

**INSTITUTO POTOSINO DE INVESTIGACIÓN  
CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA, A.C.**

**POSGRADO EN CIENCIAS APLICADAS**

**Evaluación de Biosólidos Municipales como Mejoradores de  
Suelos de Agostadero Degradados en el Altiplano Potosino**

Tesis que presenta

**Miguel Ángel Lara Villa**

Para obtener el grado de

**Doctor en Ciencias Aplicadas**

en la opción de

**Ciencias Ambientales**

Co-Directores de la Tesis:

**Dr. José Luís Flores Flores y**

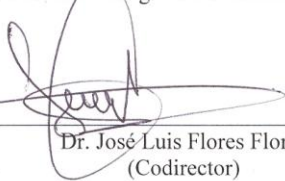
**Dr. Felipe Alatraste Mondragón**

San Luís Potosí, S.L.P., Marzo de 2011



### Constancia de aprobación de la tesis

La tesis "Evaluación de Biosólidos Municipales como Mejoradores de Suelos de Agostadero Degradados en el Altiplano Potosino" presentada para obtener el Grado de Doctor en Ciencias Aplicadas en la opción de Ciencias Ambientales fue elaborada por Miguel Angel Lara Villa y aprobada el 11 de *Marzo* de 2011 por los suscritos, designados por el Colegio de Profesores de la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.



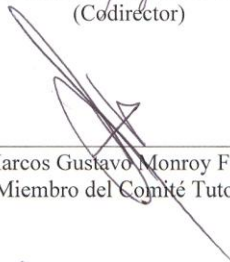
---

Dr. José Luis Flores Flores  
(Codirector)



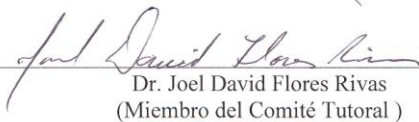
---

Dr. Felipe Alatríste Mondragón  
(Codirector)



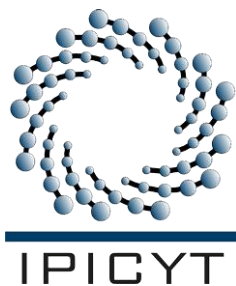
---

Dr. Marcos Gustavo Monroy Fernández  
(Miembro del Comité Tutorial )



---

Dr. Joel David Flores Rivas  
(Miembro del Comité Tutorial )



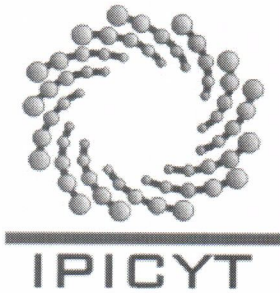
## **Créditos Institucionales**

Esta tesis fue elaborada en la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., bajo la codirección los doctores José Luís Flores Flores y Felipe Alatríste Mondragón

Durante la realización del trabajo el autor recibió una beca académica del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (202496).

El posgrado en Ciencias Aplicadas opción de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica se encuentra inscrito dentro del Padrón Nacional de Posgrado de Calidad del CONACYT con el número de registro 1461-D.

La investigación fue financiada con el Fondo Sectorial de Investigación Ambiental SEMARNAT-CONACYT como parte del proyecto FOSEMARNAT 2004-C01-406.



# Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

## Acta de Examen de Grado

El Secretario Académico del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., certifica que en el Acta 012 del Libro Primero de Actas de Exámenes de Grado del Programa de Doctorado en Ciencias Aplicadas en la opción de Ciencias Ambientales está asentado lo siguiente:

En la ciudad de San Luis Potosí a los 11 días del mes de marzo del año 2011, se reunió a las 17:00 horas en las instalaciones del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., el Jurado integrado por:

<b>Dr. Marcos Gustavo Monroy Fernández</b>	<b>Presidente</b>	<b>UASLP</b>
<b>Dr. Joel David Flores Rivas</b>	<b>Secretario</b>	<b>IPICYT</b>
<b>Dr. Felipe Alatraste Mondragón</b>	<b>Sinodal</b>	<b>IPICYT</b>
<b>Dr. José Luis Flores Flores</b>	<b>Sinodal externo</b>	<b>UASLP</b>

a fin de efectuar el examen, que para obtener el Grado de:

**DOCTOR EN CIENCIAS APLICADAS  
EN LA OPCION DE CIENCIAS AMBIENTALES**

sustentó el C.

**Miguel Angel Lara Villa**

sobre la Tesis intitulada:

*Evaluación de biosólidos municipales como mejoradores de suelos de agostadero degradados en el Altiplano Potosino*

que se desarrolló bajo la dirección de

**Dr. Felipe Alatraste Mondragón**  
**Dr. José Luis Flores Flores (UASLP)**

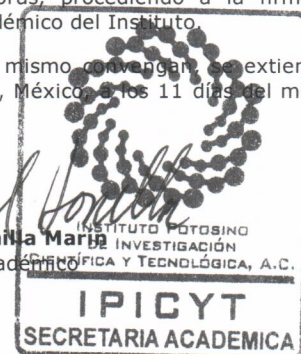
El Jurado, después de deliberar, determinó

**APROBARLO**

Dándose por terminado el acto a las 19:35 horas, procediendo a la firma del Acta los integrantes del Jurado. Dando fe el Secretario Académico del Instituto.

A petición del interesado y para los fines que al mismo convengan, se extiende el presente documento en la ciudad de San Luis Potosí, S.L.P., México a los 11 días del mes de marzo de 2011.

*Marcial Bonilla*  
**Dr. Marcial Bonilla**  
Secretario Académico



*Ivonne Lizette Cuevas Vélez*  
**Mtra. Ivonne Lizette Cuevas Vélez**  
Jefa del Departamento de Asuntos Escolares

A mi amada esposa CHARY (Osiris Ruiz), regalo de Dios, por su amor,  
paciencia y dedicación

A mis hijos Alex y Katia, a quienes pretendo predicarles con el ejemplo

A mi Madre, por su inagotable paciencia y su estímulo constante

A la memoria de mi Padre, ejemplo de valentía y perseverancia

A mis amigos y compañeros de viaje en el IPICYT, por el mundo  
de la ciencia y el conocimiento. A Gustavo, Angélica, Marisol, César,  
Luis Felipe, Marlín, Margarita, Lalo, Blanca, Sandra, Mónica y Josué.

## Agradecimientos

Agradezco sinceramente el apoyo brindado por el Dr. José Luís Flores Flores desde el primer día de mi incorporación al IPICYT hasta la finalización de mi Doctorado, por su asesoría, profesionalismo y, en especial, por su amistad.

Al Dr. Felipe Alatríste Mondragón, por enseñarme el significado de rigor científico en el desarrollo de la tesis.

Al IPICYT y sus distinguidas autoridades por haberme brindado la oportunidad de realizar mis estudios doctorales en tan Magna Institución

Al CONACYT por el apoyo brindado con el otorgamiento de la beca doctoral por 3 años y medio.

A Miguel Cortina por el apoyo brindado de múltiples maneras en el muestreo y procesamiento de las muestras.

A los M. en C. Dulce Isela de Fátima Partida Gutiérrez, Guillermo Vidriales y Rebeca Yasmín Pérez Rodríguez por su apoyo técnico y la facilitación de instalaciones y equipo de laboratorio.

A la Dra. Catalina Alfaro de la Torre por sus invaluable consejos y excelente apoyo en la determinación de metales pesados

A mi maestra y amiga Sydney Robertson-Jiménez (Peace Corps, EUA) por su ayuda en la traducción al inglés de los artículos

A Beatriz Zambrano Monroy por su contribución en el análisis de la cobertura y la identificación de las especies

Y un agradecimiento especial a los señores Margarito y José del poblado de Ipiña, quienes con su trabajo hicieron posible la realización de los estudios de campo.

## Índice

Documentación oficial	ii
Dedicatorias	v
Agradecimientos	vi
Índice de tablas	xii
Índice de figuras	xiv
Resumen	xv
Abstract	xvii
<b>Capítulo 1. Perspectiva del uso de los biosólidos en suelos degradados de zonas semiáridas</b>	<b>1</b>
1.1 El problema de la disposición de los biosólidos en México	1
1.2 Condición de los suelos en el Altiplano Potosino	3
1.3 Alternativa del uso de los biosólidos para la rehabilitación de suelos degradados	4
1.4 Estado de la investigación de los biosólidos en México	6
1.5 Motivación de la tesis	7
1.6 Hipótesis	8
1.7 Objetivos	9
1.8 Estructura de la tesis	10
1.9 Referencias	10
<b>Capítulo 2. Marco teórico y conceptual</b>	<b>14</b>
2.1 Elementos nutricionales presentes en los biosólidos	14
2.1.1 Composición química de los biosólidos.	14
2.1.2 Movilidad y procesos de transformación de elementos nutricionales	16
2.1.2.1 Materia orgánica	17
2.1.2.2 Carbono	18
2.1.2.3 Nitrógeno	18

2.1.2.4 Fósforo	21
2.1.2.5 Metales pesados	21
2.2 Efecto de la aplicación de biosólidos sobre el crecimiento de las plantas en suelos de regiones semiáridas.	22
2.2.1 Uso y aplicación de biosólidos	22
2.2.2 Efectos sobre la vegetación	23
2.2.2.1 Producción de biomasa	23
2.2.2.2 Efectos sobre la estructura de la comunidad	24
2.2.3 Riesgos asociados a la ingestión de metales pesados	24
2.3 Mecanismos de movilidad de metales en suelos mejorados con biosólidos.	25
2.3.1 Metales en la solución del suelo	26
2.3.1.1 Actividad del ión libre	26
2.3.1.2 Ligandos orgánicos e inorgánicos	27
2.3.2 Metales en la superficie del suelo	30
2.4 Efecto de la aplicación de biosólidos sobre la biodisponibilidad de metales pesados	31
2.4.1 Biodisponibilidad	31
2.4.2 Transporte	33
2.4.3 Absorción	33
2.4.4 Acumulación	35
2.4.5 Calidad y toxicidad de biosólidos	35
2.5 Referencias	37
<b>Capítulo 3. Absorción de metales pesados y crecimiento de <i>Bouteloua</i> spp. en suelos semi-áridos fertilizados con biosólidos</b>	<b>50</b>
Abstract	50
Resumen	51
3.1 Introducción	52
3.2 Materiales y Métodos	54
3.2.1 Procedimiento experimental	54
3.2.2 Análisis físicos y químicos	57



3.2.3 Concentración de metales e índices de acumulación	59
3.2.4 Análisis estadísticos	60
3.3 Resultados	60
3.3.1 Caracterización de suelos y biosólidos	60
3.3.2 Producción de biomasa y nutrimentos	62
3.3.3 Metales pesados	67
3.4 Discusión	70
3.4.1 Producción de biomasa y nutrimentos	70
3.4.2 Metales pesados	72
3.5 Conclusiones	76
3.6 Referencias	77
<b>Capítulo 4. Efecto de la estación y tasas de aplicación de biosólidos sobre la producción de biomasa y cambio en la cobertura de especies herbáceas en dos comunidades de matorral en el sur del Desierto Chihuahuense.</b>	82
Abstract	82
Resumen	83
4.1 Introducción	84
4.2 Materiales y métodos	86
4.2.1 Área de estudio	86
4.2.2 Procedimiento experimental	87
4.2.3 Análisis físico-químicos	91
4.2.4 Diseño experimental	91
4.3 Resultados	93
4.3.1 Biosólidos y suelos	93
4.3.2 Biomasa vegetal	94
4.3.3 Cobertura vegetal	97
4.4 Discusión	100
4.5 Conclusiones	106
4.6 Referencias	107

<b>Capítulo 5. Acumulación de metales pesados en la vegetación herbácea de dos suelos semiáridos mejorados con biosólidos en el centro de México</b>	110
Abstract	110
Resumen	111
5.1 Introducción	112
5.2 Materiales y Métodos	114
5.2.1 Área de estudio	114
5.2.2 Procedimiento experimental	114
5.2.3 Análisis químicos	115
5.2.4 Diseño experimental	116
5.3 Resultados	117
5.3.1 Biosólidos y suelos	117
5.3.2 Plantas	119
5.4 Discusión	121
5.4.1 Disponibilidad y concentración	121
5.4.2 Efecto estacional	128
5.4.3 Efecto sobre el grupo funcional	129
5.5 Conclusiones	129
5.6 Referencias	130
<b>Capítulo 6. Discusión y conclusiones generales</b>	134
6.1 Perspectivas para la aplicación de biosólidos en suelos degradados del Altiplano Potosino	134
6.1.1 Características de los biosólidos	134
6.1.2 Características de los suelos	136
6.1.3 Características de las plantas	139
6.1.4 Condiciones para su aplicación	140
6.1.4.1 Tasas de aplicación	140
6.1.4.2 Época y frecuencia de aplicación	141
6.1.4.3 Obtención	142

6.1.4.4	Sitios	142
6.1.4.5	Transporte	143
6.1.4.6	Aplicación	143
6.2	Evaluación de riesgos y normatividad	144
6.2.1	Contenido de metales pesados	144
6.2.2	Normatividad	145
6.3	Conclusiones	148
6.4	Recomendaciones	150
6.5	Referencias	151

## Índice de tablas

Tabla 2.1 Componentes principales de los biosólidos.	14
Tabla 2.2 Macro y microelementos de los biosólidos y el abono de origen animal.	15
Tabla 2.3 Otros nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas contenidos en los biosólidos. Se presentan valores medidos en distintos lugares a manera de ejemplo.	16
Tabla 2.4 Factores y especies químicas que favorecen la ingestión de los metales por las plantas en suelos mejorados con biosólidos.	29
Tabla 2.5 Límites máximos permisibles para metales pesados en biosólidos según la norma oficial mexicana.	37
Tabla 3.1 Características físico-químicas de suelos y biosólidos.	55
Tabla 3.2 Metales pesados del suelo y biosólidos extraíbles con DTPA-CaCl <sub>2</sub> -TEAA antes del experimento y en la mezcla de suelo y biosólidos al final del experimento.	61
Tabla 3.3 Biomasa de raíces, parte aérea y espigas de tres especies de <i>Bouteloua</i> en suelos calcáreo e ígneo a diferentes dosis de aplicación de biosólidos.	63
Tabla 3.4 Concentración promedio de metales (n=3) en los grupos tratados con biosólidos medidos en parte aérea (pa), raíces (r), y espigas (e) de <i>B. curtipendula</i> (BOCU), <i>B. gracilis</i> (BOGR) y <i>B. scorpioides</i> (BOSC) en suelo ígneo y suelo calcáreo.	68
Tabla 3.5 Índice de concentración (CI) de metales pesados en los tejidos de tres especies de gramíneas en dos tipos de suelos tratados con biosólidos.	69
Tabla 3.6 Índice de Acumulación (A <sub>o</sub> ) de Ni para el grupo control en las tres especies de <i>Bouteloua</i> cultivadas en suelos calcáreo e ígneo fertilizados con biosólidos.	70
Tabla 3.7 Contenido de metales en la parte aérea de <i>Bouteloua</i> spp. cultivada en suelo calcáreo fertilizado con biosólidos (3.5 - 10.5 Mg/ha) y valores críticos recomendados para plantas y animales.	74
Tabla 4.1 Características de suelos y biosólidos.	88
Tabla 4.2 Lista de especies identificadas durante el periodo de estudio clasificadas por familia y tipo de suelo donde fueron registradas.	89
Tabla 4.3 Efecto de la estación de aplicación de biosólidos (V06, S07, I07 y VI07) sobre la producción de biomasa por grupo funcional (per, an) basado en el tamaño del efecto (tratamiento - control), en suelos calcáreo e ígneo. Los valores críticos de p fueron corregidos de acuerdo al criterio	98

de Bonferroni.

Tabla 4.4 Comparaciones entre estaciones de aplicación de biosólidos (incluyendo la cosecha de V07) para los datos de cobertura vegetal sobre la base del tamaño del efecto (tratamiento – control) del porcentaje del área ocupada (o área abierta) por cada grupo funcional en un m <sup>2</sup> .	99
Tabla 4.5. Valores del tamaño del efecto de los controles para la biomasa y cobertura vegetal por componente y tipo de suelo. Estos se obtuvieron sustrayendo la biomasa o cobertura observada en 2006 de la observada en 2007.	105
Tabla 5.1 Características de los suelos y biosólidos	117
Tabla 5.2 Concentración total y disponible (extraíbles con DTPA) de metales en los biosólidos.	118
Tabla 5.3 Concentración total y disponible (extraíble con DTPA) de metales en el suelo antes de la aplicación de los biosólidos, y concentración total de metales después de la aplicación de verano + invierno (V+I).	119
Tabla 5.4 Concentración de metales totales en la vegetación en general y por grupos funcionales como resultado de la aplicación de los biosólidos en los periodos de verano (V), invierno (I) y verano+ invierno (V+I) en el suelo calcáreo.	120
Tabla 5.5 Concentración de metales totales en la vegetación en general y por grupo funcional como resultado de la aplicación de los biosólidos en los periodos de verano (V, invierno (I), y verano+ invierno (V+I) en el suelo ígneo.	122
Tabla 5.6 Comparaciones entre estaciones de aplicación, número de aplicaciones de biosólidos y entre grupos funcionales por tipo de suelo para los metales en la parte aérea de las plantas.	123
Tabla 5.7 Efecto de la dosis aplicada de biosólidos en el pH y el carbono orgánico del suelo.	125
Tabla 6.1 Estándares internacionales para biosólidos (valores en mg/kg en peso seco).	147
Tabla 6.2 Estándares internacionales para metales en el suelo (valores en ppm = mg/kg).	148

## Índice de figuras

Figura 2.1. Modelo conceptual de la movilidad de elementos nutricionales a partir de la aplicación de biosólidos al suelo. M <sup>+</sup> , metal; N, nitrógeno; P, fósforo, K, potasio. Las flechas indican flujos y las líneas dobles interacciones entre compartimentos (Modificado de Bergkvist y Jarvis, 2004).	17
Figura 2.2 Ciclo del Nitrógeno a partir de la aplicación de biosólidos al suelo (Modificado de Epstein, 2003)	19
Figura 2.3 Compartimentos de los metales en la fase sólida y componentes y reacciones en la fase líquida del suelo (Tomado de Sauvé, 2002).	25
Figura 2.4 Rutas de exposición e ingestión de metales desde el suelo por plantas superiores (Modificado de Allen, 2002).	32
Fig. 3.1 Relación linear o cuadrática entre la absorción de nitrógeno (N) y la producción de biomasa para <i>B. curtipendula</i> (BOCU), <i>B. gracilis</i> (BOGR), y <i>B. scorpioides</i> (BOSC) en suelo ígneo (■) y en suelo calcáreo (◇) fertilizados con biosólidos.	64
Fig. 3.2 Absorción de fósforo para <i>B. curtipendula</i> (BOCU), <i>B. gracilis</i> (BOGR) y <i>B. scorpioides</i> (BOSC) en suelo calcáreo (barras azules) y en suelo ígneo (barras rojas), fertilizados con biosólidos. Letras diferentes muestran diferencias significativas de los tratamientos en el mismo tipo de suelo (p<0.05).	65
Fig. 3.3 a) Nitrógeno disponible inicial (◆), en cada dosis de biosólidos aplicados, comparados con el N al final del experimento (N residual), en suelo calcáreo (o) o en suelo ígneo (Δ); b) los mismos datos para fósforo. Las barras muestran el error estándar.	66
Figura 4.1 Precipitación y contenido de humedad del suelo <i>in situ</i> durante el periodo del estudio (Marzo de 2006 a Septiembre de 2007). Las flechas señalan las dos fechas de aplicación de los biosólidos.	92
Figura 4.2 Niveles de nitrato residual al final de cada ciclo de crecimiento como consecuencia de la aplicación de Verano (V06), la aplicación de Invierno (I07) y la aplicación doble (VI07) de los biosólidos en el suelo a) calcáreo, y b) ígneo. (Tasas de aplicación de biosólidos 1 = 3.5, 2 = 7, 3 = 10.5 Mg/ha para el V06 y I07; 1 = 7, 2 = 14, 3 = 21.5 Mg/ha para VI07).	95
Figura 4.3 Producción de biomasa promedio por estación de aplicación de especies anuales y perennes en función de la estación de aplicación de biosólidos en suelo calcáreo (●) y en suelo ígneo (◇). Las barras de error indican errores estándar (n=9). Las literales indican la estación y año de cosecha (V, verano; I, invierno; VI, verano+invierno; C, control; 06, 2006; 07, 2007).	96

## Resumen

Los suelos degradados de zonas áridas y semiáridas representan una opción excelente para la aplicación de biosólidos, en tanto que éstos pueden mejorar sus propiedades físicas y químicas y promover la recuperación de la cubierta vegetal. Sin embargo, la complejidad biótica y la fragilidad ecológica representada por la vegetación natural de estos ecosistemas exigen que tal aplicación sea previamente sometida a evaluación. Esto es necesario, dado que los biosólidos no constituyen *ex profeso* un fertilizante, sino un residuo orgánico complejo que contiene cantidades variables de metales pesados y otras sustancias potencialmente tóxicas que limitan su uso indiscriminado. En este estudio, se realizaron experimentos en campo y en invernadero, aplicando biosólidos de calidad excelente, de acuerdo a la norma oficial mexicana (NOM-004-SEMARNAT-2002), a suelos del Altiplano Potosino. En campo, la evaluación del efecto de la aplicación de biosólidos sobre la biomasa, la cobertura y la absorción de metales pesados se analizó en dos tipos de suelo, ígneo y calcáreo, a dosis de 0 (control), 3.5, 7 y 10.5 ton/ha. Las aplicaciones se hicieron en mayo (verano) y fines de noviembre (invierno) de 2006, y se analizaron las cosechas obtenidas de la aplicación de verano, en 2006 y 2007 (V06, V07), de la aplicación de invierno, en 2007 (I07) y de dos aplicaciones en verano e invierno, en 2007 (VI07). En invernadero, se cultivaron en macetas, a las mismas dosis de biosólidos utilizadas en campo, tres especies de gramíneas: *Bouteloua curtipendula*, *B. gracilis* y *B. scorpioides*. Después de un periodo de crecimiento, maduración y producción de espiga se determinó la biomasa, el contenido de N y P en las hojas y la concentración de metales pesados. En ambos estudios (campo e invernadero) se analizaron los 8 metales pesados indicados en la NOM-004-SEMARNAT-2002 (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn) con los que se determina la factibilidad de aprovechamiento urbano, agrícola o forestal. En los experimentos de campo se encontró que con una sola aplicación en verano o invierno la respuesta obtenida en incremento de biomasa (V06, V07 o I07) fue limitada (entre 100 y 200 g/m<sup>2</sup>). Con una doble aplicación de biosólidos en el año, se obtuvo (cosecha VI07) un incremento neto hasta de 353 g/m<sup>2</sup> en la biomasa de pastos perennes y de 23.1% en la cobertura total respecto a los controles en suelo ígneo, y una respuesta similar pero menor en suelo calcáreo. Los metales pesados no se incrementaron significativamente en las plantas pero se detectó un efecto estacional en las concentraciones de Cu y Ni con las aplicaciones de verano e invierno, respectivamente; mientras que metales abundantes como Zn o no esenciales como Cr y As no mostraron ningún cambio entre grupos funcionales (herbáceas y pastos). Más aún, concentraciones relativamente altas de Cr y Ni nativos en los suelos redujeron su concentración con la aplicación de biosólidos, en forma parecida a lo observado en los experimentos en maceta. En cultivos en maceta, las gramíneas *Bouteloua gracilis* y *B. scorpioides* aumentaron de 2 a 3 veces su biomasa aérea, mientras que *B. curtipendula* tuvo un aumento del 75% respecto al control a la dosis de 10.5 Mg/ha de biosólidos. No se observó acumulación significativa de metales pesados en los tejidos analizados (raíz, parte aérea, espiga), pero la respuesta a la ingestión tanto de nutrientes (N y P) como de metales pesados (Cu, Cr, As, Ni y Zn) mostró diferencias inter-específicas notables. Variables tales como la dosis, la humedad del suelo y el tiempo de aplicación de

los biosólidos fueron importantes en la respuesta de crecimiento y la absorción de nutrimentos y metales pesados en el campo. Las comparaciones hechas en los experimentos de invernadero llevan a la conclusión de que la similitud taxonómica y ecológica de las tres especies no implica una respuesta homogénea de crecimiento o ingestión de metales, pero el uso de biosólidos de calidad excelente a una tasa de aplicación no mayor a 10.5 ton/ha fue suficiente para incrementar su rendimiento con un bajo riesgo de acumulación de metales pesados.



## Abstract

Degraded soils in arid and semiarid zones represent an excellent opportunity for the application of biosolids. They can improve their physical and chemical properties and promote the recovery of vegetation cover. However, the biological complexity and the ecological fragility represented by the natural vegetation of these ecosystems requires that such application is previously evaluated. This is necessary because the biosolids are not expressly a fertilizer, but a complex organic residue containing varying amounts of heavy metals and other potentially toxic substances that limit their widespread use. In this study, we performed experiments in field and greenhouse, using excellent quality biosolids, according to the Official Mexican Norm (NOM-004-SEMARNAT-2002), applied to soils of the Potosi Highland. In the field, the effect of biosolids application on biomass, plant cover and uptake of heavy metals was analyzed in two soil types, igneous and calcareous, at doses of 0 (control), 3.5, 7 and 10.5 Mg/ha. The applications were made in May (summer) and late November (winter) 2006, and analyzed the summer application harvest, in 2006 and 2007 (V06, V07), the winter application harvest, in 2007 (I07), and the summer plus winter dual application harvest, in 2007 (VI07). In pot experiments were grown, at the same doses of biosolids used in the fields, three grass species: *Bouteloua curtipendula*, *B. gracilis* and *B. scorpioides*. After a period of growth, maturation and production of seed, the biomass production, the content of N and P in the leaves and the concentration of heavy metals was determined. In both studies (field and greenhouse), we analyzed the eight heavy metals listed in NOM-004-SEMARNAT-2002 (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn) to determine the feasibility of using urban, agricultural or forestry. In field experiments, with a single application in summer or winter, we found that the response in biomass production (V06, and I07, respectively) was low (between 100 and 200 g/m<sup>2</sup>). With a double application of biosolids in the year, a net increase of up to 353 g/m<sup>2</sup> in the biomass of perennial grasses and a net increase of 23.1% in total coverage compared to controls was obtained (harvest VI07) on igneous soil, and a response similar but lower in calcareous soil. Heavy metals did not increase significantly in plants but a seasonal effect in the concentrations of Cu and Ni was detected with summer and winter applications, respectively. Abundant metals such as Zn or nonessential as Cr and As showed no change between functional groups (forbs and grasses). Moreover, relatively high concentrations of native Cr and Ni reduced their concentration in soil with the application of biosolids in a similar way to that observed in pot experiments. In pot experiments in both soils, the grasses *Bouteloua gracilis* and *B. scorpioides* increased from 2 to 3 times their biomass, while *B. curtipendula* increased 75% compared to control at a dose of 10.5 Mg / ha of biosolids. There was no significant accumulation of heavy metals in the tissues examined (root, shoot, spike), but the response to uptake of both nutrients (N and P) and heavy metals (Cu, Cr, As, Ni and Zn) showed remarkable inter-specific differences. Factors such as dose, soil moisture and time of application of biosolids were important in the growth response and uptake of nutrients and heavy metals in the field. The greenhouse experiments lead to the conclusion that the taxonomic and ecological similarity of the three species does not imply a homogeneous response of growth and uptake of metals, but the use of excellent quality biosolids at a rate not to exceed to 10.5 Mg/ha was enough to increase plant growth with a low risk of accumulation of heavy metals.

# Capítulo 1

---

## **Perspectiva del uso de los biosólidos en suelos degradados de zonas semiáridas**

### *1.1 El problema de la disposición de los biosólidos en México.*

Los lodos residuales que han sido sometidos a procesos de estabilización y son susceptibles de aprovechamiento son llamados biosólidos<sup>1</sup>. El uso benéfico de los lodos residuales generados durante el tratamiento de las aguas residuales municipales ha sido reconocido y recomendado por las agencias gubernamentales como la U.S. EPA (EPA-40-CFR-53) y adoptado en las leyes ambientales mexicanas desde la década pasada a través de la norma oficial NOM-004-SEMARNAT-2002.

En México existían 1,640 plantas de tratamiento de agua residuales municipales en el país hasta diciembre de 2003, con un gasto total de 89.6 m<sup>3</sup>/s (CONAGUA, 2008). Por lo tanto, la producción de biosólidos secos en México, calculada sobre la base de 0.250 kg/m<sup>3</sup> de agua tratada (Metcalf y Hedí, 1991), equivaldría alrededor de 2000 tons/día, es decir, 600,000 ton/año. Esta cantidad es semejante a la producida sólo por los Estados de Nueva York y Nueva Jersey en EUA (NAS, 1996), pero considerable si se contempla la acumulación actual sin un destino manifiesto. Considerando la tasa actual de producción de biosólidos y el incremento en el número de plantas de tratamiento, el volumen anual de biosólidos se habrá duplicado en el 2020 a más de 1.2 millones de toneladas anuales en base seca. Disponer de estas cantidades de biosólidos en una forma adecuada, requiere de varias alternativas, siendo una de ellas el aprovechamiento de sus propiedades benéficas en la agricultura o en la recuperación de suelos degradados.

Las plantas de tratamiento en México en general estabilizan los lodos por digestión aerobia, digestión anaerobia o por adición de cal y generalmente disponen de los lodos en rellenos sanitarios o rellenos dedicados a este fin. Aunque el proceso de estabilización suele

---

<sup>1</sup> Los biosólidos son por definición los residuos sólidos, semisólidos o líquidos que resultan como sub-producto del tratamiento de aguas residuales domésticas en las plantas de tratamiento de aguas municipales. Se producen a partir del procesamiento de los lodos residuales por el cual se eliminan la mayoría de los patógenos y se descomponen las moléculas orgánicas, lo que permite aplicarlos al suelo, por su alto contenido de materia orgánica y de nutrientes, como un fertilizante.

remover la mayor parte de los patógenos, diversos contaminantes orgánicos e inorgánicos pueden escapar al subsuelo por lixiviación o escurrimiento, y aún por el aire, en los sitios de confinamiento.

Los problemas de salud que pueden generarse afectan distintos niveles de la cadena trófica. La mayoría de los metales tóxicos llegan al humano por el consumo de vegetales contaminados; mientras que los compuestos orgánicos tóxicos se almacenan en las grasas animales, incluida la leche, que finalmente es consumida por el ser humano (Schoof y Houkal, 2005).

Las legislaciones ambientales de diversas partes del mundo, incluyendo la mexicana, han establecido límites máximos permisibles de metales pesados que pueden contener los biosólidos de acuerdo a su destino final en el suelo. Los biosólidos destinados a la producción agrícola deben cumplir las normas más estrictas para ser aceptables para la aplicación a los suelos y seguros en cuanto a evitar la acumulación en vegetales de consumo humano. Los metales regulados por la NOM-004-SEMARNAT- 2002 son ocho: arsénico, cadmio, cromo, cobre, plomo, mercurio, níquel y zinc. De importancia para la agricultura son también cobalto, molibdeno y selenio. Algunas legislaciones regionales también los contemplan, como por ejemplo, el Ministerio de Agricultura de Ontario, Canadá.

Los contaminantes orgánicos volátiles y semivolátiles, pesticidas, PCBs y otros compuestos orgánicos en los biosólidos no son regulados por la norma estadounidense (U.S. EPA Parte 53) fundamentalmente porque: a) se encontraron en concentraciones mínimas, b) el uso de muchos compuestos tóxicos esta prohibido o restringido por las leyes americanas y, c) los limites establecidos para ciertos orgánicos de toxicidad potencial no es excedido en la mayoría de los biosólidos producidos en E.U.A. De aquí se concluyó que de todas las toxinas potenciales, solo los metales representaban un peligro real al ambiente y la salud humana (U.S. EPA, 1992a; U.S.EPA, 1992b). Esto fue resultado del análisis de 12 rutas de exposición que fueron desde las plantas y los animales a los humanos incluyendo la absorción directa de biosólidos por niños (U.S. EPA, 1992a).

La baja concentración de compuestos orgánicos tóxicos en los biosólidos se debe al hecho de que las aguas de desecho industriales son pre-tratadas antes de ser vertidas a la red municipal. Desafortunadamente, en México en general este no es el caso. Adicionalmente

hay que considerar los vertidos de desechos tóxicos a las alcantarillas por el ciudadano común. El estudio de las fuentes y destino de los contaminantes orgánicos tóxicos durante el tratamiento de las aguas residuales municipales y durante la producción de los biosólidos, queda fuera del alcance del presente trabajo de investigación.

## ***1.2 Condición de los suelos en el Altiplano Potosino***

El Altiplano Potosino, se caracteriza por contar con un 98.6% de suelos degradados (INEGI, 1999). En su mayoría, se trata de suelos calcáreos (46%) o ígneos de roca dura (37%), con pastizales expuestos históricamente al sobrepastoreo, y actualmente invadidos por una fuerte comunidad arbustiva. Los suelos de la región del Altiplano Potosino son principalmente leptosoles, regosoles y calcisoles, poco profundos, y poseen baja fertilidad por su alto contenido de calcio. El uso del suelo es principalmente pecuario, para el pastoreo de ganado en casi un 90 % de su área. Más de la mitad de esta región está ocupada por matorrales (INE, 2004). Se ha sugerido que los matorrales del sur del desierto Chihuahuense se han propagado en los últimos cien años invadiendo las zonas de pastizal que anteriormente cubrían más del 50% del área, debido a la actividad humana incluyendo el sobrepastoreo, las practicas agrícolas, y el manejo inapropiado del agua (Smith et al., 1997; INE, 2004).

La invasión de arbustos, particularmente *Larrea tridentata* (gobernadora), reduce la estabilidad (variabilidad en el tiempo) en los pastizales, producida por comunidades con una mayor riqueza de especies. En particular, se ha observado que la estabilidad se incrementa a medida de que la cobertura de especies de *Bouteloua* (pastos) se incrementa, mientras que la estabilidad disminuye conforme la cobertura del arbusto aumenta (Baez y Collins, 2008).

La erosión hídrica y eólica en el Desierto Chihuahuense, contribuye a redistribuir sedimentos y nutrientes, lo que determina cambios en la infiltración y escurrimiento bajo la cubierta vegetal y en las áreas abiertas entre los parches de vegetación (Ravi et al., 2007). Pero el viento también redistribuye los contaminantes y aumenta la tasa de erosión en las áreas escasas de vegetación, sobre todo en los matorrales semiáridos, donde está generalmente esparcida y es espacialmente heterogénea. Este proceso es función de la

velocidad del viento, el cual ocurre en el desierto Chihuahuense, en episodios frecuentes de alta velocidad (Wicker et al., 2002).

Todos estos factores, pero principalmente el sobrepastoreo, afectan la composición florística de los pastizales, provoca una reducción en la permeabilidad de los suelos, aumenta la compactación y con ello incrementa la escorrentía y la erosión. De aquí que la mayor parte de estos suelos se encuentren en una condición crítica de degradación.

### ***1.3 Alternativa del uso de los biosólidos para la rehabilitación de suelos degradados***

Al igual que otros suelos de zonas áridas o semiáridas, la fertilidad de los suelos en el Altiplano Potosino es afectada por la degradación inducida por el sobrepastoreo, la deforestación y el cambio en el uso del suelo. Su contenido de N y P es bajo debido a la escasa capa orgánica superficial y al fuerte intemperismo, entre otros factores. La escasez de agua y las altas temperaturas conduce a la acumulación de sales dando lugar a la formación de suelos calcáreos, salinos o sódicos (Brady y Weil, 1999).

La deficiencia de fósforo se atribuye generalmente a la formación de fosfatos insolubles a muy insolubles con los carbonatos (Romanya y Rovira, 2007). Ciertos micronutrientes esenciales como Fe, Zn, Cu, Mn y B son especialmente deficientes en suelos áridos debido a su baja solubilidad a pH alto, mientras que otros pueden encontrarse a niveles que resultan tóxicos para las plantas o los animales, como Se y Mo (Han y Singer, 2007).

La aplicación de biosólidos en suelos de zonas áridas o semiáridas, ha probado su efectividad en el mejoramiento de la producción de pastos nativos (Fresquez et al., 1990; Harris-Pierce et al., 1993; Pierce et al., 1998; Benton y Wester, 1998; Jurado y Wester, 2001; Mata-Gonzalez et al., 2002); y en cultivos comerciales como el maíz (Qasim et al., 2001) o la cebada (Antolin et al., 2005).

La aplicación de biosólidos a suelos degradados ha mejorado la cobertura vegetal (Fresquez et al., 1990; Navas, 1999; Martinez et al., 2003) y las condiciones fisico-químicas del suelo (White et al., 1997; Rostagno y Sosebee, 2001a, 2001b; Garcia-Orenes, 2005; Moffet et al., 2005). Ha servido también para la rehabilitación de suelos ácido-sulfatados (Orndorff et al., 2008), suelos mineros contaminados con metales pesados (Stehouwer et al., 2006) y para el control de la erosión (Ros et al., 2003).

Las propiedades del suelo que pueden ser mejoradas con la aplicación de biosólidos son de tipo físico, químico o biológico (Singh y Agrawal, 2008). El contenido de materia orgánica de los biosólidos (de 20 a 44%) mejora la densidad aparente, la porosidad y la retención de humedad del suelo (Rostagno y Sosebee, 2001a; Ramulu, 2002). El contenido de carbonatos suele aumentar ligeramente el pH de los suelos tratados con biosólidos con lo cual reduce la movilidad de los metales pesados (Tsadilas et al., 1995).

La mineralización de los biosólidos permite una liberación gradual de nitrógeno, fósforo y otros nutrientes, los cuales estimulan efectivamente el crecimiento de los cultivos de manera similar que con la fertilización inorgánica (Logan y Harrison, 1995; White et al., 1997; Martínez et al., 2003; Walter et al., 2006). Suelos semiáridos deficientes en microelementos pueden ser también favorecidos por la aplicación de biosólidos aún en suelos calcáreos (Hernández et al., 1991) aunque algunos elementos indeseables pueden también movilizarse y ser absorbidos por las plantas (Antoniadis y Alloway, 2003; Lopez-Mosquera et al., 2000).

La aplicación de biosólidos incrementa la actividad microbiana, la respiración y la actividad enzimática del suelo (Kizilkaya y Bayrakli, 2005). Sin embargo, la presencia de altos niveles de metales pesados disponibles puede ser un factor de inhibición de la actividad enzimática (FlieBbach et al., 1994).

A pesar de todas las ventajas anteriormente descritas, los biosólidos no constituyen un fertilizante orgánico fabricado ex profeso para uso agrícola, sino un subproducto de características muy variables.

Uno de los problemas para el uso agrícola de los biosólidos proviene de su contenido de sustancias potencialmente tóxicas, especialmente los metales pesados. Dada su naturaleza químicamente estable, los metales pesados pueden acumularse en el suelo y alcanzar niveles fitotóxicos y, eventualmente, a través de la cadena alimenticia, constituir un problema para la salud humana (Alloway y Jackson, 1991)

El contenido de metales pesados en los biosólidos no correlaciona directamente con la absorción por las plantas, sino varía con la especie y en los tejidos vegetales (Keefer et al., 1986). La fitotoxicidad depende de varios factores tales como la cantidad y naturaleza química de los metales pesados, el grado de asociación de estos en los biosólidos, las características del suelo y las plantas, y las condiciones climáticas (Jin et al., 1996).

La evaluación de la aplicación de los biosólidos para la rehabilitación de suelos de agostaderos degradados requiere considerar, además de sus ventajas agronómicas, el contenido y comportamiento de los metales pesados que pueden constituir un riesgo ambiental potencial.

Se requiere conocer las características de los biosólidos y los suelos, así como las especies presentes en los suelos abonados con biosólidos, antes de que estos sean aplicados. La disponibilidad de los metales y la acumulación de éstos en los tejidos vegetales son aspectos importantes de tal evaluación, ya que las plantas difieren en su habilidad para absorber los metales en el suelo abonado con biosólidos. Sólo así se puede explorar la posibilidad de aprovechar este importante subproducto para los fines de rehabilitación de suelos degradados de una forma segura.

#### ***1.4 Estado de la investigación de los biosólidos en México***

Los estudios regionales que sirvan para ampliar la comprensión del efecto de la aplicación de biosólidos bajo diferentes condiciones de clima, suelo y vegetación (O'Connor et al., 2005), son especialmente necesarios en zonas áridas, dada la fragilidad de los ecosistemas.

Muy pocas experiencias de este tipo en México han sido publicadas, y son de hecho, recientes. Jurado Guerra et al. (2004) hizo una revisión sobre las características de los biosólidos y el efecto de su aplicación en pastizales de zonas áridas y semiáridas en México, Estados Unidos, y en otros países. Jurado Guerra et al. (2006) evaluaron la producción del zacate navajita (*B. gracilis*) con la aplicación de 15 a 20 t/ha biosólidos, observando un incremento significativo de forraje, semilla, proteína cruda y digestibilidad de la especie.

Uribe-Montes et al. (1993) aplicaron biosólidos a suelos calcáreos para estimar la dosis agronómica óptima para el cultivo de alfalfa, haciendo un balance del nitrógeno aplicado y consumido por la planta. Encontraron una dosis óptima de 13 t/ha en base seca para producir 18.4 ton/ha de alfalfa con un consumo de hasta 64% del N de los biosólidos en un ciclo de cultivo.

En un estudio reciente, Gómez-Tovar (2007) obtuvo composta de biosólidos y residuos vegetales con una calidad equivalente a clase A (menos de 1 huevo de helminto, menos de

3 NMP/g de *Salmonella* y menos de 1000 NMP/g de coliformes fecales; NOM-004-SEMARNAT-2002) apta incluso para usos urbanos.

Hay mucho por hacer en el campo del uso y manejo de los biosólidos en México. Más aún, si se considera el deterioro de grandes superficies de suelos nativos y la pérdida de la fertilidad de una gran parte de los actuales suelos cultivables. La degradación total de los suelos en México es ya del orden del 44% del territorio nacional (INE, 2004).

### ***1.5 Motivacion de la tesis***

En este trabajo de tesis doctoral se aborda el problema de la rehabilitación de suelos de agostadero degradados mediante el uso de biosólidos municipales.

La rehabilitación de estos suelos en áreas comunales abiertas, no protegidas del pastoreo, con una riqueza biológica considerable, enfrenta varios retos.

El primero es lograr el enriquecimiento de la capa orgánica del suelo con la aplicación superficial de biosólidos, ya que no es ecológicamente viable realizar dicha incorporación mediante arado, por el perjuicio a la escasa vegetación nativa y el riesgo de arrastre del suelo y erosión durante el periodo de lluvias.

El segundo es favorecer, con la aplicación de los biosólidos, el crecimiento de los pastos sobre el de las hierbas y especies arbustivas. Lo anterior se debe a que el impacto ecológico histórico en esta región del Desierto Chihuahuense ha consistido en la disminución de las áreas de pastizal generada por prácticas agrícolas inapropiadas y por el sobrepastoreo. Ambas prácticas agropecuarias han favorecido la invasión de especies arbustivas a las áreas de pastizal y contribuido a la modificación del paisaje.

El tercero es evaluar el impacto ecológico que podría tener la aplicación de biosólidos a suelos degradados debido a la presencia de metales pesados en dichos biosólidos. La normatividad mexicana exige que el contenido de metales pesados en los biosólidos sea evaluado antes de ser aplicados a los suelos. Sin embargo, aunque la normatividad mexicana no lo contempla, se debe evaluar la movilidad de los metales en el suelo y la capacidad de absorción de plantas nativas expuestas a los biosólidos, ya que ambas, movilidad y absorción, determinan la acumulación de los metales en los tejidos aéreos de las plantas y los eventuales riesgos para las propias plantas (fitotoxicidad) o para los animales que las consuman.



## ***1.6 Hipótesis***

En el presente trabajo se plantearon dos hipótesis acerca de la respuesta del suelo degradado de zonas semiáridas a la aplicación de biosólidos municipales con fines de rehabilitación.

- 1) Que el efecto de la aplicación superficial de biosólidos sobre el crecimiento y la absorción de metales pesados de la vegetación en general, dependería de la dosis, el tipo de suelo, el grupo funcional y las condiciones ambientales del sitio.
- 2) Que el crecimiento de especies individuales, aún del mismo género, cultivadas en suelos fertilizados con biosólidos, mostraría en ensayos de invernadero, respuestas de crecimiento e absorción de metales pesados particulares para cada especie.

La primera hipótesis trata de dilucidar la problemática de la conveniencia o no de la aplicación de los biosólidos en función de la respuesta de crecimiento y la acumulación probable de metales pesados en los tejidos vegetales, así como de las dosis de biosólidos que deben aplicarse. Así mismo se aborda la cuestión de si la aplicación de los biosólidos a este tipo de suelos, tiene el potencial para favorecer el crecimiento de los pastos sobre las especies anuales, en primer término, y el efecto de las condiciones estacionales en que se aplican los biosólidos.

La segunda hipótesis establece la cuestión de la heterogeneidad de la respuesta de las especies a la aplicación de los biosólidos. Esta respuesta ensayada en condiciones de invernadero, reflejaría una respuesta potencialmente diferente entre especies co-dominantes en el campo, a consecuencia de un mejor aprovechamiento de la fertilización con los biosólidos por una especie que por otra. Esta constituye una manera indirecta de inferir que especie podría verse mejor favorecida por la aplicación de los biosólidos en los suelos blanco.

En zonas áridas y semiáridas de Norteamérica se ha practicado la aplicación de biosólidos con fines de rehabilitación de suelos degradados quizá desde el trabajo pionero de Whitford et al. (1989). La revisión de Jurado-Guerra et al. (2004) informa de los múltiples beneficios asociados a la aplicación de biosólidos en estos suelos. Beneficios que van desde el mejoramiento de las propiedades físicas, como la infiltración de agua y el contenido de humedad, hasta las propiedades químicas por el incremento de macro- y

micro-nutrientes, y biológicas, debido al incremento en las poblaciones microbianas en el suelo.

Sin embargo, los dos asuntos manejados en las hipótesis planteadas en este trabajo han sido poco estudiados. Diversos estudios realizados con especies de gramíneas cultivadas señalan las diferencias en la respuesta de crecimiento obtenida con la aplicación de biosólidos (Jurado-Guerra et al., 2004). Pero las especies co-dominantes, aún si son también co-genéricas, podrían verse diferencialmente favorecidas con la aplicación de biosólidos y esto podría tener implicaciones ecológicas importantes en condiciones naturales. Aunque estas implicaciones no son objeto del presente trabajo, la comparación de la respuesta de crecimiento y la absorción de metales pesados de tales especies en condiciones de invernadero es una primera aproximación para estudiar posibles respuestas diferenciales a la aplicación de los biosólidos .

Adicionalmente, existen pocas referencias en la literatura que tratan del efecto de la aplicación de biosólidos sobre la vegetación nativa y en especial sobre los grupos funcionales (Pierce et al., 1998; Martínez et al., 2003; Walter et al., 2006). El mejoramiento de la calidad forrajera en estos suelos depende de la recuperación de los pastizales. Aunque este es un objetivo a largo plazo, que no se espera observar en un par de años de seguimiento o aplicación de biosólidos. Se pretende, en una primera aproximación, analizar la respuesta del grupo funcional (pasto o hierba) a la aplicación de los biosólidos, como fue ya anteriormente planteado.

### ***1.7 Objetivos***

El propósito de esta tesis fue evaluar en campo e invernadero los beneficios y/o toxicidad del uso de biosólidos municipales para mejorar suelos de agostadero degradados. Para ello, se establecieron como objetivos:

- i. Determinar las respuestas de crecimiento y de absorción de metales pesados de tres especies de pastos nativos (*Bouteloua* spp.) a la aplicación de biosólidos en dos diferentes tipos de suelos degradados del Altiplano Potosino.
- ii. Evaluar el efecto de la aplicación superficial de biosólidos sobre la biomasa, la cobertura y la acumulación de metales pesados en la vegetación nativa de suelos degradados.

### ***1.8 Estructura de la tesis***

La presente tesis doctoral incluye cinco capítulos adicionales a este. El capítulo 2, aborda los principales conceptos relacionados con los objetivos planteados en esta tesis, derivados de la elaboración de un modelo conceptual, que se presenta como eje organizador. El capítulo 3, presenta el análisis de la variación interespecífica en *Bouteloua* spp. realizada en el experimento de invernadero. En el capítulo 4, se analiza la respuesta de crecimiento de la vegetación nativa a la aplicación de los biosólidos, mientras que el capítulo 5 presenta los resultados del análisis de metales pesados en suelos y en plantas del experimento de campo. En el capítulo 6, se realiza una discusión general de los resultados más relevantes y su significado para el propósito de la rehabilitación de suelos degradados en el Altiplano Potosino.

### ***1.9 Referencias***

- Alloway, B. J., y Jackson, A. P. (1991). The behaviour of heavy metals in sewage sludge-amended soils. *Sci. Tot. Environ.* **100 Spec No**, 151-76.
- Antolin, M.C., Pascual, I., García, C., Polo, A., y Sánchez-Díaz, M. (2005). Growth, yield and solute content of barley in soils treated with sewage sludge under semiarid Mediterranean conditions. *Field Crops Res.* **94**, 224–237.
- Antoniadis, V., y Alloway, B. J. (2003). Influence of time on the plant availability of Cd, Ni and Zn after sewage sludge has been applied to soils. *Agrochim.* **47**, 81-93.
- Baez, S., y Collins, S.L. (2008). Shrub invasion decreases diversity and alters community stability in northern Chihuahuan Desert plant communities. *PLoS ONE* **3**, e2332.
- Benton, M. W., y Wester, D. B. (1998). Biosolids effects on tobosagrass and alkali sacaton in a Chihuahuan desert grassland. *J. Environ. Qual.* **27**, 199-208.
- Brady, N.C. y Weil, R.R. (1999). *The Nature and Properties of Soils*. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Comisión Nacional del Agua (2008). Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento, Edición 2008. SEMARNAT, México, D.F.
- Fließbach, A., Martens, R. y Reber, H.H. (1994). Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge. *Soil Biol. Biochem.* **26**, 1201-1205.
- Fresquez, P.R., Francis, R.E. y Dennis, G.L. (1990). Sewage sludge effects on soil and plant quality in a degraded, semiarid grassland. *J. Environ. Qual.* **19**, 324-329.
- García-Orenes, F., Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreno, J., Gomez, I. y Mataix-Beneyto, J. (2005). Factors controlling the aggregate stability and bulk density

- in two different degraded soils amended with biosolids. *Soil & Tillage Research* **82**, 65-76.
- Gómez-Tovar, F. (2007). *Estudios de laboratorio para la evaluación de la factibilidad técnica del proceso de composteo de biosólidos y residuos lignocelulósicos*. Tesis Ingeniería. Instituto Tecnológico de Celaya, México.
- Han, F. y Singer, A. (2007). *Biogeochemistry of trace elements in arid environments*. Springer-Verlag, Dordrecht.
- Harris-Pierce, R., Redente, E. y Barbarick, K. A. (1993). *The effect of sewage sludge application on native rangeland soils and vegetation: Fort Collins-Meadow Springs Ranch*. Colorado Agric. Exp. Stn. Tech. Rep. TR 93-6, Colorado State Univ., Ft. Collins.
- Hernández, T. Moreno, J.I., y Costa, F. (1991). Influence of sewage sludge application on crop yields and heavy metal availability. *Soil Sci. Plant Nutr.* **37**, 201-210.
- Instituto Nacional de Ecología y Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2004). *GEO México 2004. Perspectivas del Medio Ambiente en México*. Reporte Técnico. SEMARNAT, México. URL: [http://www.ine.gov.mx/ueajei/publicaciones/consultaPublicacion.html?id\\_pub=448](http://www.ine.gov.mx/ueajei/publicaciones/consultaPublicacion.html?id_pub=448)
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (1999). *Superficie desertificada en zonas áridas y semiáridas de México en términos de degradación con afectación muy severa y severa por tipo y entidad federativa, 1999*. México. <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/espanol/rutinas/ept.asp?t=mamb71&s=est&c=8517>
- Jin, Q., Zi-Jian, W., Xiao-quann, S., Qiang, T., Bei, W y, Bin, C. (1996). Evaluation of plant availability of soil trace metals by chemical fractionation and multiple regression analysis. *Environ. Pollut.* **91**, 309–315.
- Jurado, P. y Wester, D. B. (2001). Effects of biosolids on tobosagrass growth in the Chihuahuan desert. *J. Range Manage.* **54**, 89-95.
- Jurado-Guerra, P., Luna, M. y Barretero, R. (2004). Aprovechamiento de biosólidos como abonos orgánicos en pastizales áridos y semiáridos. *Tec. Pecu. Méx.* **42**, 379-395.
- Jurado-Guerra, P., Wester, D. B. y Fish, E. B. (2006). Soil nitrate nitrogen dynamics after biosolids application in a tobosagrass desert grassland. *J. Environ. Qual.* **35**, 641-50.
- Keefer, R. F., Singh, R. N. y Horvath, D. J. (1986). Chemical Composition of Vegetables Grown on an Agricultural Soil Amended with Sewage Sludges. *J. Environ. Qual.* **15**, 146-152.
- Kizilkaya, R. y Bayrakli, B. (2005). Effects of N-enriched sewage sludge on soil enzyme activities. *Appl. Soil Ecol.* **30**, 192-202.
- Logan, T. J. y Harrison, B. J. (1995). Physical characteristics of alkaline stabilized sewage sludge (N-viro soil) and their effects on soil physical properties. *J. Environ. Qual.* **24**, 153-164.

- Lopez-Mosquera, M. E., Moiron, C. y Carral, E. (2000). Use of dairy-industry sludge as fertiliser for grasslands in northwest Spain: heavy metal levels in the soil and plants. *Resour. Conserv. Recy.* **30**, 95-109.
- Martinez, F., Cuevas, G., Calvo, R. y Walter, I. (2003). Biowaste effects on soil and native plants in a semiarid ecosystem. *J. Environ. Qual.* **32**, 472-479.
- Mata-Gonzalez, R., Sosebee, R. E. y Wan, C. G. (2002). Physiological impacts of biosolids application in desert grasses. *Environ. Exp. Bot.* **48**, 139-148.
- Metcalf & Eddy Inc. (2004). *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*. 4a edición. Mc. Graw-Hill, New York.
- Moffet, C. A., Zartman, R. E., Wester, D. B. y Sosebee, R. E. (2005). Surface biosolids application: effects on infiltration, erosion, and soil organic carbon in Chihuahuan Desert grasslands and shrublands. *J. Environ. Qual.* **34**, 299-311.
- National Academy of Sciences (1996). *Use of Reclaimed Water and Sludge in Food Crop Production*. National Academic Press, Washington, D.C.
- Navas, A., Machin, J. y Navas, B. (1999). Use of biosolids to restore the natural vegetation cover on degraded soils in the badlands of Zaragoza (NE Spain). *Bioresource Technology* **69**, 199-205.
- O'Connor, G. A., Elliott, H. A., Basta, N. T., Bastian, R. K., Pierzynski, G. M., Sims, R. C. y Smith, J. E., Jr. (2005). Sustainable land application: an overview. *J. Environ. Qual.* **34**, 7-17.
- Orndorff, Z. W., Daniels, W. L. y Fanning, D. S. (2008). Reclamation of acid sulfate soils using lime-stabilized biosolids. *J. Environ. Qual.* **37**, 1447-1455.
- Pierce, B. L., Redente, E.F., Barbarick, K.A., Brobst, R.B. y Hegeman, P. (1998). Plant biomass and elemental changes in shrubland forages following biosolids application. *J. Environ. Qual.* **27**, 789-794.
- Qasim, M., Javed, N., Himayatullah, y Subhan, M. (2001). Effect of sewage sludge on the growth of maize crop. *J. Biol. Sci.* **1**, 52-54
- Ramulu, U.S. (2002). *Reuse of municipal sewage and sludge in agriculture*. Scientific Publishers, Jodhpur, India.
- Ravi, S., D'Odorico, P. y Okin, G.S. (2007). Hydrologic and aeolian controls on vegetation patterns in arid landscapes. *Geophys. Res. Lett.* **34**, L24S23, doi:10.1029/2007GL031023.
- Romamyà, J. y Rovira, P. (2007) Labile phosphorus forms in irrigated and rain-fed with organic and conventional farming practices. *Eur. J. Agron.* **27**, 62-71.
- Ros, M., Hernandez, M. T. y Garcia, C. (2003). Bioremediation of soil degraded by sewage sludge: Effects on soil properties and erosion losses. *Environ. Manage.* **31**, 741-747
- Rostagno, C. M. y Sosebee, R. B. (2001a). Surface application of biosolids in the Chihuahuan Desert: Effects on soil physical properties. *Arid Land Res. Manage.* **15**, 233-244.

- Rostagno, C. M. y Sosebee, R. E. (2001b). Biosolids application in the Chihuahuan Desert: Effects on runoff water quality. *J. Environ. Qual.* **30**, 160-170.
- Schoof, R.A. y Houkal, D. (2005). The evolving science of chemical risk assessment for land-applied biosolids. *J. Environ. Qual.* **34**, 114-21.
- Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales (2003). *Norma Oficial Mexicana. Lodos y biosólidos. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, NOM-004-SEMARNAT-2002*. Diario Oficial de la Federación México, 15 de agosto de 2003
- Singh, R. P. y Agrawal, M. (2008). Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Manage.* **28**, 347–358.
- Smith, S.D., Monson, R.K. y Anderson, J.E. (1997). *Physiological ecology of north american desert plants*. Springer, New York.
- Stehouwer, R., Day, R. L. y Macneal, K. E. (2006). Nutrient and trace element leaching following mine reclamation with biosolids. *J. Environ. Qual.* **35**, 1118-26.
- Tsadilas, C.D., Matsi, T., Barbayiannis, N. y Dimoyiannis, D. (1995). The influence of sewage sludge application on soil properties and on the distribution and availability of heavy metal fractions. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **26**, 2603-2619.
- U.S. EPA. (1992a). *Technical Support Document for the Land Application of Sewage Sludge*. PB93-110583. November.
- U.S. EPA. (1992b). *Technical Support Document for Pathogens and Vector Attraction Reduction in Sewage Sludge*. PB93-110609. November
- Uribe-Montes, H.R., Orozco, G., Chávez, N. y Espino, M.A. (1993). Uso de biosólidos para incrementar la productividad en alfalfa. Campo experimental Delicias, Chihuahua, INIFAP, México. (<http://www.bvsde.paho.org/bvsair/e/repindex/rep84/vleh/aidis/II-Uribe-Mexico-1.pdf>).
- Walter, I., Martinez, F. y Cala, V. (2006). Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses. *Environ. Pollut.* **139**, 507-514.
- Whicker, J.J., Breshears, D.D., Wasiolek, P.T., Kirchner, T.B., Tavani, R.A. y Schoep, D.A. (2002). Temporal and spatial variation of episodic wind erosion in unburned and burned semiarid shrubland. *J. Environ. Qual.* **31**, 599-612.
- White, C.S., Loftin, S.R. y Aguilar, R. (1997). Application of biosolids to degraded semiarid rangeland: Nine-year responses. *J. Environ. Qual.* **26**, 1663-1671.
- Whitford, W.G., Aldon, E.F., Freckman, D.W., Steinberger, Y. y Parker, L.W. (1989). Effects of organic amendments on soil biota on a degraded rangeland. *J. Environ. Qual.* **42**, 56-60.

# Capítulo 2

---

## Marco teórico y conceptual

### 2.1 Elementos nutricionales presentes en los biosólidos

#### 2.1.1 Composición química de los biosólidos.

El término “biosólidos” (biosolids) fue introducido en la normatividad de la USEPA (United States Environmental Protection Agency; EPA-40-503) en vez de lodo residual (sewage sludge) para enfatizar los usos benéficos derivados de la disposición de éstos en el suelo. Por lo mismo, no cubre todos los tipos de lodos residuales sino solo aquellos de origen doméstico, de los cuales se han removido los sólidos y natas por un tratamiento primario, secundario o un proceso más avanzado (USEPA, 1994).

Tabla 2.1 Componentes principales de los biosólidos<sup>1</sup>.

Componente	Intervalo	Valor típico
Sólidos totales (ST) (%)	6.0 – 12.0	10.0
Sólidos volátiles (% ST)	30 – 60	40.0
Grasas y aceites (% ST)	5.0 -20.0	
Proteínas (% ST)	15 – 20	18
Nitrógeno (% ST)	1.6 – 6.0	3.0
Fósforo (% ST)	1.5 – 4.0	2.5
Potasio (K <sub>2</sub> O, % ST)	0 – 3.0	1.0
Celulosa (% ST)	8.0 -15.0	10.0
Hierro (no-sulfuros) (% ST)	3.0 – 8.0	4.0
Sílice (% ST)	10.0 -20.0	
pH	6.5 – 8.6	7.0
Alcalinidad (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	2500 – 3500	3000
Ácidos orgánicos (mg/L)	100 -600	200

---

<sup>1</sup>Metcalfe y Eddy Inc., 2004

La composición de los biosólidos (Tabla 2.1) varía en función de la cantidad y tipo de desechos vertidos a la red municipal. Una fracción de los compuestos orgánicos se volatiliza, lo cual produce olores desagradables al olfato humano.

Los biosólidos son ricos en N y P, aunque típicamente bajos en K (Tabla 2.2) debido a que en el proceso del tratamiento de las aguas residuales, el K se solubiliza y se lixivia de la fracción sólida (Epstein, 2003).

Tabla 2.2 Macro y microelementos de los biosólidos y el abono de origen animal<sup>1</sup>.

Componente (Unidad)	Abono animal	Biosólidos	
		Intervalo	Valor Típico
Nitrógeno (% MS) <sup>2</sup>	1.7-7.8	<0.1-17.6	3
Fósforo (% MS)	0.3-2.3	<0.1-14.3	1.5
Azufre (% MS)	0.26-0.68	0.6-1.5	1
Calcio (% MS)	0.3-8.1	0.1-25	4
Magnesio (% MS)	0.29-0.63	0.03-2.0	0.4
Potasio (% MS)	0.8-4.8	0.02-2.6	0.3
Sodio (% MS)	0.07-0.85	0.01-3.1	-
Aluminio (% MS)	0.03-0.09	0.1-13.5	0.5
Hierro (% MS)	0.02-0.13	<0.1-15.3	1.7
Zinc (mg/kg MS)	56-215	101-27,800	1200
Cobre (mg/kg MS)	16-105	6.8-3120	750
Manganeso (mg/kg MS)	23-333	18-7,100	250
Boro (mg/kg MS)	20-143	4-757	25
Molibdeno (mg/kg MS)	2 - 14	2-976	10
Cobalto (mg/kg MS)	1	1 a 18	10
Arsénico (mg/kg MS)	12 - 31	0.3-316	10
Bario (mg/kg MS)	26	21-8,980	-

<sup>1</sup>National Research Council (1996)

<sup>2</sup>MS, materia seca

Los biosólidos contienen también micro-nutrientes esenciales para las plantas. Entre ellos, Cu, Fe, Mn, Mo y Zn se encuentran en cantidades más altas que en el abono de origen



animal (Tabla 2.2). Adicionalmente, los biosólidos contienen sustancias orgánicas, metales traza no esenciales, micro-contaminantes orgánicos y microorganismos (Kulling, 2001).

Carbono, nitrógeno y fósforo están en forma orgánica e inorgánica en los biosólidos (Tabla 2.3). Desde el punto de vista agronómico, los biosólidos tienen un alto contenido de N orgánico mineralizable, y de fósforo inorgánico soluble.

Tabla 2.3 Otros nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas contenidos en los biosólidos. Se presentan valores medidos en distintos lugares a manera de ejemplo.

	Intervalo	Ejemplo ilustrativo	Lugar	Referencia
Carbono orgánico (%)	17 - 41		EUA	US EPA, 1995
Carbono inorgánico (%)		1-4	Indiana, EUA	Sommers et al.,1976
Materia orgánica (%)	19 - 63	50	Indiana, EUA	Sommers et al.,1976
N orgánico (%)	2.3 – 5.0	4.2	England	Ogg, 2008
Amonio (%)	<0.01-12	1.42	Michigan	Jacobs y Creary, 2001
Nitratos (ppm)	<5-50	29	England	Ogg, 2008
Fósforo orgánico (%)	0.1-0.7	0.08	Australia	Pritchard, 2005
Fosforo inorgánico (%)	0.6-2.1	0.72	Australia	Pritchard, 2005
Sulfatos (ppm)		3,894	England	Ogg, 2008
Ca intercambiable (ppm)	2700-5600	8,332	Tailandia	Parkpain et al.,1998
Mg intercambiable (ppm)	1400-2075	870	Tailandia	Parkpain et al.,1998
K intercambiable (ppm)	1000-2200	4000	Denver, USA	Stukenberg et al.,1993

### **2.1.2 Movilidad y procesos de transformación de elementos nutricionales**

Como la matriz de los biosólidos es parcialmente acuosa, una parte de los nutrientes se encuentra ya en solución, mientras que otra se encuentra asociada a la materia orgánica o a la fracción inorgánica. Al aplicarse a los suelos, el destino de los elementos primarios para la nutrición vegetal presentes en los biosólidos es la sorción o la solución en el suelo (Fig. 2.1).

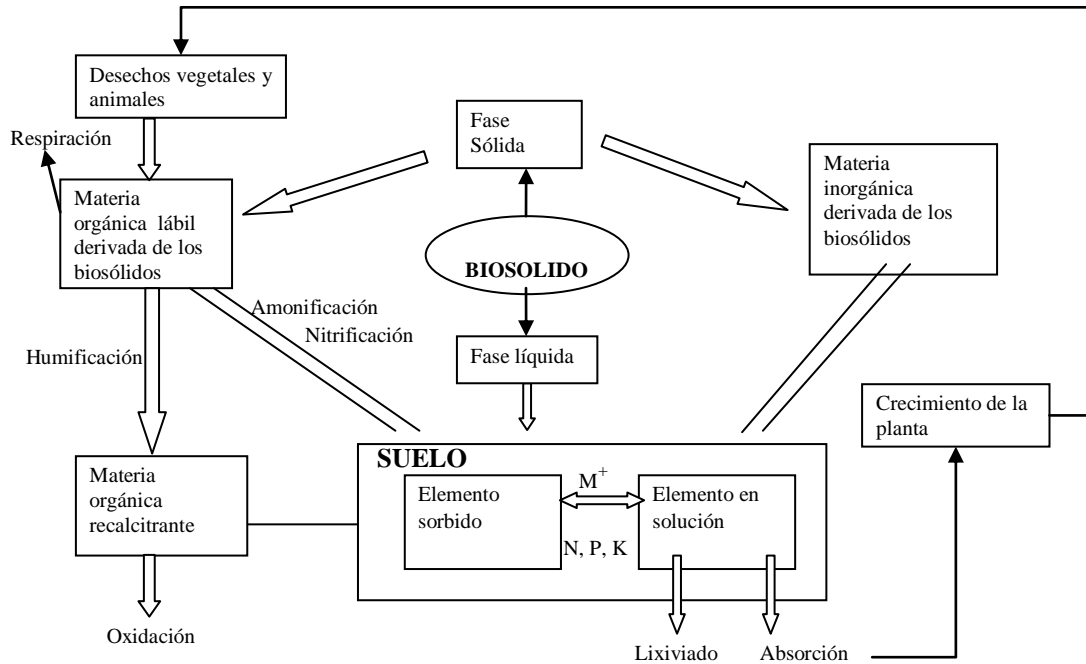


Figura 2.1. Modelo conceptual de la movilidad de elementos nutricionales a partir de la aplicación de biosólidos al suelo. M<sup>+</sup>, metal; N, nitrógeno; P, fósforo, K, potasio. Las flechas indican flujos y las líneas dobles interacciones entre compartimentos (Modificado de Bergkvist y Jarvis, 2004).

### 2.1.2.1 Materia orgánica

Mientras que los suelos generalmente contienen entre 1 y 8% de materia orgánica, los biosólidos tratados llegan a tener hasta un 50% de materia orgánica y 1 a 4% de C inorgánico (Tabla 2.3) (Sommers et al., 1976).

El efecto más importante de la materia orgánica en el suelo es sobre sus propiedades físicas, con lo cual favorece el ambiente de la rizosfera (aire, agua) para la absorción de nutrientes. Incrementa también la capacidad de intercambio catiónico favoreciendo el suministro de nutrimentos mayores y microelementos. Mejora la agregación del suelo (cementando las partículas) y con ello, aumenta la porosidad, la aireación, la capacidad de retención de agua (Ramulu, 2002), la conductividad hidráulica y la estabilidad de agregados (Epstein, 1975; Rostagno y Sosebee, 2001). Naturalmente, se ha observado un aumento en la materia orgánica del suelo (Rostagno y Sosebee, 2001) y el contenido de humus con el tiempo (Kulling et al., 2001).

Otro aspecto muy importante de la materia orgánica es la mineralización del nitrógeno, por la cual se liberan los nutrientes inorgánicos que requieren las plantas. La mineralización de la materia orgánica moviliza también los metales pesados retenidos en la matriz de los biosólidos (Fig. 2.2).

#### **2.1.2.2 Carbono**

La adición de biosólidos al suelo incrementa el carbono orgánico, mineralizado y disuelto, en relación lineal a la tasa de aplicación (Lindsay y Logan, 1998; Usman et al., 2004). Con el tiempo, la descomposición de la materia orgánica lleva a la pérdida del C orgánico como CO<sub>2</sub> y a la formación de compuestos orgánicos disueltos, los cuales incrementan la disponibilidad de nutrimentos y de metales pesados (Fig. 2.1) (Antoniadis y Alloway, 2003; Jaynes et al., 2003).

El C orgánico de los biosólidos es de una naturaleza diferente al C orgánico encontrado en los suelos y, al parecer, de más fácil descomposición y con alta capacidad de sorción de contaminantes orgánicos no-polares (Smernik et al., 2003). Contiene una fase biológicamente metabolizable y otra resistente a la degradación microbiana (Fallon y Smith, 2000). Esta última, aún puede servir parcialmente de fuente de C a los microorganismos del suelo. El residuo, aún más resistente, lleva a la formación de una fracción más estable, el humus (Fig. 2.1) (Coleman y Jenkinson, 1996).

La aplicación de biosólidos al suelo produce cambios en la biomasa microbiana y en su actividad metabólica, pero el sentido de los cambios depende tanto de las propiedades de los biosólidos como del suelo en el que son aplicados (Abaye et al., 2005; Ros et al., 2006).

En zonas áridas, una parte importante de la descomposición de la materia orgánica se lleva a cabo por fotodegradación o degradación fotoquímica del material orgánico. Esta actividad de la radiación solar puede contribuir desde un 33 hasta un 60% a la reducción del C orgánico del suelo y su transformación a CO<sub>2</sub> (Austin y Vivanco, 2006).

#### **2.1.2.3 Nitrógeno**

La mayor parte del N de los biosólidos está en forma orgánica, es decir, en forma de proteínas, ácidos nucleicos, amino azúcares, aminoácidos, amidas y urea (USEPA, 1995). En esta forma está prácticamente no disponible para las plantas. A través de la

mineralización el N orgánico es convertido, biológica o químicamente, a N inorgánico. (Fig. 2.2).

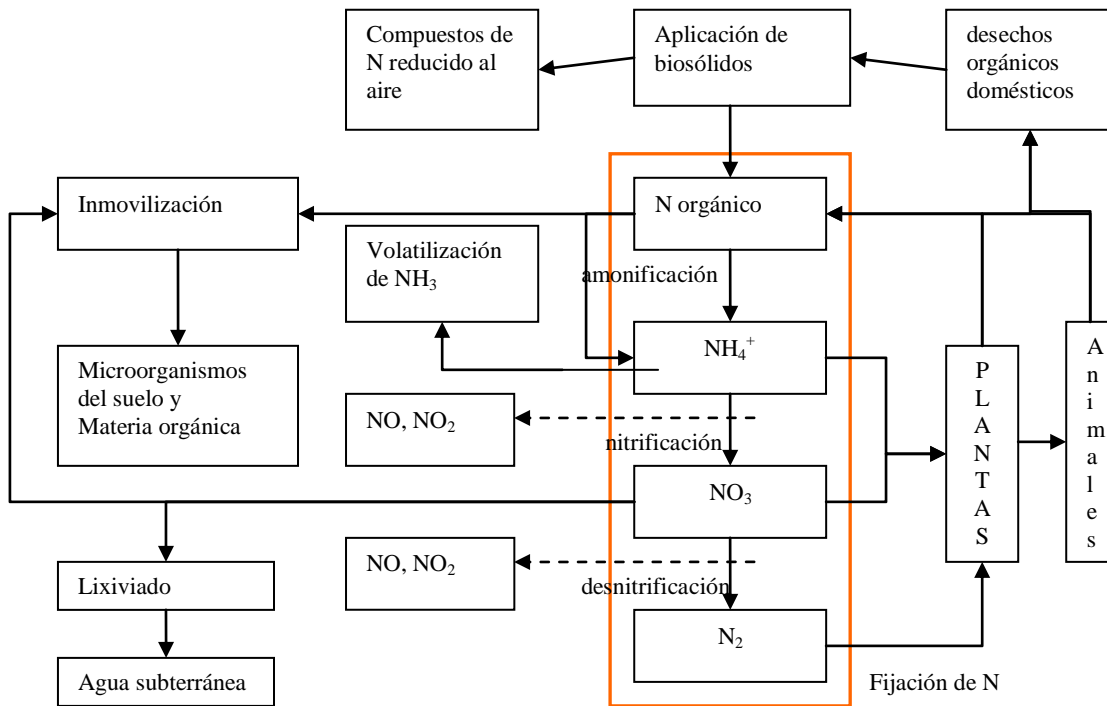


Figura 2.2 Ciclo del Nitrógeno a partir de la aplicación de biosólidos al suelo (Modificado de Epstein, 2003)

El incremento en la tasa de aplicación de biosólidos y de la temperatura en el sitio de aplicación, así como la disminución en el cociente C:N aceleran la mineralización, debido a la abundancia de N (Barbarik et al., 1985; Hsieh et al., 1981; Terry et al., 1979). Los iones positivos de amonio liberados pueden adsorberse en las arcillas y la materia orgánica, lo cual evita que sean lixiviados. Pero en suelos arenosos, con baja capacidad de intercambio catiónico, el amonio puede ser arrastrado con las aguas superficiales (Epstein, 2003).

La volatilización se reduce con el pH ácido de los biosólidos o el suelo mientras que en suelos alcalinos de zonas áridas se incrementa (Hattori, 1988; He et al., 2003). Ésta varía de 30 a 100% en la primera semana después de la aplicación de los biosólidos (Jacobs, 1995). Por lo cual, algunas estimaciones del N disponible, no toman en cuenta al amonio, sino al nitrato de los biosólidos (Gilmour et al., 2000). Suelos con capacidad de intercambio

catiónico baja, alcalinidad moderada y humedad escasa son condiciones ideales para la volatilización del amonio (Mendoza et al., 2006).

La inmovilización es proporcional al N orgánico total y ocurre cuando el cociente C:N es mayor a 30 debido al consumo por los microorganismos del suelo (Brady y Weil, 2002; Parker y Sommer, 1983). En condiciones de deficiencia de N disponible en el suelo, parte del N aplicado con los biosólidos es inmovilizado (Premi y Cornfield, 1969; Ryan et al., 1973; Parker y Sommer, 1983).

La nitrificación (transformación microbiana de amonio a nitrato) predomina en los suelos semiáridos, especialmente a pH entre 7 y 8 (Mendoza et al., 2006). Los pulsos de humedad incrementan la mineralización neta y la nitrificación. Con un mínimo de humedad, la temperatura alta cobra gran importancia en la intensidad de la mineralización (Anderson y Levine, 1987; Galbally et al., 2008; Hartley and Schlesinger, 2000).

La desnitrificación puede ocurrir en suelos de regiones semiáridas saturados por pulsos de agua cercanos que crean condiciones anaeróbicas temporales (Galbally et al., 2008). En el Desierto Chihuahuense las tasas de desnitrificación, aunque temporales y localizadas, son tan altas como las medidas en bosques templados o tropicales (Peterjohn y Schlesinger, 1991; Barger et al., 2005). El pH neutro a ligeramente alcalino favorece la desnitrificación, especialmente después de un largo periodo seco (Westerman, 1978).

Las formas inorgánicas de N como el nitrato y el amonio, constituyen el N disponible para la planta (PAN por sus siglas en inglés). El decaimiento o mineralización neta<sup>2</sup> del N orgánico contribuye al PAN y se asume que constituye un 50% del N aplicado con los biosólidos en el primer año. El restante 50% se mineraliza más lentamente hasta estabilizarse en un 3% (USEPA, 1995). La fijación biológica de N en costras biológicas, leguminosas y bacterias asociadas a las raíces de los pastos, es la forma mas importante de introducción de nitrógeno en los desiertos (Barger et al., 2005).

---

<sup>2</sup> La mineralización neta resulta del grado en que el nitrógeno mineralizado excede a su utilización por las bacterias (inmovilización).

#### **2.1.2.4 Fósforo**

La mayor parte del fósforo de los biosólidos está en forma inorgánica (80-92%) asociado principalmente con Fe y Al. Muy poco P orgánico está disponible para la mineralización (Dentel et al., 2001; O'Connor et al. 2002; Pritchard, 2005).

A la alta disposición inicial del P aplicado con los biosólidos, sigue generalmente una rápida disminución con el tiempo. La liberación del P de los biosólidos es más lenta y más alta en suelos arenosos que arcillosos. Pero las interacciones con las propiedades del suelo y la temperatura, hacen difícil predecir el destino del P de los biosólidos (Akhtar et al., 2002).

Ligeros cambios del pH tienen efectos importantes sobre la disponibilidad del P. Al incrementar la acidez, el P se asocia mayormente al Fe y Al, mientras que a pH neutro aumenta su solubilidad (Stewart y Sharpley 1987). Un pH entre 6.4 y 7.0 promueve la adsorción de P sobre el Ca (Folle et al., 1995). Aún así, el P de biosólidos digeridos aeróbicamente fue más disponible para las plantas en suelos alcalinos y calcáreos que la adición de superfosfato inorgánico (Pomares et al., 1984).

El P en suelos desérticos está primariamente ligado a los carbonatos, más que a los óxidos de Fe y Al. Por lo cual está poco disponible para las plantas, Sin embargo, aunque el P total puede disminuir con el aumento de  $\text{CaCO}_3$ , el P disponible no muestra cambios (Lajtha y Schlesinger, 1988).

#### **2.1.2.5 Metales pesados**

Los biosólidos contienen metales pesados<sup>3</sup> que provienen de las aguas residuales domésticas, pluviales e industriales (Tabla 2.2). Algunos metales pesados que son tóxicos (e.g. Cd) y otros considerados nutrientes (e.g. Mn, Ni y Zn) son ingeridos por las plantas (Williams et al., 2000).

Aplicaciones repetidas de biosólidos incrementan regularmente, aunque no siempre, la carga de metales pesados en el suelo. Conforme se degrada la materia orgánica, más metales pueden ser liberados. Pero la materia orgánica es solo un 50% de la materia sólida

---

<sup>3</sup> Se definen como metales pesados a los metales que poseen una densidad mayor a 5 g/cm<sup>3</sup> (Seaward y Richardson, 1990). Elementos traza son aquellos elementos presentes en materiales naturales en concentraciones menores a 1000 mg/kg (Kabata-Pendias y Pendias, 1992). Aquí se prefiere el término metal pesado debido al uso de este término en las normas ambientales.

de los biosólidos de la cual se descompone alrededor de 50%. El 50% restante esta conformado por constituyentes inorgánicos, como óxidos de Fe, Mn y Al, silicatos y carbonatos (Basta et al., 2005).

Los procesos químicos de sorción regulan el fraccionamiento de los metales entre la solución y las fases sólidas del suelo, y por ende, su disponibilidad (Fig. 2.1) (Basta et al., 2005). El pH del suelo, la materia orgánica y los óxidos de Fe y Mn son factores importantes que controlan la solubilidad de los metales en estos sistemas (Adriano, 2001; Lindsay, 2001; Scheckel y Ryan, 2004). Los mecanismos de retención y movilidad de metales en suelo fertilizado con biosólidos, así como las rutas de absorción, son revisados en la sección 2.2.

Debido a que los metales pesados no se degradan en el suelo pueden constituir eventualmente un riesgo para la salud humana y los ecosistemas.

## **2.2 Efecto de la aplicación de los biosólidos sobre el crecimiento de las plantas en suelos de regiones semiáridas**

### **2.2.1 Uso y aplicación de biosólidos**

Agostaderos y pastizales semiáridos irrigados requieren entre 20 (22.4) y 200 lb N/acre (224 kg/ha) por año (Vallentine, 1989). Con una tasa de 10 Mg/ha de biosólidos se suministran hasta 120 kg N disponible/ha por año a cultivos de maíz (Henry et al., 1999). Ippolito et al. (1992) recomiendan tasas menores a 6.7 Mg/ha de biosólidos secos para evitar la sobrecarga de nitrógeno en cultivos continuos de trigo. Biosólidos aplicados a tasas entre 22.5 y 45 Mg/ha mantuvieron niveles óptimos de nutrientes y mejoraron la producción de forraje, especialmente de *Bouteloua gracilis* e *Hilaria jamesi*, en suelos degradados de Nuevo México (Fresquez et al., 1990 y 1991).

El tiempo óptimo de aplicación de fertilizante se determina por la cantidad y distribución de la lluvia, el tipo de plantas y la clase de fertilizante utilizado (Vallentine, 1989). Un fertilizante inorgánico altamente soluble debe aplicarse poco tiempo antes de la estación de crecimiento (McKell et al., 1970). En contraste, el criterio para el mejor tiempo de aplicación de los biosólidos no está bien establecido. Jurado-Guerra et al. (2006) encontraron que la aplicación de biosólidos durante la estación de dormancia (invierno) en el desierto Chihuahuense, favoreció la acumulación de nitratos por mineralización e

incrementó la producción de *Hilaria mutica* mayormente que la aplicación más cercana a la estación de crecimiento (verano) en un año lluvioso. Sin embargo, en un año con precipitación más baja que la media anual, la estación de aplicación no afectó el contenido de NO<sub>3</sub> del suelo. Esto significa que el efecto de la estación de aplicación depende de las condiciones climáticas previas a la aplicación. Benton y Wester (1998) y Mata-Gonzalez et al. (2002) observaron el mismo efecto sobre la producción de biomasa en *Sporobolus airoides*, *Bouteloua gracilis* e *Hilaria mutica*, con aplicaciones de 0 a 90 Mg/ha de biosólidos en la misma región. Contrario a los autores anteriores Evanylo (2003) sostiene que un tiempo largo de residencia de los biosólidos antes de la estación de crecimiento, favorece las pérdidas de N por diferentes rutas y, por lo tanto, se obtiene una baja producción de maíz. Estas pérdidas de nitrógeno son mayores en suelos arenosos que arcillosos, pero semejantes en caso de años con alta precipitación.

La respuesta a la fertilización depende también del grupo funcional y de la especie. Condiciones favorables de humedad y liberación lenta del N en invierno favorecen el crecimiento de los pastos de invierno, mientras que los pastos de verano (como *B. curtipendula* y *B. gracilis*) son aparentemente más eficientes en el uso del nitrógeno disponible poco antes o durante la estación de crecimiento (Waller et al., 1985). De las dos, *B. curtipendula* responde mejor a la fertilización con N y a la humedad que *B. gracilis* (Goetz, 1969; Lehman et al., 1968).

## **2.2.2 Efectos sobre la vegetación**

### **2.2.2.1 Producción de biomasa**

La aplicación de biosólidos ha mostrado su efectividad en cultivos agrícolas (Epstein, 2003). Por ejemplo, se obtienen regularmente 45 ton/ha de papa con fertilizante inorgánico, mientras que con la aplicación de biosólidos se obtienen hasta 67.5 ton/ha (Dowdy et al., 1976).

Hay pocos estudios sobre la producción de pastos en suelos de regiones áridas o semiáridas fertilizadas con biosólidos. Fresquez et al. (1990) obtuvieron la mejor producción y calidad de la vegetación herbácea, y en particular de *Bouteloua gracilis*, a una tasa de 45 Mg/ha de biosólidos en pastizales del oeste de Texas. En la misma región, la producción y la calidad de forraje de los pastos de verano, *Hilaria mutica* y *B. gracilis*, fue



mayor con la aplicación temprana de biosólidos (invierno o principio de primavera) que en la aplicación de verano (Jurado y Wester, 2001; Mata González et al., 2002).

En suelos semiáridos degradados del centro de España, Walter et al. (2000, 2006) observaron incrementos significativos en biomasa y cobertura vegetal a tasas de 40 y 80 Mg/ha de biosólidos, que persistieron después de 5 años de la aplicación.

#### **2.2.2.2 Efectos sobre la estructura de la comunidad**

La aplicación de biosólidos a los suelos tiene en general un efecto positivo sobre la producción de biomasa y la cobertura vegetal, pero posiblemente produzca un efecto negativo sobre la riqueza y diversidad de especies (Fresquez et al., 1990; Martínez et al., 2003; Moreno-Penaranda et al. 2004).

La cobertura foliar de *B. gracilis* se incrementó hasta en un 70% en pastizales de Nuevo México con aplicaciones superficiales de biosólidos (0 - 90 Mg/ha), mientras que la densidad de la escobilla (*Gutierrezia sarothrae*), una planta invasora, disminuyó gradualmente hasta desaparecer después del cuarto año (Fresquez et al., 1990). La biomasa y la cobertura de pastos perennes también se incrementó significativamente a tasas entre 0 y 40 Mg/ha en el oeste de Colorado mientras que la cobertura de las especies anuales nunca representó más del 3% de la cobertura total (Pierce et al., 1998).

Martínez et al. (2003) reportaron una disminución en la riqueza de especies con la tasa de aplicación (0-40 Mg/ha). El número de especies perennes decreció y el de anuales aumentó, lo cual se atribuyó a la ventaja que las raíces someras de las anuales tuvieron sobre las raíces más profundas de las perennes, en condiciones de acumulación de nitrógeno en la capa superior del suelo.

También se ha reportado que la aplicación de biosólidos a suelos mineros es un método efectivo para recuperar la cobertura de la vegetación y mejorar la calidad de los suelos (Pichtel et al., 1994; Brofas et al., 2000).

#### **2.2.3 Riesgos asociados a la absorción de metales pesados**

El contenido de metales de los biosólidos puede inhibir la actividad microbiana del suelo y producir cambios en su biomasa y composición (Abaye et al., 2005; Khan et al., 2007; Bhattacharyya et al., 2008).

Elementos traza esenciales como Cu, Ni y Zn pueden alcanzar niveles fitotóxicos si están altamente disponibles en el suelo. La toxicidad es dependiente del pH, la especie, la concentración del metal y los factores ambientales como la temperatura y la humedad del suelo (Epstein, 2003). Cobre, Ni y Zn retardan el crecimiento de la planta e inhiben la translocación de Fe, lo cual causa deficiencia de Fe y clorosis. La mayoría de los pastos y cereales comunes como el maíz han mostrado ser más tolerantes a los metales pesados en suelos abonados con biosólidos que los vegetales verdes (Epstein, 2003).

Un metal importante en suelos de zonas áridas es el molibdeno (Mo) el cual es altamente disponible a pH alcalino. Su exceso en la dieta induce deficiencia en el consumo de Cu, por lo cual los rumiantes se enferman de “molibdenosis”. Sin embargo, O’Connor et al. (2001) reportaron baja acumulación de Mo en maíz a aplicaciones altas de biosólidos y cargas de Mo del orden de los 18 kg/ha.

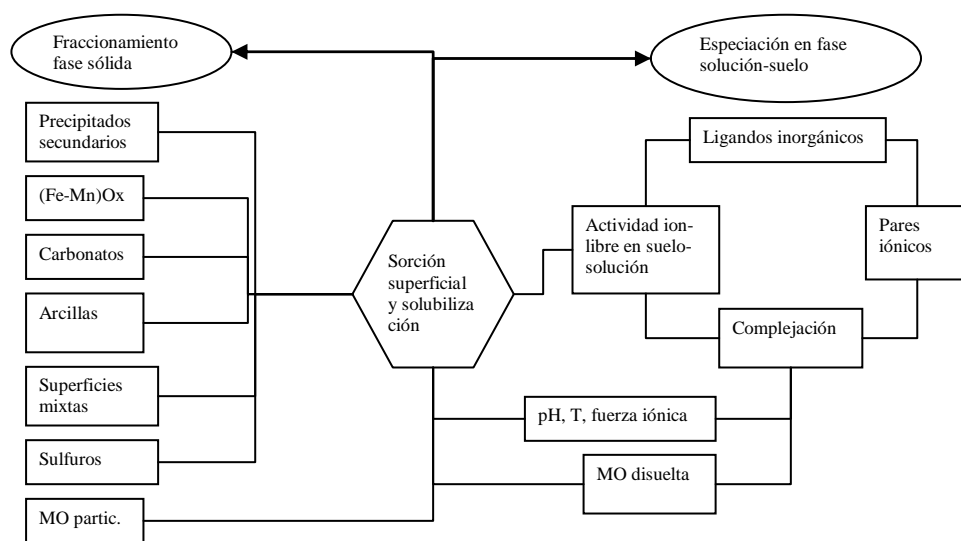


Figura 2.3 Compartimentos de los metales en la fase sólida y componentes y reacciones en la fase líquida del suelo (Tomado de Sauvé, 2002).

### 2.3 Mecanismos de movilidad de metales en suelos mejorados con biosólidos.

Una vez que los biosólidos son aplicados al suelo, los metales liberados se distribuyen entre las fracciones soluble y sólida del suelo. Solo los metales en solución están disponibles para las plantas, ya sea como iones libres, pares iónicos inorgánicos o

complejos orgánicos disueltos. A la determinación de estas especies químicas en la solución del suelo se le conoce como especiación (Fig. 2.3). Los metales ligados a la fase sólida, orgánica e inorgánica, pueden pasar a la solución por intercambio iónico, por desorción o por la solubilización de compuestos orgánicos, entre otros mecanismos. El término “fraccionamiento” o “partición” define la determinación del metal asociado a cada una de las fases sólidas (óxidos de Fe-Mn, arcillas, carbonatos, materia orgánica, etc.) mediante fuerzas de sorción (Fig. 2.3).

### **2.3.1 Metales en la solución del suelo**

#### **2.3.1.1 Actividad del ión libre**

En la solución del suelo, los metales pueden encontrarse como iones libres hidratados o formando complejos con ligandos orgánicos o inorgánicos. Cuando el ión metálico y el ligando interactúan directamente sin moléculas de agua de por medio se forman complejos de tipo “inner- sphere”, mantenidos por fuerzas electrostáticas de baja energía. Si hay moléculas de agua entre el metal y el ligando se forman complejos de tipo “outer-sphere”, los cuales involucran enlaces covalentes y enlaces de hidrógeno. Si la carga del complejo así formado es cero, se habla de pares iónicos (e.g.  $\text{CaSO}_4^0$ ) (Sparks, 2003).

La biodisponibilidad de los metales pesados para las plantas depende de la especiación del metal libre en la solución del suelo (Sauvé, 2002). Modelos muy precisos de la actividad del ión libre<sup>4</sup>, los cuales predicen sus formas químicas y solubilidad, han sido desarrollados para sistemas acuáticos; pero su aplicación a los suelos ha requerido adecuaciones importantes debido a la interacción con la fase sólida y a la abundancia de la materia orgánica (Sauvé, 1999; Norwell et al., 2000). En consecuencia, la actividad molar del ión libre en el suelo ( $\text{pMe}^{2+}$ ) se asocia mejor a propiedades como el pH, el contenido de carbono orgánico, arcillas u otras superficies con capacidad de intercambio superficial (Sur), y la concentración total del metal (McBride et al., 1997; Sauvé, 1999, Sauvé, 2002):

$$\text{pMe}^{2+} = a + b \cdot \text{pH} + c \cdot \log[\text{metal total}] + d \cdot \log(\text{Sur})$$

---

<sup>4</sup> La actividad de una especie iónica en solución se relaciona a su concentración en solución por medio de su coeficiente de actividad. El término actividad denota el grado de interacción del ion en solución con otros iones y depende funcionalmente de varios factores: la temperatura, el tamaño del ion, la carga (valencia) del ion en solución, y la fuerza iónica (concentración total de electrolito) (Stumm y Morgan, 1996).

a, b, c y d, son constantes del modelo de regresión

La especiación química en la solución de suelos fertilizados con biosólidos fue estudiada en experimentos en columnas por Emmerich et al. (1982). Ellos encontraron que para Cd, Ni, y Zn entre el 50% al 70% del metal en solución se encontró en forma iónica libre. Los ligandos inorgánicos representaron porcentajes altos para Cd (39-47%) y moderados para Ni (22-25%) y Zn (27-31%). Mientras que el Cu se encontró casi totalmente acomplexado en formas orgánicas (94-98%). La disminución en el pH incrementó la actividad del Cu. Sin embargo, las actividades de los metales no alcanzaron condiciones de equilibrio, debido a las interacciones con la fase sólida del suelo (Sauvé et al., 2002).

En suelos fertilizados con biosólidos, Percival (2003) observó que los iones de  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  y  $\text{Zn}^{2+}$  dominaron en la solución del suelo, asociados a proporciones variables entre complejos orgánicos y complejos con sulfato (Cu), o solo en complejos sulfatados (Ni y Zn). La actividad del Zn en solución fue mucho mas alta que la de Cu o Ni, lo que indicaría posibles problemas de toxicidad.

### ***2.3.1.2 Ligandos orgánicos e inorgánicos***

Aunque la fracción soluble representa solo un 0.5 a 7% de los metales totales en los biosólidos (Lake et al., 1984), esta fracción es la mas activa en el transporte e absorción por las plantas (Alva et al., 2000). La fracción soluble consiste de iones metálicos que se unen tanto a ligandos inorgánicos ( $\text{OH}^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{Cl}^-$ ), como orgánicos (ácidos húmicos y fúlvicos) (Dudley et al., 1987). La Tabla 2.4 presenta una síntesis de los factores principales que facilitan la absorción de metales en suelos fertilizados con biosólidos.

El Cd es uno de los elementos más móviles en el suelo. La fracción soluble puede variar desde 0.001% hasta 6% del Cd total en suelos contaminados. Pero la mayor parte del Cd soluble se encuentra asociado a complejos orgánicos (Sauvé et al., 2000). Las formas solubles del arsénico en suelos son los aniones arsenato y arsenito. La solubilidad del As es baja y la mayor proporción soluble se encuentra complejada con ligandos orgánicos (Carbonell-Barrachina et al., 2000). El cromo también se presenta en forma aniónica, principalmente en forma crómica, en los suelos. Casi todo el Cr se encuentra adsorbido o acomplexado en los suelos fertilizados con biosólidos (Chaney et al., 1996). La solubilidad

del Pb en el suelo es tan baja que se requieren condiciones de alta contaminación y de acidez para encontrarlo en forma iónica y algo en complejación orgánica (Tills y Alloway, 1983) (Tabla 2.4).

El Ni es más móvil que el Cu o el Zn en lixiviados de suelos mezclados con biosólidos, donde se observó formando complejos orgánicos solubles en un 80%. Sin embargo, hidrox-complejos ( $\text{Ni}(\text{OH})^+$ ) y iones libres de Ni dominan la solución del suelo a  $\text{pH} > 8$  (McGrath, 1995). La fracción soluble de Cu en extractos de suelo-biosólidos se encontró casi exclusivamente asociada al C orgánico disuelto en complejos de bajo peso molecular (Vulkan et al., 2002). Por ello, se considera al Cu como elemento de baja movilidad en el suelo. El Zn ocurre generalmente en especies móviles (iones libres y complejos inorgánicos) especialmente en suelos arenosos mejorados con biosólidos (McBride et al., 1999). De acuerdo a su disponibilidad estos tres metales se pueden ordenar como  $\text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cu}$ . Sin embargo, a medida que aumenta la materia orgánica, se incrementa la formación de complejos orgánicos con el Zn (Brazauskienė et al., 2008) (Tabla 2.4).

En suelos calcáreos fertilizados por largo tiempo con biosólidos, McBride et al. (2000) determinaron menos de 50% del Cd y del Zn disuelto en complejos orgánicos no lábiles, y más del 75% de Cu y Pb complejado con la materia orgánica soluble. En particular, el Cd mostró una alta correlación con los sulfatos. La adsorción a la materia orgánica y el carbonato libre en solución fueron los factores que limitaron la solubilidad y la labilidad en el suelo.

Hay una gran cantidad de factores y condiciones del suelo que favorecen la formación de complejos orgánicos solubles en suelos fertilizados con biosólidos, entre ellos la descomposición de la materia orgánica (Antoniadis y Alloway, 2002, 2003), la desorción de metales ligados a la fracción mineral del suelo inducida por el C orgánico disuelto (Zhou y Wong, 2001; Han y Thompson, 2003; Mesquita y Carranca, 2005), el cambio de pH neutro a básico (Richards et al., 2000) y el aumento de la temperatura (Antoniadis y Alloway, 2001). Otros factores como la abundancia de carbono, propiciada con la aplicación de biosólidos a tasas altas, o la textura arenosa del suelo facilitan el transporte de metales en complejos orgánicos solubles (Asworth y Alloway 2004; Antoniadis, 2008).

Tabla 2.4 Factores y especies químicas que favorecen la absorción de los metales por las plantas en suelos mejorados con biosólidos.

Metal	Ion libre o ligandos	Factores de riesgo de absorción	Referencias
Cadmio	Cd <sup>2+</sup> , NO <sub>3</sub> , CO <sub>3</sub> , SO <sub>4</sub> Complejos orgánicos	pH bajo, alta solubilidad pH alto pH bajo pH>6	(1, 2, 3)
Arsénico	AsO <sub>3</sub> <sup>3-</sup> , AsO <sub>2</sub> <sup>2-</sup> AsO <sub>2</sub> <sup>2-</sup> Pares iónicos Complejos orgánicos	Solubilidad máx. a pH 7 pE reductor moderado pH 5, pH 8 pE oxidante; pH 6.5 y 8	(4)
Cromo	CrO <sub>3</sub> <sup>3-</sup> , CrO <sub>4</sub> <sup>4-</sup>  Pares iónicos Complejos orgánicos	Mn oxida CrO <sub>3</sub> <sup>3-</sup> ; MO reduce CrO <sub>4</sub> <sup>4-</sup> a pH ácido Baja solubilidad Baja proporción del total	(5, 6)
Plomo	Pb <sup>2+</sup> Pares neutros Complejos orgánicos de alto peso molecular	pH ácido, muy baja solubilidad  pH alto	(7, 8)
Cobre	Cu <sup>2+</sup> CO <sub>3</sub> Acidos fúlvicos Acidos húmicos	pH ácido  pH 6, bajo peso molecular pH 2.5 a 3.5	(9, 10, 11)
Níquel	Ni <sup>2+</sup> , OH <sup>-</sup> >CO <sub>3</sub> Ni <sup>2+</sup> , SO <sub>4</sub> , PO <sub>4</sub> Complejos orgánicos	pH>8, pE oxidante pH ácido, pH neutro y alto	(12, 13, 14)
Zinc	Zn <sup>2+</sup> , Pares aniónicos y catiónicos Complejos orgánicos	Suelos arenosos Alta CIC y CE pH ácido Proporcional al contenido de MO	(15, 16, 17, 18)

(1) Candelaria y Chang, 1997; (2) Sauvé et al., 2000; (3) McBride et al.,1997; (4) Carbonell-Barrachina et al., 2000; (5) Cary et al., 1977; (6) Chaney et al. 1996; (7) Davies, 1983 (8) Gregson y Alloway, 1984; (9) Vulkan et al., 2002 (10) Schnitzer y Khan,1978; (11) McBride et al.,1999; (12) McGrath, 1995; (13) Sposito y Page, 1984; (14) Asworth y Alloway, 2004; (15) Brazauskienė et al., 2008; (16) Sauvé et al., 1997; (17) Al-Wabel et al., 2002; (18) Hodgson et al., 1966

### **2.3.2. Metales en la superficie del suelo**

Los metales contenidos en los biosólidos pueden ser retenidos en el suelo como resultado de la sorción<sup>5</sup> o complejación superficial sobre óxidos hidratados, arcillas y materia orgánica; la formación de sales insolubles; o la presencia de partículas residuales de los biosólidos mezcladas con el suelo (Fig. 2.3) (Alloway y Jackson, 1991).

La sorción de cationes metálicos depende no solo del pH sino también del tipo de superficie (Mackenzie, 1980). En general, la solubilidad y actividad de los cationes metálicos decrece al aumentar el pH, debido a la sorción de estos sobre superficies negativas en arcillas, óxidos o carbonatos, mientras que la sorción de los metales que forman aniones (As, Cr, Se, Mo) se incrementa al disminuir el pH (Scheidegger et al., 1996). En suelos contaminados con metales, la concentración de metales pesados está más relacionada a la carga de metales que al pH (Sauvé et al., 1997). Esto se debe al incremento en la sorción de metales a pH's mayores de 6 por medio de la formación de complejos superficiales (Abd-Elfattah y Wada, 1981).

La sorción de aniones modifica normalmente el punto de carga cero<sup>6</sup> (pcz) hacia valores más ácidos (Sparks, 2003). En general, los óxidos de Fe y Al tienen valores altos de pcz (7-9), mientras que los silicatos y la materia orgánica del suelo, valores más bajos (2-5). Esto significa que los suelos orgánicos con un bajo pcz tienen una carga negativa alta sobre un intervalo amplio de pH, y por ello, mayor capacidad para adsorber cationes. En tanto, los suelos con abundancia de arcillas y óxidos incrementan su pcz con la profundidad y exhiben, por tanto, una carga positiva, que adsorbe aniones electrostáticamente (Sparks, 2003).

Suelos alcalinos o calcáreos pueden favorecer la precipitación de metales a través de la formación de carbonatos insolubles. Aún menos disponibles pueden ser los metales ligados a óxidos de Fe, Mn o Al. Los metales pesados de los biosólidos pueden coprecipitar con esos elementos mayores para formar óxidos hidratados o ser adsorbidos dentro de las capas de éstos volviéndolos compuestos estables. Finalmente, si los metales están ligados a la

---

<sup>5</sup> Se habla de sorción de manera general, cuando se desconoce el mecanismo preciso de retención (sorción) sobre una superficie orgánica o inorgánica: adsorción, precipitación superficial o polimerización (Sparks, 2003).

<sup>6</sup> El punto de carga cero (pcz) es el valor de pH de la suspensión en el cual una superficie tiene una carga neta de cero (Parks, 1967). También puede definirse como el punto de pH donde la capacidad de intercambio catiónico y la capacidad de intercambio aniónico es cero (Sposito, 1984)

estructura cristalina de las arcillas (silicatos) donde sustituyen a elementos como sílice o aluminio, se encuentran totalmente inmóviles. (Lake et al., 1984; Lindsay, 2001; Sposito et al., 1982).

A medida que se incrementa la capacidad de intercambio catiónico la retención de metales aumenta. Los suelos arenosos tienen baja CIC comparados con los suelos arcillosos. Por lo cual, los suelos alcalinos de zonas áridas y semiáridas con una alta cantidad de arcillas muestran la más alta capacidad de retención de Cu, Ni y Zn (Toribio y Romanya, 2006). Aún en suelos donde la materia orgánica es muy baja, hasta 80% de la CIC del suelo se debe a la materia orgánica (Thompson, 1989).

La distribución de los metales en las fracciones sólida y soluble de la matriz suelo/biosólido cambia con el tiempo y las condiciones físico-químicas del suelo. Esto puede deberse a la descomposición de la materia orgánica (Jaynes et al., 2003), cambios en el pH del suelo (principalmente por acidificación química o bacteriana) (Richards et al., 2000; Qureshi et al., 2004) y ciclos de sequía-humedad en suelos de zonas áridas (Han et al., 2001).

## ***2.4 Efecto de la aplicación de biosólidos sobre la biodisponibilidad de metales pesados***

### ***2.4.1 Biodisponibilidad***

Los metales introducidos con la aplicación de biosólidos son absorbidos por las plantas como iones libres o en ligandos orgánicos o inorgánicos desde la solución del suelo (Fig. 2.4). La biodisponibilidad<sup>7</sup> de los metales en el suelo es entonces controlada por la fuerza de ligamiento a las fracciones mineral y orgánica.

En algunos casos, se encuentra buena correlación de la biodisponibilidad con el contenido total del metal en el suelo (e.g. Qian et al., 1996). Pero las diferencias en disponibilidad biológica en los metales proviene, en la mayoría de los casos, de la actividad del ión libre ( $Me^{2+}$ ) en la solución del suelo (Fig. 2.4) (Tye et al., 2003).

---

<sup>7</sup> Biodisponibilidad es la cantidad o concentración de una sustancia química que puede ser absorbida por un organismo y con ello, crear el potencial de toxicidad o de concentración necesaria para su supervivencia (Parametrix, 1995).



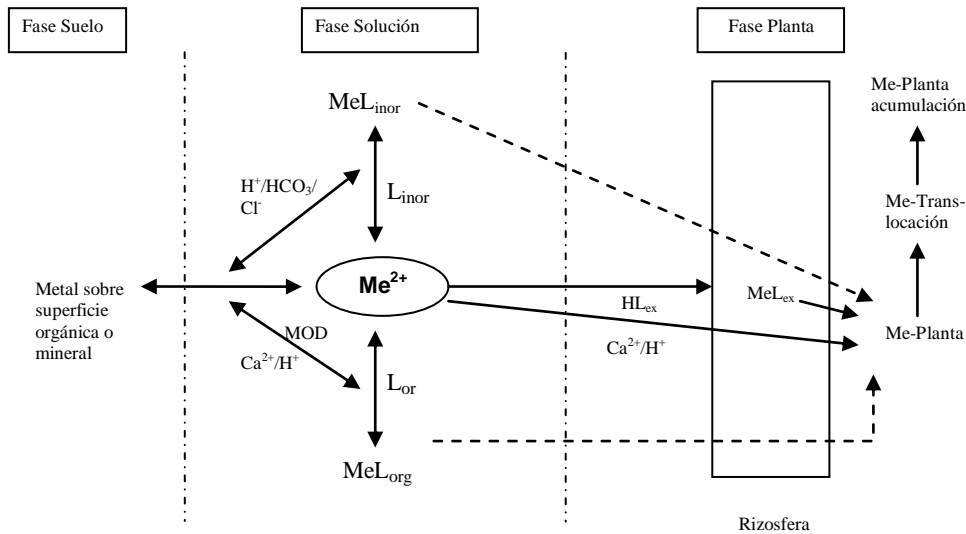


Figura 2.4 Rutas de exposición e absorción de metales desde el suelo por plantas superiores (Modificado de Allen, 2002).

Los metales pueden entrar a la planta a través de las raíces por diferentes mecanismos (Nye y Tinker, 1977; Barber, 1995):

1. Intercepción del metal por contacto de la raíz con la fase sólida del suelo
2. Movimiento pasivo de metales por flujo de masa promovido por la transpiración
3. Absorción activa del metal por difusión contra un gradiente electroquímico
4. Transferencia simbiótica entre la raíz y los microorganismos asociados, principalmente hongos.

Cantidades mínimas de metal se ingieren a través del contacto directo con la raíces, aunque puede ser una vía importante para la absorción de Ca y Mg (Barber, 1995). Las asociaciones simbióticas con hongos (micorrizas), no han sido suficientemente estudiadas pese a su presencia en el 92% de las plantas terrestres; su papel funcional en la absorción de metales pesados es poco conocido (Finlay, 2008). (Wang y Qui, 2006). Por lo tanto, los mecanismos más importantes para la absorción de metales en las plantas son a través de la difusión y por quelación o complejación, lo cual distingue al transporte pasivo del transporte activo, respectivamente (Barber, 1995).

### **2.4.2 Transporte**

En el transporte pasivo, la energía requerida para el transporte de solutos proviene de diferencias de gradientes de difusión o por flujo de masa (Tyree, 1970; Münch, 1930) entre las células del floema y las mesófilas, es decir, intermedias entre el córtex (epidermis) y el tubo vascular central (Voitsekhovskaja et al., 2006). Este mecanismo no está aún bien entendido tratándose del transporte de iones metálicos (McLaughlin, 2002). Sin embargo, la absorción de metales esenciales por flujo de masa es el mecanismo más común en las plantas cuando no existe deficiencia de metales en el suelo (Barber y Olson, 1968).

En cambio, cuando la concentración de metales en la solución del suelo es baja, las células de la raíz facilitan la entrada de solutos a través de canales iónicos activados mediante una bomba de protones o mediante la liberación de agentes complejantes en la solución del suelo. La absorción de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  y de cationes metálicos como  $\text{Cd}^{2+}$  o  $\text{Zn}^{2+}$  se realiza a través de canales iónicos (Kochian, 1993; Welch y Norwell, 1999). El caso mejor conocido del mecanismo de complejación, es el del transporte del Zn en el maíz, el cual se activa en respuesta a la deficiencia de Zn en las células (von Wiren et al., 1996).

### **2.4.3 Absorción**

Las plantas ingieren los metales principalmente como iones libres, pero otras especies químicas que forman complejos, juegan un papel importante en la absorción (Chekai et al., 1987).

La biodisponibilidad o la toxicidad de un metal está relacionada a la actividad del ión libre en solución (DeKock, 1956; Minnich et al., 1987). La tasa de absorción del metal se ajusta a la ya conocida cinética enzimática de Michaelis-Menten representada por el modelo:

$$F = F_{\max} c / (K_m + c); \quad F = F_{\max} / 2$$

Donde F es la tasa de flujo del metal y c es la concentración del metal en solución;  $F_{\max}$  es la tasa máxima de absorción para el metal y  $K_m$  describe define la afinidad del transportador para ese metal (McLaughlin, 2002). De acuerdo al modelo, a baja concentración, la absorción del metal por la planta es generalmente lineal. Al aumentar la concentración la tasa de absorción decrece debido a la saturación de los sistemas celulares. (Brown et al., 1998). A este efecto donde al incremento lineal inicial le sigue un máximo

constante o aún un decrecimiento en la absorción se le conoce como efecto de meseta o “plateau effect” (Chaney y Ryan, 1992). Este efecto ocurre con la absorción de Cu, Cd y Zn en maíz en suelos fertilizados con biosólidos (Logan, 1997). Sin embargo, no siempre se alcanza la meseta. Cadmio, Zn y Ni han mostrado una relación casi lineal entre la fracción soluble o fácilmente extraíble y la concentración total del metal en el suelo y en la planta (McBride et al., 2000; Chaudri et al., 2001). Tratándose de biosólidos, la liberación gradual de metales con la descomposición orgánica hace que el incremento lineal de la absorción continúe aún después de 19 años de aplicaciones consecutivas (Dowdy et al., 1994).

La presencia de iones complejados mejora la absorción del ion libre por la acción de amortiguar la solución del suelo (Cabrera et al., 1988; Chekai et al., 1987; Tyler y McBride, 1982). Los exudados orgánicos liberados por las plantas en la rizosfera, como malato, citrato y oxalato pueden formar complejos con metales pesados y con ello, reducir la toxicidad del Cd en trigo (Hinsinger, 2001; Meach y Martin, 1991). Otros ácidos orgánicos específicos son capaces de secuestrar metales pesados y proteger las raíces de efectos tóxicos (Jones et al., 2003; Jung et al., 2003; Liao y Xie 2004), o de inducir la precipitación de los metales mediante su asociación a óxidos de Fe y Mn (Lin et al., 1998). Algunas gramíneas, como el arroz, secretan fitosideroforos (aminoácidos) que pueden formar complejos estables con Fe, Cd, Cu y Zn (Römheld 1991; Hinsinger 1998; Xu et al. 2005).

Por otra parte, el control de la absorción depende de la fisiología de la planta y la capacidad adsorptiva del suelo, por lo tanto, de los factores que controlan las propiedades del suelo (Logan et al., 1997; Poschenrieder et al., 2001). A bajo pH, cuando la mayoría de los cationes metálicos son más solubles, la absorción de protones ( $H^+$ ) reduce la absorción de metales. Por ello, la absorción de Cd es mayor a pH 7 que a pH 5 en pastos perennes (Hatch et al., 1988). Bajo condiciones reductoras, se incrementa el pH y sólo Fe y Mn se hacen disponibles para las plantas (Lindsay, 2001).

La temperatura y la humedad del suelo afectan el flujo de masa hacia la raíz y, con ello, la absorción de metales. Antoniadis y Alloway (2001) mostraron que la absorción de Cd, Ni, y Zn por *Lolium perenne* cultivado con biosólidos fue mayor a 25 que a 15 °C, ya sea debido a mayores coeficientes de transferencia ( $Cd > Zn > Ni$ ) o debido a una mayor descomposición de la materia orgánica. Al irse secando el suelo, los metales en solución se

concentran y precipitan o son adsorbidos por los coloides del suelo reduciendo su absorción (Behra et al., 1999).

Chaney (1980) señala que debido a que cada metal tiene solubilidad diferente en la solución del suelo y diferente capacidad de ligamiento a la fase sólida, no son ingeridos ni trasladados de igual manera por las plantas. Estas propiedades de los metales en el suelo y el hecho de que la fitotoxicidad ocurre a niveles inferiores que para los animales, constituyen lo que Chaney denominó barrera suelo-planta. Esta barrera aplica especialmente al uso de biosólidos (Chaney, 1994).

#### ***2.4.4 Acumulación***

En suelos contaminados, una alta concentración de metales llega a la raíz desde la solución del suelo por flujo de masa (Barber, 1995). Se debe suponer que esto llevaría directamente a la acumulación del metal en los tejidos vegetales, pero aún hay escasa evidencia experimental para esta hipótesis. Por ejemplo, la biodisponibilidad y acumulación de Cd en granos de trigo es menor con la aplicación de biosólidos que con sales de Cd posiblemente por un efecto competitivo con el Zn de los biosólidos o por complejación con la materia orgánica disuelta (McLaughlin et al., 2006).

La acumulación del metal en la planta suele ser más común en raíces u hojas que en los frutos o granos. La acumulación de Cd en 12 especies comestibles seleccionadas cultivadas en varios suelos tratados con biosólidos varió con la especie y el tejido. Cereales y leguminosas acumulan menos Cd en follaje que vegetales de hoja como la lechuga (Kim et al., 1988)

Un metal importante en suelos de zonas áridas es el molibdeno (Mo) el cual es altamente disponible a pH alcalino. La alta absorción de Mo por los pastos puede constituir un riesgo ya que es tóxico para los rumiantes, aunque no para los humanos. Su exceso en la dieta induce deficiencia en el consumo de Cu, por lo cual los rumiantes se enferman de “molibdenosis”. Sin embargo, O'Connor et al. (2001) reportaron baja acumulación de Mo en maíz a aplicaciones altas de biosólidos y cargas de Mo del orden de los 18 kg/ha-

#### ***2.4.5 Calidad y toxicidad de los biosólidos***

Si un metal pesado está altamente disponible en el suelo puede ser ingerido en cantidad suficiente para ocasionar efectos deletéreos, toxicidad o incluso la muerte de las plantas.

Aún elementos traza esenciales como Cu, Ni y Zn pueden alcanzar niveles fitotóxicos si están altamente disponibles en el suelo. Pero la toxicidad es dependiente de varios factores, entre ellos, el pH, la especie, la concentración del metal y factores ambientales como la temperatura y la humedad del suelo (Epstein, 2003). Tratándose de metales pesados en alta concentración en la solución del suelo, estos pueden dañar las membranas y las proteínas transportadoras produciendo una reducción en la tasa de absorción que a veces se confunde con efectos fitotóxicos (McLaughlin, 2002).

Aunque existen mecanismos de evasión y tolerancia a la absorción excesiva de metales pesados en las plantas, estos no son aplicables necesariamente a los biosólidos, sobre todo si se utilizan biosólidos de calidad “excelente”.

De acuerdo a las normas ambientales, el uso de biosólidos de calidad “excelente” asegura que no haya riesgo de contaminación de cultivos aun a largo plazo. La norma oficial mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002 (SEMARNAT, 2003), señala los límites máximos permisibles en la concentración total de metales en los biosólidos para su aplicación en suelos con fines de aprovechamiento agrícola o urbano (Tabla 2.5).

La calidad de los biosólidos se atribuye no solo a lodos con bajo contenido de metales pesados sino a la capacidad adsortiva de la materia orgánica de los biosólidos y otros residuos (fósforo, azufre, arcillas) que impiden que los metales incrementen su solubilidad/disponibilidad en el sistema biosólido-suelo. A esta capacidad de retención de metales pesados que previene la absorción y acumulación en las plantas se le ha identificado como el efecto “protector” de los biosólidos (McBride, 1995).

Sin embargo, de acuerdo con McBride (1995) no puede esperarse que la capacidad adsortiva del suelo sea infinita, por lo que en aplicaciones continuas por un largo plazo, los metales se acumularan en el suelo en forma disponible y tóxica para plantas y animales. Esta es la llamada hipótesis de la “bomba de tiempo” (McBride, 1995).

En suelos agrícolas fertilizados por largo tiempo con biosólidos, el efecto “protector” fue observado para Cd por Mahler et al. (1987). Este efecto dependió de la cantidad de materia orgánica residual. Los cultivos desarrollados en suelos con cociente Cd/C orgánico bajo, tendieron a ser protegidos contra la excesiva absorción de Cd. Sin embargo, en suelos ácidos, aun con biosólidos de calidad “excelente”, no hay efecto “protector” de la materia orgánica de los biosólidos y el Cd se acumula en la planta (Whatmuff, 1999).

Tabla 2.5 Límites máximos permisibles para metales pesados en biosólidos según la norma oficial mexicana<sup>a</sup>.

CONTAMINANTE	EXCELENTES	BUENOS
(determinados en forma total)	mg/kg en base seca	mg/kg en base seca
Arsénico	41	75
Cadmio	39	85
Cromo	1 200	3 000
Cobre	1 500	4 300
Plomo	300	840
Mercurio	17	57
Níquel	420	420
Zinc	2 800	7 500

<sup>a</sup> NOM-004-SEMARNAT-2002 (SEMARNAT, 2003).

## 2.5 Referencias

- Abaye, D. A., Lawlor, K., Hirsch, P. R. y Brookes, P. C. (2005). Changes in the microbial community of an arable soil caused by long-term metal contamination. *Eur. J. Soil Sci.* **56**, 93-102.
- Abd-Elfattah, A., y Wada, K. (1981). Adsorption of lead, copper, zinc cobalt, and cadmium by soils that differ in cation exchange materials. *J. Soil Sci.* **32**, 271–283.
- Adriano, D.C. (2001). *Trace elements in the terrestrial environments: Biogeochemistry, bioavailability, and risks of heavy metals*. 2a ed. Springer-Verlag, New York.
- Akhtar, M., McCallister, D.L. y Eskridge, K.M. (2002). Availability and fractionation of phosphorus in sewage sludge-amended soils. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* **33**, 2057-2068.
- Alva, A.K., Huang, B. y Paramasivam, S. (2000). Soil pH affects copper fractionation and phytotoxicity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **64**, 955–962.
- Al-Wabel, M.A., Heil, D.M., Westfall, D.G. y Barbarick, K.A. (2002). Solution chemistry influence on metal mobility in biosolids-amended soils. *J. Environ. Qual.* **31**, 1157-1165.
- Allen, H.E. (2002). Bioavailability of metals in terrestrial ecosystems: Importance of partitioning for availability to invertebrates, microbes, and plants. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, FL.

- Alloway, B.J. y Jackson, A.P. (1991). The behaviour of heavy metals in sewage sludge-amended soils. *Sci. Total Environ.* **100** Spec No, 151-76.
- Anderson, I.C. y Levine, J.S. (1987). Simultaneous field measurements of biogenic emissions of nitric oxide and nitrous oxide. *J. Geophys. Res.* **92**, 965–976.
- Antoniadis, V. (2008). Sewage sludge application and soil properties effects on short-term zinc leaching in soil columns. *Water Air Soil Pollut.* **190**, 35-43.
- Antoniadis, V. y Alloway, B.J. (2001). Availability of Cd, Ni and Zn to ryegrass in sewage sludge-treated soils at different temperatures. *Water Air and Soil Pollution* **132**, 201-214.
- Antoniadis, V. y Alloway, B.J. (2003). Influence of time on the plant availability of Cd, Ni and Zn after sewage sludge has been applied to soils. *Agrochim.* **47**, 81-93.
- Antoniadis, V. y Alloway, B.J. (2002). Leaching of cadmium, nickel, and zinc down the profile of sewage sludge-treated soil. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* **33**, 273-286.
- Ashworth, D.J. y Alloway, B.J. (2004). Soil mobility of sewage sludge-derived dissolved organic matter, copper, nickel and zinc. *Environ. Pollut.* **127**, 137-144.
- Ashworth, D.J. y Alloway, B.J. (2008). Influence of Dissolved Organic Matter on the Solubility of Heavy Metals in Sewage-Sludge-Amended Soils. *Comm. Soil Sci. Plant An.* **39**, 538-550.
- Austin, A.T., y Vivanco, L. (2006). Plant litter decomposition in a semi-arid ecosystem controlled by photodegradation. *Nature* **442**: 555-558.
- Barbarik, A., Sikora, L.J. y Colacicco, D. (1985). Factors Affecting the Mineralization of Nitrogen in Sewage Sludge Applied to Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **49**, 1403-1406.
- Barber, S.A. (1995). *Soil nutrient bioavailability: a mechanistic approach*. John Wiley, New York.
- Barber, S.A. y Olson, R.A. (1968). Fertilizer use on corn. En: L.B. Nelson (Ed.), *Changing patterns in fertilizer use*. Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 163-188.
- Barger, N.N., Belnap, J., Ojima, D.S. y Mosier, A. (2005). NO gas loss from biologically crusted soils in Canyonlands National Park, Utah. *Biogeochem.* **75**, 373–391.
- Basta, N.T., Ryan, J.A. y Chaney, R.L. (2005). Trace element chemistry in residual-treated soil: key concepts and metal bioavailability. *J. Environ. Qual.* **34**, 49–63.
- Behra, P., Douch, J. y Binde F. (1999). Sorption mechanisms at the solid-water interface. En: J. Berthelin, P.M. Huang, J.M. Bollag, F. Andreux (Eds.), *Effect of mineral-organic-microorganism interactions on soil and freshwater environment*. Springer, New York, pp. 1-14.
- Benton, M.W. y Wester, D.B. (1998). Biosolids effects on tobosagrass and alkali sacaton in a Chihuahuan desert grassland. *J. Environ. Qual.* **27**, 199-208.

- Bergkvist, P., y Jarvis, N. (2004). Modeling organic carbon dynamics and cadmium fate in long-term sludge-amended soil. *J. Environ. Qual.* **33**, 181-191.
- Bhattacharyya, P., Tripathy, S., Chakrabarti, K., Chakraborty, A. y Banik, P. (2008). Fractionation and bioavailability of metals and their impacts on microbial properties in sewage irrigated soil. *Chemosphere* **72**, 543-550.
- Bingham, F.T., Page, A.L., Mahler, R.J. y Ganje, T.J. (1975). Growth and Cadmium Accumulation of Plants Grown on a Soil Treated with a Cadmium-Enriched Sewage Sludge. *J Environ Qual* **4**, 207-211.
- Brady, N.C. y Weil, R.R. (2002). *The nature and properties of soil*. 13a. Edición. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Brazauskienė, D., Paulauskas, V. y Sabienė, N. (2008). Speciation of Zn, Cu, and Pb in the soil depending on soil texture and fertilization with sewage sludge compost. *J. Soils Sedim.* **8**, 184-192.
- Brofas, G., Michopoulos, P. y Alifragis, D. (2000). Sewage sludge as an amendment for calcareous bauxite mine spoils reclamation. *J. Environ. Qual.* **29**, 811-816.
- Brown, S.L., Chaney, R.L., Angle, J.S. y Ryan, J.A. (1998). The Phytoavailability of Cadmium to Lettuce in Long-Term Biosolids-Amended Soils. *J. Environ. Qual.* **27**, 1071-1078.
- Cabrera, D., Young, S.D. y Rowell, D.L. (1988). The toxicity of cadmium to barley plants as affected by complex formation with humic acid. *Plant Soil (Netherlands)*, **105**, 195-204.
- Candelaria, L.M. y Chang, A.C. (1997). cadmium activities, solution speciation, and solid phase distribution of cd in cadmium nitrate and sewage sludge-treated soil systems. *Soil Science* **162**, 722-732.
- Carbonell-Barrachina, A. A., Jugsujinda, A., Burlo, F., Delaune, R.D. y Patrick, W.H. (2000). Arsenic chemistry in municipal sewage sludge as affected by redox potential and pH. *Wat. Res.* **34**, 216-224.
- Cary, E.E., Allaway, W.H. y Olson, O.E. (1977). Control of chromium concentrations in food plants. 1. Absorption and translocation of chromium by plants. *J. Agr. Food Chem.* **25**, 300-304.
- Chaney, R.L. (1980). Health risks associated with toxic metals in municipal sludge. En: *Sludge health risks of land application*. Ann. Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, MI.
- Chaney, R.L. (1994). Trace metal movement: Soil-plant systems and bioavailability of biosolids-applied metals. En: *Sewage sludge: Land utilization and the environment*. SSSA, Madison, WI. p. 27-31
- Chaney, R.L. y Ryan, J.A. (1992). Regulating residuals management practices. *Water Environ. Tech.* **4**, 36-41.



- Chaney, R.L., Ryan, J.A. y O'Connor, G.A. (1996). Organic contaminants in municipal biosolids: risk assessment, quantitative pathways analysis, and current research priorities. *Sci. Total Environ. (Netherlands)* **185**, 187-216.
- Chaudri, A.M., Allain, C.M.G., Badaway, S.H., Adams, M.L., McGrath, S.P. y Chambers, B.J. (2001). Cadmium content of wheat grain from a long-term field experiment with sewage sludge. *J. Environ. Qual.* **30**, 1575–1580.
- Checkai R. T., Corey R. B., Helmke P. A. (1987). Effects of ionic and complexed metal concentrations on plant uptake of cadmium and micronutrient metals from solution. *Plant Soil* **99**, 335-345.
- Chisholm-Brause, C.J., Hayes, K., Roe, A.L., Brown, G.E., Jr., Parks, G.A. y Leckie, J.O. (1990). Spectroscopic investigation of Pb(II) complexes at the  $-Al_2O_3$  /water interface. *Geochim. Cosmochim. Acta* **54**, 1897-1909.
- Coleman, K. y Jenkinson, D.S. (1996) RothC-26.3. A model for the turnover of carbon in soil. En: Powlson, D.S., Smith, P., Smith, J.U. (eds.). *Evaluation of soil organic matter models using existing, long-term datasets*. NATO ASI series no. 1, vol. 38. Springer, Berlin Heidelberg New York, pp. 237–246.
- Collins, R.N., Merrington, G., McLaughlin, M.J. y Morel, J.L. (2003). Organic ligand and pH effects on isotopically exchangeable cadmium in polluted soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **67**, 112-121.
- Davies, B.E. (1983). A graphical estimation of the normal lead content of some British softs. *Geoderma* **29**, 67-75.
- DeKock, P.C. (1956). Heavy metal toxicity and iron chlorosis. *Annals Bot.* **20**, 133-141.
- Dentel, S.K., Sims, J.T. y Mah, J.T. (2001). Nutrient limitations: an update on issues with phosphorus. En: Symposium on innovative processes to produce useful materials and energy from biosolids and animal manure, eds. USEPA Region V. & Water Environment Federation, WEF, Chicago, p. 12.
- Dowdy, R.H., Clapp, C.E., Linden, D.R., Larson, W.E., Halbach, T.R., y Polta, R.C. (1994). Twenty years of trace metal partitioning on the Rosemont sewage sludge watershed, En: C.E. Clapp, W.E. Larson, R.H. Dowdy (Eds.), *Sewage sludge : land utilization and the environment*, American Society of Agronomy, Madison, WI. p. 149-155,
- Dowdy, R.H., Larson, R.E. y Epstein, E. (1976). Sewage sludge and effluent use in agriculture. En: *Land application of waste materials*. Soil Conservation Society of America, Ankeny, IA.
- Dudley, L.M., McNeal, B.L., Baham, J.E., Coray, C.S. y Cheng, H.H. (1987). Characterization of soluble organic compounds and complexation of copper, nickel, and zinc in extracts of sludge-amended soils. *J. Environ. Qual.* **16**, 341-348.
- Emmerich, W.E., Lund, L.J., Page, A.L. y Chang, A.C. (1982). Predicted Solution Phase Forms of Heavy Metals in Sewage Sludge-Treated Soils. *J. Environ. Qual.* **11**, 182-186.

- Epstein, E. (1975). Effect of sewage sludge on some physical properties. *J. Environ. Qual.* **4**, 139-142.
- Epstein, E. (2003). *Land application of sewage sludge and biosolids*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Evanylo, G. K. (2003). Effects of biosolids application timing and soil texture on nitrogen availability for corn. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **34**, 125-143.
- Falloon, P.D., Smith, P. (2000). Modelling refractory soil organic matter. *Biol. Fertil. Soils* **30**, 388–398
- Finlay, R.D. (2008). Ecological aspects of mycorrhizal symbiosis: with special emphasis on the functional diversity of interactions involving the extraradical mycelium. *J. Exp. Bot.* **59**, 1115-1126.
- Fresquez, P.R., Aguilar, R., Francis, R.E. y Aldon, E.F. (1991). Heavy metal uptake by blue grama growing in a degraded semiarid soil amended with sewage sludge. *Wat. Air Soil Pollut.* **57-58**, 903-912.
- Fresquez, P.R., Francis, R.E. y Dennis, G.L. (1990). Sewage sludge effects on soil and plant quality in a degraded, semiarid grassland. *J. Environ. Qual.* **19**, 324-329.
- Galbally, I.E., Kirstine, W.V., Meyer, C.P. y Wang, Y.P. (2008). Soil-Atmosphere Trace Gas Exchange in Semiarid and Arid Zones. *J. Environ. Qual.* **37**, 599-607.
- Gilmour, J.T., Cogger, C.G., Jacobs, L.W., Wilson, S.A., Evanylo, G.K. y Sullivan, D.M. (2000). *Estimating plant-available nitrogen in biosolids*. Water Environment Research Foundation, Alexandria, VA.
- Goetz, H. (1969). Composition and Yields of Native Grassland Sites Fertilized at Different Rates of Nitrogen. *J. Range Manage.* **22**, 384-390.
- Gregson, S.K. y Alloway, B.J. (1984). Gel permeation chromatography studies on the speciation of lead in solutions of heavily polluted soils. *Eur. J. Soil Sci.* **35**, 55-61.
- Han, F.X., Banin, A. y Triplett, G.B. (2001). Redistribution of heavy metals in arid-zone soils under a wetting-drying cycle soil moisture regime. *Soil Sci.* **166**, 18-28.
- Han, N. y Thompson, M.L. (2003). Impact of Dissolved Organic Matter on Copper Mobility in Aquifer Material. *J. Environ. Qual.* **32**, 1829-1836.
- Hartley, A.E. y Schlesinger, W.H. (2000). Environmental controls on nitric oxide emission from northern Chihuahuan desert soils. *Biogeochem.* **50**, 279–300.
- Hatch, J. Jones L.H.P. y Burau R.G. (1988). The effect of pH on the uptake of cadmium by four plant species grown in flowing solution culture. *Plant Soil* **105**, 121-126.
- Hattori, H. (1988). Effect of sewage sludge and sludge compost applied to soil on some soil chemical properties. *J. Environ. Qual.* **5**, 423-426.

- He, Z.L., Calvert, D.V., Alva, A.K., Li, Y.C., Stoffella, P.J. y Banks, D.J. (2003). Nitrogen transformation and ammonia volatilization from biosolids and compost applied to calcareous soil. *Compost Sci. Util.* **11**, 81-88.
- Henry, C., Sullivan, D., Rynk, R. Dorsey, K. Cogger, C. (1999). *Managing Nitrogen from Biosolids*. Northwest Biosolids Management Association, Washington State Department of Ecology. <http://www.ecy.wa.gov/pubs/99508.pdf>.
- Hinsinger P. (1998). How do plant roots acquire mineral nutrients? Chemical processes involved in the rhizosphere. *Adv. Agron.* **64**, 225–265.
- Hinsinger, P. (2001). Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. *Plant Soil* **237**, 173–195.
- Hodgson, J.F., Lindsay, W.L. y Trierweiler, J.F. (1966). Micronutrient Cation Complexing in Soil Solution: II. Complexing of Zinc and Copper in Displaced Solution from Calcareous Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **30**, 723-726.
- Hsieh, Y.P., Douglas, L.A. y Motto, H.L. (1981). Modeling Sewage Sludge Decomposition in Soil: II. Nitrogen Transformations. *J. Environ. Qual.* **10**, 59-64.
- Ippolito, J.A. (1992). *Application of anaerobically digested biosolids to dryland winter wheat: technical report* (Technical report / Colorado State University Agricultural Experiment Station)
- Jacobs, L.W. (1995). Utilization of animal manure for crop production. Part II. Manure application to cropland. Bull. MM-2, MSU Extension, East Lansing, MI.
- Jacobs, L.W., y McCreary, D.S. (2001). *Utilizing Biosolids on Agricultural Land*. Extension Bulletin E-2781, Michigan State University.
- Jaynes, W.F., Zartman, R.E., Sosebee, R.E. y Wester, D.B. (2003). Biosolids decomposition after surface applications in west Texas. *J. Environ. Qual.* **32**, 1773-81
- Jones D.L., Dennis P.G., Owen A.G. y van Hees P.A.W. (2003). Organic acid behavior in soils-misconceptions and knowledge gaps. *Plant Soil* **248**, 31–4.
- Jung C., Maeder V., Funk F., Frey B., Sticher H. y Frossard E. (2003). Release of phenols from *Lupinus albus* L. Roots exposed to Cu and their possible role in Cu detoxification. *Plant Soil* **252**, 301–312.
- Jurado, P. y Wester, D.B. (2001). Effects of biosolids on tobosagrass growth in the Chihuahuan desert. *J. Range Manage.* **54**, 89-95.
- Jurado-Guerra, P., Wester, D.B. y Fish, E.B. (2006). Soil nitrate nitrogen dynamics after biosolids application in a tobosagrass desert grassland. *J Environ Qual* **35**, 641-50.
- Kabata-Pendias, A. y Pendias, H. (1992). *Trace elements in soils and plants*. 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Khan, K.S., Chander, K., Hartmann, G., Lamersdorf, N. y Joergensen, R.G. (2007). Sources of heavy metals and their long-term effects on microbial C, N and P relationships in soil. *Water Air Soil Poll.* **181**, 225-234.

- Kim, S.J., Chang, A.C., Page, A.L., y Warneke, J.E. (1988). Relative concentrations of cadmium and zinc in tissue of selected food plants grown on sludge-treated soils. *J. Environ. Qual.* **17**, 568-573.
- Kochian, L.V. (1993). Zinc absorption from hydroponic solutions by plant roots. En: A.D. Robson (Ed.), *Zinc in soils and plants*. Kluwer, Dordrecht, Netherlands, pp. 45-57.
- Kulling, D., Stadelmann, F., Herter, U. (2001). Sewage Sludge – Fertilizer or Waste? UKWIR Conference, Brussels.
- Lajtha, K., y Schlesinger, W.H. (1988). The biogeochemistry of phosphorous cycling and phosphorous availability along a desert soil chronosequence. *Ecol.* **69**, 24-39.
- Lake, D.L., Kirk, P.W.W. y Lester, J.N. (1984). Fractionation, characterization, and speciation of heavy metals in sewage sludge and sludge-amended soils: a review. *J. Environ. Qual.* **13**, 175-183.
- Lehman, O.R., Bond, J.R. y Eck, H.V. (1968). Forage potential of irrigated blue grama with nitrogen fertilization. *J. Range Manage.* **21**, 71-73.
- Liao, M. y Xie, X.M. (2004). Cadmium release in contaminated soils due to organic acids. *Pedosphere* **14**, 223–228.
- Lin Q., Zheng C.R., Chen H.M. y Chen Y.X. (1998). Transformation of cadmium species in rhizosphere. *Acta Pedol. Sin.* **35**, 461–467. (En Chino)
- Lindsay, B.J. y Logan, T.J. (1998). Field response of soil physical properties to sewage sludge. *J. Environ. Qual.* **27**, 534-542.
- Lindsay, W.L. (2001). *Chemical equilibria in soils*. The Blackburn Press, Caldwell, NJ.
- Logan, T.J., Lindsay, B.J., Goins, L.E. y Ryan, J.A. (1997). Field assessment of sludge metal bioavailability to crops: Sludge rate response. *J. Environ. Qual.* **26**, 534-550.
- Mahler, R.J., Ryan, J.A. y Reed, T. (1987). Cadmium sulfate application to sludge-amended soils I.Effect on yield and cadmium availability to plants. *Sci. Total Environ.* **67**, 117–131.
- Martinez, F., Cuevas, G., Calvo, R., y Walter, I. (2003). Biowaste effects on soil and native plants in a semiarid ecosystem. *J. Environ. Qual.* **32**, 472-479.
- Mata-Gonzalez, R., Sosebee, R.E. y Wan, C.G. (2002). Shoot and root biomass of desert grasses as affected by biosolids application. *J. Arid Environ.* **50**, 477-488
- McBride, M.B. (1995). Toxic Metal Accumulation from Agricultural Use of Sludge: Are USEPA Regulations Protective?. *J. Environ. Qual.* **24**, 5-18.
- McBride, M.B., Richards, B.K., Steenhuis, T. y Spiers, G. (1999). Long-term leaching of trace elements in a heavily sludge-amended silty clay loam soil. *Soil Science* **164**, 613-623.

- McBride, M.B., Martinez, C.E., Topp, E. y Evans, L. (2000). Trace metal solubility and speciation in a calcareous soil 18 years after no-till sludge application. *Soil Sci.* **165**, 646–656.
- McBride, M., Sauve, S., and Hendershot, W. (1997). Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. *Eur. J. Soil Sci.* **48**, 337-346.
- McGrath, S.P. (1995). Chromium and nickel. En: B.J. Alloway (Ed.), *Heavy metal in soils*. 2a ed., Chapman y Hall, Glasgow, UK.
- McKell, C.M., Brown, V.W., Adolph, R.H. y Duncan, C. (1970). Fertilization of annual rangeland with chicken manure. *J. Range Manage.* **23**, 336-340.
- McKenzie, R.M. (1980). The adsorption of lead and other heavy metals on oxides of manganese and iron. *Aust. J. Soil Res.* **18**, 61-73.
- McLaughlin, M.J. (2002), Bioavailability of metals to terrestrial plants. En: H.E. Allen (Ed.), *Bioavailability of metals in terrestrial ecosystems: Importance of partitioning for availability to invertebrates, microbes, and plants*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, FL., pp. 39-68.
- McLaughlin, M.J., Whatmuff, M., Warne, M., Heemsbergen, D., Barry, G., Bell, M., Nash, D., y Pritchard, D. (2006). A field investigation of solubility and food chain accumulation of biosolid-cadmium across diverse soil types. *Environmental Chemistry* **3**, 428-432.
- Meach, M., y Martin, E. (1991): Mobilization of cadmium and other metals from two soils by root exudates of *Zea may* L., *Nicotiana tabacum* L. and *Nicotiana rustica* L. *Plant Soil*, **132**, 187–196.
- Mendoza, C., Assadian, N.W. y Lindemann, W. (2006). The fate of nitrogen in a moderately alkaline and calcareous soil amended with biosolids and urea. *Chemosphere* **63**, 1933-1941
- Mesquita, M.E. y Carranca, C. (2005). Effect of dissolved organic matter on copper zinc competitive adsorption by a sandy soil at different pH values. *Environ. Technol.* **26**, 1065-1072.
- Metcalf & Eddy. Inc., (2004). *Wastewater engineering : treatment and reuse*. 4a edición. McGraw-Hill, Boston.
- Minnich, M.M., McBride, M.B. y Chaney, R.L. (1987). Copper activity in soil solution: ii. relation to copper accumulation in young snapbeans. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **51**, 573-578.
- Moreno-Penaranda, R., Lloret, F., y Alcaniz, J.M. (2004). Effects of sewage sludge on plant community composition in restored limestone quarries. *Restoration Ecol.* **12**, 290-296.
- Munch, E. (1930). *Material Flow in Plants* (translated 2003; JA Milburn, KH Kreeb, University of Bremen, Bremen, Germany). Gustav Fischer Verlag, Jena, Germany.
- National Research Council (1996). *Use of Reclaimed Water and Sludge in Food Crop Production*. National Academy Press, Washington, D.C.

- Norvell, W. A., Wu, J., Hopkins, D. G., y Welch, R. M. (2000). Association of Cadmium in Durum Wheat Grain with Soil Chloride and Chelate-Extractable Soil Cadmium. *Soil Sci Soc Am J* **64**, 2162-2168.
- Nye P.H. y Tinker, P.B. (1977). Solute movement in the soil-root system. En: *Studies in Ecology*. Vol. 4. Blackwell, Oxford, U.K.
- O'Connor, G.A., Granato, T.C., y Dowdy, R.H. (2001). Bioavailability of Biosolids Molybdenum to Corn. *J. Environ. Qual.* **30**, 140-146.
- O'Connor, G.A., Elliott, H.A. y Lu, R. (2002). Characterizing water treatment residuals phosphorus retention. *Soil Crop Sci. Soc. Florida Proc.* **61**, 67-73.
- Ogg, B. (2008). Biosolids? What Are Biosolids? Theresa St. Wastewater Plant, 2002 Annual Average. University of Nebraska-Extension at <http://lancaster.unl.edu>.
- Parametrix. (1995). *Persistence, bioaccumulation and toxicity of metals and metal compounds*. ICME, Ottawa, Canada.
- Parker, C.F., Sommers, L.E. (1983). Mineralization of nitrogen in sewage sludges. *J. Environ. Qual.* **12**, 150-156.
- Parkpain, P., Sirisukhodom, S., y Carbonell-Barrachina, A.A. (1998). Heavy metals and nutrients chemistry in sewage sludge amended Thai soils. *J. Environ. Sci. Health, Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* **33**, 573-597.
- Parks, G.A. (1967). Aqueous surface chemistry of oxides and complex oxide minerals- isoelectric point and zero point of charge. En: W. Stumm (Ed.), *Equilibrium Concepts in Natural Water Systems*, Adv. Chem. Ser. No. 67, Am. Chem. Soc., Washington, DC. pp. 121-160
- Percival, H.J. (2003). Soil and soil solution chemistry of a New Zealand pasture soil amended with heavy metal-containing sewage sludge. *Austr. J. Soil Res.* **41**, 1-17.
- Peterjohn, W.T. y Schlesinger, W.H. (1991). Factors controlling denitrification in a Chihuahuan Desert ecosystem. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **55**, 1694-1701.
- Petruzzelli, G., Ottaviani, M., Lubrano, L. y Veschetti, E. (1994). Characterization of heavy metal mobile species in sewage sludge for agricultural utilization. *Agrochim.* **38**, 277-284.
- Pierce, B. L., Redente, E. F., Barbarick, K. A., Brobst, R. B., y Hegeman, P. (1998). Plant biomass and elemental changes in shrubland forages following biosolids application. *J. Environ. Qual.* **27**, 789-794.
- Pomares, F., Roca, J., Tarazona, F. y Estela, M. (1984). Aerobically digested sewage sludge as N and P fertiliser. En: *Proceedings of the third international symposium on Processing and Use of Sewage Sludge*. 27-30 September 1983, Brighton, D. Reidel Publishing, Dordrecht, Holland, pp. 313-315.
- Poschenrieder, C., Bech, J., Llugany, M., Pace, A., Fenes, E., y Barcelo, J. (2001). Copper in plant species in a copper gradient in Catalonia (North East Spain) and their potential for phytoremediation. *Plant Soil* **230**, 247-256.

- Premi, P.R. y Cornfield, A.H. (1969). Incubation study of nitrification of digested sludge added to soil. *Soil Biol. Biochem.* **1**, 1-4.
- Pritchard, D. (2005). *Phosphorus bioavailability from land-applied biosolids in southwestern Australia*. Tesis doctoral. Curtin University of Technology, Australia.
- Qian, J., Wang, Z.J., Shan, X.Q., Tu, Q., Wen, B. y Chen, B. (1996). Evaluation of plant availability of soil trace metals by chemical fractionation and multiple regression analysis. *Environ. Pollut.* **91**, 309-315.
- Qureshi, S., Richards, B. K., Steenhuis, T. S., McBride, M. B., Baveye, P. y Dousset, S. (2004). Microbial acidification and pH effects on trace element release from sewage sludge. *Environ. Pollut.* **132**, 61-71.
- Ramulu, U.S. (2002). Reuse of municipal sewage and sludge in agriculture. Scientific Publishers, Jodhpur, India.
- Richards, B.K., Steenhuis, T.S., Peverly, J.H. y McBride, M.B. (2000). Effect of sludge-processing mode, soil texture and pH on metal mobility in undisturbed soil columns under accelerated loading. *Environ. Pollut.* **109**, 327-346.
- Römheld, V. (1991). The role of phytosiderophores in acquisition of iron and other micronutrients in graminaceous species: an ecological approach. *Plant Soil* **130**, 127-134.
- Ros, M., Klammer, S., Knapp, B., Aichberger, K. y Insam, H. (2006). Long-term effects of compost amendment of soil on functional and structural diversity and microbial activity. *Soil Use Manage.* **22**, 209-218.
- Rostagno, C.M. y Sosebee, R.B. (2001). Surface application of biosolids in the Chihuahuan Desert: Effects on soil physical properties. *Arid Land Res.Manage.* **15**, 233-244.
- Ryan, J.A., Keeney, D.R. y Walsh, L.M. (1973). Nitrogen Transformations and Availability of an Anaerobically Digested Sewage Sludge in Soil. *J. Environ. Qual.* **2**, 489-492.
- Sauvé, S. (1999). Chemical speciation, solubility and bioavailability of lead, copper and cadmium in contaminated soils. Tesis doctoral. Department of Crop and Soil Sciences, Cornell Univ. Ithaca NY. 174 pp.
- Sauvé, S. (2002). Speciation of metals in soils. En: H.E. Allen (Ed.), *Bioavailability of metals in terrestrial ecosystems: importance of partitioning for bioavailability to invertebrates, microbes, and plants*. SETAC Press, Pensacola, FL. p. 7-37.
- Sauvé, S., McBride, M., Norvell, W.A., y Hendershot, W. (1997). Copper solubility and speciation of in situ contaminated soils: Effects of copper level, pH and organic matter. *Water Air Soil Pollut.* **100**, 133-149.
- Sauve, S., Norvell, W.A., McBride, M. y Hendershot, W. (2000). Speciation and complexation of cadmium in extracted soil solutions. *Environ. Sci. Tech.* **34**, 291-296.

- Scheckel, K.G. y Ryan, J.A. (2004). Spectroscopic approaches to defining the inorganic and organic constituents of biosolids. En: Proc. Sustainable Land application Conf., Lake Buena Vista, FL. 4-8 Jan. 2004. Univ. of Florida, Gainesville.
- Scheidegger, A.M., Lamble, G.M., y Sparks, D.L. (1996). Investigation of Ni Sorption on Pyrophyllite: An XAFS Study. *Environ. Sci. Tech.* **30**, 548-554.
- Schnitzer, M. y Khan, S.U. (Eds.). (1978). *Soil organic matter*. Developments in Soil Science 8. Elsevier, Amsterdam, NL.
- Seaward, M.R.D., y Richardson, D.H.S. (1990). Atmospheric sources of metal pollution and effects on vegetation. En: A.J. Shaw (Ed.), *Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects*. Boca Raton, FL, USA: CRC Press, p. 75–92.
- SEMARNAT, (2003). Norma Oficial Mexicana. Lodos y biosólidos. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, NOM-004-SEMARNAT-2002. Diario Oficial de la Federación México, 15 de agosto de 2003.
- Smernik, R.J., Oliver, I.W. y Merrington, G. (2003). Characterization of sewage sludge organic matter using solid-state carbon-13 nuclear magnetic resonance spectroscopy. *J. Environ. Qual.* **32**, 1516-1522.
- Sommers, L.E., Nelson, D.W., Yost, K.J. (1976). Variable nature of chemical composition of sewage sludges. *J. Environ. Qual.* **5**, 303–306.
- Sparks, D.L. (2003). *Environmental Soil Chemistry*. 2a. ed., Academic Press, China.
- Sposito, G. (1984). *The surface chemistry of soils*. Oxford Univ. Press, New York.
- Sposito, G., Lund, L.J. y Chang, A.C. (1982). Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in solid phases. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **46**, 260-264.
- Sposito, G. y Page, A.L. (1984). Circulation of Metals in the Environment. En: H. Siegel (Ed.), *Metal ions in biological systems*. Marcel Dekker, New York.
- Stewart, J.W.B. y Sharpley, A.N. (1987). Controls on dynamics of soil and fertilizer phosphorus and sulfur. En: R.F. Follett, J.W.B. Stewart y C.V. Cole, (Eds.), *Soil Fertility and Organic matter as Critical Components of Production Systems*, SSSA Special Publication vol.19, Soil Science Society of America, Inc., American Society of Agronomy, Inc., Madison, WI, pp. 101-121.
- Stukenberg, J.R., Carr, S., Jacobs, L.W., y Bohm, S. (1993). *Document long-term experience of biosolids land application programs*. Water Environ. Res. Foundation, Project 91-ISP-4, Alexandria, Virginia.
- Stumm, W. y Morgan, J.J. (1996). *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters*. John Wiley and Sons, New York.
- Terry, R.E., Nelson, D.W. y Sommers, L.E. (1979). Decomposition of anaerobically digested sewage sludge as affected by soil environmental conditions. *J. Environ. Qual.* **8**, 342–347.



- Thompson, M. L.; Zhang, H., Kazemi, M., Sandor, J. A. (1989). Contribution of organic matter to cation exchange capacity and specific surface area of fractionated soil materials. *Soil Sci.* **148**, 250-257.
- Tills, A.R. y Alloway, B.J. (1983). Speciation of lead in soil solution from very polluted soils. - *Environ. Technol. Lett.* **4**, 529-534.
- Toribio, M. y Romanya, J. (2006). Leaching of heavy metals (Cu, Ni and Zn) and organic matter after sewage sludge application to Mediterranean forest soils. *Sci.Total Environ.* **363**, 11-21.
- Tye, A.M., Young, S.D., Crout, N.M.J., Zhang, H., Preston, S., Barbosa-Jefferson, V. L., Davison, W., McGrath, S.P., Paton, G.I., Kilham, K. y Resende, L. (2003). Predicting the activity of Cd<sup>2+</sup> and Zn<sup>2+</sup> in soil pore water from the radio-labile metal fraction. *Geochim. Cosmochim. Acta* **67**, 375-385.
- Tyler, L.D. y McBride, M.B. (1982). Influence of Ca, pH and humic acid on Cd uptake. *Plant Soil* **64**, 259-262.
- Tyree, M.T. (1970) The symplast concept: a general theory of symplastic transport according to the thermodynamics of irreversible process. *J. Theor. Biol.* **26**, 181-189.
- US Environmental Protection Agency (1994). Land Application of Sewage Sludge A Guide for Land Appliers on the Requirements of the Federal Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge, 40 CFR Part 503, December, 1994. EPA #: 831/B-93-002b. Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency, 1995. Process design manual land application of sewage sludge and domestic septage. Office of Research and Development, Washington, DC 20406, EPA/625/K-95/001.
- Usman, A. R. A., Kuzyakov, Y., y Stahr, K. (2004). Dynamics of organic C mineralization and the mobile fraction of heavy metals in a calcareous soil incubated with organic wastes. *Wat. Air Soil Pollut.* **158**, 401-418.
- Vallentine, J.F. (1989). *Range development and improvements*. 3a ed. Academic Press, San Diego, CA.
- Voitsekhovskaja, O.V., Koroleva, O.A., Batashev, D.R., Knop, C., Tomos, A.D., Gamalei, Y.V., Heldt, H.W., y Lohaus, G. (2006). Phloem loading in two scrophulariaceae species. What can drive symplastic flow via plasmodesmata? *Plant Physiol.* **140**, 383.
- Von Wiren, N., Marschner, H. y Romheld, V. (1996). Roots of iron-efficient maize also absorb phytosiderophore-chelated zinc. *Plant Physiol.* **111**, 1119-1125.
- Vulkan, R., Mingelgrin, U., Ben-Asher, J. y Frenkel, H. (2002). Copper and zinc speciation in the solution of a soil-sludge mixture. *J. Environ. Qual.* **31**, 193-203.
- Waller, S.S., Moser, L.E., Reece, P.E. y Gates, G.A. (1985). *Understanding grass growth: the key to profitable livestock production*. Trabon Printing Co., Kansas City.

- Walter, I., Cuevas, G., García, S. y Martínez, F. (2000). Biosolid effects on soil and native plant production in a degraded semiarid ecosystem in central Spain. *Waste Manage. Res.* **18**, 259-263.
- Walter, I., Martinez, F. y Cuevas, G. (2006). Biosolid amendment of a calcareous, degraded soil in a semi-arid environment. Spanish. *J. Agric. Res.* **4**, 47-54.
- Wang, B. y Qiu, Y.L. (2006). Phylogenetic distribution and evolution of mycorrhizas in land plants". *Mycorrhiza* **16**, 299–363.
- Welch, R.M. y Norwell, W.A. (1999). Mechanism of cadmium uptake, translocation and deposition in plants. En: M.J. McLaughlin y B.R. Singh (Eds.), *Cadmium in soil and plants*, Kluwer, Dordrecht, Netherlands. Pp. 125-150.
- Westerman, T. (1978). Factors affecting denitrification in a Sonoran desert soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **42**, 596–599.
- Whatmuff, M.S., 1999. Applying biosolids to acid soils in NSW, Australia: sustained availability of Cd 8 years after application. En: W.W. Wenzel, D.C. Adriano, B. Alloway, et al. (Eds.), *Proceedings of the 5th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements*, Vienna, Austria, 11–15 July 1999, vol.1. International Society for Trace Element Research, Vienna, pp.286–287.
- Williams, L.E., Pittman, J.K., y Hall, J.L. (2000). Emerging mechanisms for heavymetal transport in plants. *Biochim. Biophys. Acta* **1465**, 104–126
- Xu J.K., Yang L.X., Wang Y.L. y Wang Z.Q. (2005). Advances in the study uptake and accumulation of heavy metal in rice (*Oryza sativa*) and its mechanisms. *Chinese Bull. Bot.* **22**, 614–622.
- Zhou, L.X. y Wong, J.W.C. (2001). Effect of dissolved organic matter from sludge and sludge compost on soil copper sorption. *J. Environ. Qual.* **30**, 878-883.

## Capítulo 3

---

### **Absorción de metales pesados y crecimiento de *Bouteloua* spp. en suelos semi-áridos fertilizados con biosólidos**

#### *Abstract*

An experiment was conducted in three wild grass species of *Bouteloua* genus to compare the effect of application of biosolids on the accumulation of heavy metals, biomass production and nutrient uptake. Biosolids were applied at rates of 0, 3.5, 7 and 10.5 Mg/ha to two different soil types collected from the southern Chihuahuan Desert. The shoot biomass of *B. gracilis* (BOGR) and *B. scorpioides* (BOSC) was two to three times greater than the control while in *B. curtipendula* (BOCU) was of 75% in both soils. BOGR showed the best growth response and high content of N and P in leaf tissue. With few exceptions, there was no significant difference of heavy metal concentrations (copper, chromium, arsenic, nickel, and zinc) in the plant tissues compared to control. The application of biosolids showed interspecies variability in growth response and nutrient uptake with a minimal risk of heavy metal uptake for *Bouteloua* wild species.

## ***Resumen***

Se llevó a cabo un experimento con tres especies nativas de gramíneas del género *Bouteloua* para comparar el efecto de la aplicación de biosólidos en la acumulación de metales pesados, la producción de biomasa y la absorción de nutrimentos. Los biosólidos se aplicaron a tasas de 0, 3.5, 7 y 10.5 Mg/ha a dos tipos diferentes de suelo comunes en el sur del Desierto Chihuahuense. La biomasa aérea de *B. gracilis* (BOGR) y *B. scorpioides* fue dos a tres veces mayor que el control, mientras *B. curtipendula* (BOCU) en un 75% en ambos suelos. BOGR fue la especie con mejor respuesta de crecimiento y alto contenido foliar de N y P. Con pocas excepciones, no hubo diferencias significativas en la concentración de metales pesados (cobre, cromo, arsénico, níquel y zinc) en los tejidos vegetales comparados con los controles. La aplicación de biosólidos mostró la variabilidad interespecífica en la respuesta de crecimiento y la absorción de nutrimentos con un riesgo mínimo de absorción de metales pesados entre las especies de *Bouteloua*.

Miguel Angel Lara-Villa, Jose Luis Flores-Flores, Felipe Alatraste-Mondragón, Marcos Monroy Fernández. *Heavy metal uptake and growth of Bouteloua species in semi-arid soils amended with biosólidos*. Aceptado para publicación en *Communications in Soil Science and Plant Analysis* (2010).

### **3.1 Introducción**

Los biosólidos se han utilizado para mejorar los suelos degradados en zonas áridas y semi-áridas (Fresquez et al., 1990; Jurado y Wester, 2001; Singh y Agrawal, 2008). En contraste, aunque la fertilización química es, en general, una buena práctica en términos de producción de forraje en pastizales naturales (Richard y Redente, 1995), su eficacia depende del régimen de lluvias y la mayoría de las veces no es económicamente viable (Freeman y Humphrey, 1956). Por lo tanto, mientras que la fertilización inorgánica es arriesgada y cara, la aplicación de biosólidos es una alternativa para la restauración de los pastizales degradados.

En suelos de zonas áridas y semi-áridas, se ha observado que la aplicación de los biosólidos aumenta sustancialmente el crecimiento de pastizales (Fresquez et al., 1990; Jurado y Wester, 2001; Jurado-Guerra et al., 2006). Mata-González et al. (2002) reportaron que la biomasa aérea de *B. gracilis* se ve afectada por la interacción entre nivel y estación de aplicación de biosólidos. El uso del nitrógeno de los biosólidos para el crecimiento vegetal depende del tiempo que toma la descomposición de la materia orgánica en liberar el nitrógeno y de la disponibilidad de humedad suficiente en el suelo (Mata-González et al., 2004).

Diversos estudios sobre la aplicación al suelo de los biosólidos en pastizales de zonas áridas o semiáridas han mostrado que existe un bajo riesgo de acumulación de metales pesados en el follaje, incluso después de muchos años de aplicación de biosólidos a tasas elevadas (Fresquez et al., 1991; Gaskin et al., 2003, Lane, 1988). El riesgo bajo se relaciona con las condiciones químicas de los suelos de pH alcalino, típico de las regiones áridas, que limitan la movilidad y la biodisponibilidad de metales pesados presentes en los biosólidos (Han et al., 2001).

La disponibilidad del metal cambia cuando los biosólidos se mezclan con el suelo debido a la dilución y a cambios en las propiedades químicas de los biosólidos cuando entran en contacto con el suelo (Fuentes et al., 2006). La solubilidad y biodisponibilidad de los metales pesados también dependen de la fisiología de las plantas (McBride, 2003). Por lo tanto, el crecimiento vegetal y la absorción de metales que sigue a la aplicación de biosólidos podrían ser diferentes entre las especies de una comunidad. Esta cuestión debe tenerse en cuenta en la aplicación de biosólidos en áreas abiertas de pastizales o matorrales.

*Bouteloua curtipendula*, *B. gracilis* y *B. scorpioides* coexisten en pastizales y matorrales en el sur del desierto Chihuahuense. Estas gramíneas son especies nativas ampliamente distribuidas en el norte y el centro de México (Rzedowski, 1978). Tienen un valor alto como forraje y son resistentes a la sequía y la presión intensa de pastoreo (Alcocer-Ruthling, 1989). También son consideradas especies clave, dado su papel en la función del ecosistema (Medina Roldán, et al., 2008; Jiménez Aguilar et al., En prensa). Por lo tanto, estos pastos son importantes en la rehabilitación de suelos degradados. Puesto que cada una de estas especies debe tener requerimientos de recursos diferentes para coexistir, se espera que respondan de manera diferente a la adición de recursos.

Ha habido pocos estudios sobre la absorción de metales en las especies nativas de los suelos áridos o semiáridos tratados con biosólidos (Fresquez et al., 1990; Fresquez et al., 1991; Hernandez et al., 1991; Unger and Fuller, 1985). Los niveles de Cu, Mn, Fe y Zn extraído con DTPA aumentaron linealmente con el aumento de la frecuencia de aplicación de lodos en la primera estación de crecimiento en *B. gracilis*, mientras que los niveles de Cd o Pb, no aumentaron significativamente después de las primeras tres estaciones de crecimiento. Sin embargo, la concentración del metal no aumentó después de cinco estaciones de crecimiento a tasas de aplicación entre 22,5 y 45 Mg/ha (Fresquez et al., 1990; Fresquez et al., 1991).

Hernández et al. (1991) demostraron que la absorción de nutrientes y metales por los cultivos (cebada y maíz) en un suelo calcáreo tratado con biosólidos depende de la especie vegetal. Por otra parte, Unger y Fuller (1985) observaron que la absorción de metales pesados en la cebada en suelos áridos fertilizados con biosólidos podría ser menor que en otros climas debido a la naturaleza neutra o ligeramente alcalina de estos suelos.

La disponibilidad de metales pesados y de nutrimentos es afectada por las propiedades del suelo, las cuales dependen a su vez de su naturaleza geológica. Por lo tanto, la respuesta de crecimiento de las especies de *Bouteloua* a la aplicación de biosólidos también puede diferir entre los distintos suelos. En este estudio, se estableció también la hipótesis de que la disponibilidad y absorción de los metales pesados dependería de las características de cada especie y de las propiedades químicas de la matriz suelo/biosólidos. Este estudio se realizó utilizando dos tipos de suelos semi-áridos del sur del desierto de Chihuahua fertilizados con biosólidos de "calidad excelente" tal como se define en la legislación mexicana (NOM-

004-SEMARNAT-2002). Ambos tipos de suelo, ígneo y calcáreo, son muy comunes en esta región y requieren de un programa de manejo para la rehabilitación a causa del evidente deterioro. Los objetivos de este estudio fueron comparar en dos suelos fertilizados con biosólidos: 1) el crecimiento y la absorción de nutrimentos en tres especies de pastos co-existentes de *Bouteloua* y 2) la acumulación de metales pesados en los tejidos vegetales en cada una de estas especies.

## **3.2 Materiales y Métodos**

### **3.2.1 Procedimiento experimental**

Capas de suelo superficial de 25 cm de espesor de dos tipos contrastantes de suelo, relacionados con dos diferentes materiales parentales, ígneo y calcáreo, se colectaron en una localidad del Altiplano de México (22 ° 27'N, 101 ° 21'W). Los suelos fueron secados y tamizados para eliminar las rocas más grandes. Muestras de suelo se homogeneizaron por tamizado a través de una malla de 5 mm para los análisis físicos y químicos. El suelo ígneo fue un Xerosol háplico, mientras que el suelo calcáreo fue un Litosol de acuerdo a las unidades de clasificación de la FAO (INEGI, 2002). El suelo ígneo es de color rojizo y de textura franco arenoso. Su densidad aparente y porosidad total son 1,52 g/cm<sup>3</sup> y 42%, respectivamente. El suelo calcáreo es blanquecino, pedregoso (27 rocas%), y franco. Su densidad aparente y porosidad total son 1,17 g/cm<sup>3</sup> y 56%, respectivamente. El suelo ígneo es más compacto y más fino en textura. Otras propiedades de ambos suelos se muestran en la Tabla 3.1.

Los biosólidos se obtuvieron de una planta de tratamiento de aguas residuales municipales que recibe únicamente aguas residuales domésticas de una fracción de la red de alcantarillado municipal situado en la ciudad de San Luis Potosí, México. Los lodos se estabilizan por digestión aerobia seguida por deshidratación parcial en un filtro prensa. A este material final se le denomina biosólidos. Se seleccionaron biosólidos de alta calidad (bajo contenido de metales pesados) previendo que las aplicaciones futuras se harían en ecosistemas frágiles de regiones semi-áridas. El contenido total de metales pesados en los biosólidos estuvo muy por debajo de la categoría "excelente" según los límites definidos en la norma oficial mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002 (SEMARNAT 2003). Esta norma concuerda con la del CFR-503 de la EPA de EE.UU. (1993), salvo que incluye límites para

el cromo (1200 mg/kg base seca), el cual fue eliminado en la regulación actual de la EPA (US EPA, 1996). Los límites máximos permisibles (en mg/kg) en ambas legislaciones para el resto de los metales evaluados son arsénico (As) 41, cadmio (Cd) 39, cobre (Cu) 1500, plomo (Pb) 300, mercurio (Hg) 17, níquel (Ni) 420 y zinc (Zn) 2800. Otras propiedades de los biosólidos se muestran en la Tabla 3.1.

Se utilizaron macetas alargadas (120 mm de diámetro, 300 mm de altura) para facilitar el adecuado desarrollo de las raíces, donde la duración del experimento sería un ciclo desde plántulas hasta la producción de espiguillas.

Tabla 3.1 Características físico-químicas de suelos y biosólidos.

Variable	Suelo ígneo	Suelo calcáreo	Biosólidos
pH	7.56 ± 0.5	8.05 ± 0.1	7.00 ± 0.17
CE <sup>a</sup> , uS/cm	169 ± 69	266 ± 60	948 ± 16
Materia orgánica, %	2.25 ± 0.1	3.31 ± 0.06	55.9 ± 0.55
Sólidos totales, %	n.d.	n.d.	13.5 ± 1.8
CaCO <sub>3</sub> , %	0.72 ± 0.48	15.6 ± 3.77	1.91 ± 0.76
N total, %	0.27 ± 0.11	0.32 ± 0.01	6.1 ± 0.04
P total, %	0.025 ± 0.004	0.055 ± 0.006	1.03 ± 0.12
P-Olsen, mg/kg	4.3 ± 0.81	7.6 ± 2.3	836.3 ± 53.9
NO <sub>3</sub> -N, mg/kg	10.67 ± 1.92	10.75 ± 2.22	74.59 ± 20.3
NH <sub>4</sub> -N, mg/kg	27.01 ± 7.32	42.21 ± 9.21	1089.7 ± 89.3
Arena, %	61	49	n.d.
Limo, %	25	34	n.d.
Arcilla, %	14	17	n.d.
Capacidad de campo, %	15.2	28.5	n.d.
Punto de marchitez, %	6.7	13.2	n.d.
Agua disponible, %	8.5	15.3	n.d.

<sup>a</sup> Conductividad eléctrica

Los valores son media ± error estándar, (n= 4).

n.d., no se determinó



Biosólidos frescos (contenido de humedad = 86%) se agregaron a las macetas y se mezclaron con la capa de suelo para evitar la formación de una capa hidrofóbica (Keller et al., 2002). El peso total de cada maceta incluyendo el suelo más los biosólidos secos fue de 3,9 kg.

Plantas juveniles de tres especies de pastos nativos *Bouteloua curtipendula* (Michx.)Torr. (**BOCU**); *B. gracilis* (H.B.K.) Lag. ex Steud (**BOGR**); y *B. scorpioides* Lag. (**BOSC**) se colectaron en la región del Altiplano Potosino y se mantuvieron en el invernadero durante una semana para permitir la aclimatación. Esto se hizo para asegurar la sobrevivencia de un número suficiente de plántulas de las tres especies colectadas en campo bajo condiciones diferentes de humedad relativa e iluminación cuando fueron transplantadas a las macetas con la adición de los biosólidos. Plántulas individuales se obtuvieron separando el tallo y la raíz (macollos) de la corona o collar de la planta. Las plántulas utilizadas fueron seleccionadas por tamaño ( $0,5 \pm 0,1$  g) y desarrollo uniforme de raíces. Una sola especie fue colocada en cada maceta.

El mismo lote homogeneizado de biosólidos frescos fue utilizado para todas las macetas, a dosis de 0, 3,5, 7,0 y 10,5 Mg/ha (peso seco). Las dosis de biosólidos (base seca) fueron similares a las utilizadas en los estudios de campo realizados en varios lugares de EE.UU. realizados para determinar el nitrógeno disponible para la planta en cultivos agrícolas (Gilmour et al., 2000). El nitrógeno disponible de los biosólidos fue aplicado en el intervalo recomendado para la fertilización con abonos químicos para pastizales irrigados en agostaderos semiáridos (22 a 224 kg N ha<sup>-1</sup>) (Vallentine, 1989).

La humedad del suelo se midió con un sensor TDR 100 (Time Domain Reflectometer) (Spectrum Technologies), y se mantuvo a un 80% de la capacidad de campo. Luego, las macetas se regaron con la cantidad necesaria de agua cada vez que el contenido volumétrico de agua del suelo disminuyó casi hasta el punto de marchitamiento (23 - 13% v/v en el suelo calcáreo y 12 - 7% v/v en el suelo ígneo) (Tabla 3.1). La temperatura ambiente osciló entre 13.6 °C y 36.7 °C, durante el periodo de estudio, con un valor medio de 22 °C. No se intentó controlar la temperatura puesto que estas especies crecen en su habitat natural en condiciones climáticas extremas donde la oscilación diurna promedio anual es de hasta 20°C (Rzedowski 1983). Estas especies exhiben la ruta forosintética C<sub>4</sub> y poseen adaptaciones para crecer en ambientes cálidos, secos y de alta irradiancia (Qi and

Redmann 1993; Monzon et al. 1986; Rzedowski 1983). Las temperaturas letales para *B. gracilis* y *B. curtipendula* varían en el intervalo de 60-71 y 59-73°C, respectivamente (Jameson 1961).

La iluminación en el invernadero fue la misma del ciclo diario solar. El estudio se realizó durante 145 días hasta la etapa de producción de semillas. Al final del período de crecimiento se cosechó la planta completa. Las inflorescencias (flor, tallo y espiga) se cortaron y se manejaron por separado. Luego, las raíces y el follaje se extrajeron cuidadosamente de las macetas. Las raíces se cortaron en la base del racimo y se enjuagaron suavemente con agua corriente, las coronas fueron incluidas en esta fracción de biomasa. La parte aérea consistió de espiguillas, tallos y hojas (brotes). El material vegetal fresco se enjuagó con agua corriente, y luego tres veces con agua desionizada. Luego fue secado durante 72 horas a 70 ° C hasta peso constante y finalmente se pesó para determinar la biomasa seca. Una porción de cada componente de la biomasa se utilizó para analizar metales pesados y nutrientes. Al final del experimento, se tomaron tres muestras de suelo por cada tratamiento para determinar los nutrimentos (N total y P total, nitratos y fosfatos).

### **3.2.2 Análisis físicos y químicos**

El contenido de humedad disponible del suelo se calculó como la diferencia entre el contenido de agua a capacidad de campo y el punto de marchitez permanente, los cuales se determinaron, el primero, a través de la placa de cerámica y, el segundo, por medio de membrana de presión determinando el agua retenida por el suelo entre 0,3 y 15 bares (Gardner, 1986). La densidad aparente se calculó utilizando la relación media entre el peso del suelo seco y el volumen del cilindro usado como nucleador para extraerlo. La textura se obtuvo con el método del hidrómetro (Bouyoucos, 1962). La conductividad eléctrica (CE) y el pH se midieron en una suspensión de suelo y agua o de biosólidos y agua a una relación de 1:2.5 (w/v). Los carbonatos se midieron por valoración del dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) liberado durante la reacción con un ácido fuerte (Bundy y Bremer, 1972). El contenido de materia orgánica en el suelo y biosólidos se estimó por la pérdida de masa después de la calcinación a 550 °C.

El nitrógeno total (N) en el suelo y en el material vegetal se determinó con un analizador elemental (Costech, ECS 4010). Amonio y nitrato en los biosólidos y suelos se

determinaron por espectrofotometría después de la extracción con cloruro de potasio (KCl). Los nitratos se determinaron a través de la reducción del nitrato con vanadio en combinación con el método de la reacción ácida de Greiss (Miranda et al., 2001). El nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) se determinó utilizando el método del azul de indofenol (Keeney y Nelson, 1982). El N orgánico se calculó como la diferencia entre el N total y N inorgánico ( $\text{NO}_3 + \text{NH}_4$ ). El N disponible se estimó considerando una tasa de mineralización del 20% y una tasa de volatilización de amonio del 50% (US EPA, 1995). Es decir, el N disponible fue igual a la suma de nitrato, 0.5 del amoníaco, y 0.2 del N orgánico.

El fósforo total (P) y el fósforo extraíble o utilizable en biosólidos y en suelo se determinaron por el método de Olsen (Olsen et al. 1954). El fósforo total, previa digestión con ácido perclórico ( $\text{HClO}_4$ ), y el P extraíble previa extracción con bicarbonato de sodio ( $\text{NaHCO}_3$ ) en una solución alcalina tamponada (Murphy y Riley, 1962). El P disponible se estimó considerando una tasa de mineralización de 21% del P total (Michalk et al., 1995). El contenido total de metal en el suelo y en los biosólidos se determinó por digestión en placa con agua regia (Nieuwenhuize et al. 1991). Los tejidos vegetales se digirieron con una solución de ácidos perclórico, nítrico y sulfúrico (2:10:1) (Radojevic y Bashkin, 1999). La eficiencia de extracción de la digestión ácida se estimó mediante el uso de adiciones, en microlitros, de soluciones de metales pesados en concentraciones conocidas a cada tipo de sustrato (suelo, biosólidos y tejidos vegetales) (Skoog et al., 2000). La eficiencia de extracción se expresó como el porcentaje de extracción del metal adicionado. Se analizaron 10 muestras de cada metal por tipo de sustrato: cinco con adiciones, tres sin adiciones y dos blancos (sin sustrato). Se evaluó la eficiencia de extracción de seis metales (Cu, Cd, Cr, Pb, Ni y Zn). La precisión del porcentaje de extracción se estimó como la desviación típica relativa. El intervalo obtenido en el porcentaje de extracción fue de  $88.6 \pm 0.5$  (Zn) a  $111.9 \pm 9.7$  (Ni) para los suelos; de  $68.6 \pm 1.6$  (Zn) a  $110.5\% \pm 11.5\%$  (Cr) para los biosólidos; y de  $90.2 \pm 1.1$  (Cd) a  $108.0 \pm 17.1$  (Ni) para el material vegetal.

Los metales en solución (Cu, Cd, Cr, Pb, Ni, y Zn) se midieron con espectrofotometría de absorción atómica de flama (EAAF) (Perkin Elmer, Analyst 400). Las concentraciones de As y Hg se determinaron, previa generación de hidruros (Perkin Elmer, MHS 15) con en espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito (Varian Spectra AA

220Z). Una estimación de los metales pesados disponibles para las plantas en biosólidos y suelos se obtuvo por extracción con el método del ácido penta-dietil-triamin-acético (DTPA) (Lindsay y Norwell, 1978).

### 3.2.3 Concentración de metales e índices de acumulación

Para evaluar la movilidad de los metales en las plantas se estimaron dos índices reportados por Camerlynck y Veilghe (1979) con algunas modificaciones que se describen a continuación.

El índice de concentración (IC), midió el grado de acumulación de metales pesados en el tejido vegetal.

$$IC = [M]_{\text{tejido tratado}} / [M]_{\text{tejido control}}$$

donde:

$[M]_{\text{tejido tratado}}$  es la concentración total del metal pesado en el tejido vegetal expuesto a los biosólidos,  $\text{mg kg}^{-1}$ .

$[M]_{\text{tejido control}}$  es la concentración total del metal pesado en el tejido vegetal en el control, en  $\text{mg kg}^{-1}$ .

El índice de acumulación (A) midió la acumulación de metal en las plantas en relación con la concentración de metal DTPA-disponible en el suelo:

$$A_0 = [M]_{\text{tejido control}} / [M]_{\text{suelo control}}$$

$$A_{\text{trat}} = [M]_{\text{tejido tratado}} / [M]_{\text{suelo tratado}}$$

donde:

$A_0$  es el metal acumulado en el grupo control,

$A_{\text{trat}}$  es el metal acumulado en el grupo experimental,

$[M]_{\text{tejido control}}$  y  $[M]_{\text{tejido tratado}}$  son las concentraciones totales de metal como se definieron anteriormente,

$[M]_{\text{suelo control}}$  es la concentración de metal pesado (extraído con DTPA) en el suelo sin tratamiento (grupo control), en  $\text{mg kg}^{-1}$ .

$[M]_{\text{suelo tratado}}$  es la concentración de metal pesado (extraído con DTPA) en el suelo tratado con biosólidos, en  $\text{mg kg}^{-1}$ .

### **3.2.4 Análisis estadísticos**

Se diseñó un experimento factorial (4 x 2) combinando cuatro dosis de biosólidos y dos tipos de suelo para cada especie vegetal. Como resultado, se aplicaron 8 tratamientos a cada especie y cada tratamiento se repitió cuatro veces para un total de 32 unidades experimentales (macetas) por especie. Se usó un arreglo completamente aleatorio, asignando aleatoriamente a macetas individuales la combinación de dosis y suelo. El proceso se repitió para cada especie. Las macetas a las que no se les aplicaron biosólidos (cero dosis) se utilizaron como el tratamiento control. Las macetas se dispusieron al azar en el invernadero y se rearrugaron al azar cada 30 días, durante el transcurso del experimento. Las pruebas de significancia se realizaron mediante análisis de varianza para los datos de materia seca y de concentración de metal para cada componente de la biomasa (raíz, parte aérea y espiga). Las diferencias medias entre los tratamientos se analizaron mediante la prueba de Tukey.

Los supuestos sobre el modelo de análisis de la varianza (ANOVA) para la normalidad de los residuales (análisis de residuales), prueba de homogeneidad de varianza (Levene; Levene, 1960) y la linealidad del modelo ( $R^2$ ), se evaluaron con un nivel de significación ( $\alpha$ ) de 0.05 para todas las pruebas. En los casos en que los supuestos no se cumplieron, como ocurrió con las concentraciones de metales, los datos fueron transformados a logaritmos y el análisis fue repetido. Todos los análisis se realizaron con el programa estadístico JMP6 (SAS Institute Inc., 2006).

## **3.3 Resultados**

### **3.3.1 Caracterización de suelos y biosólidos**

Carbonatos, materia orgánica, conductividad eléctrica, P total, P-Olsen y nitrógeno amoniacal fueron mayores en suelo calcáreo que en suelo ígneo (Tabla 3.1). Esto podría indicar que el suelo calcáreo es más fértil que el suelo ígneo.

El porcentaje de la concentración total de metales pesados extraídos de los biosólidos con DTPA fue mayor que el porcentaje extraído de cada suelo antes del experimento (Tabla 3.2). La aplicación de biosólidos aumentó la concentración de Cu, Pb, y Zn extraíbles del suelo con DTPA, en ambos suelos, y de As en suelo calcáreo a la tasa más alta ( $p < 0.05$ )

Tabla 3.2 Metales pesados del suelo y biosólidos extraíbles con DTPA-CaCl<sub>2</sub>-TEAA antes del experimento y en la mezcla de suelo y biosólidos al final del experimento.

	Suelo ígneo		Suelo Calcáreo		Biosólidos		Conc. final del metal disponible	
	mg/kg	% <sup>b</sup>	mg/kg	%	mg/kg	%	IS/BS <sup>c</sup>	CS/BS <sup>c</sup>
							mg/kg	mg/kg
Cobre	0.59 ±0.016 d	7.1	0.97 ±0.022 c	9.3	53.4 ±1.96 a	22.3	0.86 ±0.020 c	1.55 ±0.147 b
Cromo	0.001 ±0.001 b	0.4	0.003 ±0.010 b	1.5	0.76 ±0.08 a	1.6	0.003 <sup>d</sup> b	0.003 <sup>d</sup> b
Cadmio	0.04 ±0.032 b	6.6	0.11 ±0.017 b	15.9	0.73 ±0.08 a	22.8	0.18 ±0.045 b	0.25 ±0.140 b
Plomo	0.05 ±0.019 d	0.3	0.21 ±0.059 c	1.3	20.6 ±0.45 a	25.2	0.20 ±0.014 c	1.00 ±0.162 b
Niquel	0.24 ±0.006 c	2.1	0.41 ±0.020 b	2.7	5.29 ±0.45 a	22.9	0.17 ±0.015 c	0.52 ±0.060 b
Zinc	1.66 ±0.036 e	5.4	2.44±0.008 d	7.1	235.0 ±12 a	42.8	3.98 ±0.068 b	2.99 ±0.161 c
Arsénico	0.04 ±0.005 c	1	0.096 ±0.007 c	1.7	0.82 ±0.18 a	5.2	0.037 ±0.007 c	0.39 ±0.102 b

Los valores son media ± error estándar en mg/kg; n= 4. BS, biosólidos; IS, suelo ígneo; CS, suelo calcáreo

Las letras en minúsculas señalan diferencias significativas en los tratamientos en el mismo metal (p<0.05)

<sup>a</sup>DTPA: solución extractante de ácido dietilen-triamina-penta-acético (DTPA), CaCl<sub>2</sub>, y trietanolamina (TEA)

<sup>b</sup>Porcentaje de metal extraíble con DTPA: (Extracción DTPA / Extracción Total) x100

<sup>c</sup>La concentración final de metal disponible se midió en la mezcla suelo (IS o CS)/biosólidos (BS) en la dosis más alta (10.5 Mg/ha)

<sup>d</sup>Concentración de cromo en el límite de detección con espectrofotometría de absorción atómica en horno de grafito (GF-AAS)

(columnas 8 y 9 en la Tabla 3.2). Sin embargo, este incremento fue en la mayoría de los casos inferior al 5% comparado con el contenido de metales extraíbles con DTPA en los biosólidos debido a un efecto de dilución del biosólido en la mezcla con el suelo. La concentración de Cr extraíble con DTPA estuvo alrededor del límite de detección en la mezcla suelo-biosólidos.

### **3.3.2 Producción de biomasa y nutrimentos**

Las biomasa aérea y de la raíz fueron significativamente diferentes para las tres especies (Tabla 3.3). *Bouteloua curtipendula* (BOCU) presentó el promedio más alto de la producción total de biomasa. El tipo de suelo no afectó significativamente a la biomasa total de BOCU. Sin embargo, la producción de biomasa aérea de *B. gracilis* (BOGR) y la biomasa de raíces de *B. scorpioides* (BOSC) fueron 1.8 y 3.0 veces más altas en suelo ígneo que en suelo calcáreo a la dosis de 10.5 Mg/ha (Tabla 3.3). Hubo interacción entre tipo de suelo y dosis para la biomasa aérea de BOGR ( $F_{3,31} = 7.12$ ,  $p < 0.05$ ) y la biomasa de raíces de BOSC ( $F_{3,31} = 4.18$ ,  $p < 0.05$ ), lo que indica diferencias en los efectos del tratamiento (cambios con la dosis) sobre la producción de biomasa en función del tipo de suelo.

La biomasa de espigas fue en general baja, y no se detectaron diferencias significativas entre especies. Únicamente para BOGR, la biomasa de espigas a 10.5 Mg/ha fue 4 veces mayor que a dosis menores en suelo calcáreo ( $p < 0.05$ ) pero inferior al promedio en suelo ígneo (Tabla 3.3).

Los tratamientos no afectaron el cociente raíz: parte aérea (RPA) en el suelo ígneo, pero en el suelo calcáreo BOGR tuvo un cociente RPA más alto que BOCU y BOSC (datos no mostrados). El cociente RPA más bajo (0.25) se obtuvo en BOSC (a 7 Mg/ha) y el más alto (1.14) para BOGR (a 10.5 Mg/ha).

La absorción de nitrógeno fue mayor en BOCU y BOGR que en BOSC ( $F_{2, 73} = 28.4$ ,  $p < 0.001$ ). Sin embargo, se observó que mientras la biomasa aumentó con la absorción de N en BOGR, la mayor biomasa en BOCU ocurrió con un bajo nivel de absorción de N en suelo ígneo (Fig. 3.1). Esto fue consistente con una menor concentración de N en hojas en BOCU (1% en ambos suelos) que en BOSC y BOGR (1.48% en suelo calcáreo y 1.16% en suelo ígneo, respectivamente) ( $F_{2,73} = 23.9$ ,

Tabla 3.3 Biomasa de raíces, parte aérea y espigas de tres especies de *Bouteloua* en suelos calcáreo e ígneo a diferentes dosis de aplicación de biosólidos.

Especies	Suelo	Dosis ( Mg/ha)	Raíz (g/maceta)	Parte aérea (g/maceta)	Espigas (g/maceta)	
<i>B.curtipendula</i> (BOCU)	Calcáreo	0	2.98 ± 0.75 a	5.48 ± 0.87 b	0.29 ± 0.13 a	
		3.5	2.24 ± 0.35 a	4.52 ± 1.28 b	0.16 ± 0.06 a	
		7	2.19 ± 0.53 a	8.64 ± 1.82ab	0.48 ± 0.11 a	
		10.5	3.25 ± 0.54 a	9.81 ± 0.25 a	0.39 ± 0.15 a	
	Ígneo	0	2.56 ± 0.22 a	7.44 ± 0.29 b	0.31 ± 0.06 a	
		3.5	1.99 ± 0.37 a	6.04 ± 0.35 b	0.05 ± 0.03 a	
		7	2.52 ± 0.55 a	8.13 ± 1.73ab	0.33 ± 0.10 a	
		10.5	3.38 ± 0.70 a	12.36 ± 1.10 a	0.34 ± 0.08 a	
	P(suelo) <sup>a</sup>		0.95	0.1	0.32	
	<i>B. gracilis</i> (BOGR)	Calcáreo	0	1.28 ± 0.06 b	2.01 ± 0.49 b	0.1 ± 0.10 b
			3.5	3.59 ± 0.28 a	5.43 ± 0.29 a	0 b
			7	3.52 ± 0.83 a	5.55 ± 0.95 a	0.12 ± 0.04 b
10.5			3.54 ± 0.08 a	7.19 ± 2.19 a	0.43 ± 0.17 a	
Ígneo		0	2.79 ± 0.22 ab	7.03 ± 1.07 b	0.36 ± 0.15 a	
		3.5	2.20 ± 0.27 b	5.59 ± 0.43 b	0.26 ± 0.07 a	
		7	3.01 ± 0.20ab	5.19 ± 0.48 b	0.23 ± 0.05 a	
		10.5	4.48 ± 0.81 a	13.03 ± 2.75 a	1.94 ± 1.19 a	
P(suelo)			0.27	<0.001	0.003	
<i>B.scorpioides</i> (BOSC)		Calcáreo	0	0.59 ± 0.07 a	1.99 ± 0.25 b	0.48 ± 0.17 a
			3.5	1.10 ± 0.21 a	3.69 ± 0.29 a	0.69 ± 0.24 a
			7	1.28 ± 0.42 a	4.12 ± 0.55 a	0.41 ± 0.19 a
	10.5		0.59 ± 0.08 a	2.1 ± 0.12 b	0.37 ± 0.03 a	
	Ígneo	0	0.81 ± 0.12 b	2.22 ± 0.16 b	0.43 ± 0.10 a	
		3.5	1.22 ± 0.22ab	2.74 ± 0.40 b	0.41 ± 0.08 a	
		7	0.97 ± 0.10ab	3.05 ± 0.22 b	0.54 ± 0.02 a	
		10.5	1.75 ± 0.28 a	5.53 ± 0.42 a	0.78 ± 0.18 a	
	P(suelo)		0.01	0.09	0.38	
	P(especies) <sup>b</sup>		<0.001	<0.001	0.016	

Los valores son media ± error estándar (dosis, n=4; suelos, n=16; especies, n=32)

Las letras minúsculas muestran diferencias significativas entre dosis para el mismo tipo de suelo y la misma especie (p<0.05)

<sup>a</sup> P (suelos) <0.05 indica diferencia significativa entre suelos en la misma especie y tejido vegetal

<sup>b</sup> P (especies) <0.05 indica diferencia significativa entre especies en el mismo tejido vegetal



$p << 0.05$ ). El consumo de N, medido como contenido de nitrógeno residual en el suelo al final del experimento, fue mayor ( $p < 0.05$ ) en suelo ígneo que en suelo calcáreo (Fig. 3.3), en concordancia con la producción de biomasa (Tabla 3.3).

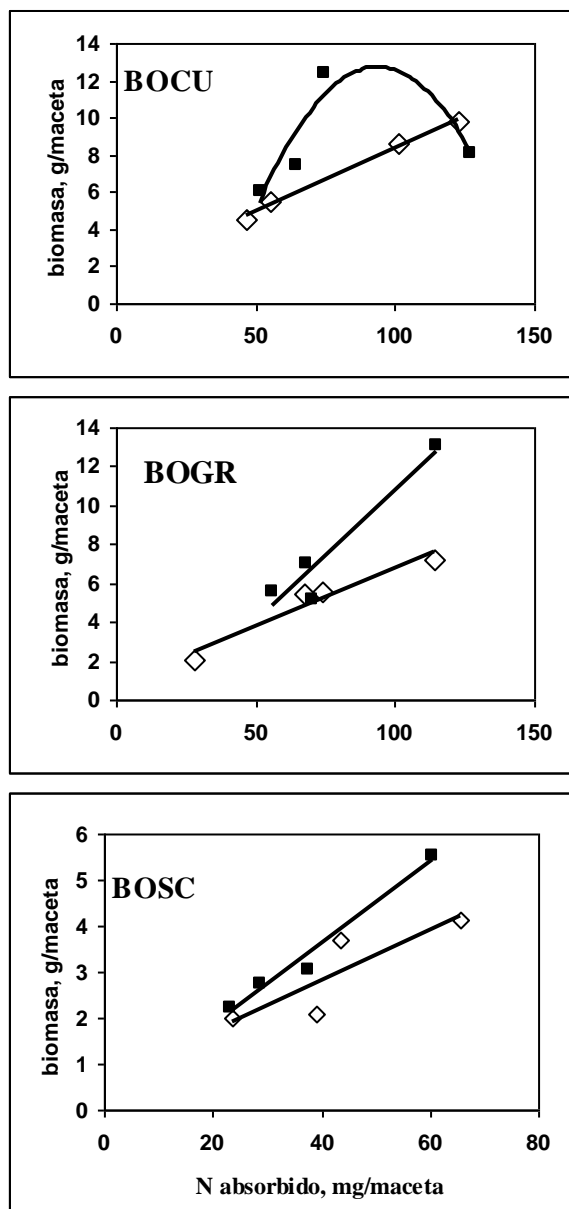


Fig. 3.1 Relación lineal o cuadrática entre la absorción de nitrógeno (N) y la producción de biomasa para *B. curtispindula* (BOCU), *B. gracilis* (BOGR), y *B. scorpioides* (BOSC) en suelo ígneo (■) y en suelo calcáreo (◇) fertilizados con biosólidos.

Similar a la absorción de N, la absorción de P fue mayor en BOCU que en BOGR y BOSC ( $F_{2,73} = 5.14$ ,  $p < 0.05$ ) (Fig. 3.2). Sin embargo, el contenido de P foliar fue mayor en BOSC, seguido por BOGR y BOCU ( $F_{2,73} = 44$ ,  $p < 0.05$ ), con valores de 0,39%, 0.30% y 0.25%, respectivamente.

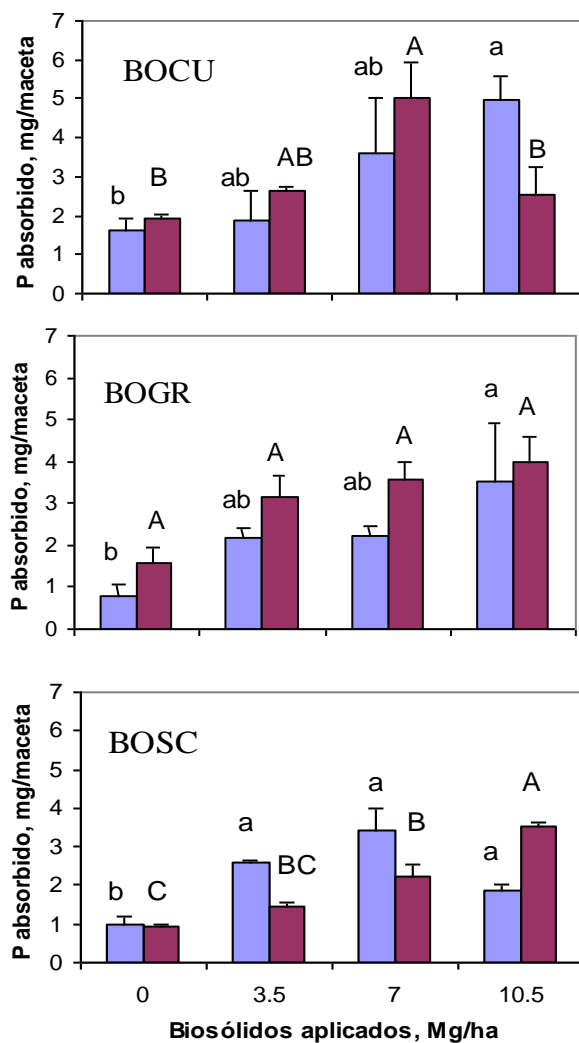


Fig. 3.2 Absorción de fósforo para *B. curtipendula* (BOCU), *B. gracilis* (BOGR) y *B. scorioides* (BOSC) en suelo calcáreo (barras azules) y en suelo ígneo (barras rojas), fertilizados con biosólidos. Letras diferentes muestran diferencias significativas de los tratamientos en el mismo tipo de suelo ( $p < 0.05$ )

No hubo diferencia significativa en el contenido de P foliar por el tipo de suelo ( $p > 0.05$ ) y el contenido de P disponible fue similar en ambos suelos (Fig. 3.3). Sin embargo,

hubo una gran variación en el contenido de fósforo en la planta, debido a las diferencias evidentes entre especies.

Se detectó interacción significativa entre las dosis y el tipo de suelo para la absorción de P para BOSC ( $F_{3,23} = 11.7$ ,  $p \ll 0,05$ ) y BOCU ( $F_{3,23} = 4.6$ ,  $p < 0,05$ ), lo que indica una respuesta diferente de las especies en cada suelo (Fig. 3.2). La absorción de P para BOCU fue mayor con la dosis media (7.0 Mg/ha) en el suelo ígneo y para BOSC en suelo calcáreo, mientras que en los otros casos, hubo un aumento lineal en la absorción de P con la dosis.

El fósforo residual (después de la cosecha) fue similar entre las dosis en ambos tipos de suelo, pero se observó una tendencia del N residual disponible a aumentar con la dosis de los biosólidos (Fig. 3.3).

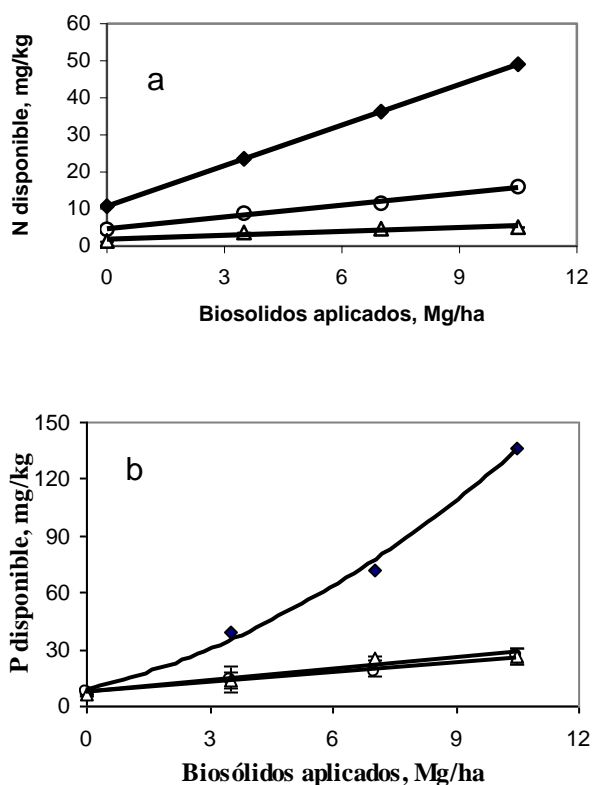


Fig. 3.3 a) Nitrógeno disponible inicial (◆), en cada dosis de biosólidos aplicados, comparados con el N al final del experimento (N residual), en suelo calcáreo (o) o en suelo ígneo (Δ); b) los mismos datos para fósforo. Las barras muestran el error estándar.

Los valores del N o P iniciales se obtuvieron de la concentración de cada nutrimento en el suelo más biosólidos al comienzo del experimento.

Los valores del cociente N:P fueron 34.1, 29.0 y 20.3 en suelo calcáreo, y de 22.1, 26.6, y 19.8 en suelo ígneo, para BOGR, BOCU y BOSC, respectivamente. Por lo tanto, los cocientes N:P para las plantas fueron generalmente más altos en suelo calcáreo que en suelo ígneo ( $p < 0.01$ ).

### **3.3.3 Metales pesados**

En general, la concentración promedio de metales pesados en los tejidos vegetales no mostró diferencias significativas entre las dosis de biosólidos (Tabla 3.4). En la mayoría de los casos, las concentraciones de Cr, Cu, Ni, Hg y Zn fueron mayores en BOSC que en BOGR y BOCU ( $p < 0.05$ ) (Tabla 3.4). No se encontró correlación entre la biomasa vegetal y las concentraciones de metales pesados en plantas (datos no mostrados), por lo que el aumento de la producción de biomasa en BOCU no tuvo un efecto de dilución sobre la concentración de los metales en la planta. El cadmio y el plomo no fueron detectados en los tejidos vegetales.

La concentración de arsénico (As) fue muy variable. Sin embargo, la concentración de arsénico en BOCU fue mayor en suelo ígneo que en suelo calcáreo ( $p > 0.05$ ). La concentración total de Cu, Cr y Zn de las tres especies fue más alta en suelo calcáreo que en suelo ígneo ( $p < 0.05$ ).

Se observaron diferencias significativas entre una o dos dosis experimentales y el control en BOGR y BOSC (Tabla 3.4). Sin embargo, la concentración de metales en la planta fue superior en el grupo control que en los grupos experimentales en diez de los once casos detectados. En algunos de estos casos, se observaron diferencias significativas para Cr, Cu, Ni y Zn en suelo ígneo, y en menos casos, para Cu, Zn y As en suelo calcáreo (Tabla 3.4).

El índice de concentración (CI) indica que en la mayoría de los casos no hubo efecto sobre la concentración de metales en los tejidos vegetales por la aplicación de biosólidos (CI alrededor de 1) (Tabla 3.5). Aquellos casos con diferencias significativas entre los tratamientos y el control tuvieron valores de CI inferiores a 1, lo que indica una mayor concentración de metales en el control que en los tratamientos (Tabla 3.5).

Tabla 3.4. Concentración promedio de metales (n=3) en los grupos tratados con biosólidos medidos en parte aérea (pa), raíces (r), y espigas (e) de *B. curtipendula* (BOCU), *B. gracilis* (BOGR) y *B. scorpioides* (BOSC) en suelo ígneo y suelo calcáreo, en mg/kg.

Especies	dosis	Cu			Cr			Ni			Zn			As			Hg		
		pa	r	e	pa	r	e	pa	r	e	pa	r	e	pa	r	e	pa	r	e
<i>Suelo ígneo</i>																			
BOCU	0	6	7	9	36	17	nd	34	32	nd	27	26	53	0.9	0.0	2.7	0.8	0.2	0.6
	3.5	8	9	nd	37	55	nd	35	46	nd	57	28	57	1.2	3.8	3.2	0.4	0.1	0.2
	7	9	8	10	48	59	nd	41	50	nd	44	31	40	1.1	4.1	3.4	0.5	0.1	0.3
	10.5	6	7	9	31	36	nd	32	39	nd	29	29	58	1.6	2.4	1.1	0.5	0.1	0.3
BOGR	0	10	9 b	8 a	40 a	96 a	nd	36	64 a	nd	70	47	44 a	1.3	4.3	1.5	0.1	0.5	1.5
	3.5	9	9 b	6 b	22 b	54 b	nd	27	48 b	nd	42	54	35 a	1.1	2.7	2.7	0.0	0.3	1.6
	7	10	15 a	8 a	30 a	78 a	nd	30	58 a	nd	55	56	28 b	1.7	3.5	2.8	0.0	0.3	1.3
	10.5	9	8 b	9 a	39 a	36 b	nd	35	38 b	13	46	44	54 a	1.2	4.0	0.7	0.0	0.3	1.9
BOSC	0	12	16	9	23	182 a	nd	27	90 a	nd	70	64	63	1.6	0.6	0.8	0.3	0.2	1.8
	3.5	12	15	10	23	126 b	nd	26	76 a	11	74	67	102	1.4	0.3	0.8	0.3	0.2	1.7
	7	10	15	10	19	147 a	nd	24	79 a	nd	54	57	74	1.1	1.9	1.2	0.5	0.2	1.4
	10.5	10	14	8	13	79 c	nd	21	53 b	nd	109	62	65	0.5	1.0	1.3	0.4	0.3	1.5
<i>Suelo calcáreo</i>																			
BOCU	0	8	12	9	55	71	nd	44	50	nd	46	46	79	1.2	0.8	0.6	0.2	0.7	0.5
	3.5	11	13	11	102	76	nd	63	52	17	85	44	85	1.0	0.9	0.0	0.2	0.6	0.6
	7	11	13	9	77	71	nd	53	50	nd	43	47	76	1.2	1.2	0.1	0.2	0.5	0.6
	10.5	9	14	11	46	71	nd	37	47	nd	49	40	82	0.5	0.5	0.8	0.2	0.7	0.8
BOGR	0	11	12	nd	50	42	nd	29	29	nd	58	54	57	1.2	1.2 a	0.4	0.6	0.2	0.4
	3.5	10	12	nd	45	44	nd	36	38	nd	63	44	nd	0.7	0.5 b	0.0	0.3	0.2	0.0
	7	10	11	8	24	44	nd	24	34	nd	56	39	67	1.2	0.8 a	0.1	0.3	0.2	0.6
	10.5	8	11	8	32	48	nd	29	37	10	55	40	56	1.2	1.1 a	0.2	0.3	0.1	0.5
BOSC	0	15 a	19	14	60	192	nd	43	74	11	75	71	134 a	1.1	1.2	0.0	0.7	0.2	0.9
	3.5	12 a	35	10	55	424	nd	39	219	12	72	72	69 b	20.5	1.6	0.1	0.4	0.2	0.4
	7	9 b	23	10	21	126	nd	23	63	12	67	78	74 b	1.4	0.8	0.4	0.9	0.0	0.7
	10.5	14 a	23	17	33	168	nd	31	87	nd	72	63	118 a	0.8	0.7	0.0	0.7	0.4	0.5

Las letras minúsculas, donde aparecen, muestran diferencias significativas entre dosis en el mismo metal y especie (p<0.05)

En aquellos casos con valores de CI mayor que 1, no hubo diferencia significativa entre el control y los tratamientos. Estos últimos casos se deben probablemente a los grandes errores estándar procedentes de la alta variabilidad entre las medidas individuales para cada dosis y a las bajas diferencias entre dosis.

Tabla 3.5 Índice de concentración (CI) de metales pesados en los tejidos de tres especies de gramíneas en dos tipos de suelos tratados con biosólidos.

Especies	Metales	Suelo calcáreo			Suelo ígneo		
		raíz	parte aérea	espiga	raíz	parte aérea	espiga
<i>B. curtipendula</i> (BOCU)	As	1.05	0.73	0.51	nd	1.42	3.47
	Cr	1.02	1.36	nd	2.91	1.08	nd
	Cu	1.10	1.30	1.24	1.15	1.36	0.73
	Hg	0.89	1.21	1.37	0.48	0.60	0.40
	Ni	0.99	1.16	nd	1.41	1.06	nd
	Zn	0.94	1.27	1.03	1.12	1.61	0.97
<i>B. gracilis</i> (BOGR)	As	<b>0.65</b>	0.85	0.27	0.80	1.02	1.39
	Cr	1.07	0.67	nd	<b>0.37</b>	<b>0.60</b>	nd
	Cu	0.92	0.82	nd	<b>1.63</b>	0.95	<b>0.68</b>
	Hg	0.76	0.49	1.48	0.63	0.02	2.15
	Ni	1.25	1.01	nd	<b>0.59</b>	0.86	nd
	Zn	0.76	0.99	1.08	1.09	0.68	<b>0.65</b>
<i>B. scorpioides</i> (BOSC)	As	0.89	6.83	3.87	1.67	0.63	1.44
	Cr	1.25	0.61	nd	<b>0.44</b>	0.79	nd
	Cu	1.42	<b>0.61</b>	0.91	0.89	0.88	1.03
	Hg	1.14	0.91	0.59	6.54	1.44	1.95
	Ni	1.67	0.72	1.06	<b>0.60</b>	0.88	nd
	Zn	1.00	0.94	<b>0.52</b>	0.97	1.12	1.27

Promedio de tres dosis experimentales donde no hubo diferencias significativas entre dosis. Los números en negritas donde hubo diferencia significativa entre tratamiento (dosis) y control

El índice de acumulación para el grupo control (sin biosólidos) se definió como  $A_o$ . Los valores más altos de  $A_o$  se observaron en Ni (Tabla 3.6). La concentración de Cr disponible en el suelo varió alrededor del límite de detección, lo que condujo a fuertes sobreestimaciones del índice de acumulación tanto para los controles como para los tratamientos, por lo cual se decidió excluirlo del análisis. El resto de los metales mostraron valores bajos de  $A_o$ , por lo cual fueron de menor importancia en este análisis y no se presentan.

El índice de acumulación para los grupos experimentales (con la aplicación de biosólidos) se definió como  $A_{trat}$ . En general  $A_{trat}$  fue menor que  $A_o$ . Este hecho puede indicar que la concentración de metales pesados en el material vegetal no cambió

significativamente con el tratamiento de biosólidos. Por lo tanto, los valores de  $A_{\text{trat}}$  no se presentan.

Tabla 3.6 Índice de Acumulación ( $A_0$ ) de Ni para el grupo control en las tres especies de *Bouteloua* cultivadas en suelos calcáreo e ígneo fertilizados con biosólidos.

Especies	Tejido	Suelo	Ni
<i>B. curtipendula</i>	Raíz	Calcáreo	122
		Ígneo	129
	Parte aérea	Calcáreo	106
		Ígneo	138
<i>B. gracilis</i>	Raíz	Calcáreo	70
		Ígneo	262
	Parte aérea	Calcáreo	71
		Ígneo	147
<i>B. scorpioides</i>	Raíz	Calcáreo	179
		Ígneo	367
	Parte aérea	Calcáreo	105
		Ígneo	109

### 3.4 Discusión

#### 3.4.1 Producción de biomasa y nutrimentos

La aplicación de biosólidos tuvo un efecto positivo en la producción de biomasa de las tres especies de gramíneas, posiblemente debido al aumento en la concentración de N y P en el suelo. La mayor producción de biomasa de BOGR y BOSC en el suelo ígneo que en suelo calcáreo puede estar relacionada con diferencias en la disponibilidad y en la absorción de nitrógeno del suelo (Fig. 3.1). En un experimento de campo, Fresquez et al. (1990) reportaron un aumento en la producción de biomasa de *B. gracilis* de dos a tres veces mayor que el control a 22 y 45 Mg/ha de biosólidos. En este estudio, se obtuvo un incremento similar de la biomasa de *B. gracilis* en ambos suelos, con 10.5 Mg/ha.

El mayor efecto de la dosis de biosólidos se observó en BOGR en suelo calcáreo, donde la biomasa total aumentó 3.3 veces a 10.5 Mg/ha en comparación con el control. Las tres especies produjeron en promedio 1.6 veces más biomasa total, en los controles, en el suelo ígneo que en suelo calcáreo, lo cual es indicativo de las diferencias entre ambos suelos. En particular, para BOGR en suelo ígneo, la biomasa total en los controles fue 3 veces mayor que la del suelo calcáreo, lo que indica también el fuerte efecto de sustrato sobre esta especie.

Mata-González et al. (2002) reportó que los biosólidos incrementaron la producción de biomasa aérea de *B. gracilis* (hasta tres veces más que el control a 34 Mg/ha de biosólidos), que fue en parte resultado del aumento en la concentración de  $\text{NO}_3$  en el suelo. Nosotros obtuvimos resultados similares en suelo calcáreo a la dosis de 10.5 Mg/ha, aunque nuestros niveles de N residual en el suelo fueron más bajos (Fig. 3.3).

La respuesta en el cociente raíz:parte aérea (RPA) a la aplicación de biosólidos dependió del tipo de suelo y de la especie. Por ello, en suelo ígneo, el cociente RPA no mostró ninguna diferencia con la aplicación de biosólidos para alguna especie respecto al control. En contraste, el cociente RPA alto para BOGR en suelo calcáreo puede indicar un mejor desarrollo de las raíces y una mayor translocación de recursos a las raíces.

Aunque la biomasa y la absorción de N y P en BOCU fueron los más altos (Tabla 3.3, Figs. 3.1 y 3.2), esta especie acumuló menos N y P en las hojas que BOSC y BOGR, probablemente debido a un efecto de dilución por el aumento de la producción de materia seca y más bajos requerimientos nutricionales. Particularmente BOCU se considera una especie con un forraje de calidad media a baja debido a su menor contenido de proteína, fósforo y otros nutrientes en comparación con otros pastos de verano (Fudge y Fraps 1945, Nelson et al. 1970).

En general, hubo el mismo contenido de N foliar que en el control. La mejor respuesta se obtuvo en BOSC a una dosis de 10.5 Mg/ha. En este caso, el contenido de N foliar fue 1.4 veces mayor que el control, pero no se reflejó en la producción de biomasa. BOGR absorbió cuatro veces más nitrógeno en la dosis más alta de biosólidos respecto al control (Fig. 3.1), aún con sólo 1.22 veces más nitrógeno foliar que su control. Esto fue debido a una producción de biomasa aérea 3.4 veces mayor que el



control. Esto significa que con una cantidad comparable de nitrógeno absorbido en las tres especies, BOGR produjo en promedio más biomasa en suelo calcáreo cuando se fertilizó con 10.5 Mg/ha de biosólidos.

BOGR absorbió 4.5 veces más P (Fig. 3.2) y produjo 3.4 veces más biomasa aérea a la dosis de 10.5 Mg/ha respecto al control, por lo cual esta especie fue la que respondió mejor a la aplicación de biosólidos. Nuestros resultados coinciden con Fresquez et al. (1991), quienes observaron un aumento significativo sobre el control en la producción de biomasa total de *B. gracilis* con la aplicación de biosólidos, a medida que los niveles de N y P en los tejidos vegetales se incrementaron.

Los valores promedio de P y N en las hojas fueron superiores a los reportados en la literatura. (Pritchard 2005; Fierro et al. 1999; Mata González et al. 2004). Esto podría deberse a la variación entre regiones y al estado de desarrollo de las plantas. Valores promedio de 0.08% para P y 0.75% para N se han reportado en hojas jóvenes a maduras de BOCU, mientras que se han reportado para BOGR valores de 0.16% y 1.2% de P y N en las hojas, respectivamente, en etapas similares de desarrollo (Munz, 1974; NAS 1971). Mata-González et al. (2004) reportaron que la mayor concentración de N en la parte aérea de *B. gracilis* fue de 1.2% a 90 Mg/ha de biosólidos.

El cociente N:P en las hojas fue en general alto. El valor más alto se observó en el control para BOGR (45.3 y 37 en suelo ígneo y calcáreo, respectivamente. Los cocientes N:P fueron generalmente más altos para las plantas que crecieron en suelo calcáreo (27.9) que para las de suelo ígneo (25.3). Sin embargo, los valores más altos de N:P se obtuvieron en los controles en lugar de las plantas tratadas, lo que indica que la aplicación de biosólidos disminuyó el cociente N: P y favoreció la producción de biomasa.

### **3.4.2 Metales pesados**

Se encontraron diferencias en la absorción de metales entre especies (para Cu, Ni, Cr, Zn, As y Hg) y entre suelos (para Cu, Cr y Zn) (Tabla 3.4), pero no se alcanzaron niveles de absorción suicientemente altos para clasificar alguna de estas especies por su nivel de acumulación de metales pesados. Con pocas excepciones (siete casos en BOGR y cuatro en BOCS, Tabla 3.3), las tasas de aplicación de los biosólidos usadas en este

estudio no produjeron diferencias significativas con el control, como quedó demostrado por los índices de concentración (CI) con valores de alrededor de 1 o inferior a 1 (valores más altos en el control que en el tratamiento) (Tabla 3.5). Por lo tanto, no hubo evidencia de la acumulación de metales pesados en los tejidos vegetales a pesar de los altos índices de acumulación calculados para Ni (Tabla 3.6).

La Tabla 3.7 muestra los valores medios de metales pesados de las especies cultivadas en suelos fertilizados con biosólidos, incluyendo los límites máximos permisibles basados ya sea en la fitotoxicidad a una planta de referencia (Podlesakova et al. 2002), o en los límites permisibles para la absorción por el ganado (National Research Council, 1980). Níquel y cromo tuvieron valores superiores a los considerados críticos para las plantas. Sin embargo, estos valores se observaron aún sin la aplicación de biosólidos (Tabla 3.4). En la actualidad, no existen criterios oficiales en la Norma Mexicana que regulen la concentración de metales en las plantas. Por otra parte, la norma alemana establece una concentración total de Ni en el suelo de 1900 mg/kg y una concentración de Ni disponible de 1500 ug/kg para producir fitotoxicidad (Podlesakova et al. 2002). En el caso de Cr (III), sólo valores de protección que van de 500 a 1500 mg/kg total, o 50 ug/kg para las formas móviles, se han propuesto (Podlesakova et al. 2002). Por lo tanto, las concentraciones de Cr y Ni total o disponible medidas en nuestros suelos (Tabla 3.2) estuvieron muy por debajo de estos límites.

Además, las concentraciones de metales en las especies de *Bouteloua* estuvieron por debajo de los límites tolerables para la dieta del ganado (Cuadro 3.7). Así, el uso de biosólidos de excelente calidad utilizado en este estudio permite un margen de seguridad por lo que el ganado no se expone a mayores concentraciones de metales pesados que los que ya existen en su hábitat natural.

*Cobre y zinc.* Los niveles de Cu y Zn extraíbles con DTPA aumentaron notablemente en los suelos tratados con biosólidos (Tabla 3.2). Sin embargo, este aumento no se reflejó en una mayor absorción por las plantas. Esto puede indicar que las plantas tienen mecanismos de regulación que mantienen el Cu y Zn en niveles fisiológicos apropiados, (McLaughlin, 2002). Fresquez et al. (1991) encontraron que el Cu, Mn, Zn extraíble con DTPA del suelo aumentaron linealmente con el aumento en la dosis de aplicación de biosólidos en pastizales semiáridos degradados, pero la concentración de estos metales

en *B. gracilis* no fueron significativamente diferentes del control. Por otra parte, la concentración total de Cu y Zn encontrada en este estudio fue similar a la encontrada en otras especies forrajeras a dosis más altas de aplicación de los biosólidos (Fresquez et al. 1991; Evanylo et al. 2005; Wang et al. 2008).

Tabla 3.7 Contenido de metales en la parte aérea de *Bouteloua* spp. cultivadas en suelo calcáreo fertilizado con biosólidos (3.5 - 10.5 Mg/ha) y valores críticos recomendados para plantas y animales.

	Cd	Cu	Pb	Ni	Zn	Cr	As	Hg
	----- mg/kg -----							
<i>Bouteloua gracilis</i>	<0.02	9.3	<0.06	29.3	57.9	33.6	1.0	0.30
<i>B. curtipendula</i>	<0.02	10.4	<0.06	51.0	58.7	74.7	0.91	0.19
<i>B. scorpioides</i>		9.4		31.0	70.2	36.3	1.30	0.67
Concentración crítica en plantas <sup>1</sup>	1.1	10	5	5	150	2-8a	2	
Nivel máximo tolerante para consumo por el ganado <sup>2</sup>	0.5	40	30	50	500	1000	50	2

<sup>1</sup>Podlesakova et al., 2002

<sup>2</sup>National Research Council, 1980

*Níquel.* La acumulación de Ni se observó en las raíces y la parte aérea en los grupos control (Cuadro 3.6), incluso a bajas concentraciones de Ni disponible en el suelo. McGrath et al. (1995) documentaron la formación de complejos orgánicos solubles y de hidroxicomplejos a pH mayor a 8, con Ni en suelos tratados con biosólidos. Por otra parte, Ni, Cd y Zn han mostrado una relación casi lineal entre la concentración de metal soluble en el suelo y la concentración en la planta (McBride et al., 2000).

Cataldo et al. (1978) informó que el 90% del Ni asociado con la fracción soluble se movilizó a las raíces y a las hojas en plantas de soya. La concentración de Ni en *Bouteloua* spp. fue mayor que en otras especies de gramíneas cultivadas con biosólidos (Evanylo et al. 2005; Unger y Fuller, 1985). Sin embargo, estos valores son inferiores o iguales al nivel máximo tolerable para la alimentación de ganado. La concentración de Ni en las plantas de suelos orgánicos y serpentina por lo general tienen valores entre 20 y 100 mg kg<sup>-1</sup>, incluso sin la aplicación de biosólidos (McGrath, 1995). Así, la concentración de Ni en los tejidos *Bouteloua* no necesariamente causa fitotoxicidad.

*Cromo.* La concentración disponible de Cr en el suelo estuvo alrededor del límite de detección (Tabla ) y, en consecuencia, los valores de  $A_o$  ( $[Cr]_{\text{tejido control}}/[Cr]_{\text{suelo control}}$ ) fueron altos pero posiblemente sobreestimados, por lo cual no se presentaron. Teik-Thye et al. (2004) reportaron la baja extractabilidad del Cr con DTPA se debe a que requiere una alta dosis de agente quelante y un tiempo de extracción largo.

La absorción alta de cromo en las plantas ha sido explicada por mecanismos de transporte activo, tales como transportadores de sulfato (Cervantes et al. 2001) o como un complejo orgánico a nivel de la rizosfera (Srivastava et al. 1999). Así, la absorción de Cr depende en mayor medida del metabolismo de la planta que de las características del suelo.

La concentración de cromo en las tres especies fue mayor en las raíces que en la parte aérea (Tabla 3.4). La translocación de Cr a los tallos y hojas no es común en los pastos, ya que el Cr se inmoviliza principalmente en vacuolas de la raíz (Shahandeh y Hossner 2000; Shanker et al. 2005).

La concentración de Cr en plantas en suelos no contaminados o de referencia es en general menor a 1 mg kg<sup>-1</sup>, incluso a través de una amplia gama de tipos de suelos (McGrath, 1995). Las especies de *Bouteloua* mostraron niveles de Cr similares a los encontrados en plantas que crecen naturalmente en suelos de serpentina (Cary, 1982), pero estuvieron por debajo del nivel máximo tolerable para la alimentación de ganado.

*Arsénico.* Los niveles relativamente bajos de As observados en los tejidos vegetales en nuestro estudio podrían deberse a la retención en las fases mineral y orgánica del suelo. Sing and Ma (2007) confirmaron que bajo condiciones óxicas en los suelos, el As se adsorbe fuertemente en arcillas, óxidos / hidróxidos de Fe-Mn y materia orgánica.

*Cadmio y Plomo.* Cd y Pb, estuvieron por debajo de los límites de detección en las muestras de tejidos vegetales, a pesar de estar altamente disponibles en los biosólidos, por lo que su efecto no pudo ser evaluado. Nuestros resultados coinciden con Shoher et al. (2003) quienes no encontraron alguno de estos elementos en las muestras vegetales (de cinco especies de gramíneas) de 18 granjas de producción a través de Pennsylvania, y con Dowdy et al. (1994), quienes no encontraron evidencia de la acumulación de elementos traza en el maíz después de 19 años de aplicación de lodos.

*Mercurio*. La concentración y la acumulación de mercurio en las plantas no fueron significativas. El Hg es retenido por varios componentes del suelo (Bradl et al. 2005), por lo que en este estudio no fue relevante.

### **3.5 Conclusiones**

La aplicación de dosis bajas de biosólidos de calidad excelente (de acuerdo a la normatividad mexicana) permitió un incremento del nitrógeno y el fósforo disponible y promovió la producción de biomasa en dos de las tres especies de *Bouteloua* (BOGR y BOSC). Estas dosis no mostraron efecto significativo sobre la absorción y la acumulación de metales pesados en los tejidos de la planta.

La respuesta de crecimiento vegetal a la aplicación de biosólidos fue diferente entre suelos (para dos de las tres especies estudiadas) y entre las especies co-dominantes de *Bouteloua* de la región del Altiplano mexicano. Este crecimiento se produjo como consecuencia de niveles diferentes de N disponible en los suelos y de las diferencias en las tasas de absorción de N y de P entre especies. Pero, en general, la adición de biosólidos mejoró el estado nutricional de las plantas con respecto al contenido de P y N en los tejidos. Dosis de biosólidos no superiores a 7.0 y 10.5 Mg/ha para el suelo calcáreo e ígneo, respectivamente, fueron suficientes para estimular el crecimiento de BOCU, BOGR, y BOSC.

La adición de biosólidos a los suelos tuvo un efecto mínimo en la acumulación de la mayoría de los metales pesados en los tejidos vegetales bajo ensayo. Sin embargo, índices de acumulación altos, no relacionadas con la aplicación de biosólidos, se observaron para Cr y Ni. El hecho de que la aplicación de biosólidos no aumentara la concentración de metales pesados en los tejidos vegetales en la mayoría de los ensayos puede indicar que la dosis y la calidad de los biosólidos utilizados son seguros para su aplicación a los suelos en las localidades estudiadas.

Este estudio utilizó biosólidos de calidad “excelente” en dosis bajas. Bajo tales condiciones de aplicación no hubo acumulación de metales pesados en las especies estudiadas más allá de los niveles de acumulación natural. Asimismo, se observó un incremento en la biomasa de estos pastos. Estas observaciones indican que la aplicación de biosólidos en suelos semiáridos puede realizarse con un bajo riesgo de absorción de

metales pesados por la fauna silvestre y de los animales que se alimentan de estos pastos.

### 3.6 Referencias

- Alcocer-Ruthling, M., Robberecht, R. y Thill, D. C. (1989). The response of *Bouteloua scorpioides* to water stress at two phenological stages. *Bot. Gaz.* **150**, 454-461.
- Bouyoucos, G. J. (1962). Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. *Agr. J.* **54**, 464-465.
- Bradl, H., Kim, C., Kramar, U. y Stüben, D. (2005). Interactions of heavy metals. En: *Heavy Metals in the Environment: origin, interaction and remediation*, H.B. Bradl (ed.), Elsevier, London, pp. 28-164.
- Bundy, G., y Bremner, J. M. (1972). A simple titrimetric method for determination of inorganic carbon in soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* **36**, 273-275.
- Camerlynck, R., y Veilghe, G. (1979). Criteria for evaluation of the influences of trace elements on plants. En: *Essential and nonessential trace elements in the soil-water-plant system*, A. Cottenie (ed.), State University Gent, Gent Belgium.
- Cataldo, D. A., Wildung, R. E., Garland, T. R. y Drucker, H. (1978). Nickel in plants: I. Uptake kinetics using intact soybean seedlings. *Plant Physiol.* **62**, 563-565.
- Cary, E. E. (1982). Chromium in air, soil y natural waters. In *Biological and environmental aspects of chromium*, S. Langard (ed.), Elsevier, Amsterdam, pp. 49-64.
- Cervantes, C., Campos-Garcia, J., Devars, S., Gutiérrez-Corona, F., Loza-Tavera, H., Torres-Guzman, J. C. y Moreno-Sanchez, R. (2001). Interactions of chromium with microorganisms and plants. *FEMS Microbiol. Rev.* **25**, 335-347.
- Dowdy, R. H., Clapp, C. E., Linden, D. R., Larson, W. E., Halbach, T.R. y Polta, P. C. (1994). Twenty years of trace metal partitioning on the Rosemont sewage sludge watershed. In *Sewage sludge: Land utilization and the environment*, C.E. Clapp et al. (eds.), ASA, CSSA, y SSSA, Madison, WI, 149-158.
- Evanylo, G. K., Abaye, A. O., Dundas, C., Zipper, C. E., Lemus, R. B., Sukkariyah, y Rockett, J. (2005). Herbaceous vegetation productivity, persistence, and metals uptake on a biosolids-amended mine soil. *J. Environ. Qual.* **34**, 1811-1819.
- Fierro, A., D. A. Angers, and C. J. Beauchamp. 1999. Restoration of ecosystem function in an abandoned sandpit: plant and soil responses to paper de-inking sludge. *Journal of Applied Ecology* **36**:244-253.
- Freeman, B. N., y Humphrey, R. R. (1956). The effects of nitrates and phosphates upon forage production of southern Arizona desert grassland range. *J. Range Manage.* **9**, 176-180.
- Fresquez, P. R., Francis, R. E. y Dennis, G. L. (1990). Sewage sludge effects on soil and plant quality in a degraded, semiarid grassland. *J. Environ. Qual.* **19**, 324-329.

- Fresquez, P. R., Aguilar, R., Francis, R. E. y Aldon, E. F. (1991). Heavy metal uptake by blue grama growing in a degraded semiarid soil amended with sewage-sludge. *Wat. Air Soil Poll.* **57/58**, 903–912.
- Fuentes, A., Llorens, M., Saez, M. J., Aguilar, I., Perez-Marin, A. B., Ortuno, J. F. y Meseguer V. F. (2006). Ecotoxicity, phytotoxicity and extractability of heavy metals from different stabilised sewage sludges. *Environ. Pollut.* **143**, 355-360.
- Gardner, W. H. (1986). Water content. En: *Methods of soil analysis. Part I. physical and mineralogical methods*, A. Klute (ed.), Soil Science Society of America, Madison WI, 493-544.
- Gaskin, J. W., Brobst, R. B., Miller, W. P., y Tollner, E. W. (2003). Long-term biosolids application effects on metal concentrations in soil and bermudagrass forage. *J. Environ. Qual.* **32**, 146-152.
- Gilmour, J. T., Cogger, C. G., Jacobs, L.W., Wilson, S.A., Evanylo, G. K., y Sullivan, D. M. (2000). *Estimating plant-available nitrogen in biosolids*. Final Report Project 97-REM-3. Water Environmental Research Foundation, University of Arkansas.
- Han, F. X., Banin, A. y Triplett, G. B. (2001). Redistribution of heavy metals in arid-zone soils under a wetting-drying cycle soil moisture regime. *Soil Sci.* **166**, 18-28.
- Hernandez, T., Moreno, J. I., y Costa, F. (1991). Influence of sewage sludge application on crop yields and heavy metal availability. *Soil Sci. Plant Nutr.* **37**, 201–210.
- INEGI, (2002). *Síntesis de Información Geográfica, San Luis Potosí*. Carta Edafológica. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México. URL: [www.inegi.org.mx](http://www.inegi.org.mx)
- Jameson, D. A. 1961. Heat and dessication resistance of tissue of important trees and grasses of the pinyon-juniper type. *Botanical Gazette* 122:174-179.
- Jiménez Aguilar, A., Huber-Sannwald, E., Belnap, J., Smart, D.R., Arredondo Moreno, T. Biological soil crusts exhibit a dynamic response to seasonal rain and release from grazing with implications for soil stability". *J. Arid Environ.* in press
- Jurado, P. y Wester, D. B. (2001). Effects of biosolids on tobosagrass growth in the Chihuahuan desert. *J. Range Manage.* **54**, 89-95.
- Jurado-Guerra, P., Luna, M., Barretero, R., Royo, M. y Melgoza, A. (2006). Forage and seed yield and quality of blue grama under biosolids application in a semiarid rangeland in Jalisco. *Técnica Pecuaria México* **44**, 289-300.
- Keeney, D. R., y Nelson D. W. (1982). Nitrogen-inorganic forms. In *Methods of Soil Analysis: Part 2. Chemical Analysis*, eds. A. L. Page, R. H. Miller y D. R. Keeney., Agronomy Monogr. 9, ASA y SSSA, Madison, WI., pp. 643-687.
- Keller, C., S. P. McGrath, and S. J. Dunham. 2002. Trace metal leaching through a soil–grassland system after sewage sludge application. *Journal of Environmental Quality* 31:1550–1560.
- Lane, R. A. (1988). The effect of sewage sludge application to bermudagrass on forage quality production and metal accumulation. *Agr. Ecosys. Environ.* **20**, 209–219.

- Levene, H. (1960). Robust test for equality of variances. En: *Contributions to Probability and Statistics*, I. Olkin (ed.), Stanford University Press, Palo Alto, CA. , pp. 278–292.
- Lindsay, W. L., y Norvell, W. A. (1978). Development of a DTPA test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **42**, 421-428.
- Mata-Gonzalez, R., Sosebee R. E. y Wan, C. G. (2002). Shoot and root biomass of desert grasses as affected by biosolids application. *J. Arid Environ.* **50**, 477-488.
- Mata-Gonzalez, R., Sosebee R. E., y Wan, C. G. (2004). Nitrogen in desert grasses as affected by biosolids, their time of application, and soil water content. *Arid Land Res. Manage.* **18**, 385-395.
- McBride, M.B., Martinez, C.E., Topp, E. y Evans, L. (2000). Trace metal solubility and speciation in a calcareous soil 18 years after no-till sludge application. *Soil Sci.* **165**, 646–656. McBride, M. B. (2003). Toxic metals in sewage-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks?. *Adv. Environ. Res.* **8**, 5-19.
- McGrath, S. P. (1995). Chromium and nickel. En: *Heavy metals in soils*, B.J. Alloway (ed.), Chapman and Hall, Glasgow, UK., pp. 152-178.
- McLaughlin, M. J. (2002). Bioavailability of metals to terrestrial plants. En: *Bioavailability of metals in terrestrial ecosystems: Importance of partitioning for bioavailability to invertebrates, microbes and plants*, H. E. Allen (ed.), SETAC Press, Pensacola, FL., pp. 39-68.
- Medina Roldan, E., Arredondo T., Huber-Sannwald, E., Chapa-Vargas L. y Olalde Portugal, V. (2008). Grazing effects on fungal root symbionts and carbon and nitrogen storage in a shortgrass steppe in Central Mexico. *J. Arid Environ.* **72**, 546-556.
- Michalk, D. L., Curtis, I. H., Seaman, J. T., Langford, C. M., Simpson, P. C., Osborne, G. J. (1995). En: *Benefits and risks associated with the application of biosolids to pastures grazed by sheep, in biosolids research in NSW*, G. J. Osborne, R. L. Parkin, D. L. Michalk y A. M. Grieve (eds.), Agriculture Organic Waste Recycling Unit, Rydalmere NSW., pp. 62-84.
- Miranda, K. M., Espey, M. G. y Wink, D. A. (2001). A rapid, simple spectrophotometric method for simultaneous detection of nitrate and nitrite. *Nitric Oxide* **5**, 62-71.
- Monzon, R.K., M. R. Sackschewsky, and G. J. Williams. 1986. Field measurements of photosynthesis, water-use efficiency, and growth in *Agropyron smithii* (C<sub>3</sub>) and *Bouteloua gracilis* (C<sub>4</sub>) in the Colorado shortgrass steppe. *Oecologia* 68:400-409.
- Munz, P. A. (1974). *A flora of southern California*. University of California Press Berkeley, CA.
- Murphy, J. y Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for determination of phosphates in natural water. *Anal. Chim. Acta* **27**, 31-36.
- National Academy of Sciences. (1971). *Atlas of nutritional data on United States and Canadian feeds*. National Academy of Sciences, Washington, DC.



- National Research Council. (1980). *Mineral tolerance of domestic animals*. National Academic Press, Washington, DC
- Nelson, A. B., Herbel, H. M. y Jackson, H. M. (1970). *Chemical composition of forage species grazed by cattle on an arid New Mexico range*. Bulletin 561, Agricultural Experiment Station, New Mexico State University, Las Cruces, 33 p.
- Nieuwenhuize, J., C.H. Poley-Vos, A.H. van den Akker, and W. van Delft. 1991. Comparison of microwave and conventional extraction techniques for the determination of metals in soils, sediment and sludge samples by atomic spectrometry. *Analyst* 116:347–351.
- Olsen, S. R., Cole, C. V., Watanabe, F.S., Dean, L. (1954). Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate, Circ. 939, 1-19. USDA, Washington.
- Podlesakova, E., Nemecek, J., y Vacha, R. (2002). Critical values of trace elements in soils from the viewpoint of transfer pathway soil – plant. *Rostlinna Vyroba* **48**, 193-202.
- Pritchard, D. L. 2005. Phosphorus bioavailability from land-applied biosolids in southwestern Australia. PhD diss., Curtin University of Technology, Australia.
- Qi, M. Q., and R. E. Redmann. 1993. Seed germination and seedling survival of C<sub>3</sub> and C<sub>4</sub> grasses under water stress. *Journal of Arid Environments* 24:277-285.
- Radojevic, M., y Bashkin, V. N. (1999). *Practical environmental analysis*. Royal Society of Chemistry, Cambridge.
- Richard, C. E. y Redente, E. F. (1995). Nitrogen and phosphorus effects on blue grama and buffalograss interactions. *J. Range Manage.* **48**, 417-422.
- Rzedowski, J. (1978). *Vegetación de México*. Limusa, México.
- SAS Institute Inc. (2006). *JMP Release 6.0.2. Statistical Discovery from SAS*. SAS Institute Inc., Campus Drive, Cary, North Carolina 27513, USA.
- SEMARNAT. (2003). *Norma Oficial Mexicana. Lodos y biosólidos*. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, NOM-004-SEMARNAT-2002. Diario Oficial de la Federación México 15 de agosto de 2003. URL: [www.mexicanlaws.com/SEMARNAT/NOM-004-SEMARNAT-2002.htm](http://www.mexicanlaws.com/SEMARNAT/NOM-004-SEMARNAT-2002.htm)
- Shanker, A. K., Cervantes C., Loza-Tavera, H. y Avudainayagam, S. (2005). Chromium toxicity in plants. *Environ. Int.* **31**, 739-753.
- Shober, A. L., Stehouwer, R. C. y Macneal, K. E. (2003). On-farm assessment of biosolids effects on soil and crop tissue quality. *J. Environ. Qual.* **32**, 1873-1880.
- Singh, R. P. y Agrawal, M. (2008). Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Manage.* **28**, 347–358.
- Skoog, D.A., Holler, F. J. y Nieman, T. A. (2000). *Principios de Análisis Instrumental*. McGraw-Hill, Madrid.
- Srivastava, S., Prakash, S., y Srivastava, M. (1999). Chromium mobilization and plant availability — the impact of organic complexing ligands. *Plant Soil* **212**, 201-206.

- Teik-Thye, L., Joo-Hwa, T. y Jing-Yuan, W. (2004). Chelating-Agent-Enhanced Heavy Metal Extraction from a Contaminated Acidic Soil. *J. Environ. Eng.* **130**, 59-66.
- Unger, M. y Fuller, W. H. (1985). Optimum utilization of sewage sludge of low and high metal content for grain production on arid lands. *Plant Soil* **88**, 321-332.
- United States Environmental Protection Agency. (1995). *Process design manual land application of sewage sludge and domestic septage*, EPA/625/K-95/001.
- United States Environmental Protection Agency. (1993). *The standards for the use or disposal of sewage sludge*. Title 40 of the Code of Federal Regulations, Part 503.
- United States Environmental Protection Agency. (1996). *Technical Support Document for the Round Two Sewage Sludge Pollutants*. Office of Water, EPA-822/R-96-003.
- Vallentine, J. F. (1989). *Range development and improvements*. 3a. ed., Academic Press, San Diego, CA.
- Wang, X., Chen, T., Ge, Y. y Jia, Y. (2008). Studies on land application of sewage sludge and its limiting factors. *J. Hazard. Mater.* **160**, 554-558.

## Capítulo 4

---

### **Efecto de la estación y tasas de aplicación de biosólidos sobre la producción de biomasa y cambio en la cobertura de especies herbáceas en dos comunidades de matorral en el sur del Desierto Chihuahuense.**

#### *Abstract*

Application of biosolids in wild semi-arid rangelands has been proposed as a viable practice for the rehabilitation of degraded soils. We analyzed the effect of rate, season and number of applications of biosolids per year on the growth and cover of grasses and forbs as functional groups of herbaceous vegetation in two soil types of southern Chihuahuan desert. Three alternatives of biosolid application were tested: 1) a single application in summer; 2) a single application in winter; and 3) a dual application in both seasons. In each of these applications four doses were used (0, 3.5, 7 and 10.5 Mg/ha). In these plant communities the main growing season is the summer. No major net changes in biomass (between 100 y 200 g/m<sup>2</sup> on average) on both soil types were recorded with one application of biosolids in the summer or winter. The annual species cover increased only with the winter biosolids application on igneous soil. The asynchrony between the availability of nitrate and moisture (or even its low water retention capacity) may be the reason for the highly variable response of vegetation growth on calcareous soil. The igneous soil had more soil moisture availability favouring nitrate uptake by plants. Even with the unpredictable pulses of moisture, the largest increase in both biomass (353 g/m<sup>2</sup>) and coverage (23.1%) were obtained for perennials species with the dual strategy of biosolids application on igneous soil at higher doses. The patterns of plant biomass and cover responses to biosolids application were different on each functional group and soil type.

## *Resumen*

La aplicación de los biosólidos en agostaderos en regiones semi-áridas se ha propuesto como una alternativa viable para la rehabilitación de suelos degradados. Este estudio analiza, en dos tipos de suelo (calcáreo e ígneo) del sur del desierto Chihuahuense, el efecto de tres estrategias de aplicación de biosólidos a cuatro dosis (0, 3.5, 7 y 10.5 Mg/ha). Las estrategias consideradas son: 1) una aplicación única de verano; 2) una aplicación única en el invierno, y 3) dos aplicaciones consecutivas de las dosis en verano e invierno (VI). El efecto de los tratamientos se midió sobre el crecimiento y cobertura de los grupos funcionales (pastos y hierbas) de la vegetación nativa. En esta región se tiene un solo período de crecimiento de la vegetación durante el verano. No se registraron cambios relevantes netos (entre 100 y 200 g/m<sup>2</sup> en promedio) en la biomasa con una sola aplicación de biosólidos en verano o en invierno en ambos tipos de suelo. La cobertura de especies anuales aumentó únicamente con la aplicación de biosólidos en invierno en suelo ígneo. La falta de sincronía entre la disponibilidad de nitrato y la humedad del suelo puede ser la razón de la falta de respuesta de crecimiento (biomasa y cobertura) de la vegetación en suelo calcáreo. En el suelo ígneo hubo una mejor retención de agua de lluvia propiciando un mejor aprovechamiento de nitrato por las plantas. Aún con los pulsos impredecibles de la humedad, los mayores valores en la biomasa (353 g/m<sup>2</sup>) y la cobertura (23.1%) se obtuvieron en las plantas perennes con la aplicación doble de biosólidos en el suelo ígneo con las dosis más altas. Los patrones de respuesta de la biomasa vegetal y la cobertura a la aplicación de biosólidos fueron diferentes en cada grupo funcional y tipo de suelo.

#### **4.1 Introducción**

Los pastizales en el sur del desierto de Chihuahua, como generalmente ocurre en áreas similares del mundo, se han deteriorado por el pastoreo excesivo durante muchos años, y como consecuencia, los suelos se han compactado y erosionado. Especies leñosas y suculentas han invadido gradualmente la cubierta original de pastizales modificando por completo el paisaje (Smith *et al.* 1997) y a la vez, se ha producido un cambio paralelo en los grupos funcionales de hierbas y pastos por especies anuales o inapetentes para el ganado.

La aplicación de biosólidos ha demostrado ser una buena práctica para mejorar las propiedades químicas y físicas de suelos áridos y semiáridos deteriorados. Los efectos benéficos de los biosólidos sobre dichos suelos se han observado en estudios de campo y, entre otras causas, se han atribuido aportes de materia orgánica y nutrientes (Fresquez y Dennis, 1990; Jurado y Wester 2001; Mata-González *et al.* 1999; Jurado-Guerra *et al.* 2006), al aumento en las poblaciones microbianas (Barbarick *et al.* 2004) y al mejoramiento de las propiedades físicas del suelo (Rostagno y Sosebee 2001a, b).

Varios autores han señalado que el valor de los biosólidos como una fuente de nutrientes para el crecimiento vegetal está relacionado no sólo con la dosis de aplicación, sino también con la época de aplicación respecto a la estación de crecimiento (Ippolito *et al.* 2007; Jurado-Guerra *et al.* 2006; Evanylo 2003; Mata-González *et al.* 2002). En experimentos realizados en pastizales en el norte del Desierto Chihuahuense, la aplicación de biosólidos en la estación de latencia de los pastos (invierno o verano) aumentó significativamente la disponibilidad de nitrógeno del suelo durante la siguiente estación de crecimiento y, en consecuencia, la producción de biomasa (Benton y Wester, 1998; Jurado Guerra y Wester 2001; Jurado *et al.* 2006). Resultados contrastantes se obtuvieron en experimentos con maíz cuando los biosólidos se aplicaron cinco o seis meses antes de la estación de crecimiento o durante años lluviosos. El nitrógeno (N) disponible y la producción de biomasa fueron bajos debido a pérdidas mayores de nitrógeno por lixiviación (Evanylo 2003). Por otra parte, se ha encontrado que con una sola aplicación de biosólidos al año, el nitrato del suelo permanece en la capa superficial en el primer año y aumenta en estratos inferiores durante el segundo año (Jurado *et al.*

2006). Por lo tanto, a tasas bajas, si el nitrato se lixivía con facilidad, una aplicación única de biosólidos podría no dar los resultados esperados.

Austin (2004) documentó la asincronía entre la disponibilidad de nutrientes y el crecimiento de la vegetación debido a los pulsos de humedad en zonas áridas o semiáridas. La magnitud de esta asincronía dependió de la heterogeneidad espacial y temporal de los nutrimentos, las especies y su cobertura.

Los pulsos de humedad en el suelo se producen debido a cortos, pero intensos períodos de lluvia. En los suelos compactados por el pastoreo excesivo, los nutrientes están propensos a movilizarse por escorrentía o lixiviación. Por lo tanto, los cambios en la respuesta de crecimiento de la vegetación vinculados a la aplicación de biosólidos podrían depender de pulsos impredecibles de humedad dentro y entre estaciones. El manejo de la fertilización es, por ello, un balance entre la capacidad de mantener la humedad del suelo y la liberación oportuna de nitrógeno de los biosólidos mediante la mineralización durante la estación de crecimiento de la vegetación. Por lo tanto, la humedad del suelo es el principal factor que controla la actividad microbiana y los ciclos de carbono y nitrógeno en este tipo de clima (Cookson *et al.* 2006). En consecuencia, el efecto de la fertilización con biosólidos en estos suelos depende principalmente de la disponibilidad de agua (Mata González *et al.* 2004).

Las tasas de aplicación, la estación y el número de aplicaciones de biosólidos al año pueden afectar también la composición y la riqueza de especies (Harris-Pierce *et al.*, 1993 Walter *et al.* 2006). Sin embargo, sus efectos sobre grupos funcionales de plantas que tienen funciones distintas en una comunidad, como por ejemplo pastos y hierbas, son poco conocidos. Walter *et al.* (2006) observaron que la aplicación de composta de residuos orgánicos en suelos calcáreos aumento la cobertura y la riqueza de especies anuales y redujo la de las especies perennes en las comunidades de plantas nativas. En un pastizal semiárido de Nuevo México, la aplicación de lodos residuales aumentó significativamente la cobertura foliar del pasto *Bouteloua gracilis*, y hasta un 70% de la cobertura vegetal total (Fresquez *et al.* 1990). Al mismo tiempo, se observó una disminución gradual de la especie herbácea *Gutierrezia sarothrae* durante un período de cuatro años. Resultados similares se obtuvieron en un matorral semiárido de Colorado (Pierce *et al.*, 1998). La cobertura del pasto perenne se incrementó de manera

significativa, mientras que la cobertura de las especies anuales nunca representó más del 3% de la cobertura vegetal.

El objetivo del presente estudio fue evaluar el efecto de la aplicación de biosólidos en la cobertura vegetal y la producción de biomasa a nivel de grupos funcionales como resultado de: 1) la tasa de aplicación, 2) la estación de aplicación y 3) la aplicación doble de biosólidos. Para lograrlo, se diseñó un estudio en dos tipos de suelo del sur del desierto Chihuahuense, donde hay una sola estación de crecimiento de la vegetación en el verano cuando ocurre la lluvia. El efecto de los biosólidos se evaluó mediante la biomasa y la cobertura de hierbas y pastos durante dos ciclos de crecimiento consecutivos. Se hizo la aplicación de biosólidos para la aplicación única de verano en mayo de 2006 para evaluar un primer ciclo de crecimiento. La segunda (doble) aplicación se realizó en el invierno (fines de noviembre) del mismo año para reponer el nitrógeno absorbido o lixiviado, para el segundo ciclo de crecimiento. Además, se aplicaron biosólidos a parcelas adicionales para evaluar la aplicación única de las mismas dosis en invierno.

## ***4.2 Materiales y métodos***

### ***4.2.1 Área de Estudio***

El estudio se llevó a cabo en agostaderos comunales del ejido Ipiña, Ahualulco, S.L.P. en la Meseta Central (México), al sur del desierto Chihuahuense, en un sitio ubicado a 60 km al noroeste de la ciudad de San Luis Potosí (22 ° 27'N, 101 ° 21'W). El clima de la región es semiárido y templado, con una estación lluviosa de crecimiento de la vegetación en el verano. La precipitación media anual es de 366 mm con un 80% cayendo de mayo a octubre. La temperatura media anual es de 17 ° C (INEGI 2002).

El experimento se estableció en dos tipos de suelos adyacentes delimitados por su material parental: ígneo y calcáreo. El suelo calcáreo es un Litosol (INEGI 2002). Es un suelo de textura franca, de color blanquecino, poco profundo y rocoso (27%), con una capa dura de "caliche" (una capa de cemento de carbonato de calcio directamente sobre el material de piedra caliza), que emerge en la superficie en parches, o se deposita entre 10 y 20 cm de profundidad. La pendiente en el sitio es de 1-3%. El suelo ígneo es un Xerosol háplico (INEGI 2002). Su textura es franco arenosa, de color rojizo y su espesor

es mayor de 30 cm. Su pendiente es de 1-2%. El suelo calcáreo es suave y rocoso en su superficie y dentro del perfil. Se tomaron muestras de ambos suelos con un barreno cilíndrico de 5 cm de diámetro y 8 cm de largo, para caracterizar algunas de sus propiedades físicas y químicas (Tabla 4.1).

La vegetación en el suelo calcáreo es una comunidad arbustiva dominada por la “gobernadora” (*Larrea tridentata* (DC) Coville) y *Jatropha dioica* (DC) Coville. En la fase de pastizal abierto, en los sitios de material calcáreo gravoso, las especies más abundantes son los pastos *Bouteloua gracilis* (Willd. ex Kunth) Lag. y *B.* La vegetación en el suelo ígneo consiste en una comunidad de matorral con *Opuntia streptacantha* Lem., *Prosopis laevigata* (H. & B.) Johnst., *Acacia schaffneri* S. y *Agave salmiana* Otto ex Salm. como las especies más abundantes. La comunidad de pastizal abierto se compone fundamentalmente de *Buchloe dactyloides* (Nutt.) Engelm. y *Cyclostachya stolonifera* (Scribn) Reeder & Reeder C. El predominio de las especies arbustivas en comunidades similares de pastizal ha sido considerado como evidencia de la degradación y la erosión del suelo por el pastoreo excesivo y persistente (Smith *et al.* 1997).

#### **4.2.2 Procedimiento experimental**

Se aplicaron biosólidos de alta calidad (de acuerdo con la norma oficial mexicana NOM-004-SEMARNAT 2002) en dosis de 0, 3.5, 7.0 y 10.5 Mg / ha, peso seco. Estas dosis fueron equivalentes a 92, 183 y 275 kg N ha<sup>-1</sup> disponible y se basaron en la demanda de nitrógeno para pastos irrigados (180 kg N ha<sup>-1</sup>; Vallentine 1989). Algunas características de los biosólidos aplicados se muestran en la Tabla 4.1. Se aplicaron manualmente biosólidos húmedos (86% de humedad) sobre la superficie del suelo a parcelas de 1x1 m dentro de cuatro exclusiones (bloques) de 20 x 20 m, delimitadas por cercas de alambre, en cada tipo de suelo. Las diferentes dosis de biosólidos y esquemas de aplicación empleadas se diseñaron de acuerdo a un experimento factorial, descrito en la sección de Diseño Experimental. Para evitar el arrastre de los biosólidos por la escorrentía, se excavaron zanjas de protección de 0,3 m hasta 0.5 m de profundidad en el perímetro superior de cada exclusión en dirección perpendicular a la dirección de la escorrentía. Esta medida minimiza o evita el movimiento de los biosólidos entre las parcelas



contiguas y, en general, la pérdida de biosólidos con el escurrimiento. Dentro de cada exclusión, las parcelas quedaron colocadas preferentemente en las zonas entre los matorrales de arbustos, a una distancia variable entre 2 y 4 m.

Tabla 4.1 Características de suelos y biosólidos

	Suelo		Biosólidos	
	Ígneo	Calcáreo	May-06*	Nov-06*
pH	7.99	8.16	6.91	6.64
Carbonatos (%)	0.72	15.55	n.a.	n.a.
Carbono total (%)	1.91	5.12	41.09	34.86
Nitrógeno total (%)	0.27	0.32	6.64	6.11
Relación Carbon/Nitrógeno	7.1	16.0	6.2	5.7
Nitrato-N (mg/kg)	1.55	4.01	212.2	333.43
Amonio-N (mg/kg)	9.63	11.92	126.4	68.75
Fósforo total (%)	0.25	0.55	1.062	0.93
Fósforo extr.-bicarbonato (mg/kg)	4.34	7.55	146.4	83.6
Densidad aparente (g/cm <sup>3</sup> )	1.52	1.17		
Arena (%)	61	49		
Limo (%)	25	34		
Arcilla (%)	15	17		

\* Fechas de aplicación: mayo y noviembre de 2006

Al final de cada estación de crecimiento (septiembre de 2006 y 2007), se evaluó en cada parcela la producción de biomasa aérea y el porcentaje de cobertura vegetal. La biomasa se estimó en cada unidad experimental cortando las plantas a ras del suelo en subparcelas de 30 x 30 cm. Para el análisis de la biomasa, las especies se separaron por grupos funcionales en pastos perennes y hierbas anuales, se secaron en estufa a 70°C por 48 h y se pesaron.

La cobertura vegetal (% de longitud de cada especie interceptada en el trayecto de una línea de un metro de longitud) se estimó mediante la superposición de un marco de 1 m<sup>2</sup> subdividido en cuadrados de 5 x 5 cm sobre cada parcela. Se obtuvieron fotografías

de alta resolución y la cobertura vegetal de cada parcela se analizó en el transecto central de 20 x 100 cm con un software analizador de imágenes (Microsoft Office Picture Manager). Se registraron un total de 48 especies durante el período de estudio. Las especies reconocibles a partir del análisis de los transectos se clasificaron en cuatro grupos funcionales: pastos perennes, pastos anuales, hierbas anuales, y sub-arbustos (Tabla 4.2). La superficie sin vegetación dentro del transecto fue cuantificada como área abierta y expresada en porcentaje de 1 m<sup>2</sup>, al igual que la superficie ocupada por cada grupo funcional a las cuales se les restó la superficie ocupada en el control aleatorizado, tal y como se explica adelante en la sección de diseño experimental.

Tabla 4.2 Lista de especies identificadas durante el periodo de estudio clasificadas por familia y tipo de suelo donde fueron registradas.

Nombre científico y grupo de especies	Familia	Tipo de suelo	
		Calcáreo	Ígneo
<b>Pastos anuales</b>			
<i>Aristida adscensionis</i> L.	Poaceae	◆	◆
<i>Muhlenbergia depauperata</i> Scribn.	Poaceae	◆	◆
<b>Pastos perennes</b>			
<i>Bouteloua curtipendula</i> (Michx.) Torr.	Poaceae	◆	◆
<i>Bouteloua gracilis</i> (Kunth) Lag.	Poaceae	◆	◆
<i>Bouteloua hirsuta</i> Lag.	Poaceae	◆	
<i>Buchlōe dactyloides</i> (Nutt.) Engelm	Poaceae		◆
<i>Cyclostachya stolonifera</i> (Scribn.) J.& C. Reeder	Poaceae	◆	◆
<i>Dasyochloa pulchella</i> (Kunth) Willd ex. Rydb.	Poaceae	◆	
<i>Eragrostis</i> sp.	Poaceae		◆
<i>Erioneuron avenaceum</i> (Kunth) Tateoka	Poaceae	◆	
<i>Hilaria belangeri</i> (Steud.) Nash	Poaceae		◆
<i>Leptochloa dubia</i> (Kunth) Ness	Poaceae	◆	
<i>Lycurus phleoides</i> Kunth	Poaceae	◆	◆
<i>Microchloa kunthii</i> Desv.	Poaceae	◆	◆
<i>Muhlenbergia villosa</i> Swallen	Poaceae	◆	
<i>Scleropogon brevifolius</i> Phil.	Poaceae		◆
<i>Guilleminea densa</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Moq.	Amaranthaceae		◆
<i>Chenopodium graveolens</i> Lag.	Chenopodiaceae		◆

Tabla 4.2 (continuación)

Nombre científico y grupo de especies	Familia	Tipo de suelo	
		Calcáreo	Ígneo
<b>Hierbas Anuales</b>			
<i>Ambrosia confertiflora</i> DC.	Asteraceae	◆	◆
<i>Aster</i> sp.	Asteraceae		◆
<i>Bahia schaffnerii</i> S. Watts	Asteraceae	◆	◆
<i>Sanvitalia procumbens</i> Lam.	Asteraceae		◆
<i>Tagetes micrantha</i> Cav.	Asteraceae		◆
<i>Tagetes</i> sp.	Asteraceae		◆
<i>Dichondra argentea</i> Willd.	Convolvulaceae	◆	◆
<i>Lesquerella fendleri</i> (Gray)	Cruciferae	◆	◆
<i>Euphorbia prostrata</i> Ait.	Euphorbiaceae	◆	◆
<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér.	Gerianaceae		◆
<i>Hydrophyllaceae</i> sp.	Hydrophyllaceae		◆
<i>Sisyrinchium</i> sp.	Iridaceae		◆
<i>Salvia ballotiflora</i> Benth.	Lamiaceae	◆	◆
<i>Astragalus quinqueflorus</i> S. Watt.	Fabaceae		◆
<i>Dalea</i> sp.	Fabaceae		◆
<i>Macroptilium gibbosifolium</i> (Ort.) A. Delgado	Fabaceae		◆
<i>Sida abutifolia</i> Mill.	Malvaceae	◆	◆
<i>Sphaeralcea hastulata</i> A. Gray	Malvaceae		◆
<i>Oxalis</i> sp.	Oxalidaceae	◆	◆
<i>Plantago</i> sp.	Plantaginaceae		◆
<i>Portulaca</i> sp.	Portulacaceae		◆
<i>Mecardonia</i> sp.	Scrophulariaceae	◆	
<i>Solanum elaeagnifolium</i> Cav.	Solanaceae		◆
<i>Verbena bipinnatifida</i> Nutt.	Verbenaceae		◆
<i>Verbenaceae</i>	Verbenaceae		◆
<b>Subarbustos</b>			
<i>Dyssodia setifolia</i> Lag.	Asteraceae	◆	
<i>Gymnosperma glutinosum</i> (Spreng.) Less	Asteraceae	◆	
<i>Zinnia acerosa</i> (DC.) A. Gray.	Asteraceae	◆	
<i>Acalypha</i> sp.	Euphorbiaceae	◆	◆
<i>Jatropha dioica</i> Sessé ex Cerv.	Euphorbiaceae	◆	

Los datos de precipitación se obtuvieron *in situ* mediante dispositivos artesanales diseñados para este propósito. La humedad del suelo fue monitoreada durante todo el período de estudio (Fig. 4.1) con un dispositivo TDR (Spectrum Technologies).

#### **4.2.3 Análisis físico-químicos**

La textura del suelo se obtuvo con el método del hidrómetro (Bouyoucos 1962). La densidad aparente (DA) se estimó mediante la relación media entre el peso seco del suelo y el volumen de suelo en un nucleador cilíndrico de volumen conocido. Carbonatos, pH, fósforo total y disponible, y el amonio-nitrógeno en el suelo y en los biosólidos se determinaron por métodos estándar (Sparks *et al.* 1996). El nitrato en el suelo y biosólidos se determinó por espectrofotometría mediante la reducción de nitrato a nitrito por el cloruro de vanadio después de la extracción con KCl (Miranda *et al.* 2001). Los contenidos totales de C y N en el suelo y biosólidos se determinaron mediante un analizador de combustión (Costech, ECS 4010). Los valores de las propiedades químicas de los biosólidos y los suelos se presentan en la Tabla 4.1.

#### **4.2.4 Diseño experimental**

En cada tipo de suelo, se diseñó un experimento factorial fue diseñado para combinar cuatro niveles de biosólidos (0, 3.5, 7 y 10 Mg / ha) con la estación de aplicación en tres niveles: aplicación única en el verano (V), la aplicación única en invierno (I), y la aplicación doble (en verano e invierno, VI). De esta manera se aplicaron doce tratamientos, en un diseño de bloques al azar con cuatro repeticiones (exclusiones) en cada suelo. La unidad experimental fue la parcela de 1 x 1 m con tres repeticiones por exclusión. Los bloques en cada tipo de suelo se utilizaron para considerar la variabilidad espacial en la composición de la vegetación, los atributos del suelo, la pendiente, etc. Las variables de respuesta fueron la materia seca (biomasa) y la cobertura vegetal.

Los biosólidos se aplicaron en dos fechas en el año 2006 para estudiar el efecto individual y combinado de la estación y la frecuencia de aplicación. La primera aplicación (verano) se hizo en mayo un mes antes de la estación de crecimiento, y la segunda se hizo a finales de noviembre (invierno) en el comienzo de la estación inactiva

(o de latencia). En mayo de 2006 (aplicación de verano), se aplicaron los biosólidos a doce parcelas por bloque y seis fueron marcadas como controles. En septiembre, después de la estación de lluvias, se cosecharon las parcelas de la aplicación de verano (en lo sucesivo a esta cosecha se la llama V06 para indicar la estación de aplicación y el año de cosecha). A finales de noviembre de 2006, la mitad de las parcelas se seleccionaron al azar en cada bloque para hacer una segunda aplicación de biosólidos, la de invierno. La cosecha de estas parcelas se denota por las siglas VI07, para indicar la aplicación doble en las dos estaciones distintas, y por el hecho de que sólo se cosechó al final del ciclo 2007. La otra mitad de las parcelas no fueron tratadas con biosólidos en el invierno para poder observar el efecto de la aplicación de verano de 2006, en la estación de crecimiento de 2007; la cosecha de estas parcelas se denota con las siglas V07 para indicar la estación de aplicación y el ciclo de cosecha. Para evaluar el efecto de la aplicación de invierno, se delimitaron 36 nuevas parcelas (tres repeticiones por tres dosis y cuatro bloques) y se les aplicaron los biosólidos a fines de noviembre de 2006. El efecto de la aplicación invernal se evaluó en la cosecha de 2007 (llamada en lo sucesivo I07).

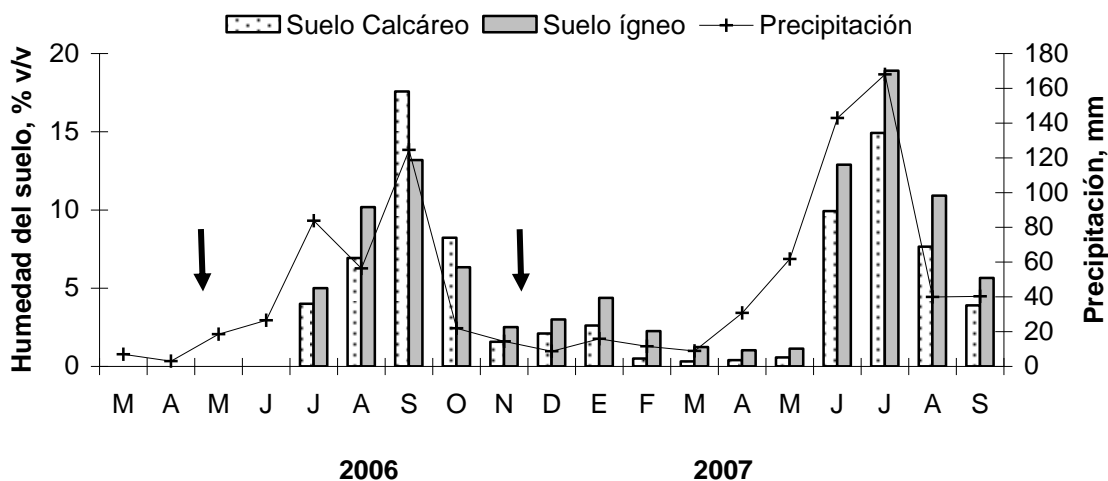


Figura 4.1 Precipitación y contenido de humedad del suelo *in situ* durante el periodo del estudio (Marzo de 2006 a Septiembre de 2007). Las flechas señalan las dos fechas de aplicación de los biosólidos.

Los efectos de los tratamientos sobre la biomasa total y la cobertura se obtuvieron calculando una variable de tamaño del efecto. Para esto a cada valor de biomasa o cobertura obtenida se le resta un valor de los controles (parcelas con dosis cero de biosólidos). La selección de cada control se hace al azar para restarla de la parcela tratada. Este procedimiento se realizó con un macro desarrollado en una hoja de Excel. El análisis estadístico de la biomasa total y la cobertura vegetal se realizó sobre los valores en el tamaño del efecto de cada grupo funcional. Básicamente, esta transformación es un análisis del tamaño del efecto biológico (Krebs 1999) y también fue una forma adecuada de resolver los problemas con la normalidad y la homogeneidad de varianza en los datos originales de biomasa y cobertura. El ajuste al modelo lineal y la homocedasticidad se analizaron para las variables de respuesta mediante gráficos de puntos de influencia (Sall, 1990) y de residuos contra valores esperados de Y, respectivamente. Si la distribución de los residuos no resultó al azar alrededor de cero, entonces se utilizaron pruebas no paramétricas (Kruskal-Wallis) para probar la respuesta estadística de la variable. La prueba de Tukey ( $P < 0.05$ ) se utilizó para las comparaciones múltiples de todos los pares de medias para agrupar los efectos medios con base en sus diferencias significativas. Se utilizó el programa JMP 6-SAS (SAS, 2006) para el análisis estadístico. Para las comparaciones múltiples del análisis de varianza de una vía por el método de Kruskal-Wallis, se utilizó una macro para ejecutar la prueba de Dunn en la versión de Minitab 15 (Orlich 2000). Este procedimiento ajusta el valor de p- para las comparaciones múltiples de acuerdo al criterio de Bonferroni.

### **4.3 Resultados**

#### **4.3.1 Biosólidos y suelos**

Hubo algunas diferencias en las propiedades de ambos suelos alcalinos y también entre los lotes de los biosólidos aplicados en mayo y noviembre de 2006 (Tabla 4.1). En general, respecto al suelo ígneo, el suelo calcáreo tuvo mayor contenido de nutrientes totales y carbonatos que el suelo ígneo. El contenido de carbonatos, que constituyen en suelos calcáreos la mayor parte del carbono inorgánico, ( $C_{inorg} = \text{carbonatos} * 100/12$ ) influyó en el contenido total de carbono (puesto que  $C_{total} = C_{orgánico\ total} + C_{inorgánico\ total}$ ). Por ello, el suelo calcáreo fue 2,7 veces superior en el contenido total

de carbono que el suelo ígneo. Los lotes de biosólidos aplicados se diferenciaron poco (1.6%) en el pH y la mayor diferencia (57%) fue en contenido de nitrato (Tabla 4.1).

El régimen de lluvias fue diferente para los dos ciclos anuales (Fig. 4.1). La estación lluviosa de 2006 fue más seca y la mayor parte de la lluvia cayó a finales de la estación. Por el contrario, el año 2007 fue más lluvioso y se observaron precipitaciones bien distribuidas a largo del periodo de lluvia.

El nitrato residual (al final de cada estación de crecimiento) mostró un comportamiento diferente en cada tipo de suelo, aún cuando en ambos casos aumentó con la dosis de biosólidos aplicada. En suelo calcáreo, el nitrato no fue aprovechado en la primera estación de crecimiento y fue comparativamente más alto que en la segunda aplicación ya sea sencilla (I07) o doble de biosólidos (VI07). Mientras que en suelo ígneo, el consumo de nitrato al final de cada estación de crecimiento fue semejante en cada aplicación de biosólidos, dejando un nivel mayor de nitrato residual con la doble aplicación, como era de esperarse (Fig. 4.2).

Nuestro interés fue comparar las variables de respuesta entre los suelos. Sin embargo, con base en un análisis inicial de los resultados, decidimos analizar el efecto de la aplicación de biosólidos por tipo de suelo. Esto fue debido a que hubo claras diferencias en la composición de las comunidades vegetales y una gran variación en la biomasa y cobertura entre las unidades experimentales (análisis no incluido aquí) cuando los tipos de suelo son introducidos como factores en el modelo de análisis.

#### ***4.3.2 Biomasa vegetal***

Los valores absolutos de la biomasa total (perennes más anuales), obtenidos del promedio de las tres dosis experimentales, aumentaron significativamente en todos los tratamientos con biosólidos, y se mantuvieron generalmente más altos respecto a los controles (Fig. 4.3). En suelo calcáreo, la biomasa total más alta registrada en la cosecha V06 ( $280 \text{ g/m}^2$ ) fue hasta 4 veces mayor que el control a una dosis de 10,5 Mg de biosólidos por hectárea, mientras que en el tratamiento doble VI07 fue hasta 4,2 veces ( $631 \text{ g/m}^2$ ) más alta que el control en la dosis de 21 Mg/ha.

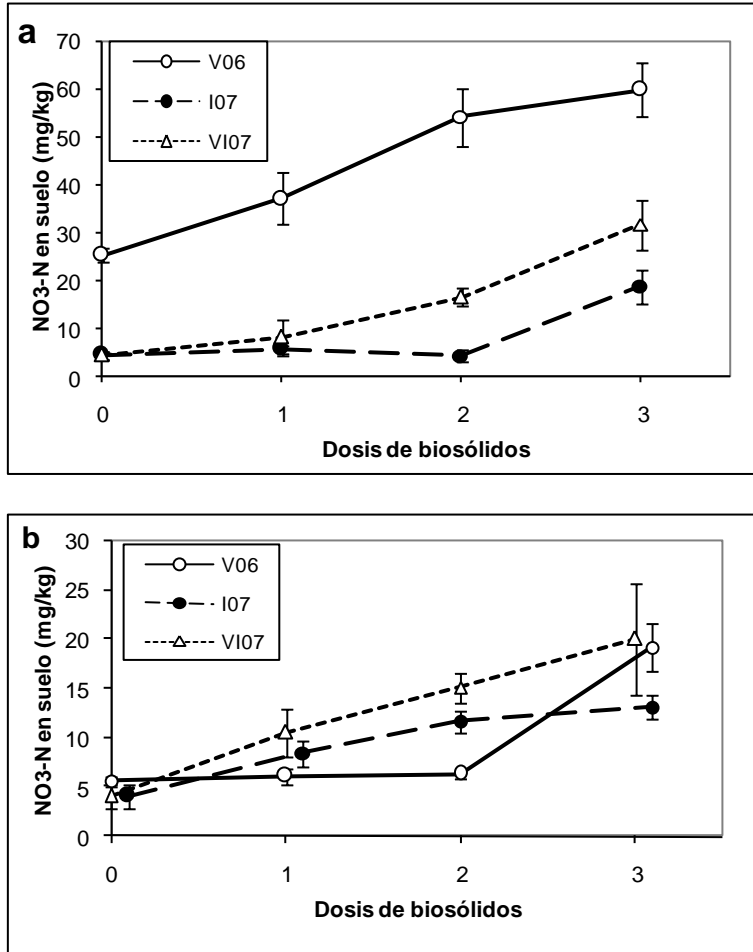


Figura 4.2 Niveles de nitrato residual al final de cada ciclo de crecimiento como consecuencia de la aplicación de Verano (V06), la aplicación de Invierno (I07) y la aplicación doble (VI07) de los biosólidos en el suelo a) calcáreo, y b) ígneo. (Tasas de aplicación de biosólidos 1 = 3.5, 2 = 7, 3 = 10.5 Mg/ha para el V06 y I07; 1 = 7, 2 = 14, 3 = 21.5 Mg/ha para VI07).

En el suelo ígneo, la biomasa total más alta registrada fue en promedio 5.1 veces ( $353 \text{ g/m}^2$ ) y 3.7 veces ( $886 \text{ g/m}^2$ ) mayor que el control para las cosechas V06 y VI07, respectivamente (datos no presentados). Las especies anuales tuvieron en promedio, una biomasa 37% mayor que las especies perennes con la aplicación de invierno en suelo ígneo, mientras que los pastos perennes presentaron una mayor producción de biomasa 2.0 y 1.43 veces mayor que las anuales con la aplicación VI en suelo ígneo y suelo calcáreo, respectivamente (Fig. 4.3).



Con algunas excepciones (que se indican adelante), el tamaño del efecto de la biomasa de plantas anuales o perennes no fueron estadísticamente diferentes entre dosis (3.5, 7.0 y 10.5 Mg/ha), ya sea con una sola aplicación (cosechas V06, S07 y I07), o para la aplicación doble (cosecha VI07). Se observaron diferencias significativas únicamente en la cosecha V06 en las dosis 3.5 y 7.0 respecto a 10,5 Mg/ha, para las perennes en suelo calcáreo y para las anuales en suelo ígneo (datos no presentados).

Por otra parte, sólo dos de las 28 comparaciones pareadas entre las estaciones de aplicación para el tamaño del efecto de la biomasa (Tabla 4.3) fueron significativas en suelo calcáreo.

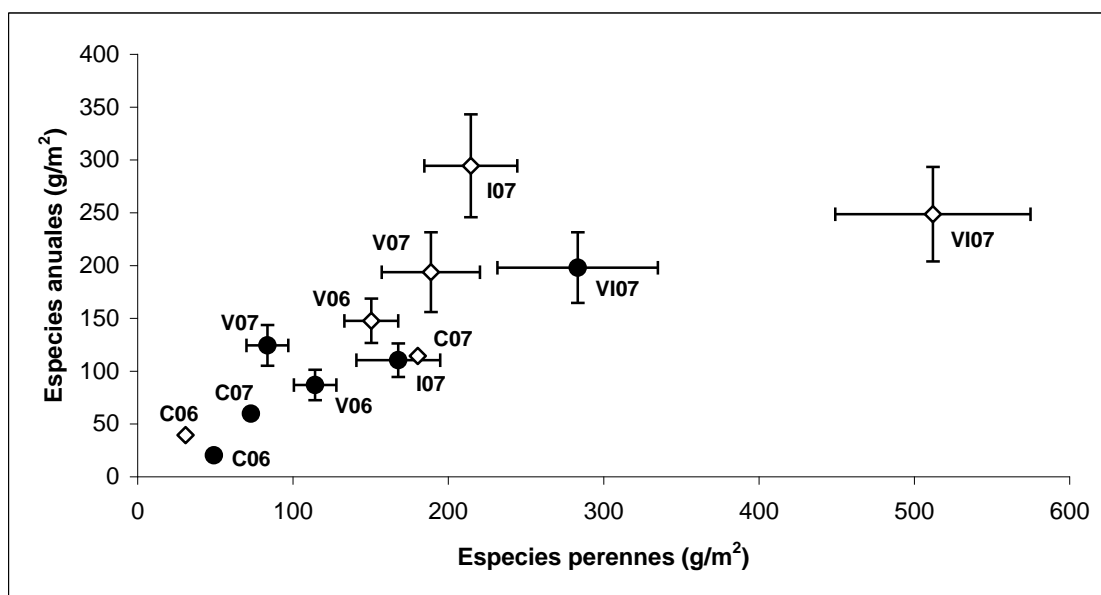


Figura 4.3 Producción de biomasa promedio por estación de aplicación de especies anuales y perennes en función de la estación de aplicación de biosólidos en suelo calcáreo (●) y en suelo ígneo (◇). Las barras de error indican errores estándar (n=9). Las literales indican la estación y año de cosecha (V, verano; I, invierno; VI verano+invierno; C, control; 06, 2006; 07, 2007).

La biomasa de las especies perennes o herbáceas anuales fue mayor para la doble aplicación de VI07 que para las plantas perennes de la cosecha V07. Sin embargo, en el mismo suelo calcáreo las estaciones con una sola aplicación (V06 y I07) o con la doble aplicación (VI07) no difirieron significativamente en su respuesta en el tamaño del efecto de la biomasa para las especies perennes o anuales. Esto se debió a que se requieren mayores diferencias en el tamaño del efecto para poder detectar diferencias estadísticamente significativas, dada la heterogeneidad de la varianza en los datos.

En el suelo ígneo seis comparaciones entre pares de la media del tamaño del efecto fueron significativas (Tabla 4.3). El tamaño del efecto de la biomasa en 2007 para las especies perennes fue significativamente mayor para la aplicación doble (VI07) que para las perennes (V06) o perennes y anuales (S07 o I07) con una sola aplicación.

En cambio, la respuesta de la biomasa para las especies perennes fue mayor para la cosecha V06 que para la cosecha I07. El valor negativo del tamaño del efecto de la biomasa de las perennes en las parcelas tratadas en el invierno y cosechadas en 2007 (I07) indica una mayor producción de biomasa en el control que en los tratamientos. El tamaño del efecto de la biomasa cosechada en 2006 correspondiente a la aplicación de verano de biosólidos (V06) en ambos suelos no fue diferente estadísticamente de los pastos o hierbas recolectadas en 2007 (S07) (Tabla 4.3).

#### ***4.3.3 Cobertura vegetal***

Los cambios observados en la cobertura de los grupos funcionales con la aplicación de biosólidos fueron diferentes entre los suelos. En suelo calcáreo, la cobertura total en las parcelas tratadas aumentó y se mantuvo por lo general más alto que el de control (valores positivos en la Tabla 4.4). El tamaño del efecto de la cobertura total para V06 y VI07 fue similar entre sí y ambas fueron superiores a los de las coberturas de V07 y I07. Pero, en general, no hubo diferencias significativas en el tamaño del efecto de la cobertura entre las dosis de biosólidos aplicados. La cobertura de los pastos perennes o anuales, no mostró ningún cambio significativo con la estación de aplicación. La mejor respuesta en cobertura fue para las herbáceas anuales en las parcelas V06, que luego disminuyó en V07 y VI07.

Tabla 4.3 Efecto de la estación de aplicación de biosólidos (V06, S07, I07 y VI07) sobre la producción de biomasa por grupo funcional (per, an) basado en el tamaño del efecto (tratamiento - control), en suelos calcáreo e ígneo. Los valores críticos de p fueron corregidos de acuerdo al criterio de Bonferroni.

		Suelo calcáreo							
		2007						2006	
		V07		I07		VI07		V06	
		Per	An	Per	An	Per	An	Per	An
<i>Promedio</i>		10.66	46.74	94.65	86.146	210.42	120.35	65.20	66.67
<i>Error estándar</i>		15.215	25.134	27.194	16.72	51.06	40.29	12.98	16.43
Per_V07									
An_V07		NS							
Per_I07		NS	NS						
An_I07		NS	NS	NS					
Per_VI07		< 0.01	NS	NS	NS				
An_VI07		< 0.01	NS	NS	NS	NS			
Per_V06		NS	NS	NS	NS	NS	NS		
An_V06		NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	

		Suelo ígneo							
		2007						2006	
		V07		I07		VI07		V06	
		Per	An	Per	An	Per	An	Per	An
<i>Mean</i>		29.88	113.89	-8.61	110.73	353.10	168.79	119.64	108.13
<i>SE</i>		35.28	40.18	27.91	57.37	65.75	45.35	19.13	20.58
Per_V07									
An_V07		NS							
Per_I07		NS	NS						
An_I07		NS	NS	NS					
Per_VI07		<< 0.01	< 0.01	<< 0.01	< 0.01				
An_VI07		NS	NS	< 0.01	NS	NS			
Per_V06		NS	NS	< 0.01	NS	<0.01	NS		
An_V06		NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	

V06 y V07 indican las biomásas cosechadas en 2006 y 2007 respectivamente correspondientes a la aplicación de verano; I07, la cosecha obtenida en 2007 correspondiente a la aplicación de invierno; VI07, la cosecha obtenida en 2007 correspondiente a la doble aplicación (verano más invierno); C06 y C07, la biomasa respectiva para los controles en 2006 y 2007.

El mayor tamaño del efecto de la cobertura (%) de las plantas perennes en verano (V06), persistió en el ciclo de crecimiento de 2007 (V07), pero no fue significativamente mayor

que en las otras aplicaciones (I07 o VI07). La presencia de sub-arbustos en suelos calcáreos se produjo sólo con la aplicación de invierno (I) (Tabla 4.4).

Tabla 4.4 Comparaciones entre estaciones de aplicación de biosólidos (incluyendo la cosecha de V07) para los datos de cobertura vegetal sobre la base del tamaño del efecto (tratamiento – control) del porcentaje del área ocupada (o área abierta) por cada grupo funcional en un m<sup>2</sup>.

	V06	V07	I07	VI07
<b>Suelo Calcáreo</b>				
Pastos perennes	13.4 a	6.36 a	4.4 a	8.9 a
Hierbas anuales	6.5 a	-0.18 b	1.9 ab	0.5 b
Pastos anuales	1.6 a	0.74 a	0.03 a	11.4 a
Subarbustos	0 <sup>(1)</sup>	0	6.6	0
Cobertura total	21.6 a	6.92 b	12.9 b	20.8 a
Área abierta	-28.5 <sup>(2)</sup> c	-6.95 a	-12.9 ab	-19.9 bc
<b>Suelo Ígneo</b>				
Pastos perennes	-12.1 <sup>(3)</sup> b	-9.5 b	-39.3 c	8.9 a
Hierbas anuales	20.9 b	-0.2 c	43.4 a	1.6 c
Pastos anuales	-4.7 c	7 ab	1.2 bc	12.6 a
Cobertura total	4.1 b	-2.7 b	5.3 b	23.1 a
Área abierta	-3.9 a	-2.64 a	-5.4 a	-23.2 b

Notas: <sup>(1)</sup> Datos insuficientes para realizar comparaciones; <sup>(2)</sup>Valores negativos en superficie abierta indican el grado de incremento en la cobertura total; <sup>(3)</sup>Valores negativos en el grupo funcional indican que la cobertura fue menor en el tratamiento que en el control.

Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre estaciones de aplicación dentro del mismo grupo funcional y el mismo tipo de suelo

La cobertura total en las parcelas tratadas en suelo ígneo aumentó y se mantuvo por lo general más alto que el control, a excepción de V07 (valores positivos en la Tabla 4.4). El tamaño del efecto de la cobertura fue mayor para la doble aplicación (VI07) que para aquellos con una sola aplicación, debido sobre todo a los pastos perennes y anuales. Por otra parte, la cobertura de las hierbas anuales se incrementó en las estaciones de aplicación en el orden I07> V06> VI07. El mayor aumento de la cobertura, medido

como valores negativos en área abierta, también se produjo con la aplicación doble de biosólidos (VI07).

La cobertura vegetal en el suelo ígneo fue co-dominado por las hierbas anuales y los pastos perennes. Cabe señalar que de las 38 especies fluctuantes identificadas, el 68% fueron herbáceas anuales (Tabla 4.2). *Bahía schaffnerii* fue predominante en el grupo de hierbas, mientras que *Bouteloua gracilis* y *Buchloë dactyloides* dominaron los pastos perennes. Se registraron 26 especies en el suelo calcáreo. Estas tuvieron poca variación dentro de los grupos funcionales (Tabla 4.2). *Bouteloua gracilis* fue la especie dominante, pero en este caso el pasto *Cyclostachya stolonifera* y la hierba *Bahía schaffnerii* fueron las especies acompañantes.

#### **4.4 Discusión**

Como es habitual en los estudios ecológicos de campo, encontramos también una gran variabilidad en la composición de especies y su correspondiente biomasa y cobertura vegetal dentro y entre las estaciones de aplicación de biosólidos. Este hecho también se refleja en los tratamientos de dosis de biosólidos. Como consecuencia no fue posible distinguir, en la mayoría de los casos, diferencias significativas entre las dosis experimentales. Esta variabilidad es una característica inherente de los ambientes áridos, pero las causas subyacentes no se han entendido claramente (Mueller *et al.* 2008). Sin embargo, se ha sugerido que este aumento en la variabilidad espacial es un indicador de la desertificación (Schlesinger *et al.* 1990). La variabilidad observada en estos sistemas también ha sido explicada por la variabilidad a micro-escala en el acoplamiento de las especies de plantas y las propiedades del suelo (Schlesinger y Pilmanis 1998; Ehrenfeld *et al.* 2005).

La variabilidad en la respuesta entre las parcelas causó problemas de distribución en los datos, que a su vez afectaron el cumplimiento de los supuestos del modelo de análisis de varianza. Hemos resuelto parcialmente este hecho utilizando el tamaño del efecto como la variable de respuesta (tratamiento - control), para la biomasa y la cobertura vegetal (Tablas 4.3 y 4.4). Por otra parte, este procedimiento contribuyó a resolver el problema de los efectos del año y de pastoreo, al restar el control de los tratamientos dentro de cada año y bloque. De esta manera, sólo el efecto neto de las dosis de

biosólidos se mantuvo, mientras que se oculta, en el análisis habitual de los tratamientos, el efecto del año y de exclusión de pastoreo.

La variabilidad en la respuesta de crecimiento a la estación de aplicación de biosólidos concuerdan con las observaciones de Mata-González *et al.* (2002) para dos pastos perennes (*Bouteloua gracilis* y *Hilaria mutica*) en el norte del Desierto Chihuahuense. También en suelos degradados calcáreos en el NE de España (Moreno-Peñaranda *et al.* 2004) se reportó variabilidad de la biomasa, la cobertura y el número de especies de leguminosas en suelos tratados con biosólidos.

Las dosis de biosólidos utilizados en este estudio (3.5 a 21 mg / ha) fueron relativamente bajas en comparación con otros estudios, lo que podría haber influido en la falta de respuesta del crecimiento de la vegetación. Mata-González *et al.* (2002), no encontraron diferencias significativas en la producción de biomasa en las dosis de biosólidos debajo de los 18 y 34 Mg / ha para *B. gracilis* y *H. mutica* respectivamente. Sin embargo, en nuestro caso se utilizaron biosólidos con un mayor contenido de N (6%) que los reportados en la literatura (Mata-González *et al.* 2002, USEPA 2002). Los biosólidos utilizados en este estudio tenían una cantidad adecuada de nitrógeno total (N) y fósforo (P) total respecto a los requerimientos de la mayoría de los cultivos (Bremner, 1996; Lindsay 1979).

**Suelo calcáreo.** La biomasa no cambió significativamente con la estación de aplicación de biosólidos en este tipo de suelo. Esta tendencia podría ser el resultado del comportamiento temporal del nitrato y de la humedad en el suelo. El efecto de la aplicación de biosólidos municipales en el crecimiento de las plantas en suelos de zonas áridas se ha relacionado con la humedad del suelo y los cambios en la disponibilidad de nutrimentos relacionados con los ciclos de sequía-humedad (Fresquez *et al.* 1990; Harris-Pierce *et al.* 1993; Benton y Wester, 1998; Pierce *et al.* 1998; Jurado y Wester 2001; Mata-González 1999; Mata-González *et al.* 2002; Jurado *et al.* 2006).

El patrón de lluvias es muy importante en estos ecosistemas afectados por pulsos (Schwinning and Ehleringer, 2001). En este estudio, el patrón de lluvias fue diferente en 2006 y 2007 (Fig. 4.1) y se reflejó en la humedad del suelo. Este efecto fue diferente en cada tipo de suelo y afectó directamente la producción de biomasa.

La precipitación total anual, aunque similar en ambos suelos, produjo diferente efecto en la producción de biomasa. En suelo calcáreo, la biomasa total en las parcelas tratadas con biosólidos fue en promedio 1,9 veces mayor en 2007 que en 2006 ( $132,8$  vs  $69,33$   $\text{g/m}^2$ ,  $p < 0,01$ ). Mientras tanto, en suelo ígneo esta diferencia fue aproximadamente 4 veces superior ( $294,73$  vs  $70,26$   $\text{g/m}^2$ ,  $p \ll 0,01$ ). Este resultado puede atribuirse en parte al efecto de los diferentes niveles de humedad del suelo en la producción de biomasa (Fig. 4.1). Michulnas *et al.* (1994) reportaron que la producción de forraje de una estepa semiárida de pastos cortos en el norte de Colorado, fue más sensible a las fluctuaciones anuales en la precipitación que a tratamientos de pastoreo de largo plazo. De hecho, la producción por unidad de área se incrementó cuando la precipitación de la estación fría fue superior a la media. Nuestro estudio indica un mayor efecto benéfico de la aplicación de los biosólidos cuando esta es coincidente con el año de precipitación por encima del promedio.

En el año más húmedo (2007), la retención de humedad en el suelo calcáreo fue menor que en el suelo ígneo, lo que trajo como consecuencia un uso menos prolongado de nitrógeno disponible para la planta. Esto confirma que la capacidad de retención de agua de este suelo fue baja e independiente del volumen de agua recibida por la lluvia. Esto pudo haber originado una respuesta de menor crecimiento debido a la asincronía entre la disponibilidad de nitrato y la humedad.

El tamaño del efecto de la biomasa en los controles (2006 menos 2007) fue indicativo de una menor respuesta en suelo calcáreo en relación al suelo ígneo (Tabla 4.3). Además, estos valores fueron similares entre las especies perennes y anuales, lo que indica que el cambio observado entre ambas estaciones lluviosas por grupos funcionales fue pequeño.

La mayor respuesta inicial de la vegetación en el verano de 2006 (V06) sobre la cobertura de las especies anuales puede haber resultado directamente de la repentina disponibilidad de nitrógeno de los biosólidos húmedos después de un período largo seco, aunque luego la cobertura declinó en 2007 (S07). Sin embargo, los cambios en el  $\text{NO}_3\text{-N}$  residual en el año 2006, al final de la estación de crecimiento (ver Fig. 4.2), no se asociaron con los cambios en la biomasa, ya que el elevado nivel de  $\text{NO}_3\text{-N}$  residual podría ser el resultado de la subutilización de nitrato, en comparación con el nivel de

2007. También es posible que algún otro factor pudiera actuar como limitante para el crecimiento de las plantas y entonces parte del excedente del nitrógeno no utilizado permaneció en el suelo después del ciclo de crecimiento.

Mientras que la absorción de nitratos en 2007 produjo un aumento en la biomasa, éste no fue lo suficientemente grande como para producir diferencias significativas con la primera cosecha en el 2006, lo que indica que algo de ese nitrógeno se pudo perder por escorrentía o lixiviación debida en parte a los pulsos de lluvia en la estación de crecimiento. Debido a la presencia de nitrógeno residual de la primera aplicación, una segunda aplicación en invierno (VI07) produjo el mayor aumento neto en la biomasa y cobertura.

El alto y bajo nivel de nitrógeno residual de las aplicaciones de verano e invierno respectivamente (Fig. 4.2), asociado a bajos niveles de crecimiento contribuye a sostener la hipótesis de la asincronía entre la humedad y la disponibilidad de nitrógeno como señala Austin (2004). La variación temporal en la tasa de la mineralización y la temperatura contribuyen a esta asincronía (Pascual *et al.* 1.998; Quemada y Menacho 2001).

Las condiciones físicas del suelo también deben ser consideradas como factores relacionados con la dinámica del nitrógeno y el crecimiento de la planta. El suelo calcáreo es poroso y rocoso (Tabla 4.1). La dura corteza superior interfiere con el enraizamiento de las plantas y reduce la infiltración del agua. Pero al mismo tiempo, en sitios donde no hay capa de suelo, la capa de grava facilita la infiltración del agua y, por lo tanto, favorece la lixiviación de nutrientes.

El tamaño del efecto en los controles (2006 menos 2007) proporcionó información valiosa sobre el efecto de año en la cobertura vegetal (Tabla 4.5). El cambio en la área abierta fue positivo, lo que indica que la área abierta fue mayor en 2006 que en 2007, o en otras palabras, la cobertura se incrementó en 2007 (Tabla 4.4). Sin embargo, esta tendencia de la respuesta de la cobertura también puede ser una respuesta a la exclusión de ganado y a las diferencias en el patrón de lluvia entre años.

El mayor aumento de la cobertura vegetal en suelo calcáreo puede indicar que este suelo, con grandes superficies abiertas disponibles para la colonización vegetal, está más



degradado que el suelo ígneo, y por lo tanto el efecto de la aplicación de los biosólidos sobre la cobertura fue más favorable para este suelo.

La presencia de sub-arbustos en suelo calcáreo también podría ser derivada de la contribución simultánea del patrón de precipitación (efecto de año) y la exclusión del pastoreo. Se esperaba una respuesta gradual de este grupo funcional a la exclusión del pastoreo de ganado.

**Suelo ígneo.** La estación de aplicación de biosólidos (verano o invierno) o la doble aplicación afectó positivamente la respuesta de crecimiento de la vegetación en el suelo ígneo (Tablas 4.3 y 4.4). El agotamiento de nitrato en las parcelas tratadas con biosólidos en el verano (V06 en la Fig. 4.2) coincidió con un aumento neto de biomasa de las plantas perennes y anuales (Tabla 4.3). Sin embargo, la biomasa no mostró ningún aumento en el ciclo siguiente (V07). Como se mencionó anteriormente, el suelo ígneo mantiene condiciones más húmedas que el suelo calcáreo permitiendo que el nitrógeno se conserve por más tiempo y, por lo tanto, la doble aplicación favoreció el crecimiento de las perennes. El aumento de nitrógeno total del suelo con la doble fertilización para mejorar la productividad y la calidad del forraje en un año húmedo ya ha sido reportada por Jurado-Guerra et al. (2006).

En este estudio, el tamaño del efecto de los controles en la biomasa fue dos veces mayor para las plantas perennes que para las anuales en suelo ígneo (Tabla 4.5). Esto implica que aún sin biosólidos el crecimiento de los pastos perennes fue mayor que el de las especies anuales en este suelo.

En cuanto a la cobertura, el valor positivo en el control para las perennes indica que la cobertura fue mayor en 2006 que en 2007 (Tabla 4.5). Como 2007 fue un año lluvioso, esto implica que la humedad del suelo no tuvo un efecto significativo sobre la cobertura de las plantas perennes, pero sí la tuvo en la biomasa. Esto significa que hubo crecimiento vertical más que horizontal de los pastos perennes, tal y como es su hábito de crecimiento.

Por el contrario, el valor negativo en el control para las hierbas anuales indica que la cobertura fue mayor en el año húmedo de 2007 que la de 2006 (Tabla 4.5). Dado que este aumento no estuvo en concordancia con el incremento neto de la biomasa en las parcelas tratadas, no puede atribuirse exclusivamente al efecto de los biosólidos.

El crecimiento de las herbáceas anuales depende de los pulsos de lluvia, principalmente de aquellos que ocurren al comienzo de la estación de crecimiento, ya que estimula la germinación de las semillas (Hahm y Wester, 2004). Por lo tanto, los cambios registrados en la cobertura de las especies anuales (incluidos los pastos anuales) podrían ser parte de la variabilidad interanual en la germinación de las especies del banco de semillas influenciada por el régimen de lluvias.

Tabla 4.5. Valores del tamaño del efecto de los controles para la biomasa y cobertura vegetal por componente y tipo de suelo. Estos se obtuvieron sustrayendo la biomasa o cobertura observada en 2006 de la observada en 2007.

Variable	Componente	Suelo ígneo	Suelo calcáreo
Biomasa	<i>Especies Perennes</i>	2.039	0.605
	<i>Especies Anuales</i>	0.987	0.748
Cobertura	<i>Especies Perennes</i>	0.547	0.467
	<i>Especies Anuales</i>	-0.981	-1.054
	<i>Área abierta</i>	-0.050	0.497

La disminución significativa en las herbáceas anuales y el aumento simultáneo en la cobertura de pastos perennes y anuales con la aplicación doble (VI07), indica que la fertilización orgánica con biosólidos fue más favorable a los pastos perennes y anuales como grupos funcionales que a las hierbas anuales (Tabla 4.4).

En el suelo calcáreo, el incremento del tamaño del efecto de la cobertura fue en general dominado por los pastos perennes. En cambio, en el suelo ígneo fue co-dominada por perennes y anuales. Esto es indicativo de que la respuesta de la vegetación a la aplicación de biosólidos no sólo depende del grupo funcional, sino también del tipo de suelo.

Según Tilman et al. (1997) las gramíneas responden a las estaciones cálidas y lluviosas, aumentando su producción de biomasa, incluso con una baja ingesta de N, mientras que las plantas anuales, no leguminosas, tienden a desviar su energía a la acumulación de nitrógeno en las semillas. En nuestro estudio, se observó en general que en ambos suelos la doble aplicación de biosólidos aumenta la biomasa y cobertura de

especies perennes. Sin embargo, la magnitud de este efecto por estación de aplicación fue distinta entre los suelos, posiblemente debido a su capacidad diferente de retención de agua y nitratos.

Del patrón de respuesta en la producción de biomasa, parece que la mejor estrategia en la aplicación de biosólidos fue una aplicación doble en verano más invierno (Fig. 4.3). Pero la respuesta también depende de la cantidad y patrón de precipitación en el período húmedo, que fue muy importante en el pulso de crecimiento de los grupos funcionales considerados aquí.

#### **4.5 Conclusiones**

La aplicación superficial de biosólidos fue capaz de aumentar la biomasa en ambos suelos pero fue más eficaz en suelo ígneo con la aplicación doble (VI), que con las aplicaciones únicas (V o I).

Aunque la producción de biomasa total en la dosis más alta aumentó hasta cuatro veces en comparación con el control, no se detectaron, en general, diferencias significativas entre dosis.

En suelo ígneo, la diferencia en la capacidad de retención de humedad en suelos, especialmente durante el período seco del año, contribuye a explicar la respuesta de crecimiento más alta obtenida con la aplicación de biosólidos, respecto al suelo calcáreo.

En cambio, en suelo calcáreo, la respuesta baja de la biomasa a la aplicación de biosólidos se atribuye a la asincronía entre la disponibilidad de nitrato y los pulsos de humedad del suelo, en concordancia con la hipótesis de Austin (2004). Bajo estas condiciones, una doble aplicación de biosólidos al año será siempre necesaria, para observar cambios en la estructura de la comunidad, particularmente en la cobertura de la vegetación.

Mientras en suelo calcáreo la cobertura de pastos perennes no cambió con la estación de aplicación de biosólidos, en suelo ígneo, la doble aplicación VI favoreció el aumento en la cobertura de pastos perennes y pastos anuales. Una sola aplicación en verano en suelo calcáreo o en invierno en suelo ígneo produjo un aumento en la cobertura de las herbáceas pero disminuyeron con la doble aplicación (VI) en ambos suelos.

La respuesta de la vegetación a la aplicación de biosólidos fue afectada por el tipo de suelo y por la estación de aplicación.

#### 4.6 Referencias

- Austin, A.T., Yahdjian, L., Stark, J.M., Belnap, J., Porporato, A., Norton, U., Ravetta, D.A. y Schaeffer, SM (2004). Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. *Oecol.* **141**, 221-235.
- Barbarick, K.A., Doxtader, K.G., Redente, E.F. y Brobst, R.B. (2004). Biosolids effects on microbial activity in shrubland and grassland soils. *Soil Sci.* **169**, 176-187.
- Benton, M.W. y Wester, DB (1998). Biosolids effects on tobosagrass and alkali sacaton in a Chihuahuan desert grassland. *J. Environ. Qual.* **27**, 199-208.
- Bouyoucos, G.J. (1962). Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. *Agron. J.* **54**, 464-465.
- Bremner, J.M. (1996). Nitrogen-Total. In: DL Sparks (ed.), Methods of soil analysis. Parte 3. Chemical Methods. SSSA Book Ser. 5. SSSA, Madison, WI. Pp. 1085-1122.
- Cookson, W.R., Müller, C., O'Brien, P.A., Murphy, D.V. y Grierson, P.F. (2006). Nitrogen dynamics in an Australian semiarid grassland soil. *Ecol.* **87**, 2047-2057.
- Ehrenfeld, J.G., Ravit, B. y Elgersma, K. (2005). Feedback in the plant-soil system. *An. Rev. Environ. Resour.* **30**, 75-115.
- Evanlyo, G.K. (2003). Effects of biosolids application timing and soil texture on nitrogen availability for corn. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* **34**, 125-143.
- Fresquez, P.R., Francis, R.E. y Dennis, G.L. (1990). Sewage sludge effects on soil and plant quality in a degraded, semiarid grassland. *J. Environ. Qual.* **19**, 324-329.
- Hahm, J.M., y Wester, D.B. (2004). Effects of surface-applied biosolids on grass seedling emergence in the Chihuahuan desert. *J. Arid Environ.* **58**, 19-42.
- Harris-Pierce, R., Redente, E., y Barbarick, K.A. (1993). *The effect of sewage sludge application on native rangeland soils and vegetation: Fort Collins-Meadow Springs Ranch*. Colorado Agric. Exp. STN. Tecnología. Rep. TR 93-6, Colorado State Univ., Ft. Collins.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (2002). *Síntesis de Información Geográfica*, San Luis Potosí; Carta Edafológica.
- Ippolito, J.A., Barbarick, K.A. y Norvell, K.L. (2007). Biosolids impact soil phosphorus accountability, fractionation, and potential environmental risk. *J. Environ. Qual.* **36**, 764-772.
- Jurado, P. y Wester, D.B. (2001). Effects of biosolids on tobosagrass growth in the Chihuahuan desert. *J. Range Manage.* **54**, 89-95.

- Jurado-Guerra, P., Wester, D.B. y Fish, E.B. (2006). Soil nitrate nitrogen dynamics after biosolids application in a tobosagrass desert grassland. *J. Environ. Qual.* **35**, 641-50.
- Krebs, C.J. (1999). *Ecological methodology*. Addison-Wesley- Longman Inc., California.
- Lindsay, W.L. (1979). *Chemical equilibria in soils*. John Wiley and Sons, Nueva York.
- Mata-González, R. (1999). Influence of biosolids application on growth, nitrogen uptake, and photosynthesis of two desert grasses. Ph.D. dissertation, Texas Tech University, Lubbock, TX. 131 pp.
- Mata-Gonzalez, R., Sosebee, R.E. y Wan, C.G. (2002). Shoot and root biomass of desert grasses as affected by biosolids application. *J. Arid Environ.* **50**, 477-488.
- Mata-Gonzalez, R., Sosebee, R.E. y Wan, C.G. (2004). Nitrogen in desert grasses as affected by biosolids, their time of application, and soil water content. *Arid Land Res. Manage.* **18**, 385-395.
- Milchunas, D.G., Forwood, J.R. y Lauenroth, W.K. (1994). Productivity of Long-Term Grazing Treatments in Response to Seasonal Precipitation. *J. Range Manage.* **47**, 133-139.
- Miranda, K.M., Espey, M.G. y Wink, D.A. (2001). A rapid, simple spectrophotometric method for simultaneous detection of nitrate and nitrite. *Nitric Oxide* **5**, 62-71.
- Moreno-Penaranda, R., Lloret, F. y Alcaniz, J.M. (2004). Effects of sewage sludge on plant community composition in restored limestone quarries. *Restor. Ecol.* **12**, 290-296.
- Mueller, E.N., Wainwright, J. y Parsons, A.J. (2008). Spatial variability of soil and nutrient characteristics of semi-arid grasslands and shrublands, Jornada Basin, New Mexico. *Ecohydrol.* **1**, 3-12.
- Orlich, S. (2000). Kruskal-Wallis Multiple Comparisons with a MINITAB Macro: Dunn's Test. Minitab Inc., State College, PA.
- Pascual, J.A., Hernandez, T., Garcia, C. y Ayuso, M. (1998). Carbon mineralization in an arid soil amended with organic wastes of varying degrees of stability. *Comm. Soil Sci. Plant Anal. (USA)* **29**, 835-846.
- Pierce, B.L., Redente, E.F., Barbarick, K.A., Brobst, R.B. y Hegeman, P. (1998). Plant biomass and elemental changes in shrubland forages following biosolids application. *J. Environ. Qual.* **27**, 789-794.
- Quemada, M. y Menacho, E. (2001). Soil respiration 1 year after sewage sludge application. *Biol. Fert. Soils* **33**, 344-346.
- Rostagno, C.M. y Sosebee, R.B. (2001a). Surface application of biosolids in the Chihuahuan Desert: Effects on soil physical properties. *Arid Land Res. Manage.* **15**, 233-244.
- Rostagno, C.M. y Sosebee, R.E. (2001b). Biosolids application in the Chihuahuan Desert: Effects on runoff water quality. *J. Environ. Qual.* **30**, 160-170.

- Sall, J.P. (1990) Leverage Plots for General Linear Hypotheses. *American Statistician* **44** , 303-315.
- SAS Institute Inc. (2006). *JMP Release 6.0.2. Statistical Discovery from SAS* . SAS Institute Inc., Campus Drive, Cary, North Carolina 27513, USA.
- Schlesinger, WH, Reynolds, JF, Cunningham, GL, Huenneke, LF, Jarrell, WM, Virginia, RA, and Whitford, WG (1990). Biological Feedbacks in Global Desertification. *Science* **247** , 1043-1048.
- Schlesinger, William H., and Adrienne M. Pilmanis. 1998. Plant-soil interactions in deserts. *Biogeochem.* **42** , 169-87.
- Schwinning, S., and Ehleringer, JR (2001). Water use trade-offs and optimal adaptations to pulse-driven arid ecosystems. *J. Ecol.* **89**, 464-480.
- NOM-004-SEMARNAT-2002. Norma Oficial Mexicana. Lodos y biosólidos. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación México, 15 de agosto de 2003.
- Smith, S.D., Monson, R.K. y Anderson, J.E. (1997). Physiological Ecology of North American desert plants. Berlin, New York, Springer, 286 p.
- Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Loeppert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Johnson, C.T., Sumner, M.E., editors. (1996). Methods of soil analysis, Part 3- Chemical Methods. Soil Science Society of America Book Series. Madison WI: SSSA; p. 417–435.
- Tilman, D., Johannes, K., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M. y Siemann, E. (1997). The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. *Science* **277**, 1300.
- United States Environmental Protection Agency (1994). EPA Land Application of Sewage Sludge. A Guide for Land Appliers on the Requirements of the Federal Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge, 40 CFR Part 503. Washington, DC 20460 EPA/831-B-93-002b.
- United States Environmental Protection Agency (2002). Using biosolids for reclamation and remediation of disturbed soils. <http://www.nps.gov/plants/restore/pubs/biosolids/biosolids.pdf>.
- Vallentine, J.F. (1989). Range development and improvements . 3a ed. Academic Press, San Diego, CA.
- Walter, I., Martínez, F. y Cuevas, G. (2006). Biosolid amendment of a calcareous, degraded soil in a semi-arid environment. *Spanish J. Agr. Res.* **4** , 47-54.

## Capítulo 5

---

### **Acumulación de metales pesados en la vegetación herbácea de dos suelos semiáridos mejorados con biosólidos en el centro de México**

#### *Abstract*

Biosolids disposal in wild environment is still a controversial subject. The effect of timing and rate of biosolids application on metal concentration in shoots and roots of forbs and grasses were analyzed. Single biosolids applications in summer and winter at four doses (0, 3.5, 7 and 10.5 Mg ha<sup>-1</sup>), and one or two biosolids application per year in winter and summer+winter (S+W) were compared. Total and DTPA-extractable metal concentration in soils and total concentration in plants for seven elements were measured. Seasonal effect of biosolids application (summer vs. winter) was detected in plants for copper (Cu) and nickel (Ni) which showed a moderate availability in soil. Abundant metals as zinc (Zn) or non essentials as chromium (Cr) and arsenic (As) showed no change in plants. Winter or S+W biosolids application did not produce any significant change on metal plant concentration. Application rates of biosolids contributed to rather decrease concentration of some metals in plants, i.e. Cr and Ni in calcareous soil, and Cr, Ni and Zn in igneous soil. Hence, we were not able to identify metal uptake patterns between functional groups (forbs and grasses). Soil alkaline properties and the increase in soil organic carbon probably contribute to the metal retention and low availability in these soils. Availability of relatively high concentrations of native Cr and Ni in the soils was reduced with the land biosolids application. Concentration of essential metals in plants such as Cu and Zn was not significantly affected by season of application or by a dual application of biosolids per year.

## *Resumen*

La disposición de los biosólidos en el medio natural es todavía un tema controvertido. Se analizó el efecto de tiempo y la dosis de aplicación de biosólidos en la concentración de metales en follaje y raíces de herbáceas anuales y pastos perennes. Se compararon aplicaciones únicas de biosólidos en verano (V) e invierno (I) en cuatro dosis (0, 3.5, 7 y 10,5 Mg ha<sup>-1</sup>) y uno o dos aplicaciones por año en invierno (I) y verano+invierno (V+I). Se midieron la concentración de metal total y extraíble con DTPA en el suelo y la concentración total en las plantas, de siete elementos. Se detectó en las plantas un efecto estacional de la aplicación de biosólidos (V vs I) para Cu y Ni, moderadamente disponibles en el suelo. Mientras que metales abundantes como Zn o no esenciales como Cr y As no mostraron ningún cambio en las plantas. La aplicación doble de biosólidos (V+I) no produjo ningún cambio significativo en la concentración de metales de la planta. Las dosis de biosólidos aplicadas contribuyeron más bien a disminuir la disponibilidad de metales en las plantas, especialmente de Cr y Ni en suelo calcáreo, y de Cr, Ni y Zn en suelo ígneo. Por lo tanto, no pudieron identificarse patrones de absorción de metales entre grupos funcionales (herbáceas anuales y pastos perennes). Las propiedades alcalinas del suelo y el aumento de carbono orgánico contribuyeron probablemente a la retención de metales y a su baja disponibilidad en estos suelos. Concentraciones relativamente altas de Cr y Ni nativos en los suelos redujeron su disponibilidad después de la aplicación de biosólidos. La concentración de metales esenciales en las plantas como Cu y Zn no se vio significativamente afectada por la estación de aplicación o por una doble aplicación de biosólidos por año.



## 5.1 Introducción

Los pastizales de la región sur del desierto de Chihuahua se han deteriorado por un largo tiempo debido al sobrepastoreo. Por lo tanto, el suelo se ha compactado y erosionado. La vegetación arbustiva ha invadido las zonas de pastizales y ha cambiado el paisaje por completo (Smith *et al.*, 1997). La capa orgánica del suelo es prácticamente indistinguible y la materia orgánica es fuertemente recalcitrante debido a la escasez de humedad (Dorado *et al.*, 2003; Ewing *et al.*, 2008).

La aplicación de biosólidos para estos suelos pueden mejorar tanto sus propiedades físicas como químicas (Rostagno y Sosebee, 2001; Mata-Gonzalez *et al.*, 2004), pero podría ser un proceso largo porque la aplicación superficial se debe hacer correctamente para evitar mayor deterioro de la escasa vegetación herbácea y la costras biológicas (Austin *et al.*, 2004). Además, las pocas lluvias torrenciales, conllevan un riesgo de lavado de suelo en el caso de que el suelo sea removido para mezclarse con biosólidos.

Los estudios regionales en diferentes condiciones de clima, suelo y vegetación son necesarios para ampliar la comprensión del efecto de la aplicación de biosólidos (O'Connor *et al.*, 2005). Aunque se ha observado un aumento inicial de los metales en suelos degradados mejorados con biosólidos, su persistencia en el suelo o en las plantas depende de la tasa de aplicación y el tiempo después de la aplicación (Ippolito *et al.*, 2007; Jurado-Guerra *et al.*, 2006; Evanylo, 2003).

Martinez *et al.* (2003) observaron un incremento de las concentraciones de N, P, K, Cu y Zn en los tejidos vegetales en plantas nativas, asociado a la dosis de aplicación de los biosólidos (0 a 80 mg / ha), mientras que las concentraciones de Cr, Ni, Cd y Pb no aumentaron de forma significativa.

El comportamiento de los metales en los suelos de pastizales degradados tratados con biosólidos, con propósitos de restauración, en el desierto de Chihuahua ha sido estudiado por varios autores (Sposito *et al.*, 1982, 1983; Fresquez, *et al.*, 1990, 1991; White *et al.*, 1997; Jaynes *et al.*, 2003). En estos estudios se llegó a la conclusión de que la aplicación de biosólidos a estos suelos conduce con el tiempo a la formación de carbonatos (de Zn, Cd y Pb) y de sulfuros (de Ni y Cu) asociados con la fracción orgánica (Sposito *et al.*, 1982, 1983). De acuerdo a los autores, estas asociaciones permitieron que el Cd y Pb no aumentara en el suelo con la aplicación de biosólidos. Se requirió la disminución del pH

del suelo (7,4 a 7,0) para solubilizar una fracción de Cu y Cd, pero esto no determinó un aumento de estos metales en las plantas (Fresquez *et al.*, 1990, 1991). White *et al.* (1997) asociaron el aumento en la biodisponibilidad de Fe, Zn, Cu, Cd y Pb a la mineralización de materia orgánica durante los primeros 4 años de haber sido aplicados los biosólidos a tasas entre 45 y 90 Mg/ha. Jaynes *et al.* (2003) encontraron que el clima es un factor decisivo en la descomposición de materia orgánica y la liberación de los metales. Detectaron pérdidas de Cu y Zn por escorrentía y lixiviación, mientras que Pb, Hg y Cr fueron retenidos en el suelo.

En el presente estudio, se aplicaron biosólidos de calidad excelente (Clase A según la legislación mexicana) a niveles de 3.5, 7.0 y 10.5 ton / ha en base seca, a dos tipos de suelo (calcáreo e ígneo) localizados en la parte meridional del Desierto de Chihuahua. Se postuló que a estas tasas de aplicación habría un impacto ecológico mínimo, lo que permitiría potencialmente un uso amplio de los biosólidos en áreas abiertas de pastizales de suelos degradados.

El propósito de la aplicación de biosólidos en áreas abiertas de pastizales es promover la rehabilitación de la capa orgánica del suelo y con ello, el crecimiento de la vegetación. En los desiertos, como ecosistemas frágiles afectados por el pastoreo excesivo, la utilización de los biosólidos debe considerar su impacto sobre el nivel de metales en el suelo nativo. Por lo tanto, las medidas consideradas en este estudio: calidad de los biosólidos, bajas tasas de aplicación y tiempo de aplicación se diseñaron para comprobar si el impacto ecológico de la aplicación de biosólidos en la vegetación, en estas circunstancias puede ser mínimo o nulo.

Se postuló la hipótesis que el efecto de la aplicación de biosólidos en la acumulación de metales pesados de grupos funcionales de plantas (herbáceas anuales o pastos perennes), no será significativamente diferente ( $H_0$ ) debido a: 1) la tasa de aplicación de biosólidos, 2) la estación de aplicación, c) el número de aplicaciones por año (una vez o dos veces al año).

## **5.2 Materiales y métodos**

### **5.2.1 Área de estudio**

El estudio se realizó en pastizales comunales en el Altiplano Central de México. Estos se encuentran en la parte más meridional del desierto de Chihuahua, a 60 km al norte de la ciudad de San Luis Potosí (22 ° 27'N, 101 ° 21'W). El clima de esta región es semi-árido y templado. Su precipitación media anual es de 366 mm con un 80%, comprendido entre mayo y octubre. Y su temperatura media anual es de 17 ° C (INEGI, 2002). Se utilizaron dos tipos de suelos, clasificados por su origen parental: un suelo calcáreo y un suelo ígneo.

El suelo calcáreo es un Litosol (INEGI, 2002). Su textura es franco (17% de arcilla, 24% de limo, arena y 49%). Este suelo es de color blanquecino, con una capa dura de "caliche", que emerge a la superficie en parches, o depositada a una profundidad de 10 a 20 cm. Su pendiente es de 3-5%. El suelo ígneo es un Xerosol háplico (INEGI, 2002). La textura de los 30 cm superiores es franco-arenosa (14% arcilla, 25% limo, y 61% arena). Su pendiente es de 2-4%.

La vegetación del suelo calcáreo es una comunidad arbustiva dominada por la gobernadora (*Larrea tridentata* (DC) Coville) y la sangre de drago (*Jatropha dioica* (DC) Coville). En la fase abierta de pastizales *Bouteloua gracilis* (Willd. ex Kunth) Lag. ex Griffiths), y *B. hirsuta* Lag. son los pastos más abundantes en el suelo pedregoso. La vegetación del suelo ígneo es una comunidad de arbustos con *Opuntia streptacantha* Lem., *Prosopis glandulosa* Torr., *Acacia shaffneri* S. Wats, y *Agave salmiana* Otto ex Salm., como las especies más abundantes. Mientras que en la comunidad herbácea las especies *Buchloe dactyloides* (Nutt.) Engelm. y *Cyclostachia stolonifera* (Scribn) Reeder & C. Reeder son los más abundantes. El predominio de las especies arbustivas en una fase de pastizales ha sido considerado como evidencia de la degradación de la tierra y la erosión del suelo por el pastoreo excesivo persistente (Smith *et al.*, 1997).

### **5.2.2 Procedimiento experimental**

Biosólidos de calidad excelente, Clase A según la norma mexicana, se aplicaron a dosis de 0, 3.5, 7.0 y 10.5 Mg / ha en peso seco. Las dosis se seleccionaron con base en la

carga de nitrógeno recomendada para pastos con irrigación (180 kg N/ha; Vallentine, 1989). Estas dosis fueron equivalentes a 92, 183 y 275 kg N/ha.

Los biosólidos fueron aplicados manualmente sobre el suelo en 96 parcelas (1x1 m) dentro de cuatro exclusiones por tipo de suelo. Los tratamientos se aplicaron en mayo de 2006 antes de la temporada de lluvias en verano (V), y en noviembre antes de la temporada seca de invierno (I). En las parcelas de verano, una segunda aplicación se hizo en noviembre, llamada en lo sucesivo aplicación de verano más invierno (V+I).

Las plantas se cosecharon al final del período de crecimiento, cortándolas a ras de suelo en subparcelas de 20 x 20 cm en el centro de cada parcela y secándolas en estufa a 70 °C durante 48 h. Muestras compuestas de tres parcelas de cada tipo y grupo funcional de plantas (herbáceas y pastos) se separaron para el análisis de los metales pesados en las partes aéreas de las plantas. Con un nucleador se obtuvieron muestras de suelo y raíces de las plantas en los mismos sitios del muestreo de las partes aéreas de las plantas. Las raíces se separaron sin distinción de especie o grupo funcional para el análisis de metales pesados. Las muestras de suelo fueron tamizadas (malla de 5 mm de diámetro) para el análisis de sus propiedades físico-químicas y para el análisis de metales pesados totales y biodisponibles.

### **5.2.3 Análisis químicos**

El material vegetal fue lavado con agua corriente para quitar toda partícula de polvo y suelo, y posteriormente, enjuagado con agua desionizada hasta en 5 ocasiones antes del secado en estufa (a 70°C por 72 h) y molienda para el análisis de metales pesados.

Los metales pesados en suelos y biosólidos se extrajeron por digestión con agua regia y para el material vegetal se utilizó una mezcla de ácido perclórico-nítrico-sulfúrico (2:10:1).

Las formas disponibles de los metales pesados en el suelo se extrajeron con una mezcla de ácido dietilen-triamina-penta-acético (DTPA) 0.05 M, CaCl<sub>2</sub> 0.01 M y trietanolamina (TEA) a pH 7.3 (Lindsay y Norwell, 1978). La concentración de metales pesados (Cu, Cr, Cd, Pb, Ni, Zn) se determinó por espectroscopia de absorción atómica de flama. Cuando la concentración de metal estuvo por debajo del límite de detección de

la espectrofotometría de flama, se utilizó horno de grafito. Arsénico y mercurio se determinaron por generación de hidruros y absorción atómica.

La conductividad eléctrica, pH, materia orgánica, carbonatos, fósforo total y disponible, y amoníaco-nitrógeno en el suelo y biosólidos se determinaron por métodos estándar (Sparks *et al.*, 1996). El nitrato se determinó espectrofotométricamente a través de la reducción de los nitratos en nitritos por el cloruro de vanadio (Miranda *et al.*, 2001). La concentración total de C y N se determinó utilizando un analizador de combustión (Costech, ECS 4010). El sulfato de calcio del suelo se midió por valoración de sulfato soluble a 35-45 °C con Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> (Sokolovich y Edvokinova, 1997).

#### **5.2.4 *Diseño experimental***

Los niveles de dos factores (2 tipos de suelo x 4 dosis) se compararon mediante análisis de varianza dentro de la aplicación de verano. La variable de respuesta fue la concentración de metal en los tejidos de la planta. Como resultado, se aplicaron 8 tratamientos a cada parcela y cada unidad experimental (parcela de 1 m<sup>2</sup>) se repitió 12 veces. Se utilizó un diseño de bloques con cuatro bloques por tipo de suelo considerando la exclusión como factor de bloqueo. Dentro de cada bloque, los ocho tratamientos fueron dispuestos físicamente, tan aleatoriamente como fue posible, dada la distribución de parches de matorrales. Luego se hizo un análisis similar para comparar la variación de los metales entre dos estaciones de aplicación, verano e invierno (V vs I) y las cuatro dosis. Finalmente, se comparó la aplicación de invierno con la doble aplicación verano más invierno (I vs V+I) para cada grupo funcional (hierbas anuales y pastos perennes).

El ajuste a un modelo lineal y la homocedasticidad se analizó mediante gráficos de palanca (leverage plots) (Sall, 1990) y de residuales contra valores esperados de Y, respectivamente. Si la distribución de los residuales no fue al azar en torno a cero, se aplicaron transformaciones logarítmicas o raíz cuadrada a la variable de respuesta. La prueba de Tukey (P <0,05) se utilizó para la separación de medias con diferencias significativas entre los tratamientos. Los datos se analizaron estadísticamente con el programa JMP 6-SAS.

### 5.3 Resultados

#### 5.3.1 Biosólidos y suelos

Algunas propiedades físicas y químicas del suelo y de los dos lotes de biosólidos aplicados en mayo y noviembre de 2006, se presentan en la Tabla 5.1. Los dos tipos de suelo fueron diferentes en algunas propiedades como el contenido de calcio, los carbonatos, y la materia orgánica. Los biosólidos tuvieron un contenido alto de nitrógeno (N) y de fósforo (P), por cual se consideraron apropiados para su uso como fertilizante.

Tabla 5.1 Características de los suelos y biosólidos

	Suelos		Biosólidos	
	Ígneo	Calcáreo	Primera aplicación	Segunda aplicación
pH	7.99	8.16	6.91	6.64
Conductividad eléctrica (uS cm <sup>-1</sup> )	190	225	854	
Materia orgánica (%)	2.75	6.14	<b>55.9</b>	<b>56.82</b>
Carbono total (%)	1.22	5.08	41.09	34.86
Carbono orgánico (W/B)%	1.60	3.57		
Carbonatos (%)	0.72	15.55		
Nitrógeno total (%)	0.27	0.32	<b>6.64</b>	<b>6.11</b>
Nitrato-nitrógeno (mg/kg)	1.55	4.01	212.2	333.43
Amonio-nitrógeno (mg/kg)	9.63	11.92	1089.7 <sup>a</sup>	68.75 <sup>b</sup>
P total (%)	0.25	0.55	1.062	0.93
P Bicarbonato-extraíble (mg/kg)	4.34	7.55	146.4	83.6
Sulfato de calcio (%)	2.08	2.19		

<sup>a</sup> NH<sub>4</sub>, base fresca

<sup>b</sup> NH<sub>4</sub>, base seca

La concentración de metales pesados en los biosólidos utilizados en la primera (mayo de 2006) y la segunda aplicación (noviembre, 2006) se muestra en la Tabla 5.2. Las concentraciones de metales totales en los biosólidos estuvieron muy por debajo de

los valores máximos permitidos por la Norma Oficial Mexicana (NOM-004-SEMARNAT-2002). La concentración de metales total y extraíble con DTPA en los biosólidos fue mucho más alta que en los suelos (Tablas 5.2 y 5.3).

La concentración de metales pesados en los biosólidos utilizados en la primera (mayo de 2006) y la segunda aplicación (noviembre, 2006) se muestra en la Tabla 5.2. Las concentraciones de metales totales en los biosólidos estuvieron muy por debajo de los valores máximos permitidos por la Norma Oficial Mexicana (NOM-004-SEMARNAT-2002). La concentración de metales total y extraíble con DTPA en los biosólidos fue mucho más alta que en los suelos (Tablas 5.2 y 5.3).

La concentración de metales extraídos, entre el primer y el segundo lote de biosólidos fue similar. El Zn fue el metal con el porcentaje más alto disponible respecto del total, mientras que Cr y As presentaron los porcentajes más bajos disponibles. (Tabla 5.2).

Tabla 5.2 Concentración total y disponible (extraíbles con DTPA) de metales en los biosólidos.

	Primera aplicación			Segunda aplicación		
	Total	DTPA <sup>a</sup>	DTPA/total	Total	DTPA	DTPA/total
	mg/kg	mg/kg	%	mg/kg	mg/kg	%
Cu	239.6	53.43	22.3	334.2	49.34	14.8
Cr	48.6	0.76	1.6	69.8	0.34	0.5
Cd	3.2	0.73	22.8	17.7	1.12	6.3
Pb	81.6	20.57	25.2	137.2	21.77	15.9
Ni	23.1	5.29	22.9	40.9	6.63	16.2
Zn	549.2	234.96	42.8	528.0	227.96	43.2
As	15.7	0.82	5.2	11.4	0.28	2.5

<sup>a</sup>DTPA: solución extractante de ácido dietilen-triamina-penta-acético (DTPA), CaCl<sub>2</sub>, y trietanolamina (TEA)

El efecto de la aplicación de biosólidos sobre la concentración total de metales en el suelo al final de la segunda estación de crecimiento se analizó en las parcelas con la

doble aplicación de los biosólidos (Tabla 5.3). Cadmio, Cr y Pb aumentaron su concentración con la aplicación de biosólidos en suelo calcáreo por un factor de 5.5, 2.4 y 2.5, respectivamente; mientras que en suelo ígneo, Cr y Ni aumentaron 3.2 y 2.0 veces, respectivamente. Cobre, Ni y Zn (en suelo calcáreo) y Pb, Cu, Zn y Cd (en suelo ígneo) no variaron apreciablemente su concentración en el suelo después de dos años de haberse aplicado los biosólidos (Tabla 5.3).

Tabla 5.3 Concentración total y disponible (extraíble con DTPA) de metales en el suelo antes de la aplicación de los biosólidos, y concentración total de metales después de la aplicación de verano + invierno (V+I).

Metal	Suelo calcáreo		Suelo ígneo		Aplicación V+I	
	total	DTPA	total	DTPA	SC21 total	SI21 total
----- mg/kg -----						
Cu	10.42	0.171	8.29	0.515	10.63	10.38
Cr	14.29	0.213	18.63	0.080	34.88	59.38
Cd	0.67	0.054	0.67	0.062	3.69	0.69
Pb	16.24	1.192	16.54	1.182	41.25	10.63
Ni	15.08	0.293	11.71	0.220	13.50	22.38
Zn	34.21	0.322	30.75	0.449	33.75	32.38
As	5.65	0.137	3.81	0.045	0.69	0.75

SC21, suelo calcáreo a la dosis de 21.0 Mg/ha

SI21, suelo ígneo a la dosis de 21.0 Mg/ha

### 5.3.2 Plantas

#### *Tasa de aplicación*

Con pocas excepciones, no hubo diferencias entre las dosis de biosólidos, en cuanto a las concentraciones de metales en follaje o raíces en suelo calcáreo (Tabla 5.4).

Cadmio y Pb no se detectaron en los tejidos vegetales aún cuando incrementaron su concentración en el suelo con la aplicación de los biosólidos.



Tabla 5.4 Concentración de metales totales en la vegetación en general y por grupos funcionales como resultado de la aplicación de los biosólidos en los periodos de verano (V), invierno (I) y verano+ invierno (V+I) en el suelo calcáreo.

Grupo funcional	Dosis	Cu	Cr	Ni	Zn	As
	Mg/ha	ppm	ppm	ppm	ppm	ppb
Aplicación V						
Vegetación						
Antes estac. crec	0	5.1*	52.3	32.4	35.3	1398
Después estac. crec.	0	11.5	81.6 a	38.5 a	32.4	1010
	3.5	10.1	44.9 ab	18.6 ab	34.1	961
	7	8.8	42.1 ab	16.8 b	30	580
	10.5	10.6	34.9 b	13.5 b	33.8	690
Aplicación I						
Hierbas	0	8.2	61.1 a	47.4	30.4	1473
	10.5	8.7	33.0 b	33.5	17.1	1347
Pastos	0	8.1	120.4	75.8	37.9	784
	10.5	7.7	67.1	44.9	28.1	1042
Raíces	0	8.7	205.4	140.3	52.4	584
	10.5	8.1	144.9	71.4	41.7	548
Aplicación V+I						
Hierbas	0	8.3	120.0 a	76	51	975
	21	8.5	77.0 b	59.2	87.1	856
Pastos	0	9.2	91.0 a	59.6 a	51.6	1080
	21	5.7	45.0 b	35.5 b	38.8	1629
Raíces	0	7.1	148.6	109.3	44.3	838
	21	9.4	109.9	63.4	45.4	1002

Los asteriscos comparan la concentración de metales entre los controles antes y después de la estación de crecimiento (n = 4) en la aplicación de verano. Las letras minúsculas en la misma columna, donde aparecen, indican diferencias significativas entre las dosis de aplicación de los biosólidos.

Las concentraciones de Cr y Ni disminuyeron con la dosis de biosólidos, ya sea estacionalmente (Cr en I para las anuales y Ni en V+I para las perennes) o por grupos funcionales (Cr en V+I en anuales y perennes) (Tabla 5.4).

La concentración de Cu medida antes y después de la estación de crecimiento en el control de verano mostró un incremento significativo. La concentración de Cu, Zn o As no fueron afectadas por la aplicación de biosólidos.

Al igual que en suelo calcáreo, la aplicación de biosólidos en suelo ígneo no afectó la concentración de la mayoría de los metales en la vegetación (Tabla 5.5). Sin embargo, hubo diferencias entre los controles antes (a) y después (b) de la aplicación de verano para Cu ( $b < a$ ), Zn y As, ( $a < b$ ). Las concentraciones de Cr, Ni y Zn disminuyeron con la dosis de biosólidos, de manera estacional, afectando a diferentes grupos funcionales (Ni en anuales y Zn en las perennes para I; Cr y Ni en anuales y Zn en perennes para V+I). También hubo un aumento significativo de la concentración de As en raíces con la aplicación V+I (Tabla 5.5).

#### *Estación de aplicación de biosólidos*

En general, no hubo efecto sobre la concentración de metales en las plantas con una sola aplicación (I) o con dos aplicaciones de biosólidos (V+I) por año, excepto para el caso del Zn en suelo calcáreo (Tabla 5.6).

En valores absolutos, la concentración de Cu y de Ni absorbida por las plantas fue diferente con la aplicación de biosólidos en verano (V) y en invierno (I). El cobre fue mayor en V que en I en ambos suelos. En contraste, la concentración de Ni fue mayor en la aplicación de I que en la de V en ambos suelos (Tabla 5.6).

Tampoco se registraron, en general, diferencias significativas entre los grupos funcionales, con la excepción del Cr que se acumuló mayormente en las hierbas que en los en suelo calcáreo (Tabla 5.6).

## **5.4 Discusión**

### **5.4.1 Disponibilidad y concentración**

La baja acumulación de metales en las plantas puede ser atribuida no sólo a la alta calidad de los biosólidos y a las tasas bajas de aplicación utilizadas, sino también a las

Tabla 5.5 Concentración de metales totales en la vegetación en general y por grupo funcional como resultado de la aplicación de los biosólidos en los periodos de verano (V), invierno (I), y verano+ invierno (V+I) en el suelo ígneo.

Vegetación o Grupo funcional	Dosis Mg/ha	Cu ppm	Cr ppm	Ni ppm	Zn ppm	As ppb
Aplicación de verano (V)						
Vegetación antes de la estación de crecimiento	0	5.1*	74.0	24.0	34.1*	726**
Vegetación después de la estación de crecimiento	0	9.9	67.9	27.1	28.9	275
	3.5	11.5	72.1	28.1	26.4	316
	7	8.5	52.4	18.5	25.1	508
	10.5	10.4	59.4	22.4	32.4	754
Aplicación de invierno (I)						
Hierbas	0	6.6	115.5	76.9a	29.9	411
	10.5	8.8	67.5	31.1b	31.1	895
Pastos	0	7.2	156.0	86.4	<b>34.4a</b>	585
	10.5	7.9	123.6	70.9	<b>13.8b</b>	593
Raíces	0	21.5	1003.2	517.7	44.5	344 b
	10.5	14.5	583.0	367.3	24.8	1115 a
Aplicación V+I						
Hierbas	0	8.2	111.6 a	72.1a	32.9	455
	21	6.2	37.4 b	31.0b	33.3	581
Pastos	0	11	168.2	94.7	<b>56.2a</b>	468
	21	7.5	80.5	53.9	<b>15.9b</b>	516
Raíces	0	16	493.9	257.5	38.9	709
	21	17.4	231.9	175.1	26.8	619

Los asteriscos comparan la concentración de metales entre los controles antes y después de la estación de crecimiento (n = 4) en la aplicación de verano. Las letras minúsculas en la misma columna, donde aparecen, indican diferencias significativas entre las dosis de aplicación de los biosólidos.

condiciones químicas y físicas de los suelos. El pH alcalino, el alto contenido de carbonatos o la abundancia de partículas de Fe pueden contribuir a la inmovilización de metales pesados en suelos áridos o semiáridos fertilizados con biosólidos (Adriano, 2001; Kabata-Pendias, 2007; Smith y Huyck, 1999).

Tabla 5.6 Comparaciones entre estaciones de aplicación, número de aplicaciones de biosólidos y entre grupos funcionales por tipo de suelo para los metales en la parte aérea de las plantas.

	Cu	Cr	Ni	Zn	As
<i>Suelo calcáreo</i>					
Estación (V vs I)	V>I *	ns	I>V *	ns	ns
Aplicación (I vs VI)	ns	ns	ns	(VI>I)*	ns
Grupo funcional (H vs P)	ns	H>P*	ns	ns	ns
<i>Suelo ígneo</i>					
Estación (V vs I)	V>I *	(I>V) *	I>V *	ns	ns
Aplicación (I vs VI)	ns	ns	ns	ns	ns
Grupo funcional (H vs P)	ns	ns	ns	ns	ns

Ns, diferencia estadísticamente no significativa para el contraste indicado ( $p < 0.05$ ); V, I, VI, aplicaciones de verano, invierno y verano más invierno, respectivamente; H, P, hierbas anuales y pastos perennes, respectivamente.

El pH de los suelos estudiados (7,9 a 8,1) favorece la precipitación de los metales en forma de carbonatos e hidróxidos, y aumenta la retención sobre partículas minerales y materia orgánica (Adriano, 2001; Toribio y Romanya, 2006). Los suelos con alto contenido de carbonatos, como el suelo calcáreo, tienen un alto potencial para la fijación de Cd, Cu, Pb y Mn (Kabata-Pendias, 2007).

Si bien la naturaleza férrica del suelo ígneo bajo condiciones oxidantes y la abundancia de partículas de Fe, puede movilizar Cd y Zn a  $pH > 5$ , la movilidad de otros metales puede ser fuertemente restringida (Smith and Huyck, 1999).

La alta concentración de Cr detectada en las hojas y raíces en suelo calcáreo no fue consistente con la baja disponibilidad de Cr extraído con DTPA en el suelo (Tabla 5.3). Sin embargo, la concentración de Cr fue mayor en las parcelas de control que en las

tratadas con biosólidos. Esto puede indicar que la aplicación de biosólidos produjo un efecto adicional de retención en el suelo y redujo la absorción de Cr nativo por la planta. La adición de sustancias húmicas en los biosólidos podría contribuir al atrapamiento de Cr nativo debido a la gran afinidad de aquellas por el Cr (III) (Adriano, 1986), la forma más abundante de Cr en la mayoría de los suelos (Adriano, 1986; Tokunaga *et al.*, 2003).

El aumento de C orgánico del suelo con la tasa de aplicación de biosólidos (Tabla 5.7) fue inversamente proporcional a la disminución de Cr en las plantas con la tasa de aplicación de los biosólidos. Los altos niveles de carbono orgánico en suelo calcáreo con respecto a los del suelo ígneo denotan una mayor actividad de fijación de Cr y, por lo tanto, explican los valores más bajos de Cr en las plantas (Tablas 5.4 y 5.5). El atrapamiento de Cr puede ser inmediato, como lo demuestran las observaciones de Han y Banin (1997, 1999), cuando el Cr soluble, agregado a suelo árido, fue inmediatamente incorporado a la fracción orgánica.

Nuestros resultados concuerdan con Losi *et al.* (1994) quienes observaron que la absorción de Cr en las plantas fue menor en los suelos fertilizados con materia orgánica que en aquellos sin fertilización. La adición de composta de biosólidos al suelo también aumentó la fracción de Cr ligada a la fracción orgánica, y redujo la toxicidad del Cr (VI) (Bolan *et al.*, 2003).

La disponibilidad de Cr en suelos alcalinos es factible, dada la naturaleza aniónica del Cr en la solución del suelo (Shanker *et al.*, 2005). Los mecanismos de absorción involucrados son similares a los utilizados por las plantas para el transporte activo de aniones esenciales, tales como el sulfato (Cervantes *et al.*, 2001). Aunque la absorción de sulfato (2% en este suelo) podría inhibir la absorción de cromato (Stadelmann, 1984), la absorción de Cr (III), cuyo comportamiento en el suelo es parecido al de los ortofosfatos (Bartlett y Bruce, 1979; James y Bartlett, 1983) podría ser otra ruta alterna para la absorción y acumulación de Cr en las plantas aún a las bajas concentraciones determinadas en estos suelos.

Las concentraciones de Cr determinadas en este estudio son sólo comparables a las de las plantas que crecen en suelos minerales (Breeze, 1973). Los niveles habituales de Cr no superan los 18 mg kg<sup>-1</sup> (Zayed and Terry, 2003). Sin embargo, el promedio

observado en las hojas de gramíneas y leguminosas es aún menor, ya que el Cr no es un nutrimento esencial. Aunque la tolerancia al Cr en las plantas es muy variable, se puede suponer la adaptación de la vegetación nativa a los niveles habituales de Cr en estos suelos debido a que los niveles más altos de Cr se encontraron generalmente en los controles.

Tabla 5.7 Efecto de la dosis aplicada de biosólidos en el pH y el carbono orgánico del suelo.

	Dosis	pH	C orgánico (mg/g)
Suelo calcáreo	0	8.35	32.7
	3.5	8.33	39.4
	7	8.31	40.6
	10.5	8.27	34.5
Suelo ígneo	0	7.71	10.3
	3.5	7.67	14.5
	7	7.64	18.2
	10.5	7.54	20.9

La concentración de Ni en las plantas fue consistente con un alto porcentaje de extracción con el DTPA en los biosólidos respecto a la concentración de total del metal (Tabla 5.2). Es decir, hubo Ni disponible, sobre todo en el suelo ígneo al aumentar su concentración total con la doble aplicación de los biosólidos (Tabla 5.3). Sin embargo, el aumento de la concentración de Ni en las plantas no se puede atribuir a la aplicación de biosólidos, debido a que las diferencias promedio, cuando fueron significativas, tuvieron valores más bajos en los tratamientos que en los controles (Tablas 5.4 y 5.5). Por lo tanto, puede suponerse que los biosólidos hayan adsorbido Ni nativo del suelo reduciendo así la absorción por las plantas.

Los suelos mejorados con biosólidos contienen con frecuencia una gran proporción de Ni ligado a las fracciones orgánica y de carbonatos (Han y Singer, 2007). El Ni pudo

ser retenido en la matriz biosólido/suelo debido a la interacción con los carbonatos del suelo, como se ha observado en suelos del sureste de España (Moral *et al.*, 2005); o por medio de la interacción con la materia orgánica, como lo reportaron Han y Singer (2007) para suelos tratados con biosólidos por siete años en California.

El hecho de que concentraciones menores de Ni en plantas se presentaran en suelo calcáreo en comparación a las medidas en plantas en suelo ígneo puede ser una evidencia indirecta de la actividad de los carbonatos, ya que esta es una de las principales diferencias entre ambos suelos (Tabla 5.1).

Los valores de Ni en las plantas estudiadas aquí son mucho más altos que los reportados para las lechugas y rábanos cultivados en suelos con biosólidos a dosis mucho más elevadas que las utilizadas en este estudio (hasta 210 Mg/ha), las cuales no excedieron de 2 mg/kg (Sukkariyah, 2003). Nuestros valores son también más altos que el nivel de tolerancia de Ni en las plantas de 3 mg kg<sup>-1</sup> propuesto por Risser and Baker (1990). Kabata-Pendias (1991) estima que los valores de Ni entre 10 y 100 mg kg<sup>-1</sup> en tejidos vegetales pueden ser considerados tóxicos para muchas especies. Aun cuando en suelos de serpentina, valores entre 20 y 100 mg/kg<sup>-1</sup> son comunes en las plantas, y hay especies que pueden acumular Ni en concentraciones superiores a 1000 mg kg<sup>-1</sup> (Brooks, 1987).

El As total disminuyó en el suelo calcáreo con la doble aplicación de los biosólidos (Tabla 5.3), y no estuvo disponible para las plantas. Aún así, las plantas acumularon cerca de dos veces más As en suelo calcáreo que en suelo ígneo. Esto puede ser debido a una mayor movilidad del arseniato en el pH más alto del suelo calcáreo. La adsorción de arsénico sobre todo en arcillas o en óxidos de Fe y Al disminuye con el aumento del pH (Han and Singer, 2007). La correlación de la concentración de As en la vegetación después de la estación de crecimiento con el pH en el suelo ígneo fue negativa ( $r = -0.95$ ), mientras que en el suelo calcáreo fue positiva ( $r = 0.74$ ). Esto sugiere que la absorción de As fue más baja a medida que el pH aumentó en el suelo ígneo (Tablas 5.5 y 5.7).

El contenido promedio natural de As en suelos es de 5 mg/kg (Backer and Chesnin, 1975) y su umbral de fitotoxicidad, de acuerdo a Sheppard (1992), tiene una media geométrica de 40 mg/kg en suelos arenosos y limosos, y de 200 mg/kg en suelos

arcillosos. Ambos valores son muy superiores a los detectados en este estudio, incluso con dos aplicaciones de biosólidos por año.

Cobre y zinc mostraron disponibilidad alta en los biosólidos (Tabla 5.1). Sin embargo, la adición de biosólidos no aumentó la concentración promedio de Cu y Zn en estos suelos con dos aplicaciones por año (Tabla 5.3). La concentración de Cu o Zn no aumentó en las plantas en el suelo calcáreo e, incluso, se detectó una disminución significativa de Zn en las perennes con las aplicaciones I y V+I en el suelo ígneo (Tabla 5.5).

Puesto que Cu y Zn son elementos esenciales para la nutrición vegetal, el poco o nulo efecto de la aplicación de biosólidos en los niveles de Cu y Zn en las plantas puede indicar que las necesidades fisiológicas de estas plantas están completamente cubiertas y reguladas por el Cu y Zn nativos. Sin embargo, para la disminución de Zn observada en las perennes a 10,5 y 21 Mg/ha de biosólidos, que contradice el argumento de la regulación fisiológica, no encontramos explicación.

Sin embargo, los cambios observados en los controles antes y después de la primera aplicación de biosólidos (aplicación de verano) indican que el contenido de Cu y Zn en las plantas herbáceas en general puede variar con los periodos de latencia y de crecimiento (Tabla 5.4, para Cu, y Tabla 5.5 para Cu y Zn). La subsiguiente separación entre anuales y perennes revela cual de los dos grupos funcionales reaccionó al aumentar el Zn en el suelo, regulando su absorción. En el presente caso, este fue el de los pastos perennes.

No se detectó Cd o Pb en las plantas. Sin embargo, el aumento total para ambos metales en el suelo con la aplicación doble de biosólidos fue significativa para Pb en ambos suelos y para Cd en suelo calcáreo. El porcentaje de metales extraíbles con DTPA constituyó alrededor del 20% de la concentración total. Por lo tanto, se debe suponer que las condiciones químicas del suelo no favorecen la movilidad de estos metales hacia las plantas.

El Cd es generalmente el de mayor movilidad en los suelos y de fácil absorción por las plantas. Sin embargo, su movilidad depende en gran medida del pH. La movilidad de Cd aumenta a pH ácido en el suelo. En cambio, la solubilidad del plomo es muy baja a pH alcalino, lo que explica también su ausencia en las plantas.



#### 5.4.2 Efecto estacional

Las diferencias estacionales en la absorción de metales por las plantas se basan en los cambios en su disponibilidad en función de las condiciones del suelo y su interacción con las propiedades químicas de cada metal, como resultado de la fertilización con biosólidos. Las condiciones del suelo pueden cambiar en un solo año con la alternancia de ciclos húmedos y secos en las zonas áridas y semi-áridas, e influir en la redistribución de metales entre las fracciones mineral y orgánica, y por lo tanto, en su disponibilidad. (Han *et al.*, 2001). Con la adición de biosólidos, se favorece la desorción de los metales y su liberación gradual a la solución del suelo al descomponerse la materia orgánica.

La concentraciones promedio de Cu y Ni en las plantas fueron significativamente diferentes entre las aplicaciones de biosólidos probablemente debido a que ambos son nutrientes esenciales regulados por la actividad fisiológica de las plantas en su ciclo estacional de crecimiento. El aumento de la reactividad tras un largo período de sequía (2006, Fig. 2) podría tener gran influencia en la absorción de Cu con la aplicación de los biosólidos en verano (V > I), mientras que la disponibilidad de Ni puede haber aumentado después de un tiempo de residencia más largo en el suelo (I > V) (Tabla 5.6). Sin embargo, no hubo ningún efecto sobre la concentración de metal en las plantas con una aplicación en invierno (I), o dos aplicaciones por año (V + I) (Tabla 5.6). El aumento en la concentración total de metales en el suelo no es suficiente para afirmar la existencia de procesos de acumulación en las plantas en sólo dos temporadas de cultivo. Se requiere para ello, de un período más largo de monitoreo.

En contraste, elementos no esenciales, tales como Cr y As, o un elemento esencial pero abundante como Zn, no mostraron ninguna diferencia entre las aplicaciones de verano y de invierno, o aún con la aplicación V+I (Tabla 5.6). Para este último, el incremento observado con la doble aplicación V+I en suelo calcáreo, coincide con una mayor absorción de Zn por las herbáceas anuales que por los pastos respecto a sus controles (Tabla 5.4), y se postula que se debe a diferencias en la composición de especies con necesidades variables de este micronutriente.

### ***5.4.3 Efecto sobre el grupo funcional***

La ausencia de efecto de la aplicación de biosólidos en los grupos funcionales (Tabla 5.6) refleja probablemente la variabilidad en la respuesta de la absorción del metal con respecto a la diversidad de las especies involucradas dentro de cada grupo de especies perennes y anuales. En el caso en que hubo diferencias significativas entre grupos funcionales (Cr en suelo calcáreo), no está claro para nosotros, que mecanismos podrían determinar porque las herbáceas anuales estarían absorbiendo una concentración más alta de Cr, que los pastos perennes, ya que se trata de un elemento no esencial para su nutrición.

### ***5.5 Conclusiones***

Biosólidos de "excelente" calidad aplicados a suelos semi-áridas del Altiplano Potosino a tasas de entre 3,5 y 21 Mg ha<sup>-1</sup> no contribuyeron a aumentar la concentración de metales en la vegetación nativa. Más aún, la adición de biosólidos, sobre todo en las dosis más altas (10.5 y 21 Mg/ha), contribuyeron a disminuir la concentración de metales como Cr y Ni en las plantas. Estos fueron naturalmente altos en nuestra zona de estudio respecto a la media en los suelos y los cultivos. El efecto de los biosólidos en el suelo reduciendo los niveles de Cr y Ni en las plantas es un aspecto positivo de su aplicación en estos suelos.

La aplicación de biosólidos en (verano) o en invierno produjo diferencias en la absorción sólo de Cu y Ni, los cuales están asociados con la demanda fisiológica de las plantas. Por lo tanto, como nutrientes esenciales, no tienen un efecto negativo sobre las plantas.

En cuanto a los riesgos asociados con el contenido de metales en los biosólidos aplicados, es indistinto aplicar biosólidos una o dos veces al año. Dado que la aplicación de los biosólidos no generó acumulación, sino mas bien la reducción en la absorción de la mayoría de los metales estudiados. Estas observaciones incluyen las concentraciones de metales en las plantas perennes y anuales, tanto en las hojas como en las raíces.

## 5.6 Referencias

- Adriano, D.C. (1986). *Trace Elements in the Terrestrial Environment*. Springer-Verlag, New York.
- Adriano, D.C. (2001). *Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals*. 2a edición. Springer, New York.
- Austin, A.T., Yahdjian, L., Stark, J.M., Belnap, J., Porporato, A., Norton, U., Ravetta, D. A., y Schaeffer, S.M. (2004). Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. *Oecol.* **141**, 221-235.
- Backer, D.E. y Chesnin, L. (1975) Chemical monitoring of soils for environment quality and animal and human health. *Adv. Agron.* **27**, 305-374.
- Bartlett, R.J. y Bruce, J. (1979). Behavior of chromium in soils III. Oxidation. *J. Environ. Qual.* **8**, 31-35.
- Bolan, N.S., Adriano, D.C., Natesa, R. y Koo, B.J. (2003). Effects of organic amendments on the reduction and phytoavailability of chromate in mineral soil. *J. Environ. Qual.* **32**, 120-128.
- Breeze, V.G. (1973). Land reclamation and river pollution problems in the Croal valley caused by waste from chromate manufacture. *J. Appl. Ecol.* **10**, 513-525.
- Brooks, R.R. (1987). *Serpentine and its vegetation*. Croom Helm, London.
- Cervantes, C., Campos García, J., Devars, S., Gutiérrez Corona, F., Loza Tavera, H., Torres Guzmán, J.C. y Moreno Sánchez, R. (2001). Interactions of chromium with microorganisms and plants. *FEMS-Microbiol-Rev.* **25**, 335-47.
- Dixon, H.B.F. (1997). *The biochemical action of arsonic acids especially as phosphates analogues*. Advances in Inorganic Chemistry, v. 44. Academic Press, Cambridge, U.K.
- Dorado, J., Zancada, M.C., Almendros, G. y Lopez-Fando, C. (2003). Changes in soil properties and humic substances after long-term amendments with manure and crop residues in dryland farming systems. *J. Plant Nutr. Soil Sci.-Z. Pflanz. Bodenkunde* **166**, 31-38.
- Ewing, S.A., Macalady, J.L., Warren-Rhodes, K., McKay, C.P. y Amundson, R. (2008). Changes in the soil C cycle at the arid-hyperarid transition in the Atacama Desert, *J. Geophys. Res.*, 113, G02S90, doi:10.1029/2007JG000495
- Evanylo, G.K. (2003). Effects of biosolids application timing and soil texture on nitrogen availability for corn. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* **34**, 125-143.
- Fresquez, P.R., Aguilar, R., Francis, R.E. y Aldon, E.F. (1991). Heavy metal uptake by blue grama growing in a degraded semiarid soil amended with sewage sludge. *Wat. Air Soil Poll.* **57-58**, 903-912.
- Fresquez, P.R., Francis, R.E. y Dennis, G.L. (1990). Sewage Sludge Effects on Soil and Plant Quality in a Degraded, Semiarid Grassland. *J. Environ. Qual.* **19**, 324-329.
- Han, F. y Singer, A. (2007). *Biogeochemistry of Trace Elements in Arid Environments*. Springer-Verlag, Dordrecht.

- Han, F.X. y Banin, A. (1997). Long-term transformations and redistribution of potentially toxic heavy metals in arid-zone soils incubated: I. Under saturated conditions. *Wat. Air Soil Pollut.* **95**, 399-423.
- Han, F.X., and Banin, A. (1999). Long-term transformation and redistribution of potentially toxic heavy metals in arid-zone soils: II. Incubation at the field capacity moisture content. *Wat. Air Soil Pollut.* **114**, 221-250.
- Han, F.X., Banin, A. y Triplett, G.B. (2001). Redistribution of heavy metals in arid-zone soils under a wetting-drying cycle soil moisture regime. *Soil Sci.* **166**, 18-28.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2002). *Síntesis de Información Geográfica, San Luis Potosí. Carta Edafológica*, México.
- Ippolito, J.A., Barbarick, K.A. y Norvell, K.L. (2007). Biosolids impact soil phosphorus accountability, fractionation and potential environmental risk. *J. Environ. Qual.* **36**, 764-772.
- James, B.R. y Bartlett, R.J. (1983). Behavior of chromium in soils V. Fate and organically complexed Cr III added to soil. *J. Environ. Qual.* **12**, 161-172.
- Jaynes, W.F., Zartman, R.E., Sosebee, R.E. y Wester, D.B. (2003). Biosolids decomposition after surface applications in west Texas. *J. Environ. Qual.* **32**, 1773-81.
- Jurado-Guerra, P., Wester, D.B. y Fish, E.B. (2006). Soil nitrate nitrogen dynamics after biosolids application in a tobosagrass desert grassland. *J. Environ. Qual.* **35**, 641-50.
- Kabata-Pendias, A. y Pendias, H. (1991) *Trace elements in soils and plants*. 2a ed., CRC Press, Boca Raton, FL.
- Kabata-Pendias, A. y Mukherjee, A.B. (2007). *Trace Elements from Soil to Human*. Springer, Berlin, New York.
- Lindsay, W.L. y Norvell, W.A. (1978). Development of a DTPA test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **42**, 421-428.
- Losi, M.E., Amrhein, C. y Frankenberger, W.T. (1994). Environmental biochemistry of chromium. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* **136**, 91-121.
- Mata-Gonzalez, R., Sosebee, R.E. y Wan, C.G. (2004). Nitrogen in desert grasses as affected by biosolids, their time of application, and soil water content. *Arid Land Res. Manage.* **18**, 385-395.
- Martínez, F., Cuevas, G., Calvo, R. y Walter, I. (2003). Biowaste effects on soil and native plants in a semiarid ecosystem. *J. Environ. Qual.* **32**, 472-479.
- Meharg, A.A. y Hartley-Whitaker, J. (2002). Arsenic uptake and metabolism in arsenic resistant and nonresistant plant species. *New Phytol.* **154**, 29-43.
- Miranda, K.M., Espey, M.G. y Wink, D.A. (2001). A rapid, simple spectrophotometric method for simultaneous detection of nitrate and nitrite. *Nitric Oxide* **5**, 62-71.
- Moral, R., Gilkes, R.J. y Jordan, M.M. (2005). Distribution of Heavy Metals in Calcareous and Non-Calcareous Soils in Spain. *Wat. Soil Pollut.* **162**, 127-142.

- O'Connor, G.A., Elliott, H.A., Basta, N.T., Bastian, R.K., Pierzynski, G.M., Sims, R.C., y Smith, J.E., Jr. (2005) Sustainable land application: an overview. *J. Environ. Qual.* **34**, 7-17.
- Risser, J.A. y Baker, D.E. (1990). Testing soils for toxic metals. En: *Soil Testing and Plant Analysis*, R. L. Westerland (editor), Soil Sci. Soc. Amer. Book Series No. 3, pp. 275-298.
- Rostagno, C.M. y Sosebee, R.B. (2001). Surface application of biosolids in the Chihuahuan Desert: Effects on soil physical properties. *Arid Land Res. Manage.* **15**, 233-244.
- Sall, J.P. (1990). Leverage plots for general linear hypotheses. *Am. Stat.* **44**, 303-315
- Shanker, A.K., Cervantes, C., Loza-Tavera, H. y Avudainayagam, S. (2005). Chromium toxicity in plants. *Environ. Int.* **31**, 739-753.
- Sheppard, S.C. (1992). Summary of phytotoxic levels of soil arsenic. *Wat. Air Soil Poll. (Netherlands)* **64**, 539-550.
- Smith, K.S. y Huyck, H.L.O. (1999). An overview of the abundance, relative mobility, bioavailability, and human toxicity of metals. En: G.S.Plumlee, y M.J Logsdon (eds.), *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits*, Part A. Society of Economic Geologists, Reviews in Economic Geology, Vol. 6A, p. 29-70.
- Smith, S.D., Monson, R.K. y Anderson J.E. (1997). *Physiological Ecology of North American Desert Plants*. Springer, Berlin, New York.
- Sokolovich, V.E. y Evdokimova, L.A. (1997). Accelerated method of determining gypsum content in soils and rocks. *Soil Mech. Found. Eng.* **34**, 64-65.
- Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Loeppert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Johnson, C.T., y Sumner, M.E., eds. (1996) *Methods of soil analysis, Part 3-Chemical Methods*. Soil Science Society of America Book Series, Madison, WI.
- Sposito, G., Lund, L. J. y Chang, A. C. (1982). Trace Metal Chemistry in Arid-zone Field Soils Amended with Sewage Sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in Solid Phases. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **46**, 260-264.
- Sposito, G., LeVesque, C. S., LeClaire, J. P. y Chang, A. C. (1983). Trace Metal Chemistry in Arid-Zone Field Soils Amended with Sewage Sludge: III. Effect of Time on the Extraction of Trace Metals. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **47**, 898-902.
- Stadelmann, E.J. (1984). The derivation of the cell wall elasticity function from the cell turgor potencial. *J. Exp. Bot.* **35**, 859-868.
- Sukkariyah, B. F. (2003). *Trace metals mobility in soils and availability to plants from a long-term biosolids amended soil*. Tesis doctoral, Virginia Polytechnic Institute and State University Blacksburg, Virginia.
- Tokunaga, T. K., Wan, J., Hazen, T. C., Schwartz, E., Firestone, M. K., Sutton, S. R., Newville, M., Olson, K. R., Lanzirrotti, A. y Rao, W. (2003). Distribution of Chromium Contamination and Microbial Activity in Soil Aggregates. *J. Environ. Qual.* **32**, 541-549.

- Toribio, M. y Romanya, J. (2006). Leaching of heavy metals (Cu, Ni and Zn) and organic matter after sewage sludge application to Mediterranean forest soils. *Sci. Total Environ.* **363**, 11-21.
- Vallentine, J.F. (1989). Range development and improvements. 3a ed. Academic Press, San Diego, CA.
- Wang, J., Zhao, F.-J., Meharg, A. A., Raab, A., Feldmann, J., and McGrath, S. P. (2002). Mechanisms of Arsenic Hyperaccumulation in *Pteris vittata*. Uptake Kinetics, Interactions with Phosphate, and Arsenic Speciation. *Plant Physiol.* **130**, 1552-1561.
- White, C. S., Loftin, S. R., y Aguilar, R. (1997). Application of biosolids to degraded semiarid rangeland: Nine-year responses. *J. Environ. Qual.* **26**, 1663-1671.
- Zayed, A. M. y Terry, N. (2003). Chromium in the environment: factors affecting biological remediation. *Plant Soil* **249**, 139-156.

# Capítulo 6

---

## Discusión y conclusiones generales

### *6.1 Perspectivas para la aplicación de biosólidos en suelos degradados del Altiplano Potosino*

#### *6.1.1 Características de los biosólidos*

La normatividad ambiental mexicana establece claramente que los usos forestal, agrícola o de mejoramiento de suelos deben utilizar biosólidos tipo excelente o bueno en cuanto a metales pesados, y clase C en cuanto a contenido de patógenos (NOM-004-SEMARNAT-2002).

Nosotros hemos considerado como marco de referencia, la clase denominada “excelente” debido a que establece los límites máximos permisibles más estrictos para el contenido de metales pesados (Tabla 2.7). Los patógenos fueron evaluados por separado (Gómez-Tovar, 2007) reportándose valores de concentración de coliformes fecales, *Salmonella* y huevos de helmintos cercanos o dentro de los niveles máximos permisibles para la clase C. Por lo tanto, los biosólidos utilizados en este estudio pueden considerarse normativamente adecuados para su uso en zonas abiertas de agostadero.

Los biosólidos fueron sujetos a estabilización por digestión aeróbica en la Planta de Tratamiento “Tangamanga I”, de la cual fueron obtenidos y aplicados en suelos del Altiplano Potosino con fines de estudio. Este tipo de proceso de estabilización es el más ampliamente utilizado en las Plantas de Tratamiento de Aguas Municipales del país (SEMARNAT, 2005). La digestión aeróbica o anaeróbica reduce la masa de sólidos volátiles (materia orgánica) con lo cual se reducen los procesos de putrefacción de estos materiales y por lo tanto, también se reduce la atracción de vectores (insectos, roedores, etc.).

Por otra parte, los biosólidos digeridos aeróbicamente o estabilizados con cal tienen tasas más altas de mineralización, y por lo tanto de liberación de nutrientes esenciales, que los biosólidos digeridos anaeróbicamente o en composta (Faulkner, 2001). Por lo tanto, el uso de biosólidos estabilizados aeróbicamente presenta ciertas ventajas para su

aplicación en suelos degradados. Lo anterior muestra que el tipo de proceso de estabilización define la calidad resultante de los biosólidos y su uso potencial en el mejoramiento de suelos degradados.

La materia orgánica representa una proporción muy alta de la matriz sólida de los biosólidos utilizados (57%). El papel de la materia orgánica en la estabilización de los suelos (agregación de partículas) es parte fundamental del proceso de formación de suelo y en el establecimiento de comunidades vegetales. En particular, el C orgánico aumentó con la dosis de biosólidos en la capa superficial del suelo (Tabla 5.7) desde un 24% en suelo calcáreo, hasta un 100% en suelo ígneo, lo que indica una mayor disponibilidad de elementos esenciales para las plantas como nitrógeno, azufre y fósforo.

La proporción de humedad contenida en los biosólidos frescos (85-90%) en contacto con suelo seco sugiere una rápida absorción del agua, y de los macro y microelementos disueltos en la misma, por el suelo. A pesar de que las tasas de biosólidos aplicadas en este estudio no representan un volumen significativo, debido a la importancia de la materia orgánica en la calidad del suelo, aún pequeñas cantidades de materia orgánica que contienen humedad alta pueden tener la habilidad de mitigar los efectos de sequía durante periodos críticos de crecimiento de la vegetación. Además, la matriz grumosa y gelatinosa de los biosólidos puede contribuir a disminuir el escurrimiento superficial, disminuir la erosión en el sitio de aplicación, retener partículas y capturar humedad y nutrimentos del agua de lluvia.

El pH neutro de los biosólidos, no cambio la condición ligeramente alcalina de los suelos seleccionados para este estudio. Antes bien, puesto que la mayoría de las plantas crecen regularmente a pH entre 5.5 y 7.5, la condición alcalina de los suelos resulta favorable para el uso benéfico de los biosólidos con fines de mejoramiento del suelo y el crecimiento de la vegetación.

Los biosólidos de la Planta Tangamanga contienen niveles altos de N total (6.1-6.6%; Tabla 5.1), comparados con el rango reportado para biosólidos de otros lugares (1.6 – 3-0%, Metcalf & Eddy, 2003), debido posiblemente a periodos más cortos de estabilización. Por ello, se consideró prudente aplicarlos a tasas bajas (3.5 a 10.5 Mg/ha) puesto que el exceso de nitrógeno produce decaimiento del follaje y el N soluble es



fácilmente lixiviado o arrastrado con los escurrimientos en la época lluviosa (Rostagno y Sosebee, 2001).

El fósforo total de los biosólidos de la Planta Tangamanga (~1%; Tabla 5.1) está por debajo del rango reportado para otros biosólidos (1.5 – 4.0%; Metcalf & Eddy, 2003). Sin embargo, el P es muy estable en los suelos, debido a que una fracción relativamente constante del P total se encuentra disponible en el suelo (Pritchard, 2005). De hecho, el fosfato soluble mostró una tendencia a aumentar con la tasa de aplicación de los biosólidos (Fig. 3.3).

Los biosólidos son generalmente bajos en K y los utilizados por nosotros no son la excepción. Sin embargo, los suelos calcáreos suelen contener cantidades importantes de sales de potasio. Al igual que el fósforo, el K es muy estable en el suelo y solo en suelos arenosos o fuertemente orgánicos suele haber deficiencia.

De los 8 metales aquí analizados, al menos 3 son esenciales para el crecimiento de las plantas: Cu, Ni, y Zn. Los otros 5 son potencialmente tóxicos a las plantas o los animales: Cd, Cr, Pb, As y Hg. Los metales más abundantes en los biosólidos aplicados fueron Zn y Cu (Tabla 5.2), lo cual puede constituir una ventaja en suelos naturalmente deficientes en estos micro-elementos. Algunos metales, aunque a concentración baja pero altamente tóxicos, como Cd y As estuvieron presentes en los biosólidos (Tabla 5.2) a concentraciones totales consideradas de riesgo (1.1 y 2.0 ppm para Cd y As, respectivamente; Podlesakova et al. 2002). Sin embargo, como la disponibilidad de esos metales para las plantas es altamente dependiente del pH del suelo, su solubilidad está fuertemente restringida por el pH alcalino de los suelos estudiados.

### **6.1.2 Características de los suelos**

*Situación general de los suelos.* El declinamiento de la vegetación nativa, en particular, los pastizales naturales, está ligado a la pérdida de la calidad del suelo. En el Altiplano Potosino, la escasa cubierta orgánica del suelo consiste de mantillo poco degradado y los procesos de erosión hídrica y eólica se ven fuertemente acelerados por la escasez de vegetación herbácea. El sobrepastoreo ha sido un factor histórico que ha contribuido al abatimiento de los pastizales y de la compactación del suelo. Esto ha permitido la invasión de especies arbustivas y en menor grado de especies arbóreas en esta región. En

este trabajo se estudió la aplicación de biosólidos como un posible método para ayudar a detener la erosión, restaurar la fertilidad del suelo y estimular el crecimiento de la vegetación. Varias condiciones físico-químicas y ambientales de los suelos del Altiplano Potosino resultan idóneas para esta aplicación.

*Problema 1:* La primera es la ausencia, en el perfil de estos suelos, de una capa orgánica definida. Aunque se determinaron porcentajes altos de materia orgánica en ambos tipos de suelo (Tabla 5.1), la coloración de éstos denota un estado poco mineralizado y lentos procesos de humificación debido a la escasa humedad.

*Solución:* La materia orgánica agregada con los biosólidos podría contribuir al volumen de C disponible y de C en reserva para la humificación, la conservación de la humedad y el mejoramiento de las propiedades físicas de estos suelos. Sin embargo, tales efectos, sólo podrían ser observados a largo plazo o tras numerosas aplicaciones de biosólidos. En este estudio, solo un ligero incremento en el C orgánico con la tasa de aplicación de los biosólidos pudo ser observado (Tabla 5.7).

*Problema 2.* La baja fertilidad de los suelos del Altiplano es consecuencia no solo de su naturaleza semi-desértica, sino de la influencia antropogénica que ha acelerado la degradación del suelo y los factores de erosión.

*Solución:* Incrementos significativos en P y N total y disponible pueden obtenerse tanto en campo como en experimentos en maceta con la tasa de aplicación de los biosólidos (Fig. 3.3; Fig. 4.4). Naturalmente, factores como arrastre y lixiviación de nitratos son esperados en condiciones de campo, de manera que los valores absolutos de los nutrientes entre campo e invernadero no son comparables. El aporte de microelementos esenciales también debe considerarse como una ventaja de la aplicación de los biosólidos. En particular, Cu y Zn regularmente bajos en estos suelos, pueden ser suministrados con los biosólidos (Tabla 5.2). Las costras biológicas poseen una capacidad alta para la fijación de nitrógeno, además de reciclar N de las costras a las plantas, de ahí su importancia en el ciclo del nitrógeno en suelos de zonas áridas (Hawkes, 2003). La aplicación directa de biosólidos a costras biológicas en un experimento de microcosmo ha probado estimular la fijación de N, el intercambio neto

de CO<sub>2</sub> y el contenido de clorofila a (Maestre et al., 2006). Sin embargo, hace falta mucha investigación a nivel de campo para conocer el verdadero impacto que tiene el colocar biosólidos de manera superficial sobre las costras biológicas en su desarrollo y actividad biológica.

*Problema 3.* La reducción de la cobertura y densidad de especies nativas forrajeras (e.g. especies del género *Bouteloua*) es un hecho por las observaciones actuales que pueden realizarse en campo. La limitada presencia de unas o la ausencia total de otras contrasta con reportes anteriores sobre su distribución, así como la predominancia actual de especies de tallas menores (e.g. *Buchloe dactiloides*), que indican el efecto de la presión de pastoreo.

Solución: Los ensayos realizados con la aplicación de biosólidos a suelos calcáreo e ígneo del Altiplano mostraron ser una alternativa viable para mejorar el crecimiento no solo de especies particulares del género *Bouteloua* (Cap. 3), sino también de la biomasa y cobertura de la vegetación en su estado natural (Cap. 4). El riesgo de absorción de metales pesados potencialmente tóxicos ha quedado prácticamente descartado en ensayos en macetas para especies de *Bouteloua* (Cap. 3). Resultados similares se obtuvieron en mediciones realizadas en hierbas anuales o pastos perennes a partir de muestras de campo (Cap. 5). Sin embargo, la absorción de metales por hierbas o pastos en campo se requiere evaluar a tiempos más largos que los empleados en este estudio debido a la potencial acumulación de metales pesados después de aplicaciones múltiples de biosólidos.

*Problema 4.* Alternancia de periodos de sequía-humedad. Como parte del ciclo natural del agua en esta región, se reconoce una sola estación lluviosa y, al mismo tiempo, de crecimiento de la vegetación en verano (mayo a agosto). Esto significa, que como toda región semiárida, la mayor parte del año estos suelos normalmente no reciben precipitación o hay una precipitación muy escasa fuera del periodo lluvioso. La vegetación nativa está adaptada a esta circunstancia ambiental y el propósito de la fertilización con biosólidos es mejorar las condiciones nutricionales del suelo para promover el crecimiento de la vegetación herbácea durante la estación de crecimiento.

Solución: El tiempo de aplicación de los biosólidos resulta, bajo tales circunstancias, un parámetro crítico para el aprovechamiento de sus propiedades físicas y químicas. Una adecuada estrategia de fertilización resultará en mejores resultados de crecimiento de la vegetación y mayor tiempo de residencia de los biosólidos en el suelo. Factores climáticos como el viento y la lluvia tienden a movilizar los biosólidos depositados en el suelo y transportarlos a muchos metros del sitio de aplicación. Mientras más vegetación herbácea cubra el sustrato, puede conseguirse mayor tiempo de permanencia de los biosólidos en el sitio de aplicación.

### ***6.1.3 Características de las plantas***

Hubo, en general, un mejor desarrollo de las perennes que de las anuales en ambos suelos tanto en biomasa como en cobertura sobre todo con la doble aplicación de biosólidos. Las anuales mostraron incrementos notables en cobertura con una aplicación en verano (suelo calcáreo) o en invierno (suelo ígneo).

Las diferencias entre grupos funcionales han sido explicadas tanto por sus características biológicas como por procesos de interacción suelo-planta. Las anuales son especies oportunistas con ciclos cortos y vida y rápida maduración que aprovechan los pulsos de nutrientes y humedad para un crecimiento rápido y producción de semilla (White, 1967; Welter et al., 1991). La fertilización con biosólidos introduce nitrógeno a la superficie del suelo que puede ser rápidamente aprovechado con las primeras lluvias por las especies anuales para su crecimiento y dispersión. Al final de la estación húmeda las especies anuales mueren y liberan al suelo el nitrógeno absorbido. Este N podría constituir una ventaja competitiva para las especies perennes que llevaría a un eventual proceso de sucesión.

En cambio, las perennes son especies con adaptaciones para el crecimiento bajo condiciones ambientales adversas (frío, sequía, bajo nivel de nutrientes) que desarrollan largas raíces que les permiten conseguir agua, y formas de propagación vegetativa (rizomas, bulbos, estolones) y por semilla. La respuesta de crecimiento a la doble fertilización puede ser consecuencia de un mejor aprovechamiento de recursos cuando el nitrógeno y la humedad están disponibles en capas más profundas del suelo.

Las perennes pueden alterar la distribución y la cantidad de agua en el suelo, y la agregación de las partículas del suelo (García et al., 2005), asociada a la estimulación de los ciclos de nutrientes (Angers y Caron, 1998), por efecto de la cobertura, la agregación vegetal, el crecimiento de las raíces y el movimiento del agua generado por la absorción de la planta y sus adaptaciones a condiciones de sequía.

Esta conducta puede generar estados sucesionales generados por la respuesta de las plantas a condiciones cambiantes de humedad (Gao et al., 2003) o por mantenimiento de ensambles vegetales estables en parches de alta humedad (Pugnaire et al., 1996). En concordancia con los cambios de humedad, los cambios en el C orgánico disuelto introducidos con la fertilización orgánica pueden activar mecanismos de interacción competitiva y reciclamiento de especies (van Breeman y Finzi, 1998). Al parecer, el desplazamiento, real o aparente, de las anuales por las perennes en la cosecha de VI07 podría indicar, en concordancia con la teoría ecológica, que tales estados sucesionales podrían implantarse de manera definitiva, tras un programa permanente de aplicaciones sucesivas de biosólidos.

#### ***6.1.4 Condiciones para su aplicación***

##### ***6.1.4.1 Tasas de aplicación***

La utilización de los biosólidos en áreas de agostadero debe sujetarse a un manejo práctico y ambientalmente sustentable. Tasas bajas de aplicación sujetas a un programa de manejo estacional o anual repetido podrían contribuir eventualmente a mejorar las condiciones de la capa superficial del suelo. Medidas precautorias respecto a la calidad de los biosólidos utilizados deberán ser parte de los programas de manejo y aplicación.

Las tasas de aplicación de biosólidos utilizadas en este estudio (3.5, 7.0, 10.5 Mg/ha), aunque fueron bajas respecto a las tasas experimentales utilizadas por otros investigadores en el desierto Chihuahuense (18 a 90 Mg/ha), no lo fueron en relación al contenido de N disponible para las plantas. Como regla de base, la mayoría de los biosólidos se aplican a suelos agrícolas o forestales a tasas que proveen 150-200 lbs de N disponible por acre (168-224 kg/ha) (Brown y Henry, 2001). Sobre esta base, el contenido de N disponible estimado por nosotros en los biosólidos utilizados estuvieron en el intervalo de 92 a 275 kg N/ha. Es decir, se probaron niveles de N disponible por

encima y por debajo del promedio recomendado para suelos agrícolas. Con tales tasas, se obtuvieron en general buenos resultados en la producción de biomasa.

#### ***6.1.4.2 Época y frecuencia de aplicación***

La época de aplicación de biosólidos es muy importante. Aplicaciones hechas demasiado temprano a la estación de crecimiento pueden ocasionar competencia con malezas. Mientras que una aplicación tardía no es aprovechada por el cultivo y buena parte del N disponible se pierde por lixiviación o arrastre horizontal. La práctica recomendable tratándose de abonos orgánicos es aplicarlos de 1 a 3 meses antes del periodo de crecimiento. La estrategia seguida aquí fue aplicar los biosólidos en mayo (aplicación de verano) para el inicio de la estación de crecimiento en junio de 2006, y una aplicación en noviembre (aplicación de invierno) para el inicio del siguiente ciclo de crecimiento que inició en junio de 2007. Es decir, 1 y 6 meses antes de la estación de crecimiento.

Al parecer, tratándose de una sola aplicación al año, la aplicación a principios del verano resulta en un mejor aprovechamiento de los nutrientes de los biosólidos que la aplicación de invierno (Tabla 4.3).

Por otra parte, aplicar biosólidos dos veces al año, en mayo (verano) y noviembre (invierno), aún con la desventaja de un periodo intermedio de crecimiento y lluvia, favorece el crecimiento de la vegetación en el ciclo inmediato siguiente (Tabla 4.3) y, sobre todo, el desarrollo de la comunidad de pastos anuales y perennes (cobertura) sobre el de las hierbas anuales (Tabla 4.4) en suelo ígneo.

Las frecuencias de aplicación son establecidas como medida para evitar que la carga acumulativa alcance niveles de toxicidad (EPA, E.U.A.) o daño al ambiente (evitar la acumulación por encima de los niveles base en suelos no-contaminados, legislación europea) (Tabla 6.2). Resultan relevantes en tanto constituyen el marco de referencia al que se prefiere ajustar para proteger al ambiente o a las personas. Aunque se usen biosólidos de calidad excelente, la posibilidad de acumulación de uno o varios metales pesados en aplicaciones repetidas podría alcanzar o rebasar los límites señalados como máximos permisibles.

La EPA no impone restricciones al uso frecuente de los biosólidos en tanto las concentraciones límite establecidos para los metales pesados no sean rebasados y se utilicen a tasas que no rebasen las necesidades de N del cultivo blanco. Las legislaciones europeas, en cambio, imponen restricciones de 3 a 10 años en la tasa y la frecuencia de aplicación de biosólidos. Las tasas máximas permitidas van de 2 ton/ha/año (Holandesa) a 5 ton/ha/3 años (Alemana). La más estricta es la legislación de Noruega que restringe la aplicación de biosólidos a 2 ton/ha/10 años (Harrison et al., 1999).

En nuestro caso, bajo el esquema de aplicación dual (V + I), se podrían aplicar los biosólidos cada dos años. En años “secos” una parte del N se usaría y otra quedaría en el suelo para ser aprovechado en la estación de crecimiento siguiente. De tal manera que la dosis aplicada en el segundo debería tomar en cuenta el nitrógeno residual para no sobre-dosificar.

#### **6.1.4.3 Obtención**

Los biosólidos utilizados se obtuvieron de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “Tangamanga I” en la ciudad de San Luís Potosí. Por lo tanto, la evaluación hecha en este estudio es sólo válida para los lodos obtenidos en esa Planta bajo las condiciones regulares de su funcionamiento. Cada fuente de biosólidos tendría que ser motivo de evaluación tanto en su contenido de metales como de patógenos, antes que éstos pudieran ser utilizados con fines de mejoramiento de suelos u otros fines. De acuerdo con la normatividad mexicana (NOM-004-SEMARNAT-2002) esta responsabilidad recae en los generadores de los biosólidos. Aunque cada planta de tratamiento reporta a las autoridades estatales los volúmenes y calidad de los biosólidos producidos, sería muy pertinente que se elaboraran registros e inventarios estatales de generadores de biosólidos son necesarios para establecer la disponibilidad en volumen y calidad de los biosólidos producidos. Para esto se requiere que dichos inventarios fueran públicos y de fácil acceso.

#### **6.1.4.4 Sitios**

Los resultados de este estudio indican que los suelos ígneos o calcáreos de la región del Altiplano Potosino, son buenos candidatos para una aplicación extensiva de biosólidos

de buena calidad con bajo riesgo ecológico. No obstante, varias medidas deberán tomarse en cuenta si se pretende realizar un programa de esta naturaleza.

1. Los sitios deben ser autorizados por las autoridades competentes en materia ambiental (Parte 4.11 de la NOM-004-SEMARNAT-2002).
2. Controlar las tasas de aplicación, así como los tiempos de aplicación.
3. Tomar medidas para el control del pastoreo antes, durante y, al menos, 90 días después de la aplicación de los biosólidos.
4. Realizar un monitoreo periódico de factores críticos de riesgo: exceso de N o P en el suelo, arrastre de biosólidos, metales potencialmente tóxicos en plantas forrajeras representativas del sitio y supervivencia de patógenos.

#### ***6.1.4.5 Transporte***

Si los biosólidos provienen de plantas de tratamiento administradas por el municipio, el costo del transporte de biosólidos hacia zonas sub-urbanas o de agostaderos degradados debería ser parte de los programas presupuestales estatales, ya que incide directamente en el manejo de los residuos sólidos generados por la población y que requiere de un destino idóneo desde el punto de vista ambiental. Tratándose de particulares, las empresas privadas generadoras de biosólidos con la calidad sugerida por la normatividad para los fines de mejoramiento de suelos, debieran participar del costo del embarque y del transporte, puesto que la disposición de tales residuos constituye para ellos un problema de espacio y disposición final.

#### ***6.1.4.6 Aplicación***

La aplicación mecánica de volúmenes grandes de biosólidos con vehículos especiales no es aún, una práctica conocida y manejada en nuestro país. En áreas de agostadero como las tratadas en este estudio, no tendrían de cualquier modo gran utilidad, puesto que están diseñados generalmente para campos agrícolas. El depósito de biosólidos en montículos razonablemente grandes a la orilla del camino, permitiría una distribución a pala o rastrillo en las áreas más fuertemente afectadas por la erosión o el deterioro de la vegetación. Estas áreas estarían delimitadas por cercados pre-existentes que permitieran el control del ganado, al menos en una primera etapa.



## **6.2 Evaluación de riesgos y normatividad**

### **6.2.1 Contenido de metales pesados**

Como resultado de este estudio, no se encontró evidencia de que exista un efecto de acumulación de metales en los tejidos vegetales de pastos del género *Bouteloua* (Cap. 3), o a nivel de grupos funcionales (pastos o hierbas) en la vegetación nativa (Cap. 5), debido a la aplicación de biosólidos a suelos alcalinos del Altiplano Potosino.

Hubo evidencia de procesos de alta absorción de Cr, Ni y Zn obtenida a través de índices de concentración y de acumulación en especies de *Bouteloua*, pero tales procesos ocurrieron y fueron más altos en los controles que en los tratamientos con biosólidos.

La característica más notable de los biosólidos es la materia orgánica, a la cual se le atribuye beneficios más importantes sobre las propiedades físicas del suelo que por sus propiedades nutrimentales. Al adicionarse al suelo, las partículas de materia orgánica ejercen una fuerza de cohesión sobre las partículas inorgánicas, formando agregados débiles con los que aumenta la cantidad de poros y, por tanto, su capacidad de retención de agua (Aguilera y Martínez, 1980). Esto implica un aumento en el área superficial que permite un mayor intercambio iónico entre las fases orgánica y mineral (Gao et al., 1997). De aquí que tanto las propiedades de sorción de los componentes orgánicos e inorgánicos de los biosólidos y de los suelos alcalinos de zonas áridas se combinen para extraer y posiblemente inmovilizar metales pesados, particularmente Cr y Ni, como se explica en el capítulo 5. A ello deben contribuir las propiedades químicas del metal particular, (e.g. electronegatividad) que pueden tener mayor o menor afinidad por superficies de adsorción sobre partículas minerales (carbonatos, sulfuros, fosfatos, óxidos e hidróxidos amorfos de Fe, Ca, fósforo y aluminio) u orgánicas (sustancias húmicas, complejos orgánicos estables). Además de estos factores, en el caso del Cr, la actividad microbiana juega un papel más importante en la reducción del lábil Cr(VI) al más estable Cr (III) que la reducción abiótica con  $Fe^{2+}$ , o C orgánico (Han y Singer, 2007).

A la inmovilización de los metales pesados en los suelos fertilizados con biosólidos contribuye su pH alcalino, que limita la solubilidad de la mayoría de los metales pesados que fueron analizados aquí. La inmovilización de metales pesados en este tipo de suelos

puede explicarse también debido a las condiciones climáticas de la región. La descomposición de la materia orgánica y los ciclos alternados de sequía-humedad contribuyen a la redistribución de metales entre fases sólidas, orgánicas e inorgánicas. Con el tiempo, los metales tienden a pasar de formas lábiles a formas químicas más estables. Por ello, diversos autores consideran que la aplicación de biosólidos a suelos degradados de zonas semi-áridas, constituye una excelente alternativa para su disposición.

### **6.2.2 Normatividad**

La norma ambiental mexicana que regula el aprovechamiento y disposición de lodos y biosólidos esta basada en la norma estadounidense de la EPA, (40 CFR, parte 503; US EPA, 1993; US EPA, 1994).

De acuerdo a la NOM-004-SEMARNAT-2002, los biosólidos clasificados como de “calidad excelente” que se apliquen a los suelos deben cumplir con los siguientes requerimientos:

1. Los metales pesados deben encontrarse bajo los límites superiores determinados en la norma oficial (Tabla 2.7) en el momento de la aplicación.
2. Los patógenos deben estar reducidos al nivel de la clase A (coliformes fecales a una densidad menor a 1000 NMP por g de sólidos totales; o una densidad de *Salmonella* menor de 3 NMP/g en base seca).
3. Debe reducirse la atractividad de los biosólidos a vectores por uno de 9 procesos recomendados en la norma oficial, a realizarse tanto durante el proceso de generación y tratamiento de los biosólidos como en su aplicación al suelo. Los vectores son animales e insectos (roedores, moscas, aves, etc.) que pueden ser atraídos por los biosólidos y ser transmisores de patógenos a humanos. A grandes rasgos tales métodos a nivel de tratamiento en planta incluyen: la reducción de sólidos totales, procesos de digestión aeróbica y anaeróbica, adición de materia alcalina, deshidratación e incorporación de biosólidos al suelo. La descripción de los métodos de reducción de patógenos y de atracción de vectores están fuera de los propósitos de esta tesis.

De acuerdo a Harrison et al. (1999), la norma estadounidense es la menos estricta de las normas existentes para regular los niveles máximos permitidos de metales en los biosólidos y, por lo tanto, no contribuye a la protección de la salud humana o del ambiente. Los elementos principales señalados por ellos sobre los aspectos no-protectores en la norma 40, parte 503 de la EPA son:

1. Permite que los niveles de contaminación por metales alcancen el nivel máximo aceptable a través de lo que llama la carga máxima acumulativa. Tal carga máxima resulta un orden de magnitud más alta que la permitida en las normas europeas (Tabla 6.1) (McGrath *et al.*, 1994).
2. Esta basada en la evaluación de riesgos por absorción de suelo o agua del subsuelo, no para la protección de la calidad del suelo. Los valores limitantes para As, Cd, Pb, Hg y Se, se basaron en el riesgo de salud por la absorción directa de suelo por niños; para Cu, Ni y Zn en la fitotoxicidad para plantas y de Mo en el alimento consumido por animales.
3. Subestima los coeficientes de absorción de metales por las plantas, al calcularlos con base a una media aritmética de todo tipo de suelos, pasando por alto el hecho de que la alta variabilidad en la absorción depende de la disponibilidad en el suelo y de propiedades como el pH. Además hay plantas desde muy sensibles hasta hiper-acumuladoras de metales, aspecto que resulta en un amplio espectro de coeficientes de absorción.
4. No es protectora de la productividad agrícola. Por ejemplo, el nivel de reducción en la producción agrícola por fitotoxicidad aceptado por la EPA para la carga acumulativa de Zn, es del 50%. No reconoce límites para la afectación de los microorganismos del suelo, y estima el efecto tóxico de la plantas consumidas por animales con base a una dieta en peso muy baja (1.5%), respecto al porcentaje real (1-18%).
5. Evalúa inadecuadamente los impactos ecológicos. Para algunos metales, el riesgo ecológico podría ser la ruta más limitante. Sin embargo, la reglamentación de la EPA considera únicamente el impacto del Cu sobre lombrices de tierra y el de Cd y Pb para algunos sitios agrícolas.

Varias legislaciones europeas, que manejan el uso de los biosólidos en el suelo bajo la filosofía del no-daño a la calidad del suelo, toman como base el balance entre la entrada y salida de metales al suelo, para evitar la acumulación por encima de los niveles base en suelos no-contaminados. Niveles de referencia para suelos no contaminados se presentan en la Tabla 6.2. Bajo esta perspectiva, una reevaluación de los límites máximos permisibles en la NOM-004 mexicana tendría que discutirse a nivel oficial, si los criterios de protección al ambiente deben prevalecer.

Tabla 6.1 Estándares internacionales para biosólidos (valores en mg/kg en peso seco).

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
<i>Productos no restringidos</i>								
Lodos alta calidad EPA	41	39		1500	17	420	300	2800
Composta Texas, uso doméstico	10	16	180	1020	11	160	300	2190
<i>Lodos aplicados con restricciones</i>								
Límite máximo para EPA	75	85		4300	57	420	840	7500
Lodo del Estado de Nueva York		25	1000	1000	10	200	100	2500
Lodo de Unión Europea		20-40		1000-1750	16-25	300-400	750-1200	2500-4000
Lodo de Alemania		5-10	900	800	8	200	900	2000-2500
Lodo de Holanda	0.15	1.25	75	75	0.75	30	100	300
Lodo de Noruega		2.5	100	1000	3	50	80	800

Tomado de Harrison et al. (1999).

Varios ejes para la discusión de la NOM-004 que sería prudente atender son:

1. La variabilidad de los suelos por diferencias de pH: los suelos ácidos tienden a incrementar la disponibilidad de los metales.
2. La variabilidad de las plantas por diferencias en tolerancia o sensibilidad: mientras hay plantas sensibles a metales fitotóxicos, hay otras que pueden acumular el metal en sus tejidos y ser dañino a animales o personas que las consuman.
3. La evaluación de efectos sinérgicos: el efecto individual de un metal puede magnificarse en presencia de otro u otros metales.

4. Evaluar la inclusión de metales aún no considerados en nuestra NOM, como Mo y Se. Ambos elementos muestran alta solubilidad y altas tasas de absorción en suelos calcáreos o alcalinos (Fleming, 1980; Purves, 1985).
5. Determinar la forma química de los elementos para evaluar su biodisponibilidad y por lo tanto, su impacto biológico.

Del análisis de las diferentes legislaciones puede advertirse que los límites máximos permisibles en los biosólidos, no son una referencia confiable para determinar niveles de riesgo ecológico. Todo depende no solo del criterio seguido para establecer tales límites, sino de diferencias regionales ya sea climáticas, geológicas o geopolíticas. Por ello, deben definirse sobre la base de estudios de caso, cuales son las condiciones particulares del sitio que elevan o atenúan la disponibilidad del metal o metales potencialmente tóxicos para la vegetación y la fauna locales.

Tabla 6.2 Estándares internacionales para metales en el suelo (valores en ppm = mg/kg).

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Valor calculado de acuerdo a la parte 503 de la EPA para un suelo tratado con biosólidos	20	20		750	8.5	210	150	1400
Proyección de suelo según la EPA	0.4	0.4	2			7	400	620
Suelo limpio base del Estado de Nueva York	7.5	1	10		0.1	13		20
Suelo de Alemania		1-1.5	100	60	1	50	100	150-200
Suelo objetivo de Holanda	29	0.8	100	36	0.3	25	85	140
Promedio de suelos en Norteamérica	6	0.1-0.3	15	10-30	0.05-0.1	10-30	10-20	40-70
95% Percentil para suelos en Norteamérica	10-20	0.78		95	0.3-0.4	57	23	126

Tomado de Harrison et al. (1999).

### 6.3 Conclusiones

De acuerdo con los resultados de los experimentos en invernadero (Capítulo 3), de las tres especies forrajeras ensayadas, *Bouteloua gracilis* podría ser la mas favorecida con la aplicación de biosólidos tanto en la producción de biomasa aérea como por la producción de semilla. *B. curtipendula* no mostró incremento significativo en la producción de biomasa en los ensayos en maceta, pero la respuesta a la fertilización con

biosólidos en campo podría ser diferente. *B. scorpioides* mostró una respuesta positiva de crecimiento con la aplicación de biosólidos. Desafortunadamente, esta especie no pudo ser inventariada en el área experimental seleccionada, aunque si se identifica en la región del Altiplano. Esto puede ser un indicio del grado de deterioro de algunas zonas y, en particular, de la zona seleccionada para nuestro estudio. Ninguna de las tres especies mostró incremento en los niveles de metales en sus tejidos a consecuencia de la aplicación de biosólidos (Capítulo 3).

Bajo condiciones naturales, la aplicación de biosólidos mejoraría notablemente la producción de biomasa y la cobertura de la vegetación nativa por encima de las áreas no tratadas a cualquiera de las tres tasas de aplicación de biosólidos ensayadas (3.5, 7.0 y 10.5 Mg/ha). Dos aplicaciones de biosólidos al año funcionarían bien en suelo calcáreo para favorecer el aumento en la biomasa de los pastos sobre el de las hierbas anuales. Mientras que una o dos aplicaciones en verano o en verano+invierno, respectivamente, tendrían una respuesta análoga en suelo ígneo. Este efecto sobre la biomasa sería mayor en suelo ígneo que en suelo calcáreo. De acuerdo a nuestras observaciones, la recuperación de la vegetación en términos de cobertura constituye un proceso lento. En general, los grupos funcionales mejor favorecidos podrían ser los pastos perennes y pastos anuales en el suelo ígneo en nuestra zona de estudio (Cap. 4).

El contenido de metales en los biosólidos no tendría efecto importante sobre el consumo de éstos por las plantas. Más aún, elementos naturalmente altos en las plantas como Cr y Ni tienden a disminuir su concentración cuando el suelo es abonado con biosólidos. No existe una clara tendencia entre grupos funcionales, pastos o hierbas, a acumular metales pesados de manera diferencial. Los metales con mayor concentración en los tejidos vegetales, tienden a acumularse principalmente a nivel de raíces, por lo cual, el riesgo ecotoxicológico debido al consumo de gramíneas es aún menor.

Las condiciones de pH neutro a alcalino de nuestros suelos, así como la abundancia de carbonatos en suelo calcáreo, parecen constituir factores críticos para conservar a niveles bajos la absorción de metales en comparación a suelos bajo otras condiciones climáticas y propiedades químicas.

La aplicación superficial de biosólidos a los suelos alcalinos, degradados, del Altiplano Potosino puede conducir al mejoramiento de las propiedades químicas de los

suelos. Generalmente los niveles de nutrientes esenciales como N y P se elevaron en el suelo y en las plantas con la tasa de aplicación.

Estos resultados sugieren que la aplicación de biosólidos a tasas tan bajas como 10.5 ton/ha pueden ser utilizadas en la rehabilitación de suelos de agostadero degradados en el Altiplano Potosino. Con ello se podría coadyuvar a la recuperación de la vegetación y por lo tanto, a reducir la erosión del suelo por factores hídricos y eólicos estacionalmente presentes en la región.

#### **6.4 Recomendaciones**

Las normas federales estadounidenses para el uso y manejo de los biosólidos prohíben el pastoreo por el ganado dentro de los 30 días posteriores a su aplicación y de los 60 días para becerros lactantes. La norma mexicana no menciona esta previsión tras la aplicación de biosólidos al suelo. En programas de aplicación de biosólidos con la finalidad de promover el crecimiento de la vegetación, esta restricción debiera cumplirse en aras de evitar la exposición a patógenos contenidos en los biosólidos frescos. Al secarse al sol y debido a los cambios de temperatura, humedad y condiciones del suelo, los patógenos mueren. Este decaimiento de patógenos ocurre más rápidamente bajo las condiciones de los suelos áridos que en climas más húmedos.

Durante la tesis, el análisis y procesamiento de la información ha sugerido un par de temas nuevos de investigación. El primero sería evaluar la forma en que el proceso de estabilización influye en el balance nitrógeno:fósforo de los biosólidos que puede incidir en la respuesta de la vegetación o de un cultivo particular. Esto podría considerarse como medida de la calidad de los biosólidos producidos y conduciría adicionalmente a un mejor aprovechamiento de sus propiedades para estimular el crecimiento de la vegetación. El segundo consiste en realizar estudios puntuales sobre el efecto de adsorción de Cr y Ni en estos suelos, a fin de dilucidar las diferencias entre la disponibilidad del metal nativo y el proveniente de los biosólidos.

Finalmente, sería recomendable, reconocer a corto o mediano plazo, los sitios más deteriorados razonablemente cercanos a las grandes urbes donde la disposición de los biosólidos constituya más que un alivio a la concentración de desechos de las plantas de

tratamiento de aguas residuales, una alternativa de reciclamiento de nutrientes y materia orgánica en los suelos.

### 6.5 Referencias

- Angers, D. y Caron, J. (1998). Plant-induced changes in soil structure: processes and feedbacks. *Biogeochem.* **42**,55–72.
- Aguilera, C. y Martínez, E. (1980). Relaciones agua-suelo, planta, atmósfera. 2ª. Ed., Patronato Universitario de la Universidad Autónoma de Chapingo, México.
- Brown, S. y Henry, C. (2001). Using biosolids for reclamation/remediation of disturbed soils. (<http://www.epa.gov/oerrpage/superfund/web/sites/cursites/c3pa/>).
- Faulkner, D. (2001). Applying Biosolids: Issues for Virginia Agriculture. USDA/Natural Resources Conservation Service.
- Fleming, G.A. (1980). Essential micronutrients I. boron and molybdenum. En: Davies, B.E. (Editor), *Applied Soil Trace Elements*, John Wiley and Sons, New York.
- Gao, Q., Peng, S.L., Zhao, P., Zeng, X.P. y Cai, X. (2003). Explanation of vegetation succession in subtropical southern China based on ecophysiological characteristics of plant species. *Tree Physiol.* **23**,641–48.
- Gao, S.; Walker, W.I.; Dahlgren, R.A. y Bold, J. (1997) Simultaneous sorption of Cd, Cu, Ni, Zn, Pb, and Cr on soils treated with Sewage Sludge Supernatant. *Water Air Soil Pollut.* (Neth.), **93**, 331.
- García, C., Roldan, A. y Hernández, T. (2005). Ability of different plant species to promote microbiological processes in semiarid soil. *Geoderma* **124**,193–202.
- Gómez-Tovar, F. (2007). Estudios de laboratorio para la evaluación de la factibilidad técnica del proceso de composteo de biosólidos y residuos lignocelulósicos. Tesis de Ingeniería, Instituto Tecnológico de Celaya, Celaya, Guanajuato.
- Han, F. y Singer, A. (2007). *Biogeochemistry of Trace Elements in Arid Environments*. Springer-Verlag, Dordrecht.
- Harrison, E. Z., McBride, M. B. y Bouldin, D. R. (1999). Land application of sewage sludges: an appraisal of the US regulations. *Int. J. Environ. Pollut.* **11**,1–36.
- Hawkes, Christine V. (2003). Nitrogen cycling mediated by biological soil crusts and arbuscular mycorrhizal fungi. *Ecol.* **84**,1553–1562.
- Maestre, F.T., Martín, N. Díez, B., López-Poma, R., Santos, F., Luque, I. y Cortina, J.(2006). Watering, fertilization, and slurry inoculation promote recovery of biological crust function in degraded soils. *Microbial Ecol.* **52**, 365-377.
- McGrath, S.P., Chang, A.C., Page, A.L. y Witter, E. (1994). Land application of sewage sludge: scientific perspectives of heavy metal loading limits in Europe and the United States. *Envir. Rev.* **2**, 108–118.
- Metcalf & Eddy, Inc. (2003). *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*. (4a. Ed.), Mc Graw Hill, Boston.



- Podlesakova, E., Nemecek, J. y Vacha, R. (2002). Critical values of trace elements in soils from the viewpoint of the transfer pathway soil–plant. *Rostlinna Vyroba*, **48**, 193-202.
- Pritchard, D.L. (2005). Phosphorus bioavailability from land-applied biosolids in southwestern Australia. Tesis doctoral, Curtin University of Technology, Australia.
- Pugnaire, F.I., Haase, P. y Puigdefabregas, J. (1996). Facilitation between higher plant species in a semiarid environment. *Ecol.* **77**,1420–26.
- Purves, D. (1985). *Trace-element Contamination of the Environment*. Elsevier, New York.
- Rostagno, C. M. y Sosebee, R. E. (2001). Biosolids application in the Chihuahuan Desert: Effects on runoff water quality. *J. Environ. Qual.* **30**, 160-170.
- SEMARNAT (2005). CNA. Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento (varios años). México, D.F.
- US EPA (1992). Technical Support Document for Land Application of Sewage Sludge, Document No. EPA-822/R0-93-001a.
- US EPA (1993). The Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge, Title 40 of the Code of Federal Regulations, Part 503.
- van Breeman, N. y Finzi, A.C. (1998). Plant-soil interactions: ecological aspects and evolutionary implications. *Biogeochem.* **42**,1–19.
- Welker, J.M., Gordon, D.R. y Rice, K.J. (1991). Capture and allocation of nitrogen by *Quercus douglasii* seedlings in competition with annual and perennial grasses. *Oecol.* **87**, 459–466.
- White, K.L.(1967). Native bunchgrass (*Stipa pulchra*) on Hastings Reservation, California. *Ecol.* **48**, 949–955.

Publicaciones generadas a partir del trabajo de tesis:

Miguel Angel Lara-Villa, Jose Luis Flores-Flores, Felipe Alatraste-Mondragón, Marcos Monroy Fernández. *Heavy metal uptake and growth of Bouteloua species in semi-arid soils amended with biosólidos*. Aceptado para publicación en *Communications in Soil Science and Plant Analysis* (2011).

Miguel Angel Lara-Villa, Jose Luis Flores-Flores, Felipe Alatraste-Mondragón, Marcos Monroy Fernández. *Biomass production and cover change of herbaceous species as affected by timing and rate of biosolids application in two shrubland communities in the southern Chihuahuan Desert*, (en preparación).