

EFFECTO SOBRE LA CUBIERTA VEGETAL DE LA APLICACIÓN DE RESIDUOS ORGÁNICOS URBANOS EN UN SUELO DEGRADADO DE LA COMUNIDAD DE MADRID

SUSANA GARCÍA*, GABRIELA CUEVAS*, FERNANDO MARTÍNEZ* E INGRID WALTER*

RESUMEN

Se ha realizado una experiencia de campo para evaluar el efecto de diferentes dosis de residuos orgánicos urbanos (biosólidos y RSU) aplicados en superficie sobre la cubierta vegetal de un suelo degradado del sudeste de la Comunidad Autónoma de Madrid.

Los parámetros determinados fueron: producción de biomasa aérea, porcentaje de cobertura vegetal total y número de especies (riqueza), a los 12, 15 y 18 meses de la aplicación de los residuos.

Desde el punto de vista de recuperación de suelos degradados, los resultados obtenidos nos indican que las dosis de 40 y 80 Mg ha⁻¹ de biosólido son las más adecuadas, ya que producen un buen desarrollo de la vegetación, lo que conlleva una mayor biomasa aérea y cobertura vegetal. Por otro lado, el número de especies vegetales se mantienen o se incrementan frente al control (suelo sin enmendar).

Palabras clave: Biosólidos, residuos sólidos urbanos, biomasa aérea, cobertura vegetal, riqueza de especies.

SUMMARY

A field experience has been carried out in order to evaluate the different organic urban wastes rates (biosolids and municipal solid wastes) applied superficially in a degraded soil from the Southeast in the Autonomous Region of Madrid.

The parameters determined were: plant biomass, total plant canopy cover 12, 15 and 18 months after the wastes application.

From a restoration point of view of degraded soils, the results obtained show that 40 and 80 Mg · ha⁻¹ of biosolids are the most suitable rates, because they produce a great plant development, plant biomass and plant canopy cover. Besides, the number of species keeps itself or increase in comparison with the control plot (soil without amendment).

Key words: biosolids, municipal solid wastes, plant biomass, plant canopy cover, number of species.

* Departamento de Uso Sostenible del Medio Natural, INIA. Apdo. de correos 8111. 20080 Madrid.

Recibido: 20/09/99.

Aceptado: 17/11/99.

INTRODUCCIÓN

Los procesos de degradación de suelos en España tienen una especial relevancia en aquellos ambientes mediterráneos que pueden conducir a suelos áridos (FORTUN & FORTUN, 1995). Concretamente, en la Comunidad de Madrid hay una alta concentración de población y de actividades, que ocasiona un fuerte impacto sobre el entorno dando lugar a una importante degradación. La ausencia de vegetación, propiciada por esta degradación, es una de las causas que tiende a empeorar la situación. De forma que, al producirse lluvias sobre un suelo degradado (sin vegetación) éstas resultan más erosivas y, así, aumenta el riesgo de pérdida de suelo. La restauración de la cubierta vegetal es una de las medidas que se deberían adoptar lo antes posible para paliar el problema.

La aplicación de residuos orgánicos urbanos como enmienda orgánica, es una alternativa de bajo coste para su gestión. Estos residuos presentan un alto contenido en materia orgánica y puede ser una fuente de N y P más eficaz que la de los fertilizantes inorgánicos, ya que la liberación de estos elementos en el suelo es gradual; de este modo, se disminuye el riesgo de contaminación, principalmente por nitratos.

Diversos estudios han demostrado que la aplicación de residuos orgánicos (biosólidos y residuos sólidos urbanos) en los suelos produce una mejora en las propiedades físicas, químicas y biológicas de los mismos (AGUILAR *et al.*, 1994; DÍAZ & POLO, 1994; WALTER *et al.*, 1994; GARCÍA, 1996; LINDSAY & LOGAN, 1998). Sin embargo, existen muy pocos estudios sobre los efectos que pueden producir estos residuos sobre la vegetación autóctona (PIERCE *et al.*, 1998; ALCÁÑIZ *et al.*, 1999). Así, la utilización de estos residuos puede resultar una buena estrategia para la recuperación y rehabilitación de suelos; además de reutiliza un subproducto, que si se acumula masivamente produce efectos desfavorables sobre el medio ambiente.

En el presente trabajo se evaluó el efecto de diferentes dosis de biosólido y residuo sólido urbano aplicados en superficie y de una sola vez a un suelo degradado de la Comunidad de Madrid, sobre

la cobertura vegetal total, producción de biomasa aérea y riqueza de la comunidad vegetal autóctona a partir del año de su aplicación.

MATERIAL Y MÉTODOS

La zona de estudio se encuentra ubicada en la finca denominada Gózquez de Arriba, que pertenece al término municipal de San Martín de La Vega, en el área SE de la Comunidad de Madrid, incluida en la subcuenca del Jarama.

Las precipitaciones son en general escasas, con una media anual de 400 mm, con máximos en primavera y otoño. La temperatura presenta grandes oscilaciones a lo largo del año (-12 °C hasta 42 °C), siendo la temperatura media anual de 14,6 °C. (Estación meteorología Getafe «Base Aérea»). El tipo climático es mediterráneo semiárido continental, con régimen térmico continental cálido y régimen de humedad mediterráneo semiárido según Papadakis, y clasificado por ALLUE (1990) como continental occidental semiárido. El área se encuentra enclavada dentro de la zona de margas y calizas. El suelo se clasifica según la FAO (1990) como *Leptosoles Réndisicos* (incluidos como *Lithic xerorhents* en Soil Taxonomy). Estos suelos presentan una evolución de baja a moderada y son muy susceptibles a la erosión. Según el mapa de estados erosivos de la Cuenca Hidrográfica del Tajo, las pérdidas de suelo son del orden de 12-25 Mg ha⁻¹ al año. La vegetación potencial corresponde a la facción típica de la serie mesomediterránea manchega y aragonesa basófila de la encina (*Bupleuro rigidiquerceto rotundifoliae sigmetum*) (RIVAS-MARTÍNEZ, 1987). La explotación por parte del hombre ha producido cambios drásticos en la vegetación del área de estudio a lo largo de los años, de forma que en lugar de encontrarnos con la vegetación potencial de esta zona, lo que nos aparecen son otras unidades de vegetación diferentes. Concretamente en el área de este estudio no existe vegetación de tipo arbóreo y arbustivo (a excepción de algunos caméfitos de pequeño porte), lo que indica la elevada presión que se ha ejercido sobre estos terrenos y la degradación tan acusada que los caracteriza.

La parcela de este estudio está ubicada en una ladera con moderada pendiente (6-8%). Esta se dividió en cuatro bloques, situados cada uno de ellos a una altura diferente a lo largo de la ladera. Cada bloque presenta 8 parcelas de 30 m² (10 m x 3 m), lo que en total hacen 32 parcelas. Las parcelas están separadas entre sí por zanjas y pasillos (de 3 metros de ancho, entre parcelas y entre bloques) para evitar contaminaciones.

En marzo de 1997 se aplicaron en superficie los siguientes tratamientos: 0, 20, 40, 80 y 120 Mg ha⁻¹ de biosólido (B) y 40, 80 y 120 Mg ha⁻¹ de compost de residuo sólido urbano (RSU), ambos en peso seco. La distribución de las parcelas dentro de los bloques fue al azar. B procede de la planta depuradora de aguas residuales La China, (Madrid) y corresponde a un lodo de digestión anaerobia y RSU procede de la planta de tratamiento de Valdemingómez (Madrid), y corresponde a la fracción orgánica de las basuras domésticas compostadas.

En las tablas 1, 2 y 3 se encuentran los valores medios de las principales propiedades químicas del suelo (0-15 cm de profundidad), antes de la aplicación de los residuos, las características químicas de los residuos utilizados y los valores medios de los

TABLA 1
PARÁMETROS QUÍMICOS DEL SUELO PREVIO A LA APLICACIÓN DE LOS RESIDUOS, (VALOR MEDIO Y DESVIACIÓN ESTÁNDAR)
[CHEMICAL SOIL PROPERTIES BEFORE THE WASTES APPLICATION (MEAN VALUE AND STANDARD DESVIATION)]

Parámetros	X ± σ
pH (1:2.5) H ₂ O	8.27 ± 0.07
C.E. (25 °C)	0.137 ± 0.009
M.O. oxidable	g Kg ⁻¹ 33.5 ± 4.2
N total	g Kg ⁻¹ 2.1 ± 0.5
CaCO ₃	g Kg ⁻¹ 475.6 ± 137.1
P asimilable	mg Kg ⁻¹ 7.86 ± 1.23
K asimilable	mg Kg ⁻¹ 203 ± 35.1
Zn total	mg Kg ⁻¹ 23.07 ± 5.31
Pb total	mg Kg ⁻¹ 36.56 ± 3.89
Cd total	mg Kg ⁻¹ 0.54 ± 0.20
Ni total	mg Kg ⁻¹ 7.14 ± 1.78
Cr total	mg Kg ⁻¹ 10.15 ± 2.16
Cu total	mg Kg ⁻¹ 6.44 ± 1.23
Textura	Franco-arenosa

TABLA 2
CARACTERIZACIÓN ANALÍTICA DE LOS RESIDUOS ORGÁNICOS EMPLEADOS
[MAIN PARAMETERS OF THE ORGANIC WASTES APPLIED]

Parámetros	Biosólido	RSU
pH (1:2.5) H ₂ O	8.6	6.7
C.E. (1:5) dS m ⁻¹	1.457	9.5
C g Kg ⁻¹	252.7	331.7
N g Kg ⁻¹	24.5	17.7
P asimilable mg Kg ⁻¹	613.07	47.49
P total g Kg ⁻¹	10.63	3.73
Zn total mg Kg ⁻¹	445.15	334.11
Pb total mg Kg ⁻¹	252.31	193.05
Cd total mg Kg ⁻¹	0.58	1.48
Ni total mg Kg ⁻¹	15.3	21.62
Cr total mg Kg ⁻¹	48.5	32.88
Cu total mg Kg ⁻¹	174.17	203.35
Fe total mg Kg ⁻¹	8.13	10.73

resultados obtenidos según los tratamientos seguidos al año de la aplicación de los residuos orgánicos, respectivamente (BLÁZQUEZ *et al.*, 1999).

Para el muestreo de la vegetación se ha elegido el modelo parcialmente al azar (MONTES & RAMÍREZ-DÍAZ, 1978), que recoge parte de los muestreos sistemático y aleatorio. Siguiendo este modelo el área de estudio (30 m²) fue distribuida en partes de forma regular y en cada subdivisión el muestreo se realizó al azar, repitiéndose el mismo procedimiento para todas las parcelas. De esta forma cada punto en el área tiene una mayor probabilidad de ser muestreado, y los datos son válidos para su tratamiento estadístico. La unidad de muestreo fue un cuadrado de 0.048 m² (0.22 m x 0.22 m). Este tamaño entra en el rango empleado generalmente para herbazales y pastizales. En cada parcela se muestrearon 16 cuadrados, para medir las variables presencia/ausencia de cada especie y su cobertura, y 4 cuadrados del mismo tamaño para determinar la biomasa vegetal aérea.

Los muestreos se realizaron a los 12, 14 y 18 meses desde la aplicación de los residuos orgánicos, que corresponden con los meses de marzo, mayo y septiembre de 1998, respectivamente.

En cada época de muestreo se registraron los datos de presencia/ausencia de las especies encontradas anotando el número de especies presentes en el

TABLA 3
 PRINCIPALES PARÁMETROS QUÍMICOS DEL SUELO SEGÚN LOS DIFERENTES TRATAMIENTOS
 AL AÑO DE LA APLICACIÓN DE LOS RESIDUOS
 [CHEMICAL SOIL PROPERTIES ONE YEAR AFTER THE WASTES APPLICATION]

Parámetros	Control	Biosólido				Compost de RSU			
		20	40	80	120	40	80	120	
pH (1:2.5) H ₂ O	8.0	8.0	7.8	7.9	7.8	8.0	7.9	7.9	
C.E. 25 °C dS m ⁻¹	0.148	0.150	0.167	0.182	0.213	0.193	0.245	0.292	
N.O ¹	g Kg ⁻¹	39.1	37.1	35.0	38.8	36.9	37.5	42.5	45.1
N total	g Kg ⁻¹	2.3	2.0	2.1	2.5	2.3	2.5	2.8	2.5
P ²	mg Kg ⁻¹	11.0	18.2	45.4	76.0	89.4	13.5	17.3	19.7
K ²	g Kg ⁻¹	250	191	234	242	257	410	468	550
Zn ³	mg Kg ⁻¹	22.69	24.46	19.25	26.08	27.64	23.01	33.37	32.97
Pb ³	mg Kg ⁻¹	34.31	38.11	29.34	39.34	43.67	37.05	46.39	43.98
Cd ³	mg Kg ⁻¹	0.52	0.51	0.52	0.55	0.58	0.53	0.56	0.57
Ni ³	mg Kg ⁻¹	7.26	8.55	8.43	8.92	8.97	8.24	7.65	8.51
Cr ³	mg Kg ⁻¹	12.30	11.96	11.48	11.49	11.10	10.31	9.71	12.61
Cu ³	mg Kg ⁻¹	5.38	5.78	5.44	6.04	18.45	10.01	15.68	12.48

1: Materia orgánica oxidable; 2: asimilables; 3: total

área determinada (riqueza), para ello se realizó un reconocimiento de la flora del área de estudio, de las especies existentes y de su morfología (GARCÍA, 1985; POLUNIN, 1989; RIVERA & OBÓN, 1991; BONNIER & DE LAYENS, 1993; LÓPEZ, 1995; GARCÍA, 1996; GONZÁLEZ, 1997). La cobertura total se obtuvo registrando primero la cobertura de cada especie encontrada y determinando el porcentaje que ocupaban en cada unidad de muestreo, la suma de éstos porcentajes nos da el porcentaje de la cobertura total. A causa del solapamiento de las distintas especies en algunos casos la cobertura vegetal puede exceder el 100%.

La producción de biomasa aérea (g m⁻²) se determinó cortando la vegetación existente a ras de suelo y secándola a 60 °C en estufa hasta peso constante determinando posteriormente el peso seco.

Se colocaron estacas indicativas para muestrear las mismas superficies en cada una de las parcelas a lo largo del tiempo.

Todos los datos obtenidos, porcentaje de cobertura general, riqueza (n.º de especies), biomasa (g peso seco m⁻²) han sido tratados estadísticamente, mediante análisis de la varianza (ANOVA) y pruebas de la diferencia mínima significativa (LSD) a P<0.05. Antes de realizar los análisis de la varianza se ha comprobado la normalidad, la igualdad de varianzas (homocedasticidad) de los

grupos y la independencia en la extracción de muestras. Los datos de % de cobertura de las especies presentaban heterocedasticidad entre los grupos, por lo que se realizó la transformación raíz cuadrada cuando los porcentajes oscilaban entre 0 y 20% (TORRIE, 1985); según indican ESCUDERO *et al.* (1994), los efectos de esta transformación (raíz cuadrada) se relacionan con la atenuación de la influencia de las especies dominantes. En los casos en que la diferencia era mayor de 20% (para los datos de cobertura) se realizó transformación logarítmica. Por otro lado, se realizó la transformación raíz cuadrada de y + 1/2 para los valores de riqueza (y), transformación recomendada cuando los valores son menores a 10 (TORRIE, 1985). Después, se comprobó mediante el test de LEVENE que los datos transformados sí contemplaban el supuesto previo de igualdad de varianzas para poder realizar los ANOVA correspondientes en cada caso. Para estos análisis, el programa informático utilizado ha sido el STATGRAPHICS (entorno Windows).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Biomasa

En la tabla 4 se encuentran reflejadas las medias de biomasa aérea producida por la vegetación

existente en las diferentes épocas de muestreo para los distintos tratamientos. Se han encontrado diferencias significativas para las medias, en marzo, mayo y septiembre entre las parcelas enmendadas y control y, como era de esperar, se registra una mayor producción de biomasa en el mes de mayo que en los otros dos muestreos, coincidiendo con el mayor desarrollo de la vegetación durante la época primaveral.

En el muestreo realizado en marzo, un año después de la aplicación de los residuos, las diferencias significativas con el control sólo se producen para el tratamiento B40, cuya producción se duplica. En los tratamientos RSU80 y RSU120 la cantidad de materia vegetal producida son inferiores estadísticamente frente a los tratamientos B20, RSU40 y B80. Hay que señalar que, al realizar este muestreo, se detectó *de visu* que en los tratamientos con dosis medias y altas (80 y 120 Mg ha⁻¹) aparecía una capa superficial de residuos sin mineralizar (de aproximadamente 0,5 cm de espesor), siendo más acentuada en el caso de RSU, que posiblemente fuera una barrera física para la emergencia de la vegetación.

En el muestreo realizado en mayo todos los tratamientos con residuos favorecen la producción de una mayor cantidad de materia vegetal frente al control. Las diferencias significativas aparecen entre el control y las tres dosis más altas de biosólido (B40, B80 y B120) y entre el control y el tratamiento RSU120. Los tratamientos B40 y B80 son, principalmente, los que presentan una mayor cantidad de biomasa aérea. En el muestreo de septiembre, los tratamientos con ambos residuos producen más biomasa frente al control,

presentando la misma tendencia que en mayo, donde los tratamientos B40 y B80 presentan los valores más elevados.

Los tratamientos con RSU presentan, en general, una respuesta más atenuada de producción de materia seca que los tratamientos con B. Esto se debe, principalmente, a algunas características diferenciales de los residuos empleados. El biosólido posee mayor concentración de N y P frente al RSU (Tabla 2). Además, la mineralización de la materia orgánica es más lenta en el caso del RSU que en el B, ya que este último residuo no está compostado. El proceso de compostaje provoca que la materia orgánica esté en forma más estable (COSTA *et al.*, 1991), con lo que el N ligado a la materia orgánica se libera más lentamente. El biosólido que se aplicó sin compostar tiene una materia orgánica más lábil y, por ende, la mineralización es más rápida; en consecuencia el N orgánico que pasa a formas asimilables por la planta es más inmediato (AYUSO *et al.*, 1992). La eficacia del N de los residuos orgánicos, aumenta con el tiempo que éstos están en el suelo, actuando como fertilizante de acción gradual y residual, por tanto, el aporte de N permite un aumento de la producción vegetal continuado a lo largo del tiempo, favoreciendo el desarrollo de vegetación en distintas épocas del año, que variará según la fenología de las especies de flora.

En la figura 1 se representa la biomasa total producida en los tres muestreos por los diferentes tratamientos realizados. En ella se observa con toda claridad la mayor biomasa total producida por B frente a RSU, y que las dosis de B40 y B80

TABLA 4
VALOR MEDIO DE LA BIOMASA PRODUCIDA POR LA VEGETACIÓN (g m⁻²) SEGÚN LOS TRATAMIENTOS
[MEAN VALUE OF PLANT BIOMASS PRODUCTION (g m⁻²) IN THE DIFFERENT TREATMENTS]

Muestreos	Control	Biosólido Mg ha ⁻¹				RSU Mg ha ⁻¹		
		20	40	80	120	40	80	120
Marzo	110 bc	155 b	268 a	158 b	91 bc	163 b	63 c	35 c
Mayo	153 e	384 d	977 a	923 ab	701 bc	302 de	357 de	490 cd
Septiembre	201 d	393 bc	602 ab	964 a	553 b	284 d	429 bc	597 b

Valores medios seguidos de una misma letra, dentro de una misma fila no son diferentes significativamente (p≥0.05).

[Means, within the same line followed by the same letter are not significantly different (p≥0.05)].

son las que producen mayor cantidad de materia seca.

Riqueza

En la figura 2 se representa la riqueza de especies en los diferentes tratamientos para los tres muestreos realizados. Se observa que en el mes de marzo, la riqueza de especies aumenta en las dosis más bajas de los residuos orgánicos aplicados. Se produce una mayor riqueza para los tratamientos B20, B40 y RSU40, siendo diferentes significativamente los dos primeros tratamientos respecto al control y al resto de los tratamientos realizados; mientras que presentan un menor número de especies aquellos tratamientos con las dosis más altas de ambos residuos (B120 y RSU120). En el mes de mayo, se observa un mayor número de especies en las dosis bajas y medias B20, B40 y B80 y RSU80. En los tratamientos con dosis altas la riqueza de especies obtenidas es menor, pero no representan diferencias significativas frente al control. En el mes de septiembre, se observa que hay un mayor número de especies en los mismos tratamientos que en mayo y en el tratamiento RSU40, pero solamente este aumento es diferente estadísticamente en el tratamiento B20 frente al control. En general, se observa que las dosis más bajas de ambos residuos presentan un efecto más favorable en la riqueza de las especies (B20, B40 y RSU40), mientras que las más altas provocan una disminución de esta, especialmente B120. Esto último, coincidiría con los

estudios realizados por BIONDINI & REDENTE (1986), que observaron que en presencia de un estímulo (112 Kg de N ha⁻¹) el número de especies disminuía, mientras que la producción vegetal aumentaba. Para las dosis más bajas de los residuos utilizados, el aporte de elementos nutritivos no resulta excesivo como para favorecer la competencia de unas especies (ávidas de N) frente a otras, sin propiciar, en consecuencia, un desplazamiento de aquellas especies que requieren N en menores cantidades. Gracias al aporte de los nutrientes esenciales por parte de los residuos, cuando las dosis de adición no son elevadas, éstos pueden contribuir al desarrollo de especies de flora que presenten diferentes requerimientos REDENTE *et al.* (1992), además de favorecer que el crecimiento vegetal se produzca más rápidamente y en mayor medida que cuando no son utilizados estos residuos orgánicos.

Cobertura de la vegetación

En la figura 3 se observa el % de la cobertura total de la vegetación en marzo, mayo y septiembre, para cada tratamiento. En el muestreo de marzo, se ve un mayor % de cobertura vegetal, que es significativamente diferente al control en los tratamientos B20 y B40. Los tratamientos RSU80 y RSU120 presentan una menor cobertura frente al control (p≥0.05), que podría deberse, según se ha señalado anteriormente, a la presencia de una capa todavía distinguible de residuos en la superficie del suelo sin transformar. También hay una menor cobertura y con diferencias

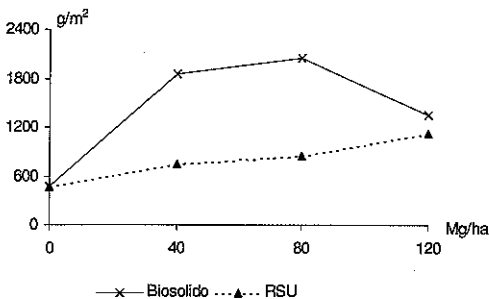
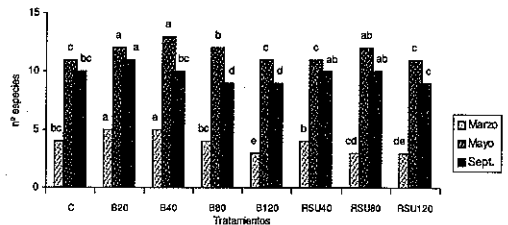
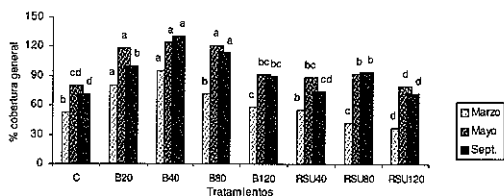


Fig. 1. Producción total de biomasa aérea según los diferentes tratamientos. [Total plant biomass in the different treatments.]



Baras con las mismas letras dentro de la misma fecha de muestreo no son significativamente diferentes (p≥0.05). [Bars with same letters within the same sample period of time, are not significantly different (p≥0.05).]

Fig. 2. Número de especies vegetales según los tratamientos en las tres fechas de muestreo. [Number of vegetal species for the different treatments.]



Barros con las mismas letras dentro de la misma fecha de muestreo no son significativamente diferentes ($p \geq 0.05$). [Bars with same letters within the same sample period of time, are not significantly different ($p \geq 0.05$).]

Fig. 3. Cobertura vegetal total (%) obtenida según los diferentes tratamientos en las tres fechas de muestreo. [Total plant cover (%) in the different treatments.]

significativas frente al control para la dosis B120. En mayo el control presenta una menor cobertura frente a todos los tratamientos a excepción de RSU120, pero estadísticamente sólo hay aumentos significativos en las dosis B20, B40, B80 y RSU80. En el mes de septiembre el control presenta una menor cobertura frente a todos los tratamientos, siendo diferente significativamente respecto a todos ellos, excepto frente a RSU40 y RSU120.

En los tres muestreos, los tratamientos con biosólido son los que presentan valores superiores de cobertura general (excepto B120 en marzo) respecto al control y, en la mayoría de los casos, respecto a los RSU. LOFTIN & AGUILAR (1994) observaron que la cobertura vegetal se incrementa significativamente con la aplicación de biosólidos en zonas semiáridas cuando no se produce limitación por las precipitaciones; que fue lo ocurrido en el presente estudio ya que en el año de estudio las precipitaciones fueron superiores a la media.

Los tratamientos con RSU en marzo no suponen una mejora significativa frente al control, pero en mayo y septiembre la dosis media (RSU80) sí resulta favorable al establecimiento de una buena cobertura y, además, ésta es significativamente diferente.

CONCLUSIONES

El efecto de la aplicación superficial de residuos orgánicos urbanos (biosólidos y residuos sólidos

urbanos) sobre la cobertura vegetal de un suelo degradado, tipo *Leptosoles Réndricos*, bajo clima semiárido al partir del año de su aplicación pone de manifiesto, según los resultados obtenidos, que el tratamiento B40 es el que más incrementa la biomasa aérea, la cobertura general y, además, favorece un aumento del número de especies frente al control en los tres muestreos estudiados. Esto vendría a indicarnos que la dosis de 40 Mg ha⁻¹ de biosólido podría ser la más beneficiosa para el óptimo desarrollo de las especies de esta zona.

En cambio, para dosis superiores si bien la producción de biomasa y cobertura general aumentan, el número de especies (riqueza) disminuye. Probablemente se deba a que esta dosis favorezca el desarrollo de unas especies de flora frente a otras, desplazando las más oportunistas al resto. Resultados similares se obtuvieron en un experimento de aplicación de biosólidos para la recuperación de suelos por FRESQUEZ *et al.* (1990) que observaron una disminución de la riqueza de especies y de la diversidad y un aumento de la cobertura y de la producción de biomasa en aquellos suelos que fueron tratados con biosólidos. Los resultados obtenidos son consistentes con la hipótesis de TILMAN (1982) que sugiere que especies con crecimiento óptimo a niveles altos de nutrientes crecen rápidamente y evitan la competencia de otras especies.

En consecuencia, con vistas a la recuperación del suelo estudiado, dosis comprendidas entre 40 y 80 Mg ha⁻¹ de los residuos utilizados parecen ser las más adecuadas, ya que producen un buen crecimiento de la vegetación, biomasa y cobertura, y a su vez no perturban en gran medida el desarrollo de las diferentes especies (riqueza). Esto puede suponer una mejora en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo lo que va a contribuir en gran medida a evitar la erosión del mismo. No obstante, los resultados obtenidos no son aún concluyentes, debido al corto tiempo del estudio, pero pueden considerarse orientativos y como base de posteriores estudios. De todas formas, es necesario evaluar, en el futuro, las posibles modificaciones a medio y largo plazo.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Rosa Calvo del Servicio de Biometría del INIA por su ayuda en la realización de los análisis estadísticos. Agradecen, tam-

bién a la Consejería del Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid por permitirnos realizar este estudio dentro de la Finca Gótzquez de Ariba, y por su valiosa ayuda durante el trabajo de campo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUILAR, R.; LOFTIN, S. & FRESQUEZ, P. 1994. Rangeland restoration with treated municipal sewage sludge. *Sewage Sludge: Land Utilization and the Environment*. Chapter 29. Special ASA-CSSA-SSSA Publication, USA. 211-219.
- ALCAÑIZ J.M., ORTI O. & SORT X. 1999. Suitability of some mediterranean soils for recycling organic wastes in ecological restoration. 6th International meeting soils with Mediterranean type of climate. Barcelona (Spain). 4-9 julio. 811-812.
- ALLUE, J.L. 1990. Atlas fitoclimático de España. MAPA (INIA).
- AYUSO, M., HERNÁNDEZ, T., COSTA, F., GARCÍA, C. & PASCUAL, J.A. 1992. Influencia del grado de madurez de un residuo sobre la disponibilidad de su nitrógeno. Efecto sobre la germinación. IV Simposio Nacional sobre Nutrición Mineral de las plantas, 2: 465-474.
- BIONDINI, M.E. & REDENTE, E.F. 1986. Interactive effect of stimulus and stress on plant community diversity in reclaimed lands. *Reclamation and Revegetation Research*, 4. Elsevier Science Publishers B. V. 211-222.
- BLÁZQUEZ R., CUEVAS G., LÓPEZ R., MARTÍNEZ F. & WALTER I. 1999. Some chemical changes in a mediterranean soil following urban organic wastes application. 6th International Meeting of Soil with Mediterranean Type of climate. Barcelona 4-9 julio. 832-834.
- BONNIER, G. & DE LAYENS, G. 1993. Claves para la determinación de plantas vasculares. Ediciones Omega, S.A.
- COSTA, F., GARCÍA C., HERNÁNDEZ T. & POLO A. 1991. Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura. Murcia.
- DÍAZ M. A. & POLO A. 1994. Efecto de la aplicación de un lodo residual sobre las propiedades físicas y químicas de un suelo. *Residuos Urbanos y Medio Ambiente*. Ed. HERRÁEZ, J. y LÓPEZ, J. 245-251.
- ESCUADERO A., GAVILÁN R. & RUBIO A. 1994. Una breve revisión de técnicas de análisis multivariantes aplicables en Fitosociología. *Botánica Complutensis*, Vol. 19. Editorial Universidad Complutense. 9-38.
- FORTÚN C. & FORTÚN A. 1995. Utilización de compost de Residuo sólido urbano para disminuir la degradación de los suelos. *Revista de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo*, 1: 27-34.
- FRESQUEZ, P.R., FRANCIS E. & DENNIS, G.L. 1990. Soil and vegetation responses to sewage sludge on a degraded semiarid broom snafeweed/blue grama plant community. *Journal of Range Management*, 43:325-331.
- GARCÍA ORENES, F. 1996. Utilización de lodos de depuradora como enmendantes de suelos degradados. Valoración de los cambios en sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Tesis doctoral. Universidad de Alicante. Facultad de Ciencias.

- GARCÍA ROLLÁN, M. 1996. Atlas clasificatorio de la flora de España Peninsular y Balear. Vol. I-II. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.
- GARCÍA ROLLÁN, M. 1985. Claves de la flora de España (Península y Baleares). Segunda edición. Vol. I-II. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.
- GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, F. 1997. Gramíneas pratenses de Madrid. Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional. Comunidad de Madrid.
- LINDSAY, B.J. & LOGAN, T.J. 1998. Field response of soil physical properties to sewage sludge. *J. Environ. Qual.*, 27: 534-542.
- LOFTIN, S.R. & AGUILAR, R. 1994. Semiarid rangeland response to municipal sewage sludge: plant growth and litter decomposition. *Sewage Sludge: Land Utilization and the Environment*. Chapter 30. ASA-CSSA-SSSA, Madison, USA.
- LÓPEZ, G. 1995. La guía de Incafo de los árboles y arbustos de la Península ibérica. 6.ª edición. Incafo Archivo Fotográfico. Madrid.
- MONTES C. & RAMÍREZ-DÍAZ, L. 1978. Descripción y muestreo de poblaciones y comunidades vegetales y animales. Publicaciones de la Universidad de Sevilla. *Anales de la Universidad Hispalense*. 5-82.
- PIERCE, B.L., REDENTE, E.F., BARBARICK, K.A., BROBST, R.B. & HEGEMAN, P. 1998. Plant biomass and elemental changes in shrubland forages following biosolids application. *J. Environ. Qual.*, 27: 789-794.
- POLUNÍN, O. 1989. Guía fotográfica de las flores silvestres de España y de Europa. Ediciones Omega, S.A.
- REDENTE, E.F., FRIEDLANDER, J.E. & MCLENDON, T. 1992. Response of early and late semiarid seral species to nitrogen and phosphorus gradients. *Plant Soil*, 140. 127-135.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1987. Memoria del mapa de las series de vegetación de España. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. ICONA. Serie técnica.
- RIVERA NÚÑEZ, D. & OBÓN DE CASTRO, C. 1991. La guía de Incafo de las plantas útiles y venenosas de la Península Ibérica y Las Baleares (excluidas medicinales). Ed. Incafo, S.A. Madrid.
- TILMAN, D. 1982. Resource competition and community structure. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- TORRIE, S. 1985. Bioestadística: principios y procedimientos. McGraw-Hill.
- WALTER, I., BIGERIEGO, M. & CALVO, R. 1994. Efecto fertilizante y contaminante de lodos residuales en la producción de trigo en secano. *Investigación Agraria: Prod. y Prot. Vegetal* 9: 501-507.