

COMPOSTAJE DE UN LODO BIOLÓGICO DE LA INDUSTRIA CERVECERA CON AIREACIÓN FORZADA Y VIRUTAS DE EUCALIPTO

K.G. BELTRAME¹; R.R. ALOISI¹; G.C. VITTI¹; R. BOLUDA^{2*}

¹Dpto. do Solos. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ). Univ. Sao Paulo (Brasil). ²Centre d'Investigacions sobre Desertificació (CIDE, CSIC-UV-GV). C/Camí de la Marjal s/n. 46470 Albal (València). *boluda@uv.es*. *Enviar correspondencia.

Resumen. El destino final de algunos residuos de origen industrial es un hecho que afecta en gran medida a todos los sectores de la sociedad. Las soluciones hasta ahora empleadas, como aterramientos industriales, incineradoras etc., no son seguras desde el punto de vista ambiental y sanitario. Estos residuos están constituidos básicamente de materia orgánica y es una gran incoherencia el hecho de que las industrias gasten elevadas sumas de capital para enterrarlos o incinerarlos con el fin de eliminar un componente que es escaso en general en todos los suelos dedicados al cultivo tanto en las zonas tropicales como mediterráneas.

La concepción moderna de la gestión ambiental tiene como base el reciclaje de residuos y en este contexto el compostaje surge como una forma segura de tratamiento de residuos y de la reutilización de los nutrientes en ellos contenidos.

El presente trabajo tiene por objeto evaluar el desarrollo del proceso de compostaje por pilas estáticas con aireación forzada, mezclando lodo y virutas de eucalipto, como una alternativa económica factible para el tratamiento del lodo biológico producido en la industria cervecera.

Los resultados obtenidos indican que el proceso redujo el potencial contaminante del lodo en un 70% con relación a la materia orgánica total y al 77% con relación a la materia orgánica compostable. La masa total de lodo fue reducida al 82,5% y su volumen al 72,5%.

El proceso eliminó totalmente el aspecto negativo y el mal olor del lodo, libre de fitotoxinas pudiendo ser utilizado en agricultura.

Palabras clave: *residuos sólidos industriales, compostaje, lodo biológico, cerveceras, gestión ambiental.*

Abstract. The final destination of many industrial residues is a fact that generate a lot of problems and discussion because the ways utilized until now, could be no so save to environment or public health. Many of them are constituted by organic matter and, for this reason, is not so understandable why the industries spend so much to burn it or to bury it, while the tropical and mediterranean soils needs so much of this material.

The modern concept of environmental management includes the effluent's recycling and, for this, the composting is a safety way to treat them and reuse the nutrients contained in this material.

This work was developed in spite to evaluate the composting process using air flux, as an economic and viable alternative to treat the brewery's biological sludge.

The results obtained show that this process reduced in a 70% the potential of pollution from the total organic matter, and the reduction was of the 77% from the compostable organic matter. Moreover, the total sludge mass was reduced in 82,5% and its volume in 72,5%.

This process also eliminated the disagreeable smell and result in a compost free of phytotoxins which could be used in agronomic practices.

Key words: *industrial solid waste, management environmental, sludge, composting*

INTRODUCCIÓN

La industria cervecera produce, entre otros, un residuo que proviene del tratamiento aeróbico en sus plantas de depuración que están constituidas, básicamente, por lagunas de estabilización con aireadores de superficie que promueven su oxigenación. Estas estaciones reciben el agua residual de las diferentes etapas del proceso de fabricación de la cerveza, el agua de lavado del equipamiento, tanques, fondos de cubas, etc. y el agua residual del alcantarillado de la propia fábrica. También se pueden encontrar restos de papeles (celulosa), aminas, fermentos, tierra de diatomeas, y una pequeña cantidad de cerveza que proviene de los intersticios del fermento reciclado y de las botellas que se rompen durante la pasteurización (Braile y Cavalcanti, 1993). Al final del tratamiento aeróbico resulta la formación de un material pastoso, con alto contenido en humedad, de coloración pardusca a negra, de aspecto desagradable y fuerte mal olor, que recibe el nombre de lodo biológico (Braile y Cavalcanti, 1993). La mezcla y tratamiento conjunto de todos estos materiales residuales provoca la presencia de microorganismos patógenos (virus, bacterias, hongos, protozoos y helmintos) en el lodo. Estos pueden sobrevivir suficiente tiempo para desencadenar la contaminación en la cadena trófica (Blum y Feachem, 1985; Pereira-Neto et al., 1987).

Deshacerse de ese material viene siendo un problema de difícil solución para la industria, sobre todo por la falta de legislación al respecto. En Brasil la Compañía de Ingeniería y Tecnología del Estado de Sao Paulo (CETESB), permite su vertido al suelo y en aterramientos industriales, aún así, actualmente este proceso es muy difícil y costoso. Bevenuto (1996), alerta al respecto indicando que la capacidad de almacenamiento de las industrias es limitada y se agotará o que puede poner en peligro la calidad de los suelos y sistemas acuáticos. Dicho

autor, también comenta que la utilización de zonas de aterramiento en las industrias construidas de manera adecuada son pocos y que el manejo y coste de los residuos depositados en estos lugares es muy elevado. Estas soluciones no son seguras desde el punto de vista ambiental y sanitario. Algunos autores han demostrado que provocan serios problemas medio ambientales: aumento de la cantidad de vectores (moscas, mosquitos, roedores etc.) y alto índice de enfermedades parasitarias cuya transmisión tiene como vehículo el agua, debido a la contaminación de los cauces y de los acuíferos (Anid, 1986.; Mcbrath et al., 1988; Costa et al., 1991; Pereira-Neto et al., 1987; Aloisi, 1995).

Por otro lado, estos lodos están constituidos básicamente de materia orgánica y es una gran incoherencia el hecho de que las industrias gasten elevadas sumas de capital para enterrarlos o incinerarlos con el fin de eliminar un componente que es escaso en general en todos los suelos tropicales (Aloisi, 1995). En el ámbito mediterráneo estos aspectos no son menos importante ya que los suelos cultivados, sobre todo en secano, presentan contenidos muy bajos de materia orgánica (Sánchez et al., 1994; Gómez et al., 1998). Resulta, pues, evidente, la necesidad de reciclar este tipo de residuos y mantener el nivel adecuado de materia orgánica en los suelos para evitar su degradación. Pero surge el inconveniente de la escasez, cada vez mayor, de productos orgánicos naturales; por consiguiente, es preciso recurrir a otros materiales orgánicos. En este sentido, los materiales procedentes del compostaje de residuos sólidos urbanos han sido bastante estudiados y, muchos de ellos, se encuentran ya en muy buenas condiciones de reciclaje que minimizan sensiblemente cualquier problema de contaminación (Fortun y Fortun, 1995).

Por todo lo anterior, se buscó una solución para la transformación del lodo biológico de cerveceras en un compost orgánico. No se han encontrado referencias sobre este tema

en Brasil; pero, transformar este tipo de material en un abono puede ser la mejor manera de tratarlo. Algunas ventajas podrían ser: eliminar el olor y aspecto desagradables del residuo, eliminar los microorganismos patógenos, reducción de volumen y cambio de estado físico (semilíquido a sólido), facilitar su manejo y, evidentemente, obtener un material susceptible de ser utilizado como enmienda agrícola sin causar daños al medio ambiente (Kiehl, 1985; Costa et al., 1991; Grossi, 1993).

Para que el lodo pueda ser compostado es necesario incorporar un segundo material como agente estructurante, el cual debe presentar propiedades complementarias a aquel, como es una relación C/N alta así como equilibrar la humedad (Epstein et al., 1981). Estas condiciones se presentan en la viruta de eucalipto permitiendo, además, la circulación del aire dentro de la masa al ser compostada.

La industria de cerveza produce una cantidad de lodo muy grande, del orden de 30 a 100 tm/día, por tanto, el sistema debe ser rápido, seguro y eficaz para atender toda la demanda de producción de lodo. El sistema de pilas estáticas con aireación forzada, puede ser una buena alternativa para el tratamiento del lodo, pues permite la estabilización rápida de los componentes de la mezcla. Su instalación no es cara y no requiere grandes superficies (Wilson et al., 1980).

El fin del presente trabajo es: verificar la posibilidad de emplear el sistema de pilas estáticas con aireación forzada para el compostaje del lodo de la industria cervecera y determinar la eficacia del proceso para disminuir su potencial contaminante.

MATERIAL Y MÉTODOS

El experimento fue realizado en una parcela de la Escuela Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ-USP. Piracicaba-Brasil), con el propósito de obtener datos preliminares de la evolución del proceso de

compostaje elegido (pilas estáticas con aireación forzada) y que pudiese aportar las directrices a seguir para su implementación a escala industrial.

De acuerdo con los resultados del análisis físicoquímico del material utilizado, y con la información bibliográfica (Wilson et al., 1980), se utilizó una proporción en volumen de 2:1 de agente estructurante y lodo biológico, respectivamente. Así, se mezclaron 20 m³ de viruta de eucalipto como agente estructurante con 10 m³ de lodo. Sus características se presentan en la Tabla 1.

Mediante tractores equipados con palas de recogida frontales se procedió a la mezcla de ambos materiales, estableciéndose una capa de forma triangular, sobre una manguera de plástico, de 10 metros de longitud perforada en los seis metros centrales, con los extremos cerrados y otra conectada a un ventilador de tipo siroco provisto de conducción de aire en forma de espiral y accionado por un motor bifásico de 0,5 HP de potencia. El funcionamiento del ventilador fue controlado por un temporizador de veinticuatro horas que se mantenía conectado quince minutos de cada 45 siguiendo las indicaciones de Wilson et al., (1980).

El experimento se desarrolló durante 34 días, siendo inicialmente retiradas las muestras de los residuos por separado el primer día de montaje. Diariamente, siempre a la misma hora, se tomaban lecturas de temperatura interna de la capa mediante termopares. Al final del proceso el compuesto obtenido se separó por tamizado sobre un tamiz de luz de maya de 0,5 cm. Por una parte, se obtuvo la viruta de eucalipto residual y por otra, el compost. De ambos materiales se tomaron muestras para su posterior análisis.

Posteriormente, el compost obtenido se apiló y permaneció así 30 días hasta completar su maduración. Para evaluar el rendimiento del proceso de compostaje y su eficacia para disminuir el poder contaminante, se realizó un balance de masas entre los compo-

nentes iniciales de la mezcla y los productos finales.

Las determinaciones analíticas de los residuos se realizaron siguiendo los métodos de Kiehl(1985). Humedad a 65°C, Humedad total a 110°C. Materia orgánica total por combustión a 550°C y la compostable mediante el ataque del C orgánico oxidable (MO=58%) con $K_2Cr_2O_7$. El residuo mineral total se determinó después de la calcinación, la fracción insoluble (predominantemente silicea) por pesada después del ataque con HCl 1:1 y la fracción soluble se determinó por diferencia de las dos anteriores. Los nutrientes Ca, Mg, K, Na, Cu, Zn, Mn y Fe

mediante disolución ácida (HCl) del residuo de calcinación y por espectrofotometría de absorción atómica, excepto Na y K que se determinaron por fotometría de llama. P por extracción con resinas de intercambio iónico y cuantificación colorimétrica (desarrollo del complejo de color amarillo fosfomolibdovanadato); S por gravimetría (BaCl) y N Kjeldhal.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Seguimiento de la temperatura

La eficacia del proceso de compostaje fue verificada por el control diario de la tem-

TABLA 1. Composición inicial y final de un lodo biológico de la industria cervecera y viruta de eucalipto sometidos a compostaje durante 34 días

DETERMINACIONES	UNIDAD	INICIAL		FINAL	
		LODO	VIRUTAS	COMPUESTO	VIRUTAS
pH en $CaCl_2$ 0,01M		7,25	4,2	6,5	5,6
Humedad a 60-65°C	%	82,01	35,88	18,43	34,58
Humedad a 65-110°C	%	0,82	2,29	1,81	2,69
Humedad Total	%	82,82	38,17	20,24	37,27
Sólidos Totales	%	17,18	61,83	79,76	62,73
SOBRE BASE SECA:					
MO total (combustión)	%	57,18	99,6	20,12	68,15
MO compostable(dicromato)	%	52,46	86,2	14,84	62,16
MO resistente	%	2,75	13,39	5,28	5,99
Carbono total	%	30,67	55,33	11,18	37,86
Carbono compostable	%	29,15	47,89	8,25	34,53
Minerales totales	%	44,79	0,4	79,88	31,85
Minerales insolubles	%	37,31	0,1	65,32	26,03
Minerales solubles	%	7,49	0,31	14,56	5,2
Nitrógeno Total	%	4,67	0,16	0,93	1
Fósforo total (P_2O_5)	%	2,43	0,02	0,85	0,29
Potasio total (K_2O)	%	0,06	0,05	0,14	0,11
Calcio total (Ca)	%	0,31	0,02	0,34	0,26
Magnesio total (Mg)	%	0,06	0,02	0,06	0,05
Azufre total (S)	%	0,15	0,02	0,09	0,1
Cobre total (Cu)	mgKg ⁻¹	393	8	158	88
Manganeso total (Mn)	mgKg ⁻¹	141	21	244	155
Zinc total (Zn)	mgKg ⁻¹	421	24	168	86
Hierro total (Fe)	mgKg ⁻¹	5.457	256	31.571	13.050
Sodio (Na)	mgKg ⁻¹	4.229	162	1.018	925
C/N total		6,57	342	12,02	37,86
C/N (C compost./Ntotal)		6,25	296	8,87	34,53

peratura de la masa durante el experimento (Figura 1).

Los tres primeros días se observó un leve descenso de la temperatura inicial, indicando una desaceleración metabólica de los microorganismos originalmente presentes en el material, posiblemente microorganismos anaeróbicos que se desarrollaron durante el almacenamiento del lodo durante algunos días.

Del cuarto al octavo día se observó un aumento significativo de la temperatura que alcanzó 62,4 °C. Durante ese período hubo, probablemente, un aumento de la población de microorganismos aeróbicos, siendo que los termófilos pasaron a dominar en detrimento de la microflora anaeróbica mesófila original. Entre el noveno y décimo día se produjo un paro en el sistema de aireación, es decir el ventilador se conectó ininterrumpidamente de manera fortuita (por causa de una tormenta), determinando un enfriamiento de la masa. Esta rápida bajada de temperatura,

de 62 a 26 grados centígrados, debió causar la eliminación de la microflora termófila, disminuyendo la actividad biológica.

La inyección de aire fue reiniciada el 12° día, y para disminuir el impacto del enfriamiento del material, se optó por mantener el ventilador desconectado durante períodos mayores de tiempo (15 minutos conectado y sesenta desconectado). Con este procedimiento se restablecieron nuevas comunidades de microorganismos que completaron con éxito el proceso de compostaje.

Variaciones fisico-químicas durante el proceso de compostaje (balance de masa)

Las muestras obtenidas al inicio y final del experimento se analizaron para evaluar los cambios sufridos en los materiales. Se realizó un balance de masa de los componentes iniciales y finales (lodo, virutas de eucalipto, mezcla y compuesto obtenido) calculando sus respectivas tasas de reducción. Todo ello, encaminado a determinar el rendimiento del

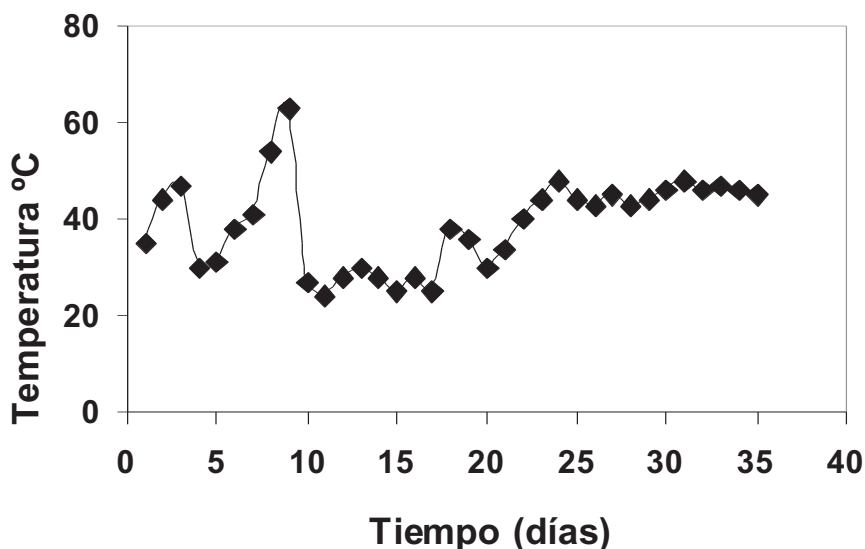


FIGURA 1: Variación de la temperatura durante el proceso de compostaje de un lodo biológico de cervecera, con viruta de eucalipto, mediante un sistema de pilas estáticas con aireación forzada.

proceso de compostaje. Los resultados obtenidos se muestran en las Tablas 1 y 2.

El volumen de lodo biológico utilizado fue de diez metros cúbicos, correspondiendo a 10,68 toneladas con 82,82% de humedad y 17,18% de sólidos totales, de los cuales 30,67% correspondían a carbono total, 29,15% a carbono compostable con relaciones C/N de 6,57 y 6,25 respectivamente. El volumen de agente estructurante fue de veinte metros cúbicos, correspondientes a 8,92 toneladas que poseían un 38,17% de humedad y 61,83% de sólidos totales, de los cuales 55,33% correspondieron a carbono total y 47,89% a carbono oxidable con una relación C/N de 342 y 296 respectivamente.

La masa total de la mezcla de lodo y virutas que fue compostada presentó aproximadamente el 60% de humedad y una relación C/N de 34, condiciones ideales para el compostaje (Wilson et al., 1980; Costa et al., 1991). De las 19,6 Tm totales, 12.246,94 Kg correspondían a agua y 7.350,06 Kg a sólidos totales, de los cuales 3.614,32 Kg eran de carbono total y 3.176,10 Kg de carbono compostable (C orgánico oxidable). El proceso, determinó la reducción del potencial contaminante del lodo en un 70% con relación a la materia orgánica total y en un 77% a la materia orgánica oxidable (Tabla 2). El olor y mal aspecto del lodo fueron eliminados.

La masa total del lodo se redujo en un 82,5% y su volumen en el 72,5%, la humedad disminuyó del 82,82% hasta el 20,2% (Tablas 1 y 2). La cantidad total de agua eliminada fue de 9,42 m³, representando el 76,85% del total inicial. Para evaporar 1 g de agua de la mezcla que va a ser compostada son necesarias 587 calorías (Roger y Lester, 1981), por lo tanto, se debieron consumir, aproximadamente, 5,53 millones de kilocalorías, producidas por el sistema solo para evaporar el agua.

Durante la homogeneización de la masa los minerales presentes en el lodo (821,82 Kg), en la viruta (22,06 Kg) y de una peque-

ña porción del suelo incorporado como consecuencia del raspado de la superficie por la maquinaria, se concentraron en los productos finales: en el compost 1.185,05 kg y en la viruta residual 1.318,65 Kg. Para el lodo, 81,77% son residuos minerales insolubles (principalmente sílice) y 18,23% de residuos minerales solubles (sales minerales de fósforo, potasio, calcio, magnesio, azufre y micronutrientes). Para la viruta residual los porcentajes obtenidos fueron: 81,73% de minerales insolubles y 18,27% de minerales solubles (Tabla 2).

Cuando los microorganismos descomponen la materia orgánica liberan nutrientes como N, P, S y micronutrientes que estaban presentes en la materia orgánica (mineralización). Cuando ocurre lo contrario, es decir cuando utilizan los elementos de la solución para efectuar su anabolismo, ocurre la llamada inmovilización de los nutrientes. Ambos procesos pueden ocurrir simultáneamente, siendo que la predominancia de uno de ellos puede llevar al aumento o disminución de los elementos de la solución del suelo (Cerri et al., 1992).

El N es de origen orgánico y a su vez uno de los elementos más abundantes en el lodo (4,67%). La conversión de N orgánico a NH₄⁺ (amonificación) es un proceso relativamente lento (Vitoria et al., 1992). Durante la mineralización, gran parte del N orgánico (41,5%) se perdió por volatilización como N amoniacal, durante el proceso de compostaje, debido a las altas temperaturas que se alcanzaron. Esta pérdida es esperada en materiales con baja C/N. Parte de él, pasó por nitrificación a NO₃⁻, permaneciendo en el compuesto o incorporado en el propio citoplasma microbiano (inmovilización, Kiehl, 1985).

El fósforo orgánico, inicialmente presente en grandes cantidades en el lodo, sufrió la mineralización pasando a formas solubles y posteriormente, fue inmovilizado temporalmente por los microorganismos. Anderson (1980) considera que la relación C/P de la

Tabla 2. Balance inicial y final de la composición del material compostado con sus respectivas tasas de reducción.

DETERMINACIONES	UNIDAD	INICIAL			FINAL			TASA DE REDUCCIÓN (%)		
		LODO	VIRUTAS	MEZCLA	COMPUESTO	VIRUTAS	MEZCLA	LODO	VIRUTA	MEZCLA
pH en CaCl2 0,01M		7,25	4,2	7	6,5	5,6	—	—	—	—
Humedad a 60-65°C	Kg	8.758,13	3.200,50	11.958,60	342,8	2.282,28	2.625,08	96,09	28,69	78,05
Humedad a 65-110°C	Kg	87,04	204,27	291,31	33,67	177,54	211,21	61,32	13,08	27,50
Humedad Total	Kg	8.845,18	3.404,76	12.249,90	376,46	2.59,82	2.836,28	95,74	27,75	76,85
Sólidos Totales	Kg	1.834,82	5.515,24	7.350,06	1.483,54	4.140,18	5.623,72	19,15	24,93	23,49
VOLUMEN TOTAL	m3	10	20	—	2,75	18	—	72,53	10	—
MASA TOTAL	Kg	10.680,00	8.920,00	19.600,00	1.860,00	6.600,00	8.460,00	82,58	26,01	56,84
DENSIDAD	t/m ³	1,07	0,45	—	0,54	0,23	—	—	—	—
SOBRE BASE SECA:										
MO total	Kg	1.013,00	5.493,18	6.506,18	298,49	2.821,53	3.120,02	70,53	48,64	52,05
MO compostable	Kg	962,45	4.754,14	5.716,59	220,16	2.573,54	2.793,69	77,13	45,87	51,13
MO resistente	Kg	50,46	738,49	788,95	78,33	248	326,33	-55,24	66,42	58,64
Carbono total	Kg	562,74	3.051,58	3.614,32	165,86	1.567,47	1.733,33	70,53	48,63	52,04
Carbono compostable	Kg	534,85	2.641,25	3.176,10	122,39	1.429,60	1.552,00	77,12	45,87	51,14
Minerales totales	Kg	821,82	22,06	843,88	1.185,05	1.318,65	2.503,70	-44,2	-5.877,29	-196,69
Minerales insolubles	Kg	684,57	5,52	690,09	969,05	1.077,69	2.046,74	-41,56	-19.440,20	-196,59
Minerales solubles	Kg	137,34	17,1	154,43	216	240,96	456,96	-57,28	-1.309,34	-195,9
Nitrógeno Total	Kg	85,59	8,82	94,42	13,8	41,4	55,2	83,88	-369,17	41,54
Fósforo total (P ₂ O ₅)	Kg	44,59	1,1	45,69	12,61	12,01	24,62	71,72	-988,49	46,12
Potasio total (K ₂ O)	Kg	1,01	2,76	3,77	2,08	4,55	6,63	-105,8	-65,15	-76,04
Calcio total (Ca)	Kg	5,6	1,1	6,7	5,04	10,76	15,81	9,87	-875,88	-135,97
Magnesio total (Mg)	Kg	1,01	1,1	2,11	0,89	2,07	2,96	11,79	-87,67	-40,15
Azufre total (S)	Kg	2,75	1,1	3,86	1,34	4,14	5,48	51,49	-275,34	-42,02
Cobre total (Cu)	Kg	0,72	0,04	0,77	0,23	0	0,23	67,49	99,59	69,34
Manganeso total (Mn)	Kg	0,26	0,12	0,37	0,36	0	0,36	-39,92	99,59	3,22
Zinc total (Zn)	Kg	0,77	0,13	0,9	0,25	0	0,25	67,73	99,59	72,39
Hierro total (Fe)	Kg	10,01	1,41	11,42	46,84	0,01	46,84	-367,8	99,59	-310,05
Sodio (Na)	Kg	7,76	0,89	8,65	1,51	0	1,51	80,53	99,59	82,5
C/N total		6,57	342	38,28	12,02	37,86	31,4	0,84	—	1,25
C/N compostable		6,25	296	33,64	8,87	34,53	28,12	0,91	—	1,23

materia orgánica determina que predominen o no las reacciones de mineralización o inmovilización estableciendo como nivel crítico el valor de 200 para esa relación. Valores superiores indican que predominarán las reacciones de inmovilización (altos contenidos de carbono), y a valores inferiores predominarán las de mineralización (bajos contenidos de carbono).

El azufre es un elemento esencial para todos los seres vivos y forma parte de la constitución de las proteínas y enzimas como NADH deshidrogenasa y ferredoxina. En estado reducido (S^{-2} , S^0), puede actuar como fuente de energía para algunas bacterias quimiótrofas, si bien, en estado oxidado (SO_4^{2-}) actúa como aceptor de electrones del metabolismo respiratorio de las bacterias reductoras de sulfato (García, 1992). Normalmente, la degradación de la materia prima conteniendo azufre lleva consigo la formación de H_2S . En general, se considera que para relaciones de C/S mayores de 300 ocurren, principalmente, reacciones de inmovilización y para menores de 100, reacciones de mineralización. Con respecto al lodo, se observa que el S sufre una reducción del 51,49%, indicando, posiblemente, que gran parte de este elemento es liberado al medio siendo finalmente inmovilizado.

Los demás minerales como potasio, calcio y magnesio, fueron concentrados durante el proceso, principalmente en las virutas de eucalipto cuya reducción en peso y volumen fue del 26% y 10% respectivamente (Tabla 2). Parte de las reducciones minerales que se han observado se debieron a la inmovilización temporal de estos nutrientes durante el proceso de compostaje, excepto para el nitrógeno, cuya mayor pérdida debió producirse por volatilización en forma de N amoniacal. Esto concuerda con los datos obtenidos por Costa et al. (1991). El Fe sufrió un aumento importante debido, como ya se ha señalado, a la incorporación de una parte del suelo de la parcela; no hay que olvidar que los suelos tropicales poseen gran cantidad de óxidos de hierro.

CONCLUSIONES

El sistema de compostaje mediante pilas estáticas con aireación forzada utilizando viruta de eucalipto, es una alternativa extremadamente viable para el tratamiento de lodo biológico de la industria cervecera.

El proceso de compostaje utilizado redujo significativamente el poder contaminante del lodo (microorganismos patógenos y fitotoxinas). El compuesto obtenido es un material con características físicas, químicas, físico-químicas y microbiológicas estables y adecuadas que permitirá su aplicación en grandes tasas por unidad de superficie.

Por otro lado, el proceso puede ser realizado de manera que se puede tratar grandes cantidades de lodo biológico de la industria cervecera, bastando para ello, una adecuación de los ciclos de producción del material que va a ser compostado.

REFERENCIAS

- ALOISI, R.R. (1995). Decomposição de resíduos da indústria cítrica em solos de textura média. Piracicaba. 255p. Tese (Livro Docência). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.
- ANDERSON, G. (1980). Assessing Organic Phosphorus in Soil. In: KWASANEH F., SAPLE, E.& KAMPRAH E.J. (Ed.) The Role of Phosphorus in Agriculture. Madison. Am. Soc. Agron. 411-431.
- ANID, P.J. (1986). Evaluating maturity and metal transfer of MSW compost. BIOCYCLE, Janeiro. 46-47.
- BEVENUTO, C. (1996). Técnicas de remediação e contenção de aterros e lixões. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO SOLO, 13, Águas de Lindóia. Solo-Suelo 96 Campinas: SBCS; Piracicaba: SBCS, CD-ROM.

- BRAILE, P.M.; CAVALCANTI, J.E.W.A. (1993). Manual de tratamento de águas residuárias industriais. São Paulo: CETESB. 764pp.
- BLUM, D.; FEACHEM, R.G. (1985). Health aspects of nightsoil and sludge use in agriculture and agriculture. III. Report 5/85. Dvebendorf: International Reference Centre for Waste Disposal. London. UK.
- CERRI, C.C.; ANDREUX, F.; BRIGITTE, P.E. (1992). O ciclo do carbono no solo In: CARDOSO, J.B.N.; TSAI, S. M.; NEVES, M.C.P. Microbiologia do solo Campinas: SBCS. 73-91.
- COSTA, F.; GARCIA, C.; HERNANDEZ, T.; POLO, A. (1991). Residuos orgánicos urbanos: manejo y utilizacion. Murcia. CSIC. 181pp.
- EPSTEIN, E.; PAAR, J.F.; SIKORA, G.B.; WILSON, G.B. (1981). The Aerated method of sludge composting. In: GOLDSTEIN J. (Ed) Composting: theory and practice for city, industry and farm. Emmaus: JG Press. 117-124.
- FORTUN GARCÍA, C. Y FORTUN GARCÍA, A. (1995). Utilización de compost de residuo sólido urbano para disminuir la degradación de los suelos. Edafología. 1:27-34.
- GARCIA, J. O. (1992). O enxofre e suas transformações microbianas. In: CARDOSO, J.B.N.; TSAI, S.M.; NEVES, M.C.P. Microbiologia do solo. Campinas: SBCS. 319-329.
- GÓMEZ, I.; GALVAÑ, M.; MATAIX, J.; MATAIX, J. (1998). Efecto de la aplicación de un compost de lodo sobre el desarrollo y niveles nutricionales de un cultivo de Brócoli. VII Simposio Nacional-III Ibérico sobre Nutrición Mineral de las Plantas. Madrid. Septiembre. UAM. 341-346.
- GROSSI, M.G.L. de. (1993). Avaliação da qualidade dos produtos obtidos de usinas de compostagem brasileiras de lixo doméstico através de determinação de metais pesados e substâncias orgânicas tóxicas. São Paulo. 222p. Tese Doutorado. Instituto de Química, Universidade de São Paulo.
- KIEHL, E.J. (1985) Fertilizantes Orgânicos. Piracicaba: Agronômica. Ceres, 492p.
- McBRATH, S.P.; SANDERS, J.R.; SHALABY, M.H. (1988). The effects of soil organic matter levels on soil solution concentrations and extractabilities of manganese, zinc and copper. Geoderma. 42:177-188.
- PEREIRA-NETO, J.T.; STENTIFORD, E.I.; MARA, D.D.; SMITH, D.V. (1987). Survival of faecal indicator microorganisms in refuse sludge compost using the aerated static system. Waste Management and Research. 4:397-406.
- ROGER, T.H.; LESTER, A.H. (1981). A discussion of engineering principles. In: GOLDSTEIN J. (Ed) Composting theory and practice for city, industry and farm. Emmaus: JG Press. 129-147.
- WILLSON, G.B.; PARR, J.F.; EPSTEIN, E. (1980). Manual for composting sewage by the Beltsville Aerated Method. Cincinnati: U.S. Environmental Protection Agency. 64p.
- SÁNCHEZ, J.; BOLUDA, R.; ARTIGAO, A.; MORELL, C.; COLOMER, J.C.; GUARDADO, R. (1994). Desertificación en Castilla-La Mancha. El proyecto EFEDA: Suelos. Santa Olalla, F. Ed. P 97-142. Ediciones de la Universidad de Castilla-La Mancha.