

MODIFICACIÓN DE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DE UN ESTÉRIL DE CANTERA POR LA ADICIÓN DE LODO DE DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES

M.L. Lozano Cerezo, E. Álvarez Rodríguez y M. L. Fernández Marcos

Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Santiago de Compostela. Escuela Politécnica Superior. Campus Universitario. 27002 Lugo.

Abstract: Sewage sludge was added at three different rates (40, 80 and 120 t ha⁻¹) to several mixtures of topsoil and spoil from clay mine (1:1, 2:1 and 3:1 spoil/topsoil ratio). The effects of sludge rate and spoil proportion on chemical properties of resulting materials were investigated. The mixtures were water-saturated and introduced in a chamber at controlled moisture, temperature and light intensity. Half the samples were removed from the chamber after 15 days incubation; the remainder were removed after 30 days. Total carbon, nitrogen, pH, effective cation exchange capacity (ECEC), and available nutrients were determined in the solid phase; the presence of non-crystalline materials was tested. In aqueous extracts, pH, electrical conductivity, alkaline and alkaline earth cations, sulphate, silicon and total aluminium were determined. Adding spoil to the topsoil allows to increase the volume of material available as well as to make use of a material useless by itself for plant growth. The addition of sewage sludge to mixtures topsoil/spoil was found to increase pH, ECEC, carbon and nutrients contents, mending the disadvantages caused by the spoil.

Keywords: mine spoil, sewage sludge, chemical properties.

Resumen: Se ha determinado la influencia de distintas dosis de lodo de depuradora de aguas residuales (40, 80 y 120 t/ha) y distintas proporciones de estéril 1:1, 2:1 y 3:1 (estéril/tierra vegetal) de una cantera de arcilla, añadidas a la tierra vegetal de la misma, sobre las propiedades químicas del material edáfico resultante. Las mezclas (estéril/tierra vegetal/lodo) fueron llevadas a saturación de humedad y posteriormente introducidas en una cámara en condiciones de luz, humedad y temperatura controladas. A los 15 días de incubación la mitad de las muestras fue retirada y al mes, la otra mitad. En las mezclas se determinó en la fase sólida, carbono total, nitrógeno, capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICE), pH, elementos biodisponibles y presencia de materiales no cristalinos. En extractos acuosos se determinaron, pH, conductividad eléctrica, cationes alcalino y alcalinotérreos, sulfato, silicio y Al total. El aporte del estéril aumenta el volumen de material disponible y da salida a un material que por sí solo carece de las características adecuadas para el desarrollo vegetal. La adición del lodo de una depuradora urbana a una mezcla estéril/tierra vegetal subsana los inconvenientes generados por el estéril, aumentando el pH, la CICE, el contenido de materia orgánica y de nutrientes.

Palabras clave: estéril de mina, lodo, propiedades químicas.

INTRODUCCIÓN

La utilización de lodos de depuradora de aguas residuales en la rehabilitación de canteras es una práctica habitual en algunas zonas de España como Cataluña (Alcañiz et al., 1996). En Galicia, sin embargo, no hay referencias de la utilización de estos materiales con este fin, si bien sí se aplican como enmendantes en terrenos agrícolas.

En la cantera denominada *Raposeira*, situada en el término municipal de Oleiros, se inicia en el año 1973 la explotación de arcilla por parte de la Sociedad Industrial Cerámica Rioboo S.L., esta arcilla se destina principalmente para la fabricación de materiales cerámicos. En la actualidad, estando próxima al agotamiento, se encuentra en la obligatoriedad de ser rehabilitada.

La depuradora de aguas residuales de Lorbé, situada en la zona norte del ayuntamiento de Oleiros (a 10 km de la cantera), trata aguas residuales de origen doméstico en su totalidad, para una población de unos 8.000 habitantes.

Como se pudo comprobar en un trabajo anterior (Lozano et al., 1997), la adición del lodo de depuradora urbana a una mezcla de material estéril, resultante de la explotación de arcilla, y tierra vegetal, ejerce una gran influencia como mejorante de las propiedades físicas del suelo.

Aunque el objetivo principal de la adición de lodo sea la mejora de las propiedades físicas, cabe esperar también variaciones en las propiedades químicas de los suelos enmendados. Teniendo en cuenta que los lodos con los que se trabaja son de origen rural en su totalidad, con bajos contenidos de metales pesados, no son de esperar efectos contaminantes tras su adición. En cambio, sí cabe esperar efectos positivos desde un punto de vista químico, dado el contenido en materia orgánica que presenta el lodo, que además de mejorar la estructura, podría contribuir a un aumento del pH, de la CIC y del contenido de cationes básicos.

Con este trabajo se pretende en primer término determinar la influencia de distintas

dosis de lodo y distintas proporciones de estéril, añadidas a la tierra vegetal previamente retirada, sobre las propiedades químicas del material edáfico resultante; en segundo lugar se trata de evaluar la aptitud de las mezclas como soporte vegetal e identificar los factores limitantes para el adecuado desarrollo de una vegetación.

MATERIAL Y MÉTODOS

Materiales

Se parte de dos tipos de tierra vegetal procedentes de la Cerámica Rioboo (La Coruña) que fueron retiradas antes de comenzar la extracción de arcillas, así como del estéril de la misma. El material estéril está compuesto por estratos de grava que no pueden ser utilizados en el proceso de fabricación de productos cerámicos, y que sin embargo pueden ser útiles a la hora de restaurar la cantera de arcilla.

Las características analíticas de las dos tierras vegetales, el estéril de la cantera y el lodo de depuradora se indican en la Tabla 1.

Métodos

Utilizando como material de partida el estéril de la cantera y los dos tipos de tierra vegetal, se realizaron mezclas en distintas proporciones de estéril con cada uno de las tierras vegetales, siendo dichas proporciones (en peso) de 1:1, 2:1 y 3:1 (estéril/tierra vegetal). Denominando S y B a cada uno de los dos tipos de tierra vegetal y Z al estéril, las relaciones se expresan de la forma: Z_1S_1 , Z_2S_1 , Z_3S_1 , Z_1B_1 , Z_2B_1 y Z_3B_1 . En un trabajo anterior (Lozano et al., 1997) se encontró que la adición de estéril mejora la conductividad hidráulica de la tierra vegetal.

Una vez realizadas las mezclas, se procedió a la incorporación del lodo de depuradora urbana de aguas residuales en tres dosis equivalentes a 40, 80 y 120 t/ha, referidas a peso seco.

La realización de los muestreos, determinación de la dosis de lodo y modo de incubación, han sido descritos en un artículo anterior (Lozano et al., 1997).

Tabla 1. Características analíticas de las dos tierras vegetales (S y B), el estéril de cantera (Z) y el lodo de depuradora (L)

Análisis granulométrico	S	B	Z	L
Arena (%)	40,94	35,95	68,15	
Limo (%)	36,90	39,24	11,27	
Arcilla (%)	22,18	24,80	20,57	
Materia seca (%)				21
Propiedades químicas de la fase sólida				
pH (H ₂ O)	5,71	5,84	4,70	6,6
pH (KCl)	4,95	4,95	3,90	6,3
ΔpH	0,76	0,89	0,80	0,30
C (%)	1,2	1,4	0,06	13,62
N (%)	0,076	0,076	nd	0,98
C/N	15,4	18,1	-	13,91
CICe (cmol(+) kg ⁻¹)	17,33	22,84	4,58	85,62
Ca (cmol(+) kg ⁻¹)	13,32	15,65	1,96	54,22
Mg (cmol(+) kg ⁻¹)	1,55	0,62	0,29	2,66
Na (cmol(+) kg ⁻¹)	0,28	0,34	0,25	3,22
K (cmol(+) kg ⁻¹)	2,15	0,28	6,16	25,35
Al (cmol(+) kg ⁻¹)	0,02	0,15	1,70	0,17
S (cmol(+) kg ⁻¹)	17,31	22,69	2,88	85,45
% Bases	99,90	99,33	62,85	99,80
% Al	0,10	0,67	37,15	0,20
P biodisponible Olsen (mg kg ⁻¹)	7,00	2,90	1,15	98,99
P biodisponible Mehlich III (mg kg ⁻¹)	56,98	12,53	6,55	412,9
Fase líquida				
pH	6,02	5,82	4,96	6,77
CE (ds m ⁻¹)	34,5	57,7	25,5	1006
Ca (mg L ⁻¹)	2,44	5,20	1,2	76,0
Mg (mg L ⁻¹)	0,77	0,56	0,44	12,8
Na (mg L ⁻¹)	2,50	3,63	1,25	41,2
K (mg L ⁻¹)	1,85	1,11	0,45	27,2
SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)	61,46	136,01	186,11	1096,78
Al (mg L ⁻¹)	0,16	< 0,013	0,55	0,95
Si (mg L ⁻¹)	25,03	22,86	7,98	40,4

(Z= estéril; S= tierra vegetal; B= tierra vegetal; L= lodo; nd =no detectable)

Los métodos analíticos utilizados se describen a continuación:

Las muestras de suelo secas al aire y desagregadas se tamizan por malla de 2 mm. La fracción < 2 mm es la que se utiliza para los análisis posteriores de caracterización química.

- *Determinación de los porcentajes de carbono y nitrógeno*: Se realiza mediante autoanizador CHN LECO 1000.

- *pH*: Se midieron los pH de una suspensión del suelo en agua y en una disolución de KCl 0.1 M, con relación suelo-solución 1:2,5 (Gutián y Carballas, 1976).

- *Complejo de cambio*: Los cationes de cambio se desplazaron con una disolución de NH₄Cl 1 M (Peech et al., 1947). En el extracto se determinaron Ca y Mg por espectrofotometría de absorción atómica y Na y K por espectrofotometría de

emisión de llama en un espectrofotómetro Perkin Elmer 2280. El aluminio fue analizado en el mismo extracto por espectrofotometría visible con violeta de pirocatecol (Dougan y Wilson, 1974)

La capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICE) se calculó como la suma de las bases de cambio más el aluminio de cambio (Kamprath, 1970)

- *Ca y Mg biodisponibles*: determinación realizada mediante la utilización del extracto Mehlich 3 (Buondonno et al., 1992). En el extracto se mide Ca y Mg por espectrofotometría de absorción atómica de llama, con espectrofotómetro Perkin Elmer 2280.

- *Fósforo asimilable*: Se determinó por extracción con una disolución de NaHCO_3 0,5 M tamponada a pH 8.5. La cuantificación del fósforo en el extracto se realiza por espectrofotometría visible con molibdato amónico, (Olsen y Sommers, 1982).

Alternativamente se estimó el fósforo asimilable mediante extracción con el reactivo Mehlich 3 (Mehlich, 1984). La cuantificación del fósforo en el extracto se realiza por espectrofotometría visible como en el caso anterior.

- *Test de fluoruro (Fieldes y Perrot, 1966)*: medida del pH de una suspensión de suelo en una disolución de NaF (50 g L⁻¹ y pH entre 7,1 y 8,2) con una relación suelo:disolución 1:50. La medida del pH se realiza a los 2 y a los 60 minutos de preparada la suspensión. Este test permite detectar la presencia de componentes no cristalinos de tipo alófono que actúan como fuertes fijadores de P.

Fase líquida:

Debido a la dificultad que plantea la obtención de la verdadera disolución del suelo en estos materiales, se utilizó como método alternativo la preparación de extractos suelo:agua en relación 1:10 (peso/volumen), con tres días de contacto, al haberse obtenido buenas correlaciones para los principales parámetros determinados en la fase líquida obtenida por este

método y en la disolución desplazada según Adams (1974) (Álvarez y Monterroso, 1992).

En la fase líquida del suelo filtrada a través de filtro de membrana de 0,45 µm de diámetro de poro, se realizaron las siguientes determinaciones:

- *pH*: El pH en la fase líquida del suelo se determinó potenciométricamente con electrodo combinado de pH.

- *Conductividad eléctrica*: Con conductivímetro, CRISON MICRO CM 2202..

- *Ca y Mg*: Por espectrofotometría de absorción atómica de llama, con espectrofotómetro Perkin Elmer 2280.

- *Na y K*: Por espectrofotometría de emisión atómica de llama, con espectrofotómetro Perkin Elmer 2280.

- *Sulfato*: Mediante una turbidimetría tras precipitación con BaCl_2 (Bardseley y Lancaster, 1960).

- *Si*: Se determinó por espectrofotometría visible del complejo sílicomolibdico.

- *Al total*: El Al se determinó por espectrofotometría visible con violeta de pirocatecol (Dougan y Wilson, 1974).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos de los análisis de las mezclas (estéril/sustrato/lodo) tras 15 y 30 días de incubación se muestran en las Tablas 2, 3 y 4.

El **C total** (Figura 1) aumenta claramente con la dosis de lodo, disminuyendo, en general, con el tiempo de incubación y con las proporciones de estéril más altas. La disminución del contenido de C con el tiempo de incubación se relaciona con procesos de mineralización de la materia orgánica. Los bajos contenidos de C para las dosis altas de estéril derivan del bajísimo contenido de C en el estéril.

Con respecto al **nitrógeno** (Figura 1) se puede observar que para los dos sustratos el contenido de nitrógeno se hace mayor cuanto mayor es la dosis de lodo aplicada. Se aprecia

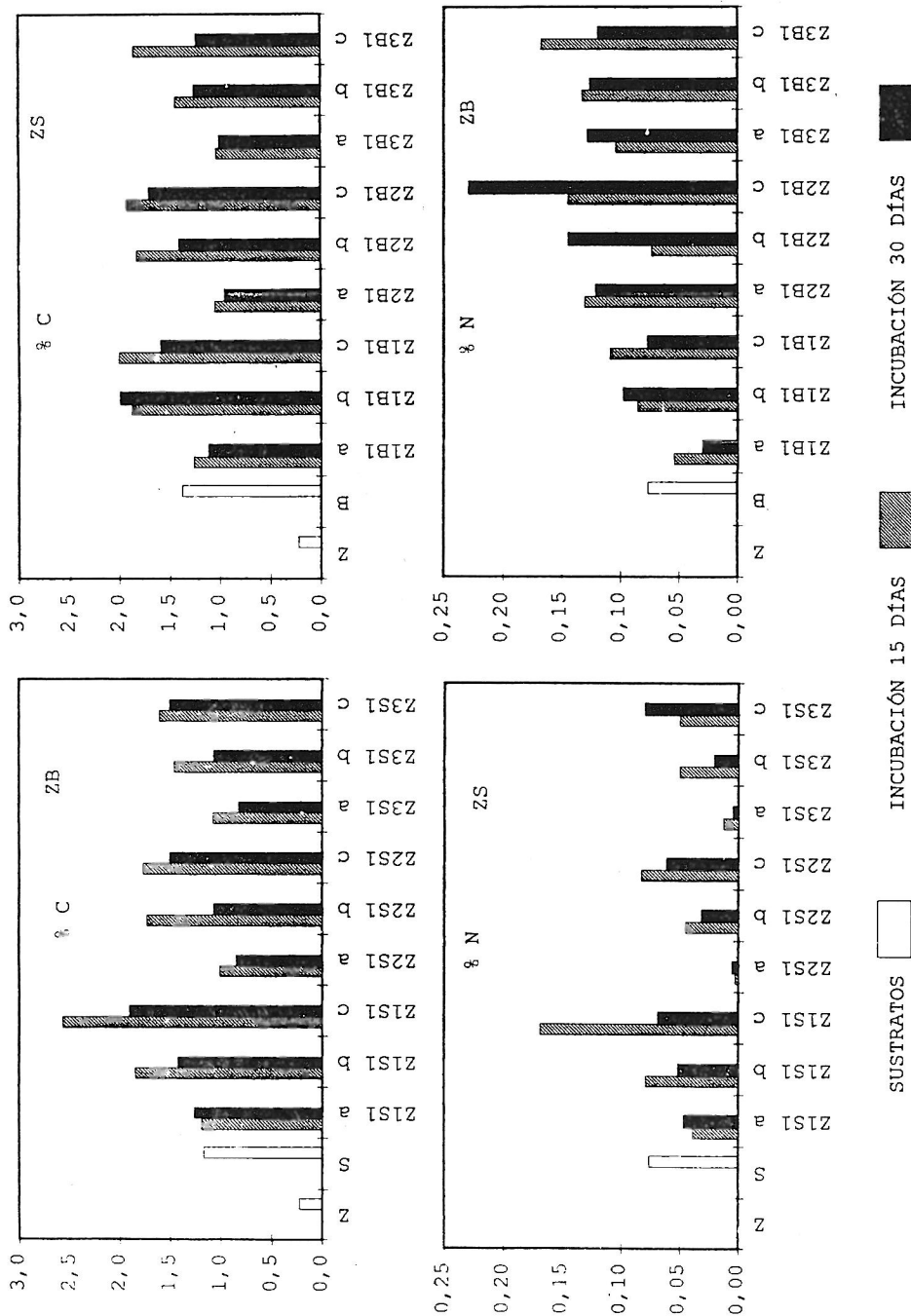


Figura 1. Contenidos de C total en las mezclas con lodo tras 15 y 30 días de incubación (porcentajes referidos a tierra fina). (Z= estéril; S= sustrato; B= sustrato; a= 40 t de lodo por ha; b= 80 t de lodo por ha; c= 120 t de lodo por ha; los números en las muestras indican las proporciones)

una disminución, en el caso de las mezclas en las que se usa el sustrato S, del contenido de nitrógeno al aumentar el tiempo de incubación. En este caso, de ZS, cuando las dosis de estéril son altas y la concentración de nitrógeno es baja, esta tendencia a la disminución del contenido de nitrógeno con el tiempo es menos evidente. En el caso del sustrato B utilizado en las mezclas, la evolución del contenido de N con el tiempo de incubación es menos definida.

Las pérdidas de N, paralelas a las pérdidas de C, dan lugar a que la **relación C/N** no presente una tendencia clara de evolución, en contra de lo que podría esperarse. Si bien debe haber una cierta inmovilización de nitrógeno en la biomasa microbiana, las pérdidas netas de este elemento parecen evidenciar procesos de volatilización del mismo, posiblemente como consecuencia de condiciones locales de anaerobiosis durante la incubación. Hay que tener en cuenta que en el campo las pérdidas de N por lixiviación se sumarían a las observadas en el ensayo de laboratorio.

El **pH en agua** (Tabla 2) varía en primer lugar con la proporción estéril/tierra vegetal, lo que es de esperar teniendo en cuenta los pH en agua del estéril (4,52) y las tierras vegetales (5,71 y 5,34). En segundo lugar, el pH aumenta con la dosis de lodo, lo que también es de esperar dado que el pH en agua del lodo es 6,6. Este hecho refleja el carácter de encalante moderado del lodo en suelos ácidos, lo que supone una ventaja adicional de esta enmienda cuyo principal objetivo es la mejora de las propiedades físicas. Por último se aprecia en general una ligera disminución del pH con el tiempo de incubación, atribuible a la liberación de CO₂ producida en la mineralización de la materia orgánica.

El **pH en KCl** (Tabla 2) varía con la proporción de estéril, dosis de lodo y tiempo de incubación de forma similar al pH en agua, si bien el aumento con la dosis de lodo es en general más notable en el caso del pH-KCl.

Estudiando el ΔpH ($\Delta\text{pH} = \text{pH}(\text{H}_2\text{O}) - \text{pH}(\text{KCl})$) se observa que los valores de ΔpH en las

muestras incubadas con lodo (Tabla 2) son bajas en relación con estos valores para los materiales iniciales (Tabla 1), hecho que está de acuerdo con el descenso de la concentración de cationes ácidos en el complejo de cambio tras la adición de lodo, que se discute más adelante.

La capacidad de intercambio catiónico efectiva de las mezclas estéril/tierra vegetal (Figura 2 y Tabla 3), tras la adición de lodo mantiene valores próximos a los de las tierras vegetales, ya que en la mezcla, el estéril aporta una baja CICE que es compensada con la incorporación de lodo de depuradora.

Hay que destacar un aumento de la CICE con la dosis de lodo, medida a los 15 días de incubación. Este aumento resulta en parte de la alta CICE del lodo. Al mismo tiempo el incremento del pH producido por la adición de lodo, contribuye al aumento de la CICE, habida cuenta de la presencia de cargas variables.

Los valores de CICE a los 30 días de incubación siguen manteniendo la tendencia de aumento con la dosis. Se aprecia en algunos casos un descenso respecto a los resultados obtenidos en 15 días. Esta disminución de la CICE con el tiempo se atribuye a la mineralización de la materia orgánica, que puede originar una disminución de la carga superficial de un modo directo, al disminuir la materia orgánica coloidal, o indirecto, por disminución del pH. El aumento de la CICE que se observa en otros casos podría deberse a una evolución de materia orgánica no coloidal hacia formas coloidales (proceso de humificación).

Atendiendo a las distintas proporciones de estéril en la mezcla, se ve que al aumentar esta proporción baja claramente la CICE.

El catión básico dominante es el Ca, seguido de K, Mg y Na por este orden (Tabla 3).

En el 100% de las mezclas con lodo se obtienen valores de Ca superiores a 8 cmol(+)kg⁻¹. Se considera que un suelo es deficiente en Ca para el desarrollo vegetal cuando el contenido de este elemento en el complejo de cambio es inferior a 1,5 cmol(+)kg⁻¹ (Calvo de Anta et al., 1992). El aporte de lodo provoca un incremento

del contenido de Ca, que va aumentando con la dosis aplicada, experimentando con frecuencia una ligera pérdida con el tiempo. Esta pérdida debe atribuirse a inmovilización en la biomasa microbiana, mientras que el aumento que se observa en algunos casos se atribuiría a liberación por mineralización del lodo.

En el 81% de las mezclas con lodo, los valores de Mg en el complejo de cambio son superiores a 0,4 cmol(+)kg⁻¹ (Tabla 3), valor considerado como límite para el establecimiento vegetal (Calvo de Anta et al., 1992). Los casos de déficit de magnesio se presentan en mezclas del sustrato B, relativamente pobre en Mg de

Tabla 2: Resultados obtenidos de los análisis de la fase sólida de las mezclas (estéril/sustrato/lodo) tras 15 y 30 días de incubación.

MUESTRAS	C (%)	N (%)	C/N	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	ΔpH	pH (NaF)		P (Olsen)	P (Mehlich)
							2'	60'	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹
INCUBACIÓN 15 DÍAS										
Z ₁ S ₁ a	1.19	0.04	30.56	6.04	5.44	0.60	8.53	8.65	12.68	82.46
Z ₁ S ₁ b	1.85	0.08	23.43	6.19	5.83	0.36	8.46	8.62	16.46	101.39
Z ₁ S ₁ c	2.57	0.17	15.23	6.20	5.89	0.31	8.58	8.69	18.30	159.33
Z ₂ S ₁ a	1.01	0.00	337.33	5.94	5.49	0.45	8.49	8.84	12.28	55.59
Z ₂ S ₁ b	1.74	0.05	38.60	6.08	5.72	0.36	8.57	8.70	13.94	85.12
Z ₂ S ₁ c	1.77	0.08	21.32	6.18	5.92	0.26	8.29	8.81	18.51	126.99
Z ₃ S ₁ a	1.08	0.01	83.00	5.91	5.39	0.52	8.30	8.79	14.78	55.03
Z ₃ S ₁ b	1.47	0.05	29.34	6.07	5.85	0.22	8.35	8.83	15.44	128.71
Z ₃ S ₁ c	1.61	0.05	32.28	6.21	5.91	0.30	8.40	8.85	16.28	128.93
Z ₁ B ₁ a	1.27	0.05	23.42	5.95	5.47	0.48	8.38	8.87	12.05	55.03
Z ₁ B ₁ b	1.88	0.09	22.08	6.10	5.62	0.48	8.40	8.85	15.09	69.78
Z ₁ B ₁ c	2.00	0.11	18.38	6.15	5.71	0.44	8.48	8.95	15.15	134.97
Z ₂ B ₁ a	1.05	0.13	8.04	5.95	5.31	0.64	8.49	8.96	11.45	44.26
Z ₂ B ₁ b	1.83	0.07	25.05	6.09	5.60	0.49	8.45	8.89	14.13	141.87
Z ₂ B ₁ c	1.93	0.15	10.63	6.01	5.59	0.42	8.47	8.93	11.61	80.69
Z ₃ B ₁ a	1.04	0.10	10.00	5.84	5.14	0.70	8.50	8.92	10.43	50.71
Z ₃ B ₁ b	1.45	0.13	10.91	5.94	5.52	0.42	8.55	8.98	13.62	72.90
Z ₃ B ₁ c	1.86	0.17	11.05	6.09	5.65	0.44	8.42	8.85	17.45	98.29
INCUBACIÓN 30 DÍAS										
Z ₁ S ₁ a	1.27	0.05	27.52	5.85	5.41	0.44	8.56	8.66	15.80	59.24
Z ₁ S ₁ b	1.43	0.05	28.06	6.21	5.60	0.61	8.53	8.61	21.32	108.27
Z ₁ S ₁ c	1.91	0.07	28.06	6.06	5.75	0.31	8.54	8.67	24.26	127.17
Z ₂ S ₁ a	0.85	0.01	170.60	5.73	5.31	0.42	8.12	8.77	13.05	52.09
Z ₂ S ₁ b	1.07	0.03	34.64	5.87	5.66	0.21	8.56	8.68	17.34	114.23
Z ₂ S ₁ c	1.51	0.06	21.32	6.11	5.82	0.29	8.20	8.80	22.37	129.21
Z ₃ S ₁ a	0.83	0.00	207.25	5.76	5.32	0.44	8.33	8.81	15.61	58.79
Z ₃ S ₁ b	1.07	0.02	53.55	5.90	5.59	0.31	8.32	8.80	19.85	107.95
Z ₃ S ₁ c	1.51	0.08	19.14	6.02	5.75	0.27	8.41	8.86	24.76	146.52
Z ₁ B ₁ a	1.11	0.03	38.27	5.8	5.29	0.51	8.35	8.83	11.77	42.36
Z ₁ B ₁ b	1.99	0.10	20.52	5.91	5.45	0.46	8.40	8.89	18.44	104.42
Z ₁ B ₁ c	1.59	0.08	20.89	5.94	5.61	0.33	8.34	8.85	18.63	99.35
Z ₂ B ₁ a	0.95	0.12	7.85	5.80	5.20	0.60	8.46	8.91	10.33	39.29
Z ₂ B ₁ b	1.40	0.14	9.71	5.89	5.53	0.36	8.41	8.90	18.00	108.68
Z ₂ B ₁ c	1.70	0.23	9.54	6.10	5.58	0.52	8.43	8.92	18.69	121.30
Z ₃ B ₁ a	1.00	0.13	10.14	5.73	5.36	0.37	8.46	8.84	11.88	67.57
Z ₃ B ₁ b	1.25	0.13	9.95	5.65	5.16	0.49	8.46	8.88	9.58	62.02
Z ₃ B ₁ c	1.23	0.12	10.36	5.94	5.56	0.38	8.44	8.90	16.51	104.21

(Z = estéril; S = tierra vegetal; B = tierra vegetal; a = 40 t de lodo por ha; b = 80 t de lodo por ha; c = 120 t de lodo por ha; los subíndices indican las proporciones).

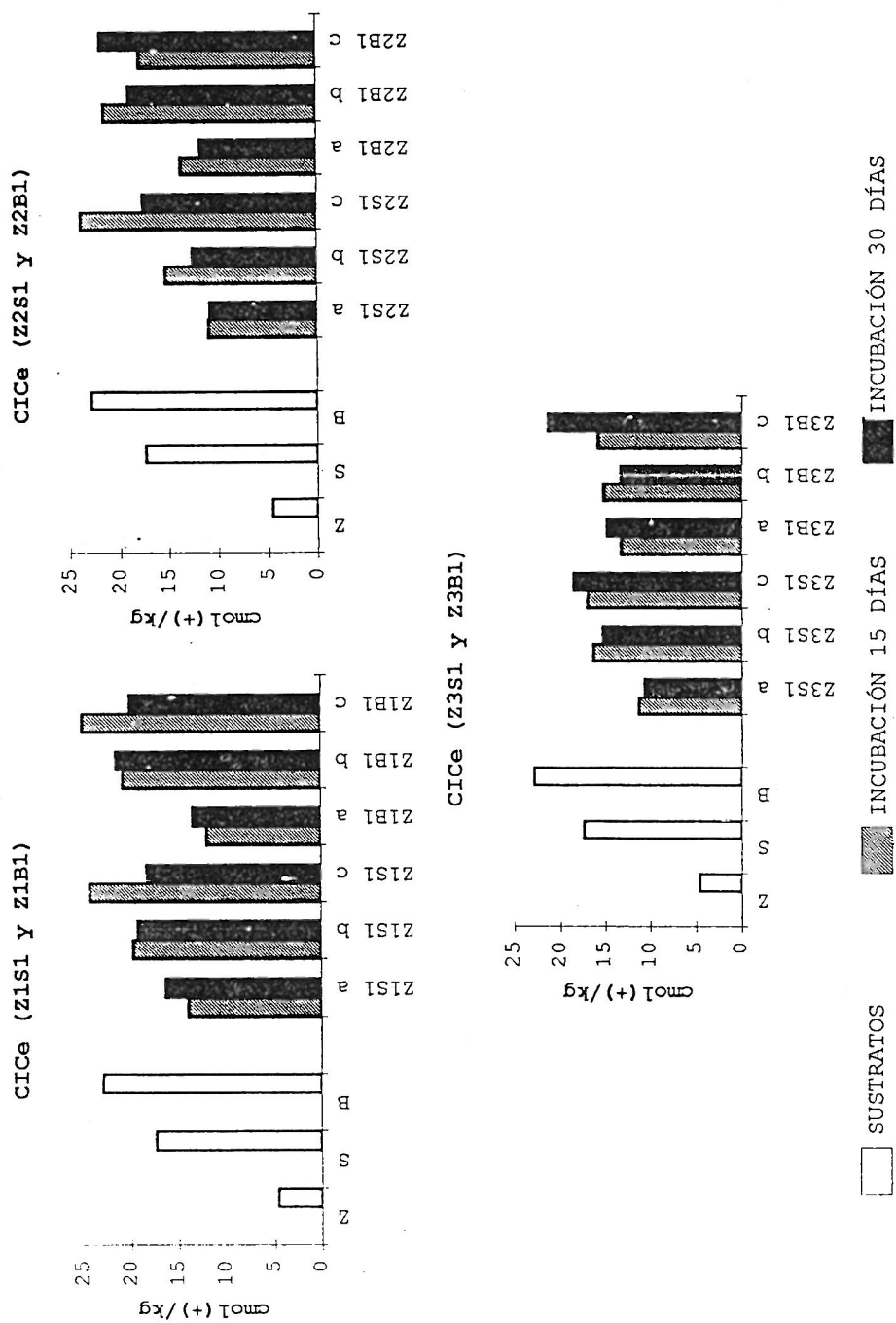


Figura 2. CICE en las mezclas con lodo tras 15 y 30 días de incubación (porcentajes referidos a tierra fina). (Z= estéril; S= sustrato; B= sustrato; a= 40 t de lodo por ha; b= 80 t de lodo por ha; c= 120 t de lodo por ha; los números en las muestras indican las proporciones)

Tabla 3: Resultados obtenidos del análisis del complejo de cambio catiónico y elementos biodisponibles de las mezclas (estéril/sustrato/lodo) tras 15 y 30 días de incubación.

MUESTRAS	NH ₄ Cl									Biodisponibles	
	Ca	Mg	Na	K	Σ Bases	Al	CICe	Ca/Mg	%Al	Ca	Mg
	cmol (+) kg ⁻¹									mg kg ⁻¹	
INCUBACIÓN 15 DÍAS											
Z ₁ S ₁ a	10,320	0,958	0,186	2,433	13,90	0,00	13,90	10,77	0,00	642,90	116,52
Z ₁ S ₁ b	15,667	1,082	0,313	2,553	19,62	0,00	19,62	14,48	0,00	839,10	107,26
Z ₁ S ₁ c	18,787	1,165	0,364	3,864	24,18	0,00	24,18	16,13	0,00	1353,50	153,00
Z ₂ S ₁ a	8,637	0,627	0,241	1,311	10,82	0,06	10,88	13,78	0,55	380,30	83,64
Z ₂ S ₁ b	11,849	0,664	0,239	2,455	15,21	0,03	15,24	17,84	0,20	539,30	110,94
Z ₂ S ₁ c	13,281	0,699	0,300	9,536	23,82	0,04	23,86	19,00	0,17	864,20	124,80
Z ₃ S ₁ a	8,534	0,636	0,185	1,791	11,15	0,06	11,21	13,42	0,57	231,30	93,96
Z ₃ S ₁ b	12,528	0,597	0,453	2,696	16,27	0,01	16,28	20,98	0,09	758,80	102,00
Z ₃ S ₁ c	13,954	0,658	0,292	2,066	16,97	0,00	16,97	21,21	0,00	839,60	103,32
Z ₁ B ₁ a	10,275	0,481	0,206	0,814	11,78	0,06	11,84	21,35	0,48	819,40	76,78
Z ₁ B ₁ b	15,552	0,498	0,246	4,294	20,59	0,04	20,63	31,27	0,19	758,50	85,53
Z ₁ B ₁ c	20,088	0,596	0,371	3,824	24,88	0,01	24,89	33,70	0,04	1613,90	108,73
Z ₂ B ₁ a	11,100	0,333	0,205	1,958	13,60	0,03	13,63	33,33	0,19	660,00	61,57
Z ₂ B ₁ b	16,471	0,363	0,276	4,396	21,51	0,00	21,51	45,37	0,00	1194,60	69,29
Z ₂ B ₁ c	13,731	0,669	0,220	3,253	17,87	0,01	17,88	20,52	0,03	711,10	49,66
Z ₃ B ₁ a	9,701	0,221	0,175	3,073	13,17	0,04	13,21	43,90	0,29	1444,40	54,59
Z ₃ B ₁ b	12,955	0,578	0,176	1,411	15,12	0,02	15,14	22,41	0,13	2054,10	67,15
Z ₃ B ₁ c	13,262	0,631	0,438	1,420	15,75	0,04	15,79	21,02	0,27	862,10	69,37
INCUBACIÓN 30 DÍAS											
Z ₁ S ₁ a	9,594	0,882	0,406	5,2638	16,15	0,06	16,21	10,88	0,34	163,70	80,52
Z ₁ S ₁ b	14,765	0,923	0,180	3,298	19,17	0,03	19,20	16,00	0,13	419,60	121,44
Z ₁ S ₁ c	14,668	0,868	0,273	2,375	18,18	0,00	18,18	16,90	0,00	90,00	148,74
Z ₂ S ₁ a	8,265	0,656	0,147	1,620	10,69	0,03	10,72	12,60	0,29	322,40	118,68
Z ₂ S ₁ b	9,865	0,415	0,191	2,023	12,49	0,00	12,49	23,77	0,00	238,20	81,00
Z ₂ S ₁ c	14,151	0,692	0,306	2,365	17,52	0,01	17,53	20,45	0,08	387,50	109,26
Z ₃ S ₁ a	8,380	0,580	0,140	1,506	10,61	0,01	10,62	14,45	0,08	216,60	79,74
Z ₃ S ₁ b	11,932	0,591	0,241	2,457	15,22	0,01	15,23	20,19	0,09	196,10	92,82
Z ₃ S ₁ c	14,751	0,631	0,268	2,852	18,50	0,00	18,50	23,38	0,02	640,40	98,51
Z ₁ B ₁ a	11,195	0,496	0,184	1,402	13,28	0,04	13,32	22,57	0,27	750,40	79,78
Z ₁ B ₁ b	17,029	0,462	0,266	3,625	21,38	0,00	21,38	36,86	0,00	375,80	103,44
Z ₁ B ₁ c	16,471	0,486	0,277	2,662	19,90	0,02	19,92	33,89	0,11	844,70	91,96
Z ₂ B ₁ a	10,432	0,365	0,226	0,602	11,63	0,05	11,68	28,58	0,41	573,80	65,98
Z ₂ B ₁ b	15,173	0,295	0,253	3,264	18,99	0,01	19,00	51,43	0,04	744,90	66,09
Z ₂ B ₁ c	16,924	0,331	0,311	4,268	21,83	0,01	21,84	51,13	0,04	216,70	133,17
Z ₃ B ₁ a	10,399	0,264	0,194	3,820	14,68	0,08	14,76	39,39	0,55	519,60	41,30
Z ₃ B ₁ b	10,923	0,550	0,217	1,588	13,28	0,00	13,28	19,86	0,00	72,50	56,02
Z ₃ B ₁ c	14,475	0,356	0,223	6,255	21,31	0,04	21,35	40,66	0,21	493,40	72,44

(Z = estéril; S = tierra vegetal; B = tierra vegetal; a = 40 t de lodo por ha; b = 80 t de lodo por ha; c = 120 t de lodo por ha; los subíndices indican las proporciones).

cambio, con las dos dosis más altas de estéril. El Mg presenta una tendencia similar al Ca a aumentar con la dosis y disminuir con el tiempo. La tendencia a la disminución con el tiempo de incubación es más definida que en el caso del Ca, atribuyéndose igualmente a inmovilización en la biomasa microbiana.

Las relaciones **Ca/Mg** encontradas para

las mezclas estudiadas (Tabla 3) indican que no son de esperar efectos antagonicos para la absorción de ninguno de estos dos elementos salvo para las mezclas Z₂B₁b y Z₂B₁c (con 80 y 120 t. ha⁻¹ de dosis de lodo respectivamente y 30 días de incubación), que presentan relaciones Ca/Mg de 51,43 y 51,13, respectivamente, indicadoras de déficit relativo de magnesio; se

trata de muestras que presentan al mismo tiempo déficit absoluto de magnesio.

Aunque para el **Na** no se puede hablar de límites carenciales, el suelo puede presentar problemas por exceso de Na en posiciones de cambio, por limitar la absorción de algunos elementos nutritivos y por inducir propiedades desfavorables para la estructura del suelo. Puede existir este riesgo cuando el porcentaje de Na en relación a la suma de cationes básicos del complejo de cambio supera el 15%. En ninguno de los casos de las muestras estudiadas han aparecido valores superiores al 15%, sino muy alejados, como ocurre en todos los suelos naturales de Galicia.

Se mantiene la tendencia del aumento de Na con la dosis de lodo y de una ligera disminución del mismo con el transcurso del tiempo (Tabla 3).

El **K** de cambio presenta un amplio rango de valores (Tabla 3). Se puede hablar de un ligero aumento con la dosis de lodo, aunque con muy poca diferencia entre dosis. El motivo de esta tendencia poco definida puede ser una fijación por vermiculitas hidroxialumínicas del K aportado, pasando a posiciones no cambiables (Macías et al., 1992).

El 100% de las mezclas con lodo presentan un contenido de potasio mayor de $1 \text{ cmol}(+) \text{ kg}^{-1}$, siendo $0,2 \text{ cmol}(+) \text{ kg}^{-1}$ el valor considerado como limitante para el establecimiento vegetal (Sanchez et al., 1982).

Los porcentajes de saturación en bases (Tabla 3) son en todos los suelos incubados con lodo próximos al 100%.

El rango general observado para el aluminio de cambio es de $3,69 \cdot 10^{-3}$ a $0,0814 \text{ cmol}(+) \text{ kg}^{-1}$ (Tabla 3), para las mezclas estéril/tierra vegetal que recibieron dosis de 120 toneladas de lodo por hectárea y 40 toneladas de lodo por hectárea respectivamente. El descenso del contenido de aluminio de cambio va paralelo al aumento del pH. Por ello, a mayor dosis de lodo las mezclas presentan un menor porcentaje de aluminio de cambio.

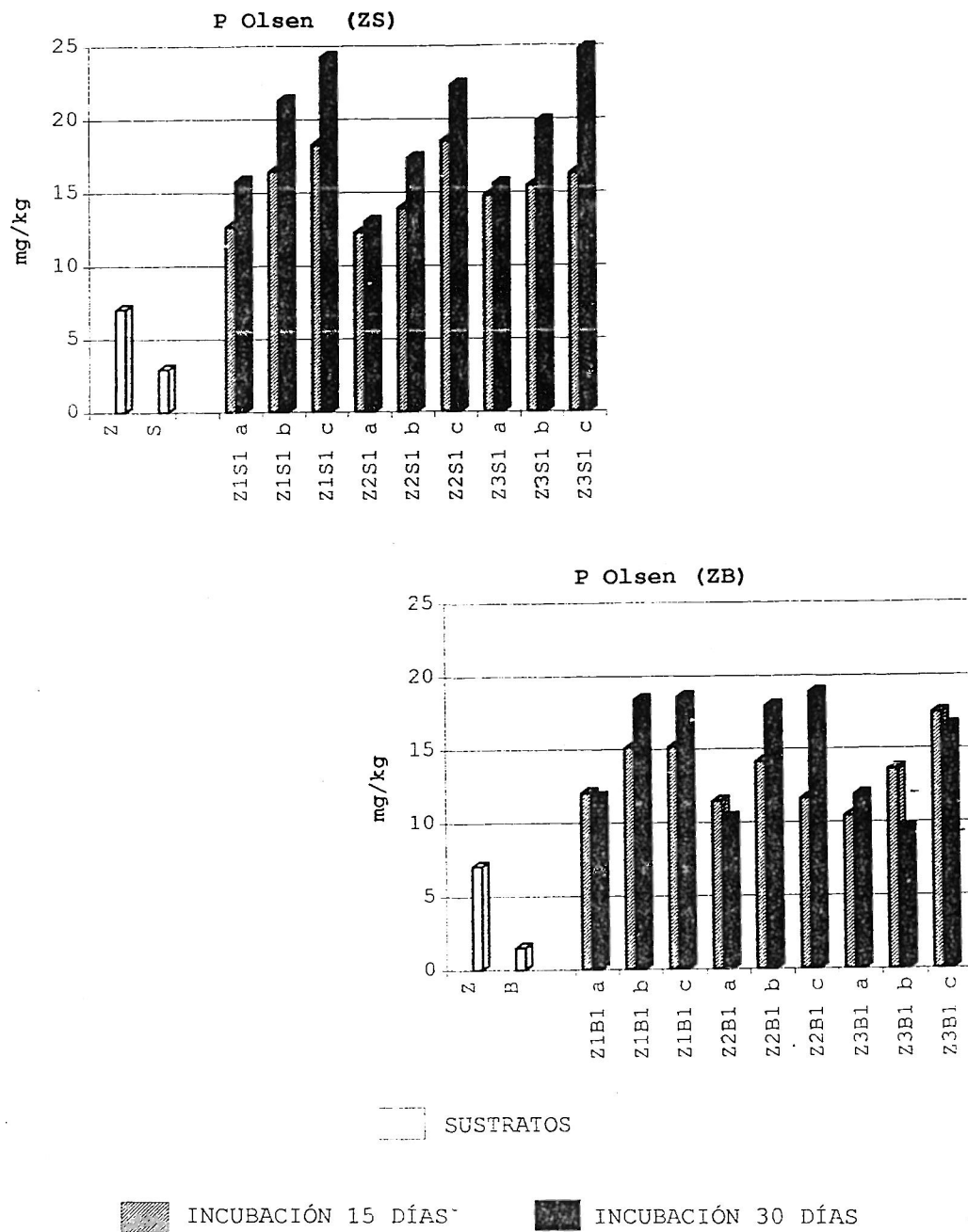
En ningún caso se supera el 1% de satura-

ción por **Al** (Tabla 3), siendo de 20% el considerado como el máximo aceptable para la producción de pratenses y de los cultivos tradicionales de Galicia (Mombiela y Mateo, 1984; Mosquera, 1987), problema que sí se presentaría en el estéril pero no en la tierra vegetal (incluso antes de la adición del lodo).

Los resultados obtenidos de **fósforo disponible Olsen** (Figura 3 y Tabla 1), presentan en las mezclas con lodo valores comprendidos entre 10 y 25 mg kg^{-1} , siempre dentro de los rangos considerados como medios y altos. Se distingue un aumento claro de la concentración de fósforo con la dosis de lodo, y, al mismo tiempo, se aprecia en general un aumento con el transcurso del tiempo de incubación, el cual puede ser debido a la mineralización, pasando las formas de fósforo no asimilables a formas asimilables.

Los valores de **P extraído con el reactivo Mehlich 3** (Tabla 1) varían entre 42,36 y $146,52 \text{ mg kg}^{-1}$, observándose un aumento con la dosis de lodo, al igual que sucedía con el P extraído por NaHCO_3 . Sin embargo, el aumento de su concentración con el transcurso del tiempo de incubación no se mantiene como tendencia general, observándose en varios casos una disminución del P Mehlich 3 entre 15 y 30 días de incubación. Esto podría deberse a que el reactivo Mehlich 3, siendo un extractante más agresivo que el reactivo Olsen, es capaz de extraer formas de fósforo no extraíbles por el Olsen a los 15 días, pero que evolucionan hacia formas extraíbles por Olsen tras otros 15 días de incubación; por el contrario, algunas formas extraídas por el reactivo Mehlich 3 evolucionarían con el tiempo hacia formas no extraíbles por este mismo reactivo. Esto indica que ambos reactivos extraen diferentes formas de fósforo. Los valores obtenidos con el reactivo Mehlich 3 han sido siempre superiores a los obtenidos con el método Olsen. Cabe destacar que, si bien los niveles de P Mehlich 3 (Sims, 1989) son en prácticamente todos los casos *medios* o *altos*, lo mismo que para el P Olsen, el nivel *alto* se produce con mucha mayor frecuencia en el P

Figura 3. Concentraciones de P biodisponible (Olsen) en las mezclas con lodo tras 15 y 30 días de incubación (porcentajes referidos a tierra fina). (Z= estéril; S= sustrato; B= sustrato; a= 40 t de lodo por ha; b= 80 t de lodo por ha; c= 120 t de lodo por ha; los números en las muestras indican las proporciones)



Mehlich 3. Las muestras que presentan un nivel *medio* según el método Olsen y *alto* según Mehlich 3, corresponden en la mayor parte de los casos a la incubación de 15 días.

En la Tabla 4 se presentan los coeficientes de correlación y las ecuaciones de regresión entre los valores de fósforo asimilable Olsen y Mehlich 3 para las mezclas con las dos tierras vegetales y los dos tiempos de incubación.

La mejora de la correlación con el tiempo de incubación se atribuye a la razón apuntada anteriormente de que formas no extraíbles por el reactivo Olsen pero sí por el Mehlich 3 (presumiblemente formas de fósforo orgánico lábil) evolucionan hacia formas extraíbles por Olsen con el tiempo de incubación.

Existe una buena correlación entre ambos métodos (Figura 4), si bien este hecho debe ser atribuido en gran medida a la homogeneidad de las muestras estudiadas.

Los resultados de la aplicación del **test de fluoruro** (Fielde y Perrot, 1966) a las mezclas con el lodo son negativos en todos los casos, lo que indica ausencia de formas no cristalinas de Al susceptibles de fijar fosfatos. Esta baja capacidad de fijación de fósforo encontrada en todas las mezclas con lodo, puede derivar en un alto aprovechamiento del fósforo aplicado con este enmendante.

En el 78% de las muestras (mezclas de estéril y tierra vegetal más fango) los niveles de **Ca biodisponible** (Sims, 1989) (Tabla 3) se encuentran dentro de los rangos medio y alto.

Teniendo en cuenta que los materiales de partida tenían, para el caso de la tierra vegetal, niveles altos para S y muy bajos para B, y que en el caso del estéril ni siquiera fueron apreciables, el incremento en la disponibilidad de este elemento ha sido muy considerable.

En el 67% de las muestras estudiadas los niveles de **Mg biodisponible** (Sims, 1989) (Tabla 3) pertenecen al rango considerado como alto y, teniendo en cuenta que las muestras originales del estéril sin mezclar tenían niveles considerados como muy bajos (4,43 mg.kg⁻¹) (aunque en las tierras vegetales los niveles eran altos), el incremento de la concentración de magnesio biodisponible ha sido, al igual que en el caso del calcio, considerable.

Los contenidos de Ca y Mg biodisponibles en las mezclas, a los 15 días de incubación, aumentan paralelamente a la dosis de lodo aportada. Con el transcurso del tiempo la biodisponibilidad de estos elementos desciende en la mayor parte de los casos, aunque siempre manteniéndose niveles altos en el caso del magnesio y en algunos casos bajos para el calcio. Este descenso de Ca y Mg disponibles con el tiempo de incubación debe atribuirse a inmovilización de estos elementos en la biomasa microbiana. En algunos casos se observan aumentos, que se atribuyen a liberación por mineralización. La variabilidad de la evolución con el tiempo de los contenidos de Ca y Mg biodisponibles se debe a que el efecto de la dosis de lodo a los 30 días de incubación sea menos definido que a los 15 días.

Tabla 4. Correlación y ecuaciones de regresión entre P Olsen y P Mehlich 3 para las distintas mezclas con lodo

Ecuaciones de regresión lineal			
ZS		ZB	
15 días	30 días	15 días	30 días
$y=13,128x-99,668$	$y=7,785x-50,443$	$y=9,4965x-44,482$	$y=7,244x-24,617$
$R^2=0,6579$	$R^2=0,851$	$R^2=0,3654$	$R^2=0,8533$

ZS=mezclas estéril + tierra vegetal (S) con distintas dosis de lodo; ZB=mezclas estéril + tierra vegetal (B) con distintas dosis de lodo; y= contenido en fósforo extraído con Mehlich 3; x= contenido en fósforo extraído con Olsen.

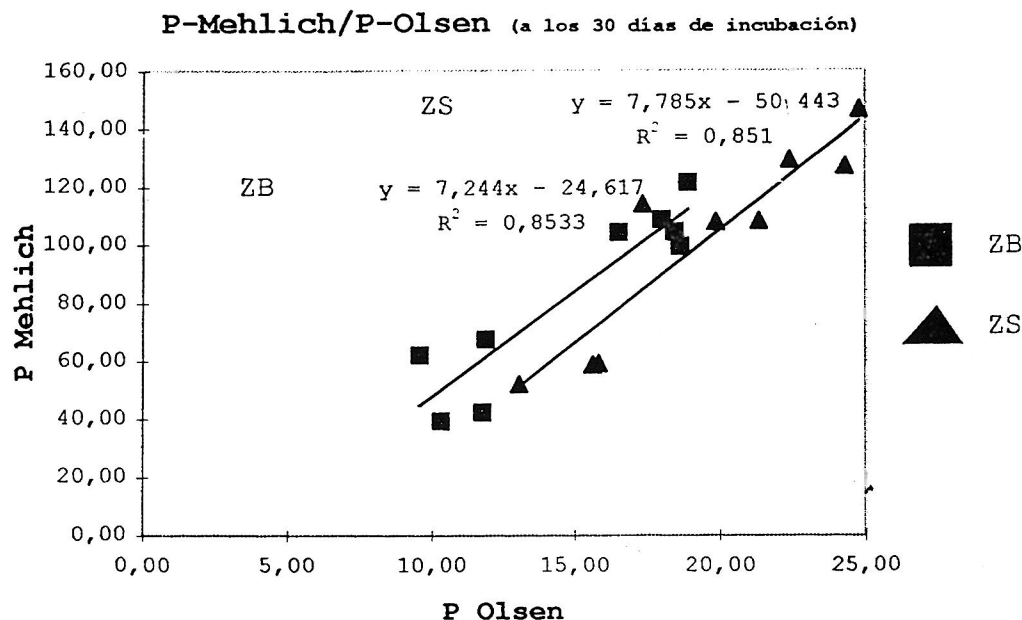


Figura 4. Correlación y ecuaciones de regresión entre P Olsen y P Mehlich 3 para las mezclas con lodo a los 30 días de incubación.

Fase líquida del suelo

El pH de los extractos acuosos 1:10 (Tabla 5) presenta en general una tendencia paralela (aunque no tan clara) a la descrita para el pH en agua y en KCl determinados en la fracción sólida, con los que presenta correlaciones definidas por coeficientes de regresión de 0,91 y 0,82, respectivamente. Se hacen, por tanto, extensibles a este apartado las consideraciones realizadas para el pH-H₂O y el pH-KCl, referentes a las diferencias de pH encontradas entre las distintas mezclas con lodo. Estas diferencias eran atribuidas, principalmente, a un aumento del pH con el aporte del lodo, un descenso en el transcurso del tiempo por mineralización de la materia orgánica, con liberación de CO₂ y a una escasa influencia del estéril frente a un mayor influencia del lodo (a pesar de ser un fango con pH relativamente bajo).

Cabe señalar, sin embargo, que el rango de variación del pH de los extractos acuosos es

más amplio que el medido en la fracción sólida, variando en la fracción líquida entre 6,47 y 7,51, mientras la variación de pH en H₂O es de 5,65-6,21 y en KCl de 5,14-5,92.

Se puede señalar que el pH de los extractos tiende a ser más alto que el medido en la fracción sólida, tanto en las incubaciones a los 15 como a los 30 días, lo que coincide con otros resultados obtenidos en suelos naturales de Galicia.

La conductividad eléctrica de los extractos acuosos (Tabla 5) de las mezclas varía entre 81 dS m⁻¹ y máximo de 326 dS m⁻¹. Se observa, de forma casi general, que la disolución presenta mayor conductividad en las mezclas con lodo a los 15 días que a los 30 días de incubación. Este dato parece apuntar a un predominio de la inmovilización de nutrientes en la biomasa microbiana sobre las mineralizaciones de materia orgánica en las fases iniciales de evolución de las mezclas.

Los valores de conductividad eléctrica

Tabla 5: Resultados obtenidos del análisis del extracto acuoso 1:10 de las mezclas (estéril/sustrato/lodo) tras 15 y 30 días de incubación.

MUESTRA	pH	CE dS m ⁻¹	Ca	Mg	Na	K	SO ₄ ²⁻	Al
INCUBACIÓN 15 DÍAS								
Z ₁ S ₁ a	7,06	168,91	9,21	2,64	4,27	2,80	454,65	0,13
Z ₁ S ₁ b	7,51	267,99	41,06	5,03	6,94	8,79	377,64	0,18
Z ₁ S ₁ c	7,17	232,46	28,35	6,56	8,02	4,51	430,21	0,77
Z ₂ S ₁ a	6,94	121,32	10,25	2,57	4,85	2,50	367,19	0,13
Z ₂ S ₁ b	7,05	184,48	19,87	4,59	5,72	18,28	514,88	0,16
Z ₂ S ₁ c	7,09	273,55	30,09	5,94	6,58	7,68	426,97	0,40
Z ₃ S ₁ a	6,56	155,68	12,92	3,33	5,88	2,55	1684,43	0,37
Z ₃ S ₁ b	7,05	233,52	20,75	4,55	7,34	8,98	428,27	0,46
Z ₃ S ₁ c	6,95	250,20	26,96	4,63	5,65	14,95	399,97	0,40
Z ₁ B ₁ a	6,82	121,99	11,94	1,68	3,70	2,39	280,17	0,38
Z ₁ B ₁ b	7,44	173,14	18,00	3,04	5,08	2,80	526,94	0,00
Z ₁ B ₁ c	7,25	325,82	53,89	7,15	10,30	2,56	672,59	0,36
Z ₂ B ₁ a	7,09	123,54	14,82	1,20	4,25	2,47	232,81	0,20
Z ₂ B ₁ b	6,69	242,42	28,25	3,87	6,15	17,09	525,85	0,31
Z ₂ B ₁ c	7,07	178,81	19,87	2,81	4,14	2,64	356,13	0,47
Z ₃ B ₁ a	6,85	129,44	12,44	1,97	4,29	1,89	456,22	0,47
Z ₃ B ₁ b	6,87	210,06	20,59	3,12	5,46	7,53	399,47	0,18
Z ₃ B ₁ c	7,1	239,08	26,98	3,56	5,84	8,24	661,64	0,26
INCUBACIÓN 30 DÍAS								
Z ₁ S ₁ a	6,96	80,84	5,76	1,61	2,98	2,12	190,92	0,35
Z ₁ S ₁ b	7,43	141,56	12,64	3,38	3,16	2,77	307,17	0,40
Z ₁ S ₁ c	7,08	234,63	17,04	5,30	5,44	3,28	462,68	0,24
Z ₂ S ₁ a	6,59	96,63	7,76	1,85	2,67	1,96	228,07	0,16
Z ₂ S ₁ b	7,00	162,91	17,60	3,24	3,60	2,16	349,02	0,00
Z ₂ S ₁ c	7,19	205,50	25,82	4,61	5,82	3,02	413,00	0,34
Z ₃ S ₁ a	6,87	88,63	8,20	1,72	2,40	1,74	278,09	0,00
Z ₃ S ₁ b	7,10	155,12	18,56	3,33	5,29	3,67	331,84	0,00
Z ₃ S ₁ c	6,96	213,95	26,94	4,38	5,17	4,63	355,91	0,21
Z ₁ B ₁ a	7,04	121,32	11,73	1,55	2,90	2,24	274,94	0,00
Z ₁ B ₁ b	7,11	196,71	27,99	3,26	4,27	1,99	558,41	0,23
Z ₁ B ₁ c	7,07	221,96	30,94	3,71	4,84	2,16	436,49	0,32
Z ₂ B ₁ a	6,47	162,24	12,32	1,60	4,20	1,94	339,05	0,23
Z ₂ B ₁ b	6,72	174,47	27,55	2,16	4,07	2,51	373,57	0,00
Z ₂ B ₁ c	7,05	236,86	36,75	3,54	5,18	2,11	456,46	0,23
Z ₃ B ₁ a	6,94	123,99	19,93	2,06	3,17	1,55	280,39	0,16
Z ₃ B ₁ b	6,81	175,25	19,98	2,08	3,34	1,36	319,03	0,18
Z ₃ B ₁ c	6,95	191,49	25,12	2,67	4,22	3,00	388,16	0,29

(Z = estéril; S = tierra vegetal; B = tierra vegetal; a = 40 t de lodo por ha; b = 80 t de lodo por ha; c = 120 t de lodo por ha; los subíndices indican las proporciones).

encontrados en los extractos acuosos de las mezclas con lodo (Tabla 5) no difieren de los obtenidos en disolución de suelos naturales de Galicia, caracterizada por su alta dilución (Calvo et al., 1987; Fernández Marcos y Macías, 1987; Álvarez

etal., 1992) y donde los valores de conductividad son normalmente inferiores a 300 dS m⁻¹.

Se observa como factor determinante en el incremento de la conductividad el aporte de lodo, ya que esta aumenta paralelamente con la dosis

del mismo, y tanto los extractos del estéril como de las tierras vegetales tienen conductividades inferiores a 64 dS m⁻¹.

El contenido de **sulfato en los extractos** (Tabla 5), presenta valores extremos de 191 y 673 mg L⁻¹. Estos altos valores provienen del elevado contenido de sulfato en el lodo. Este anión presenta una tendencia paralela a la conductividad eléctrica, parámetro con el que muestra una alta correlación ($r=0,91$).

Se observa como tendencia general, un ligero aumento de la concentración de sulfato al aumentar la dosis de lodo aportada a las mezclas. Con el transcurso del tiempo, al igual que señalamos en relación con la CE, se produce una disminución del contenido de sulfato en el extracto debido a que este anión puede ser fijado por la materia orgánica a través de puentes catiónicos o bien inmovilizado en la biomasa microbiana.

El catión básico dominante es el Ca, seguido de Na, Mg y K (Tabla 5) por este orden (con alguna variación entre el magnesio y el potasio). La proporción de cationes básicos en el extracto acuoso de estas mezclas con lodo difiere de la descrita en suelos naturales de Galicia, en la que el Na se presenta como catión dominante (Fernández Marcos y Macías, 1987; Calvo et al., 1987; Álvarez et al., 1992).

El **Ca** presenta concentraciones entre 5,7 y 54 mg L⁻¹ y una disminución con el paso del tiempo. El **Mg** oscila entre 1,5 y 7,1 mg L⁻¹, presentando una tendencia paralela a la del Ca de disminución con el tiempo. Las concentraciones de calcio son muy elevadas en relación a las de disoluciones de suelos naturales (generalmente inferiores a 7 mg L⁻¹ tanto para Ca como para Mg) (Tabla 5).

Ca y Mg siguen una tendencia paralela a la conductividad eléctrica, con la que presentan buenas correlaciones (Tabla 6)

El **Na** presenta un rango de variación entre 2,4 y 10,3 mg L⁻¹, con tendencia a la disminución con el tiempo de incubación. El **K** oscila entre 1,3 y 1,8 mg L⁻¹ presentando una clara disminución con el tiempo de incubación.

El potasio en disolución no presenta una tendencia clara a aumentar con la dosis de lodo (Tabla 5), lo que parece indicar una fijación de potasio.

El rango de concentración de **aluminio** total obtenido en los extractos acuosos (mezclas con lodo) presenta valores extremos de < 0,01 y 0,77 mg L⁻¹, con un intervalo más frecuente de valores comprendidos entre 0,12 y 0,45 mg L⁻¹ (Tabla 5). Como era de esperar todas las concentraciones son inferiores a 1 mg L⁻¹ ya que los valores de pH de las mezclas presentan valores siempre superiores a 5,0.

CONCLUSIONES

El efecto de la adición del lodo de una depuradora urbana, a una mezcla realizada con un estéril de cantera de arcilla y dos tipos de horizontes superficiales que habían sido retirados antes del comienzo de las actividades extractivas, subsana los inconvenientes generados por el estéril, aumentando el pH, la CICE, el contenido de materia orgánica y de nutrientes. Sin embargo, el aporte del estéril se hace necesario, ya que aumenta el volumen de material disponible y da salida a un material que por sí solo carece de las características adecuadas para el desarrollo vegetal.

La dinámica de macronutrientes tras la

Tabla 6: Correlaciones entre Ca y Mg de los extractos acuosos 1:10.

	CE (15 días)	CE (30 días)	Todas las muestras (15 y 30 días)
Ca	0,89	0,84	0,8
Mg	0,92	0,77	0,27

adición de lodo viene determinada fundamentalmente por el balance entre procesos de mineralización e inmovilización microbiana. Este último proceso, en sistemas abiertos, puede reducir el riesgo de pérdidas por lixiviación de los elementos más móviles, constituyendo una reserva de nutrientes a medio plazo.

La proporción de estéril en relación a la tierra vegetal 3:1 parece la más indicada dado el aumento de volumen de sustrato y la posibilidad de corregir sus efectos negativos mediante adición de lodo.

Si bien la dosis de lodo de 80 t ha⁻¹ sería suficiente, un aumento de la misma hasta 120 t ha⁻¹ no presenta inconvenientes y daría salida al lodo producido, en la cercana depuradora de Lorbé.

REFERENCIAS

- Alcañiz y Baldellou, J. M.; Comellas y Riera, L; Pujolá y Cunill, M. (1996): Manual de restauració d'activitats extractives amb fangs de depuradora. Recuperació de terrenys marginals. Generalitat de Catalunya (ed.). Departament de Medi Ambient. Junta de Sanjament. Barcelona, España.
- Adams, F. (1974): Soil solution. En: The plant root and its environment, Carson E.W. (ed.). University of Virginia Press, Charlottesville, VA.
- Álvarez, E. y C. Monterroso. (1992): Predicción de la composición de la disolución de suelos de mina a partir de extractos acuosos. III Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. Pamplona. Páginas 93-98.
- Álvarez Rodríguez, E., A. Martínez Cortizas y A. Veiga. (1992): Composición iónica de la disolución de los suelos de Galicia: relación con el tipo de cubierta arbórea y material de partida. *Ecología* **6**, 17-27.
- Bardseley, C. E. y Landcaster, J.D. (1960): Determination of reserve sulfur and solubles sulfates in soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* **24**, 265-268.
- Buondonno, A.; Coppola, E. Felleca, D. y Violante, P. (1992): Comparing tests for soil fertility: 1. Conversion equations between Olsen and Mehlich 3 as phosphorus extractants for 120 soils of south Italy. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **23**, 699-716.
- Calvo, R., M. Fernández Marcos, y A. Veiga Vila. (1987): Composición de la solución del suelo en medios naturales de Galicia. *Anal. Edafol. Agrobiol* **46**, 621-641.
- Calvo de Anta, R. F. Macías Vázquez y A. Riveiro Cruz. (1992): Aptitud agronómica de los suelos de la provincia de La Coruña. Diputación Provincial de La Coruña (eds). La Coruña.
- Dougan, W.K. y A.L. Wilson. (1974): The adsorptiometric determination of aluminium in water. A comparison of some chromogenic reagents and development of an improved method. *Analyst* **99**, 413-430.
- Fernández Marcos, M.L. y Macías Vázquez. (1987): Variación estacional de la composición de la disolución de suelos de Galicia en relación al tipo de horizonte y material original. *Anal. Edaf. Agrob.*, **46**, 53-65.
- Fieldes, M. y K.W. Perrot. (1966): The nature of allophane in soils. J. Significance of randomness in pedogenesis. *N.Z.J. Sci.* **9**, 622-632.
- Guitian Ojea, F. y T. Carballas Fernández. (1976): Técnicas de análisis de suelos. (ed.). Pico Sacro, Santiago de Compostela. 288 pp.
- Kamprath, E. J. (1970): Exchangeable Al as a criterion for liming leached mineral soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* **34**, 252-254.
- Lozano Cerezo, M.L.; M.L. Fernández Marcos y E. Álvarez Rodríguez. (1997): Modificación de las propiedades físicas de un estéril de cantera por la adición de lodo de depuradora de aguas residuales. (En preparación).
- Macías, F.; Calvo, R.M.; García, C.; García Rodeja, E. y Silva, B. (1992): El material original: su formación e influencia en las propiedades de los suelos de Galicia. *Anales*

- de Edafología y Agrobiología* **41**, 1746-1768.
- Mehlich, A. (1984): Mehlich 3 soil test extractant. A modification of the Mehlich-2 extractant. *Commun. Soil Sci Plant Anal* **15**, 1409-1416.
- Mombiela, F. y Mateo, E. (1984): Necesidades de cal para praderas en terrenos «a monte». I Su relación con el Al cambiante en suelos sobre granitos y pizarras de Galicia. *Anales del INIA. Serie Agrícola* **25 (10)**, 129-143.
- Mosquera, A. (1987): Transformación de tierras de monte gallego en praderas permanentes: dosis óptimas de cal para establecimiento y mantenimiento. Mem. Tesis doctoral. Fac. Biología. Univ. Santiago.
- Olsen, S.R y L.E. Sommers. (1982): Phosphorus, pp. 403-430. En A.L. Page, R.H. Miller y D.E. Kiney (eds.), *Methods of Soil Analysis. Part 2*, Chemical ASA. Madison, Wisconsin, EEUU.
- Peech, L., Alexander, L.T. y L.A. Dean. (1947): *Methods of soil analysis for soil fertility investigations. USDA Cir. n°757.*
- Sanchez, P.A., Couto, W. y Buol, S.W. (1982): The fertility capability soil classification system: interpretación, applicability and modification. *Geoderma* **27**, 283-309.
- Sims, J.T. (1989): Comparison of Mehlich 1 and Mehlich 3 extractants for P, K, Ca, Mg, Mn, Cu and Zn in Atlantic Coastal plain soils. *Commun. Soils. Sci. Plant Anal.*, **20**, 1707-1726.