

MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO EN BIOSÓLIDOS ESTABILIZADOS CON CAL

Nitrogen Mineralization in Lime Stabilized Biosolids

Juan P. Flores-Márquez^{1‡}, María Z. Poncio-Acosta¹, Erika Salas-Galván¹, Federico Pérez-Casío¹, Alba Y. Corral-Avitia¹, Enrique Salazar-Sosa² y Héctor Idilio Trejo-Escareño²

RESUMEN

Los suelos agrícolas tratados con agua residual y biosólidos estabilizados con cal reciben altas cantidades de nutrientes lo que puede causar tanto contaminación como desbalance nutrimental y reducción de su productividad. Por ello, es necesario conocer la mineralización de la materia orgánica y los procesos que afectan la disponibilidad de nutrientes en el suelo. El presente estudio tuvo como objetivo estimar el nitrógeno potencialmente mineralizable (NPM) y la tasa constante de mineralización (k) para tres tipos de suelo en condiciones de campo con la utilización del método de incubación de bolsas de resinas, y calcular el N mineralizado a través del método de la diferencia basado en el análisis del N total Kjeldahl (NTK) del suelo. Tres experimentos se realizaron con un diseño de bloques al azar y cuatro repeticiones. Las dosis de biosólidos fueron 0, 200, 400 y 600 kg ha⁻¹ con base al contenido de NTK. El suelo fue incubado en cilindros de aluminio de 15 cm de altura y 5 cm de diámetro. Las resinas fueron analizadas a los 26, 46, 84, 117 y 190 días de incubación en campo. La tasa de mineralización de N mayor se observó en el suelo franco con 80 mg kg⁻¹. La dosis de 600 kg ha⁻¹ produjo la más alta mineralización en los suelos de arcilla y franco, pero en el sitio de arena no se encontró diferencia significativa. Las tasas constantes variaron entre 0.0031 y 0.0219 mg por día, y los valores del N potencialmente mineralizable (N_p) estuvieron entre 51.08 y 102.48 mg kg⁻¹. La mineralización neta de N varió de 0.145 a 0.47 mg N-NH₄ + NO₃ kg⁻¹ por día para los tres sitios experimentales. La mineralización

estimada con el Método de la Diferencia de NTK del suelo fue de 28% para los sitios San Isidro y UACJ-Arcilla, mientras en el sitio UACJ-Arena no se detectó diferencia significativa.

Palabras clave: resinas sintéticas, nitrógeno total, regresión no lineal, arcilla, limo, arena.

SUMMARY

Agricultural soils treated with wastewater and lime stabilized biosolids receive high amounts of nutrients that can cause contamination and unbalanced plant nutrition. For this reason, it is necessary to determine the mineralization of organic matter and factors that affect nutrient availability in soils. The objectives of the study were to estimate potentially mineralizable nitrogen (PMN), and the constant rate of mineralization (k) for three types of soils under soil conditions using the method based on incubation of resin bags, and to calculate the N mineralized through the difference method based on analysis of total soil Kjeldahl nitrogen (NTK). Three experiments were conducted in the Juárez Valley with a random block design and four replications. The rates of biosolids were 0, 200, 400, and 600 kg ha⁻¹ based on NTK. Soil was incubated, and resins were analyzed at 26, 46, 84, 117, and 190 days. Loamy soil had the highest N mineralization rate 80 mg kg⁻¹. The biosolids dosage of 600 kg ha⁻¹ had the highest N mineralization rate in the clay and loam soils; however, in the sandy site there was no significant difference. Constant rates varied between 0.0031 and 0.0219 mg per day, values of potentially mineralizable N (N_p) varied between 51.08 and 102.48 mg kg⁻¹. Net N mineralization varied between 0.145 and 0.47 mg N-NH₄ + NO₃ kg per day. Estimated mineralization using the difference method with soil NTK was 28% for the sites. In contrast, no significant difference was detected for sandy site.

Index words: synthetic resin, total nitrogen, no lineal regression, clay, silt, sand.

¹ Universidad Autónoma de Ciudad Juárez. Av. Henry Dunant 4016. 32310 Ciudad Juárez, Chihuahua, México.

[‡] Autor responsable (juflores@uacj.mx)

² Facultad de Agricultura y Zootecnia (FAZ) de la Universidad Juárez del Estado de Durango. 35110 ejido Venecia, Gómez Palacio, Durango, México.

INTRODUCCIÓN

Los biosólidos producto del tratamiento de agua residual tienen un potencial para ser reciclados en suelos agrícolas cuando cumplen con la legislación ambiental (NOM-004-ECOL-2001, SEMARNAT, 2002) y si las políticas gubernamentales apoyan acuerdos con los productores agropecuarios para realizar acciones que permitan la aplicación apropiada de estos materiales. Cuando se cumple con la legislación, pero no existe una política favorable por las autoridades responsables de los sistemas de agua, entonces los biosólidos son dispuestos en el relleno sanitario municipal u otro tipo de predio no adecuado, como ha ocurrido en Ciudad Juárez, Chihuahua, en los últimos 10 años (Flores, 2007).

Existen dos plantas de tratamiento de agua residual en Ciudad Juárez con capacidad total de $3.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ mediante un sistema primario avanzado. Los lodos obtenidos del proceso de clarifloculación son recolectados en un tanque de almacenamiento y deshidratados posteriormente en bandas prensadoras, estos son estabilizados con 17 a 20% de óxido de calcio para desactivar los microorganismos patógenos presentes en el lodo y las cantidades generadas de lodo húmedo en las plantas tratadoras fueron 77 773 y 84 217 Mg en 2003 y 2004, respectivamente (Flores, 2007; JMAS, 2006).

Los biosólidos al ser utilizados como fertilizantes son ricos en materia orgánica y contienen cantidades apreciables de nutrimentos como nitrógeno, fósforo y micro-nutrimentos como boro, zinc, molibdeno, manganeso, hierro, entre otros (USEPA, 1999). La aplicación de biosólidos en suelos agrícolas como fertilizantes y mejoradores de suelos es una práctica que se ha incrementado en diferentes países donde el uso de biosólidos en forma moderada han mostrado efectos benéficos sobre las propiedades del suelo y vegetación sin efectos perjudiciales (Evanylo, 1999). Por ejemplo, el 55 y 90% del total de biosólidos producidos en Ohio y Maryland, son aplicados en suelos agrícolas. Aproximadamente 61 800 Mg de biosólidos secos fueron aplicados en 1990 en Michigan; 81 500 Mg en 1997 y 83 100 Mg en el 2000 (Jacobs y McCreary, 2001). Algunos de los resultados de estas aplicaciones fueron que al analizar los cultivos se obtuvo un incremento en el contenido de minerales y nutrientes en el tejido de las plantas, los rendimientos de las cosechas fueron similares a los obtenidos con la aplicación de fertilizantes

inorgánicos, se obtuvieron mejoras en la textura y estructura de los suelos.

Con la finalidad de promover el reciclamiento de biosólidos en las 12 000 ha agrícolas del Valle de Juárez cercanas a Ciudad Juárez, se han realizados experimentos de campo y parcelas de validación con resultados evidentes sobre los efectos benéficos en propiedades del suelo y productividad de los cultivos (Flores *et al.*, 2007; Flores *et al.*, 2008; Figueroa *et al.*, 2008). Los biosólidos estabilizados con cal al ser aplicados en suelos agrícolas pueden incrementar la capacidad amortiguadora de pH de un suelo, aunque Mendoza *et al.* (2005) encontraron que el pH del suelo se reduce después de la aplicación de biosólidos encalados.

El cálculo de la dosis agronómica de biosólidos requiere del conocimiento de la tasa de mineralización del nitrógeno, el cual es la proporción del material que se descompone en el suelo a través del tiempo y es la clave para calcular las dosis de aplicación de residuos orgánicos (Stanford y Smith, 1972). La mineralización es la transformación del nitrógeno orgánico en amonio (NH_4^+) y nitrato (NO_3^-) mediante la acción de los microorganismos del suelo y depende del contenido de materia orgánica, la humedad y la temperatura del suelo, la proporción carbono-nitrógeno (C:N), el tipo de suelo y la disponibilidad del nitrógeno orgánico para los microorganismos, entre otros factores (Eghball *et al.*, 2002; Castellanos *et al.*, 2000; Ross, 1989; Jarvis *et al.*, 1996; Pratt *et al.*, 1973).

Los objetivos fueron estimar el nitrógeno potencialmente mineralizable (NPM) y la tasa constante de mineralización (k) para tres tipos de suelo en condiciones de campo con la utilización del método de incubación de bolsas de resinas; calcular el N mineralizado a través del método de la diferencia basado en el análisis del N total Kjeldahl (NTK) del suelo y correlacionar las estimaciones del N mineralizado con los dos métodos anteriores para establecer una tasa de mineralización con potencial de uso práctico de biosólidos en suelos agrícolas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El presente estudio incluyó tres experimentos de campo, los sitios UACJ-Arena y UACJ-Arcilla se establecieron en el Rancho Universitario de la Universidad Autónoma de Ciudad Juárez (UACJ)

localizado en el municipio de Praxedis G. Gro., Chihuahua el cual está localizado en las siguientes coordenadas geográficas: 31° 21' 20" N y 105° 59' 59" W, altitud de 1090 m. El experimento del sitio San Isidro se realizó en terrenos de un productor cooperante en el municipio de Juárez, Chihuahua, ubicado en las coordenadas: 31° 32' 18" N y 106° 15' 36" W, altitud de 1115 m.

Los tratamientos consistieron en tres dosis de biosólidos con base en NTK: 200, 400 y 600 kg ha⁻¹ y un testigo sin biosólidos. El diseño experimental fue en bloques al azar con cuatro repeticiones, donde las unidades experimentales fueron de 25 m² de tal forma que el tamaño total de cada sitio experimental fue de 400 m². Los experimentos se establecieron durante del ciclo primavera-verano del 2005, la preparación del suelo en cada sitio experimental consistió en un barbecho, rastreo, cruza y nivelación; el muestreo de suelo inicial y la aplicación de biosólidos se realizaron dos semanas antes de la siembra de alfalfa en sitios UACJ y sorgo forrajero en sitio San Isidro. Con el propósito de evaluar el nitrógeno disponible en el suelo se efectuó el muestreo de los suelos en cada parcela experimental al inicio y final de los experimentos, a una profundidad de 0 a 15 cm y 15 a 30 cm. Los biosólidos procedentes de las plantas de tratamiento de agua residual de la ciudad fueron transportados a cada sitio experimental donde se pesaron en botes de 100 L con las dosis de biosólidos 200, 400 y 600 kg ha⁻¹, éstos se aplicaron manualmente con palas en las parcelas e inmediatamente fueron incorporados con un paso de rastra y cruza para así reducir la atracción de vectores como moscas y roedores. Además, se tomaron muestras al azar del biosólido procedente de la planta tratadora de aguas residuales en bolsas de plástico y se transportaron en hieleras al laboratorio para su análisis y determinación de NTK.

La técnica de mineralización de bolsas con resina de intercambio (Flores *et al.*, 2007; Kolberg *et al.*, 1997) fue utilizada para determinar la disponibilidad de N en el suelo utilizando un cilindro de aluminio de 5 cm de diámetro y 15 cm de largo al que se le sujetó en la base una bolsa de nylon preparada previamente con 20 g de una mezcla en partes iguales de resinas sintéticas de intercambio aniónico y catiónico (Figura 1).

Una vez que los cilindros fueron preparados, éstos se colocaron en las parcelas experimentales para medir *in situ* el N mineralizado que se lixivió en condiciones de campo durante el periodo primavera-verano. Los cilindros permanecieron abiertos de la parte superior para permitir el flujo libre de agua y gases a través del

cilindro de aluminio permitiendo que los iones de amonio y nitrato se lixivien a través de la columna de suelo en el cilindro durante los periodos de riego y lluvia y ser captados por las resinas en la base de los cilindros. Antes de cada riego, y entre cada periodo de incubación, se extrajo el tubo de aluminio de su sitio, se reemplazó la bolsa de resina por una nueva y el tubo se colocó de nueva cuenta en el mismo orificio del suelo. Los periodos de incubación de los cilindros fueron 26, 46, 84, 117 y 190 días.

Al final del experimento, el suelo de los cilindros fue secado a temperatura ambiente, se molió y tamizó a malla de 2 mm, se determinó NTK, nitratos (NO₃⁻) y amonio (NH₄⁺) por los métodos indicados por Aguilar *et al.*, (1987) y Bremner (1996). La extracción de NO₃⁻ y NH₄⁺ de las resinas fue mediante 50 mL de KCl 2N realizando cuatro extracciones consecutivas y agitaciones cada 30 min (Flores *et al.*, 2007). El NH₄⁺ se determinó en presencia de óxido de magnesio (MgO) y el NO₃⁻ agregando aleación de Devarda (Mulvaney, 1996); el destilado se recuperó de 3 a 5 min en un vaso de precipitado con 10 mL de ácido bórico hasta completar 40 mL en total y se tituló con ácido sulfúrico 0.005 N. El N potencialmente mineralizable (N_o) y la tasa constante de mineralización (k) fueron calculados con la utilización de una ecuación exponencial con los datos de N inorgánico determinados en las resinas de cada periodo de incubación. Los datos obtenidos del análisis del N mineralizado en las resinas permitieron apreciar la respuesta de los tratamientos de biosólido en cada uno de los sitios donde fue aplicado el biosólido y la variación en los patrones de mineralización. La ecuación exponencial incluyó los siguientes parámetros:

$$N_m = N_o (1 - e^{-kt}) \quad (1)$$

donde:

N_m = cantidad de N mineralizado

N_o = N potencialmente mineralizable

k = tasa constante de mineralización

t = tiempo

La ecuación fue ajustada utilizando el método iterativo de Marquardt del procedimiento de ajuste no lineal y el programa estadístico SAS (SAS Institute, 1997). Se realizó el análisis de varianza para el N acumulado total, el N potencialmente mineralizable y la tasa constante de mineralización. El porcentaje de descomposición del N orgánico de los biosólidos



Figura 1. Preparación de la mezcla de resinas sintéticas (izquierda), llenado de las bolsas de nylon con la mezcla (centro) y cilindros con suelo y estiércol (derecha). Las resinas se colocaron en la base de los cilindros.

también fue calculado mediante el método de la diferencia. Este método consistió en restar la cantidad de NTK del suelo al final del ciclo de cultivo y la cantidad de N aplicado en el biosólido al iniciar el experimento (Rogers *et al.*, 2001). Los análisis de varianza y prueba de medias de la diferencia mínima significativa fueron realizados con el programa SPSS versión 15.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La textura de los suelos fue de franco arenoso a arcilloso (Cuadro 1), lo cual cubre la variación de suelos existente en el Valle de Juárez, ya que por su origen aluvial existe mucha variación de texturas. Los suelos de los tres sitios presentaron un pH moderadamente alcalino de 8.3 a 8.7; la conductividad eléctrica en el sitio UACJ-Arcilla estuvo en el rango de 2 a 4.4 dS m⁻¹ clasificado como salino, mientras que los suelos de los otros sitios no mostraron problemas de salinidad, aunque conviene aclarar que otros estudios reportan que son de salinidad moderada entre 4 y 5 dS m⁻¹ (Castellanos *et al.*, 2000). Las concentraciones de NTK del suelo variaron

de 650 mg kg⁻¹ en la textura arenosa hasta 1 184 a 1 281 mg kg⁻¹ en el arcilloso y franco arcilloso, mientras que la concentración de fósforo aprovechable (Olsen) presentó un rango de 17 a 81 mg kg⁻¹, valores considerados altos a muy altos.

La calidad del agua de riego en los sitios UACJ-arcilla y arena fue variable debido a que tres de los riegos fueron con agua tratada y dos con agua de pozo altamente salina con conductividad eléctrica de 5.472 dS m⁻¹ (Cuadro 2). El sitio San Isidro fue irrigado solo con agua residual tratada que proviene de las plantas de tratamiento de Ciudad Juárez. La CE del agua residual fue de 0.6 a 0.78 dS m⁻¹ el pH ligeramente alcalino de 8.47, es decir, con base en estos parámetros se considera agua de riego aceptable para la producción agrícola. El agua residual tratada presentó de 14 a 19 mg L⁻¹ de NH₄⁺ + NO₃⁻ (Cuadro 2), mientras que en el agua de pozo la concentración de este elemento fue muy baja 0.36 a 0.72 mg L⁻¹. Al hacer un balance del N aplicado en los riegos, se asumió una lámina de 10 cm, lo cual indicaría que se aplicaron de 14 a 19 kg N en cada riego, es decir, 85 kg ha⁻¹ aproximadamente en promedio para el sitio San Isidro y 50 kg ha⁻¹ para los sitios UACJ-Arcilla y Arena. Estas características del agua pudieron haber influido en el proceso de mineralización del N orgánico de los biosólidos y de retención del N inorgánico (NH₄ + NO₃) por las resinas incubadas (Flores *et al.*, 2007), pero es evidente que al restar el N inorgánico del testigo con el tratamiento de biosólidos se obtiene sólo el N proveniente de la descomposición del material orgánico.

Los biosólidos utilizados en este estudio presentaron 71% de humedad, pH de 9.1, CE de 3.4 dS m⁻¹, 1.8825% NTK, 18.9 mg kg⁻¹ de N-NH₄⁺, 0.4 mg kg⁻¹ de N-NO₃⁻, 16% de materia orgánica, 9.3% de carbono orgánico (C/N = 5/1), 1 393 mg kg⁻¹ de fósforo Olsen,

Cuadro 1. Características físicas y químicas de los suelos en los sitios experimentales.

Característica	Sitio experimental		
	UACJ-Arena	San Isidro	UACJ-Arcilla
pH	8.52	8.3	8.71
CE (dS m ⁻¹)	2.18	2.42	4.38
NTK (mg kg ⁻¹)	651	1 281	1 184
P Olsen (mg kg ⁻¹)	16.9	80.9	20.3
Clase textural	Franco arenoso	Franco arcilloso arenoso	Arcilloso

CE = conductividad eléctrica, NTK = nitrógeno total Kjeldahl.

Cuadro 2. Características químicas del agua de riego utilizada en los experimentos.

Sitio experimental	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N inorgánico	pH	Conductividad eléctrica
	----- mg L ⁻¹ -----				dS m ⁻¹
Arena y Arcilla	18.79	0.36	19.15	8.47	0.670 a 0.776
San Isidro	14.09	0.36	14.46	7.54	0.603 a 0.704
Pozo UACJ	0.72	0.36	1.08	7.40	5.472

32 432 mg kg⁻¹ de calcio y 20 479 mg kg⁻¹ de magnesio, estos dos últimos elementos resultaron altos debido a que los biosólidos son estabilizados con óxido de calcio en las plantas de tratamiento de aguas negras (Flores *et al.*, 2007).

Las concentraciones de N mineralizado neto acumulado, obtenidas en el suelo arenoso se observaron similares entre tratamientos incluyendo al testigo. Al inicio del experimento se obtuvieron concentraciones de 23.6 mg kg⁻¹ de N para el testigo y hasta 24.2 mg kg⁻¹ para el tratamiento con la dosis de biosólidos de 600 kg ha⁻¹, pero al final del período de incubación en este tratamiento se obtuvo 62.9 mg kg⁻¹ con una diferencia mayor de 2.7% en relación al testigo (Figura 2). El suelo del sitio San Isidro es franco arcillo-arenoso y se observó la mayor concentración de NH₄⁺ al inicio del período de incubación para el tratamiento de 600 kg ha⁻¹ con 11 mg kg⁻¹, es decir, 77% de diferencia con respecto al testigo sin biosólido, posteriormente se observó pérdida de la concentración de NH₄⁺ del tratamiento más alto obteniéndose una concentración de 1 mg kg⁻¹ (Figura 3). En general, el N acumulado neto obtenido durante los 190 días de incubación de las resinas fue mayor en los tratamientos de 400 y 600 kg ha⁻¹ para los sitios San Isidro y UACJ-Arcilla, pero en San Isidro a partir del día 46 el tratamiento 600 kg NTK ha⁻¹ se incrementó aunque solamente un 6% con respecto al tratamiento más alto manteniéndose así hasta el final de la incubación donde se obtuvo 81 mg kg⁻¹ de N inorgánico acumulado esto con una diferencia de 17% con respecto al testigo sin biosólido (Figura 3).

En el Cuadro 3 se observa que los coeficientes de variación fueron mayores para la variable N inorgánico, lo cual resultó evidente por la variabilidad del N en el suelo que es afectado por la actividad de los microorganismos del suelo, la cual a su vez depende de factores ambientales (Flores *et al.*, 2007; Ross, 1996). Los promedios de N inorgánico acumulado variaron de 48

a 71 mg kg⁻¹, el sitio San Isidro presentó la mayor cantidad de N. Con respecto al peso del suelo en los cilindros, en promedio variaron de 262 a 307 g, lo cual se utilizó para convertir el N atrapado en las resinas a mg kg⁻¹ de suelo. La variación en el peso del suelo entre cilindros puede ser atribuida a la dosis de biosólido que cambia la densidad aparente del suelo al agregar materia orgánica (Brady y Weil, 1996) y otra causa posible fue alguna ligera pérdida de suelo durante los cambios de las resinas en el campo.

El Cuadro 4 muestra la prueba de medias de la prueba de la diferencia mínima significativa (DMS) para las variables N y peso del suelo en cilindros. El Sitio UACJ-Arena no muestra diferencia significativa entre promedios ($P > 0.05$), con valores de N de 60 a 63 mg kg⁻¹ de suelo, es decir no se detectó mineralización significativa de biosólidos con relación al testigo. El peso de suelo resultó ligeramente mayor para la dosis de 600 kg ha⁻¹ de biosólidos, sin embargo eso no afectó la cantidad de N inorgánico.

Aunque el análisis de varianza no mostró efecto significativo para el N inorgánico del sitio San Isidro, la prueba de medias indica efecto significativo y claramente se observa que la cantidad de N inorgánico acumulado aumentó conforme se incrementó la dosis de biosólidos, así el tratamiento mayor de biosólidos (600 kg ha⁻¹) muestra hasta 83 mg kg⁻¹, es decir 23 mg kg⁻¹ más que el testigo. Un efecto similar se observó para el sitio UACJ-Arcilla, donde también la cantidad de N inorgánico se incrementó a medida que la dosis de biosólido aumentó, la dosis mayor de biosólido generó hasta 33 mg kg⁻¹ más N inorgánico que el testigo.

La textura del suelo es una propiedad física muy importante que se relaciona directamente con la actividad microbiana y disponibilidad de nutrientes (Castellanos *et al.*, 2000; Brady y Weil, 1996). La mineralización o descomposición de los biosólidos en el suelo del sitio experimental UACJ-arena fue la más baja. Esto se puede atribuir a la baja retención de humedad del suelo resultando en una disminución de la actividad

Cuadro 3. Análisis de varianza para los datos de nitrógeno inorgánico (N) y peso de suelo (peso) en los cilindros de incubación en los sitios experimentales.

Fuente de variación	UACJ-Arena		San Isidro		UACJ-Arcilla	
	N	Peso	N	Peso	N	Peso
Bloque (prob F)	0.0215*	0.5303	0.0751	0.2025	0.0215*	0.1585
Tratamiento (prob F)	0.9488	0.1065	0.1083	0.8948	0.0042**	0.0246*
CV	9.8	6.1	17.1	6.2	20.1	4.1
Media	61.9	306.7	71.5	268.6	48.4	261.6

$P > F$: *, ** Prueba de F significativa al 0.05 y 0.01 nivel de probabilidad, respectivamente. CV = coeficiente de variación (%), N = N inorgánico acumulado en mg kg^{-1} , Peso de suelo en gramos por cilindro.

microbiana en el suelo arenoso. De tal manera que el N inorgánico captado en las resinas provino en su mayoría del agua de riego, la cual resultó alta en N inorgánico. Los suelos arenosos se caracterizan porque en ellos se lleva a cabo una rápida mineralización del N proteico, el cual se transforma en nitratos preferentemente en los meses de verano y es fácilmente lixiviado. Algunos autores reportan que la nitrificación bruta está negativamente correlacionada con el aumento de la tasa de espacio de poros llenos de agua (Videla *et al.*, 2005; Schjonning *et al.*, 2003).

La mineralización de N se evaluó mediante dos métodos: a) resinas sintéticas de intercambio iónico y b) método de la diferencia con NTK. A través del Método de las Resinas se detectó que la cantidad total del N mineralizado fue diferente significativamente entre tratamientos para el suelo del sitio UACJ-arcilla ($P < 0.01$) y para el suelo franco del sitio San Isidro ($P < 0.10$), pero no así para el suelo UACJ-arena (Figura 2).

La mineralización de N estimada con el modelo exponencial se incrementó conforme se agregaron dosis

Cuadro 4. Promedios de nitrógeno inorgánico y peso de suelo en los cilindros de incubación en los experimentos.

Característica	Tratamiento de biosólidos			
	0	200	400	600
	----- kg ha^{-1} -----			
N- Arena (mg kg^{-1})	61.2 a [†]	62.8 a	60.8 a	62.8 a
Peso- Arena (g)	314.9 a	314.5 a	314.0 a	283.6 b
N- Isidro (mg kg^{-1})	60.3 b	66.6 ab	76.1 ab	82.9 a
Peso- Isidro (g)	265.9 a	272.4 a	271.1 a	264.9 a
N- Arcilla (mg kg^{-1})	33.5 c	39.5 bc	54.4 ab	66.2 a
Peso- Arcilla (g)	264.4 ab	277.4 a	254.5 b	250.0 b

[†] Letras distintas en la misma hilera indican diferencias significativas, según la prueba DMS ($P \leq 0.05$).

mayores de biosólidos en los sitios UACJ-arcilla y San Isidro (Figuras 3 y 4). El Cuadro 5 muestra los valores de los parámetros del modelo de mineralización. Tanto el N potencialmente mineralizable (N_0) como las tasas constantes de mineralización (k) varían entre tratamientos y sitios experimentales. Las tasas constantes (k) estuvieron entre los rangos de 0.0031 a 0.0219 mg N d^{-1} , y los valores de N_0 de 51 a 102 mg kg^{-1} suelo. Esto quiere decir que las tasas de mineralización del N variaron de 0.145 a 0.47 $\text{mg N-NH}_4 + \text{NO}_3 \text{ kg}^{-1}$ suelo d^{-1} . La mineralización de N acumulada observada en campo fue de 82.7 mg kg^{-1} de suelo para la dosis de 600 kg NTK en el suelo de textura franco (San Isidro) y la diferencia con el testigo fue de 22.4 mg kg^{-1} suelo (50 kg N ha^{-1}), lo cual indica que al sumarse 112 kg N ha^{-1} agregados en el agua de riego da un total de 162 kg N ha^{-1} disponibles al cultivo del sorgo forrajero, este balance confirma la respuesta agronómica entre tratamientos descrito previamente.

La falta de mineralización del N en el suelo arenoso puede atribuirse al hecho de que la humedad del suelo fue muy baja durante el periodo de incubación y el N retenido en las resinas se obtuvo del agua residual con la que se regó la parcela la cual contenía en promedio 15 mg L^{-1} de N inorgánico. El sitio UACJ-Arcilla

Cuadro 5. Nitrógeno potencialmente mineralizable del suelo (N_0) y tasa constante de mineralización (k) para los sitios experimentales en el Valle de Juárez, Chihuahua.

Biosólido	Sitio experimental					
	San Isidro		UACJ-Arcilla		UACJ-Arena	
kg ha^{-1}	N_0	k	N_0	k	N_0	k
0	58.74	0.0181	65.2	0.0173	62.81	0.0031
200 [†]	62.31	0.0165	74.86	0.0143	51.08	0.0078
400	58.30	0.0191	79.51	0.0219	60.11	0.01107
600	58.67	0.0182	87.62	0.0191	102.48	0.0055

[†] kg de nitrógeno total como biosólido estabilizado con cal por hectárea.

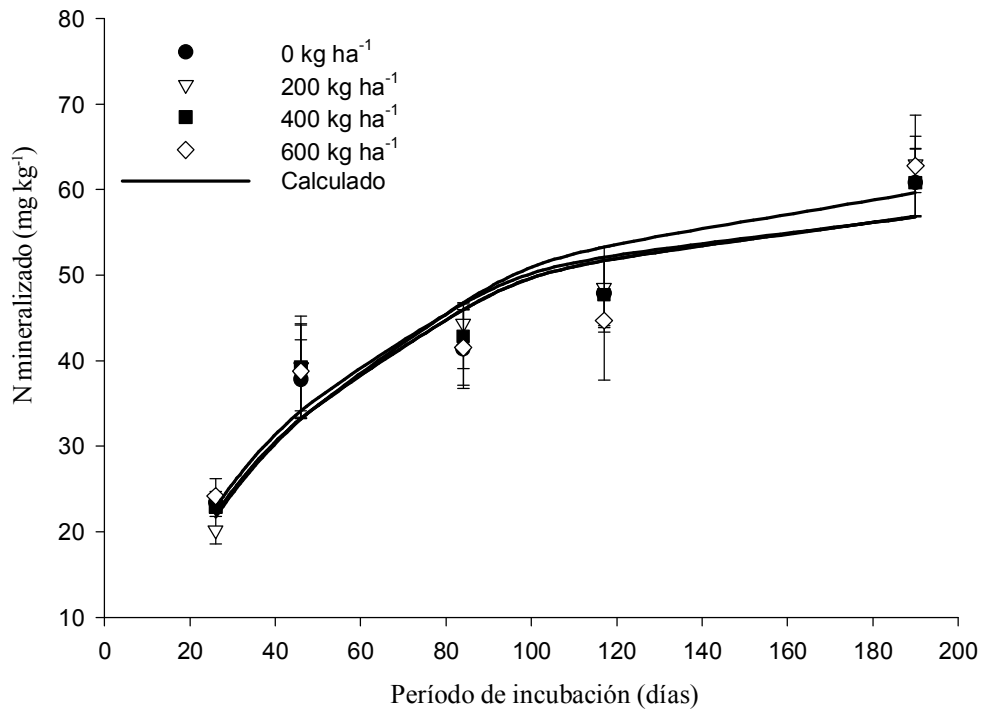


Figura 2. Nitrógeno mineralizado acumulado ($\text{NH}_4 + \text{NO}_3$) para un suelo tratado con biosólidos estabilizados con cal en el sitio experimental UACJ-Arena.

presentó un aumento de 39 mg kg^{-1} , es decir 88 kg ha^{-1} de N para la dosis de 600 kg ha^{-1} al sumar el N agregado en el agua de riego que fue 64 kg ha^{-1} da un total de 152 kg ha^{-1} disponibles al cultivo de alfalfa, además de la capacidad del cultivo para fijar N atmosférico por

simbiosis con *Rhizobium*, por lo que se deduce que pudo haberse satisfecho la demanda nutrimental del cultivo en etapa temprana de desarrollo, ya que la demanda total de N es de 392 kg ha^{-1} (Havlin *et al.*, 1999). La aplicación de biosólidos en dosis de 200 o 600 kg ha^{-1}

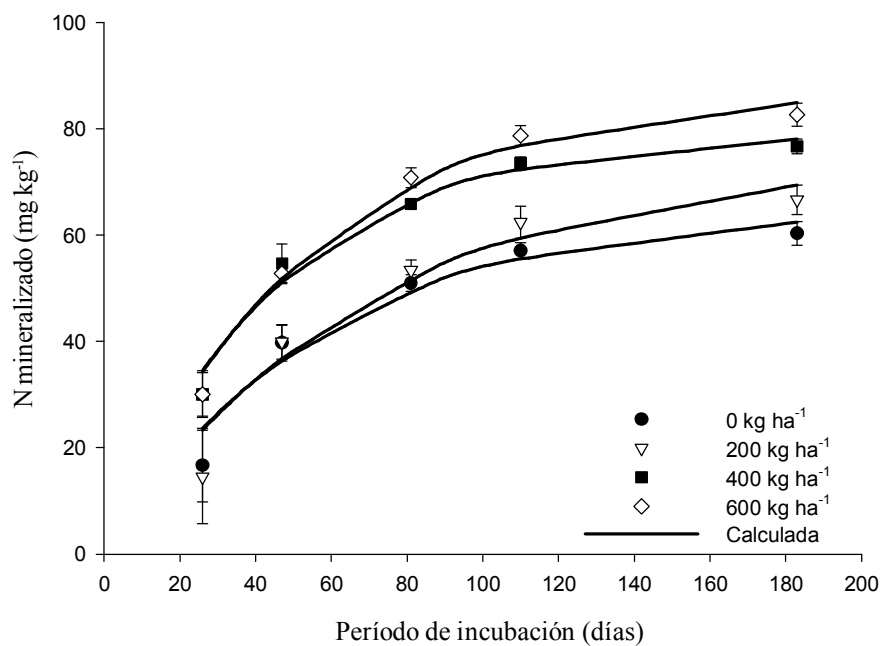


Figura 3. Nitrógeno mineralizado acumulado ($\text{NH}_4 + \text{NO}_3$) para un suelo de textura franca tratado con biosólidos estabilizados con cal en el sitio experimental San Isidro.

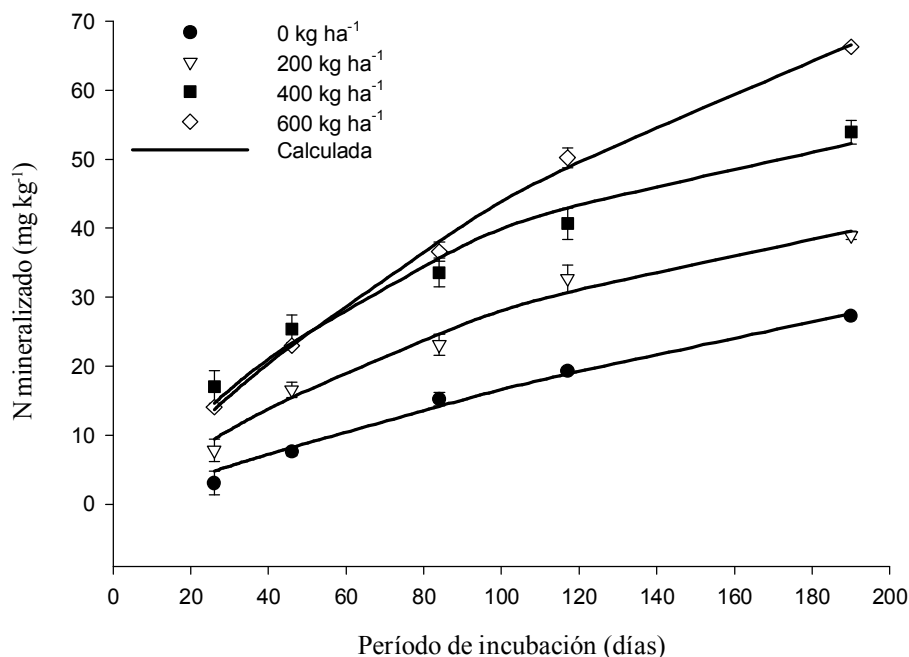


Figura 4. Nitrógeno mineralizado acumulado ($\text{NH}_4 + \text{NO}_3$) para un suelo tratado con biosólidos estabilizados con cal en el sitio experimental UACJ-Arcilla.

en el suelo San Isidro ocasionó un aumento en la mineralización de 6 mg kg^{-1} y 12 mg kg^{-1} en el suelo arcilloso. Esto representa una descomposición del 3% y 6% respectivamente, pero cuando se aplicó la dosis de biosólido de 400 kg ha^{-1} la descomposición fue de 5% y 7% para estos suelos. Otros autores reportaron valores de 23 a 31 mg kg^{-1} de N neto acumulado en suelos similares y en donde los NO_3 fueron la forma predominante del N mineralizado (Karyotis *et al.*, 2002). Las diferencias pueden ser debidas a que el Valle de Juárez se irriga con aguas negras, mientras que los otros autores utilizaron agua de pozo o de río que generalmente es baja en N. Las concentraciones de N mencionadas en este estudio son similares a las reportadas por Flores *et al.* (2007) quienes señalaron hasta 35 mg kg^{-1} en un suelo similar.

La baja mineralización del N observada en el suelo arenoso puede atribuirse al hecho de que el contenido de humedad en este tipo de texturas se reduce rápidamente después del riego (Brady y Weil, 1996), lo cual indica que la actividad microbiana en el suelo pudo haber estado limitada por falta de agua durante el periodo de incubación (Cassman y Munss, 1980). El N retenido en las resinas posiblemente provino del agua residual que de la descomposición del biosólido, ya que este sitio experimental recibió en promedio 64 kg ha^{-1} de N.

Aunque ya se discutieron anteriormente las diferencias significativas entre tratamientos de biosólidos para el contenido de NTK en las tres texturas de suelo ($P < 0.01$), es conveniente señalar que esta información también se utilizó para estimar la mineralización de N por el método de la diferencia en concentraciones de NTK del suelo. La Figura 5 muestra que el suelo arenoso tuvo el contenido de NTK más bajo comparado con los suelos franco y arcilloso. Las diferencias entre el testigo y las dosis crecientes de biosólidos fueron similares al NTK aplicado, es decir, no se detectó mineralización en este suelo. En contraste, los suelos franco y arcilloso presentaron valores similares de NTK y una mineralización de 28% que puede ser interpretado como el N orgánico que se mineralizó durante el periodo de incubación que fue el ciclo agrícola primavera-verano.

No hubo un efecto importante de las tasas de los biosólidos en el contenido de NTK en las tres texturas de suelo ($P < 0.01$). El suelo arenoso tuvo el contenido de NTK más bajo, pero la diferencia más alta entre el testigo y la tasa más alta de biosólido. La diferencia en el contenido de NTK observada entre el testigo y el tratamiento de biosólido fue muy similar al NTK aplicado en el suelo arenoso, pero esta diferencia para el suelo franco fue de 28% que puede ser interpretado como el N orgánico que se descompuso durante

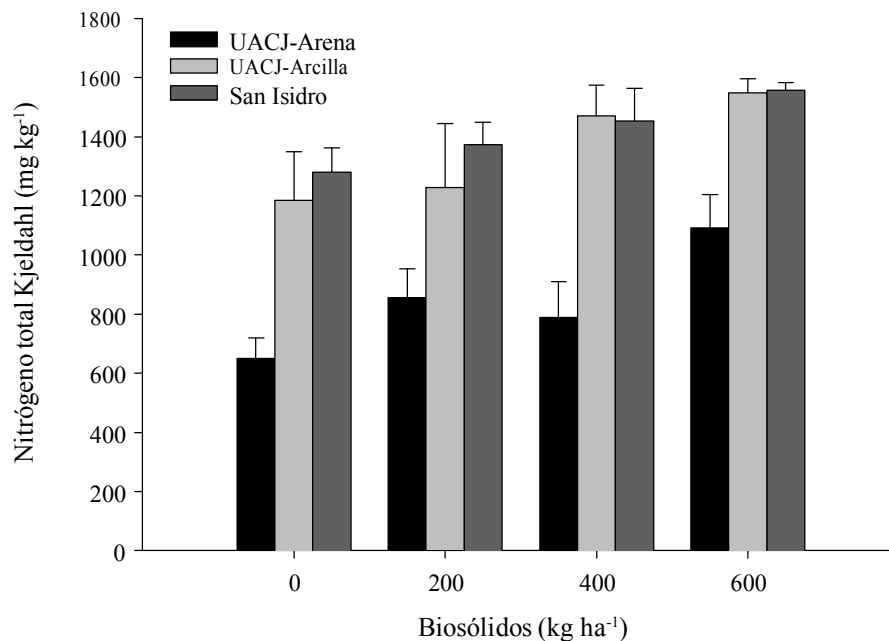


Figura 5. Contenido promedio de nitrógeno total Kjeldahl (NTK) en suelos tratados con biosólidos estabilizados con cal en el Valle de Juárez, Chihuahua. Las barras delgadas indican la desviación estándar.

la temporada del cultivo. Adicionalmente, algunas investigaciones mencionan que la CE del suelo se incrementa con la aplicación de biosólidos en pastizales en Nuevo México y por el contrario el pH del suelo disminuye ligeramente. Resultados similares se han detectado en suelos del Valle de Juárez y El Paso, Texas (Mendoza *et al.*, 2005).

En los experimentos del presente estudio se presentaron diversos factores que influyeron en los resultados obtenidos para los tres diferentes suelos, algunos de estos factores es el agua de riego que se utilizó en las parcelas experimentales, la cual proviene de un sistema de tratamiento primario avanzado y presentó concentraciones de N inorgánico entre 14 y 19 mg L⁻¹ además del N que se aportó con las dosis de biosólidos. La incorporación de las diferentes dosis de biosólidos en cada parcela experimental dio como resultado una mayor concentración de N en forma de NO₃⁻ en los tres tipos de suelos, esto pudo haber sido resultado del proceso de la nitrificación, ya que se pueden transformar entre 10 y 70 kg ha⁻¹ d⁻¹ de N, si las condiciones de humedad y temperatura del suelo son favorables sucedería una transformación casi en su totalidad en nitratos. En climas templados la mineralización neta anual es aproximadamente el 1 a 2% del N total y esto supone una producción de N mineral de unos 40 a 150 kg ha⁻¹ en los primeros 30 cm del suelo.

También la temperatura del suelo y en algunos casos la lluvia que se presentó al final de los experimentos pudo afectar la cantidad de N mineralizado durante el período de primavera-verano. Las temperaturas que se registraron estuvieron en el rango de 25 a 37 °C, se ha documentado que a estas temperaturas la actividad microbiológica es mayor sobre todo después de la lluvia o del riego resultando en que se lleve a cabo la máxima mineralización de materia orgánica (Cassman y Munns, 1980; Brady y Weil, 1996).

CONCLUSIONES

La tasa de mineralización de nitrógeno (N) fue afectada por la textura del suelo y la dosis de biosólidos. Los patrones de mineralización de N variaron conforme la texturas de suelo. La dosis de biosólido de 600 kg ha⁻¹ produjo la más alta mineralización de N en los suelos de arcilla y franco, pero en el sitio de arena no se encontró diferencia significativa. Las tasas constantes (k) variaron entre 0.0031 y 0.0219 mg por día, los valores del N potencialmente mineralizable (N_p) estuvieron entre 51.08 y 102.48 mg kg⁻¹ suelo. La mineralización neta del N en promedio fue 0.145 a 0.47 mg N-NH₄⁺+NO₃⁻ kg⁻¹ por día para los sitios evaluados. El suelo franco presentó la mayor tasa de mineralización de N con 83 mg kg⁻¹, seguido del suelo arcilloso con 66 mg kg⁻¹

suelo. El porcentaje de N mineralizado con el método de las resinas sintéticas estuvo entre 3 y 7% para las dosis evaluadas en los sitios San Isidro y UACJ-Arcilla. La mineralización estimada con el método de la diferencia con base en el análisis de N total Kjeldahl (NTK) del suelo fue de 28% para los sitios San Isidro y UACJ-Arcilla, mientras en el sitio UACJ-Arena no se detectó diferencia significativa. Las ventajas del método de las resinas en cuanto a la medición más controlada de la mineralización de N puede justificar la utilización de una tasa de 10% de mineralización como primera aproximación para cálculos de dosis de biosólidos estabilizados con cal para su aplicación a nivel comercial.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Secretaría de Educación Pública (SEP) a través del Programa de Mejoramiento del Profesorado (PROMEP) el apoyo financiero para el estudio; a la Universidad Autónoma de Ciudad Juárez (UACJ) por la infraestructura de laboratorios, los terrenos del Rancho Universitario en Praxedis G. Gro. y el esfuerzo de los trabajadores en el deshierbe y riegos de las parcelas experimentales; al Sr. David Realivazquez por facilitar su terreno y apoyo de maquinaria para el presente proyecto de investigación.

LITERATURA CITADA

- Aguilar S., A., J. D. Etchevers B. y J. Castellanos. 1987. Análisis químico para evaluar la fertilidad del suelo. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. Chapingo, México.
- Brady, N. C. and R. R. Weil. 1996. The nature and properties of soils. Prentice Hall. Upper Saddle River, NJ, USA.
- Bremner, J. M. 1996. Methods of soil analysis Part 3. Regular Kjeldahl method using block digester. Soil Science Society of America Book Series. American Society of Agronomy. Madison, WI, USA.
- Cassman, K. G. and D. N. Munns. 1980. Nitrogen mineralization as affected by soil moisture, temperature, and depth. Soil Sci. Soc. Am. J. 44: 1233-1237.
- Castellanos, J. Z., J. X. Uvalle y A. Aguilar S. 2000. Manual de interpretación de análisis de suelos y aguas. Instituto de capacitación para la productividad agrícola. México, D. F.
- Eghball, B., B. J. Wienhold, J. E. Guillery, and R. A. Eigenberg. 2002. Mineralization of manure nutrients. J. Soil Water Conserv. 57: 470-473.
- Evanylo, G. K. 1999. Agricultural land application of biosolids in Virginia: Managing biosolids for agricultural Use. Extension specialist, Department of Crop and Soil Environmental Sciences, Virginia Tech. Blacksburg, VA, USA.
- Figueroa V., U., M. A. Flores O., M. Palomo R., B. Corral D. y J. P. Flores M. 2008. Uso de biosólidos estabilizados con cal como fertilizante orgánico en algodónero para el Valle de Juárez, Chihuahua. Ciencia en la Frontera: Rev. Ciencia Tecnol. UACJ 6: 1-13.
- Flores M., J. P. 2007. Resinas de intercambio iónico para evaluar la mineralización de nitrógeno en suelos tratados con abonos orgánicos. pp. 386-412. In: Salazar *et al.* (eds.). Uso de abonos orgánicos e inocuidad. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo (SMCS), Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), Torreón, Coah., México.
- Flores M., J. P., B. Corral D. y G. Sapien M. 2007. Mineralización de nitrógeno de biosólidos estabilizados con cal en suelos agrícolas. Terra Latinoamericana 25: 409-417.
- Flores M., J. P., G. Sapien M., B. Corral D. y U. Figueroa V. 2008. Calidad nutricional de avena forrajera en suelos tratados con biosólidos y agua residual en el Valle de Juárez, Chihuahua. Ciencia en la Frontera: Rev. Ciencia Tecnol. UACJ. 6: 107-117.
- Havlin, J. L., J. D. Beaton, S. L. Tisdale, and W. L. Nelson. 1999. Soil fertility and fertilizers: an introduction to nutrient management. Prentice Hall. Upper Saddle River, NJ, USA.
- Jacobs, W. L. and Mc Creary, D. S. 2001. Utilizing biosolids on agricultural land. Extension bulletin E-2781. Department of Crop and Soil Sciences Michigan State University. Grand Rapids, MI, USA.
- Jarvis, S. C., E. A. Stockdale, M. A. Shepherd, and D. S. Powlson. 1996. Nitrogen mineralization in temperate agricultural soils: processes and measurement. Adv. Agron. 57: 187-235.
- JMAS (Junta Municipal de Agua y Saneamiento de Ciudad Juárez, Chihuahua). 2006. Datos anuales de producción de biosólidos de las plantas tratadoras de aguas residuales sur y norte. Datos proporcionados por la dirección técnica de la JMAS. <http://www.jmasjuarez.gob.mx> (Consulta: marzo 28, 2010).
- Karyotis, T., A. Panoras, and M. Tziouvalekas. 2002. Incubation experiments on net N mineralization in sandy soils of Northern Greece. 17th World Congress of Soil Science. Bangkok, Thailand.
- Kolberg, R. L., B. Rouppe, D. G. Westfall, and G. A. Peterson. 1997. Evaluation of an in situ net soil nitrogen mineralization method in dryland agroecosystems. Soil Sci. Soc. Am. J. 61: 504-508.
- Mendoza, C., N. W. Assadian, and W. Lindemann. 2005. The fate of nitrogen in a moderately alkaline and calcareous soil amended with biosolids and urea. Chemosphere 63: 1933-1941.
- Mulvaney, R. L. 1996. Nitrogen-inorganic forms. pp. 1129-1139. In: D. L. Sparks (ed.). Methods of soil analysis, part 3. Chemical methods. Soil Science Society of America. Madison, WI, USA.
- Pratt, P. F., F. E. Broadbent, and J. P. Martin. 1973. Using organic wastes as nitrogen fertilizers. Calif. Agric. 27: 10-13.
- Rogers, B. F., U. Krogmann, and L. S. Boyles. 2001. Nitrogen mineralization rates of soils amended with non-traditional organic wastes. Soil Sci. 166: 353-363.
- Ross, S. 1989. Soil processes: a systematic approach. Chapman and Hall. New York, NY, USA.
- SAS, Institute. 1997. SAS/STAT. User guide's Guide, version 6, fourth edition, vol. 2, SAS Institute. Cary, NC, USA.
- Schjonning, P., I. K. Thomsen, P. Moldrup, and B. T. Chistensen. 2003. Linking soil microbial activity to water and air phase contents and diffusivities. Soil Sci. Soc. Am. J. 67: 156-165.

- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos naturales). 2002. Proyecto de Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-004-ECOL-2001, Protección ambiental.- Lodos y biosólidos.- Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. México, D. F.
- Stanford, G. and S. J. Smith. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 36: 465-472.
- USEPA (United States Environment Protection Agency). 1999. Biosolids generation, use, and disposal in the United States. Municipal and industrial solid waste division, Office of Soil Waste. EPA530-R-99-009. Washington, DC, USA.
- Videla X., A. M. Parada, A. Nario, I. Pino y R Hood. 2005. Efecto del contenido de agua en la mineralización bruta e inmovilización de nitrógeno. *Agric. Téc. Chile* 65: 74-78.