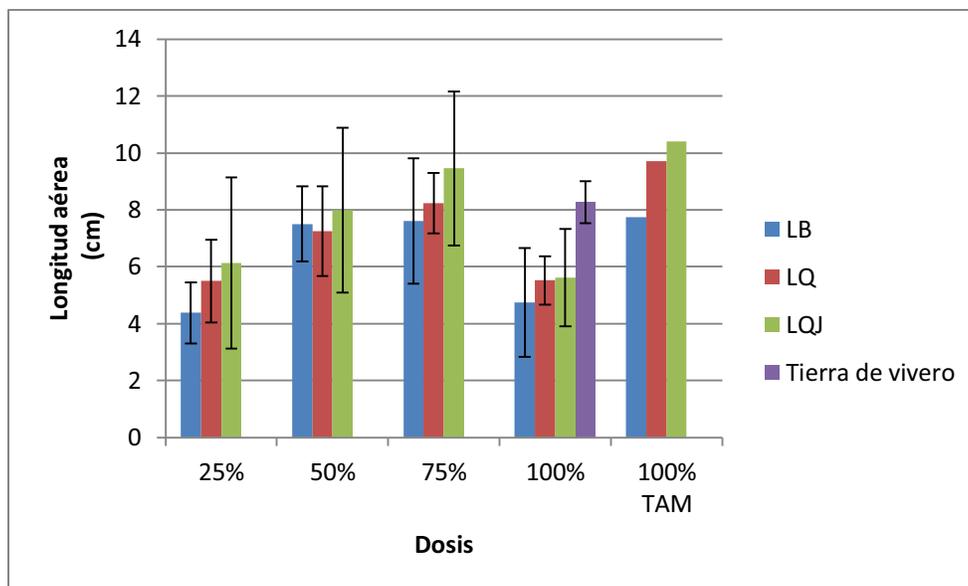


Figura 5.26 Longitud de la parte aérea

Las unidades con mayor longitud fueron, en la dosis 75%composta 25% tierra, las que contenían LQJ con 9.46 ± 2.71 cm, seguidas de las LQ con 8.22 ± 1.07 cm, y por las LB con 7.6 ± 2.2 cm. Las unidades testigo (tierra de vivero) tuvieron un crecimiento de $8.26 \text{ cm} \pm 0.74$ cm. Con lo anterior se observa que no existe un efecto fitotóxico de la composta en la lechuga simpson (*Lactuca Sativa L.*).

Generación de biomasa base húmeda

En la generación de biomasa húmeda se observó un comportamiento similar a lo que ocurrió en la longitud de las raíces y parte aérea, a mayor concentración de composta mayor generación de biomasa húmeda (Figura 5.27). Las unidades testigo (tierra de vivero) tuvieron una generación de $0.21 \text{ g} \pm 0.04$ g. Las unidades con mayor generación, descartando las unidades con 100% de composta tamizada, fueron en la dosis de 75% composta: 25%tierra, las que contenían la composta LQJ, con $0.27 \text{ g} \pm 0.05$ g.

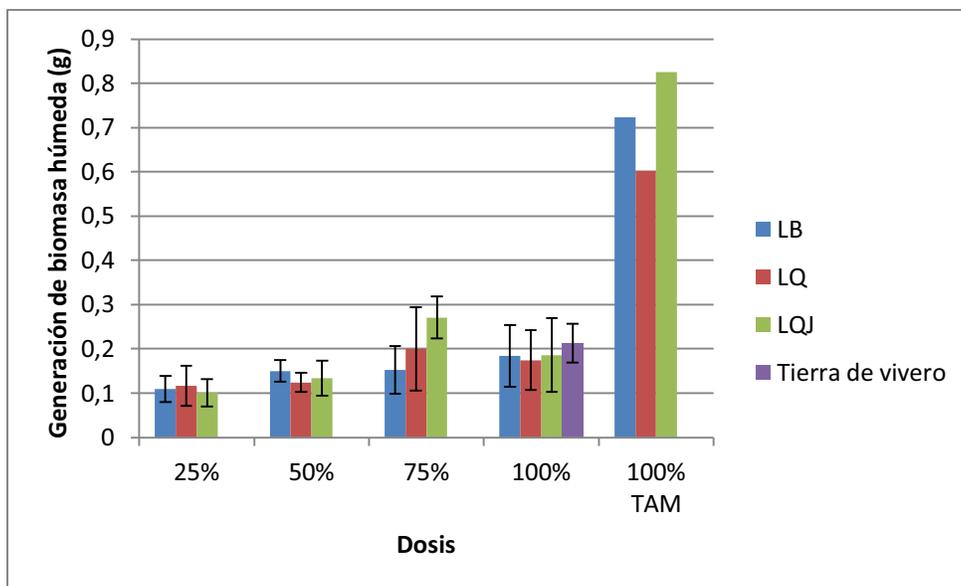


Figura 5.27 Generación de biomasa húmeda

No existe una diferencia significativa, comparando las desviaciones estándar, entre la generación de biomasa húmeda de la tierra de vivero y la mezcla 75%composta: 25% suelo, así como con las unidades que contenían en 100% de composta sin tamizar, por lo que no se observa un efecto fitotóxico de la composta en la lechuga simpson (*Lactuca Sativa L.*).

Generación de biomasa base seca

Se observó que a mayor proporción de composta mayor generación de biomasa seca (Figura 5.28).

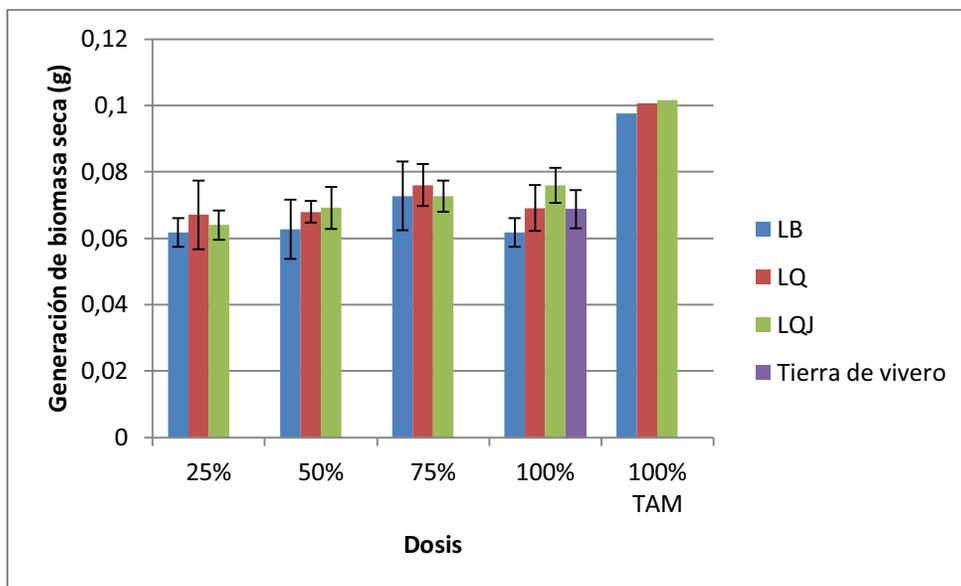


Figura 5.28 Generación de biomasa base seca

Las unidades testigo (tierra de vivero) tuvieron una generación de $0.07 \text{ g} \pm 0.005 \text{ g}$. Las unidades con mayor generación, descartando las unidades con 100% de composta tamizada, fueron en la dosis de 75%, las que contenían la composta LQ, con $0.08 \text{ g} \pm 0.006 \text{ g}$; sin embargo, considerando las desviaciones estándar no existe una diferencia significativa entre la tierra de vivero y cualquiera de las mezclas, por lo que no se observa un efecto fitotóxico de la composta en la lechuga simpson (*Lactuca Sativa L.*).

Prueba de fitotoxicidad, según la guía 208 de la OECD, demuestra que los lodos generados en la Planta Piloto de Tratamiento de Aguas Residuales de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, que fueron composteados no tienen efectos fitotóxicos, y que pueden ser dispuestos en áreas verdes.

5.7 Resumen de resultados

A continuación, en la Tabla 5.9, se presenta el resumen de los resultados de la caracterización de cada mezcla de composta.

Tabla 5.9 Resumen de resultados de la caracterización de la composta, comparados con la NADF-020-AMBT-2011

Parámetro	LQ	LQJ	LB	NADF-020-AMBT-2011
Humedad (%)	52.64 ± 1.23	59.1 ± 1.31	48.92 ± 1.53	25-45
pH (unidades)	8.71 ± 0.03	8.28 ± 0.08	8.63 ± 0.02	6.5-8
Materia orgánica (%)	68.34 ± 4.51	68.38 ± 2.18	86.93 ± 0.48	>25
C (%)	35.19 ± 0.21	31.55 ± 1.74	32.2 ± 0.46	N.D.
Relación C/N	21.74 ± 0.06	18.58 ± 0.37	10.27 ± 0.91	<25
Nitrógeno (%)	1.62 ± 0.21	1.7 ± 0.025	3.135 ± 0.1	1 a 3
Coliformes fecales (UFC*/g)	25 x10 ³ ± 800	80 x10 ³ ± 1200	150 x10 ³ ± 70 x10 ³	<1000 NMP**/g
<i>Salmonella</i> spp (UFC*/g)	18 x10 ⁶ ± 6 x10 ⁶	6 X10 ⁶ ± 5 x10 ⁶	50 x10 ⁶ ± 35 x10 ⁶	<3 NMP** en 4 g
Fitotoxicidad (IG)	155.6 ± 31.99	102.99 ± 16.53	110.07 ± 9.51	IG ≥ 60%
Arsénico (mg/kg)	<0.001 ± 0.1	<0.001 ± 0.1	<0.001 ± 0.1	0.1
Cadmio (mg/kg)	<0.001 ± 0.1	<0.001 ± 0.1	<0.001 ± 0.1	0.7
Cromo (mg/kg)	<0.001 ± 0.1	<0.001 ± 0.1	31.3788 ± 1.71	70
Cobre (mg/kg)	26.9 ± 7.55	27.37 ± 7.57	92.56 ± 10.32	70
Níquel (mg/kg)	<0.001 ± 0.1	6.74 ± 15.06	0.32 ± 0.72	25
Plomo (mg/kg)	<0.001 ± 0.1	<0.001 ± 0.1	<0.001 ± 0.1	45
Aluminio (mg/kg)	150.09 ± 21.43	72.11 ± 14.91	<0.001 ± 0.1	ND***

*UFC= Unidades formadoras de colonias

**NMP = Numero más probable

***ND= No determinado

Las características que cumplen las compostas, según la NADF-020-AMBT-2012, son: el porcentaje de materia orgánica, la relación C/N, el porcentaje de nitrógeno, el índice de germinación, y las concentraciones de cadmio, cromo, níquel y plomo. Las compostas con lodo de la PPTAR también cumplen con la concentración de cobre.

En cuanto a las características que no se cumplen, se encuentra la humedad, el pH, la concentración de coliformes fecales y *Salmonella* spp, y en las unidades experimentales con lodo biológico el cobre, con una concentración de 92.55 ± 10.32 mg/kg, que la

clasifican en un tipo de composta de nivel 2- subtipo A2, el cobre posiblemente proviene de los lodos biológicos.

La humedad puede corregirse al permitir que el agua sobrante se evapore, en cuanto al pH es importante recordar que los lodos de la PPTAR, el residuo de interés, tenía un pH de 13.1 ± 0.06 , disminuyendo de 12.6 ± 0.01 a 8.71 ± 0.03 en la mezcla LQ y de 12 ± 0.02 a 8.28 ± 0.08 , en la mezcla LQJ, por lo que el resultado no es desalentador.

En cuanto a la concentración de coliformes fecales y *Salmonella* spp, cuya presencia fue aportada por el estiércol, ya que son bacterias patógenas que están presentes en los intestinos de animales de sangre caliente y humanos (SEMARNAT, 2003), que se utilizó como inóculo, se debe garantizar que la temperatura, durante el proceso de composteo, alcance un valor mayor a 55°C , por al menos una semana (O’Ryan & Riffo, 2007) para garantizar la eliminación de los microorganismos patógenos, o bien cambiar la fuente de microorganismos degradadores ajenos al proceso, por levadura o composta madura. La composta final obtenida podría reintegrarse a un nuevo proceso de composteo en el que se garantice una temperatura de 55°C para eliminar a los patógenos presentes.

Los resultados obtenidos son muy alentadores ya que los lodos químicos estabilizados redujeron de manera importante el pH, que era una de las condiciones más difíciles de controlar. La mezcla de lodos con residuos de jardín fue la más eficiente y está muy cerca de cumplir con la norma, este resultado también es importante porque no sería necesario conseguir otro tipo de residuos fuera de la universidad.

Los resultados en fitotoxicidad, según la guía 208 de la OECD, demuestran que los lodos generados en la Planta Piloto de Tratamiento de Aguas Residuales de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, que fueron composteados no tienen efectos fitotóxicos, en la especie vegetal indicadora, lechuga simpson (*Lactuca Sativa L.*).

6 Conclusiones y recomendaciones

En este proyecto se evaluó la factibilidad del composteo de los lodos generados por la Planta Piloto de Tratamiento de Aguas Residuales de la UAM-Azcapotzalco para su aprovechamiento y disposición final.

Se evaluaron las características de los lodos y de los agentes acondicionantes, de los cuales destaca el pH alcalino ($\text{pH} > 13$) de los lodos de la PPTAR.

Las mezclas de 25 % de lodos: 75% de residuos, tuvieron relaciones C/N ligeramente arriba del rango óptimo, lo que retardó el proceso, presentaron alto contenido de materia orgánica (superior al 80% en todos los casos), y en las mezclas con lodos de la PPTAR, un pH alcalino. Para estudios futuros, es recomendable tomar esta proporción de lodos (25%) como la más alta, pues a proporciones mayores la relación C/N y el pH aumentan complicando el proceso. Los mejores resultados se obtuvieron en las mezclas con residuos de jardinería que también se generan en la universidad facilitando la obtención de los materiales para el proceso.

Al comparar las características de las compostas obtenidas de los diferentes tratamientos con la norma NADF-020-AMBT-2011 se reafirma que la mezcla de lodos- residuos de jardinería está muy cerca de cumplir con los valores de pH por lo que este resultado es muy alentador.

Para cumplir con la norma en cuanto a la presencia de patógenos, se recomienda el uso de otro inóculo, como bioaumentador en lugar de utilizar estiércol de vaca.

En cuanto a la fitotoxicidad de las compostas, ninguna resultó con efectos adversos para la especie vegetal probada (*Lactuca Sativa L.*), dejando abierta la posibilidad de utilizar estas compostas como mejoradores de suelo.

Si se opta por utilizar este tratamiento como mecanismo para disponer de los lodos, se recomienda utilizar la mezcla con los residuos de la universidad, utilizando hojarasca, pasto, ramas pequeñas, cisco de café, y mulch; si bien fue una mezcla que no alcanzó una fase termófila, presentó una concentración menor de metales pesados, un índice de germinación mayor, y mayor generación de biomasa con respecto a las otras compostas, y los residuos se generan en la misma Universidad.

Finalmente el proceso de composteo aparece como buena alternativa de tratamiento tanto para los lodos de la PPTAR, que actualmente sólo se estabilizan, como para los residuos de jardinería, ya que las condiciones aquí ensayadas permitieron obtener compostas que cumplen con varios rubros de la norma y para los parámetros que no se cumplen existen alternativas a implementar que se derivan de los resultados de esta investigación. La implementación del proceso aquí ensayado permitiría el tratamiento de dos residuos que se generan en la institución ayudando en la construcción de una universidad sustentable.

7 Referencias bibliográficas

American Public Health Association, American Water Works Association & Water Environment Federation, 2012. Standard Methods for the examination of water and wastewaters, 22 th edition, American Public Health Association, Washington, EUA.

Cardoso V. L. & Ramírez G. A., 2007, Serie autodidáctica de medición de la calidad del agua segunda parte, Identificación de sistemas de tratamiento de lodos residuales, Comisión Nacional del Agua (CNA), Subdirección general de administración del agua (CNA), Coordinación de tratamiento de calidad del agua (IMTA), México, D.F., ISBN: 968-5536-26-0

Carrasco Q. C. A., 2007, Tratamiento fisicoquímico de aguas residuales, Memoria para optar al título de ingeniero civil, Departamento de ingeniería civil, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile, Chile.

Castells, X.E., 2012. Aprovechamiento de residuos agrícolas y forestales. Editorial: Díaz de Santos, Madrid, España, pp.728 – 730.

CONAGUA(Comisión Nacional del Agua) & SEMARNAT(Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales), 2014. Estadísticas del Agua en México, Edición 2014, México D.F., pp 239 Documento disponible en: <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/EAM2014.pdf>.

CONAGUA, 2007. Guía para el manejo, tratamiento y disposición de lodos residuales de plantas de tratamiento municipales, Manual de agua potable, Alcantarillado y saneamiento Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, ed., México, D.F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales México, D.F., ISBN: 978-968-817-880-5.

CONAGUA, 2011a. Estadísticas del agua en México, edición 2011. Semarnat/Conagua, p.182. Documento disponible en: <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/SGP-1-11-EAM2011.PDF><http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Estadísticas+del+agua+en+México#0>.

- CONAGUA, 2011b. Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación, Diciembre de 2011. , p.397.
- Delgado M. E. C., 2005, Factibilidad de recuperación del sulfato de aluminio y reducción de patógenos vía ácida a partir de lodos generados en tratamiento primario avanzado de agua residual, Proyecto Terminal de Ingeniería Química, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco, México
- DOF, 1992. NMX-AA-25-1984. PROTECCIÓN AL AMBIENTE-CONTAMINACIÓN DEL SUELO-RESIDUOS SÓLIDOS-DETERMINACIÓN DEL pH-MÉTODO POTENCIOMÉTRICO. , pp.1-2.
- EPA (Environmental Protection Agency), 1996, “As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni, Zn, (Atomic Absorption Direct Aspiration)”, Métodos: 7020, 7061,7130, 7190, 7210, 7520, 7420.
- FCEA (Fondo para la cominucación y la educación ambiental A.C. & Fundación Gonzalo Río Arronte), 2014. Centro Virtual de Información del Agua (CVIA). Disponible en: http://www.agua.org.mx/h2o/index.php?option=com_content&view=category&id=13&Itemid=300014 [Accedido junio 5, 2014].
- García R. M. A., 2010, Identificación de mejoras en la calidad de un suelo bajo en nutrientes con la aplicación de biosólidos generados en la planta de tratamiento de aguas residuales de la UAM-A, Proyecto Terminal de Ingeniería Ambiental, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma Metropolitana, México.
- Gilsanz J. C., Leoni C., Schelotto F., Acuña A. 2013, Uso potencial de los lodos urbanos en la producción agrícola, Agrociencia Uruguay Vol.17 no.2, Montevideo, ISSN 1510-0839.
- González, A.A., 2007. Evaluación del proceso combinado Ácido Paracético-Luz Ultravioleta para desinfección de agua residual tratada para utilizarse en riego de áreas verdes. Tesis de maestría, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco, México.
- González A. A, Beltrán V. M, Pérez A. A. O, Medina T. L., 2008 Operación de la Planta Piloto de Tratamiento de Agua de la UAM-A. Antecedentes y Perspectivas. Universidad Autónoma Metropolitana, Azcapotzalco. 9° Foro de Ingeniería Ambiental, Junio 2008. México.

- Harleman D., Morrissey S., Altshu J., 1992, "Preparatory Bench Scale Testing for Chemically Enhanced Primary Treatment". Final MIT/UAB Report, Massachusetts Institute of Technology, EUA.
- Haynes, R.J. & Mokolobate, M.S., 2001. Amelioration of Al toxicity and P deficiency in acid soils by additions of organic residues: A critical review of the phenomenon and the mechanisms involved. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 59(1), pp.47-63.
- Henry, J.G. & Heinke, G.W., 1999. *Ingeniería Ambiental*,: Prentice Hall. México, D.F.
- Jiménez, C.B.E. 2001. La contaminación ambiental en México; causas, efectos y tecnología apropiada. Limusa. México, pág. 925
- Kabata-Pendias, A., 2011. Trace elements in soils and plants Cuarta edición, Taylor & Francis Group, EUA.: Libro disponible en: <http://books.google.com/books?hl=en&lr=&id=Nowwb0xl9fYC&oi=fnd&pg=PA1&dq=Trace+Elements+in+Soils+and+Plants&ots=JHbMeb6awr&sig=mgHuQeRhLILYYzMwQS7C1NvVhQg>.
- Kiely G., 1999. *Ingeniería ambiental, fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión*. Mc Graw Hill. Primera edición, España. Pp 677
- Londoño L. A., 2008, Evaluación y estabilización de los lodos generados en la planta de tratamiento de aguas residuales de la UAM-A, Proyecto Terminal de Ingeniería Ambiental, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma Metropolitana, México.
- López D. B. A., 2012. Estudio de generación de restos de poda en la UAM-A. Diseño educativo ambiental y evaluación sustentable. Trabajo de investigación. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Iztacala. México.
- Moreno, C.J. & Moral, H.R., 2011. *Compostaje*, Ediciones Mundi-Prensa, España, ISBN: 978-84-8476-346-8, P. 95-13
- Nesse A., Garbossa G., Pérez G., Vittori D., Pregi N., 2003. ALUMINIO: ¿CULPABLE O INOCENTE? *QuímicaViva*, 2003, 2(1), ISSN 1666-7948

- O’Ryan H. J. y Riffo P. M. O., 2007, Manual. El compostaje y su utilización en agricultura. Dirigido a pequeños(as) productores(as) pertenecientes a la agricultura Familiar Campesina. Fundación para la Innovación agraria-universidad de las américas, Santiago, Chile.
- OECD (Organization for Economic Co-operation and Development), 2006. Test N°. 208: Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, 227(September), pp.1-21. Available at: http://www.oecd-ilibrary.org/environment/test-no-208-terrestrial-plant-test-seedling-emergence-and-seedling-growth-test_9789264070066-en.
- Ramalho R.S., 2003, Tratamiento de aguas residuales, Edición revisada, 2da edición, Editorial Reverté S. A., Faculty of Science and Engineering, Laval University, Quebec, Canadá, pág. 716.
- Ramírez-Coutiño V., Wrobel K., Wrobel K., Navarro R., Godínez L. A., Teutli-León M., Rodríguez F., 2013, Evaluation of the composting process in digested sewage sludge from a municipal wastewater treatment plant in the city of San Miguel Allende, Central Mexico. Rev. Int. Contam. Ambie. 29 (Sup. 3) 89-97.
- RECICLAGUA Ambiental. S.A de C.V., 2012. Gobierno del estado de México, Secretaría del Medio Ambiente, Disponible en: <http://www.edomex.gob.mx/reciclagua>, fecha de consulta 25-noviembre-2014.
- Rodríguez F. A., Letón G.P., Rosal G.R., 2009, Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales, informe de vigilancia tecnológica, Universidad de Alcalá del Círculo de Innovación en Tecnologías Medioambientales y Energía (CITME), Elecé Industria Gráfica, Depósito Legal: M-30985-2006, Madrid.
- Román, P., Matínez, M.M. & Pantoja, A., 2013. Manual de compostaje del agricultor. Experiencias en América Latina. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura Oficina Regional para América Latina y el Caribe, Santiago de Chile, pp. 108
- SEDEMA-DF, 2012. NADF-020-AMBT-2011, Norma ambiental para el Distrito Federal que establece los requerimientos mínimos para la producción de composta a partir de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, agrícolas, pecuarios y forestales,

así como las especificaciones mínimas de calidad de la composta producida y/o distribuida en el Distrito Federal. Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal

SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales), 1996a. NOM-001-SEMARNAT-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, México.

SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales), 1996b. NOM-002-SEMARNAT-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. Diario Oficial de la Federación.

SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales), 1997. NOM-003-SEMARNAT-1997, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público, p.17.

SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales), 2002. NOM-021-SEMARNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestro y análisis. , p.85.

SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales), 2003. NOM-004-SEMARNAT-2002, Lodos y biosólidos- especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final, México, pp.18-60.

SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales), 2008, Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos 2009-2012, México

Tchobanoglous, G., Burton, F.L. & Stensel, H.D., 2003. Wastewater Engineering Treatment and Reuse, 4th ed, Mercialf & Eddy, Inc., McGraw Hill, New York, EUA.

Torres L. P., Madera P.C.A, Martínez P. G. V., 2008, Estabilización alcalina de biosólidos composteados de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas para aprovechamiento agrícola, Revista Facultad Nacional de Agronomía, Medellín, Vol. 61, Núm 1, pp. 4432-4444, Universidad Nacional de Colombia, Colombia. ISSN: 0304-284

- Trejos V. M. y Agudelo C. N., 2012, Propuesta para el aprovechamiento de lodos de la planta de tratamiento de aguas residuales de la empresa “comestibles la rosa” como alternativa para la generación de biosólidos, Proyecto de Grado para optar al título de Administrador Ambiental, Universidad Tecnológica de Pereira, Facultad de Ciencias Ambientales, administración ambiental, Colombia
- Turovskiy I.S., Mathai P.K., 2006, Wastewater sludge processing, John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey.
- UAM, 2011a. IOGA-PP-P-ESL-003 Procedimiento para la estabilización de lodos generados en la planta piloto de tratamiento de aguas residuales.
- UAM, 2011b. PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES, tríptico de información para difusión dentro de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco
- Villegas R.R., 2009, Evaluación del proceso de estabilización-deshidratación de lodos de la planta piloto de tratamiento de aguas residuales de la UAM-Azcapotzalco, Proyecto Terminal de Ingeniería Ambiental, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco, México.
- Zagal E. y Sadzawka A., 2007, Protocolo de métodos de análisis para suelos y lodos, Universidad de Concepción, Facultad de Agronomía, Chillán, Chile.